Beoordeling van de mariene degradatie in de Noordzee en voorstellen voor een duurzaam beheer - MARE-DASM

DUURZAAM BEHEER VAN DE NOORDZEE

PLAN VOOR WETENSCHAPPELIJKE ONDERSTEUNING VAN EEN BELEID GERICHT OP DUURZAME ONTWIKKELING

11565

FEDERAAL WETENSCHAPSBELEID

PLAN TER WETENSCHAPPELIJKE ONDERSTEUNING VAN EEN BELEID GERICHT OP DUURZAME ONTWIKKELING (PODO-I)

Programma: "Duurzaam beheer van de Noordzee"

VLIZ (vzw)
VLAAMS INSTITUUT VOOR DE ZEE
FLANDERS MARINE INSTITUTE
Oostende - Belgium

Beoordeling van de mariene degradatie in de Noordzee en voorstellen voor een duurzaam beheer - MARE-DASM

Prof. Dr. F. Maes
Maritiem Instituut
Universiteit Gent - Vakgroep Internationaal Publiek Recht
Universiteitstraat 6, 9000 Gent

Prof. Dr. C. Janssen
Laboratorium voor Milieutoxicologie en Aquatische Ecologie
Universiteit Gent - Vakgroep Toegepaste Ecologie en Milieubiologie
J. Plateaustraat 22, 9000 Gent

Dr. ir. G. Pichot
Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee (BMM)
Gulledelle 100, 1200 Brussel

Prof. Dr. H. Bocken
Centrum voor Milieurecht
Universiteit Gent - Vakgroep Burgerlijk Recht
Universiteitstraat 4, 9000 Gent

D/2004/1191/46

INHOUD

Algemene inleiding 2

Netwerkconfiguratie 4

Schematische voorstelling van het project 5

THEMA 1
Socio-economische kostprijs van degradatie van het mariene milieu

Inleiding

1.1 Identificatie en kwantificatie van de verschillende factoren die bijdragen tot de degradatie van het mariene milieu 7
Onderzoeksgroep Milieutoxicologie, Universiteit Gent
Dagobert Heijerick, Prof. Dr. Colin Janssen

1.2 Ontwikkelen van socio-economische beoordelingscriteria die het mogelijk maken de kostprijs van deze degradatie objectief te bepalen 216
Ecolas
Karl Van Biervliet, Geert Bogaert, Mieke Deconinck, Dirk Le Roy, Sarah Bogaert

1.3 Ontwikkelen en evalueren van maatregelen die de overheid dient te nemen om een geïntegreerd beheer en duurzaam gebruik van de Noordzee te bevorderen 335
Maritiem Instituut
Prof. Dr. Frank Maes, Fanny Douvere, Dr. Jan Schrijvers

THEMA II
Accidentele olielozingen in het mariene milieu onder de rechtsbevoegdheid van België

Inleiding

2.1 Ontwikkelen van mathematische modellen die de kans op accidentele lozingen en de hierdoor aangerichte schade bepalen, zowel op leefmilieuvlak als op socio-economisch vlak 581
Beheerseenheid van het mathematisch model van de Noordzee
Dr. Ir. G. Pichot, Serge Scory

2.2 Ontwikkelen van technische en juridische procedures die het mogelijk maken de veroorzaakte degradatie van het mariene milieu te evalueren en financieel te verhalen op de vervuiler 641
Centrum voor Milieurecht en Maritiem Instituut
Prof. Dr. Hubert Bocken, Prof. Dr. F. Maes, Laurent Proot, Gwendoline Gonsaeles, Sophie Deloddere

ALGEMENE INLEIDING

Dit wetenschappelijk eindrapport bevat de onderzoeksresultaten van het project 'Duurzaam beheer van de Noordzee' – MARE-DASM, uitgevoerd in het kader van het plan voor wetenschappelijke ondersteuning van een beleid gericht op duurzame ontwikkeling (contract nr. MN/02/71) en gefinancierd door het Federaal Wetenschapsbeleid. Het onderzoeksproject duurde vier jaar .

Het onderzoek werd uitgevoerd door een multidisciplinair team, in samenwerking met het Laboratorium voor Milieutoxicologie en Aquatische Ecologie (UG – Prof. Dr. Colin Janssen/ D. Heijerick), de Beheerseenheid voor het Mathematisch Model van de Noordzee (ir. S. Scory), het Centrum voor Milieurecht (UG – Prof. Dr. H. Bocken/L. Proot) en ECOLAS N.V., met als coördinator Prof. Dr. F. Maes en als onderzoekers G. Gonsaeles en F. Douvere(Maritiem Instituut – Universiteit Gent).

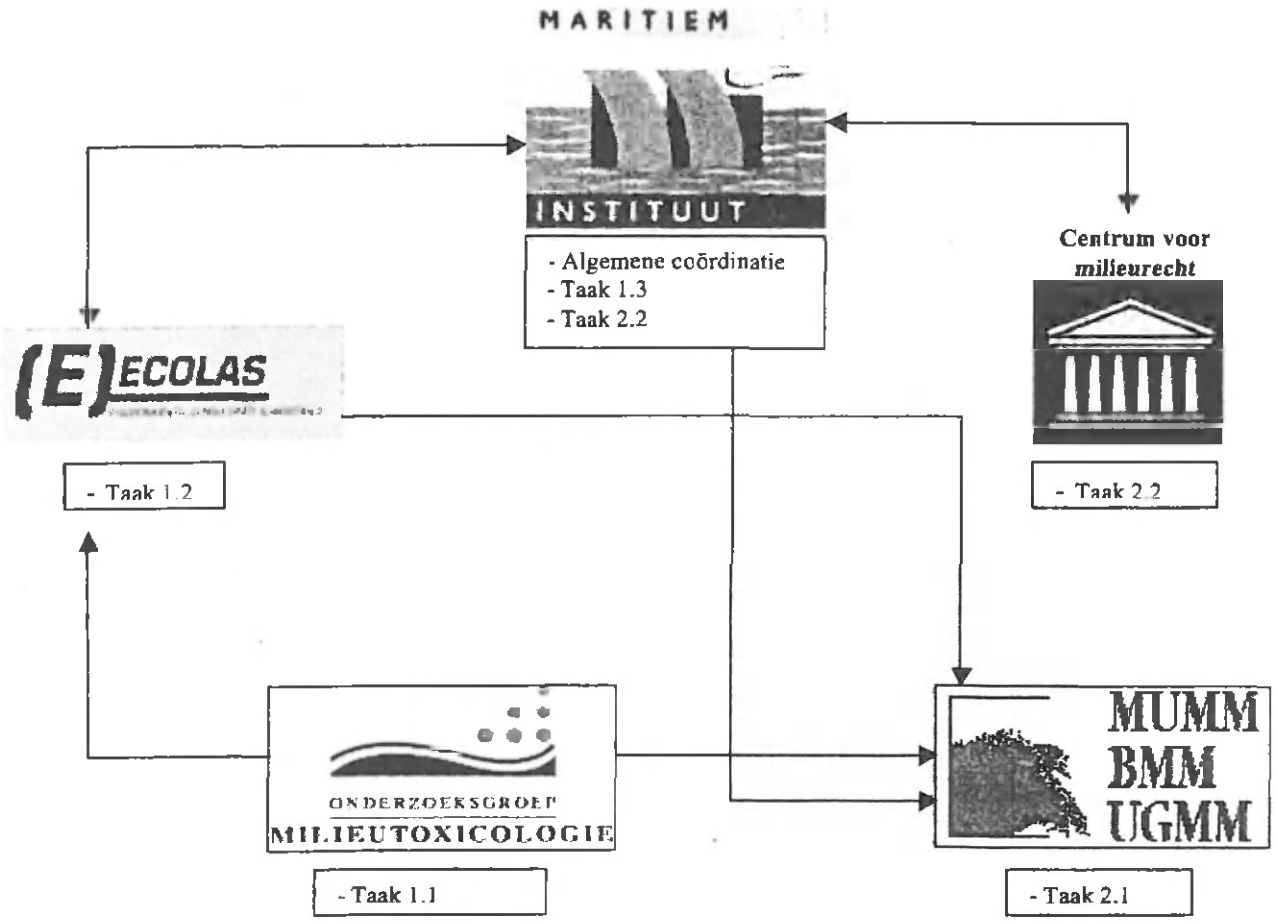
Tijdens dit onderzoek werd een socio-economische analyse doorgevoerd van de diverse Belgische gebruiksactiviteiten in de Noordzee, met het doel voorstellen te ontwikkelen tot een duurzaam beheer van het Belgisch deel van de Noordzee. Het onderzoek omvatte verder twee thema's: 1. de socio-economische kosten en baten van milieudegradatie; 2. de risico's op accidentele olieverontreiniging van het mariene milieu, de ecotoxicologische effecten van specifieke stoffen bij een olieverontreiniging, de modellering ervan, de internationale en Belgische aansprakelijkheidsregeling in het kader van het vergoeden van ecologische schade. De bereidheid tot betalen voor ecologische schade door een representatief staal voor de Belgische bevolking werd onderzocht op basis van de Contingent Valuation Method (CVM), als een instrument tot kwantificering van ecologische schade.

De vooropgestelde doelstellingen van het project zijn grotendeels verwezenlijkt. Niettegenstaande een intensief overleg tussen de verschillende partners tijdens de loop van het project, bleek het niet mogelijk de verschillende thema's aan elkaar te koppelen en hieruit algemene conclusies te trekken.

Maart 2003

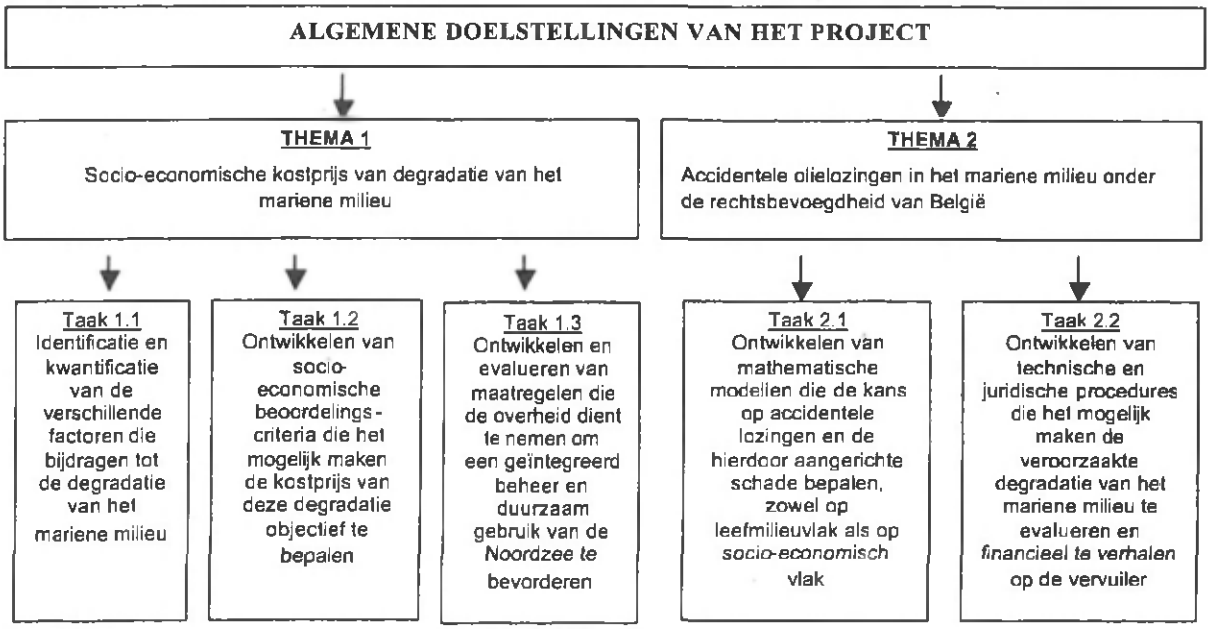
NETWERKCONFIGURATIE

In onderstaand schema wordt de netwerkconfiguratie en de wijze waarop de verschillende onderzoeksonderdelen zich tot elkaar verhouden visueel weergegeven.



SCHEMATISCHE VOORSTELLING VAN HET PROJECT

In onderstaand diagram worden de doelstellingen van het project schematisch weergegeven.



THEMA I

SOCIO-ECONOMISCHE KOSTPRIJS VAN DEGRADATIE VAN HET MARIENE MILIEU

TAAK I.1

IDENTIFICATIE EN KWANTIFICATIE VAN DE VERSCHILLENDE FACTOREN DIE BIJDRAGEN TOT DE DEGRADATIE VAN HET MARIENE MILIEU

LABORATORIUM VOOR MILIEUTOXICOLOGIE & AQUATISCHE ECOLOGIE

Universiteit Gent

Dagobert Heijerick

Prof. Dr. Colin Janssen

INHOUDSTABEL

Hoofdstuk 1.	**Identificatie en kwantificatie van de belangrijkeste milieufactoren die bijdragen tot de degradatie van het Belgisch deel van de Noordzee**	
1.1	Inleiding	11
1.2	Metalen	14
1.2.1	Arseen	19
1.2.2	Cadmium	19
1.2.3	Chroom	21
1.2.4	Koper	21
1.2.5	Kwik	23
1.2.6	Lood	25
1.2.7	Nikkel	26
1.2.8	Zink	27
1.2.9	Bereikte reducties in 1995 voor water en lucht t.o.v. 1985	27
1.2.10	Totale emissie-hoeveelheden	28
1.2.11	Evaluatie emissie-hoeveelheden vs. Toxiciteit	29

1.3	Organische verbindingen	33
1.3.1	Algemeen	33
1.3.2	Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)	34
1.3.3	Dioxines	37
1.3.4	Overige chloorhoudende organische verbindingen	38
1.4	Pesticiden	40
1.4.1	Pesticiden – algemeen	40
1.4.2	Voorkomen van andere stoffen	42
1.5	Radioactieve stoffen	44
1.5.1	Artificiële radionucliden	44
1.5.2	Natuurlijke radionucliden (gegevens uit North Sea Subregion 4 Assessment Report 1993)	45
1.6	Nutriënten	47
1.7	Olieverontreiniging van het marien milieu	50
1.7.1	Determinatie van de belangrijkste contaminanten bij olieverontreiniging	50
1.7.2	Dispersanten	52

Hoofdstuk 2. Partitionering van de belangrijkste verontreinigende stoffen van het marien milieu over de verschillende milieucompartimenten van een standaard milieu

2.1	Inleiding	54
2.2	Verdeling van contaminanten in de Noordzee	58
2.2.1	Definiëring van het milieu	59
2.2.2	Acenafteen	63
2.2.3	Acenaftyleen	64
2.2.4	Anthraceen	65
2.2.5	Benzeen	66
2.2.6	Benzo(a)anthraceen	68
2.2.7	Benzo(b)fluorantheen	69
2.2.8	Benzo(k)fluorantheen	70
2.2.9	Benzo(ghi)peryleen	71
2.2.10	Benzo(a)pyreen	72
2.2.11	Chryseen	74
2.2.12	Cyclohexaan	76
2.2.13	Cyclopentaan	77
2.2.14	Dibenzo(ah)anthraceen	78
2.2.15	Dibenzothiopheen	79
2.2.16	Dimethylnaftaleen (1,3; 2,3;2,6)	80
2.2.17	2,4-Dimethylpentaan	80
2.2.18	Difenyl	81
2.2.19	Ethylbenzeen	82
2.2.20	Fenanthreen	83
2.2.21	Fluorantheen	85
2.2.22	Fluoreen	86
2.2.23	Heptaan	88
2.2.24	Hexaan	89
2.2.25	Indeno (123, cd) pyreen	91
2.2.26	Methylfenanthreen	92
2.2.27	Methylnaftaleen	93
2.2.28	2-Mehtylpentaan	94

2.2.29	Naftaleen	95
2.2.30	Nonaan	96
2.2.31	Octaan	98
2.2.32	Peryleen	99
2.2.33	n-Propylbenzeen	100
2.2.34	Pyreen	101
2.2.35	Tolueen	103
2.2.36	o-Xyleen	104
2.2.37	m-Xyleen	105
2.2.38	p-Xyleen	106
2.3	Algemene bespreking van de verdeling van de besproken verbindingen over de verschillende milieucompartimenten	108
2.4	Bruikbaarheid van de berekende partitioneringscoëfficiënten als inputdata voor het voorspellen van korte- en langetermijn effecten	112

Hoofdstuk 3. Inschatting van lange termijn effecten van contaminanten in het marien milieu

3.1	Inleiding	117
3.1.1	Processen die de inwendige concentratie van een organisme bepalen	118
3.1.2	Empirische modellen	119
3.1.3	Mechanistische modellen	121
3.2	Het Lange-Termijn Effecten Model (LTEM) voor de Noordzee	123
3.2.1	STAP 1: Berekening van de interne concentratie van een contaminant	123
3.2.1.1	Opname via het water: BCF_{water}	123
3.2.1.2	Opname via het voedsel	125
3.2.1.2.1	Definiëren van een representatief voedselweb voor de Noordzee	125
3.2.1.2.2	Berekenen van de bijdrage door voedselopname tot de totale interne concentratie van een contaminant in de verschillende trofische niveaus	127
3.2.2	STAP 2: Inschatten van lange-termijn effecten op basis van de interne lichaamsconcentratie	131
3.3	Bepaling van bioconcentratiefactoren (BCF) van de belangrijkste Oliecomponenten	134
3.3.1	Extrapolatiemethodes voor het berekenen van de BCF	134
3.3.2	Extrapolatiemethode voor het berekenen van de K_{ow}	138
3.3.3	Berekening van BCFs voor 32 organische verbindingen	140
3.4	Bepaling van ICL-curves voor 32 organische verbindingen	146

Hoofdstuk 4. Ecotoxiciteitsdata van 23 organische verbindingen: bepaling van ILC_{50}-InT-relaties

4.1	Inleiding	151
4.2	Foto-inductie	152
4.2.1	Algemeen	152
4.2.2	Incorporatie van fototoxiciteit voor het voorspellen van lange-termijn effecten	155

4.3	Bruikbaarheid van toxiciteitsdata van zoetwaterspecies voor de lange-termijn evaluatie van toxicanten in het marien milieu	156
4.4	Incorporatie van toxiciteitsdata van niet-gevoelige species op de ILC_{50}-InT helling	159
4.5	Bruikbaarheid van <24h-toxiciteitsdata voor de bepaling van ILC_{50}-InT Relaties	160
4.6	Overzicht van de gebruikte toxiciteitsdata en afgeleide ILC_{50}-InT –hellingen	162
4.6.1	Acenaptheen	162
4.6.2	Anthraceen	164
4.6.3	Benzeen	166
4.6.4	Benzo(a)anthraceen	169
4.6.5	Benzo(a)pyreen	170
4.6.6	Chryseen	171
4.6.7	Cyclohexaan	172
4.6.8	Dimethylnaftaleen	173
4.6.9	Ethylbenzeen	174
4.6.10	Fluorantheen	175
4.6.11	Fluoreen	177
4.6.12	Heptaan	178
4.6.13	Hexaan	179
4.6.14	1-Methylnaftaleen	180
4.6.15	2-Methylnaftaleen	181
4.6.16	Fenanthreen	182
4.6.17	Naftaleen	183
4.6.18	n-Propylbenzeen	187
4.6.19	Pyreen	188
4.6.20	Tolueen	190
4.6.21	o-Xyleen	193
4.6.22	m-Xyleen	195
4.6.23	p-Xyleen	196

Hoofdstuk 5. Voorspellen van lange-termijn effecten van olieverontreiniging: hypothetische casestudies

5.1	Gebruik van het LTEM voor het voorspellen van lange-termijn effecten	198
5.1.1	Algemeen Model voor drie contaminanten	198
5.1.2	Species-specifieke Model	199
5.1.2.1	Beschrijving van de specifieke voedselketen	199
5.1.2.2	Species-specifieke fysiologische gegevens	201
5.2	Case studie met Fuel No2 olie: lange termijn effecten van de belangrijkste contaminanten	201
Bibliografie		204

HOOFDSTUK 1
IDENTIFICATIE EN KWANTIFICATIE VAN DE BELANGRIJKSTE MILIEUFACTOREN DIE BIJDRAGEN TOT DE DEGRADATIE VAN HET BELGISCH DEEL VAN DE NOORDZEE

1.1 Inleiding

In het kader van de Derde Noordzeeconferentie, die in 1990 in Den Haag werd gehouden, werden er door de 'Noordzeelanden' (België, Denemarken Duitsland, Frankrijk, Groot-Brittannië, Nederland, Noorwegen, Zweden en Zwitserland) een aantal afspraken vastgelegd met betrekking tot de reductie van de totale vracht aan gevaarlijke stoffen die in de Noordzee terecht komen. Hierbij werd een lijst van 36 stoffen opgesteld (Tabel 1.1) waarvoor er tegen 1995 een 50 tot 70% reductie van de emissie naar water en lucht ten opzichte van 1985 werd afgesproken. Het bereiken van een nulinbreng van deze stoffen in de Noordzee werd als doel gesteld. De doelstellingen van deze conferentie werden in 1995 tijdens de Vierde Noordzeeconferentie in Esbjerg herbevestigd.
Hiernaast trad in 1998 het Verdrag inzake de bescherming van het mariene milieu in het noordoostelijk deel van de Atlantische Oceaan (OSPAR Conventie, Parijs 1992) in werking (België, Denemarken, De Europese Unie, Finland, Frankrijk, Duitsland, Ijsland, Ierland, Nederland, Noorwegen, Portugal, Spanje, Zweden, Groot-Brittannië, Luxemburg en Zwitserland). In 1998 (Sintra) werd de OSPAR-strategie Gevaarlijke Stoffen goedgekeurd: deze strategie heeft tot doel een nulemissie van gevaarlijke stoffen voor 2020 te verwezenlijken (Tabel 1.1). Voor deze 15 stoffen/stofgroepen dienen er tegen 2003 reductiepregramma's opgesteld te worden.

Voor de identificatie en kwantificatie van de belangrijkste verontreinigende stoffen die bijdragen tot de degradatie van het mariene milieu, werd gebruik gemaakt van de volgende bronnen:

- Dossier: Stofstromen naar de Noordzee: dit dossier bevat 36 stofstroomfiches, opgesteld door de Technische Commissie Noordzee (MNZ), die de Belgische emissies naar water en lucht kwantificeren. De 36 stoffen werden opgenomen in de Slotverklaring van de Derde Noordzeeconferentie (Den Haag, 1990) (zie Tabel 1.1). Hiernaast werden ook stofstroomfiches van de nutriënten stikstof en fosfor in dit dossier opgenomen.
- Quality Status Report 2000; Region II: Greater North Sea (OSPAR Commission, 2000)
- North Sea Subregion 4 Assessment Report 1993 (North Sea Task Force).

Het MNZ-Dossier heeft de emissie van de beschouwde stoffen naar de Noordzee beoordeeld op het niveau van totale primaire emissies naar de lucht en naar het water. Hierbij werd ook een onderscheid gemaakt tussen puntbronnen en diffuse bronnen.

Tabel 1.1: Lijst van gevaarlijke stoffen waarvoor op middel-lange termijn (1 generatie; voor 2020) een nulemissie naar de Noordzee wordt voorop gesteld

	3de NZC, Den Haag, 1990	4de NZC, Esbjerg, 1995	OSPAR, 1998
aromatische KWS		X	X
dioxines	X	XX	X
furanen	X	XX	X
ftalaten		X	
dibutylftalaat (DBP)			X
diethylhexylftalaat (DEHP)			X
DDT	X	X	
drins	X	X	
drins aldrin	X	X	
drins dieldrin	X	X	
drins endrin	X	X	
drins isodrin	X	X	
endosulfan	X	X	
hexachloorbenzeen (HCB)	X	X	
hexachloorbutadieen (HCBD)	X	X	
hexachloorcyclohexaan (HCH, alfa)			X
hexachloorcyclohexaan (HCH, beta)			X
hexachloorcyclohexaan	X	X	X
lindaan (HCH, gamma)			X
pentachloorfenol (PCP)	X	X	X
trichloorbenzeen (technisch)	X	X	
chloorparaffines (C10-C13) SCCP		X	X
1,2,3-trichloorbenzeen	X	X	
1,2,4-trichloorbenzeen	X	X	
1,3,5-trichloorbenzeen	X	X	

Tabel 1.1: vervolg.

chloroform (trichloormethaan)	X	X	
tetrachloorkoolstof (tetrachloormethaan)	X	X	
1,1,1-trichloorethaan	X	X	
1,2-dichloorethaan (EDC)	X	X	
tetrachlooretheen (PER)	X	X	
trichlooretheen (TRI)	X	XX	
azinfos-ethyl	X	X	
azinfos-methyl	X	X	
dichloorvos	X	XX	
fenitrothion	X	XX	
fenthion	X	X	
malathion	X	X	
parathion (parathion-ethyl)	X	X	
parathion-methyl	X	X	
gebromeerde vlamvertragers		X	X
organotinverbindingen			X
trifenyltin-verbindingen	X	XX	
tributyltinverbindingen	X	XX	
muskxylenen		X	X
nonylfenol		X	X
nonylfenolethoxylaten		X	X
organische kwikverbindingen			X
organische loodsverbindingen			X
polychloorbifenylen			X
arseen	X	X	
cadmium	X	XX	X
chroom	X	X	
koper	X	XX	
kwik	X	XX	X
lood	X	XX	X
nikkel	X	XX	
zink	X	XX	

X = opgenomen in de lijst van prioritaire 'gevaarlijke stoffen'

XX= stoffen waarvoor de vooropgestelde reducties niet werden gehaald

1.2 Metalen

Op basis van gegevens, weergegeven in de de MNZ-stofstroomfiches voor metalen (arseen, cadmium, chroom, koper, kwik, lood, nikkel en zink) werd een overzicht van de emissie naar naar water (Tabel 1.2a, 1.2b) en lucht (Tabel 1.3) opgesteld. Voor de elementen waar data voorhanden waren, werd de totale emissie opgesplitst in diffuse (landbouw, overige) en puntbronnen (huishoudens, industrie). Tabellen 1.4 en 1.5 geven een overzicht van het procentueel aandeel van verschillende bronnen voor de emissie naar water en lucht, en dit voor 1995. Tabel 1.6 geeft een algemeen overzicht van de emissies naar water en lucht.

Tabel 1.2a: Overzicht van de Belgische emissies (Ton/jaar) naar water: metalen (1985 – 1995) (Bron: MNZ, 1995). Reductie (in %) t.o.v. 1985.

Stof	1985	1990		1995	
Arseen – algemeen totaal	12.2	9.9	-19%	4.9	-59%
Arseen – fosfaatproductie	7.7	7.7	+1%	4.3	-45%
Arseen – overige bronnen	4.5	2.2	-52%	0.6	-84%
Cadmium – algemeen totaal	14.2	2.7	-81%	2.0	-86%
Cadmium – fosfaatproductie	12.4	1.8	-85%	1.3	-90%
Cadmium – overige bronnen	1.8	0.9	-49%	0.7	-59%
Chroom – algemeen totaal	157.1	91.1	-42%	44.4	-72%
Chroom – fosfaatproductie	6.0	4.3	-28%	3.6	-39%
Chroom – landbouw	2.8	2.8	-3%	2.4	-13%
Chroom – overige industrie	148.3	84	-43%	38.4	-74%
Koper – algemeen totaal	172	169	-2%	153	-11%
Koper – diffuse bronnen	43	43	-0%	43	-0 %
Koper – landbouw	7	6	-14%	6	-14%
Koper – huishoudens	80	81	+1%	83	*4%
Koper – industrie	42	39	-7%	21	-50%
Koper – totaal naar opp.water	148	143	-3%	123	-17%
Kwik – algemeen totaal	2.3	2.1	-11%	2.1	-12%

Tabel 1.2a: vervolg

Lood – totaal aan de bron	126.2	119.2	-7%	97.2	-23%
Lood – diffuse bronnen	55	55	-0%	55	-0%
Lood – landbouw	1.2	1.2	-0%	1.2	-0%
Lood – huishoudens	12	13	+8%	12	-0%
Lood – overige industrie	44.8	35.8	-20%	15.8	-65%
Lood – totaal naar opp.water	103	96	-7%	73	-29%
Nikkel – algemeen totaal	89.9	75.6	-16%	49.4	-45%
Nikkel – fosfaatproductie	10.0	7.6	-24%	3.4	-66%
Nikkel – landbouw	1.9	1.9	-2%	1.7	-11%
Nikkel – huishoudens	1.9	1.9	-1%	1.8	-3%
Nikkel – overige industrie	76.1	64.2	-16%	43.5	-43%
Zink – totaal aan de bron	902	832	-8%	651	-28%
Zink – diffuse bronnen	500	454	-9%	408	-18%
Zink - landbouw	11	11	-0%	11	-0%
Zink – huishoudens	107	109	+2%	105	-2%
Zink – overige industrie	273	247	-10%	115.7	-58%
Zink – totaal naar opp.water	771	698	-10%	527	-32%

Tabel 1.2b: Input van zware metalen in de Noordzee vanuit België (Ton/jaar). (Bron: OSPAR, 1998c; in OSPAR QSR 2000). Weergegeven waarden zijn de 'lower and upper estimate'.

Stof	Input via rivieren		Directe input	
	1990	1996	1990	1996
Cadmium	3.7 – 4.9	0.8 – 5.0	--	-
Koper	39 - 51	28 - 61	--	0.002
Kwik	3.6 – 4.5	0.02 – 0.03	--	0.00
Lood	24 - 31	29 - 60	--	0.009

Tabel 1.3a: Overzicht van de Belgische emissies (Ton/jaar) naar lucht: metalen (1985 – 1995) (Bron: MNZ, 1995). Reductie (in %) t.o.v. 1985.

Stof	1985	1990		1995	
Arseen – algemeen totaal	54.9	7.12	-87%	3.42	-94%
verbranding huishoud. afval	.10	.11	+13%	.11	+10%
overige	54.8	7.01	+87%	3.31	-94%
Cadmium – algemeen totaal	>16.8	>11.0	-34%	>8.68	-48%
verbranding huishoud. afval	2.17	2.60	+20%	1.34	-38%
overige	>14.6	>8.4	-42%	>7.34	-50%
Chroom – algemeen totaal	82.7	79.7	-4%	76.5	-8%
verbranding huishoud. afval	20.4	28.5	+40%	32.4	+59%
overige	62.3	51.2	-18%	44.1	-29%
Koper –algemeen totaal	153.7	91.8	-40%	78.7	-49%
verbranding huishoud. afval	4.26	5.39	+27%	5.55	+30%
overige	149.4	86.4	-42%	73.1	-51%
Kwik – algemeen totaal	> 13.3	> 9.09	-32%	> 7.95	-40%
verbranding huishoud. afval	6.33	3.78	-40%	3.48	-45%
overige	> 6.97	> 5.29	-24%	> 4.47	-36%
Lood – algemeen totaal	1742	785.6	-55%	591.5	-66%
verbranding huishoud. afval	91.8	96.9	+5%	105.6	+18%
overige	1651	688.7	-58%	485.9	-71%
Nikkel – algemeen totaal	150.0	111.9	-25%	118.7	-21%
verbranding huishoud. afval	15.5	22.5	+45%	23.8	+53%
overige	134.5	89.4	-34%	94.9	-29%
Zink – algemeen totaal	534.3	500.8	-6%	440.5	-18%
verbranding huishoud. afval	64.0	70.5	+10%	72.3	+13%
overige	470.3	430.3	-9%	368.2	-22%

Tabel 1.3b: Atmosferische emissies in België van vier zware metalen (Ton/jaar) naar de lucht. (Bron: 4NSC,1995; in OSPAR QSR, 2000).

Stof	1985	1990	1995*
Cadmium	12.8	6.8	5.4
Koper	157	99	87
Kwik	14.1	9.5	8.0
Lood	1707	794	605

* voorspelde waarden

Tabel 1.4: Procentueel belang van verschillende bronnen voor de emissie naar lucht voor 1995 (Bron: MNZ, 1995).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
Wegtransport met diesel en benzine				32%		54%		10%
Transport		28%						
Verbranding van residuele (zware) stookolie							62%	
IJzer- en staalindustrie	31%	18%	37%	21%	12%	20%	12%	51%
Non-ferro industrie	30%	12%		36%	4%	7%	0.8%	18%
Chlooralkali industrie					18%			
Verbranding van huishoudelijk afval	3%	15%	42%	7%	43%	18%	20%	16%
Werktuigbouw, opp. behandeling van metalen			13%					
Electriciteit uit steenkool	19%	0.2%	1%	1%	8%	0.1%	1%	1%
Glasindustrie			2%				0.4%	3%
Som overige energie en wegtransport	8%	27%	5%	3%	15%	0.6%	1%	
Slijtage van remschoenen							2%	
Slijtage aan autobanden								1%
Houtverduurzaming	6%							
Grootte-orde van de som van de overige bronnen	3%							

Tabel 1.5: Procentueel belang van verschillende bronnen voor de emissie naar water voor 1995 (Bron: MNZ, 1995).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
Huishoudens				54%		12%	4%	16%
IJzer- en staalindustrie		17%	34%	2%		15%	24%	8%
Non-ferro industrie	7%	16%		2%	0.4%	3%	5%	2%
Chlooralkali industrie					3.6%			
Cokesfabrieken	7%							
Fosfaatproduktie (+toepassing van fosfaten)	85%	64%	8%				7%	
Landbouw			5%	4%		1%	3.5%	2%
Diffuse bronnen (excl. landbouw)				28%		57%		63%
Petrochemie			5%				3.5%	
Textielindustrie			7%					
Werktuigbouw, (opp.) behandeling van metalen			27%				29%	
Leerlooierijen			14%					
Cadmiumverwerking		3%						
Tandartsen					96%			
Grootte-orde van de som van de overige industrie	1%					12%	24%	9%

Tabel 1.6: Algemeen totaal (in Ton/jaar) en procentueel aandeel van metaal-emissie naar lucht en water voor 1995 (Bron: MNZ, 1995).

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Pb	Ni	Zn
som lucht & water	8.32	>10.68	120.9	231.7	>10.05	688.7	168.1	1091.5
lucht	3.42	>8.68	76.5	78.7	>7.95	591.5	118.7	440.5
	41%	85%	63%	34%	79%	86%	71%	40%
water	4.9	2.0	44.4	153	2.1	97.2	49.4	651
	59%	15%	37%	66%	21%	14%	29%	60%

1.2.1 Arseen

Voor As bleken er geen gegevens voorhanden te zijn in de OSPAR QSR. Op basis van de MNZ-stofstroomfiche blijkt dat tussen 1985 en 1995 een sterke reductie van de emissie naar de lucht werd verwezenlijkt (94%). Tijdens deze periode werd een reductie van 59% van de emissie naar het water vastgesteld. In 1995 bedroeg de emissie naar water 59 % van de totale emissie in Belgie.

Water (MNZ-1995)

De belangrijkste bron van As-emissie is de productie en toepassing van fosfaten. Deze activiteit is verantwoordelijk voor 85% van de totale emissie naar water in 1995. Minder belangrijke bronnen zijn de non-ferro industrie en cokesfabrieken, beiden verantwoordelijk voor 7% van de totale emissie naar water.

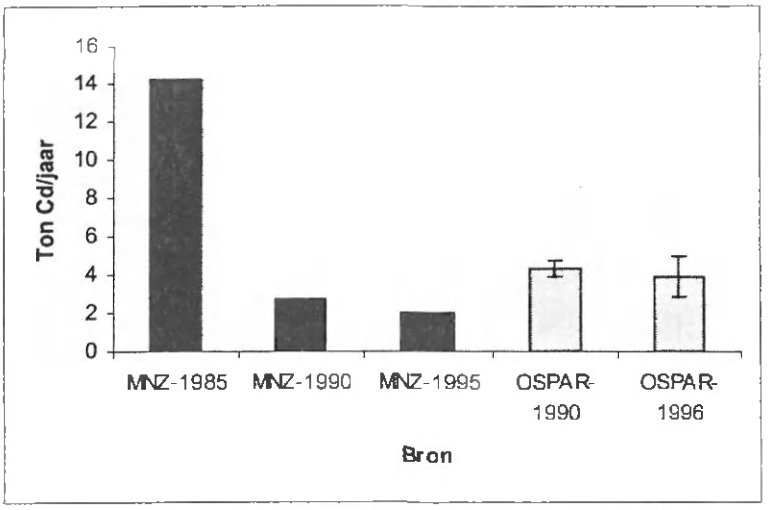
Lucht (MNZ-1995)

Voor de emissie van As naar lucht zijn voornamelijk de ijzer-en staalindustrie (31%), de non-ferro-industrie (30%) en de opwekking van electriciteit uit steenkool (19%) verantwoordelijk.
Activiteiten zoals houtverduurzaming, verbranding van huishoudelijk afval en wegtransport leveren kleinere bijdragen aan de totale emissie van As (3 - 9%).

1.2.2 Cadmium

Voor Cd werd tussen 1985 en 1995 een reductie van 86% van de emissie naar water vastgesteld (Tabel 1.2a). Deze afname was voornamelijk te danken aan een verminderde Cd-emissie bij de fosfaatproductie. De reductie naar de lucht tijdens deze periode bedroeg echter 48%. Voor 1995 bedroeg de emissie van Cd naar de lucht 85% van de totale emissie.

Figuren 1.1 en 1.2 vergelijken de emissies van cadmium naar lucht en water zoals gerapporteerd in de MNZ-stofstroomfiche en de OSPAR QSR (2000), en geven een overzicht weer van de cadmiumemissie naar lucht en water. Hieruit blijkt een goede overeenkomst tussen de weergegeven emissiewaarden voor de vergeleken jaren. In beide figuren is ook duidelijk de afname van Cd-emissie naar water en lucht vast te stellen.



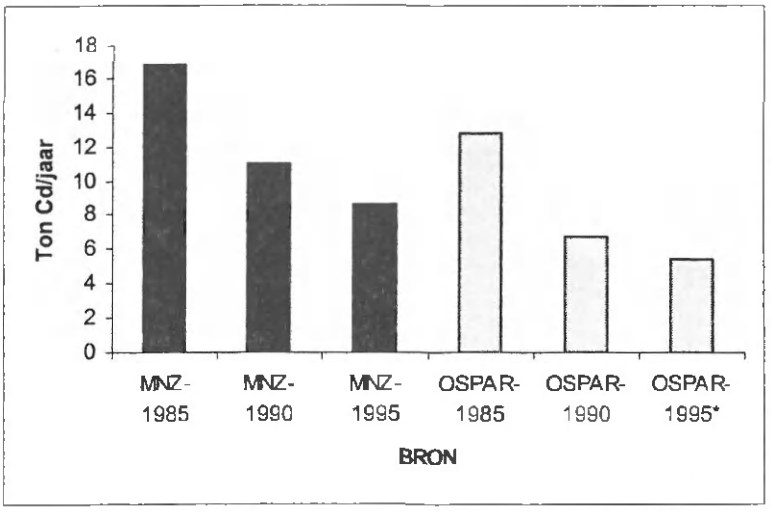
Figuur 1.1: Emissie van Cd in België naar het oppervlaktewater

Water (MNZ-1995)

Net zoals bij As is de productie (en toepassing) van fosfaten de belangrijkste bron van Cd-emissie naart oppervlaktewaters (64%). Andere bronnen die bijdragen tot de emissie van Cd zijn de IJzer- en staalindustrie (17%) en de non-ferro industrie (16%). Hoewel de Cd-emissie als gevolg van reductiemaatregelen tussen 19985 en 1995 met 90% is afgenomen, blijkt dit nog steeds veruit de belangrijkste bron van Cd-verontreiniging naar het water toe.

Lucht (MNZ-1995)

Verontreiniging van de atmosfeer met Cd is voornamelijk het gevolg van transport, verkeer en energie-opwekking (55%). IJzer- en staalindustrie en de non-ferro industrie waren in 1995 verantwoordelijk voor 30% van de Cd-emissie. Verbranding van huishoudelijk afval droeg 15% bij tot de totale emissie van Cd.



Figuur 1.2: Emissie van Cd in België naar de lucht

1.2.3 Chroom

Voor Cr bleken er geen gegevens voorhanden te zijn in de OSPAR QSR. Op basis van de MNZ-stofstroomfiche blijkt dat tussen 1985 en 1995 slechts een beperkte reductie van de emissie naar de lucht werd verwezenlijkt (-8%). De toename van Cr-emissie bij de verbranding van huishoudelijk afval was hier voornamelijk voor verantwoordelijk (+59%). Tijdens deze periode werd wel een reductie van 72% van de emissie naar het water vastgesteld. In 1995 bedroeg de emissie naar lucht 63% van de totale emissie in Belgie.

Water (MNZ-1995)

De emissie van Cr in het oppervlaktewater is een gevolg van diverse activiteiten, waarvan de IJzer- en staalindustrie (34%) en werktuigbouw/oppervlaktebehandeling van metalen (27%) de belangrijkste zijn. Andere activiteiten die een bijdrage leveren aan de Cr-vervuiling zijn om. leerlooierijen (14%), textielindustrie (7%) en productie en toepassing van fosfaten (8%). De waargenomen reductie van Cr-emissies naar het water tussen 1985 en 1995 zijn voornamelijk het gevolg van een reductie bij industriele activiteiten (-72%), en minder bij landbouw (-13%) en fosfaatprobuctie (-39%).

Lucht (MNZ-1995)

Voor emissie van Cr naar de lucht zijn voornamelijk verbranding van huishoudelijk afval (42%) en de ijzer- en staalindustrie (37%) verantwoordelijk, en in mindere mate werktuigbouw/ oppervlaktebehandeling van metalen (13%). Zoals eerder vermeld is de beperkte reductie van Cr-emissie tussen 1985 en 1995 het gevolg van een verhoogde uitstoot bij de verbranding van huishoudelijk afval. Desalniettemin werden bij de andere sectoren ook slechts een gemiddelde reductie van 29% vastgesteld in plaats van de vooropgestelde 50% volgens de Derde NoordzeeConferentie (Den Haag, 1990).

1.2.4 Koper

Voor Cu werd tussen 1985 en 1995 een reductie van 17% van de emissie naar oppervlakte water vastgesteld. De resterende hoeveelheid bedroeg 66% van de totale emissie van Cu in Belgie. De reductie naar lucht bedroeg 49% tijdens deze periode.

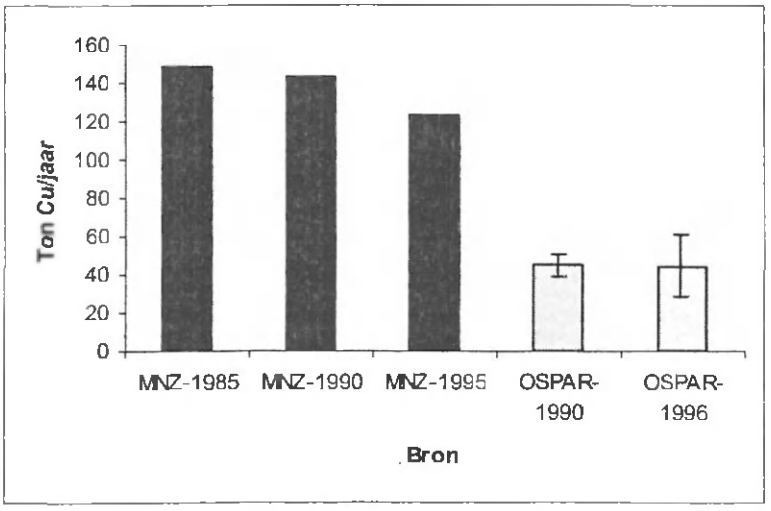
Figuren 1.3 en 1.4 vergelijken de emissies van Cu naar water en lucht in Belgie zoals weergegeven in OSPAR QSR (2000) en MNZ (1995). Voor de emissie naar lucht blijken beide bronnen vergelijkbare totale emisiewaarden weer te geven, en wordt een analoge dalende trend tussen 1985 en 1995 teruggevonden. Voor de gerapporteerde emissiewaarden naar water geeft OSPAR beduidend lagere emissiewaarden voor 1990 en 1996. Deze verschillen bedragen zelfs meer dan een factor 3. Merk op

dat de weergegeven emissiewaardes voor Cu bij OSPAR steeds een gemiddelde is van de laagste en hoogste schatting van de totale emissie voor dat jaar. Een mogelijke verklaring van de lagere Cu-emissies bij OSPAR is dat het Maaswater – dat uitmondt in de Waal (Nederland) niet is meegerekend bij de Belgische emissie van Cu naar de Noordzee. De verdere bespreking van koper-emissie is dan ook gebaseerd op de gegevens uit de MNZ-stofstroomfiche voor Cu.

Water (MNZ-1995).

De belangrijkste bron van Cu-emissie naar oppervlaktewater zijn huishoudens, welke verantwoordelijk zijn voor 54% van de totale emissie naar water. De beperkte gerealiseerde reductie van Cu, vooropgesteld in de Derde NoordzeeConferentie (Den Haag, 1990), is dan ook te wijten aan het feit dat tussen 1985 en 1995 De emissie van Cu door huishoudens met 4% is toegenomen. Tijdens deze periode werd door de industrie (ijzer- en staalindustrie, non-ferro) wel een reductie van 50% gehaald, maar deze emissies dragen slechts voor 4 % bij tot de totale emissie naar het oppervlaktewater. Landbouw draagt eveneens voor 4% bij aan de totale emissie. De overige 28% is een gevolg van diverse diffuse, niet-gespecifieerde bronnen.

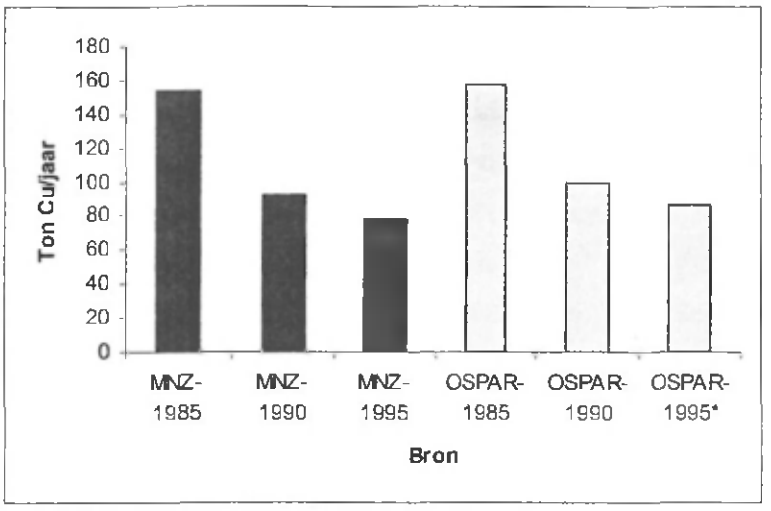
Vermits de emissie van Cu naar het milieu voornamelijk via het water plaatsvindt (66%), is het duidelijk dat maatregels voor een reductie van Cu-uitstoot zich voornamelijk op de huishoudens moet richten.



Figuur 1.3: Emissie van Cu in België naar het oppervlaktewater

Lucht (MNZ-1995).

De belangrijkste bronnen van Cu-verontreiniging via de lucht zijn de ijzer- en staalindustrie (21%), de non-ferro-industrie (36%) en wegverkeer met diesel/benzine (32%). De waargenomen reductie van 49% tussen 1985 en 1995 is voornamelijk het gevolg van maatregelen bij de verschillende industriele activiteiten (-51%).



Figuur 1.4: Emissie van Cu in België naar de lucht

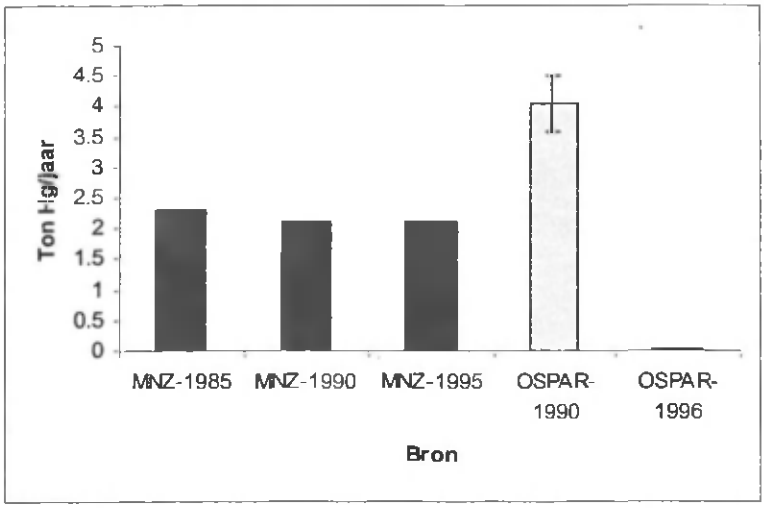
1.2.5 Kwik

Voor Hg werd tussen 1985 en 1995 slechts een reductie van 12% van de emissie naar oppervlakte water vastgesteld. De reductie naar lucht bedroeg 40% tijdens deze periode. De emissie via lucht is het grootste aandeel van de totale emissie (79%).

Figuren 1.5 en 1.6 vergelijken de emissies van Hg naar water en lucht in België zoals weergegeven in OSPAR QSR (2000) en MNZ (1995). Voor de emissie naar lucht blijken beide bronnen vergelijkbare totale emisiewaarden weer te geven, en wordt een analoge dalende trend tussen 1985 en 1995 teruggevonden. Voor de gerapporteerde emissiewaarden naar water geeft OSPAR een beduidend hogere emissiewaarde voor 1990 (factor 1.9). Voor 1996 daarentegen wordt slechts een totale emissie via water van 25 kg vooropgesteld, daar waar de MNZ-stofstroomfiche voor 1995 een totale emissie van 2100 kg weergeeft (factor 84). Uit de data blijkt echter dat de emissie-route via lucht veruit de belangrijkste is (97%), zelfs indien de waarden van de Hg-stofstroomfiche is beschouwing worden genomen. Voor de bespreking worden de MNZ-data (1995) dan ook aangenomen als een 'worst case'.

Water (MNZ-1995)

De emissie van Hg naar oppervlaktewaters is voornamelijk te wijten aan lozingen van tandtechnish amalgaam (96%). Vermits tussen 1985 en 1995 geen emissiebeperkende maatregelen werden genomen, is de waargenomen reductie van Hg naar het water toe te schrijven aan emissiereducties bij de non-ferro industrie (-93%) en de chlooralkali industrie (-67%).

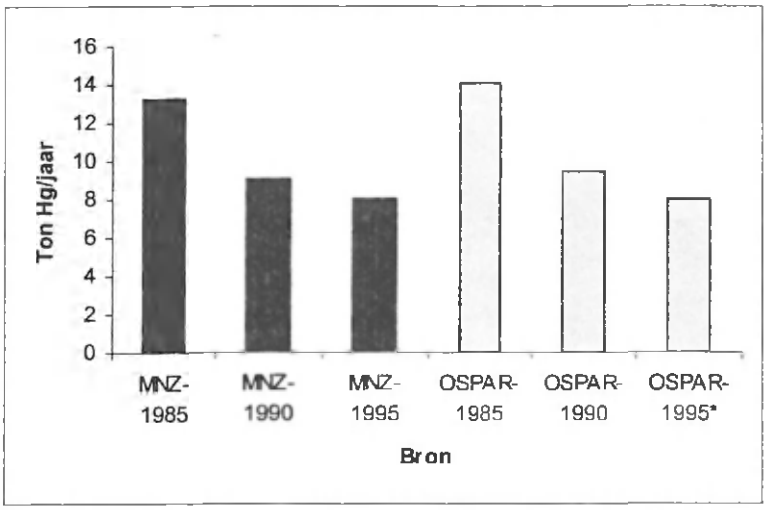


Figuur 1.5: Emissie van Hg in België naar het oppervlaktewater

Lucht (MNZ-1995)

Emissie van Hg bij huisvuilverbranding draagt voor 43% bij tot de totale emissie van Hg in de atmosfeer. Ten opzichte van 1985 was deze hoeveelheid met 45% gereduceerd in 1995, voornamelijk door een dalende aanvoer van kwikhoudende batterijen en koortsthermometers in huishoudelijk afval. Andere belangrijke bronnen van Hg-emissie naar de lucht zijn de chlooralkali industrie (18%), ijzer- en staalindustrie (12%) en energie-opwekking (23%).

Hierbij werd tijdens de periode 1985-1995 een sterke reductie (-60%) vastgesteld bij de chlooralkali industrie.



Figuur 1.6: Emissie van Hg in België naar de lucht

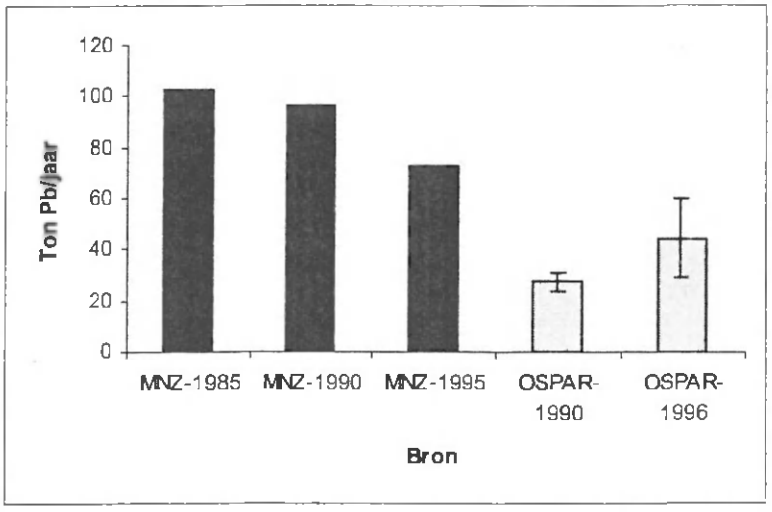
1.2.6 Lood

Voor Pb werd tussen 1985 en 1995 slechts een reductie van 29% van de emissie naar oppervlakte water vastgesteld. De reductie naar lucht bedroeg 66% tijdens deze periode. Niettemin bleef emissie naar lucht de belangrijkste bron van Pb naar de omgeving (86%).

Figuren 1.7 en 1.8 vergelijken de emissies van Pb naar water en lucht in Belgie zoals weergegeven in OSPAR QSR (2000) en MNZ (1995). Voor de emissie naar lucht blijken beide bronnen, net zoals voor de andere metalen waarvoor in beide bronnen gegevens voorhanden waren, vergelijkbare totale emisiewaarden weer te geven. Ook hier wordt, als gevolg van emissiebeperkende maatregelen, dalende trend tussen 1985 en 1995 waargenomen. Voor de gerapporteerde emissiewaarden naar water geeft OSPAR enigszins lagere emissiewaarden, voornamelijk voor 1990. Het verschil tussen OSPAR-1996 (gemiddelde tussen de hoogste en laagste schatting) en MNZ-1995 voor de totale emissie naar het water daarentegen bedroeg slechts een factor 1.6. Ook hier kan de emissie via de Maas aan de basis van het waargenomen verschil liggen.

Water (MNZ-1995)

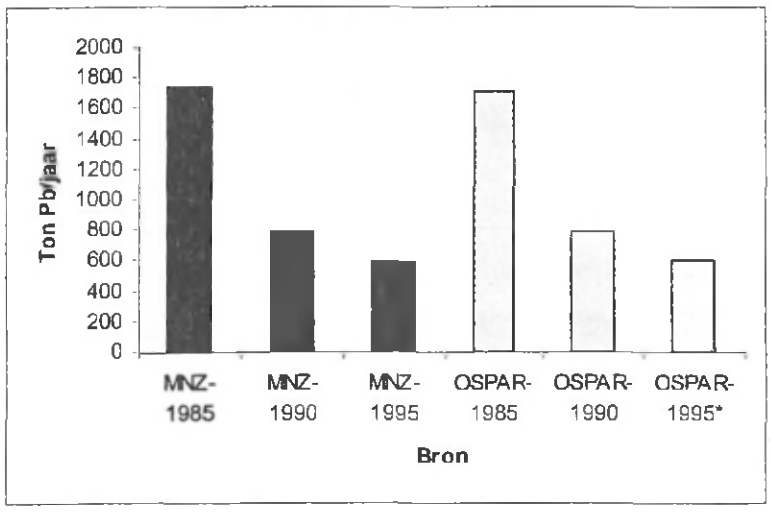
Niet-gespecifieerde diffuse bronnen (excl. landbouw) zijn verantwoordelijk voor meer dan de helft van de totale emissie naar water (57%). Er werd echter aangenomen dat deze constant zijn gebleven tussen 1985-1995. Industriele activiteiten (ijzer- en staalindustrie, overige) zijn samen verantwoordelijk voor 24% van de emissie naar water. Emissiebeperkende maatregelen bij deze bronnen waren verantwoordelijk voor de waargenomen reductie (-23%) van Pb naar oppervlaktewater.



Figuur 1.7: Emissie van Pb in Belgie naar het oppervlaktewater

Lucht (MNZ-1995)

Wegtransport met diesel en benzine was in 1995 nog steeds verantwoordelijk voor 54% van de Pb-emmissie naar de atmosfeer. Verlaging van loodgehalte in benzine en het gebruik van loodvrije benzine is geleid tot een aanzienlijke reductie van deze bron (-77%) ten opzichte van 1985. Pb-emissie door verbranding van huishoudelijk afval daarentegen nam tijdens deze periode toe met 18% en bedroeg in 1995 18% van de totale Pb-emissie naar de lucht. Een derde belangrijke bron van Pb-uitstoot naar oppervlaktewater is de ijzer- en staalindustrie (20% van het totaal in 1995).



Figuur 1.8: Emissie van Pb in België naar de lucht

1.2.7 Nikkel

Voor Ni bleken er geen gegevens voorhanden te zijn in de OSPAR QSR. Op basis van de MNZ-stofstroomfiche blijkt dat tussen 1985 en 1995 een reductie van 44% in de emissie naar water werd vastgesteld. Voor lucht daartentegen bedroeg deze reductie slechts 21%. Emissie naar lucht zorgt in 1995 voor de 71% van de totale Ni-emissie.

Water (MNZ-1995)

De belangrijkste bronnen van Ni-emissie zijn de ijzer- en staalindustrie (24%), werktuigbouw (oppervlaktebehandeling van metalen) (29%) en overige industrietakken (24). De belangrijkste reducties tussen 1985 en 1995 werden waargenomen voor fosfaatproductie (-66%; slechts 7% van totale Ni-emissie naar water in 1995) en de industrie (-43%).

Lucht (MNZ-1995)

Verbranding van residuele stookolie (62%) en verbranding van huishoudelijk afval (20%) zijn de belangrijkste bronnen voor Ni-emissie naar de atmosfeer. IJzer- en staalindustrie is verantwoordelijk

voor 12% van de totale emissie. Tussen 1985 en 1995 werd een sterke toename van de Ni-emissie door verbranding van huishoudelijk afval (+53%) waargenomen. Deze toename is mede verantwoordelijk voor de beperkte reductie van Ni-uitstoot naar de atmosfeer tijdens deze periode. Bij de overige bronnen werd echter slechts een gemiddelde reductie van 29% vastgesteld.

1.2.8 Zink

Voor Zi bleken er eveneens geen gegevens voorhanden te zijn in de OSPAR QSR. Op basis van de MNZ-stofstroomfiche blijkt dat tussen 1985 en 1995 een reductie van 32% in de emissie naar het oppervlaktewater werd vastgesteld. Voor lucht bedroeg de reductie over deze periode slechts 18%. Voor 1995 werd gevonden dat 60% van de totale emissie van Zn (651 Ton/jaar) via het water verloopt.

Water (MNZ-1995)

Niet-gespecifieerde diffuse bronnen zijn verantwoordelijk voor 63% van de waargenomen Zn-emissie naar het water. De beperkte reductie van deze uitstoot tussen 1985 en 1995 (-18%) ligt aan de basis voor de beperkte total Zn-emissie naar oppervlaktewaters. De reductie van uitstoot bij industriele activiteiten (excl. landbouw) over deze periode bedroeg 58%. Deze activiteiten zijn verantwoordelijk voor ± 16% van de totale Zn)emissie naar water. Huishoudens dragen voor 16% bij tot deze emissie, doch de totale hoeveelheid bleef de laatste 10 jaar quasi constant (-2%).

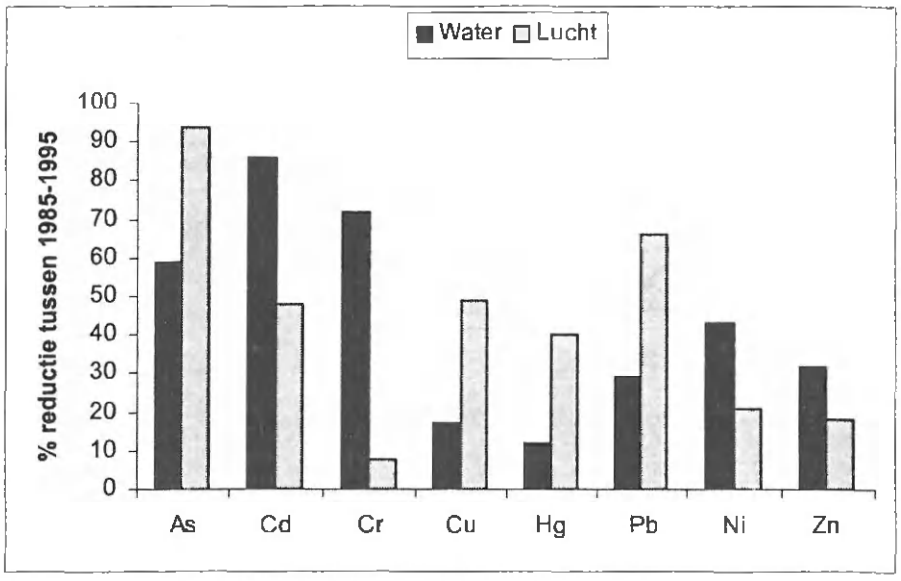
Lucht (MNZ-1995)

IJzer- en staalindustrie en de non-ferro industrie zijn voor 51% en 18% verantwoordelijk voor de emissie van Zn naar de lucht, en dit voor 1995. Kleinere beijdragen zijn toe te schrijven aan wegtransport met diesel/benziene (10%) en verbranding van huishoudelijk afval (16%). De emissie van Zn door deze laatste bron is tussen 1985 en 1995 toegenomen met 13%. Samen met de bereikte reductiepercentages bij de overige activiteiten (gemidd. –22%) leidde dit tot een beperkte reductie van de totale Zn-emissie met 18%.

1.2.9 Bereikte reducties in 1995 voor water en lucht t.o.v. 1985

In Figuur 1.9 worden de reducties van metaalemissies naar water en lucht, voor de periode 1985-1995, weergegeven. Enkel voor As werden de doelstellingen zoals geformuleerd tijdens de Derde Noordzeeconferentie (Den Haag, 1990) - een 50 tot 70% reductie van de emissie naar water en lucht ten opzichte van 1985) – duidelijk bereikt (-59% en –94%, resp.). Voor Cd werd dit wel gehaald voor emissie-reductie naar water (-86%), maar net niet voor lucht (-48%). Ook voor Cr werd de doelstelling enkel verwezenlijkt voor emissiereductie naar water (-72%). Voor Pb en Cu werd (±) een 50%-

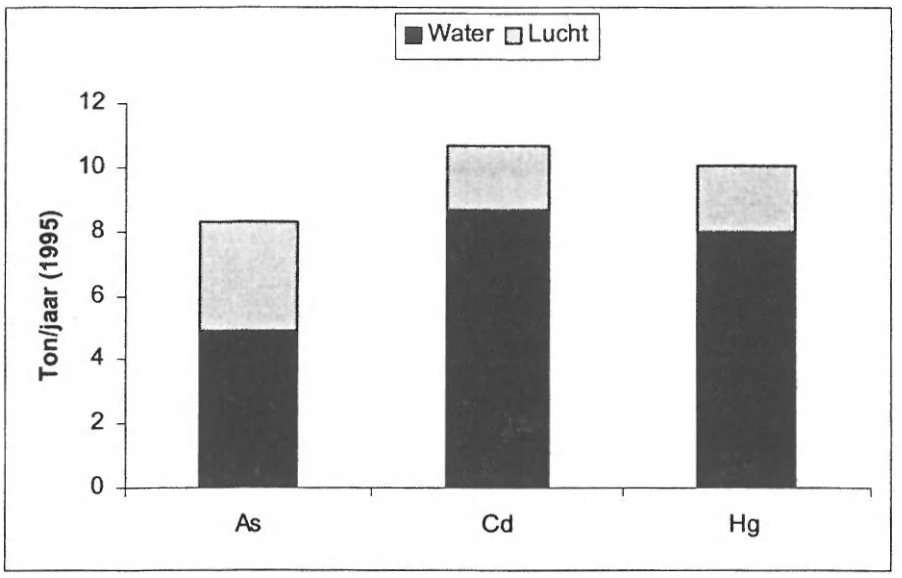
reductie voor luchtemissie gerealiseerd (-66% en -49%, resp.). Voor Zn, Ni en Hg daarentegen werd voor geen van beide emissie-types de vooropgestelde doelstelling gehaald. Voor luchtemissie is dit voornamelijk te wijten aan een verhoogde emissie ten gevolge van huivuilverbranding. Voor water is de reden dat de emissiereductie niet werd gehaald verschillende voor de verschillende metalen (zie hiervoor).



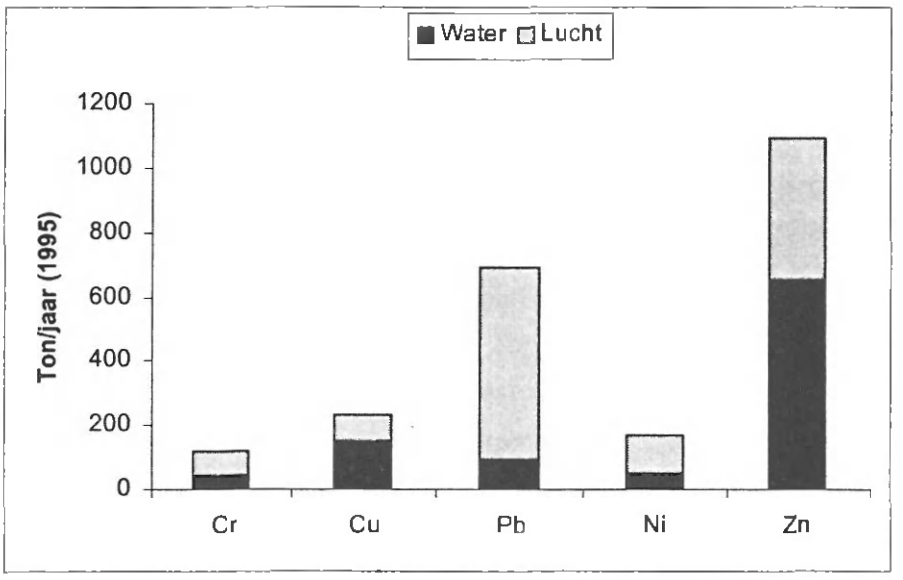
Figuur 1.9: Bereikte emissie-reducties in België van metalen naar water en lucht en opzichte van 1985.

1.2.10 Totale emissie-hoeveelheden

In Figuren 1.10 en 1.11 worden de totale emissie-hoeveelheden in 1995 (bron: MNZ, 1995) met elkaar vergeleken. Hieruit blijkt dat Zn en Pb de metalen zijn waarvan de grootste hoeveelheid in het milieu terechtkomt. En hoewel voor Pb de reductie van 50% naar de lucht werd verwezenlijkt (in tegenstelling tot de emissie naar water), blijf dit toch nog de belangrijkste bron van Pb-emissie. In vergelijking met de andere metalen worden er jaarlijks slechts kleine hoeveelheiden As, Cd en Hg in het milieu gebracht, en dit voornamelijk via het water.



Figuur 1.10: Totale emissie in 1995 van As, Cd en Hg in België naar het oppervlaktewater.



Figuur 1.11: Totale emissie in 1995 van Cr, Cu, Pb, Ni en Zn in België naar de lucht

1.2.11 Evaluatie emissie-hoeveelheiden vs. toxiciteit

Om een duidelijk beeld te krijgen omtrent het belang van de verschillende metaalemissies voor het marien milieu, moet de totale hoeveelheid die in de Noordzee terecht kan komen, worden vergeleken met de toxiciteit van het desbetreffende metaal. Hiervoor werd gebruik gemaakt van de gegevens uit Tabel 1.7 (OSPAR, 1997b, 2000). Deze tabel bevat voor de acht onderzochte metalen een EAC (Ecotoxicologisch Assessment Criterium). De EAC geeft de concentratie van een metaal in zeewater (of sediment) weer waaronder geen schade aan het milieu of biota wordt verwacht. Voor een eerste evaluatie van de mogelijk verontreinigende impact van metalen wordt enkel gebruik gemaakt van de EAC voor water.

Tabel 1.7: Overzicht van EAC's voor metalen (Bron: OSPAR, 1997b)

Metaal	Water (mg/L)	Sediment (mg/kg DW)*
As	1 –10	1-10
Cd	0.01-0.1	0.1-1
Cr	1-10	10-100
Cu	0.005-0.05	5-50
Hg	0.005-0.05	0.05-0.5
Ni	0.1-1*	5-50
Pb	0.5-5	5-50
Zn	0.5-5	50-500

* voorlopige EAC's

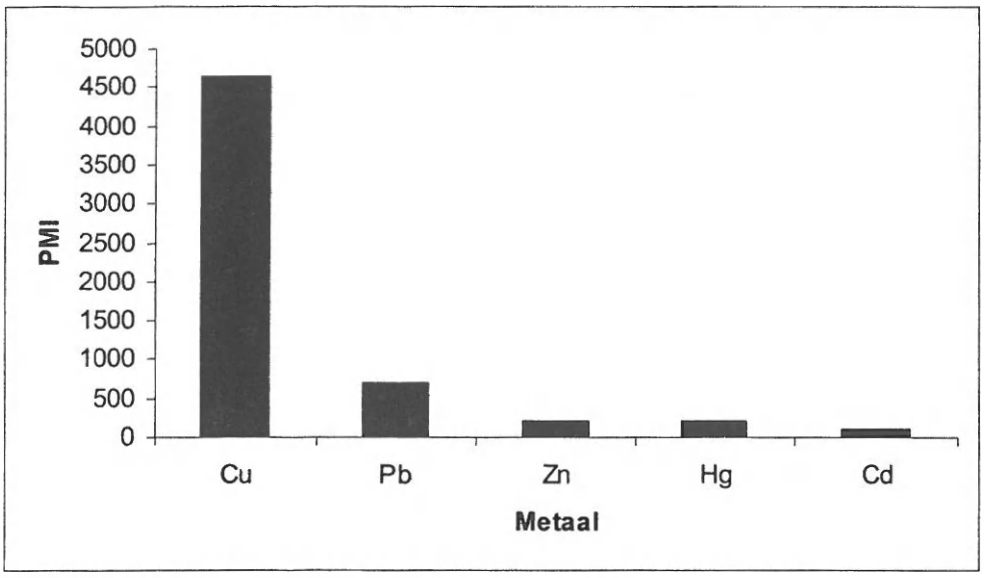
Op basis van de gegevens in Tabellen 1.2a, 1.3a en 1.7 werd een PMI-index (Potentiele Metaal Impact) voor de emissie in 1995 berekend:

$$PMI = \frac{Totale\ emissie / jaar\ (in\ Ton)}{EAC\ (in\ mg / L)}$$

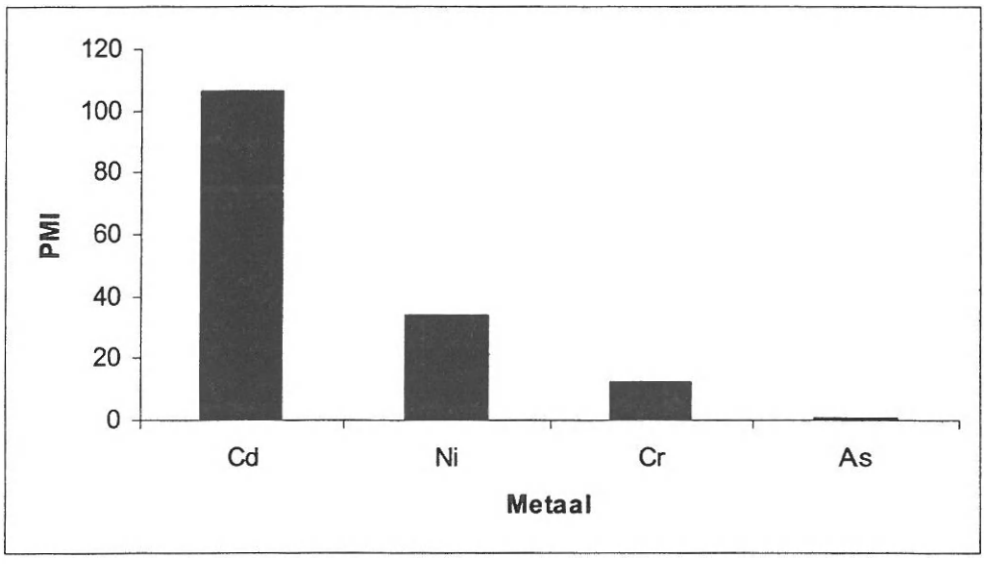
waarbij een grotere PMI wijst op een grotere potentiele impact in het marien milieu.

Voor de berekening van de PMI's werd er vanuit gegaan dat de totale emissie via lucht en water in de Noordzee terecht kwam. Ook werd steeds de bovenwaarde van de EAC (Tabel 1.7) als referentie gebruikt. Figuren 1.12 en 1.13 geven de PMI voor de verschillende metalen weer.

Uit deze figuren blijkt dat Cu veruit de grootste potentiele impact op het marien milieu heeft. Uit deze analyse blijkt ook dat Pb de tweede belangrijkte contaminant van het marien milieu is. Hierbij moet echter wel worden opgemerkt dat Pb voor 86% via de lucht wordt uitgestoten en er in deze analyse vanuit wordt gegaan dat alle metaal-emissies in het marien milieu terecht komen. De huidige emissiehoeveelheden van Zn, Hg en Cd hebben elk een vergelijkbare impact op het marien milieu, maar deze is reeds een factor 20 (±) lager dan de potentiele impact van Cu. De laagste potentiele impact werd vastgesteld bij Ni, Cr en As.



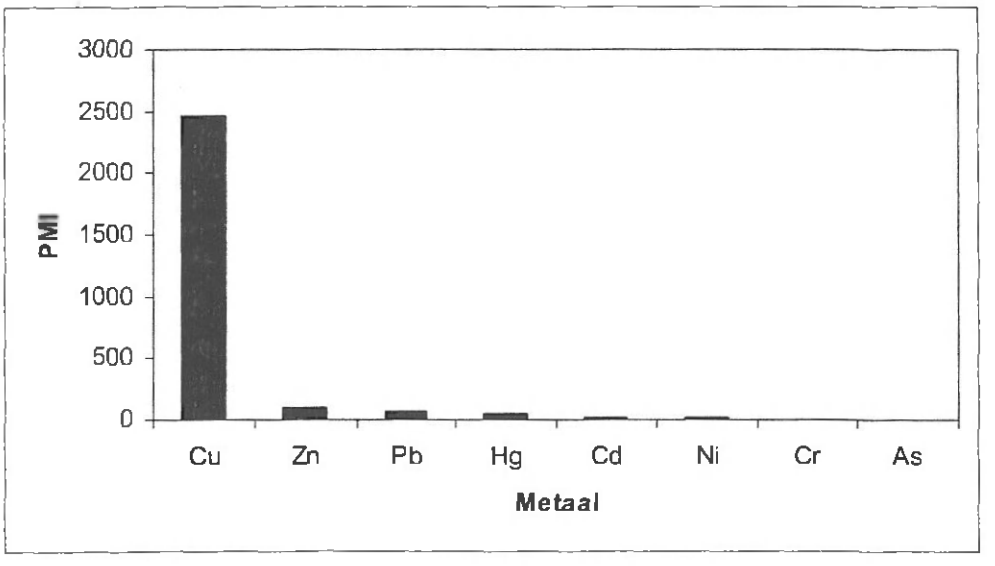
Figuur 1.12: Potentiele Metaal impact (MPI) van Cu, Pb, Zn, Hg en Cd op basis van totale emissies.



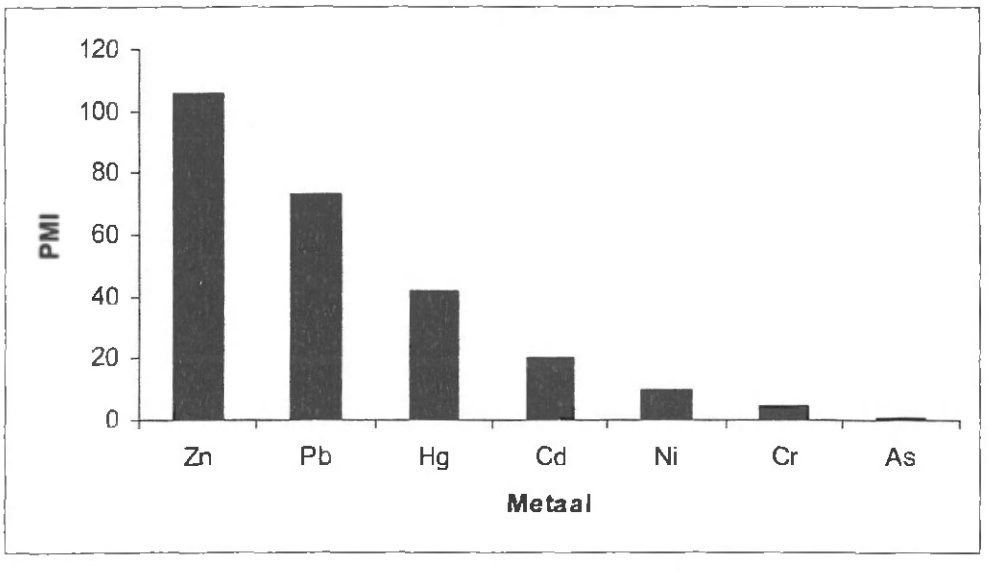
Figuur 1.13: Potentiele Metaal impact (MPI) van Cd, Ni, Cr en As op basis van totale emissies.

In Figuren 1.14 en 1.15 wordt enkel de potentiele impact berekend op basis van de emissie via het water. Op basis van deze analyse blijkt opnieuw het belang van Cu als 'belangrijkste' contaminerend metaal voor Belgie. Algemeen bleef de volgorde in potentiele impact voor de verschillende metalen gelijk, met uitzondering van Pb en Zn die met elkaar van plaats verwisselden: op basis van emissie van water werd voor Zn de tweede hoogste PMI gevonden.

Op basis van de huidige beschikbare data kan worden geconcludeerd dat de uitstoot van Cu, en in mindere mate Zn, Pb, Hg en Cd , de belangrijkste emissies van metalen in België vertegenwoordigen. Hoewel ook jaarlijks aanzienlijke hoeveelheden van Ni, Cr en As worden vrijgesteld, lijkt de potentiele impact van deze stoffen op het marien milieu toch beduidend lager te zijn.



Figuur 1.14: Potentiele Metaal impact (MPI) van Cu, Zn, Zn, Hg en Cd op basis van emissies naar het oppervlaktewater.



Figuur 1.15: Potentiele Metaal impact (MPI) van Zn, Zn, Hg, Cd, Ni, Cr en As op basis van emissies naar het oppervlaktewater.

1.3 Organische verbindingen

1.3.1 Algemeen

In Tabellen 1.8, 1.9 en 1.10 wordt een algemeen overzicht gegeven van de emissie van verschillende organische verbindingen naar lucht en water. De weergegeven emissiehoeveelheden zijn afkomstig uit de MNZ-stofstroomfiches.Bepaalde groepen (PAKs, dioxines,..) worden hierna verder in detail besproken en , inidien beschikbaar, vergeleken met data uit het OSPAR QSR 2000.

Tabel 1.8: Overzicht van de Belgische emissies (Ton/jaar) naar water: organische verbindingen (1985 – 1995) (MNZ, 1995). Reductie (in %) t.o.v. 1985.

Stof	1985	1990		1995	
Tetrachloorkoolstof (CCl_4)	2.19	1.78	19%	0.32	-86%
Trichloorethyleen (TRI)	<49	<41	-16%	?<25	-49%
Tetrachloorethyleen (PER)	<30	<20	-33%	<13	-57%
Trichloorbenzeen (TCB)	geen geïdentificeerde lozingen naar het water bekend				
1,2-dichloorethaan (EDC)	72	12.6	-83%	<5	-93%
Trichloorethaan (T111)	<55	<45	-18%	0	-100%
PAK's	19.7	14.6	-26%	12.0	-39%
Dioxines (in gram TEQ)	6.21	6.87	-11%	3.77	-39%

Tabel 1.9: Overzicht van de Belgische emissies (Ton/jaar) naar lucht: organische verbindingen (1985 – 1995) (MNZ, 1995). Reductie (in %) t.o.v. 1985.

Stof	1985	1990		1995	
Tetrachloorkoolstof (CCl_4)	310.0	310.7	+0.2%	29.6	-90%
Trichloorethyleen (TRI)	3360	2450	-27%	1905	-43%
Tetrachloorethyleen (PER)	6793	5096	-25%	2391	-65%
Trichloorbenzeen (TCB)	<3	<3	---	<<3	?-32%
1,2-dichloorethaan (EDC)	114	80.5	-29%	55.5	-51%
Trichloorethaan (T111)	5445	4237	-22%	0	-100%
PAK's (10 VROM)	935.6	870.6	-7%	648.7	-31%
Dioxines (in gram TEQ)	850	892	+5%	642	-24%

Tabel 1.10: Algemeen totaal (in Ton/jaar) en procentueel aandeel van de emissie van organische verbindingen naar lucht en water voor 1995 (MNZ, 1995).

Stof	Som lucht & water	Lucht	% aandeel	Water	% aandeel
Tetrachloorkoolstof (CCl_4)	29.92	29.6	99%	0.32	1%
Trichloorethyleen (TRI)	<1930	1905	99%	?<25	1%
Tetrachloorethyleen (PER)	<2404	2391	99.5%	<13	0.5%
Trichloorbenzeen (TCB)	<<3	<<3	100%	---	---
1,2-dichloorethaan (EDC)	<60.5	55.5	92%	<5	8%
Trichloorethaan (T111)	0	0	---	0	---
PAK's (10 VROM)	660.7	648.7	98%	12.0	2%
Dioxines (in gram TEQ)	645.77	642	99.4%	3.77	0.6%

1.3.2 Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen (PAK's)

PAK is een verzamelnaam voor verschillende organische verbindingen. Wanneer er wordt gesproken van Totale PAKs, is het dan ook van belang te weten welke verbindingen er in rekening worden gebracht. Tabel 1.11 geeft een overzicht van verschillende PAK-verbindingen en de groepen waarin zij werden opgenomen.

De gemeten PAK's zoals weergegeven in de stofstroomfiches van het MNZ (1995) zijn deze van de VROM (Nederlands Instituut van Leefmilieu). In het OSPAR QSR werd echter voor een andere groep gekozen; beide groepen verschillen onderling in het al dat niet meerekenen van naftaleen, pyreen en benzo[k]fluorantheen. Ondanks de verschillen in opgenomen PAKs zijn de voor 1990 gerapporteerde emissiehoeveelheden in de stofstroomfiches (MNZ, 1995) en in het OSPAR QSR weinig verschillend (resp. 870.6 en 818 Ton/jaar).

Tabel 1.11 Overzicht van verschillende groepen PAKs.

	EPA	Borneff	OSPAR	VROM	Int.Noordzee Conf.
	16	6	10	10	10
benzo[b]fluorantheen	x	x			
indeno[1,2,3-c,d]pyreen	x	x	x	x	
benzo[k]fluorantheen	x	x		x	
benzo[a]pyreen (Bap)	x	x	x	x	
benzo[g,h,i]peryleen	x	x	x	x	
fluorantheen	x	x	x	x	x
naftaleen	x			x	x
anthraceen	x		x	x	x
fenantreen	x		x	x	x
acenafteen	x				x
chryseen	x		x	x	
benzo[a]anthraceen	x		x	x	
fluoreen	x				
pyreen	x		x		
acenaftyleen	x				
dibenzo[a,h]anthraceen	x				
bifenyl					x
2-chloroanthraquinon					x
chloronaphtaleen					x
hexachloronaftaleen					x
1,2,3,4,7,7-hexachloro-norbornadieen					x

Tabellen 1.12 en 1.13 geven de belangrijkste bronnen van de emissie van PAKs naar water en lucht weer, en dit op basis van de data in de MNZ-stofstroomfiches. De emissie naar water is voornamelijk te wijten aan riviertransport dat voor 83% van de totale emissie in water verantwoordelijk was. Wat de emissie naar lucht betreft wordt in het OSPAR QSR (2000) houtbescherming en wegtransport als de voornaamste bronnen weergegeven. Dit blijkt ook uit de MNZ-data (Tabel 1.13): beide activiteiten zijn samen voor 79% van de totale emissie van PAK's naar de lucht verantwoordelijk. Bij de OSPAR QSR wordt wel geen rekening gehouden met emissies als gevolg van wegconstructies.

Tabel 1.12: Procentueel belang van verschillende bronnen voor de emissie van PAK's naar water voor 1995 (MNZ, 1995).

	Ton in 1993	**% aandeel**
Riviertransport	9.96	83%
Scheepswerven	1.11	9%
Sinter- en cokesfabrieken	0.96	8%
Algemeen Totaal	12.0	

Tabel 1.13: Procentueel belang van verschillende bronnen voor de emissie van PAK's naar lucht voor 1995 (MNZ, 1995).

	Ton in 1993	**% aandeel**
Houtbescherming	255.8	39%
Wegtransport	260	40%
Asfaltering van wegen	108.2	17%
Huishoudelijke, commerciële en administratieve verwarming	9.0	1.4%
Sinter- en cokesfabrieken	3.5	0.5%
Industriële verwarming	7.6	1%
Scheepswerven	3.9	0.6%
Verbranding van huishoudelijk afval en thermische installaties	0.88	0.1%
Algemeen Totaal	648.7	

Wanneer een onderscheid wordt gemaakt tussen punt- en diffuse bronnen, blijkt dat wegtransport, asfaltering van de wegen en verwarming (industrie, huishoudens) de belangrijkste diffuse bronnen naar de lucht zijn, en riviertransport de enige belangrijke diffuse bron naar water (slijtage van scheepsrompen bedekt met teerhoudende verf).

1.3.3 Dioxines

In het OSPAR QSR werden geen emissiedata met betrekking tot dioxines opgenomen. Uit de stofstroomfiche voor dioxines blijkt dat emissie naar de lucht (99.4%) kwantitatief veruit belangrijker is dan de emissie naar water (Tabel 1.14). Zoals blijkt uit Tabel 1.15 is het duidelijk dat verbranding van verschillende types afval/steenkool voor meer dan de helft van de emissie naar lucht in 1995 verantwoordelijk zijn. Daarnaast dragen diverse industrie-activiteiten ook voor 33.5% bij tot de emissie naar de lucht.

De (weliswaar beperkte) emissie naar water is voornamelijk te wijten aan industiele activiteiten (90% door de ijzer- en staalindustrie).

Tabel 1.14: Procentueel belang van verschillende bronnen voor de emissie van dioxines naar water voor 1995 (MNZ, 1995).

	gram TEQ 1995	**% aandeel**
IJzer- en staalindustrie	3.4	90.2%
Kraftpulpproductie (bleking)	0	---
Vinylchloride industrie	0.22	5.9%
Verbranding van huishoudelijk afval	0.06	1.5%
Chlooralkali industrie	0.03	0.8%
Branden	0.02	0.4%
Verbranding van industrieel afval	0.02	0.6%
Algemeen Totaal	3.77	

Tabel 1.15: Procentueel belang van verschillende bronnen voor de emissie van dioxines naar lucht voor 1995 (MNZ, 1995).

	gram TEQ 1995	**% aandeel**
Verbranding van huishoudelijk afval	187	29%
Gebouwenverwarming	122	19%
Verbranding van ziekenhuisafval	79.2	12%
Non-ferro industrie	107	16.5%
IJzer- en staalindustrie	60.7	9%
Cementindustrie, kalkindustrie	54.2	8%
Industriële stookinstallaties, electriciteit uit steenkool	9.3	1.4%
Verbranding van industrieel afval, slibverbranding, stortgasverbranding	18.4	3%
Wegverkeer	1.7	0.2%
Branden	2.6	0.4%
Algemeen Totaal	642	

1.3.4 Overige chloorhoudende organische verbindingen

Emissiedata naar de lucht uit het OSPAR QSR worden in Tabel 1.16 vergeleken met de emissiegegevens uit de stofstroomfiches (MNZ, 1995). Enkel voor Trichloorethyleen wordt een significant verschil in uitgestoten hoeveelheid waargenomen. Voor de overige stoffen wordt voor 1995 een vergelijkbare emissie-hoeveelheid (of totale reductie) waargenomen.

Tabel 1.16: Emissie van chloorhoudende organische verbindingen (in ton/jaar) in België naar de lucht in 1995.

	OSPAR QSR (2000)	**MNZ (1995)**
Tetrachloorkoolstof	29.6	29.6
Trichloorethyleen	1300	1905
Tetrachloorethyleen	2390	2391
Trichloorbenzeen	3	< 3
1,2 dichloorethaan		55.5
Trichloorethaan	0	0

De belangrijkste verspreidingsroute van deze verbindingen in het milieu gebeurt via de atmosfeer (data voor 1995). Met uitzondering van 1,2-dichloorethaan (92%) wordt meer dan 99% van de totale

geëmitteerde hoeveelheid van deze chloorhoudende verbindingen via de lucht in het milieu gebracht. De belangrijkste activiteiten die hiervoor verantwoordelijk zijn, zijn de textielindustrie (TCB, PER), de organische chemische nijverheid (EDC), vinylchloride-industrie (CCl4), laboratoriumactiviteiten (CCl4) en metaalbehandeling (TRI, PER). Het gebruik/productie van trichloorethaan is bijna volledig stopgezet als gevolg van de opgelegde internationale maatregelen ter bescherming van de ozonlaag (verbod op het gebruik in Europa sinds 1996).

Verdere sanering bij de productie van monovinylchloride zou moeten ertoe geleid hebben dat de emissie van CCl_4 naar de lucht toe in 1998 is afgenomen van 29 Ton/jaar tot ± 5 Ton/jaar (MNZ, 1995).

1.4 Pesticiden

1.4.1 Pesticiden – algemeen

Gezien het diffuus karakter van de pesticidenemissies, is de evaluatie van deze stoffen in de stofstroomfiches (MNZ, 1995) gebaseerd op de totale gebruik- of verkoopcijfers voor Belgie, die op federaal vlak worden verzameld. De schattingen worden schuin weergegeven. Ook in het OSPAR QSR zijn voor een beperkt aantal pesticiden emissiehoeveelheden naar de lucht (voor 1995) en de bereikte reductie t.o.v. 1990 weergegeven. Hierin wordt gesteld dat voor zowel lindaan als voor pentachloorfenol een volledige reductie van de de emissie naar de lucht toe is bereikt. Voor de overige pesticiden werden geen verkochte, gebruikte of emissie-hoeveelheden weergegeven.

Tabel 1.17: Verkoopscijfers van verschillende pesticiden (in Ton/jaar). Reducties t.o.v. verkoopscijfers in 1985.

Stof	**1985**	**1990**		**1995**	
Lindaan – totaal	100.1	66.6	-34%	<50	-50%
buiten de landbouw	0.85	0.83	-2%	0.50	-41%
landbouw	99.2	65.8	-34%	<50	-50%
Pentachloorfenol (PCF)					
buiten de landbouw	?	?	---	0	-100%
Trifluralin					
landbouw	17.2	6.6	-62%	<4.3	-75%
Endosulfan – totaal	28.3	29.3	+4%	17.0	-40%
buiten de landbouw	0.21	0.19	-10%	<0.19	-10%
landbouw	28.1	29.1	+4%	17.0	-40%
Simazine – totaal	58.5	57.2	-2%	<29.0	-50%
buiten de landbouw	<0.01	<0.01	0%	<0.005%	-50%
landbouw	58.5	57.2	-2%	<29.0	-50%
Atrazine					
landbouw	283.5	244.4	-14%	<142.0	-50%
Tributyltin					
buiten de landbouw	?	*15.0 – 24.0*	?	14.4 – 23.0	?
Trifenyltin					
landbouw	60.5	44.0	-27%	35.7	-40%
Azinfos-methyl					
landbouw	7.48	3.11	-58%	<3.0	-59%

Tabel 1.17 (vervolg)

Stof	1985	1990		1995	
Fenitrothion – totaal	1.16	0.81	-30%	0.70	-40%
buiten de landbouw	0.87	0.39	-56%	0.10	-89%
landbouw	0.29	0.43	+49%	0.60	+109%
Fenthion					
landbouw	5.78	4.62	-20%	<2.9	-50%
Malathion – totaal	18.3	11.1	-40%	<9.0	-50%
buiten de landbouw	1.21	4.95	+309%	<4.0	+230%
landbouw	17.1	6.19	-64%	<5.0	-71%
Parathion					
landbouw	46.8	38.3	-18%	<21.0	-55%
Dichloorvos – totaal	17.4	28.8	+66%	30.9	+78%
buiten de landbouw	16.9	27.9	+65%	27.9	+65%
landbouw	0.47	0.90	+91%	3.0	+538%

Uit Tabel 1.17 kan worden besloten dat vooral atrazine een zeer hoog gebruik kent (1995: <142 ton). Dit triazine-herbicide wordt hoofdzakelijk aangewend in de maïsteelt. De overige pesticiden kunnen als volgt worden gerangschikt (Figuur 1.16):

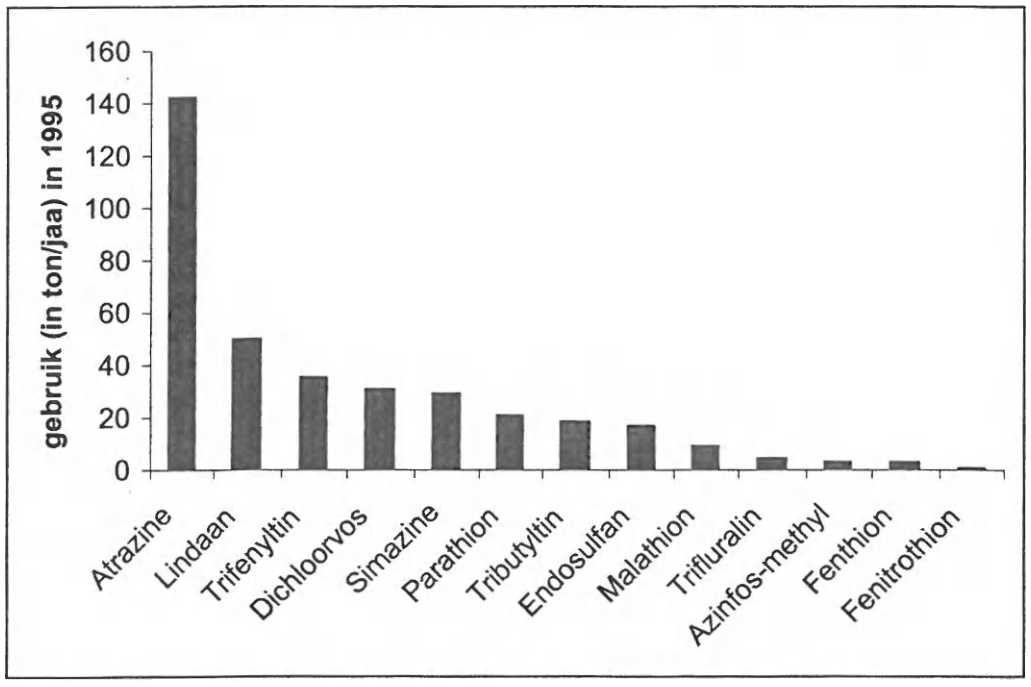


Fig 1.16: Gebruik van pesticiden in Belgie (in Ton/jaar) voor 1995.

Hieruit blijkt dat in 1995 voor bijna alle pesticiden reducties van 40-50% worden gehaald t.o.v. het referentiejaar 1985 (uitz. tributyltin: -4%). Voor dichloorvos is een sterke stijging van de verkoopcijfers waar te nemen, vooral te wijten aan het verhoogde niet-landbouwkundig gebruik (o.a. in vliegenstrips). Voor pentachloorfenol werd een volledige reductie bereikt door het stopzetten van de erkenningen voor alle toepassingen sinds 1990.

Voor trifluralin, endosulfan, trifenyltin, azinfos-methyl, fenthion, malathion en parathion werden de verwezenlijkte reducties binnen de landbouw vooral bereikt door spontane marktverschuivingen enerzijds, en door het stimuleren van het toepassen van de beste milieuveilige handelswijze in de landbouw anderzijds. Voor simazine werd de reductie bereikt door de beperking van maximale toepassingsdosis. Voor malathion wordt echter een verhoogd gebruik buiten de landbouw vastgesteld. Bij fenitrothion daarentegen wordt een reductie in gebruik buiten de landbouw vastgesteld onder invloed van spontane marktverschuivingen, maar tegelijkertijd wordt een toenemend gebruik binnen de landbouw vastgesteld. De beperkte reductie voor tributyltin is te wijten aan het ontbreken van efficiente milieuvriendelijke alternatieven.

De detectie van pesticiden in het milieu is sterk afhankelijk van de fysisch-chemische eigenschappen: trifluralin, azinfos-methyl, fenirothion, fenthion, malathion en parathion hebben een lage wateroplosbaarheid en sterke adsorptie. Hierdoor kunnen deze stoffen slechts in zeer geringe mate het aquatisch milieu bereiken via afspoeling of uitloging. Simazine en atrazine hebben vergelijkbare fysisch-chemische eigenschappen, maar door veelvuldig gebruik worden toch soms hoge concentraties van deze pesticiden in oppervlaktewater gedetecteerd (7.6 µg/L e, 28 µg/L in 1994 voor simazine en atrazine, respectievelijk).

Door het hoge gebruik van dichloorvos wordt deze pesticide, ondanks snelle afbraak, toch regelmatig gedetecteerd in aquatisch milieu (1.47 µg/L in 1992) en dit door de hoge oplosbaarheid.

1.4.2 Voorkomen van andere stoffen

In het OSPAR QSR worden voor een aantal stoffen de gemeten concentraties in riviersediment (Schelde) of in de waterkolom weergegeven. Voor deze stoffen zijn geen kwantitatieve emissiedata voorhanden, deels omdat het gebruik van sommige van deze verbindingen reeds verboden is (vb. DDT, dieldrin,..). Niettemin kan de aanwezigheid van deze stoffen een mogelijk risico inhouden voor sommige organismen. Tabel 1.18 geeft een overzicht weer van deze stoffen, samen met de gerapporteerde concentratie in het sediment en/of de waterkolom.

Tabel 1.18: Milieuconcentraties van een aantal potentieel schadelijke stoffen

Stof	**Concentratie**	**Opmerking**
Gebromeerde vlamvertragende verbindingen (BRFs)	0.2 mg/kg	Sediment van de Schelde
Gechlorineerde parafinnes (CPs)	0.006 mg/kg	Sediment van de Schelde
Lindaan	0.004 mg/kg	Sediment van het Schelde-estuarium (1992)
Hexachloorbenzeen	0.3-5.3 µg/kg	Sediment van het Schelde-estuarium
Totaal DDT (DDE, DDD, DDT)	1-13 µg/kg	Sediment van het Schelde-estuarium
Dieldrin	1-2 µg/kg	Sediment van het Schelde-estuarium
Octylphenol (OPE)	20 µg/kg	Sediment van de Schelde
Nonylphenol ethoxylaat (NPE)	300 µg/kg	Sediment van de Schelde

1.5 Radioactieve stoffen

Voor radioactieve nucliden werd er geen stofstroomfiche opgesteld door de Technische Commissie Noordzee (MNZ, 1995). Voor de kwantificatie van de imput van radionucliden naar het BCP werden de beschikbare data uit het OSPAR QSR (2000) en het 'North Sea Subregion 4 Assessment Report' (1994).

1.5.1 Artificiele radionucliden

De belangrijkste emissiebronnen van artificiele radionucliden naar de Noordzee toe, en het BCP in het bijzonder, zijn de nucleaire opwerkingsinstallaties in Cap de La Hague (Fr.) en in mindere mate Sellafield (UK): de lozingen vanuit Cap de la Hague worden met instromend water, afkomstig uit de Atlantische Oceaan, doorheen het Kanaal langs de continentale kusten getransporteerd (Salomon *et al.*, 1995, in OSPAR QSR 2000). In de periode 1993-1999 zijn de hoeveelheden radionucliden aanwezig in de effluenten van bovenvermelde installaties ver onder de vastgelegde emissie-normen (OSPAR, 1998), en zijn deze nog significant gereduceerd. De totale input van alfa-emittors naar de Noordzee is tussen 1993 en 1996 afgenomen van 3 tot 0.32 TBq/jaar. Eenzelfde evolutie werd waargenomen bij bèta-emittors wanneer tritium en ^{99}Tc niet in beschouwing werden genomen (van 250 TBq/jaar in 1993 naar 182 TBq/jaar in 1996). Tritium (^{3}H) – een laag-energetische bèta-emittor die op radiologisch vlak vrij onbelangrijk is – is de enige radionuclide die nog steeds in relatief grote hoeveelheden word geloosd door de nucleaire opwerkingsinstallaties en waarvan de emissie (in activiteit) tussen 1993 en 1996 is toegenomen van 11.000 to 16.000 TBq/jaar. Andere bronnen van ^{3}H zijn kosmische straling en om. fall-out van kernproeven.

Tritium-concentratie in de Noordzee varieerde tijdens de periode 1983-1990 tussen 1600 en 2300 Bq/m³, waarbij geen stijgende of dalende trend werd waargenomen (North Sea Subregion 4 Assessment Report 1993). In Tabel 1.19 wordt de input van tritium in de Noordzee uit verschillende stroomgebieden (per land) van de Noordzee-Subregio 3 weergegeven. Uit deze tabel blijkt dat in 1989 bijna een kwart (24%) van de input van ^{3}H afkomstig was uit België.

Tabel 1.19: Emissie van ^{3}H (in TBq) naar de Noordzee-Subregio 3 voor 1989.

	TBq/jaar
Frankrijk	209
België	106
Nederland	5.9
Duitsland	119

In 1986 werd een belangrijke input van ^{137}Cs via de Rijn en Maas vastgesteld (25tBq/jaar), en dit als gevolg van het accident met de Reactor4 van de kerncentrale in Tsjernobyl. Er zijn geen meetwaarden voorhanden voor de periode na 1986, maar algemeen wordt aangenomen dat de input van ^{137}Cs momenteel veel lager ligt.

Algemeen kan worden gesteld dat de emissie van artificiele radionucliden van uit de OSPAR-landen (en België in het bijzonder) naar de Noordzee te verwaarlozen in vergelijking met de input afkomstig van nucleaire opwerkingsistallaties buiten deze regio (Van Weers, 1989).

1.5.2 Natuurlijke radionucliden (gegevens uit North Sea Subregion 4 Assessment Report 1993)

Wat de emissie van natuurlijke radionucliden betreft, zijn industriele activiteiten zoals ertswinning en –verwerking, verbranding van steenkool of aardgas voor de electriciteitsproductie en de productie van fosfaat-meststoffen de belangrijkste anthropogene bronnen. Hiervan blijkt de laatste industriele activiteit de belangrijkste bron van natuurlijke radionucliden te zijn. Volgens het OSPAR QSR (2000) werd in 1993, als gevolg van de productie van deze fosfaatmeststoffen, hoeveelheden van 1.3 TB/jaar ^{226}Ra, 1.12TBq/jaar ^{210}Po en 0.1 TBq/jaar ^{238}U vanuit de OSPAR-landen in het marien milieu geloosd. De belangrijkste bedrijven waar fosfaten worden verwerkt zijn gelegen in Rotterdam (Ned.), nabij Vlissingen aan de Westerschelde (Ned.) en aan de Schelde bij Antwerpen (Bel.).

Tabel 1.20 geeft een overzicht van de (geschatte) achtergrond- en gemeten concentraties van de isotopen die bij deze industriele activiteit vrijkomen. In deze tabel is ook de indicatieve jaarlijkse input van deze componenten als gevolg van industriele lozingen in Belgie weergegeven.
Uit deze gegevens blijkt dat de waargenomen concentraties in de Westerschelde een factor 3-9 hoger liggen dan de geschatte actergrondwaarden. Deze verhoogde concentratie wordt dan ook weerspiegeld in de totale activiteit van de alfa-emittors tussen 1975 en 1990, welke resp. 250 en 450 Bq/m³ bedroeg. Deze waarden zijn beduidend hoger dan de in Nederland beoogde maximaal toegelaten activiteit van 100 Bq/m³ vanaf het jaar 2000.

Tabel 1.20: Gemeten en (geschatte) achtergrondconcentraties (opgelost, in Bq/m³) van radionucliden in de Noordzee en in de Westerschelde.

	^{210}Po	^{210}Pb	^{226}Ra
[1]Gemeten concentraties (Bq/m³)			
Noordzee (30 km uit de kust)	0.7	0.8	5.3
Oosterschelde	0.8	0.9	4.3
Westerschelde	2.1-2.2	2.6-3.3	9-28
[2]Geschatte achtergrondconcentratie (Bq/m³)			
Noordzee	0.5	0.5	1
Westerschelde	0.5	0.5	3
Industriele lozingen (Antwerpen) (MBq/jaar)	180	4	180

[1]= Köster, 1990

[2]= Köster, 1990,1991; Laane, 1992

De gemeten waarden in de Westerschelde voor ^{210}Po en ^{210}Pb (Tabel 1.20) zijn van dezelfde grootte-orde als de in het OSPAR QSR gerapporteerde meetwaarde van 3.2 Bq/m³ in het Schelde-estuarium voor deze radionucliden.

Algemeen kan worden gesteld dat in het marien milieu blootstelling aan radioactieve straling afkomstig van artificiele radionucliden meestal lager is dan deze afkomstig van natuurlijke radionucliden. Wanneer de maximaal toegelaten dosis/jaar voor artificiele radionucliden van 1mSv/jaar in beschouwing wordt genomen, zoals aanbevolen door het ICRP (International Commission for Radiological Protection), blijkt dat de emissies van radionucliden bij de fosfaatindustrie slechts een bijdrage levert van 100 tot 380 µSv/jaar per consument van vissen en zeevruchten. Hoewel uit de beschikbare data geconcludeerd kan worden dat de milieuconcentraties van artificiele radioucliden normaal geen gevaar inhouden voor de volksgezondheid, zijn er momenteel geen data beschikbaar die toelaten om de invloed van natuurlijke en artificiele radionucliden op de verschillende trofische niveau's van het marien milieu te evalueren.

1.6 Nutriënten

De emmissie van nutrienten naar het water en naar de atmosfeer kent voornamelijk een anthropogene oorsprong. Uitloging van landbouwgronden en rioolwater zijn de belangrijkste N-bronnen voor het aquatisch milieu, daar waar de emissie van N naar de atmosfeer (onder de vorm van ammonium en NO_x) te wijten is aan huishoudelijke en industriele verbrandingsprocessen, verkeer en landbouwactiviteiten (stallen, spreiden van mest,...). De emissie van fosfaten daarentegen kent vooral zijn oorsprong in stedelijk afvalwater en landbouwactiviteiten.

De belangrijkste bijdrage van N en P in de Noordzee wordt geleverd door de input via rivieren: 65-80% van de totale N-input en 80-85% van de totale P-input (OSPAR QSR, 2000). Deze waarden zijn in overeeenstemming met verschillende literatuurwaarden: 70% van de totale stikstof-influx in het Duitse deel van de Noordzee (German Bight) is afkomstig uit rivieren en slechts 30% komt in het marien milieu terecht via de atmosfeer (Beddig et al., 1997). Dergelijke waarden werden eveneens weergevonden voor het totale opgeloste stikstofbudget in het Schelde-estuarium. Deze waarden zijn weergegeven in Tabel 1.21, en werden berekend met het CONTRASTE-model (Regnier et al., 1997).

Tabel 1.21: Totale opgeloste anorganische stikstofbudget voor het Schelde-estuarium tijdens de winter/vroege lente van 1995, berekend met het CONTRASTE-model (uit: Regnier & Steefel, 1999).

Input	**Flux (Ton/dag)**	**Fractie van de totale hoeveelheid N**
Input via de rivier	+ 140	70.6 %
Laterale inputs	+ 45	22.7%
Degradatie van organisch materiaal	+6	3.0%
Nitrificatie	-1	0.5%
Primaire productie	+0.2	0.1%
Input uit het sediment (max. waarde)	+8	4.0%

De overige bijdragen worden geleverd door directe input (N, P) en atmosferische depositie (N). Wat de situatie in Belgie betreft, wordt in de MNZ-stofstroomfiche (1995) enkel data weergegeven met betrekking tot de input van nutrienten naar het water (Tabel 1.22, 1.23). Hieruit blijkt dat de totale emissie van stikstof tussen 1985 en 1990 nauwelijks is afgenomen, en dat in 1995 slechts een reductie van 19% werd bereikt. Voor P werd tussen 1985-1995 een reductie van 45% gerealiseerd. Deze reducties worden niet weerspiegeld in de input van nutrienten in de Noordzee via rivieren uit de verschillende OSPAR-landen, waarbij er tot en met 1995 een stijging van de N- en P-concentraties werd waargenomen (OSPAR QSR, 2000).

Wat de Belgische bijdrage van de atmosferische N-depositie in de Noordzee betreft, zijn er geen kwantitatieve data beschikbaar. Uit het OPSPAR QSR (2000) blijkt dat tussen 1990 en 1995 de N-depositie varieert tussen de 300 en 370 kT/jaar. Hiebij werd voor deze periode geen stijgende of dalende trend waargenomen.

Tabel 1.22: Overzicht van de Belgische emissies (Ton/jaar) van N en P naar water (1985 – 1995) (MNZ, 1995). Reductie (in %) t.o.v. 1985.

Stof	1985	1990		1995	
Stikstof – algemeen totaal	100.8	87.3	-4%	<81.6	-19%
huishoudens	32.0	30.1	-6%	28.3	-12%
industrie	29.3	19.9	-32%	18.0	-38%
landbouw	39.6	37.2	-6%	35.4	-11%
Fosfor – algemeen totaal	17.8	13.5	-24%	<9.9	-45%
huishoudens	9.9	6.5	-34%	4.8	-52%
industrie	5.4	5.3	-3%	3.4	-38%
landbouw	2.5	1.7	-31%	<1.7	-32%

Tabel 1.23: Procentueel belang van verschillende bronnen voor de emissie naar water voor 1995 (MNZ, 1995).

	Huishoudens	Industrie	Landbouw
Fosfor	35%	22%	43%
Stikstof	49%	34%	17%

Wat de directe input van N en P betreft, zijn er in het OPSPAR QSR (2000) enkel gegevens voor de ganse Noordzee beschikbaar. Hieruit blijkt dat voor de periode 1990-1995 de directe input van N naar de Noordzee met ± 25% is afgenomen. De directe input van P werd tijdens deze periode met ± 20% gereduceerd. Doordat beide bronnen slechts een zeer beperkt aandeel vormen van de N- en P-input, worden deze significante reducties niet vertaald naar een dalende trend bij de totale N- en P-input.

De aanwezigheid van verhoogde nutrient-concentraties in het marien milieu leidt tot locale eutrofiering van de kustwateren die onder directe invloed staan van rivieren en de daarmee gepaarde toevoer van stikstof en fosfaten (Billen et al., 1991; Smith & Hitchcock, 1994). De gevolgen van eutrofiëring zijn schadelijke algenbloei, O2-afname, versnelde afbraak van organisch materiaal, en sterfte van vissen en benthische organismen als gevolg van deze processen.

De algenbloei die frequent in de kustwateren van de Noordzee wordt waargenomen, is deze van de kolonie-vormende flagellaat *Phaeocystis* (Smetacek et al., 1991; Lancelot, 1995; Lancelot et al., 1998). De bloei van deze soort wordt waargenomen wanneer niet langer fosfaten maar stikstof de

limiterende factor wordt. Deze soort wordt ondermeer door de grootte van de kolonies (tot 1 cm diameter) beperkt of niet begraasd door micro-zooplankton (Ducrotoy, 1999). Eutroficatie leidt dan ook meestal tot een dominantie van minderwaardige algensoorten (Davies et al., 1992). De effecten van *Phaeocystis*-algenbloei zijn schuimvorming op de stranden langs de rand van het *Phaeocystis*-gedomineerd ecosysteem en de productie van de precursor van DMS (dimethylsulfide). DMS is een stof waarvan wordt aangenomen dat zij een invloed uitoefent op 1) de atmosferische scheikundige processen en 2) de klimaatregeling (Lancelot et al., 1994; Liss et al., 1994). Algenbloei van andere soorten kan leiden tot toxiciteit bij de mens: zo liggen *Alexandrium* spp. en *Dinophysis* spp. aan de basis van PSP en DSP (paralytic/diarrheic shellfish poisoning) (Ducrotoy, 1999).

De effecten van een algenbloei zijn echter niet steeds negatief. Albrecht & Reise (1994) onderzochten de invoed van de alg *Fucus vesiculosus* op de mosselbedden in de Waddenzee en stelden vast dat, hoewel de mossel (*Mytilus edulis*) negatief werd beïnvloed door deze alg, een aantal andere herbivore species door de aanwezigheid van deze algensoort werden bevoordeeld en dat de globale diversiteit toenam.

Door de complexiteit en interacties tussen verschillende processen, is het echter momenteel niet mogelijk om de effecten van verhoogde nutriententoevoer en de daarmee gepaard gaande eutrofiëring van kustwateren op het ecosysteem en/of individuele species in te schatten en te voorspellen. Er zijn reeds een aantal eutrofierings-modellen ontwikkeld die de algen-nutrienten cyclus beschrijven, maar geen van deze modellen is gekoppeld aan een realistisch voedselweb en/of effectenmodel (Koelmans et al., 2001).

1.7 Olieverontreiniging van het marien milieu.

1.7.1 Determinatie van de belangrijkste contaminanten bij olieverontreiniging

Ruwe olie en afgeleide producten zijn zeer complexe en variabele mengsels, en het is dan ook moeilijk om de toxiciteit van deze mengsels te evalueren (Singer et al., 2000). Het betreft hier immers honderden chemicalien, elk met hun specifieke fysische en toxicologische karakteristieken. Deze verbindingen kunnen worden onderverdeeld in verschillende groepen (n-alkanen, n-alkenen, cyclo-alkanen, alkylbenzenen, alkylnaftalenen, PAK's met laag moleculair gewicht, PAKs met hoog moleculair gewicht), waarbij het potentiele risico van een specifieke verbinding afhankelijk is van de persisitentie, bioaccumulatie en toxiciteit. Algemeen wordt gesteld dat de alifatische koolwaterstofmengsels minder toxisch zijn dan de aromatische componenten, en meer bepaald de PAK's (Anderson, 1977; Connell & Miller, 1981; Spies, 1987; French, 1991; Neff & Stubblefield, 1995; Pelletier et al., 1997). Onderzoek door Riis et al. (1995, 1996) gaf ook aan dat de niet-degradeerbare fractie van minerale olie voornamelijk bestaat inerte componenten met een hoge moleculaire massa die niet door bacterien kunnen worden afgebroken en daardoor waarschijnlijk niet toxisch zal zijn. Barron et al. (1999) vond daarentegen dat olie met lage gehaltes aan aromatische verbindingen zeer toxisch waren voor de aasgarnaal *Americamysis bahia* en dat PAKs niet altijd de belangrijkste bijdrage tot de waargenomen toxiciteit leverde.
Door het specifieke, accidentele karakter van olieverontreiniging enerzijds, en de grote variabiliteit in compositie tussen verschillende soorten olie (ruwe olie, distillaten,..) anderzijds, is het niet mogelijk om de hoeveelheden van deze contaminanten die in de Noordzee terecht kunnen komen, te kwantificeren. In het kader van deze studie werd er wel een lijst opgemaakt van de oliecomponenten waarvan wordt aangenomen dat zij een potentieel risico vormen wanneer zij in het marien milieu terecht komen.

In Tabel 1.24 wordt er een overzicht gegeven van PAK die worden aanbevolen in monitoring studies enerzijds en PAKs die werden gemeten in studies naar olieverontreiniging (water, sediment) anderzijds. Op basis van deze gegevens, in combinatie met beschikbare fysico-chemische en toxiciteitsdata, werd een lijst opgesteld van verbindingen in in deze studie verder werden onderzocht. Stoffen waarover te weinig gegevens in de literatuur beschikbaar waren, werden uit deze lijst weggelaten. In totaal werden er 35 stoffen weerhouden waarvoor, indien mogelijk, de partitionering in het marien milieu werd berekend (zie Hoofdstuk 2). Voor 23 van deze stoffen was het eveneens mogelijk om – op basis van beschikbare toxiciteitsdata – de lange-termijn effecten van één of meerdere trofische niveau's te voorspellen met behulp van het ontwikkelde LTEM (Lange-termijn Effecten Model; zie Hoofdstuk 3).

Tabel 1.24: Overzicht van PAKs gerelateerd met olieverontreiniging

Component	(1)	(2)	(3)	(4)	Onderzochte stoffen in de huidige studie
Acenafteen					
Acenaftyleen					
Anthraceen					
Benzeen					
Benzo(e)acefenanthrileen					
Benzo(a)anthraceen					
Benzo(b)fluorantheen					
Benzo(k)fluorantheen					
Benzo(ghi)peryleen					
Benzo(a)pyreen					
Benzo(e)pyreen					
Chryseen					
Cycloheptaan					
Cyclohexaan					
Cyclopentaan					
Dibenzo(ac)anthraceen					
Dibenzo(ah)anthraceen					
Dibenzothiopheen					
Difenyl					
Dimethylanthraceen					
Dimethylfenanthreen					
Dimethylnaftaleen					
2,4 Dimethylpentaan					
Ethylbenzeen					
Fenanthreen					
Fluorantheen					
Fluoreen					
Heptaan					
Hexaan					
Indeno(123,cd)pyreen					
Methylanthraceen					

Tabel 1.24: Vervolg

Component	(1)	(2)	(3)	(4)	Onderzochte stoffen in de huidige studie
Methylfenanthreen					
Methylnaftaleen					
2-Methylpentaan					
Methylpyreen					
Naftaleen					
Nonaan					
Octaan					
Peryleen					
Propylbenzeen					
Pyreen					
Retene					
Tolueen					
Xyleen (o,m,p)					

(1) Risk assessment for Humans Cleaning the oil spillage and cleaning the birds on the coast of Brittany (France) following the wreckage of the Maltese Oil Tanker "ERIKA" in December 1999.

(2) Singer et al. (2000)

(3) Notar et al. (2001)

(4) Peña-Méndez et al. (2001)

Een aantal van deze stoffen zijn zeer vluchtig en zullen dus slechts in zeer beperkte mate aanwezig zijn in de waterkolom (benzeen, cyclohexaan, ethylbenzeen, tolueen, xylenen). Desalniettemin worden deze stoffen in deze studie verder onderzocht.

1.7.2 Dispersanten

Om de schade te beperken ten gevolge van een olieverontreiniging, bestaan er verschilledne mechanische en chemische methodes: fysisch verwijderen, verbranden, concentreren met behulp van absorberende stoffen of het toevoegen van cleaners/dispersanten (Pezeshki et al., 2001). De eerste dispersanten waren voornamelijk detergenten (oppervlakte-actieve stof in een 'carrier'solvent), maar bleken vaak zelf een toxisch effect op het milieu uit te oefenen (Smith, 1968). De dispersanten die de laatste jaren werden ontwikkeld, zijn echter beduidend minder toxisch (Singer et al., 1993, 1994). Voorts werd reeds in verschillende studies het effect van deze dispersanten op olietoxiciteit nagegaan. Uit de resultaten blijkt echter dat - afhankelijk van het gebruikte testorganisme, dispersant en type olie

– een afname of een toename van de toxiciteit werd waargenomen (Getter & Baca, 1984, Swedmark et al., 1973; Doe & Wells, 1978).

Het toevoegen van dispersanten bij een olieverontreiniging heeft verschillende effecten (Tiehm, 1994; Wolfe et al., 1998, 1999)

- verlaagd risico voor het aanspoelen van olie op de stranden
- verhoogde degradatie van PAKs door een toename van de concentratie PAKs in oplossing (opgeloste fractie + emulsie)
- verhoogde biobeschikbare fractie PAKs (en hieruit volgend een verhoogde toxiciteit door directe opname of bioaccumulatie via de voedselketen) door de toegenomen oplosbaarheid en de gewijzigde interacties tussen olie, dispersant en biologische membranen.

Een verhoogde biobeschikbaarheid en transfer doorheen de voedselketen werd door Wolfe et al. (1999) vastgesteld in een experiment met de dispersant Corexit 9527® waarbij de alg *Isochrysis galbana* en de rotifeer *Brachionus plicatilis* werden blootgesteld aan fenanthreen. Tegelijkertijd werd echter ook een verhoging van de eliminatiesnelheid vastgesteld.
Uit de beschikbare literatuur blijkt dus dat het toevoegen van dispersanten op olie effecten kan hebben op biobeschikbaarheid en toxiciteit van oliecompontenten: de huidige kennis hieromtrent en de zeer beperkte informatie met betrekking tot de specifieke effecten van dispersanten op de toxiciteit van de individuele verbindingen laat niet toe om de effecten van dispersanten op de toxiciteit te incorporeren in het LTEM dat in deze studie werd ontwikkeld.

HOOFDSTUK 2
PARTITIONERING VAN DE BELANGRIJKSTE VERONTREINIGENDE STOFFEN VAN HET MARIEN MILIEU OVER DE VERSCHILLENDE MILIEUCOMPARTIMENTEN VAN EEN STANDAARD MILIEU

2.1 Inleiding

De verdeling van een stof over de verschillende milieucompartimenten (multi-media milieu) wordt grotendeels bepaald door de fysische, chemische en biologische processen waaraan een stof of verbinding wordt blootgesteld. Hierbij bepalen ook de fysico-chemische eigenschappen van een verbinding in belangrijke mate mee in hoeverre de desbetreffende stof al dan niet aanwezig zal zijn in een specifiek compartiment (lucht, water, sediment,...). Voor een aantal verbindingen die in Hoofdstuk 1 werden gedefinieerd als zijnde belangrijke potentiele contaminanten van het marien milieu, werd hun aanwezigheid reeds in verschillende milieucompartimenten gedetecteerd: benzeen (Duarte-Davidson et al., 2001), PAKs, (Yaffe et al., 2001; Fiala et al., 2001) en metalen zoals lood en kwik (Chadha et al., 1998; Stein et al., 1996). Omdat het bepalen en opvolgen van de concentratie van tal van potentieel schadelijke verbindingen in de verschillende milieucompartimenten niet haalbaar is, zijn er een aantal multi-media modellen ontwikkeld die in staat zijn om de distributie van een stof in het milieu te gaan voorspellen op basis van de fysico-chemische eigenschappen van de desbetreffende stof. Tabel 2.1 geeft een overzicht van de verschillende niveau's van multi-media modellen zoals weergegeven door Mackay et al. (1996).

Modelnivau's II, III en IV vergen een zeer grondige kennis van de desbetreffende stof, zowel qua fysico-chemie als van alle mogelijke processen die de aanwezigheid van de stof beïnvloeden (advectief transport, (bio)degradatie,...). Hoe meer informatie er beschikbaar is, hoe beter het gedrag van een stof in het milieu kan worden begrepen en voorspeld.

Tabel 2.1: Niveau's van multimedia 'fate' modellen.

Model niveau	**Milieu condities**	**Informatie die met deze modellen wordt bekomen**
Niveau I (Level I)	Evenwichtsverdeling onder 'steady-state' condities	De verdeling van de stof over de primaire compartimenten en de benaderende relatieve concentratie in deze compartimenten + informatie met betrekking tot bioaccumulatie
Niveau II (Level II)	Idem als Niveau I, maar incorporatie van verliezen door advectief transport en transormatieprocessen	De benaderende verbijftijd en persistentie van de stof in het milieu, de belangrijkste verlies-processen (door reacties en/of advectie) en de tendensen voor transport vanuit het generisch milieu naar lucht of water
Niveau III (Level III)	Niet-evenwicht door incorporatie van intermediaire transportprocessen onder 'steady state' condities	De invloed van het lozingsmilieu op de uiteindelijke bestemming van een stof, welke intermediaire transportmechanismen de belangrijkste zijn, en welke processen bijdragen aan de verspreiding van een stof naar de milieucompartimenten waar de initiele lozing niet in plaatsvindt + informatie over persistentie van de stof
Niveau IV (Level IV)	Idem als Niveau III, maar niet onder 'steady state' condities	Benodigde tijd voor accumulatie en herstel ten gevolge van een blootstelling aan een stof

Door de relatief beperkte kennis omtrent het gedrag en eigenschappen van de in Hoofdstuk 1 geindentificeerde stoffen in het marien milieu, werd voor de evaluatie van deze stoffen gekozen voor het EQuilibrium Criterion Model (EQC-Model) - Niveau I dat ontwikkeld werd door Mackay et al. (1996). Het EQC-Model is gebaseerd op het evaluatie-multimedia model dat werd beschreven door Mackay et al. (1992). Het model is zodanig opgebouwd dat de gebruiker, afhankelijk van de hoeveelheid beschikbare data over de stof en met milieu, kan kiezen tussen een Niveau I, II, III (en mogelijks IV) benadering. Het voordeel van dit model ten opzichte van andere, meer conventionele, modellen is dat het EQC-Model in staat is om een grote variëteit aan chemische verbindingen te evalueren.

Het milieu dat door Mackay standaard in het EQC-Model wordt gebruikt voor de evaluatie en partitionering van een stof, is beschreven in Tabel 2.2. Deze Tabel is enkel geldig voor Niveau I en II – Modellen omdat deze geen rekening houden met een aantal parameters die wel bij een Niveau III-evaluatie in rekening worden gebracht zoals interstitiele lucht of water. Het beschouwde gebied kan qua grootte worden vergeleken met de staat Ohio in de Verenigde Staten of met Griekenland (Makay et al., 1996)

Tabel 2.2 : Eigenschappen van het Standaard Milieu in het EQC-Model.

Compartiment	**Lucht**	**Water**	**Bodem**	**Sediment**	**Zwevend stof/sediment**	**Vissen**
Volume (m^3)	10^{14}	2×10^{11}	9×10^{9}	10^{8}	10^{6}	2×10^{5}
Diepte (m)	1000	20	0.1	0.01	---	---
Oppervlakte (m^2)	10^{11}	10^{10}	9×10^{10}	10^{10}	---	---
% organisch koolstof	---	---	0.02	0.04	0.2	---
Dichtheid (kg/m^3)	1.2	1000	2400	2400	1500	1000
Advectie veblijftijd (h)	100	1000	---	50000	--	---
Advectie debiet (m^3/h)	10^{12}	2×10^{8}	---	2000	---	---

Het EQC-Model maakt ook een onderscheid tussen verschillende types van stoffen en de daarbij nodige informatie voor het evalueren van de verdeling over de verschillende milieucompartimenten.

Type 1 stoffen

Deze verbindingen verdelen zich over al de verschillende compartimenten. De gegevens die nodig zijn voor het berekenen van de partitionering in het milieu zijn het moleculair gewicht, de octanol-water partitioneringscoëfficiënt, de dampspanning, en de oplosbaarheid in water. Het dient te worden opgemerkt dat de laatste 3 constanten temperatuursafhankelijk zijn. Voorbeelden van dergelijke stoffen zijn de meeste organische verbindingen zoals chlorobenzeen, hexachlorobenzeen, PCB's,...

Type 2 stoffen

De stoffen die tot deze groep behoren zijn niet-vluchtig en het transport naar de lucht kan dan ook worden verwaarloosd. De dampdruk van deze vebindingen ligt lager dan 10^{-7} Pa, of de lucht-water partitiecoëfficiënt is lager dan 10^{-5}. Tto deze groep van stoffen behoren kationen, anionen en niet-vluchtige organsche verbindingen die wel oplosbaar zijn in water (metalen, lineaire alkylbenzeensulfonaten,..)

Type 3 stoffen

Stoffen die niet oplosbaar zijn in water (onoplosbare/sterk hydrofobe verbindingen) worden als Type 3 stoffen geklasseerd. Deze stoffen zijn echter meetbaar in de andere compartimenten van het milieu. Als grens wordt een oplosbaarheid van 10^{-6} g/m^3 voorgesteld door Mackay et al. (1996a). Deze lage oplosbaarheid vertaald zich ook in een K_{OW} waarde van hoger dan 10^8. Voorbeelden van dergelijke stoffen zijn sommige siliconen en polymeren, en 'long-chain' koolwaterstoffen.

Type 4 stoffen

Deze categorie omvat alle stoffen die zowel onoplosbaar zijn in water en niet vluchtig zijn. Zij komen dus quasi enkel voor in de vaste fase of geadsorbeerd aan bodem, sediment of aerosolen (stofdeeltjes). Het modelleren van transport en partionering van deze stoffen in het milieu is vrij moeilijk. Een voorbeeld van een dergelijke stof is poyethyleen.

Type 5 stoffen

De laatste groep bevat die stoffen die in de natuur onder verschillende vormen voorkomen en die in elkaar kunnen transformeren, waarbij de partitioneringscoëfficiënten van elke vorm van die stof onderling verschillend zijn. In de praktijk blijkt dat het modelleren van de verdeling van een dergelijke stof in het milieu momenteel zeer moeilijk tot onmogelijk blijkt te zijn wegens het ontbreken van esssentiele informatie. Voorbeelden van Type 5 stoffen zijn kwik en pentachlorofenol.

Tabel 2.3 geeft een beknopt overzicht van de vijf chemische klasses en de partitioneringsdata die nodig zijn voor het berekenen van een betrouwbare voorspelling van de verdeling van een stof over de verschillende milieucompartimenten.

Tabel 2.3: Klassificatie van verbindingen

Chemische klasse	Partitioneringsdata die nodig zijn voor het voorspellen van de verdeling van een stof in het milieu	Voorbeeld
Type 1	Oplosbaarheid in water en vet, dampdruk, Henry constante, octanol-water partitiecoëfficiënt	Chlorobenzeen
Type 2	Partitiecoëfficiënt naar de vaste fase en naar organisch koolstof, oplosbaarheid in water en vet	Lood,
Type 3	Partitiecoëfficiënt van de lucht of pure stof naar de vaste fase	Eicosaan
Type 4	Sorptie-eigenschappen van de pure fase naar verschillende vaste fases	Polyethyleen
Type 5	Partitioneringsdata voor al de species van de stof	Kwik, Pentachlorofenol

2.2 Verdeling van contaminanten in de Noordzee

Met uitzondering van de metalen, behoren de verbindingen die in Hoofdstuk 1 werden gedefinieerd als zijnde de belangrijkste (potentiele) contaminanten voor het Belgische deel van de Noordzee, allemaal tot de Type I verbindingen en kan hun verdeling over de verschillende milieucompartimenten worden geschat op basis van een beperkt aantal fysicochemische parameters.
Voor het berekenen van de verspreiding over de verschillende milieucompartimenten, werd gebruik gemaakt van 2 verschillende modellen: het EQC- model van Mackay et al. (1996b) en een Fugacity Niveau 1 model dat werd ontwikkeld door Di Guardo & Calamari (1991) waarbij plantenbiomassa als extra milieucompartiment werd bijgevoegd.

Bij het EQC-model werd gebruik gemaakt van de Niveau I-benadering: bij het verzamelen van de nodige fysicochemische data bleek immers dat voor de meeste stoffen die in deze studie worden geëvalueerd er niet genoeg informatie beschikbaar met betrekking tot het gedrag en processen (biodegradatie, transformatie) van organische verbindingen in het marien milieu. Deze beperkte kennis blijkt ook uit de schaarse gegevens met betrekking tot de oplosbaarheid en dampdruk van deze stoffen in een marien milieu: beide parameters worden beïnvloed door de fysicochemie van het medium waarin zij aanwezig zijn (saliniteit, temperatuur,..), maar zijn wel essentieel voor het voorspellen van de verdeling van deze componenten in het milieu. De assumpties – en de daarmee gepaard gaande onzekerheid – die in vele gevallen moeten worden gemaakt, maken het gebruik van Niveau II modellen overbodig, te meer dat de extra informatie vaak eveneens moet worden geschat. Bij het Niveau I Model wordt tot slot ook aangenomen dat het compartiment waarin een stof eerst terecht

komt, onbelangrijk is omdat het model verondersteld dat de stof onmiddellijk over de verschillende compartimenten wordt verdeeld zodat er een evenwichtssituatie ontstaat.

2.2.1 Definiering van het milieu

Voor het inschatten van de partitionering van de belangrijkste contaminanten in de Noordzee, werden de karakteristieken van het milieu, zoals standaard voorgesteld in het EQC-model van Mackay en in het Fugacity Niveau I Model van Di Guardo & Calamari (1991), aangepast aan de specifieke eigenschappen van een oilievlek in de Noordzee.

Tabel 2.4 vergelijkt het standaard milieu van het EQC-model en het standaard milieu van het Fugacity Niveau I-Model met het Standaard Marien Milieu (SMM) dat in het kader van deze studie werd gedefinieerd en gebruikt. Dit SMM werd vervolgens gebruikt als input voor de voorspellingen met beide modellen.

Tabel 2.4: Eigenschappen van het EQC-standaard milieu en het marien milieu zoals gebruikt in deze studie

	EQC-Standaard Milieu	**Fugacity Niveau I Standaard Milieu**	**Standaard Marien Milieu (SMM)**
lucht	1.10^{14} m³	6.10^{9} m³	6.10^{9} m³
water	2.10^{11} m³	7.10^{6} m³	7.10^{6} m³
bodem	9.10^{9} m³	$4.5.10^{6}$ m³	---
sediment	1.10^{8} m³	$2.1.10^{4}$ m³	$2.1.10^{4}$ m³
zwevend stof (suspended sediment)	1.10^{6} m³	$3.5.10^{1}$ m³	$2.1.10^{2}$ m³
vissen – biomassa in het aquatisch milieu	2.10^{5} m³	7 m³	7.10^{1} m³
aerosol	2.10^{4} m³	---	1.2 m³
wortel biomassa	---	$3.68.10^{3}$ m³	---
stengel biomassa	---	$4.6.10^{3}$ m³	---
blad biomassa	---	$9.2.10^{2}$ m³	---

Uit een eerste vergelijking van beide bestaande standaard milieu's blijkt dat het EQC-milieu beduidend groter gedimensioneerd is: de watermassa in het EQC-model kan worden vergeleken met een waterkolom van 100 m diepte en een oppervlakte van 10000 km². Het is weinig waarschijnlijk dat een dergelijk wateroppervlak wordt gecontamineerd door een accidentele lozing. Daarom werd gekozen voor een dimensionering van het watercompartiment op basis van de gebruikte waarde in het Fugacity Niveau I Model (7.10^{6} m³), wat overeenkomt met een waterkolom van 100 m diep en een

oppervlak van 7 km². Ook voor de dimensionering van het luchtcompartiment werd gekozen voor de waarde van het Fugacity Niveau I model. Dit komt ± overeen met een luchtkolom van 1 km boven het wateroppervlak.

Omdat in dit hoofdstuk de partitionering in de Noordzee werd onderzocht, werd het bodemcompartiment weggelaten in het SMM. Voor de sediment fractie werd weerop gesteund op de waarde zoals gebruikt bij het Fugacity Niveau I Model. Een dergelijke hoeveelheid sediment komt overeen met een sedimentlaag van ± 3 cm onder het wateroppervlak. Voor het zwevend stof in de watermassa werd, naar analogie met het EQC-standaard milieu, gekozen voor 1% van de sedimentfractie. Wat de aerosolfractie betreft, werd eenzelfde verhouding als in het EQC-Model genomen tussen lucht en aerosol, wat leidde tot een aerosolvolume van 1.2 m³.
De hoeveelheid aanwezige dierlijke biomassa in het standaardmilieu van beide modellen slechts 0.0001% van de totale waterhoeveelheid. Deze waarde ligt zeer laag, en er werd dan ook besloten om deze waarde met een factor 10 te verhogen. Hierbij werd tegelijkertijd aangenomen dat zowel het fyto- en zooplankton, invertebraten en vertebraten deel uitmaken van de aquatische biomassa. Tot slot werd er in het SMM geen rekening gehouden met plantaardige biomassa.
Naast het dimensioneren van een realistisch marien milieu moeten er ook een aantal andere parameters worden gedefinieerd die de partitionering van een stof mee beinvloeden. De parameters en de waarden die worden gebruikt in de verschillende standaard milieus worden samengevat in Tabel 2.5.
Omdat er in het marien milieu geen rekening wordt gehouden met bodem of vegetatie, worden de waarden voor deze compartimenten gelijk gesteld aan 0 (of 0.01 indien er een waarde moet worden ingegeven bij de input data). Wat het organisch gehalte in het sediment betreft, wordt de gemiddelde waarde van 4% azangenomen die in beide modellen wordt voorop gesteld. Deze waarde is representatief voor gerapporteerde koolstofgehaltes in mariene sedimenten. Lu & Chen (1977) geven gehaltes van 0.53%, 1.90% en 2.12% in respectievelijk lemig zand, zandig leem en lemige klei sedimenten. Krizek en Raphaelian (1977) daarentegen vonden in 4 mariene sedimenten koolstofgehaltes die varierden tussen 3.6 en 10.5%. Op basis van deze data werd dan ook besloten om het gehalte organisch koolstof in het sediment van het SMM op 4% in te stellen.
Voor de dichtheden van de verschillende compontenten in het milieu werden de waarden van het EQC-Model weerhouden. Deze waarden kunnen niet in het Fugacity Niveau I Model door de gebruiker worden aangepast.

Tot slot zijn in het Mackay model de dichtheid van water en lucht standaard waarden die door de gebruiker niet kunnen worden gecorrigeerd: de dichtheid van zeewater bedraagt immers 1035 kg/m³ ten opzichte van de ± 1000 kg/m³ voor zoetwater.

Tabel 2.5: Fysicochemische input-parameters in het EQC en het Fugacity Niveau I – model

Parameter	**EQC-Model (Standaard)**	**Fugacity Niveau I model (Standaard)**	**Gebruikte waarde in het Standaard Marien Milieu**
Dichtheid van de vegetatie (Kg/dmc)	---	0.80	---
Organisch koolstof in de bodem (% drooggewicht)	2.0	2.0	---
Organisch koostof in het sediment (% drooggewicht)	4.0	4.0	4.0
Organisch koolstof in het zwevend stof (% drooggewicht)	20	---	
Dichtheid (in kg/m³) van:			
water	1000	---	1000
lucht	0.673	---	0.673
bodem	2400	---	2400
sediment	2400	---	2400
zwevend stof	1500	---	1500
aquatische biomassa	1000	---	1000
aerosolen	2000	---	2000
Vetgehalte in aquatische biomassa	0.05	---	0.05
Temperatuur		25	20

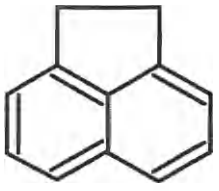
Met de gegevens die in Tabellen 2.4 en 2.5 zijn weergegeven, werd voor 27 stoffen de partitionering in een Standaard Marien Milieu berekend. Hieronder worden de behandelde stoffen individueel besproken en worden de resultaten die met het Mackay Niveau I Model en met het Fugacity Niveau I Model werden bekomen, met elkaar vergeleken. Ook wordt voor elke stof de gebruikte fysicochemische dataset weergegeven die in de modellen werden ingevoerd. De fysico-chemische data werden bekomen uit Verschueren (1996), tenzij anders vermeld

Merk op dat de verdeling wordt berekend voor een gesloten systeem en er dus geen rekening wordt gehouden met een aantal processen die in realiteit de verdeling van een stof over de verschillende compartimenten kunnen beïnvloeden: stromingen in lucht en water (afvoer van gecontamineerd medium en toevoer van niet gecontamineerd medium), ongelijke verdeling over de waterkolom, ontwijkingsgedrag van vissen en andere mariene organismen,...

2.2.2 Acenafteen

Chemische formule en structuur:

$C_{12}H_{10}$



Tabel 2.6: Fysisch-chemische eigenschappen van acenafteen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{ow} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	154.21	90 / 95	0.0035 – 0.0074 bij 25°C	0.27 bij 20°C	3.98
in marien milieu		--	--	--	

Voor de evaluatie van de partitionering van acenafteen werd aangenomen dat 0.0035 g/L en goede benadering is voor de oplosbaarheid bij 20°C. Het een smeltpunt van 92.5 °C werd gebruikt in met Mackay-model. Voor het marien milieu werden geen data weergevonden in de literatuur.

Tabel 4.7 geeft de partitionering van acenafteen weer volgens de twee gebruikte modellen. De resultaten van beide modellen zijn zeer vergelijkbaar, en geven aan dat acenafteen zich over de drie belangrijkste compartimenten (water, lucht sediment) zal verdelen waarbij de grootste fractie (± 66%) zich in de waterige fase zal bevinden. De fractie acenafteen die zich over de lucht en sediment zal verdelen, bedraagt ± 16%. De log K waarde van 3.98 leidt ertoe dat acenafteen toch in zekere mate in de aquatische biomassa zal accumuleren.

Tabel 2.7: Partitionering van acenafteen in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Fugacity-model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	65.8	66.9
% aan aerosolen	< 0.1	---
% in het water	15.7	16.0
% in het sediment	17.7	16.7
% aan zwevend stof (sediment)	0.55	0.17
% in de aquatische biomassa	0.08	0.08

2.2.3 Acenaftyleen

Tabel 2.8: Fysisch-chemische eigenschappen van acenaftyleen

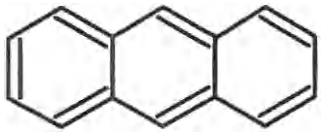
	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{ow} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	152.2	80 / 83	0.00393 bij 25°C	??	4.07
in marien milieu		--	--	--	

Voor acenaftyleen werd geen informatie omtrent de dampdruk in zoetwater of zeewater weergevonden. Het was dan ook niet mogelijk de distributie over de verschillende milieucompartimenten te berekenen

2.2.4 Anthraceen

Chemische formule en structuur:

$C_{14}H_{10}$



Tabel 2.9: Fysisch-chemische eigenschappen van anthraceen

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{ow} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	178.23	216.3	1.29×10^{-3} bij 25°C 7.5×10^{-5} bij 15°C	0.0196 bij 25°C	4.5
in marien milieu		---	6.0×10^{-4} bij 25°C	---	

De partitionering van anthraceen werd, in tegenstelling tot bij de meeste andere stoffen, berekend bij en temperatuur van 25°C in plaats van bij 20°C: voor deze laatste temperatuur werden immers geen waarden voor oplosbaarheid en dampdruk gevonden. De gebruikte oplosbaarheid en dampdruk in het zoetwatermilieu waren respectievelijk 1.29×10^{-3} g/L en 1.96×10^{-2} Pa. Voor het marien milieu werd een oplosbaarheid van 6.0×10^{-4} g/L gebruikt. Wegens het ontbreken van de dampdrukwaarde van anthraceen in zeewater, werd de waarde van 1.96×10^{-2} Pa gebruikt voor beide milieu's.

Uit Tabellen 2.10 en 2.11 blijkt dat anthraceen zich in belangrijke mate zal accumulteren in het sediment en aan zwevende sedimentdeeltjes (± 54 – 64 %). De lagere oplosbaarheid in zeewater (bij een gelijke dampdruk) leidt ertoe dat in het marien milieu de fractie naar de lucht toe wordt verdubbeld tot ongeveer 30%. Het percentage dat naar de waterige fase gaat, ligt in beide milieu's rond de 15%. De extra hoeveelheid die dus in de lucht terecht komt bij het marien milieu, gaat onder zoetwatercondities naar het sediment.
Beide modellen geven vergelijkbare resultaten, met uitzondering van de fractie gebonden aan het zwevend stof, dat bij het Mackay-model een factor 3 hoger ligt (2.0% t.o.v. 0.64%).

Tabel 2.10: Partitionering van anthraceen in een zoetwater standaard milieu bij 25°C

	Mackay-model	**Fugacity-model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	16.1	17.0
% aan aerosolen	0.01	---
% in het water	17.2	18.2
% in het sediment	64.3	63.9
% aan zwevend stof (sediment)	2.0	0.64
% in de aquatische biomassa	0.27	0.24

Tabel 2.11: Partitionering van anthraceen in een zeewater standaard milieu bij 25°C

	Mackay-model	**Fugacity-model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	29.2	30.7
% aan aerosolen	0.02	---
% in het water	14.5	15.2
% in het sediment	54.3	53.4
% aan zwevend stof (sediment)	1.70	0.53
% in de aquatische biomassa	0.23	0.20

2.2.5 Benzeen

Chemische formule en structuur:

C_6H_6

In de modellen werd, op basis van de fysisch-chemische data, een gemiddelde dampdruk van 8865 Pa bij 20°C gebruikt. De oplosbaarheid was 1.78 g/L. Er werden geen specifieke mariene data gevonden voor benzeen.

Tabel 2.12: Fysisch-chemische eigenschappen van benzeen

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{OW} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	78.11	5.5	1.8 1.78 bij 20°C 1.62 bij 20° [1]	10130 bij 20°C 7600 bij 20°C 6000 bij 15°C 11800 bij 30°C	2.42
in marien milieu		---	---	---	

[1]: uit Riis et al. (1996)

Met beide modellen werd een vrijwel identieke partitionering gevonden, waarbij benzeen bijna volledig naar de lucht zal gaan, en slechts voor een beperkte fractie (0.70%) naar het water (Tabel 2.13). De fractie die in aquatische organismen zal bioaccumuleren, is verwaarloosbaar klein, wat te verwachten is op basis van de lage log K_{OW} waarde (2.42).

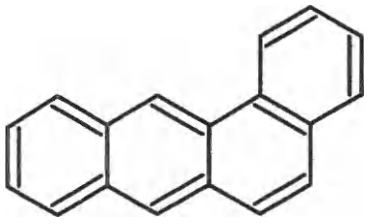
Tabel 2.13: Partitionering van benzeen in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	Fugacity-model van Di Guardo & Calamari
% in de lucht	99.3	99.3
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	0.73	0.70
% in het sediment	0.02	0.02
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

2.2.6 Benzo(a)anthraceen

Chemische formule en structuur:

$C_{18}H_{12}$



Tabel 2.14: Fysisch-chemische eigenschappen van benzo(a)anthraceen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{ow} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	228	158	$1.0 - 4.4 \times 10^{-5}$ bij 24°C 1.4×10^{-5}	5.0×10^{-7} bij 20°C	5.74
in marien milieu		---	---	---	

Voor de partitionering werd aangenomen dat de oplosbaarheid van benzo(a)anthraceen bij 20°C 1.4×10^{-5} bedroeg. Voor deze stof werden geen specifieke mariene data gevonden

Benzo(a)anthraceen zal voornamelijk accumuleren in het sediment (95-97%). Hierbij is in het Mackay-model de fractie in het sediment lichtjes kleiner (2.4%) dan bij het Fugacity-Model. Dit verschil wordt in het eerste model verdeeld over de aerosolen en zwevend stof. Bijna een half procent van de stof komt terecht in de aquatische biomassa, wat zal resulteren in een grote bioaccumulatiefactor.

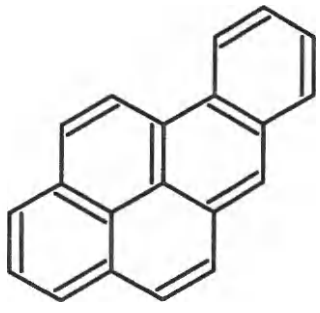
Tabel 2.15: Partitionering van benzo(a)anthraceen in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Fugacity-model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	< 0.01	< 0.01
% aan aerosolen	0.41	---
% in het water	1.46	1.6
% in het sediment	94.8	97.2
% aan zwevend stof (sediment)	2.96	0.97
% in de aquatische biomassa	0.40	0.24

2.2.7 Benzo(b)fluorantheen

Chemische formule en structuur:

$C_{20}H_{12}$



Tabel 2.16: Fysisch-chemische eigenschappen van benzo(b)fluorantheen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{ow} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	252	167	1.2×10^{-6}	5.0×10^{-5} bij 20°C	6.26
in marien milieu		---	---	---	

Voor het voorspellen van de partitionering (Tabel 2.17) werd aangenomen dat de oplosbaarheid van benzo(b)fluorantheen bij 20°C 1.2×10^{-6} bedroeg. Voor deze stof werden geen specifieke mariene data gevonden

Ook deze stof bioaccumuleert in het sediment (93-97%), maar in tegenstelling tot bij benzo(a)anthraceen zal een beperkte fractie (1.6-18.%) zich bevinden in de waterige fase. Naar analogie met anthraceen en benzo(a)anthraceen ligt bij het Mackay-model de fractie benzo(b)fluorantheen in het zwevend stof een factor 3 hoger dan in het fugacity-model. Benzo(b)fluorantheen blijkt ook te accumuleren in de biomassa (fractie van 0.20-0.40 % in de aquatische biomassa).

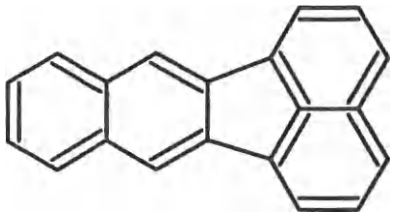
Tabel 2.17: Partitionering van benzo(b)fluorantheen in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Fugacity-model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	1.6	1.8
% aan aerosolen	1.28	---
% in het water	0.43	0.48
% in het sediment	93.4	96.6
% aan zwevend stof (sediment)	2.92	0.97
% in de aquatische biomassa	0.40	0.20

2.2.8 Benzo(k)fluorantheen

Chemische formule en structuur:

$C_{20}H_{12}$



Tabel 2.18: Fysisch-chemische eigenschappen van benzo(k)fluorantheen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{OW} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	252	217	5.5×10^{-7}	5.0×10^{-5} bij 20°C	6.60
in marien milieu		---	---	---	

Voor de partitionering werd aangenomen dat de oplosbaarheid van benzo(k)fluorantheen bij 20°C 5.5 x 10^{-7} bedroeg. Voor deze stof werden geen specifieke mariene data gevonden.

De partitionering van benzo(k)fluorantheen is bijna identiek aan deze van benzo(a)fluorantheen, waarbij de stof voornamelijk terecht komt in de sediment fase. Door de lagere oplosbaarheid en hogere log K_{OW} waarde is de fractie van benzo(k)fluorantheen in het water en aan aerosolen afgenomen met respectievelijk een factor 2 en 3, wat resulteert in een kleine stijging van aanwezige fractie in het sediment.

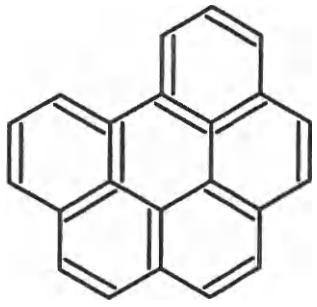
Tabel 2.19: Partitionering van benzo(k)fluorantheen in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Fugacity-model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	1.62	1.8
% aan aerosolen	0.41	---
% in het water	0.20	0.22
% in het sediment	94.4	96.9
% aan zwevend stof (sediment)	2.95	0.97
% in de aquatische biomassa	0.40	0.18

2.2.9 Benzo(ghi)peryleen

Chemische formule en structuur:

$C_{22}H_{12}$



Tabel 2.20: Fysisch-chemische eigenschappen van benzo(ghi)peryleen

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{OW} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	276	222	2.6×10^{-7} bij 25°C	1.0×10^{-8} bij 20°C	6.94
in marien milieu		---	---	---	

De partitionering van benzo(ghi)peryleen werd berekend bij een temperatuur van 25°C, maar gebruik makend van de gekende dampdrukwaarde bij 20°C. Voor deze stof werden geen specifieke mariene data gevonden.

Hoewel de dampdruk bij 25°C iets hoger zal liggen dan de dampdruk bij 20°C, kan, op basis van de zeer lage waarde (1.0×10^{-8} Pa), worden verondersteld dat de fractie die naar de lucht zal partitioneren zeer klein zal blijven (<0.1 - 0.01). De grootste fractie wordt teruggevonden in de sedimentfase (96-99 %). Net zoals bij de hiervoor besproken benzeen-gesubstitueerde PAKs, wordt volgens het Mackay-model een grotere fractie gebonden aan zwevend stof (factor 3) en opgeslagen in de biomassa (factor 2) dan bij het model van Di Guardo & Calamari.

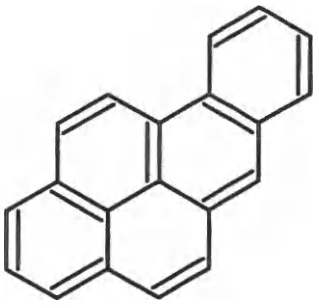
Tabel 2.21: Partitionering van benzo(ghi)peryleen in een zoetwater standaard milieu bij 25°C

	Mackay-model	Model van Di Guardo & Calamari
% in de lucht	< 0.01	< 0.01
% aan aerosolen	0.46	---
% in het water	0.09	0.10
% in het sediment	96.0	98.7
% aan zwevend stof (sediment)	3.00	0.99
% in de aquatische biomassa	0.41	0.16

2.2.10 Benzo(a)pyreen

Chemische formule en structuur

$C_{20}H_{12}$



Tabellen 2.23 en 2.24 geven de partitionering van benzo(a)pyreen in zoetwater en zeewater weer. Omdat er voor het mariene milieu geen waarde voor de dampdruk van benzo(a)pyreen beschikbaar is, werd de waarde voor het zoetwater overgenomen. Voor de oplosbaarheid van deze stof in zeewater werd de gemiddelde waarde van 7.5 x 10^{-3} g/L aangenomen

Tabel 2.22: Fysisch-chemische eigenschappen van benzo(a)pyreen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{ow} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	252.3	179	3.0 x 10^{-3}	5 x 10^{-5} bij 20°C	6.04
in marien milieu		---	5.0-10 x 10^{-3}	---	

Identieke partitioneringspercentages voor de verschillende milieucompartimenten werden weergevonden voor het zoetwater en marien milieu. Het verschil in oplosbaarheid (factor 2.5; zie Tabel 2.22) blijkt dus geen enkel effect te hebben op de verspreiding van deze stof. Wel werden weer kleine verschillen gevonden tussen de twee modellen, waarbij volgens het Mackay-model de fractie in de sedimentfase ± 2% lager ligt door een grotere partitionering naar het zwevend stof (2%, factor 3) en naar de biomassa (0.2%, factor 2). Benzo(a)pyreen zal zich echter voornamelijk naar de sedimentfase partitioneren.

Tabel 2.23: Partitionering van benzo(a)pyreen in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	< 0.01	< 0.01
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	0.74	0.81
% in het sediment	95.9	98.0
% aan zwevend stof (sediment)	3.00	0.98
% in de aquatische biomassa	0.41	0.22

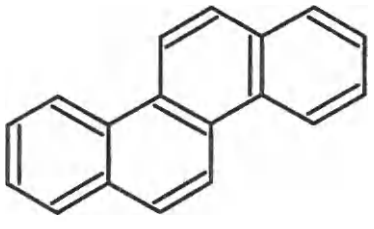
Tabel 2.24: Partitionering van benzo(a) pyreen in een zeewater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	< 0.01	< 0.01
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	0.74	0.81
% in het sediment	95.9	98.0
% aan zwevend stof (sediment)	3.00	0.98
% in de aquatische biomassa	0.41	0.22

2.2.11 Chryseen

Chemische formule en structuur:

$C_{18}H_{12}$



Tabel 2.25: Fysisch-chemische eigenschappen van chryseen

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{OW} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	228.2	254	1.5×10^{-6} bij 15°C 6×10^{-6} bij 25°C	6.3×10^{-5} bij 20°C	6.05
in marien milieu		---	1-50 x 10^{-6} 17×10^{-6} bij 17°C	---	

De berekening van van de verdeling van chryseen over de verschillende milieucompartimenten werd uitgevoerd voor een temperatuur van 20°C. Er werd aangenomen dat de oplosbaarheid van chryseen bij 20°C in zoetwater gelijk was aan 3.75×10^{-6} g/L (gemiddelde van de oplosbaarheid bij 15 en 25°C). Voor het marien milieu werd een gemiddelde oplosbaarheid bij 20°C gebruikt van 25×10^{-6} g/L. In her marien standaard milieu werd eveneens verondersteld dat de dampdruk van chryseen in zeewater gelijk was aan die in een zoetwater milieu (6.3×10^{-5} Pa).

De grootste fractie chryseen zal accumuleren in het sediment (95 - 98%). In beide milieu's zal ± 0.75% van de totale hoeveelheid terecht komen in de waterkolom. De fractie naar de lucht toe is echter ongeveer een factor 6 groter on het zoetwatermilieu dan in het zeewatermilieu. De verschillende oplosbaarheid van chryseen (± 1 grootte-orde- ligt aan de basis van de waargenomen gewijzigde partitionering. In beide milieu's zal chryseen ook accumuleren in de aquatische biomassa (0.20-0.40% van de totale hoeveelheid in het standaard milieu).

Tabel 2.26: Partitionering van chryseen in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	Model van Di Guardo & Calamari
% in de lucht	0.97	1.05
% aan aerosolen	0.08	---
% in het water	0.72	0.78
% in het sediment	94.9	97.0
% aan zwevend stof (sediment)	2.96	0.97
% in de aquatische biomassa	0.40	0.22

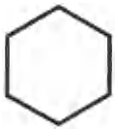
Tabel 2.27: Partitionering van chryseen in een zeewater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	0.15	0.16
% aan aerosolen	0.01	--
% in het water	0.72	0.79
% in het sediment	95.7	97.9
% aan zwevend stof (sediment)	2.99	0.98
% in de aquatische biomassa	0.41	0.22

2.2.12 Cyclohexaan

Chemische formule en structuur:

C_6H_{12}



De partitionering van cyclohexaan werd berekend op basis van een oplosbaarheid van 5.5 x 10^{-2} g/L en een dampdruk van 7700 Pa. Voor deze stof werden geen specifieke mariene data gevonden.

Beide partitioneringsmodellen voorspellen dat cyclohexaan zich bijna volledig in de lucht fase zal bevinden (meer dan 99.9%), en dat slechts een zeer beperkte hoeveelheid (0.02%) zich naar de waterige fase zal verdelen.

Tabel 2.28: Fysisch-chemische eigenschappen van cyclohexaan

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{OW} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	84.18	6.3	5.5×10^{-2} bij 20°C 4.5×10^{-2} bij 15°C	10 397 7700 bij 20°C 12000 bij 30°C	3.44
in marien milieu		---	---	---	

Tabel 2.29: Partitionering van cyclohexaan in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	Model van Di Guardo & Calamari
% in de lucht	99.9	99.9
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	0.02	0.02
% in het sediment	< 0.01	< 0.01
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

2.2.13 Cyclopentaan

Chemische formule en structuur:

C_5H_{10}

Voor cyclopentaan werd geen informatie omtrent de log K_{OW} en de oplosbaarheid in zoetwater of zeewater weergevonden. Hierdoor was het niet mogelijk om de distributie van deze verbinding over de verschillende compartimenten van het standaard milieu te berekenen. De zeer hoge dampdruk wijst er echter op dat deze verbinding, net zoals cyclohexaan, zich bijna volledig naar de lucht toe zal verdelen.

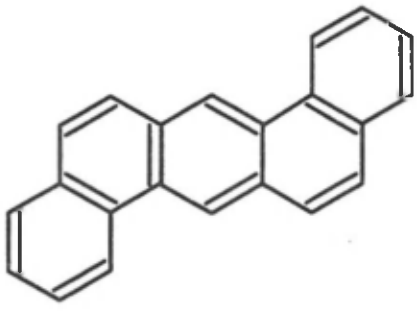
Tabel 2.30: Fysisch-chemische eigenschappen van cyclopentaan

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{OW} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	70.14	-94	---	40000 bij 31°C	--
in marien milieu		---	---	---	

2.2.14 Dibenzo(ah)anthraceen

Chemische formule en structuur

$C_{22}H_{14}$



Tabel 2.31: Fysisch-chemische eigenschappen van dibenzo(ah)anthraceen

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{OW} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	278.35	266 / 267	5×10^{-7}	1.0×10^{-8} bij 20°C	6.61
in marien milieu		---	---	---	

Er werd aangenomen dat de oplosbaarheid van dibenzo(ah)anthraceen 5×10^{-7} bedraagt bij 20°C (geen informatie met betrekking tot de temperatuur waarvoor de oplosbaarheid vermeld in Tabel 2.31 geldig is). Voor deze stof werden geen specifieke mariene data gevonden.

Uit Tabel 2.32 blijkt dat de verdeling van benzo(ah)antraceen over de verschillende compartimenten vrij gelijkend is met de verdeling die werd berekend voor benzo(a)anthraceen. Het percentage

dibenzo(ah)anthraceen in de waterige fase is wel sterk afgenomen: ± 0.20% ten opzichte van 1.5 – 1.6% voor benzo(a)anthraceen. De belangrijkste verschillen tussen beide modellen situeren zich weerom bij de zwevende stof fase en bij de accumulatie in aquatische organismen (factor 2 tot 3).

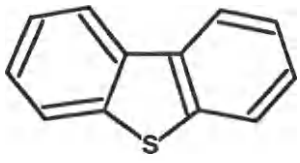
Tabel 2.32: Partitionering van benzo(ah)anthraceen in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	< 0.01	< 0.01
% aan aerosolen	0.16	--
% in het water	0.20	0.22
% in het sediment	96.2	98.6
% aan zwevend stof (sediment)	3.00	0.99
% in de aquatische biomassa	0.41	0.18

2.2.15 Dibenzothiopheen

Chemische formule en structuur

$C_{12}H_8S$



Tabel 2.33: Fysisch-chemische eigenschappen van dibenzothiopheen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{OW} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	184.26	97	---	---	---
in marien milieu		---	---	---	

Voor dibenzothiopheen werden in de beschikbare literatuur geen specifieke data met betrekking tot de oplosbaarheid, dampdruk of the octanol-water waterpartitiecoëfficiënt weergevonden. Het was dan

ook niet mogelijk om de partitionering van deze stof over de verschillende milieucompartimenten te berekenen.

2.2.16 Dimethylnaftaleen (1.3; 2.3; 2.6)

Chemische formule:

$C_{10}H_6$-$(CH_3)_2$

Tabel 2.34: Fysisch-chemische eigenschappen van dimethylnaftaleen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{ow} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater		156.23	---	---	4.42
in marien milieu					

Voor dimethylnaftaleen werd in de beschikbare literatuur geen specifieke data met betrekking tot de oplosbaarheid en dampdruk weergevonden. Het was dan ook niet mogelijk om de partitionering van deze stof over de verschillende milieucompartimenten te berekenen.

2.2.17 2,4-Dimethylpentaan

Chemische formule en structuur:

$(CH_3)_2$-CH-CH_2-CH-$(CH_3)_2$

Tabel 2.35: Fysisch-chemische eigenschappen van 2,4-dimethylpentaan

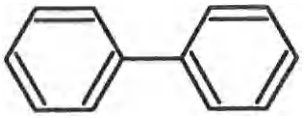
	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{ow} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	100.20	-123			
in marien milieu					

Voor 2,4-dimethylpentaan werd in de beschikbare literatuur geen specifieke data met betrekking tot de oplosbaarheid, dampdruk en octanol-water partitiecoëfficiënt weergevonden. Het was dan ook niet mogelijk om de partitionering van deze stof over de verschillende milieucompartimenten te berekenen.

2.2.18 Difenyl

Chemische formule en structuur

C_6H_5-C_6H_5



Tabel 2.36: Fysisch-chemische eigenschappen van difenyl

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{ow} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	154.2	70	7.5×10^{-3} bij 25°C 8.5×10^{-3} bij 24°C	0.7	3.83
in marien milieu		---	---	---	

De berekening van van de verdeling van difenyl over de verschillende milieucompartimenten werd uitgevoerd voor een temperatuur van 25°C. Er werd aangenomen dat de dampdruk van difenyl bij 25°C gelijk was aan de dampdruk bij 20°C (0.7 Pa). Voor deze stof werden geen specifieke mariene data gevonden.

Uit Tabel 2.37 blijkt dat difenyl zich voornamelijk zal partitioneren naar de luchtfase (73%). Beperkte hoeveelheiden zullen naar de waterfase en het sediment gaan (respectievelijk ± 15% en 11%). Beide modellen voorspellen ook dat slechts 0.05% van de totale hoeveelheid difenyl zal bioaccumuleren in aquatische organismen.

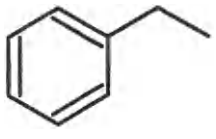
Tabel 2.37: Partitionering van difenyl in een zoetwater standaard milieu bij 25 °C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	73.1	73.7
% aan aerosolen	0.05	---
% in het water	14.7	14.8
% in het sediment	11.7	11.1
% aan zwevend stof (sediment)	0.37	0.11
% in de aquatische biomassa	0.05	0.05

2.2.19 Ethylbenzeen

Chemische formule en structuur:

C_6H_5-C_2H_5



Tabel 2.38: Fysisch-chemische eigenschappen van ethylbenzeen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{ow} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	106.14	-94.97	niet - 0.15 0.14-0.21 bij 15°C 0.152 bij 20°C	930 700 bij 20°C 1200 bij 30°C	3.15
in marien milieu		---	---	---	

Voor de verdeling van ethylbenzeen werd voor de dampdruk bij 20°C de waarde van 700 Pa gebruikt. Voor deze stof werden geen specifieke mariene data gevonden.

De verdeling van ethylbenzeen is vrijwel identiek aan deze die voor benzeen werd berekend: 99.3% van de hoeveelheid ethylbenzeen komt terecht in de lucht en slechts 0.58% zal zich in de waterkolom bevinden. De fractie die in aquatische organismen zal bioaccumuleren, is verwaarloosbaar klein (< 0.01%).

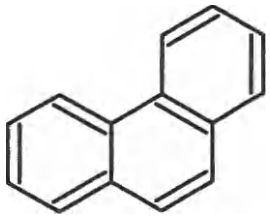
Tabel 2.39: Partitionering van ethylbenzeen in een zoetwater standaard milieu bij 20 °C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	99.3	99.3
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	0.58	0.58
% in het sediment	0.10	0.05
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

2.2.20 Fenanthreen

Chemische formule en structuur:

$C_{14}H_{10}$



Tabel 2.40: Fysisch-chemische eigenschappen van fenanthreen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{ow} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	178.22	100	4.2×10^{-4} bij 8.5°C 1.6×10^{-3} bij 15°C 8.2×10^{-4} bij 21°C 1.3×10^{-3} bij 30°C	6.8×10^{-2} bij 20°C	4.46
in marien milieu		---	6.0×10^{-4} bij 22°C	---	

Voor fenanthreen werd in de literatuur waarden met betrekking tot de oplosbaarheid in zoetwater van deze stof bij verschillende temperaturen (8.5 tot 30°C) weergevonden. Ook de oplosbaarheid van fenanthreen in zeewater is in Tabel 2.40 weergegeven. De verschillende temperaturen van de gerapporteerde oplosbaarheiden stemmen echter niet overeen met de temperatuur waarbij een dampdruk van 6.8 x 10^{-2} Pa voor fenanthreen werd gevonden. Voor de partitionering werd daarom aangenomen dat de dampdruk bij 21°C in zoetwater en bij 22°C in zeewater gelijk is aan deze waarde. In beide media werd een gelijkaardige verdeling met beide modellen weergevonden: iets meer dan de helft van de totale hoeveelheid fenanthreen zal zich in de lucht bevinden (53.3 tot 62.4%). Een belangrijke fractie bevindt zich ook in het sediment (28.3 tot 35%), en een beperkte hoeveelheid zal zich in de waterkolom bevinden (8.6 – 10.6%). Net als bij een aantal reeds besproken verbindingen is de hoeveelheid van de stof die gebonden zich aan het zwevend stof ongeveer 3 keer hoger bij het Mackay-model dan bij het Model van Di Guardo & Calamari. Het betreft hier echter maximaal 1% van de totale hoeveelheid fenanthreen in het milieu.

Tabel 2.41: Partitionering van fenanthreen in een zoetwater standaard milieu bij 21°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	53.3	55.0
% aan aerosolen	0.15	---
% in het water	10.3	10.6
% in het sediment	35.0	34.0
% aan zwevend stof (sediment)	1.09	0.34
% in de aquatische biomassa	0.15	0.13

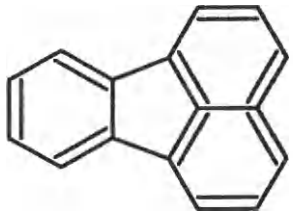
Tabel 2.42: Partitionering van fenanthreen in een zeewater standaard milieu bij 22°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	60.8	62.4
% aan aerosolen	0.18	---
% in het water	8.62	8.8
% in het sediment	29.4	28.3
% aan zwevend stof (sediment)	0.92	0.28
% in de aquatische biomassa	0.12	0.11

2.2.21 Fluorantheen

Chemische formule en structuur

$C_{16}H_{10}$



Tabel 2.43: Fysisch-chemische eigenschappen van fluorantheen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{ow} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	202	107	2.65×10^{-4} bij 25°C	6×10^{-4} bij 20°C	5.18
in marien milieu		---	1.0×10^{-4} bij 22°C 1.2×10^{-4} bij 24°C	---	

Net als bij fenanthreen zijn de temperaturen bij de verschillende gerapporteerde oplosbaarheden voor fluorantheen in zoet- en zeewater niet in overeenstemming met de temperatuur waarvoor de weergegeven dampdruk geldig is. Ook hier werd voor de berekening van de verdeling over de verschillende milieucompartimenten aangenomen dat de dampdruk van 6×10^{-4} Pa representatief is is voor de dampdruk van fluorantheen bij 25°C (in zoetwater) en 22°C (in zeewater).

Weinig verschillen werden waargenomen tussen de verschillende modellen en media: in elk van de vier gevallen werd gevonden dat ± 90% van de aanwezige fluorantheen zich accumuleert in het sediment. Een kleine fractie (± 5%) bevindt zich in de waterkolom en een nog beperktere hoeveelheid zal zich verdelen naar de lucht. De verschillen die voor dit compartiment worden waargenomen tussen het zoetwater en marien milieu zijn te wijten aan het feit dat dezelfde dampdruk bij verschillende temperaturen werd gebruikt: de gebruikte waarde (geldig bij 20°C) voor de dampdruk van fluorantheen bij 25°C is hoogstwaarschijnlijk te laag (stijgende dampdruk bij stijgende temperatuur), wat tot gevolg heeft dat de gevonden fracties van ± 0.85 een onderschatting ten opzichte van de fracties die werden berekend bij 22°C.
De hogere log K_{ow} waarde leidt tot een grotere bioaccumulatie van deze verbinding in aquatische organismen (0.3-0.4% van de totale hoeveelheid flurantheen in het standaard milieu).

Tabel 2.44: Partitionering van fluorantheen in een zoetwater standaard milieu bij 25 °C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	0.80	0.87
% aan aerosolen	0.25	---
% in het water	5.07	5.5
% in het sediment	90.7	92.4
% aan zwevend stof (sediment)	2.83	0.92
% in de aquatische biomassa	0.38	0.28

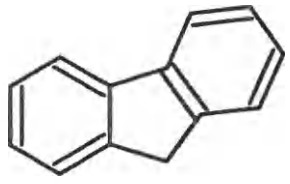
Tabel 2.45: Partitionering van fluorantheen in een zeewater standaard milieu bij 22 °C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	2.11	2.3
% aan aerosolen	0.60	---
% in het water	4.99	5.4
% in het sediment	89.1	91.1
% aan zwevend stof (sediment)	2.79	0.91
% in de aquatische biomassa	0.38	0.27

2.2.22 Fluoreen

Chemische formule en structuur:

$C_{13}H_{10}$



De berekening van de verdeling van fluoreen in een zoetwatermilieu werd uitgevoerd voor een temperatuur van 20°C met een oplosbaarheid van 1.98 x 10^{-3} g/L en een dampdruk van 1.3 Pa. Voor het marien milieu werd de verdeling berekend voor 22°C, waarbij eenzelfde dampdruk werd verondersteld, maar waarbij een oplosbaarheid van 8.0 x 10^{-4} werd gebruikt.

Tabel 2.46: Fysisch-chemische eigenschappen van fluoreen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{OW} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	166.22	116	1.98×10^{-3} 1.9×10^{-3} bij 25°C	1.3 bij 20°C	4.18
in marien milieu		---	8.0×10^{-4} bij 22°C	---	

Hoewel fluoreen en fluorantheen een vergelijkbare structuur hebben (substitutie van een extra aromatische ringstructuur op de centrale cyclopentaanstructuur van fluoreen), wordt een compleet verschillende verdeling gevonden. Fluoreen zal zich immers voorlnamelijk in de luchtfase bevinden, daar waar fluorantheen accumuleert in het sediment. Dit is voornamelijk te wijten aan het feit dat de dampdruk van fluorantheen 4 grootte-ordes kleiner is dan die van fluoreen. In het marien milieu is de fractie naar de lucht ± 4% groter door de lagere oplosbaarheid van fluoreen in zeewater (Tabel 2.47). Deze extra fractie bevindt zich in het zoetwatermilieu in de sedimentfase en, in mindere mate, in de waterfase. Fluoreen zal zich ook nauwelijks accumuleren in aquatische organismen (± factor 20 lager dan fluorantheen).

Tabel 2.47: Partitionering van fluoreen in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	93.1	93.4
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	2.42	2.4
% in het sediment	4.33	4.1
% aan zwevend stof (sediment)	0.14	0.04
% in de aquatische biomassa	0.02	0.02

Tabel 2.48: Partitionering van fluoreen in een zeewater standaard milieu bij 22°C

	Mackay-model	Model van Di Guardo & Calamari
% in de lucht	97.1	97.2
% aan aerosolen	0.01	---
% in het water	1.03	1.0
% in het sediment	1.84	1.7
% aan zwevend stof (sediment)	0.06	0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

2.2.23 Heptaan

Chemische formule en structuur

CH_3-$(CH_2)_5$*CH_3

Tabel 2.49: Fysisch-chemische eigenschappen van heptaan

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{ow} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	100.23	-91	3 x 10^{-3} bij 20°C (gedistilleerd H_2O) 2.4 x 10^{-3} bij 20°C	4799 3500-4600 bij 20°C 5800 bij 30°C	4.66
in marien milieu			1.05 x 10^{-2} bij 20°C		

De berekening van de verdeling van heptaan in het zoetwatermilieu werd uitgevoerd voor een temperatuur van 20°C met een oplosbaarheid van 2.4 x 10^{-3} g/L en een gemiddelde dampdruk van 4050 Pa. Voor het marien milieu werd de verdeling eveneens berekend (voor 20°C) met deze dampdruk, maar met de oplosbaarheid in het marien milieu zoals gegeven in Tabel 2.49.

Als gevolg van de hoge dampdruk en de relatief beperkte oplosbaarheid werd voor beide modellen en milieu's gevonden dat heptaan zich quasi volledig zal partitioneren naar de lucht (99.9%) en dat de fracties in de andere milieucompartimenten verwaarloosbaar klein zijn (< 0.01%). Enkel in in het

sediment van het marien milieu zal zich een beperkte hoeveelheid heptaan accumuleren (0.03 - 0.04% van de totale hoeveelheid in het standaard milieu).

Tabel 2.50: Partitionering van heptaan in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	99.9	99.9
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	<0.01	< 0.01
% in het sediment	0.01	< 0.01
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

Tabel 2.51: Partitionering van heptaan in een zeewater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	99.9	99.9
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	<0.01	< 0.01
% in het sediment	0.04	0.03
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

2.2.24 Hexaan

Chemische formule en structuur:

CH_3-$(CH_2)_4$-CH_3

De berekening van de verdeling van hexaan in het zoetwatermilieu werd uitgevoerd voor een temperatuur van 20°C met een gemiddelde oplosbaarheid van 11.25 x 10^{-3} g/L en een gemiddelde dampdruk van 15500 Pa. Voor het marien milieu werd de verdeling berekend (voor 20°C) met dezelfde dampdruk, maar met de oplosbaarheid in het marien milieu zoals gegeven in Tabel 2.52.

Tabel 2.52: Fysisch-chemische eigenschappen van hexaan

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{ow} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	86.17	-94.3	9.5-13 x 10^{-3} in gedistilleerd H_2O	16000 12000-19000 bij 20°C 19000 bij 30°C	3.85
in marien milieu		---	7.55 x 10^{-2} bij 20°C	---	

Net als bij heptaan partitioneert hexaan zich bijna uitsluitend naar de lucht. Enkel in het marien milieu zijn de fracties aanwezig in water en sediment groter dan (0.02%) of gelijk aan 0.01% van de totale hoeveelheid hexaan in het standaard milieu.

Tabel 2.53: Partitionering van hexaan in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	Model van Di Guardo & Calamari
% in de lucht	99.9	99.9
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	< 0.01	< 0.01
% in het sediment	< 0.01	< 0.01
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

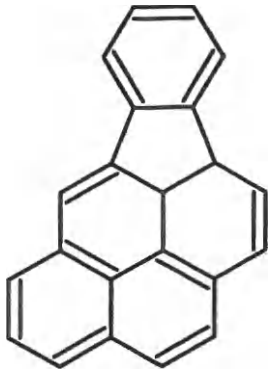
Tabel 2.54: Partitionering van hexaan in een zeewater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	Model van Di Guardo & Calamari
% in de lucht	99.9	99.9
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	0.02	< 0.01
% in het sediment	0.01	< 0.01
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

2.2.25 Indeno(123,cd)pyreen

Chemische formule en structuur

$C_{22}H_{12}$



Tabel 2.55: Fysisch-chemische eigenschappen van indeno(123,cd)pyreen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{OW} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	276.34	160-163	6.2×10^{-5}	$1x10^{-8}$	7.66
in marien milieu		---	---	---	

Voor de berekening van de verdeling van indeno(123,cd)pyreen werd aangenomen dat de gerapporteerde fysicochemische data uit Tabel 2.55 geldig zijn voor een temperatuur van 20°C. voor deze stof werden geen specifieke mariene data weergevonden.

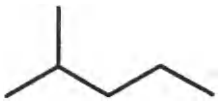
Indeno(123,cd)pyreen zal zich voornamelijk accumuleren in de sedimentfase (96.6 – 98.9 %), waarbij de resterende fractie zich hoofdzakelijk zal binden aan het zwevend stof. Als gevolg van de hoge log K_{OW} (7.66) zal indeno(123,cd) sterk bioaccumuleren in aquatische organismen (0.13 – 0.41% van de totale hoeveelheid indeno(123,cd)pyreen in het standaard milieu).

dit verschil te evalueren, werd dan ook besloten om de partitionering van 1-methylnaftaleen te berekenen met het Mackay-model, waarbij werd verondersteld dat de dampdruk van 1-methylnaftaleen gelijk is aan deze van naftaleen (gemiddelde dampdruk van 67 Pa; zie Tabel 2.63).

Uit deze berekening blijkt dat de verdeling van 1-methylnaftaleen over de verschillende milieucompartimenten vrijwel identiek is aan deze van naftaleen, waarbij enkel de fractie 1-methylnaftaleen in het sediment licht gestegen is (van 0.20 naar 0.67% van de totale hoeveelheid in het standaardmilieu).
Op basis van deze resultaten wordt verondersteld dat 1- en 2-methylnaftaleen en naftaleen zich analoog verdelen over de verschillende milieucompartimenten.

2.2.28 2-Methylpentaan

Chemische formule en structuur



$(CH_3)_2$-CH-CH_2-CH_2-CH_3

Tabel 2.61: Fysisch-chemische eigenschappen van 2-methylpentaan

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{OW} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	86.18	-154	1.4×10^{-2} [1]	40000	2.77
in marien milieu		---	---	---	

[1] Guidelines for Assessing and Managing Petroleum Hydrocarbon Contaminated Sites in New Zealand; Appendix 4A: Identification of Contaminants of Concern

Tabel 2.62: Partitionering van 2-methylpentaan in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

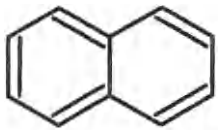
	Mackay-model	Model van Di Guardo & Calamari
% in de lucht	99.9	99.9
% aan aerosolen	<0.01	---
% in het water	<0.01	<0.01
% in het sediment	<0.01	<0.01
% aan zwevend stof (sediment)	<0.01	<0.01
% in de aquatische biomassa	<0.01	<0.01

Uit de bekomen resultaten met beide modellen blijkt dat 2-methylpentaan zich bijna uitsluitend zal partitioneren naar de luchtfase (99.99 %), en dit ten gevolge van de zeer grote dampdruk. De partitionering naar andere compartimenten is volledig verwaarloosbaar.

2.2.29 Naftaleen

Chemische formule en structuur:

$C_{10}H_8$



Tabel 2.63: Fysisch-chemische eigenschappen van naftaleen

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{ow} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	128.18	80.2	3.1-3.4 x 10^{-2} bij 25°C in gedistilleerd H_2O 1.9-3.8 x 10^{-2}	4 – 130 100 bij 53°C	3.28
in marien milieu			2.0 x 10^{-2} bij 22°C		

De verdeling van naftaleen in het zoetwater standaard milieu werd berekend met een gemiddelde oplosbaarheid van 2.7 x 10^{-2} g/L en een gemiddelde dampdruk van 67 Pa, en dit voor een temperatuur van 20°C. De verdeling in zeewater (bij een temperatuur van 22°C) werd berekend met de

oplosbaarheid in zeewater zoals gegeven in Tabel 2.63 en met dezelfde gemiddelde dampdruk van 67 Pa.

Zoals reeds werd vermeld bij de bespreking van de verdeling van methylnaftaleen in het standaard milieu, zal naftaleen zich bijna uitsluitend partitioneren naar de luchtfase (98.9 – 99.2%). Slechts een kleine fractie bevindt zich het water en het sediment (respectievelijk 0.66-088% en 0.14-0.20%). De fractie die accumuleert aan zwevend stof/aerosolen of in organismen is vrijwel verwaarloosbaar.

Tabel 2.64: Partitionering van naftaleen in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	98.9	98.9
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	0.88	0.88
% in het sediment	0.20	0.19
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

Tabel 2.65: Partitionering van naftaleen in een zeewater standaard milieu bij 22°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	99.2	99.2
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	0.66	0.66
% in het sediment	0.15	0.14
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

2.2.30 Nonaan

Chemische formule en structuur:

CH_3-$(CH_2)_7$-CH_3

Voor nonaan werd in de literatuur geen octanol-water partitiecoëfficiënt gevonden. daarom werd er een log K_{OW} waarde geëxtrapoleerd op basis van de log K_{OW} van pentaan, hexaan en heptaan (respectievelijk 2.36, 4.0 en 4.66). Deze waarde bedraagt 7.12. Gebruik makend van deze geëxtrapoleerde waarde werd de verdeling van deze stof over de verschillende compartimenten van het standaard milieu berekend. Voor het marien milieu werd dezelfde dampdruk als in het zoetwater milieu gebruikt (322 Pa).

Tabel 2.66: Fysisch-chemische eigenschappen van n-nonaan

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{OW} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	128.25	-54	7.0×10^{-5} bij 20°C	322 bij 20°C	---
in marien milieu			4.3×10^{-4} bij 20°C		

Op basis van deze analyse (Tabel 2.67) blijkt dat nonaan zich hoofdzakelijk (95.2 - 99.2%) naar de lucht toe zal partitioneren. In het marien milieu bevindt ± 4% zich echter in het sediment (Tabel 2.68), en dit ten gevolge van de hogere oplosbaarheid van nonaan in zeewater in combinatie met de hoge log K_{OW} waarde. De fracties in de overige milieucompartimenten zijn verwaarloosbaar klein.

Tabel 2.67: Partitionering van nonaan in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	99.2	99.3
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	< 0.01	< 0.01
% in het sediment	0.74	0.70
% aan zwevend stof (sediment)	0.02	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

Tabel 2.68: Partitionering van nonaan in een zeewater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	95.4	95.8
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	< 0.01	< 0.01
% in het sediment	4.40	4.14
% aan zwevend stof (sediment)	0.14	0.04
% in de aquatische biomassa	0.02	< 0.01

2.2.31 Octaan

Chemische formule en structuur

CH_3-$(CH_2)_6$-CH_3

Tabel 2.69: Fysisch-chemische eigenschappen van n-octaan

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{OW} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	114.23	-56.5	6.6×10^{-4} bij 20°C	1100 bij 20°C 1800 bij 30°C	---
in marien milieu			7.0×10^{-4} bij 20°C		

Voor octaan werd, net als bij nonaan, in de literatuur geen octanol-water partitiecoëfficiënt gevonden. daarom werd ook hier een log K_{OW} waarde geëxtrapoleerd op basis van de log K_{OW} van pentaan, hexaan en heptaan (zie bij nonaan). Deze waarde bedraagt 5.97. Gebruik makend van deze geëxtrapoleerde waarde werd de verdeling van deze stof over de verschillende compartimenten van het standaard milieu berekend. Voor het marien milieu werd dezelfde dampdruk als in het zoetwater milieu gebruikt (1100 Pa).

Net als bij nonaan komt de grootste octaanfractie in de lucht terecht (99.8%). Omdat de oplosbaarheid weinig verschilt in beide milieu's (zoetwater, marien) enerzijds, en de log K_{OW} van octaan lager is dan

die van nonaan anderzijds, zal er slechts een zeer beperkte hoeveelheid octaan accumuleren in het zoetwater of marien sediment (0.15 - 0.17%).

Tabel 2.70: Partitionering van octaan in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo& Calamari**
% in de lucht	99.8	99.8
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	< 0.01	< 0.01
% in het sediment	0.16	0.15
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

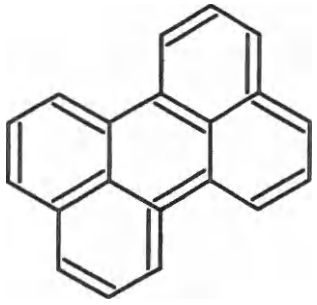
Tabel 2.71: Partitionering van octaan in een zeewater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	99.8	99.8
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	< 0.01	< 0.01
% in het sediment	0.17	0.16
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

2.2.32 Pervleen

Chemische formule en structuur:

$C_{19}H_{12}$



Tabel 2.72: Fysisch-chemische eigenschappen van peryleen

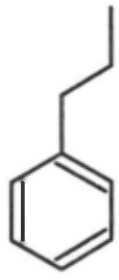
	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{OW} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	252.32	277 / 279	4 x 10^{-4} bij 25°C in gedistilleerd H_2O	---	6.25
in marien milieu		---		---	

Voor peryleen werd er geen waarde voor de dampdruk weergevonden. op basis van de gevonden log K_{OW} waarde voor peryleen en de lage dampdruk die werd gevonden bij analoge aromatische ringstructuren (chryseen, pyreen, benzo(a-pyreen,...), kan worden verondersteld dat peryleen zich hoofdzakelijk al accumuleren in het sediment enerzijds, en dat deze stof sterk zal bioaccumuleren in aquatische organismen anderzijds.

2.2.33 n-Propylbenzeen

Chemische formule en structuur

C_6H_5-CH_2-CH_2-CH_3



Tabel 2.73: Fysisch-chemische eigenschappen van n-propylbenzeen

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{OW} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	120.19	-101 / -99	6.0 x 10-2 bij 15°C	250 bij 20°C	3.60
in marien milieu		---	---	---	

De berekening van de verdeling van n-propylbenzeen werd uitgevoerd voor een temperatuur van 15°C. Er werd aangenomen dat de dampdruk bij deze temperatuur eveneens 250 Pa was. Voor deze stof werden geen specifieke mariene data weergevonden.

Uit Tabel 2.74 blijkt dat meer dan 99% van de totale hoeveelheid n-propylbenzeen in het standaard milieu zich in de lucht zal bevinden, en slechts beperkte fracties (respectievelijk 0.55 en 0.25 %) in het water en het sediment aanwezig zullen zijn. Bioaccumulatie in aquatische organismen is zeer beperkt.

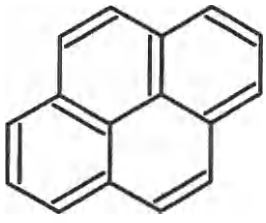
Tabel 2.74: Partitionering van n-propylbenzeen in een zoetwater standaard milieu bij 15 °C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	99.2	99.2
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	0.55	0.55
% in het sediment	0.26	0.24
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

2.2.34 Pyreen

Chemische formule en structuur

$C_{16}H_{10}$



Voor de berekening van de verdeling van pyreen in het standaard milieu werd aangenomen dat de oplosbaarbaarheid van deze verbinding bij 20°C 3.2 x 10^{-5} g/L bedraagt. Voor het smeltpunt werd een waarde van –150°C aangenomen. Voor deze stof werden geen specifieke mariene data weergevonden.

Tabel 2.75: Fysisch-chemische eigenschappen van pyreen

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{ow} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	202.26	-149 / -151	3.2×10^{-5} 1.6×10^{-4} bij 26°C	6.85×10^{-5} bij 20°C	5.16
in marien milieu		---	---	---	

Pyreen zal zich voornamelijk accumuleren in het sediment. Voor deze verbinding wordt er echter een groot verschil waargenomen tussen beide modellen (Tabel 2.76). In het Model van Di Guardo & Calamari, dat geen rekening houdt met aerosolen, bevindt zich 92.2% van de totale hoeveelheid pyreen zich in het sediment. Bij het Mackay model bedraagt deze hoeveelheid slechts 79.4%, maar zal meer dan 12% van de totale hoeveelheid pyreen gebonden zijn aan aerosolen. De fracties in het water en in de lucht in beide modellen vrij gelijkend. Tot slot wordt ± 0.3% van de totale hoeveelheid geaccumuleerd in de aquatische biomassa.

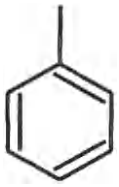
Tabel 2.76: Partitionering van pyreen in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	Model van Di Guardo & Calamari
% in de lucht	0.71	0.88
% aan aerosolen	12.4	---
% in het water	4.65	5.7
% in het sediment	79.4	92.2
% aan zwevend stof (sediment)	2.48	0.92
% in de aquatische biomassa	0.34	0.28

2.2.35 Tolueen

Chemische formule en structuur

C_6H_5-CH_3



Tabel 2.77: Fysisch-chemische eigenschappen van tolueen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{OW} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	92.15	-95.1	4.7×10^{-1} bij 16°C 5.15×10^{-1} bij 20°C	2932 1000 bij 6.4 °C 2200 bij 20°C 4000 bij 31.8°C	2.70
in marien milieu		---	---	---	

De partitionering van tolueen werd berekend voor 20°C met een oplosbaarheid van 0.515 g/L en een dampdruk van 2200 Pa. Voor deze stof werden geen specifieke mariene data weergevonden.

Als gevolg van de beperkte oplosbaarheid, de relatief lage log K_{OW} en de hoge dampdruk, bevindt de grootste fractie van deze stof zich in de lucht van het standaardmilieu (99.2%). De resterende fractie bevindt zich voornamelijk in de waterkolom. Tolueen accumuleert nauwelijks in het sediment of in de aquatische biomassa.

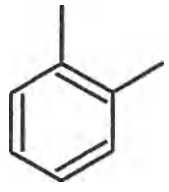
Tabel 2.78: Partitionering van tolueen in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	99.2	99.2
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	0.72	0.72
% in het sediment	0.04	0.04
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

2.2.36 o-Xyleen

Chemische formule en structuur

C_6H_4-$(CH_3)_2$



Tabel 2.79: Fysisch-chemische eigenschappen van o-xyleen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{ow} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	106.18	-25	1.75×10^{-1} bij 20°C	670 - 1 330 500 bij 20°C 900 bij 30°C	2.93
in marien milieu		---	---	---	

De partitionering van o-xyleen werd berekend voor 20°C met een oplosbaarheid van 0.175 g/L en een dampdruk van 500 Pa. Voor deze stof werden geen specifieke mariene data weergevonden.

Als gevolg van de hoge dampdruk en de lage oplosbaarheid en log K_{ow} waarde, bevindt de grootste fractie van deze stof zich in de lucht van het standaard milieu.(99.0%). De resterende fractie bevindt

zich voornamelijk in de waterkolom (0.93%). De hoeveelheid o-xyleen dat in het sediment en in de aquatische biomassa accumuleert, is verwaarloosbaar klein (< 0.01%).

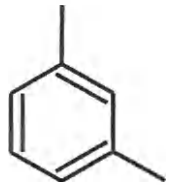
Tabel 2.80: Partitionering van o-xyleen in een zoetwater standaard milieu bij 20°C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	99.0	99.0
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	0.93	0.93
% in het sediment	0.09	0.09
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

2.2.37 m-Xyleen

Chemische formule en structuur

C_6H_4-$(CH_3)_2$



Tabel 2.81: Fysisch-chemische eigenschappen van m-xyleen

	Moleculair Gewicht	**Smeltpunt (°C)**	**Oplosbaarheid (in g/L)**	**Dampdruk (in Pa)**	**log K_{OW} (uit Tabel 3.11)**
in zoetwater	106.18	---	1.61×10^{-1} bij 25°C [1]	864 600 bij 20°C 1100 bij 30°C	3.20
in marien milieu			---	---	

[1] Guidelines for Assessing and Managing Petroleum Hydrocarbon Contaminated Sites in New Zealand; Appendix 4A: Identification of Contaminants of Concern

Voor m-xyleen werd geen waarde voor het smeltpunt gevonden. Daarom werd de partitionering enkel berekend met het model van Di Guardo & Calamari. Voor o-xyleen en p-xyleen werden quasi identieke verdelingen van deze stoffen over de verschillende milieucompartimenten weergevonden met beide modellen, wat doet veronderstellen dat dit ook geldig is voor m-xyleen. De verdeling werd berekend voor een temperatuur van 25°C en een dampdruk van 850 Pa. Voor deze stof werden geen specifieke mariene data weergevonden.

Tabel 2.82: Partitionering van m-xyleen in een zoetwater standaard milieu bij 25 °C

	Mackay-model	**Model van Di Guardo & Calamari**
% in de lucht	---	99.4
% aan aerosolen	---	---
% in het water	---	0.51
% in het sediment	---	0.09
% aan zwevend stof (sediment)	---	< 0.01
% in de aquatische biomassa	---	< 0.01

Op basis van de waarden uit Tabel 2.82 kan worden geconcludeerd dat ook m-xyleen bijna uitsluitend in de luchtfase aanwezig is, en nauwelijks of niet in het water- en sedimentcompartiment van het srtandaard milieu.

2.2.38 *p*-xyleen

Chemische formule en structuur

C_6H_4-$(CH_3)_2$

Tabel 2.83: Fysisch-chemische eigenschappen van p-xyleen

	Moleculair Gewicht	Smeltpunt (°C)	Oplosbaarheid (in g/L)	Dampdruk (in Pa)	log K_{ow} (uit Tabel 3.11)
in zoetwater	106.18	13	1.98 x 10^{-1} bij 25°C	870 - 1 197 650 bij 20°C 1200 bij 30°C	3.15
in marien milieu					

De partitionering van p-xyleen werd berekend voor 25°C met een oplosbaarheid van 0.198 g/L en een gemiddelde dampdruk van 925 Pa. Deze dampdruk is het gemiddelde van de twee in de literatuur gerapporteerde dampdrukken bij 20 en bij 30°C. Voor deze stof werden geen specifieke mariene data weergevonden.

Net als bij ortho- en meta-xyleen, bevindt para-xyleen zich hoofdzakelijk in de luchtfase. Enkel een beperkte hoeveelheid is terug te vinden in de waterfase (0.58%) en in de sedimentfase (0.1%) Accumulatie aan zwevend stof of aerosolen en in aquatische organismen is zeer beperkt (< 0.01%).

Tabel 2.84: Partitionering van p-xyleen in een zoetwater standaard milieu bij 25 °C

	Mackay-model	Model van Di Guardo & Calamari
% in de lucht	99.3	99.3
% aan aerosolen	< 0.01	---
% in het water	0.58	0.58
% in het sediment	0.10	0.09
% aan zwevend stof (sediment)	< 0.01	< 0.01
% in de aquatische biomassa	< 0.01	< 0.01

2.3 Algemene bespreking van de verdeling van de besproken verbindingen over de verschillende milieucompartimenten

Op basis van de fracties in de verschillende compartimenten van het standaard milieu (berekend met het Mackay Niveau 1 Model) werden de verbindingen die in dit hoofdstuk werden besproken, in drie groepen ingedeeld:

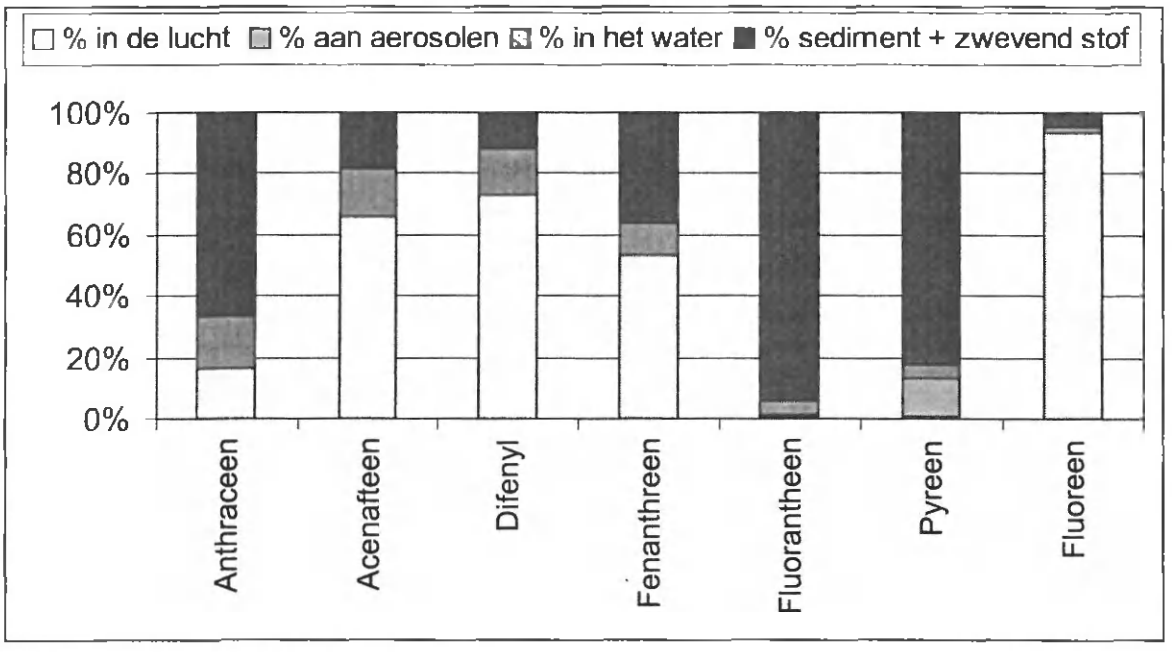
- sediment accumuleerders
- lucht accumuleerders
- overige

Een stof wordt ingedeeld bij de sediment of lucht accumuleerders wanneer meer dan 90% van de totale hoeveelheid in het standaard milieu zich in dit milieucompartiment bevindt. Tabel 2.85 geeft een overzicht van de verschillende groepen. Het percentage dat bij de sediment accumuleerders wordt weergegeven is de som van de fracties aanwezig in het sediment en in het zwevend stof. Voor deze analyse werd enkel gebruik gemaakt van de gegevens die werden bekomen op basis van fysicochemische waarden (oplosbaarheid, dampdruk) voor het zoetwatermilieu. De resultaten die eerder in dit hoofdstuk werden besproken, wijzen er immers op dat de verdeling van de verbindingen in zoet- en zeewater vrijwel identiek zijn.

Tabel 2.85: Indeling van 27 verbindingen in functie van hun milieudistributie.

Sediment accumuleerders	**%**	**Lucht accumuleerders**	**%**	**Overige verbindingen**
Indeno(123,cd)pyreen	99.6	Cyclohexaan	99.9	Anthraceen
Dibenzo(ah)anthraceen	99.2	Heptaan	99.9	Acenafteen
Benzo(ghi)peryleen	99.0	Hexaan	99.9	Difenyl
Benzo(a)pyreen	98.9	Octaan	99.8	Fenanthreen
Chryseen	97.9	Benzeen	99.3	Fluorantheen
Benzo(a)anthraceen	97.8	Ethylbenzeen	99.3	Pyreen
Benzo(k)fluorantheen	97.4	p-xyleen	99.3	Fluoreen
Benzo(b)fluorantheen	96.3	Nonaan	99.2	
		n-propylbenzeen	99.2	
		Tolueen	99.2	
		o-xyleen	99.0	
		Naftaleen	98.9	

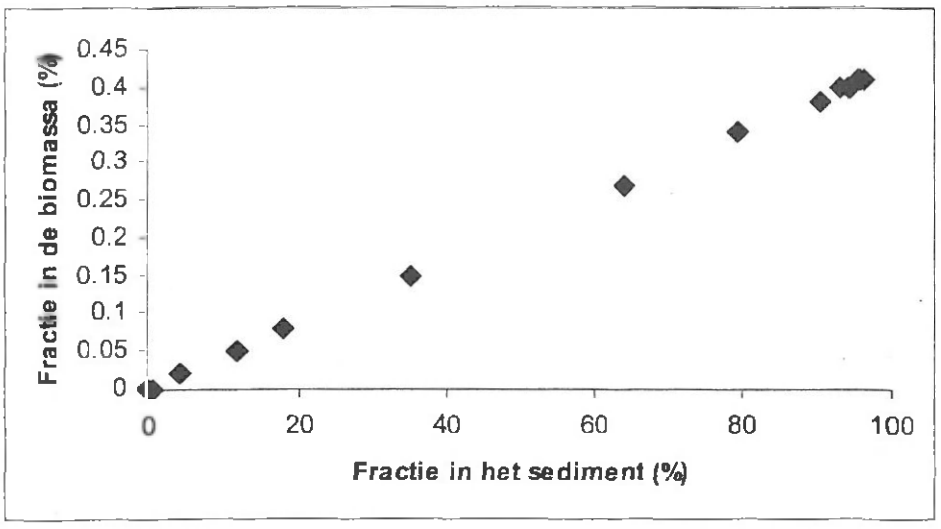
Uit Tabel 2.85 blijkt dat alle benzeen-gesubstitueerde polyaromatitsche koolwaterstoffen sterk accumuleren in het sediment of aan het zwevend stof in de waterkolom, daar waar de 'basis' PAK's (fluorantheen, anthraceen, pyreen) ook over de andere compartimenten van het standaard milieu worden verdeeld. De verdeling van de niet-sediment of luchtaccumuleerders wordt weergegeven in Figuur 2.1. Uit deze figuur blijkt dat pyreen de enige onderzochte verbinding is waarvan een belangrijke fractie (12.4%) zich partitioneert naar aerosolen. Anthraceen, acenafteen, difenyl en fenanthreen zijn de vier onderzochte verbindingen waarvan meer dan 10% van de totale hoeveelheid zich in de waterkolom zal bevinden. Met uitzondering van anthraceen bevindt de grootste fractie van deze verbindingen zich in de luchtfase (53.3 – 65.8%). Fluorantheen en pyreen zullen hoofdzakelijk accumuleren in de sediment (81.9 – 93.5) en fluoreen bevindt zich voornamelijk in de lucht (93.3%).



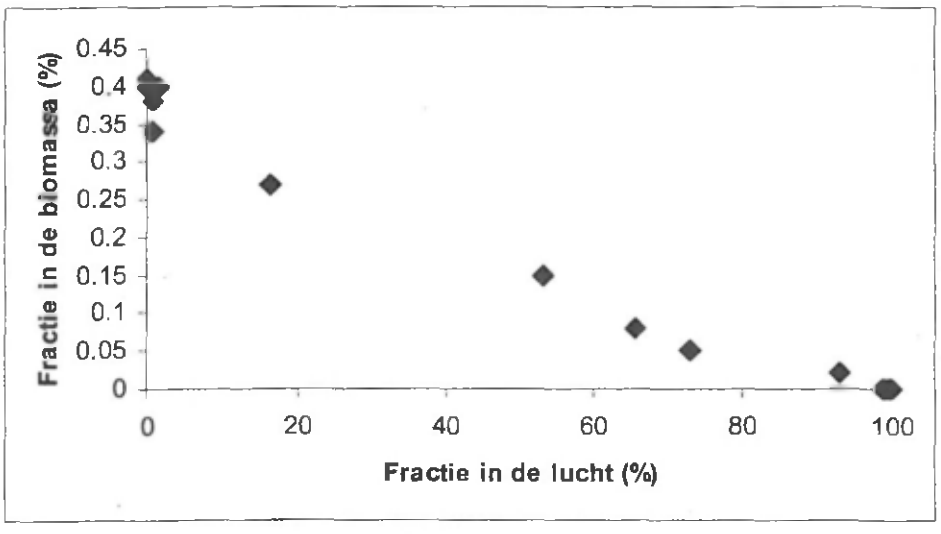
Figuur 2.1: Distributie van 7 organische verbindingen over de milieucompartimenten van het Standaard Milieu

Omdat kan worden verondersteld dat de fractie die zal accumuleren in de aquatische organismen een belangrijke rol speelt bij het veroorzaken van toxiciteit, worden de relaties tussen deze fractie en de overige fracties nagegaan (Figuren 2.2 tot 2.4).

Uit Figuur 2.2 en 2.3 blijkt enerzijds dat voor stoffen die sterk accumuleren in het sediment, een relatief grote fractie in de organismen wordt weergevonden, en dat anderzijds stoffen die zich voornamelijk naar de lucht partitioneren nauwelijks in de organismen worden teruggevonden.

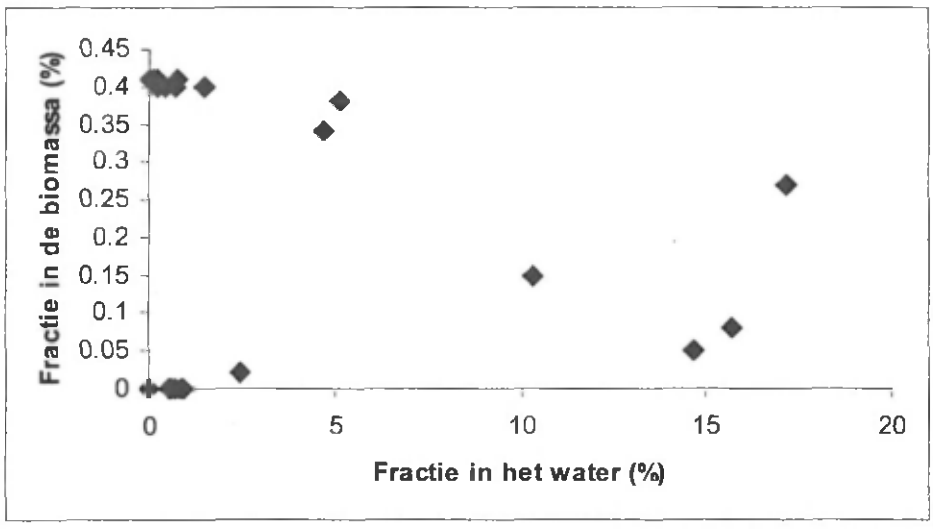


Figuur 2.2: Relatie tussen de fractie in het sediment en de fractie in de biomassa



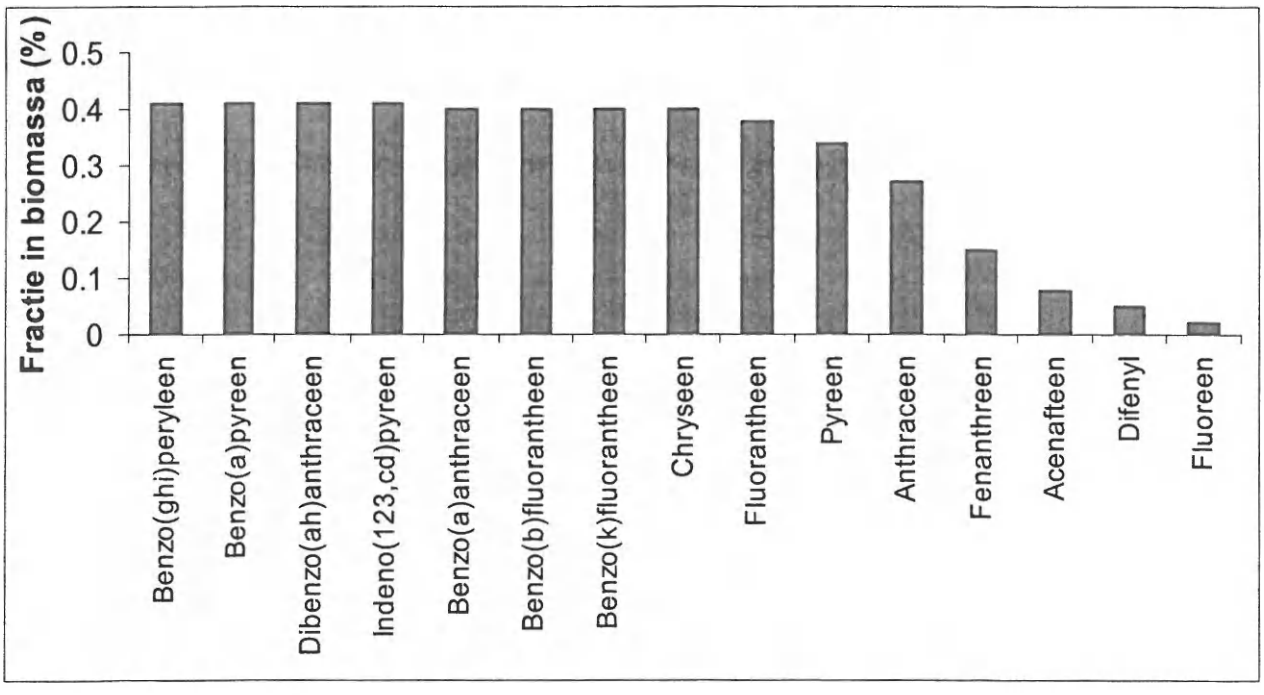
Figuur 2.3: Relatie tussen de fractie in de lucht en de fractie in de biomassa

Uit Figuur 2.4 daarentegen blijkt dat er geen duidelijke relatie kan worden weergevonden tussen de procentuele hoeveelheid van een verbinding in de waterkolom en de hoeveelheid die zich accumuleert in de aquatische organismen.



Figuur 2.4: Relatie tussen de fractie in het water en de fractie in de biomassa

Tot slot worden in Figuur 2.5 de verbindingen die in deze studie werden onderzocht, gerangschikt volgens dalende fractie in de aquatische organismen (dalende bioconcentratie). Zoals kan worden verwacht, rekening houdend met de trends die in Figuren 2.2 en 2.3 werden weergevonden, wordt de grootste fractie in de biomassa teruggevonden bij de benzeen-gesubstitueerde PAK's, gevolgd door de overige PAK's en difenyl. Al de overige onderzochte verbindingen waarvoor een milieudistributie werd berkend in deze studie, bleken nauwelijks of niet (< 0.01%) in de biomassa terecht te komen.



Figuur 2.5: Overzicht van de onderzochte verbindingen met de grootste fractie in de aquatische biomassa.

2.4 Bruikbaarheid van de berekende partitioneringscoëfficienten als inputdata voor het voorspellen van korte- en lange-termijn effecten

De partitioneringcoefficienten van de verschillende oliecomponenten over de verschillende milieucompartimenten die in sectie 2.2 werden berekend, zijn geldig voor case-studies en accidentele lozingen waarbij de grootte van de vlek en de diepte van de waterkolom gelijkend zijn aan het vooropgestelde standaard marien milieu (SMM) dat in Tabel 2.4 werd beschreven. Wijzigingen aan de dimensionering van het standaard marien milieu kan deze verdeling mogelijks significant doen wijzigen: de grootte van deze verschuivingen is echter afhankelijk van de fysisch-chemische eigenschappen van de desbetreffende component en van de verandering van het procentueel aandeel van de milieucompartimenten onderling.

Om deze effecten verder te onderzoeken, werd een realistische olieverontreiniging gesimuleerd op het Belgisch Continentaal Plat (BCP). De dimensionering van het milieu dat hierbij wordt onderzocht, wordt weergegeven in Tabel 2.86. De hoeveelheid zwevend stof (sediment) werd, naar analogie met het SMM, gelijkgesteld aan 1% van de hoeveelheid sediment. Voor de aquatische biomassa werd een waarde aangenomen van 0.01% van de totale waterkolom. Dit is een factor 10 hoger dan hetgeen werd gebruikt in het SMM. bij het SMM werd echter een diepere waterkolom in open zee vooropgesteld. De hoeveelheid aquatische biomassa op het BCP zal beduidend hoger liggen dan hetgeen in open zee wordt weergevonden.
In Tabel 2.86 wordt de dimensionering van het Standaard Marien Milieu eveneens weergegeven. Uit de vergelijking van de verschillende milieudimensies blijkt dat het SMM voornamelijk afwijkt wat de grootte van het luchtcompartiment betreft. Voor de simulatie van een olieverontreiniging op het BCP zijn, op uitzondering van het luchtcompartiment, alle dimensioneringen 2 tot 3 grootte-ordes groter dan bij het SMM. Enkel het luchtcompartiment heeft een vergelijkbare grootte.
Er wordt nogmaals opgemerkt dat er bij de simulatie met het Mackay-Niveau 1 model wordt gewerkt met een onmiddellijke distributie van de component over de verschillende compartimenten (geen tijdselement).

Als verontreinigingsbron gekozen voor een hoeveelheid van 10 m² Fuel No.2 (10.000 kg). De hoeveelheden van de belangrijkste oliecomponenten die hierbij in het milieu terecht komen, worden weergegeven in Tabel 2.87 (zie hoofdstuk 3, Tabel 3.9).

Tabel 2.86: Dimensionering van een marien milieu voor een Case-study met een Fuel No.2 verontreiniging

Dimenisonering van de case-study		**Input Mackay – Niveau 1**	**Olievlek-Case-Study**	**Standaard Marien Milieu**
Hoogte van de luchtkolom	500 m	lucht	$7.5.10^9$ m³	6.10^9 m³
Diepte van de waterkolom	30 m	water	$4.5.10^8$ m³	7.10^6 m³
Oppervlakte van de vlek	15 km²	sediment	$1.5.10^6$ m³	$2.1.10^4$ m³
Sediment toplaag	10 cm	zwevend stof	$1.5.10^4$ m³	$2.1.10^2$ m³
		biomassa in het aquatisch milieu	$4.5.10^4$ m³	7.10^1 m³
		aerosol	1.2 m³	1.2 m³
		Organisch koolstof in het sediment (%)	4.0	4.0
		Organisch koolstof in het zwevend stof (%)	20	20
		vetgehalte van de aquatische biomassa	0.05	0.05

Tabel 2.87: Hoeveelheid (in kg) van de belangrijkste PAKs in 10 Ton No.2 fuel oil

Component	**Hoeveelheid in 10 T No.2 fuel oil**
Naftaleen	40
Fluoreen	36
Fenanthreen	4.29
Fluorantheen	0.37
Pyreen	0.41
Benzo[a]anthraceen	0.012
Chryseen	0.022
Benzo[a]pyreen	0.006
2-Methylnaftaleen	189
Dimethylnaftaleen	311

Voor 2-methylnaftaleen en dimethylnaftaleen werden onvoldoende fysisch-chemische gegevens weergevonden (dampdruk, oplosbaarheid) om een betrouwbare partitionering over de verschillende milieucompartimenten te berekenen (zie 2.2.16 en 2.2.27). Op basis van de beperkte beschikbare data (vergelijkbare Log K_{ow} en oplosbaarheid tussen naftalaleen, 2-methylnaftaleen en dimethylnaftaleen)

kan echter worden verondersteld dat de partitionering van deze twee stoffen relatief goed zal overeenstemmen met de partitionering van naftaleen.

Tabellen 2.88 en 2.89 geven een overzicht van de berekende percentages van de desbetreffende stoffen die in de verschillende milieucompartimenten aanwezig zijn. Voor elke stof werden een (Tabel 2.89) of twee (Tabel 2.88) alternatieve scenario's gebruikt waardoor mogelijke verschuivingen ten opzichte van de oorspronkelijk berekende verdeling kunnen worden verklaard. In deze alternatieve scenario's worden de geschatte volumes lucht en/of aquatische biomassa van de olievlek-case study met een factor 10 verhoogd (lucht) of verlaagd (aquatische biomassa). Bij deze laatste werd zodoende een identieke volumeverhouding tussen de waterfractie en de aquatische biomassa fractie bekomen als in het oorspronkelijke Standaard Marien Milieu.

Tabel 2.88: Verdeling van drie vluchtige componenten van Fuel No.2 in functie van wijzigende dimensionering van één of meerdere milieucompartimenten.

	% in de lucht	**% aan aerosolen**	**% in het water**	**% in het sediment**	**% aan zw.stof**	**% in biomassa**
Naftaleen						
SSM	99.9	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
Case-Study-1	63.2	<0.01	29.0	7.3	0.23	0.28
Case-Study-2	63.3	<0.01	29.1	7.3	0.23	0.03
Case-Study-3	94.5	<0.01	4.3	1.1	0.03	<0.01
Fluoreen						
SSM	93.1	<0.01	2.42	4.33	0.14	0.02
Case-Study-1	19.3	<0.01	25.8	51.3	1.6	2.0
Case-Study-2	19.6	<0.01	26.3	52.2	1.6	0.2
Case-Study-3	71.0	<0.01	9.5	18.9	0.59	0.07
Fenanthreen						
SSM	53.3	0.15	10.3	35.0	1.09	0.15
Case-Study-1	2.0	<0.01	19.4	73.5	2.3	2.8
Case-Study-2	2.0	<0.01	19.9	75.4	2.4	0.29
Case-Study-3	17.0	<0.01	16.9	63.8	2.0	0.24

Case-Study-1: Dimensionering zoals weergegeven in Tabel x.x

Case-Study-2: Dimensionering zoals weergegeven in Tabel x.x, maar met 10x minder aquatische biomassa (cfr. SSM)

Case-Study-3: Dimensionering van Case-Study-2, maar met 10x meer luchtvolume

Tabel 2.89: Verdeling van Fuel No.2 componenten in functie van wijzigende dimensionering van één of meerdere milieucompartimenten.

	% in de lucht	% aan aerosolen	% in het water	% in het sediment	% aan zw.stof	% in biomassa
Benzo(a)anthraceen						
SSM	<0.01	0.41	1.5	94.8	3.0	0.40
Case-Study-1	<0.01	<0.01	1.3	92.3	2.9	3.5
Case-Study-2	<0.01	<0.01	1.3	95.3	3.0	0.36
Chryseen						
SSM	0.15	0.01	0.72	95.7	3.0	0.41
Case-Study-1	0.02	<0.01	0.63	92.9	2.9	3.5
Case-Study-2	0.02	<0.01	0.65	96.0	3.0	0.37
Benzo(a)pyreen						
SSM	<0.01	<0.01	0.74	95.9	3.0	0.41
Case-Study-1	<0.01	<0.01	0.65	92.9	2.9	3.5
Case-Study-2	<0.01	<0.01	0.67	96.0	3.0	0.37
Fluorantheen						
SSM	0.80	0.25	5.1	90.7	2.8	0.38
Case-Study-1	0.01	<0.01	4.5	89.3	2.8	3.4
Case-Study-2	0.01	<0.01	4.6	92.1	2.9	0.35
Pyreen						
SSM	0.71	12.4	4.7	79.4	2.5	0.34
Case-Study-1	0.01	0.19	4.7	88.9	2.8	3.4
Case-Study-2	0.01	0.20	4.8	91.7	2.9	0.35

Case-Study-1: Dimensionering zoals weergegeven in Tabel x.x

Case-Study-2: Dimensionering zoals weergegeven in Tabel x.x, maar met 10x minder aquatische biomassa (cfr. SSM)

Uit Tabel 2.88 blijkt dat er significante afnames worden vastgesteld in de procentuele hoeveelheden van naftaleen, fluoreen en fenanthreen die zich in de luchtfase bevinden. Afhankelijk van de fysicochemische karakteristieken van de stof, zal deze fractie zich voornamelijk naar de waterfase (naftaleen) of meer naar de sedimentfase (fluoreen, fenanthreen) verplaatsen. Reductie van de hoeveelheid biomassa resulteert enkel in een afname van het aandeel in dit compartiment tot op het niveau van de partitionering die in het SMM werd gevonden.

Zowel naftaleen, fluoreen als fenanthreen zijn zeer vluchtige stoffen met een hoge dampdruk. De grote procentuele reductie van het luchtcompartiment ten opzichte van de andere compartimenten (Olievlek-milieu vs. SMM) leidt tot een gereduceerde opslagcapaciteit van deze fase. Wanneer dit compartiment 1 grootte-orde groter wordt (Case-Study-3), leidt dit dan ook tot een belangrijke toename van de hoeveelheeden van de desbetreffende stoffen die in dit compartiment aanwezig zijn.

Het Mackay model veronderstelt evenwicht tussen de verschillende fase's van een afgesloten systeem. In werkelijkheid is dit echter niet het geval: wind zorgt ervoor dat de lucht boven de olievlek continu wordt afgevoerd: het vooropgesteld volume in de case-study is dan ook geen realistische weergave van de werkelijkheid (stilstaande luchtkolom van 500m hoog tot een evenwicht wordt bereikt).

In Tabel 2.89 wordt de verdeling van de overige componenten van Fuel No.2 samengevat: ook hier wordt een grote relatieve reductie waargenomen van de hoeveelheid die zich in luchtfase bevindt. Procentueel betreft het echter steeds reductie van minder dan 1%. Ook wijzigingen van het aandeel dat zich in de waterige fase bevindt, zijn steeds kleiner dan 1% van de totale hoeveelheid.
De voornaamste toename wordt waargenomen bij de fractie die zich in de biomassa bevindt (Case-Study-1), en dit ten koste van de sedimentfractie. Wanneer de biomassa wordt teruggebracht naar de hoeveelheid die wordt gebruikt in het SMM (0.001% van het watervolume; Case-Study-2), wordt voor de niet-vluchtige stoffen een verdeling bekomen die vrij identiek is aan degene die werd berekend voor het SMM. De som van de sediment- en biomassafractie blijft echter vrij constant tussen de verschillende scenario's.

Conclusie

Voor niet-vluchtige stoffen worden een aantal beperkte verschuivingen vastgesteld wanneer de verhoudingen tussen dimensies van de verschillende milieucompartimeten worden gewijzigd: een toename van 1 grootte-orde van de aquatische biomassa leidt tot een toename van 2-3% van fractie die zich in dit compartiment bevindt. De belangrijkste trends in de verdeling blijven echter behouden.
Omdat in de case-study vooral de dimensionering van de luchtfase ten opzichte van de overige fases sterkt afwijkt van hetgeen in het SMM werd gebruikt, leidt dit wel tot belangrijke verschuivingen van de partitionering van vluchtige stoffen over de compartimenten.
Ook kan worden opgemerkt dat de hoeveelheid van een stof die in het milieu wordt gebracht, weinig tot geen invloed heeft op de procentuele verdeling van een stof: voor de verdeling van benzo(a)pyreen in het SMM werd een (standaard) input hoeveelheid van 100 kg gebruikt, daar waar bij de case-study slechts 6 g werd gebruikt (meer dan 5 grootte-ordes). Desalniettemin werd een bijna identieke verdeling over de verschilledne compartimenten waargenomen.
Uit deze analyse kan worden geconcludeerd dat de verdeling van de stoffen, zoals berekend en weergegeven in sectie 2.2, in grote lijnen weergeeft in welke milieucompartimenten een stof zich voornamelijk zal accumuleren.

HOOFDSTUK 3
INSCHATTING VAN LANGE TERMIJN EFFECTEN VAN CONTAMINANTEN IN HET MARIENE MILIEU

3.1 Inleiding

Voor de evaluatie en voorspelling van lange termijn effecten van vervuiling op mariene organismen wordt er, in tegenstelling tot bij het voorspellen van acute effecten, vooral gekeken naar de relatie tussen de interne concentratie van een contaminant en de daaruit volgende effecten zoals verminderde groei, reproductie en overleving. Bij acute toxiciteit is het voornamelijk de opgeloste (biobeschikbare) concentratie en de korte termijn interactie met essentiële biologische mechanismen die de effecten zullen bepalen. Voor de chronische effecten volstaat een dergelijke eenvoudige aanpak echter niet. Mede door de specifieke eigenschappen van de Noordzee (grootte, stromingen, fysische en biologische processen) zal de concentratie van een vervuilende stof relatief snel gereduceerd of geëlimineerd worden uit de waterkolom. Chronische effecten zullen zich dus voordoen op een tijdstip waarbij de opgeloste concentratie reeds is teruggebracht tot op een niveau gelijk aan dat van voor de verontreiniging. Het is daarom meer aangewezen om lange termijn effecten te relateren en te kwantificeren op basis van (permanente) inwendige concentraties.

Stoffen die op lange termijn het mariene systeem negatief beïnvloeden, moeten aan een aantal voorwaarden voldoen:

- *Persistentie.*

Van een stof die slechts gedurende een korte termijn aanwezig blijft in zijn toxische vorm (biotransformatie, eliminatie, biologische afbraak) kan worden verondersteld dat zij op lange termijn geen effecten zal veroorzaken. Deze hypothese houdt in dat een organisme welke een acute blootstelling overleeft, zich volledig zal kunnen herstellen en geen nadelige effecten op lange termijn zal ondervinden.

- *Bioaccumulatief*

Een contaminant dat niet bioaccumulatief is, zal op lange termijn geen effect kunnen veroorzaken omdat de stof noch inwendig, nog uitwendig aanwezig zal zijn.

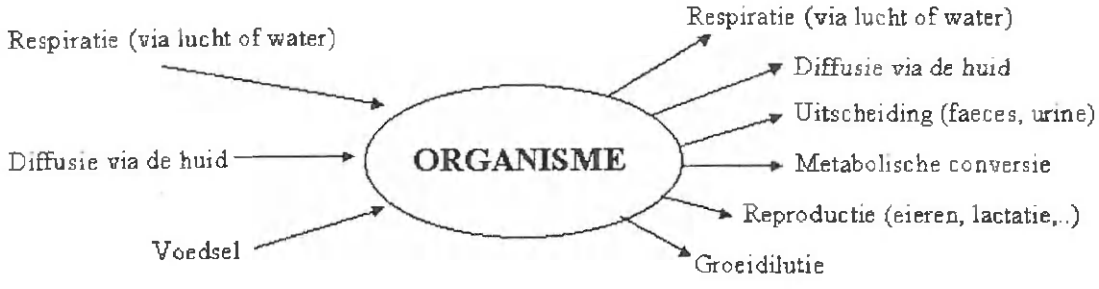
- *Toxisch*

Een stof die wel persistent en bioaccumulatief is maar geen toxische werking uitoefent, zal logischerwijs niet aan de basis kunnen liggen van effecten op lange termijn.

Er moet worden vastgesteld dat voor een grondige evaluatie van de lange termijn effecten van de meeste stoffen in het aquatisch milieu er te weinig monitoring of experimentele data voorhanden zijn (Mackay & Fraser, 2000).

3.1.1 Processen die de inwendige concentratie van een organisme bepalen

De inwendige concentratie van een stof, en meer specifiek een contaminant, wordt bepaald door een aantal opname- en eliminatieprocessen. Deze verschillende processen worden weergegeven in Figuur 3.1:



Figuur 3.1: Opname- en eliminatieprocessen die de inwendige concentratie van een contaminant mee bepalen (Mackay & Fraser, 2000).

Er zijn drie belangrijke opname processen. De eerste is de opname van chemicaliën als nevenproces bij de zuurstofopname (respiratie). Deze opname is meestal het gevolg van passieve diffusie, maar kan ook een actief gebeuren zijn (metalen, sommige anorganische verbindingen). Ook (passieve) diffusie via de huid kan een opnameroute van contaminanten zijn, maar dit mechanisme wordt minder belangrijk naarmate het organisme groter is. Tot slot is er de opname via het voedsel (doorvergiftiging via de voedselketen).

Diffuse processen die de opname van een stof beïnvloeden, spelen eenzelfde rol bij de eliminatie van diezelfde stof (respiratie, diffusie via de huid). Hiernaast zijn er echter nog andere processen die kunnen leiden tot een reductie van de interne concentratie: verlies via urine en feces, metabolische conversie van de stof (afbraak, biotransformatieprocessen in de maag en de lever) of een relatieve afname van de interne concentratie door groei (groeidilutie). Tot slot kan er voor vrouwelijke organismen nog een verlies van de stof optreden door reproductie. Dit laatste betekent wel een 'opname' van een contaminant door de nakomelingen.

Elk van deze processen is 1) stof-specifiek en 2) species-specifiek. Dit maakt een universele aanpak van het voorspellen van de interne concentratie uitermate moeilijk. Samengevat kan worden gesteld

dat voor het modelleren van de interne concentratie bij een organisme moet bepaald worden welk van deze processen hierbij een significante rol speelt. De beschikbaarheid van data met betrekking tot deze processen zal mee bepalen of dergelijke modellen een empirische dan wel mechanistische aanpak zullen hebben. Empirische modellen zijn voornamelijk gebaseerd op de relatie tussen de bioconcentratiefactor (BCF) of de bioaccumulatiefactor enerzijds en de K_{OW} anderzijds. Mechanistische modellen zijn massabalansen waarin al de verschillende opname- en eliminatieprocessen zijn gekwantificeerd. Hoewel deze laatste modellen het voordeel hebben dat zij effecten van groeidilutie en stofspecifieke metabolische processen kunnen incorporeren en potentieel kunnen leiden tot de beste predicties, vereist het ontwikkelen van dergelijke modellen voor een organisme een uitgebreide kennis van zowel de onderzochte stof als van het organisme (respiratiesnelheden, voedselpatronen en voedselassimilatieprocessen, absorptie-efficiënties...)

3.1.2 Empirische modellen

Empirische modellen maken gebruik van correlaties tussen de inwendige concentratie van een stof in een aquatisch organisme en de fysisch-chemische eigenschappen van een stof (Neely et al., 1974). Hierbij wordt gebruik gemaakt van een aantal begrippen die door Gobas & Morrison (2000) als volgt worden gedefinieerd:

Bioconcentratie: De opname (absorptie) van een chemische verbinding uit het water door een organisme resulteert in een inwendige concentratie die hoger is dat de concentratie in het water. Hierbij wordt enkel rekening gehouden met de opname via respiratie en de huid, en niet via voedsel. De bioconcentratiefactor (BCF) is de verhouding tussen de inwendige concentratie in een organisme (biota) C_B en de opgeloste concentratie in de waterkolom C_{WD}. Er wordt niet gerekend met de totale concentratie in de waterkolom (C_{WT}) omdat wordt verondersteld dat enkel de opgeloste fractie van een stof biobeschikbaar is voor het organisme.

BCF: C_B/C_{WD}

Bioaccumulatie: deze term wordt gedefinieerd als de toename van de inwendige concentratie ten opzichte van de uitwendige concentratie waarbij alle opnameroutes in beschouwing worden genomen. Bioaccumulatie kan dus worden beschouwd als een combinatie van bioconcentratie en opname via het voedsel. De bioaccumulatiefactor (BAF) is de verhouding tussen de inwendige concentratie in een organisme (biota) C_B en de opgeloste concentratie in de waterkolom C_{WD} (cfr. BCF):

$BAF = C_B/C_{WD}$

Biomagnificatie: biomagnificatie is een speciale vorm van bioaccumulatie waarbij de inwendige concentratie van een stof in een organisme hoger ligt dan de inwendige

concentratie in zijn voedsel. De biomagnificatiefactor (BMF) is de verhouding tussen de inwendige concentratie van een organisme C_B en de inwendige concentratie van zijn voedselbron C_A:

$BMF = C_B/C_A$

De eenheden waarin deze ratio's worden uitgedrukt zijn kg/L, maar wanneer wordt aangenomen dat de dichtheid van een organisme gelijk is aan dat van water, zijn zowel de BCF, BAF en de BMF dimensieloos.

K_{OW}: de K_{OW} is de octanol-water partitiecoëfficient van een stof. Van hydrofobe organische verbindingen wordt verondersteld dat zij voornamelijk worden opgeslagen in de vet-fractie van het organisme. Hierbij wordt aangenomen dat de oplosbaarheid van een contaminant in vet of octanol zijn vergelijkbaar, en wordt de K_{OW} gebruikt als een maat voor de oplosbaarheid van een stof in vet (lipiden).

Conclusie

Samengevat kan worden gesteld dat de empirische bepaling van de interne concentratie van een contaminant uitgevoerd kan worden op basis van de log K_{OW}. De BCF moet echter worden berekend op basis van de opgeloste concentratie in de waterkolom en niet op basis van de totale concentratie. Deze laatste brengt ook een niet-biobeschikbare fractie in rekening en leidt tot onnodige variabiliteit bij de interpretatie en predictie van de interne bioconcentratie. Een methode die toelaat een schatting van de biobeschikbare fractie te berekenen op basis van het zwevend stof gehalte en de organische koolstof concentratie wordt beschreven door Gobas & Morrison (2000).

Bij empirische methode wordt geen rekening gehouden met 'transfer' snelheden (opname, eliminatie, biotransformatie). Deze aanpak heeft tot gevolg dat predicties voor stoffen met een hoge K_{OW}-waarde minder accuraat zullen zijn als gevolg van vertraagde diffusie en verminderde biobeschikbaarheid in de waterkolom (Mackay & Fraser, 1999). Ook worden metabolische processen bij de empirische aanpak niet in rekening gebracht. Beide factoren kunnen dan ook leiden tot een overpredictie van de interne concentratie.

3.1.3 Mechanistische modellen

In de literatuur zijn er reeds een aantal mechanistische modellen beschreven die de bioconcentratie van een stof bepalen op basis van verschillende opname- en eliminatieprocessen. Een aantal van deze modellen wordt hieronder beschreven:

- Barber et al. (1991) ontwikkelden een model voor vissen waarbij de bioconcentratie van niet-metaboliseerdbare organische stoffen (PCBs) werd berekend op basis van de fysisch-chemische eigenschappen van de stof, en op basis van de ecologische, morfologische en gedetailleerde fysiologische eigenschappen (structuur van de kieuwen) van de vis. Het FDETS-model (Food and Gill Exchange of Toxic Substances) werd toegepast op een aantal vissoorten in een onderzoek naar de opname van PCBs in Lake Ontario (Canada/USA).
- Thomann (1992) ontwikkelde een voedselwebmodel dat ook rekening houdt met de interactie van sedimenten op de bioaccumulatie van chemicaliën. Het model bestaat uit vijf biologische compartimenten waaronder benthische invertebraten. De hoeveelheid van een contaminant dat een organisme opneemt ook hier is afhankelijk van de octanol-water partitie coëfficiënt waarbij een stijgende K_{OW} leidt tot een toenemende assimilatie van de stof door voedselopname. In dit model leiden hoge log K_{OW}–waarden (>6.5) tot een afname in de chemische assimilatie (afname van de BCF). De eliminatie van een chemische stof (excretie) wordt bepaald door de opnamesnelheid constante en eveneens door de K_{OW}.
- Gobas (1993) ontwikkelde een steady-state model dat de bioaccumulatie in individuele organismen en eenvoudige aquatische voedselketens beschrijft. Het model berekent de bioaccumulatie van hydrofobe organische verbindingen in verschillende trofische niveaus op basis van de biobeschikbare milieuconcentraties, de opname via het voedsel (opnamesnelheid, absorptie-efficiëntie) en de excretiesnelheid welke werd vastegelegd op ± 25% van de opnamesnelheid via het voedsel. Het model is gebaseerd op verschillende submodellen die met elkaar zijn verbonden door voedselpreferentie parameters.
- Tot slot zijn er de 'fugacity-based' modellen van Clark et al. (1990) en Campfens & Mackay (1997) die opname- en eliminatieprocessen beschrijven voor vissen en andere organismen. Deze modellen maken gebruik van 'fugacity' factoren (opnamesnelheden en D-verlieswaarden) voor het beschrijven van de verschillende processen.

Hoewel deze modellen een realistisch beeld geven van de verschillende processen, verliezen zij vaak aan nauwkeurigheid doordat de gevraagde input gegevens niet steeds voorhanden zijn en er dus gewerkt moet worden met een aantal vooropstellingen. Het model dat voorgesteld werd Gobas (1993) beschrijft de opname van een contaminant via water en voedsel op basis van de volgende parameters:

- k_1: respiratorische opnamesnelheidsconstante
- k_2: respiratorische eliminatiesnelheidsconstante
- k_A: voedselconsumptie snelheidsonstante
- k_M: metabolische snelheidsconstante
- k_E: excretie snelheidsconstante.

Onder een toestand van steady-state geeft dit:
$k_1.C_{WD} + k_A.C_A = C_B.(k_2 + k_M + k_E)$

Voor de meeste stoffen en organismen in het mariene milieu zijn nauwelijks of geen data voorhanden met betrekking tot deze parameters. Het voorspellen van interne concentraties op basis van een dergelijke mechanistische aanpak is dan ook niet evident. De BAF kan als volgt worden weergegeven (Mackay & Fraser, 2000):
$BAF = CB/CWD = (k1 + kA.C_A/C_{WD})/(k_2 + k_M + k_E)$ (X)

Deze methode houdt geen rekening met mogelijke groeidilutie of verliezen via de reproductie. Nichols et al. (1998) stelden echter vast dat bij de beekforel verliezen via voortplanting verwaarloosbaar zijn ten opzichte van andere eliminatieprocessen.

Wanneer in de hierboven beschreven Vergelijking X zowel de voedselopname als het verlies door excretie en metabolische processen wordt verwaarloosd, de volgende vereenvoudiging wordt bekomen:
$CB = CWD . (k1/k2)$

en waarbij (k1/k2) kan worden gelijkgesteld aan de BCF.

Conclusie

Het voorspellen van de interne concentratie van een chemische verbinding in een organisme is, op basis van de huidige wetenschappelijke stand van zaken, niet evident. Empirische modellen zijn in staat om interne concentraties in organisme relatief nauwkeurig te schatten op basis van de octanol-water partitie coëfficiënt. Een dergelijke benadering voor het voorspellen van lange termijn effecten in de Noordzee houdt echter geen rekening met de additionele bijdrage via de voedselketen. Daarom wordt geopteerd voor het ontwikkelen van een model dat de interne concentratie als volgt beschrijft:
Interne concentratie = $f(K_{OW}) + V$

waarbij $f(K_{OW})$ staat voor de bioconcentratie op basis van de octanol/water partitie coëfficiënt en V de bijdrage via de voedselketen (doorvergiftiging) beschijft.

3.2 Het Lange-Termijn Effecten Model (LTEM) voor de Noordzee

Een model dat in staat is om lange-termijn effecten van sublethale concentraties te voorspellen, kan in twee belangrijke delen worden opgesplitst. In een eerste fase moet worden berekend wat de interne concentratie van een contaminant in een organisme is wanneer het gedurende een zekere periode wordt blootgesteld aan dit contaminant. In een tweede fase wordt deze (maximale) interne concentratie vertaald naar een lange termijn effect, en meer bepaald naar een reductie in levensverwachting.
Omdat er momenteel zeer weinig data voorhanden zijn, wordt er in de verschillende stappen van het LTEM gewerkt met assumpties die steeds een 'worst-case' inhouden. Met andere woorden, de voorspellingen die met het LTEM worden uitgevoerd zullen in principe niet leiden tot onderschattingen van de werkelijke effecten in het veld.

3.2.1 STAP 1: Berekening van de interne concentratie van een contaminant

Zoals vermeld in paragraaf 3.1.1 kan de opname van een contaminant worden opgesplitst in twee belangrijke routes:

- opname via het water: bioconcentratiefactor (BCF_{water}) die empirisch kan worden berekend op basis van de K_{OW}.
- opname via het voedsel

Beide opname routes en hoe deze in het LTEM worden geïncorporeerd wordt hieronder besproken.

3.2.1.1 Opname via het water: BCF_{water}

De opname van een contaminant via het water kan vrij eenvoudig worden berekend:

$C_{intern} = C_{WD} * BCF * \%L$

met:

C_{intern}: interne concentratie van de contaminant in een organisme

C_{WD}: de opgeloste concentratie van de contaminant

BCF: de bioconcentratiefactor

%L: de vetfractie van het organisme

Voor de meeste organismen en chemische verbindingen is de exactie bioconconcentratiefactor niet gekend. In de literatuur zijn er echter een aantal extrapolatiemethodes voorgesteld die toelaten op de BCF te schatten op basis van de log K_{OW}. In het LTE-Model werd gekozen voor de empirische vergelijkigen die werden opgesteld door Meylan et al. (1999).

In paragraaf 3.3.1 wordt de K_{OW}, de gebruikte Meylan-vergelijking en de BCF voor de belangrijkste contaminanten die vrijkomen in het marien milieu bij accidentele olielozingen weergegeven. Ook wordt er een overzicht gegeven van verschillende andere extrapolatietechnieken voor het schatten van de BCF en/of het schatten van een log K_{OW}. Deze afgeleide BCF wordt in het model gebruikt voor zowel fytoplankton, zooplankton, epibenthos en de vissen.

Het gebruik van eenzelfde BCF voor de verschillende groepen organismen is gebaseerd op de veronderstelling dat a) de oplosbaarheid van een contaminant in octanol representatief is voor de oplosbaarheid in vetten voor alle organismen en b) dat het vetpercentage in de verschillende organismen vrij identiek zijn aan elkaar. Wanneer er echter specifieke vetpercentages gekend zijn, kan er steeds een species-specifieke BCF worden berekend.
Deze vergelijkingen laten dus toe om, op basis van een opgeloste concentratie, een interne concentratie te berekenen. Het gebruik van deze BCF veronderstelt wel dat er vrij snel een evenwicht wordt bereikt tussen de opgeloste concentratie in de waterkolom en de interne concentratie. Uit de literatuur blijkt dat er voor bepaalde stoffen inderdaad vrij snel een evenwicht wordt bereikt. Zo werd bij copepoden (*Schizopera knabeni* en *Coullana* sp.) blootgesteld aan fluorantheen in minder dan 12h een evenwicht bereikt in de weefsels (Lotufo, 1998a). Bij grotere organismen en stoffen met een log $K_{OW} > 5$ zal het bereiken van een evenwicht iets langer duren (Mackay et al., 1992). Bij de amphipood *Hyalella azteca* werd tijdens een blootstelling aan fluorantheen de maximale interne lichaamsconcentratie bereikt na 1 dag (Kane Driscoll et al., 1997)

In realiteit zal er bij een olieverontreiniging in het marien milieu de concentratie in de waterkolom voortdurend wijzigingen ondergaan onder invloed van diverse fysisch-chemische processen. Ook wordt verondersteld dat de blootgestelde organismen geen ontwijkingsgedrag vertonen (migratie naar andere dieptes of naar niet-vervuilde locaties) en dat de opnamesnelheden van de diverse contaminanten voor de verschillende biota gelijk zijn. Momenteel zijn dit soort data voor de meeste organismen en contaminanten niet voorhanden. De benadering die hier wordt voorgesteld moet dus worden aanzien als een worst-case scenario, waarbij de voorspelde interne concentraties als gevolg van opname via het water in sommige gevallen beduidend lager kunnen liggen dan de werkelijke interne concentraties.
In het huidige model (zie Tabel 3.3) wordt de vetfractie in alle mariene organismen gelijk gesteld aan 0.05 (=5% van het totale lichaamsgewicht). Dit vetgehalte werd eveneens vooropgesteld in het Mackay-model bij de berekeningen van de distributie van organische verbindingen over verschillende milieucompartimenten Hoofdstuk 2, Tabel 2.5). Wanneer er species-specifieke vetconcentraties gevens voorhanden zijn, kunnen deze de veronderstelde waarde van 5% vervangen. Zo rapporteerde Borga et al. (2001) gemeten vetgehaltes van copepoden (1.45%), Euphaucidia (6.35%), amfipoden (3.35%) de Noordse kabeljauw (7.1%) en de gewone kabeljauw (3.8%). Uit deze beperkte dataset

blijkt echter dat een algemeen vetgehalte van 5% een goede schatting is voor een algemeen gemiddelde over de verschillende trofische niveaus.

3.2.1.2 Opname via het voedsel

Voor een aantal organische verbindingen is reeds duidelijk aangetoond dat zij via het voedsel worden doorgegeven naar hogere trofische niveau's an aldus een bijdrage leveren aan de totale interne concentratie. Voorbeelden hiervan zijn de accumulatie van benzo(a)pyreen in de mossel *Mytilus edulis* afkomstig van de alg *Isochrysis galbana* (Okay et al., 2000) en de opname van fluorantheen door de rotifeer *Brachionus plicatilis* via begrazing op dezelfde algensoort (Wolfe et al.2000).
Voor het berekenen van de bijdrage die wordt geleverd door de opname via het voedsel, wordt er gedeeltelijk gebruikt maakt van de benadering die door Gin et al. (2001) werd voorgesteld bij het ontwikkelen van een "oil spill-food chain" interactie model.
In een eerste fase is het echter noodzakelijk op een (vereenvoudigd) representatief voedselweb voor het Noordzee-ecosysteem op te stellen.

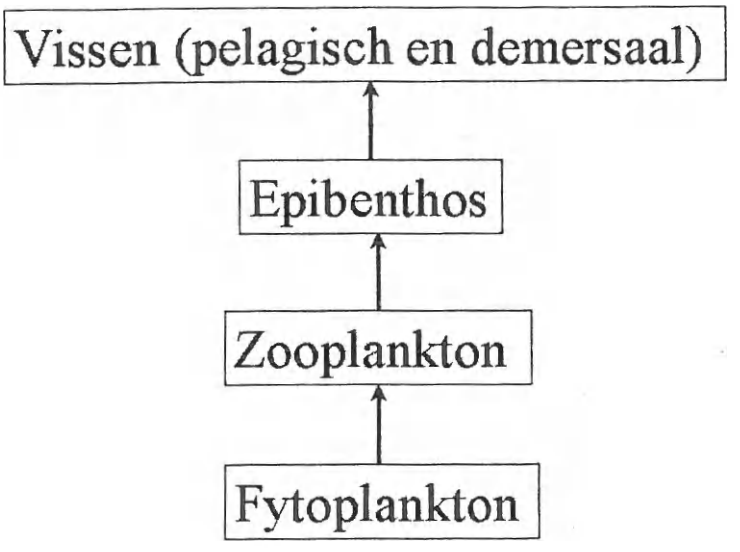
3.2.1.2.1 Definieren van een representatief voedselweb voor de Noordzee

In het Biologisch SubEffecten Model (BESM; Vandenbroele et al., 1997), dat werd ontworpen voor het inschatten van de ecologische en economische korte-termijn gevolgen van accidentele olie/chemische stoflozingen, werd het mariene ecosysteem onderverdeeld in verschillende biota op basis van hun ecologisch en economisch belang. Dezelfde groepen werden behouden als basis voor het ontwerpen van een vereenvoudigd voedselmodel voor de Noordzee:

- Fytoplankton
- Zoöplankton
- Epibenthos
- Vissen (demersaal en pelagisch).

Het hoofdprincipe van een voedselketen is dat energie (onder de vorm van voedsel) wordt doorgegeven van het ene niveau naar de andere, waarbij de energieconversie (als gevolg van een groot aantal biologische processen) tussen de 10-20% bedraagt. Het aantal schakels in de voedselketen is in het algemeen dan ook klein, gewoonlijk niet meer dan 5 (De Wolf, 1990): in een dergelijke keten zal een primaire productie van 100 resulteren in een productie van 0.01 bij het hoogste niveau.
Samen met het voedsel (energie) worden er ook contaminanten - voornamelijk deze die zijn opgeslagen in de lipiden - mee doorgegeven naar de verschillende niveaus van de voedselketen. De mate waarin deze contaminanten door de predator worden opgeslagen wordt weergegeven door de assimilatiefactor α

In Figuur 3.2 wordt een voedselketen op basis van de vijf hierboven vernoemde groepen biota voorgesteld. Deze voorstelling van een marien voedselweb is analoog aan het voedselweb dat door Gin et al. (2001) werd gebruikt voor het inschatten van de impact van olieverontreiniging in kustwateren. In dit model werd gebruik gemaakt van een eenvoudig model volgens het schema:fytoplankton ➔ zooplankton ➔ kleine vissen ➔ grote vissen, en met de kleinere subketen: benthos ➔ kleine vissen.



Figuur 3.2: Vereenvoudigd voedselmodel voor de Noordzee.

Het is evident dat de het voorgestelde voedselweb een sterke vereenvoudiging is van de realiteit en met een aantal factoren geen rekening houdt:

Diversiteit binnen de verschillende groepen biota:

Elk van de voorgestelde groepen bestaat in werkelijkheid uit een grote variatie aan verschillende species waarbij de samenstelling van elke groep als gevolg van seizoenen en locatie in de Noordzee voortdurend aan wijzigingen onderhevig is.

Wijzigingen in species-specifieke voedselpatronen:

Het bovenstaand schema houdt in dat een bepaald organisme gedurende zijn ganse leven een vergelijkbaar voedingspatroon vertoont. In realitiet kunnen er belangrijke wijzigingen optreden naarmate een organisme ouder wordt: zo zal een jonge kabeljauw zich voornamelijk voeden met zoöplankton, maar dit dieet zal op termijn verschuiven naar sedimentair levende wormen en uiteindelijk zullen andere vissen een belangrijke voedselbron worden. Deze verschillen kunnen ook

species-specifiek zijn: sommige copepoden (bv. *Calanus*) zijn planteneters, terwijl andere soorten zich voeden met algen (vb. *Acartia*) of ander zooplankton (*Oithona*).

Voedseldiversiteit:

Aansluitend bij de voorgaande bemerking moet ook worden vermeld dat het schema uit figuur 3.2 verondersteld dat alle organismen zich voeden met organismen uit slechts 1 biotagroep: in realiteit hebben de meeste organismen verschillende voedingsbronnen uit verschillende groepen.

Sub-voedselweb binnen een biota-groep:

Een dergelijk fenomeen kan worden waargenomen wanneer een bepaalde species de juvenielen van een ander groep als voedselbron heeft, en vice versa.

Het in rekening brengen van alle bovenvermelde parameters in een voedselweb is met de huidige kennis van het Noordzee ecosysteem een onmogelijke taak: voor het beschrijven en modelleren van de voortdurende temporele en spatiale verandering die zich in een dergelijk complex ecosysteem voordoen, zijn er momenteel veel te weinig data voorhanden. Er werd dan ook besloten om bij de inschatting van lange termijn effecten van contaminanten op verschillende groepen biota gebruik te maken van het van het voedselweb zoals voorgesteld in Figuur 3.2.

3.2.1.2.2 Berekenen van de bijdrage door voedselopname tot de totale interne concentratie van een contaminant in de verschillende trofische niveaus

In de procedure die werd voorgesteld door Gin et al. (2000) wordt de opname via het voedsel berekend op basis van de interne concentratie van de prooi (C_P), de assimilatie-efficiëntie α en de vet-specifieke opsnamesnelheid I_L. De vetspecifieke opnamesnelheid kan worden gedefinieerd als kg vet (lipiden) in de prooi per kg vet in de rover per seconde. De assimilatie-efficiëntie is de verhouding tussen de geabsorbeerde en ingenomen hoeveelheid van een contaminant. De tijdsdimensie in de parameter I_L laat toe om de opgenomen hoeveelheid van een contaminant te laten varieren in functie van de blootstellingsperiode (p). De verschillende parameters die de opname via het voedsel bepalen worden hieronder voorgesteld. De data die voor de verschillende parameters door Gin et al. (2000) werden gebruikt, zijn gebaseerd op literatuurdata van Chapra (1997), Connolly (1991), Thomann & Mueller (1987) en Thomann & Connolly (1992) :

Interne concentratie van de prooi.

Voor het fytoplankton is de interne concentratie gelijk aan $BCF*C_{WD}*\%L$. Voor de andere niveau's in het voedselweb komt hier nog een bijdrage via het voedsel bij: $C_P.\alpha I_L.p$.

Assimilatie-efficientie

Zeer weinig data zijn voorhanden omtrent de assimilatie-efficiëntie van organische contaminanten voor de verschillende trofische niveaus in het marien milieu. Gin et al. (2001) gebruikten een α-waarde van 0.5 voor alle trofische niveaus bij een simulatie van hun model met anthraceen. Dit wil zeggen dat 50% van de ingenomen hoeveelheid anthraceen via het voedsel daadwerkelijk in het organisme wordt opgeslagen. Deze waarde wordt in het huidige model gebruikt als 'default' waarde voor de contaminanten waarvoor deze gegevens niet voorhanden zijn.

Vetspecifieke opnamesnelheid I_L

De vet-specifieke opnamesnelheid is een maat voor de transfer van lipiden tussen de verschillende trofische niveau's van het voedselweb. Op basis van literatuurgegevens (Connolly, 1991; Thomann en Connolly, 1992) werden door Gin et al. (2001) een aantal opnamesnelheden tussen de verschillende trofische niveaus gedefinieerd die in hun "oil spill-food chain" interactie modelwerden geïncorporeerd (Tabel 3.1).

Tabel 3.1: Vetspecifieke opnamesnelheden (I_L) tussen verschillende trofische niveaus (Gin et al., 2001).

Rover → Prooi	I_L (vetspecifieke opnamesnelheid) (s^{-1})
Zooplankton → Fytoplankton	1.782×10^{-6}
Kleine vissen → Zooplankton	1.852×10^{-7}
Grote vissen → Kleine vissen	6.713×10^{-8}
Benthische invertebraten → Fytoplankton	3.805×10^{-6}

Bij het lange-termijn effecten model (LTEM) wordt er gebruik gemaakt van een analoge voedselwebstructuur waarbij er, op basis van de literatuurgegevens vermeld in Tabel 3.1, analoge I_L-waarden worden gebruikt. De voedselrelaties tussen de verschillende trofische niveaus en de gebruikte IL-waarden worden in Tabel 3.2 weergegeven.

Tabel 3.2: Vetspecifieke opnamesnelheden (I_L) tussen verschillende trofische niveaus in het chronische BSEM

Rover → Prooi	I_L (vetspecifieke opnamesnelheid) (s^{-1})
Zooplankton → Fytoplankton	1.782×10^{-6}
(Epi)benthos → Zooplankton	1.852×10^{-7}
Vissen → Epibenthos	6.713×10^{-8}

Voor het vastleggen van de I_L-waarden voor de verschillende relaties werd het (epi)benthos in het LTEM gelijk gesteld aan de kleine vissen in het model voorgesteld door Gin et al. (2001). Algemeen kan worden gesteld dat I_L afneemt naarmate de grootte van de rover toeneemt.

Blootstellingsperiode

Onder blootstelingsperiode wordt de periode verstaan waarin een organisme via het voedsel een contaminant zal opnemen. Omdat het fytoplankton aan de basis van de voedselketen ligt en de generatietijd vrij kort is (< 1 dag), kan worden aangenomen dat de accumulatieperiode in het fytoplankton, gelijk is aan de periode waarin de contaminant in het milieu aanwezig is. Na deze periode zal er geen accumulatie meer optreden en zal ook geen transfer van de contaminant via het voedsel naar het zooplankton of benthos optreden.

De transfer van contaminant vanuit het zooplankton naar het (epi)benthos zal worden beëindigd wanneer de 'gecontamineerde' populatie is geconsumeerd, en dus is vervangen werd door een niet-gecontamineerde populatie die zich heeft gevoed op niet gecontamineerd fytoplankton.

Deze periode komt overeen met de blootstellingsperiode + de generatietijd van zooplankton. Omdat tijdens de periode na de blootstellingsperiode geleidelijk aan het percentage niet-gecontamineerd zooplankton zal toenemen, wordt de uiteindelijke periode waarin gecontamineerd voedsel wordt verbruikt gelijkgesteld aan de periode waarin het contaminant aanwezig is + (generatietijd)/2.

Op basis van gekende generatietijden van verschillende soorten zooplankton wordt een gemiddelde generatietijd van 1 week vooropgesteld. Zo reproduceren sommige rotifeer soorten reeds na 1 dag terwijl de generatietijd van copepoden meer dan 10 kan bedragen. zoals eerder vermeld is het echter onmogelijk om een werkbaar voedswebmodel te modelleren dat rekening houdt met de specifieke eigenschappen (generatietijd, voedselpreferentie,..) van elke species.

Tot slot is er de transfer van contaminanten naar de vissen toe, waarbij op analoge manier als bij het zooplankton, de opnameperiode afhankelijk is van de generatietijd van het (epi)benthos. Een gemiddelde generatietijd van 2 maanden (60 dagen) wordt aangenomen voor de species in dit trofisch niveau.

Tabel 3.3 geeft een overzicht van de verschillende vergelijkingen die worden gebruikt voor de bepaling van de interne concentratie op de verschillende trofische niveau's van de voedselketen in de Noordzee.

Tabel 3.3: Bepaling van de interne concentratie van een contaminant voor verschillende trofische niveaus in het Noordzee-ecosysteem.

FYTOPLANKTON $C_{fyto} = BCF * C_{WD} * \%L$ met: BCF berekend op basis van K_{OW} (Meylan et al., 1999) C_{WD}: opgeloste (biobeschikbare) concentratie van het contaminant %L = vetfractie in het organisme : 0.05
ZOOPLANKTON $\mathbf{C_{zoo} = (BCF * C_{WD} * \%L) + (C_{fyto} * \alpha * I_L * p)}$ met: BCF berekend op basis van K_{OW} (Meylan et al., 1999) C_{WD}: opgeloste (biobeschikbare) concentratie van het contaminant %L = vetfractie in het organisme: 0.05 α = assimilatie-efficiëntie : 0.5 I_L = vetspecifieke opnamesnelheid: 1.782×10^{-6} s^{-1} = 1.540×10^{-1} d^{-1} p = periode waarin contaminant in het milieu aanwezig was
(EPI)BENTHOS $\mathbf{C_{epib} = (\%L * BCF * C_{WD}) + (C_{zoo} * \alpha * I_L * (p + g/2))}$ met: BCF berekend op basis van K_{OW} (Meylan et al., 1999) C_{WD}: opgeloste (biobeschikbare) concentratie van het contaminant %L = vetfractie in het organimse: 0.05 α = assimilatie-efficiëntie : 0.5 I_L = vetspecifieke opnamesnelheid: 1.822×10^{-7} s-1 = 1.574×10^{-2} d^{-1} p = periode waarin contaminant in het milieu aanwezig was g = generatietijd van het zooplankton = 7 dagen
VISSEN $\mathbf{C_{pel.v} = (\%L * BCF * C_{WD}) + (C_{epib} * \alpha * I_L * (p + g/2))}$ met: BCF berekend op basis van K_{OW} (Meylan et al., 1999) C_{WD}: opgeloste (biobeschikbare) concentratie van het contaminant %L = vetfractie in het organimse: 0.05 α = assimilatie-efficiëntie : 0.5 I_L = vetspecifieke opnamesnelheid: 6.713×10^{-8} s-1 = 5.800×10^{-3} d^{-1} p = periode waarin contaminant in het milieu aanwezig was g = generatietijd van het epibenthos = 60 dagen

Wanneer er voldoende data voor een bepaald organisme en/of contaminant beschikbaar zijn, kunnen de vooropgestelde waarden worden aangepast. De huidige aanpak maakt het ook mogelijk om, indien nodig, de bijdrage van opname via het voedsel op te splitsen in functie van verschillende

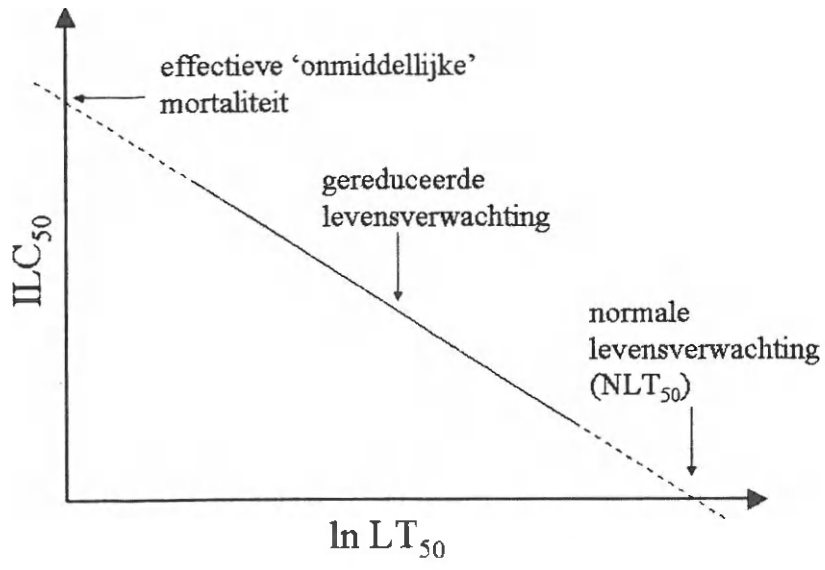
voedselbronnen Zo zal de interne concentratie van een epibenthos-species dat zich zowel voedt met algen (20%) als met zooplankton (80%) eenvoudig worden aangepast: $C_{epib} = (\%L * BCF * C_{WD}) + (0.2 * V_{fyt}) + (0.8 * V_{zoo})$, met V_{fyt} en V_{zoo} de respectievelijke bijdrage van de interne contaminant concentratie door opname van fytoplankton en zooplankton.

Een mogelijke bron van fouten is de veronderstelling dat er een snel evenwicht is tussen de externe en interne concentratie van de contaminant: indien er tijdens de blootstellingsperiode geen evenwicht wordt bereikt, zal de voorspelde BCF een overschatting zijn en dus leiden tot interne concentraties die hoger zijn dan hetgeen door het model wordt voorspeld. Mits de nodige data voorhanden zijn, is het mogelijk om in de toekomst een limiterende term in de vergelijking op te nemen die de toename van de BCF in functie stelt van de blootstellingsperiode.

3.2.2 STAP 2: Inschatten van lange-termijn effecten op basis van de interne lichaamsconcentratie

Momenteel zijn er zeer weinig studies uitgevoerd waarbij de chronische toxiciteit (effecten op groei en reproductie) van organische verbindingen bij mariene species wordt bestudeerd en wordt gerelateerd aan de interne concentratie. Een groot aantal organische verbindingen, waaronder de gechloreerde waterstofcarbonaten, zijn niet-specifieke toxicanten voor aquatische organismen (Veith et al, 1983), waarvan de toxiciteit wordt veroorzaakt door de accumulatie van deze stoffen in de vetfractie (Connell & Markwell, 1992; McCarty et al., 1992). Door hun persistentie vormen zij dan ook een potentieel lange-termijn risico, ondermeer door mogelijke verstoring van het endocrien systeem (Berganon et al., 1994). De interne concentratie in de vetfractie kan dus worden beschouwd als één van de belangrijkste parameters voor het inschatten en voorspellen van chronische toxiciteit van niet-specifieke toxicanten, daar waar de externe concentratie meer geschikt is voor het bepalen van acute toxiciteit (McCarty & Mackay, 1993; Sijm et al., 1993). Experimentele data suggereren dat er voor persistente lipofiele verbindingen een vergelijkbare interne letale concentratie (ILC) en een letale volume fractie (LVF) bestaat (McCarty et al., 1991, 1992; Berganon et al., 1994). Dit werd ondermeer voor vissen aangetoond, waarbij een ILC van 2.0 tot 8.0 mmol/kg werd weergevonden voor verschillende organische verbindingen (Van Hoogen & Opperhuizen, 1988; Sijm et al., 1993).
Deze ILC is bovendien niet constant, maar is een functie van de blootstellingsperiode. Dit werd ondermeer aangetoond voor vissen (*Poccilia reticulata*) blootgesteld aan aromatische amines (De Wolf et al., 1991, 1992), en voor de krab *Portunus pelagicus* blootgesteld aan chlorobenzenen (Mortimer & Connell, 1994). tot slot werd door De Maagd et al. (1997) voor de vis *Pimephales promelas* een toename van de 'time-to-death' in functie van een toenemende interne concentratie van naftaleen en trichlorobenzeen waargenomen.

Op basis van deze bevindingen werd door Yu et al. (1999) onderzoek verricht naar de relatie tussen de ILC van organische verbindingen en de blootstellingsperiode bij aquatische organismen.
De relatie "blootstellingsperiode versus ILCs" die door deze onderzoekers werd gevonden, wordt in Figuur 3.3 weergegeven.



Figuur 3.3: Relatie tussen de interne lethale concentratie en de levensverwachting van een organisme.

De X-as geeft de natuurlijke logaritme weer van de blootstellingsperiode (ln T). De Y-as geeft de gemiddelde interne letale concentratie voor een organisme weer. Tussen beide parameters werd door Yu et al. (1999) een linear verband weergevonden:
$ICL_{50} = a \cdot \ln LT_{50} + b$

Uit figuur 3.3 blijkt dat een ILC_{50} van 0 (interne concentratie gelijk aan 0) overeenkomt met een LT_{50} die overeenkomt met de gemiddelde normale levensverwachting van een organisme (snijpunt met de X-as). De gemiddelde overleving in natuurlijke condities is gekend voor de meeste organismen en wordt aangeduid als de NLT_{50}. Deze parameter is onafhankelijk van de onderzochte organische verbinding. Het snijpunt met de Y-as geeft de interne concentratie weer die leidt tot een onmiddellijke sterfte. Deze concentratie kan experimenteel niet worden bepaald omwille van de tijdsperiode die steeds nodig is opdat de desbetreffende verbinding het 'target'weefsel (vetfractie) heeft bereikt. Via extrapolatie is het echter wel mogelijk om deze concentratie theoretisch te bepalen.
Wanneer voor een organische verbinding het bovenstaand lineair verband tussen de ILC_{50} en de ln LT_{50} gekend is, kan de gereduceerde levensverwachting van een organisme worden berekend op basis

van de interne concentratie van die component. Deze gereduceerde levensverwachting kan dan worden beschouwd als een indicator voor de lange-termijn-effecten van een contaminant.

De methode beschreven door Yu et al. (1999) is vergelijkbaar met CBR-methode (Critical Body Residue; kritische lichaamsconcentratie) die reeds door verschillende auteurs werd beschreven (Landrum et al., 1991, 1992, 1994; McCarty & Mackay, 1993; Van Wezel & Opperhuizen, 1995). Met deze methode wordt voorspeld dat de molaire weefselconcentratie die een toxisch effect veroorzaakt (vb. mortaliteit) gelijk is voor alle organische verbindingen met eenzelfde toxisch werkingsmechanisme, en dat deze concentratie bovendien vrij constant is voor verschillende organismen (Lotufo, 1998b). Er wordt tevens aangenomen dat de CBR-methode in staat is om sublethale effecten (verstoring van biologische functies zoals voedselopname, energiemetabolisme en reproductie) van niet-polaire organische verbindingen (bv. PAKs) te voorspellen (Donkin et al., 1989; Widdows & Donkin, 1989; Emery & Dillon, 1996). Zo is reeds aangetoond dat blootstelling aan PAKs leidt tot een afname van de voedselopnamesnelheid van aquatische invertebraten (Donkin et al., 1989; Eeertman et al., 1995; Lotufo, 1997); een effect dat kan worden gerelateerd aan de bioaccumulatie van organische verbindingen met een narcotische werking (Van Wezel & Opperhuizen, 1995).

De meeste studies met betrekking tot de effecten van verhoogde interen lichaamsconcentraties van een stof, beschouwen mortaliteit op korte of middel-lange termijn als eindpunt. De zeer beperkte hoeveelheid data voor andere eindpunten (vb. reproductie) en blootstellinsperiodes (chronische toxiciteitsdata) leiden er dan ook toe dat voorspellingen van lange-termijn effecten steeds een grote onzekerheid met zich mee hebben. Er wordt aangenomen dat de CBR die leidt tot chronische effecten ± een groote-orde lager ligt dan de CBR die leidt tot (acute) mortaliteit (McCarthy & Mackay, 1993).

3.3 Bepaling van bioconcentratiefactoren (BCF) van de belangrijkste oliecomponenten

De bioconcentratiefactor van organische verbindingen moet voor de meeste oliecomponenten worden bepaald met behulp van extrapolatietechnieken. Voor een aantal verbindingen zijn er weliswaar BCFs voorhanden die werden bepaald op basis van gemeten interne concentraties, maar het is niet steeds mogelijk om de betrouwbaarheid van deze waarden correct in te schatten. Factoren zoals blootstellingsperiode, meetmethode, de concentratie van de verbinding in de waterkolom (opgelost vs. totaal; nominaal vs. gemeten) zijn een aantal belangrijke parameters die in meer of mindere mate de gerapporteerde BCF kunnen beïnvloeden. Bovendien kan de BCF inter- en intraspecies specifiek zijn. Voor het ontwikkelen van een algemeen LTE-Model werd dan ook gekozen voor het gebruik van een 'standaard' BCF voor alle trofische niveaus. De BCFs werden berekend op basis van de log K_{OW}.

3.3.1 Extrapolatiemethodes voor het berekenen van de BCF

Een aantal auteurs hebben een aantal lineaire regressies tussen de log BCF en de log K_{OW} voorgesteld op basis van gemeten interne en externe concentraties van verschillende chemicaliën:

$$\log BCF = 0.542 \times \log K_{OW} + 0.124$$

(Neely et al., 1974: experimenten uitgevoerd met de regenboogforel *Oncorhynchus mykiss*)

$$\log BCF = 0.854 \times \log K_{OW} - 0.70 \quad (R^2 = 0.897)$$

(Veith et al., 1979: experimenten uitgevoerd met *Pimephales promelas*)

Op basis van de laatste dataset ontwikkelde Mackay (1982) een meer eenvoudige relatie:

$$\log BCF = \log K_{OW} - 1.32$$

welke ook kan geschreven worden als

$$BCF = 0.048 \times \log K_{OW}$$

De coëfficiënt 0.048 kan worden beschouwd als de effectieve octanol concentratie in het organisme, of ook wel de effectieve vetfractie van het organisme (4.8%).

Al deze correlaties werden ontwikkeld op basis van een beperkt aantal experimenten met verschillende stoffen. De nodige voorzichtigheid moet dan ook worden gehanteerd wanneer deze correlaties worden gebruikt voor het voorspellen van interne concentraties van andere stoffen.

Recentelijk werd door Meylan et al. (1999) een meer getetailleerde methode voorgesteld voor het voorspellen van interne concentraties op basis van de K_{OW}. Deze methode houdt ondermeer rekening met het feit dat zeer hydrofobe verbindingen (KOW > 10^6) niet meer blijken te beantwoorden aan de hierboven beschreven empirische relaties door de verlaagde biobeschikbaarheid van deze verbindingen enerzijds, en het niet in rekening brengen van metabolische conversie anderzijds. Op basis van data van 694 verschillende chemicaliën werden een algemene vergelijking weergevonden:

$$\log BCF = 0.86 \times \log K_{OW} - 0.39$$

Een verdere opspliting van de data in functie van de log K_{OW} en het type verbinding leidde tot verschillende empirische relaties:

Niet-ionische verbindingen:

Tabel 3.4 geeft de verschillende empirische vergelijkingen weer voor niet-ionische verbindingen, en dit in functie van hun log K_{OW}.

Tabel 3.4: Empirische vergelijkingen voor het berekenen van een BCF bij niet-ionische verbindingen

Log K_{OW} < 1	Log BCF = 0.50
Log K_{OW} van 1 tot 7	Log BCF = 0.77 .log K_{OW} - 0.70 + ΣF_i
Log K_{OW} > 7	Log BCF = 1.37 .log K_{OW} + 14.4 + ΣF_i
Log K_{OW} > 10.5	Log BCF = 0.50

Hierin vertegenwoordigt F_i een reeks van 11 correctiefactoren in functie van de structurele eigenschappen van de verbinding. De gebruikte correctiefactoren zijn weergegeven in Tabel 3.5, en worden 1 keer toegevoegd wanneer een bepaalde structuur één of meerdere keren aanwezig is in de desbetreffende verbinding..

Tabel 3.5: Correctiefactoren bij de empirische schatting van de BCF

Correctie factor	waarde
Verbindingen met een aromatische s-triazine ring	-0.32
Verbindingen met een aromatische alkohol (vb. fenol) met twee of meerdere halogenen gebonden aan de aromatische ringstructuur	-0.40
Verbindingen met een aromatische ring waarop een tert-butyl groep is gebonden in otho-positie ten opzichte van een OH-groep	-0.45
Verbindingen met een aromatische ring en een alifatisch alkohol onder de vorm van –CH-OH (vb. benzylalkohol)	-0.65
Fosfaatesters, O=P(O-R)(O-R)(O-R), waarbij R staat voor koolstof (); 1 R mag een waterstofatoom zijn in plaats van een koolstofatoom.	-0.78
Keton met 1 of meerdere aromatische verbindingen	-0.84
Niet-ionische verbindingen met een alkylketen met 8 of meer CH_2-groepen	-1.00 log K_{OW} van 4 tot 6 -1.5 log K_{OW} van 6 tot 10
Verbindingen die een cyclopropyl ester bevatten onder de vorm cylcopropyl-C(=O)-O- (vb. permethrin)	-1.65
Verbindingen met een fenantreen ring	+0.48
Bifenyl verbindingen met meerdere halogenen en polyaromaten met enkel aromatisch koolstof en halogenen (vb. PCBs)	+0.62
Organometallische verbindingen met tin of kwik	+1.40

Ionische verbindingen (carboxyl zuren, S-zuren en zouten, sommige stikstofverbindingen):

Tabel 3.6 geeft de verschillende empirische vergelijkingen weer voor ionische verbindingen, en dit in functie van hun log K_{OW}.

Tabel 3.6: Empirische vergelijkingen voor het berekenen van een BCF bij ionische verbindingen

Log $K_{OW} < 5$	Log BCF = 0.50
Log K_{OW} van 5 tot 6	Log BCF = 0.75
Log K_{OW} van 6 tot 7	Log BCF = 1.75
Log K_{OW} van 7 tot 9	Log BCF = 1.00
Log $K_{OW} > 9$	Log BCF = 0.50

Tin- en kwikverbindingen:

Predicties van de bioconcentratiefactoren van tin- en kwikverbindingen met een log $K_{OW} < 1$ bleken steeds onderschattingen te zijn van de werkelijke BCF. Daarom werd voor deze groep van verbindingen een minimum log BCF van 2.0 vastgelegd.

Aromatische azo-verbindingen:

Op basis van waargenomen log BCFs werd de log BCF voor dit type van verbindingen vastgelegd op 1.0. Beschikbare data toonden immers aan dat de log BCF van deze verbindingen varieert tussen 0.48 en 1.82, terwijl log K_{OW}s van –0.02 tot 9.55 werden gevonden.

De voorgestelde relaties door Meylan et al. (1999) blijken een grotere R^2 te hebben dan deze gerapporteerd door andere auteurs. Deze relaties hebben ook het voordeel dat zij:

- zijn gebaseerd op een uitvoerige dataset;
- metabolische conversie toelaten;
- de afname in BCF voorspellen wanneer de log K_{OW} hoger is dan 7.

In deze studie werd eveneens nagegaan in welke mate het moleculair gewicht of de pK_a een invloed hebben op gevonden correlaties tussen de log BCF en de log K_{OW}, maar additionele incorporatie van deze parameters leidde niet tot een significante verbetering van de gevonden correlaties.

Hoewel Meylan et al. (1999) gebruik maakte van BCFs die werden gemeten verschillende vissoorten, werden toch duidelijke relaties tussen deze BCF en de log K_{OW} weergevonden. Ook werden de data

niet gecorrigeerd in functie van de vetfractie van de verschillende organismen. Een dergelijke normalisatieprocedure zou mogelijke interspecies variabiliteit elimineren.

3.3.2 Extrapolatiemethode voor het berekenen van de K_{OW}

Voor het berekenen van een BCF op basis van de formules van Meylan et al. (1999) is het noodzakelijk om de octanol-water partitiecoëfficiënt van de desbetreffende verbinding te kennen. Voor sommige stoffen is deze waarde echter niet gekend en moet deze parameter op zijn beurt worden afgeleid op basis van andere, gekende fysisch-chemische eigenschappen.
Verschillende extrapolatiemethodes voor het berekenen van de log K_{OW} zijn weergegeven in Verschueren (1996). Een eerste methode is gebaseerd op relaties tussen de log K_{OW} en andere log K-waarden.:

$$\log K_{tolueen} = 1.135 \times \log K_{octanol} - 1.777 \quad (r=0.980)$$

$$\log K_{cyclohexaan} = 1.035 \times \log K_{octanol} + 0.896 \quad (r=0.972)$$

Een tweede extrapolatiemethode is gebaseerd op de oplosbaarheid van een verbinding in water (Chiou et al, 1977; Verschueren, 1996). Afhankelijk van de eenheid waarin de oplosbaarheid is uitgedrukt, geeft dit:

$$\log K_{octanol} = 5.00 - 0.670 \times \log S \quad (S \text{ in } \mu mol/L)$$

$$\log K_{octanol} = 7.5 - 0.75 \times \log S \quad (S \text{ in } \mu mol/L)$$

Tot slot kan de log K_{OW} worden afgeleid op basis van aanwezige functionele groepen. De bijdrage π van een functionele groep is relatief constant voor verschillende verbindingen en kan relatief eenvoudig worden afgeleid: $\pi_X = \log K_X - \log K$
Zo geldt dus voor Cl- dat

$$\pi_{Cl} = \log K_{OW,chlorobenzeen} - \log K_{OW,benzeen}$$

Tabel 3.7 geeft de verschillende log Ks voor benzeen en benzeenderivaten. Tabel 3.8 geeft een overzicht van de π-waardes van de belangrijkste functionele groepen bij alifatische en aromatische verbindingen.

Tabel 3.7: Invloed van functionele groepen op de log K_{OW} van benzeenderivaten (Verschueren, 1996).

Derivaat	Functionele groep	log K_{OW}	π_X
benzeensulfonzuur	$-SO_3H$	-2.25	-4.38
benzeensulfonamide	$-SO_2NH$	0.31	-2.44
aniline	$-NH_2$	0.90	-1.23
fenol	-OH	1.46	-0.67
benzaldehyde	-COH	1.48	-0.65
benzonitril	-CN	1.56	-0.57
benzoic zuur	-COOH	1.87	-0.28
nitrobenzeen	$-NO_2$	1.85/1.88	-0.28
benzeen	--	2.13	--
fluorobenzeen	-F	2.27	+0.14
thiofenol	-SH	2.52	+0.39
tolueen	$-CH_3$	2.80	-0.67
chlorobenzeen	-Cl	2.84	+0.71
bromobenzeen	-Br	2.99	-0.86
iodobenzeen	-I	3.25	-1.12
difenyl	$-C_6H_5$	3.60	-1.47
difenylether	$-O-C_6H_5$	4.21	+2.08

Tabel 3.8: π-waardes van de belangrijkste functionele groepen bij alifatische en aromatische verbindingen (Verschueren, 1996)

Functionele groep	π-waarde bij aromatische verbindingen	π-waarde bij alifatische verbindingen
NH2	1.23	-1.19
I	1.12	1.00
S-CH3	0.61	0.45
COCH3	-0.55	-0.71
CONH2	-1.49	-1.71
Br	0.86	0.60
CN	-0.57	-0.84
F	0.14	-0.17
Cl	0.71	0.39
COOH	-0.28	-0.67
OCH3	-0.02	-0.47
OC6H5	2.08	1.61
N(CH3)2	0.18	-0.30
OH	-0.67	-1.16
NO2	-0.28	-0.85
CH2	0.50	0.50

Deze drie methoden laten toe om voor de meeste stoffen een KOW-waarde te berekenen indien deze waarde niet voorhanden is. Op basis van de berekende KOW kan dan een BCF worden afgeleid.

3.3.3 Berekening van BCFs voor 32 organische verbindingen

Op basis van de hiervoor beschreven extrapolatietechnieken en relaties kunnen er voor de belangrijkste organische olie-verbindingen theoretische bioconcentratiefactoren worden berekend. Hierbij wordt gebruik gemaakt van log K_{OW} (P_{OW}) waarden en of/de oplosbaarheid in water van de desbetreffende component zoals in de literatuur is weergegeven. De naslagwerken die werden gebruikt voor het bekomen van de nodige fysisch-chemische data zijn:

- Verschueren, 1996. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 3th edition.
- Chemiekaarten, 13de Editie, 1998.
- Report: Ambient Water Quality criteria for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Ministry of Environment, Lands and Parks, Province of British Columbia, 1993.
- Technical Memorandum: Preliminary Selection of Candidate Petroleum Hydrocarbons as Surrogates for Ecological Risk Evaluation of THP. foster Wheeler environmental corporation. Prepared for Project Oversight Group Duwamish Brownfields/ THP Project, 1997.
- Guidelines for Assessing and Managing Petroleum Hydrovarbon Contaminated Sites in New Zealand.

De berekende BCFs worden ook vergeleken met waarden die in de literatuur zijn gerapporteerd (Verschueren, 1996; Technical Support Document for Exposure assessment and Stochastic Analysis, Appendix H: Fish Bioconcentration Factors, 2000; literatuurgegevens).

Tabel 3.9 geeft een overzicht van de belangrijkste organische verbindingen en hun concentraties in ruwe olie ('Kuwait crude') en twee afgeleide destillaten (No 2. fuel oil, Bunker C residual oil) die, op basis van hun concentratie en toxiciteit, potentieel kunnen bijdragen tot de degradatie van het mariene milieu.
Daarnaast werden nog een aantal andere stoffen geïdentificeerd die eveneens in het marien milieu kunnen vrijkomen bij accidentele lozingen. De verbindingen die in het kader van de huidige studie eveneens werden weerhouden op basis van hun toxiciteit en/of de beschikbaarheid van chemische en toxiciteitsdata, zijn samengevat in Tabel 3.10.

Voor elk van deze stoffen werd de theoretische BCF berekend, gebruik makend van de vergelijkingen voorgesteld door Meylan et al. (1999). Zoals eerder vermeld, steunt deze methodologie op de waargenomen relatie tussen de BCF en de octanol/water partitiecoëfficiënt. Tabel 3.11 geeft een overzicht van de partitiecoëfficienten voor elk van onderzochte verbindingen in deze studie. Zoals blijkt uit Tabel 3.11 zijn er voor een aantal verbindingen verschillende log K_{OW}-waarden gepubliceerd, waarbij de onderlinge variatie voor eenzelfde verbinding meer dan 1 log-eenheid kan bedragen (vb: benzeen). Voor die verbindingen werd dan ook besloten een gemiddelde van de K_{OW}-waarden te berekenen en deze waarde te gebruiken voor de berekening van de theoretische BCF. Voor de verbindingen waar de verschillen in log K_{OW} minder dan 0.1 eenheid bedroeg, werd de waarde gebruikt uit Verschueren (1996). De log K_{OW}-waarden die in deze studie werden gebruikt, zijn weergegeven in de laatste kolom van Tabel 3.11.

Tabel 3.9: de Voornaamste PAK-concentraties in verschillende olieën.

Component	Kuwait crude (µg/g)	No. 2 fuel oil (µg/g)	Bunker C residual oil (µg/g)
Naftaleen	400	4000	1000
1-Methylnaftaleen	500	8200	2800
2-Methylnaftaleen	700	18900	4700
Dimethylnaftaleen	2000	31100	12300
Trimethylnafthaleen	1900	18400	8800
Fluoreen	<100	3600	2400
Fenanthreen	26	429	482
1-Methylfenanthreen	-	173	43
2-Methylfenanthreen	89	7677	828
Fluorantheen	2.9	37	240
Pyreen	4.5	41	23
Benzo[a]anthraceen	2.3	1.2	90
Chryseen	6.9	2.2	196
Benzo[b]fluorantheen	<1		
Benzo[k]fluorantheen	<1		
Benzo[a]pyreen	2.8	0.6	44
Peryleen	<0.1	-	22
Benzo[ghi]peryleen	<1		

Tabel 3.10: Andere organische verbindingen die in het marien milieu kunnen vrijkomen bij (accidentele) olielozingen.

Acenaptheen	Heptaan
Acenapthyleen	Hexaan
Anthraceen	Tolueen
Benzeen	o-Xyleen
Cyclohexaan	m-Xyleen
Diphenyl	p-Xyleen
Ethylbenzeen	

Tabel 3.11: Samenvatting van log K_{OW}-waarden uit de literatuur en de log K_{OW}-waarden die in deze studie worden gebruikt

	Bron 1	Bron 2	Bron 3	Bron 4	Bron 5	Log K_{OW} deze studie
Acenafteen	**3.98**	**3.92 – 4.43**				**3.98**
Acenapthyleen	**4.07**	**4.07**				**4.07**
Anthraceen	**4.5**	**4.45**		**4.54**		**4.5**
Benzeen		**2.64 - 2.73**	**1.9**	**2.13**	**2.13**	**2.42 (Average)**
Benz(a)anthraceen	**5.63**	**5.61**		**5.91**		**5.74 (Average)**
Benz(b)fluorantheen	**6.04**	**6.57**		**5.8**		**6.26 (Average)**
Benz(k)fluorantheen		**6.84**		**6**		**6.60 (Average)**
Benz(ghi)peryleen	**6.78**	**7.23**		**6.5**		**6.94 (Average)**
Benz(a)pyreen	**6.06**	**6.04**		**6.04**		**6.04**
Chryseen	**5.63**	**5.61**		**5.79**		**6.05 (Average)**
Cyclohexaan		--	**3.4**	**3.44**	**3.44**	**3.44**
Dibenz(ah)anthraceen	**6.86**	**5.97**				**6.61 (Average)**
Dimethylnaftaleen						**4.42**
Diphenyl		**3.16 – 4.09**	**3.8**			**3.83 (Average)**
Ethylbenzeen		**3.15**	**3.2**			**3.15**
Fenanthreen	**4.46**	**4.46**		**4.57**		**4.46**
Fluorantheen	**4.90**	**5.33**		**5.22**		**5.18 (Average)**
Fluoreen	**4.18**	**4.18 – 4.38**				**4.18**
Heptaan		**4.66**	**4.7**	**5**	**4.66**	**4.66**
Hexaan		**4.00**	**3.5**		**3.90**	**3.85 (Average)**
1-Methylnaftaleen		**3.84 – 3.87**				**3.85**
2-Methylnaftaleen						**3.85**
1-Methylfenanthreen						**4.86**
2-Methylfenanthreen		**4.86**				**4.86**
2-Methylpentaan		**2.77**				**2.77**
Naftaleen	**3.37**	**3.01 – 3.45**	**3.3**			**3.28 (Average)**
Nonaan						
Octaan						
Peryleen		**6.12 – 6.50**		**6.25**		**6.25**
n-propylbenzeen		**3.57-3.68**				**3.60**
Pyreen	**4.88**	**5.32**		**5.18**		**5.16 (Average)**

Tabel 3.11: vervolg.

Tolueen	**2.69**	**2.7**	**2.73**	**2.70**
o-xyleen	**2.77**	**2.8**	**3.12**	**2.93 (Average)**
m-xyleen	**3.20**	**3.2**	**3.20**	**3.20**
p-xyleen	**3.15**	**3.2**	**3.12**	**3.15**

Bronnen:

1: Report: Ambient Water Quality criteria for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs). Ministry of Environment, Lands and Parks, Province of British Columbia, 1993.

2: Verschueren, 1996.

3: Chemiekaarten, 1998.

4: Technical Memorandum: Preliminary Selection of Candidate Petroleum Hydrocarbons as Surrogates for Ecological Risk Evaluation of THP. foster Wheeler environmental corporation. Prepared for Project Oversight Group Duwamish Brownfields/ THP Project, 1997.

5: Guidelines for Assessing and Managing Petroleum Hydrocarbon Contaminated Sites in New Zealand

*: extrapolatie op basis van de log K_{OW} van 1-methylnaphtalene

Voor dimethylnaftaleen werd geen log K_{OW} waarde teruggevonden. De waarde die in Tabel 3.11 voor deze verbinding wordt weergegeven, werd berekend op basis van de extrapolatiemethode voorgesteld door Verschueren (1996), waarbij de log K_{OW} waarde van een derivaat wordt berekend op basis van a) de log K_{OW}-waarde van een analoge verbinding en b) correctiefactor(en) voor additionele functionele groepen. Voor dimethylnaftaleen geeft dit de volgende vergelijking:

$$\log K_{OW,\mathrm{dimethylnaftaleen}} = \log K_{OW,\mathrm{methylnaftaleen}} + \pi_{CH3}$$

De correctiefactor voor de methylgroep werd afgeleid uit een analoge relatie tussen de log K_{OW}-waardes van naftaleen en methylnaftaleen (Tabel 3.11):

$$\log K_{OW,\mathrm{methylnaftaleen}} = \log K_{OW,\mathrm{naftaleen}} + \pi_{CH3}$$

of $\pi_{CH3} = 3.85 - 3.28 = 0.57$, waaruit volgt dat de log $K_{OW,\mathrm{methylnaftaleen}}$ gelijk is aan 4.42 (3.85 + 0.57).

Ook voor de verbindingen 2-methylnaftaleen en 1-methylfenanthreen werden er in de literatuur geen log K_{OW}-waarden gevonden. Er werd echter aangenomen dat deze waarden gelijk zijn aan de respectievelijk gevonden waarden voor 1-methylnaftaleen en 2-methylfenanthreen.

De waarden die in de laatste kolom van Tabel 3.11 zijn weergegeven, werden gebruikt voor de berekening van een theoretische bioconcentratiefactor. Voor al deze verbindingen kon dezelfde formule worden toegepast: log BCF = 0.77 * log K_{OW} – 0.70 + ΣFi (Meylan et al, 1999; zie Tabel 3.4). Met uitzondering van de fenanthreenverbindingen, is de correctiefactor ΣFi steeds gelijk aan 0.

Voor de fenanthreenverbindingen is ΣFi gelijk aan 0.48. Tabel 3.12 geeft de berekende BCF's voor de verschillende organische verbindingen weer. De laagste BCF wordt waargenomen bij benzeen (15), daar waar benzo(ghi)peryleen de organische verbinding is die (theoretisch) het sterkst bioaccumuleert (44040).

Tabel 3.12: Theoretische bioconcentratiefactoren voor 32 organische verbindingen

Acenafteen	232	Dibenzo(ah)anthraceen	24530	2-Methylfenanthreen	3270
Acenaftyleen	272	Dimethylnafttaleen	505	Naftaleen	67
Anthraceen	582	Difenyl	177	Peryleen	12960
Benzeen	15	Ethylbenzeen	53	Phenanthreen	1638
Benzo(a)anthraceen	5246	Fluorantheen	1944	n-propylbenzeen	118
Benzo(b)fluorantheen	13190	Fluoreen	330	Pyreen	1876
Benzo(k)fluorantheen	24100	Heptaan	773	Tolueen	24
Benzo(ghi)peryleen	44040	Hexaan	184	o-xyleen	36
Benzo(a)pyreen	8929	1-Methylnaftaleen	184	m-xyleen	58
Chryseen	9089	2-Methylnaftaleen	184	p-xyleen	53
Cyclohexaan	89	1-Methylfenanthreen	3270		

3.4 Bepaling van ICL-curves voor 32 organische verbindingen

In principe is het relatief eenvoudig om voor verschillende contaminanten en biotische groepen de relatie tussen ln LT_{50} en de ILC_{50} te bepalen: door de lineariteit van deze relatie zijn in principe slechts 2 datapunten vereist:

- de natuurlijke levensverwachting van een organisme
- de interne concentratie die voor een gekende blootstellingsperiode leidt tot 50% mortaliteit.

Zoals eerder vermeld is de natuurlijke levensverwachting van de meeste organismen vrij goed gekend. De determinatie van een tweede datapunt is afhankelijk van beschikbare data in de literatuur. Indien er voor een organische verbinding geen LC_{50}-waarden (uitgedrukt als interne concentratie) beschikbaar zijn, is het mogelijk deze waarde te voorspellen op basis van *acute/chronische toxiciteitsdata* uitgedrukt als opgeloste concentratie. In de meeste gevallen worden acute toxiciteitstesten uitgevoerd zonder toevoeging van voedsel, waardoor kan worden aangenomen dat de interne concentratie die 50% mortaliteit veroorzaakt enkelen alleen wordt bepaald door opname via het water (BCF_{water}):

$C_{biota} = BCF * C_{WD} * \%L$

met:

C_{biota}: inwendige concentratie van het contaminant bij een organisme dat 50% mortaliteit veroorzaakt bij een welbepaalde blootstellingsduur

BCF: berekend op basis van K_{OW} (Meylan et al., 1999)

C_{WD}: opgeloste (biobeschikbare) concentratie van het contaminant

%L : vetfractie in het organisme : 0.05

Met deze gegevens kan de relatie ILC_{50} – ln LT_{50} worden afgeleid welke op haar beurt toelaat de gereduceerde levensverwachting te berekenen voor elke interne concentratie.

Deze benadering laat toe om een vrij betrouwbare schatting te krijgen van de lange-termijn effecten op basis van een zeer beperkte hoeveelheid acute en/of chronische toxiciteitsdata. Initieel werd getracht om op basis van QSARs (Quantitive Structure Activity Relationships) en AARs (Activity-Activity Relationships) ontbrekende lange-termijn toxiciteitsdata te genereren, maar door de de uiterst beperkte hoeveelheid beschikbare en betrouwbare data zou een dergelijke aanpak leiden tot te veel onzekerheden met betrekking tot de werkelijke effecten.

De huidig voorgestelde benadering laat toe om voor elke stof en elke biotische groep een eenvoudige vergelijking op te stellen die, in functie van de beschikbaarheid van nieuwe toxiciteitsdata, gemakkelijk kan worden aangepast door het wijzigen van de helling en/of de snijpunten met de assen.

*Toepassing: bepaling van de ILC_{50}*lnT_{50} relatie voor cyclohexaan.*

Ter illustriatie wordt de hierboven beschreven methodologie toegepast op beschikbare toxiciteitsdata voor cyclohexaan (zie ook paragraaf 4.6.7).

De BCF voor cyclohexaan bedraagt 89 (zie Tabel 3.12) en werd afgeleid op basis van een log K_{OW} van 3.44. De volgende toxiciteitsdata voor de verschillende trofische niveaus werden in de literatuur weergevonden:

Zooplankton:

Artemia salina: 24h-EC_{50} : 7.308 mg/L

Epibenthos:

Crangon franciscorum: 24h-LC_{50}: 3.4 mg/L

Crangon franciscorum: 96h-LC_{50}: 2.4 mg/L

Vissen:

Lepomis macrochirus: 24h-LC_{50}: 42.33 mg/L

Lepomis macrochirus: 48h-LC_{50}: 40.60 mg/L

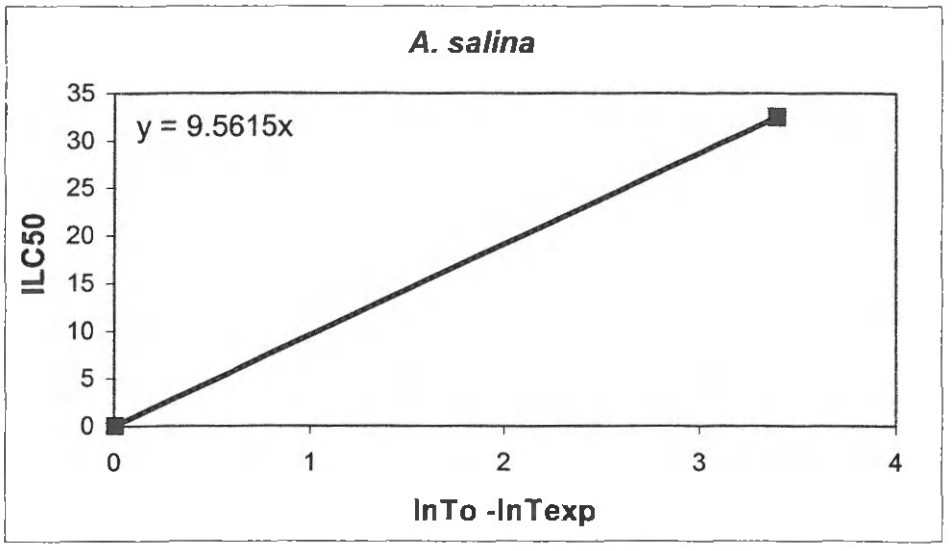
Lepomis macrochirus: 96h-LC_{50}: 34.72 mg/L

In Tabel 3.13 wordt de berekening van de verschillende interne concentraties weergegeven die overeenkomen met de gerapporteerde effect-concentraties. Hierbij wordt steeds aangenomen dat de blootstellingsduur lang genoeg was voor het verkrijgen van een evenwicht tussen de inwendige en uitwendige cyclohexaan concentratie. Op basis van de berekende interne concentraties kan vervolgens de relatie tussen ILC_{50} en lnT_{50} worden opgesteld. Voor de gemiddelde levensverwachting van de species wordt de standaardwaarde van hun trofisch niveau aangenomen. De ILC_{50} werd berekend op basis van de vergelijking $C_{biota} = BCF * C_{WD} * \%L$.

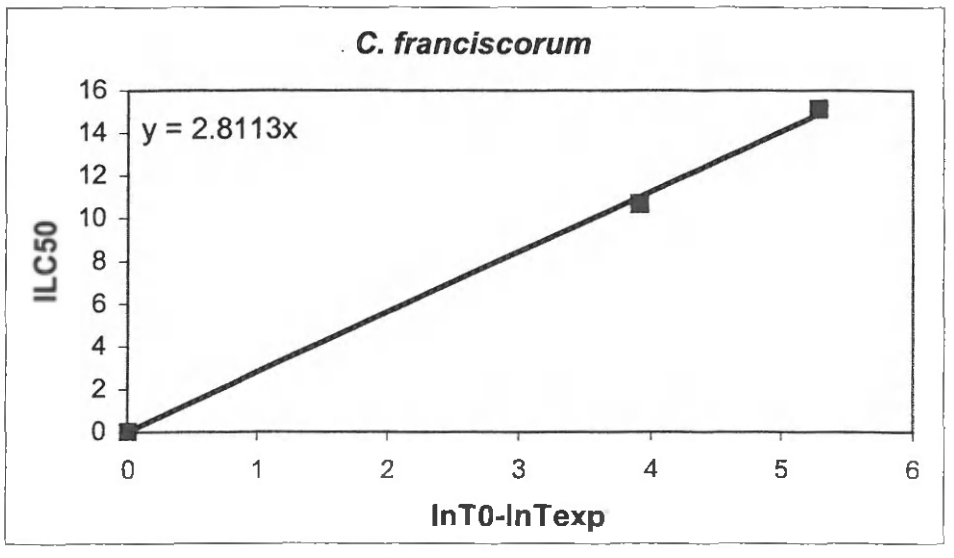
Tabel 3.13: Bepalen van de ILC_{50}-lnT_{50} relaties van drie species voor cyclohexaan.

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**ln Texp**	**EC_{50} (µg/L)**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
Referentiepunt (=snijpunt door de oorsprong)	T0	ln T0	0	0	0
ZOOPLANKTON : BCF=89, T0 = 720 h					
A. salina	24	3.1781	7308	3.4012	32.52
EPIBENTHOS: BCF = 89, T0 = 4800 h					
C. franciscorum	24	3.1781	3400	5.2983	15.13
C. franciscorum	96	4.5643	2400	3.9120	10.68
VISSEN: BCF = 89, T0 = 24000 h					
L. macrochirus	24	3.1781	42330	6.9078	188.4
L. macrochirus	48	3.8712	40600	6.2146	180.7
L. macrochirus	96	4.5643	34720	5.5215	154.5

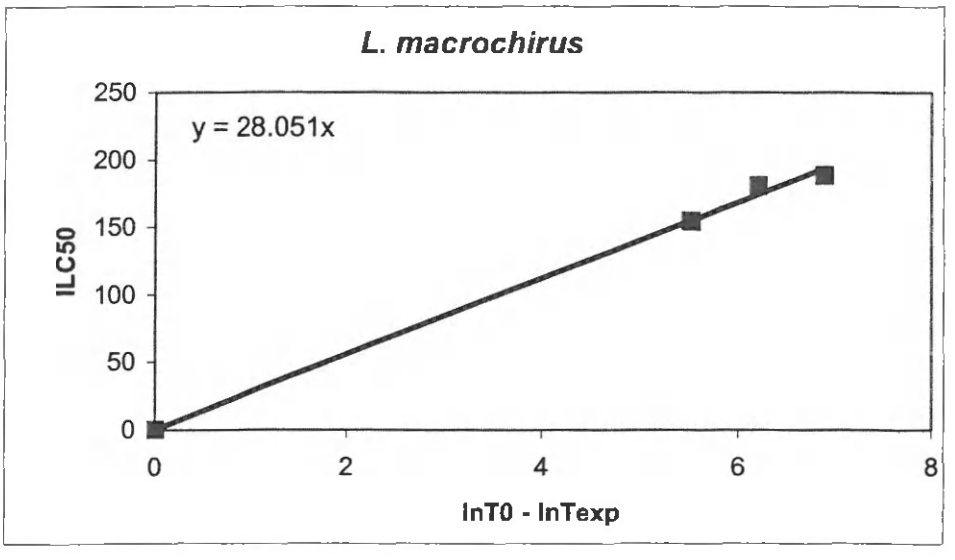
Op basis van de data in de laatste twee kolommen van Tabel 3.13, kan er een ILC_{50}-lnT_{50} relatie worden opgesteld voor de drie organismen. Deze relaties worden in Figuren 3.4, 3.5 en 3.6 weergegeven.



Figuur 3.4: ILC_{50}-lnT_{50} relatie van *A. salina* voor cyclohexaan (T0 = 720 h)



Figuur 3.5: ILC_{50}-lnT_{50} relatie van *C. franciscorum* voor cyclohexaan (T0 = 4800 h)



Figuur 3.6: ILC_{50}-lnT_{50} relatie van *L. macrochirus* voor cyclohexaan (T0 = 24000 h)

Op basis van de bekomen vergelijkingen kan voor de verschillende organismen een procentuele reductie van de levensverwachting worden berekend in functie van de cyclohexaanconcentratie. Wanneer een opgeloste cyclohexaanconcentratie van 100 µg/L wordt verondersteld, dan zal dit leiden tot een inwendige concentratie van:

$C_{intern} = C_{opgel.} * BCF * \%L = 100\ \mu g/L * 89 * 0.05 = 445\ \mu g/L$ of 0.445 mg/kg.

Deze voorspelde interne concentratie is slechts geldig wanneer wordt verondersteld dat de blootstellingsperiode lang genoeg is om een evenwicht te krijgen tussen de inwendige en uitwendige cyclohexaan-concentratie.

In Tabel 3.14 wordt de voorspelde reductie (in %) weer van de levensverwachting voor de drie organismen weergegeven. Deze tabel bevat in de laatste 2 kolommen ook de helling van ILC_{50}-lnT relatie en de verwachte reductie in levensverwachting wanneer de levensverwachting (T0) wordt verdubbeld. Hieruit blijkt dat een verdubbeling van de levensverwachting slechts leidt tot een beperkte verandering in de voorspelde procentuele reductie van de levensverwachting bij de verschillende trofische niveaus.

Tabel 3.14: Procentuele reductie van de levensverwachting bij drie species blootgesteld aan 100 µg/L cyclohexaan.

ILC50 = α * lnT (met lnT = lnT0 – lnTexp)

ILC50 = 0.455 mg/kg

				lnT0' = lnT0 * 2		
Organisme	**α**	**lnT**	**% reductie**	**α**	**lnT**	**% reductie**
A. salina	9.562	0.0465	4.55	7.943	0.0560	5.48
C. franciscorum	2.811	0.158	14.6	2.449	0.182	16.6
L. macrochirus	28.05	0.0159	1.57	25.26	0.0176	1.75

Er moet worden opgemerkt dat in deze oefening geen rekening wordt gehouden met de bijdrage van cyclohexaan door voedselopname.

HOOFDSTUK 4
ECOTOXICITEITSDATA VAN 23 ORGANISCHE VERBINDINGEN: BEPALING VAN ILC_{50}-lnT-RELATIES

4.1 Inleiding

Voor de toepassing van het LTE-Model is het essentieel dat een een aantal basisgegevens voorhanden zijn. In dit hoofdstuk wordt voor elk van de geselecteerde verbindingen een overzicht gegeven van de fysische, chemische en ecotoxicologische data die momenteel voorhanden zijn. Ook wordt de berekening van een aantal parameters, nodig voor het LTEM, weergegeven.

De volgende data worden in dit hoofdstuk weergegeven:

- berekende bioconcentratiefactor
- gemeten bioconcentratiefactoren
- beschikbare toxicteitsdata voor de verschillende trofische niveau's
- berekening van de interne concentratie in acute toxiciteitstesten op basis van de BCF
- bepaling van de helling (α) van de ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus
- bepaling van species-specifieke helling (α) van de ILC50-lnT relatie

Voor het berekenen van de helling van de ILC_{50}-lnT relaties werd aangenomen dat de gemiddelde levensduur van zooplankton, epibenthos en vissen respectievelijk 720, 4800 en 24000 uren bedroeg. Ook werd aangenomen dat een aantal fysiologische parameters vrij identiek zijn voor alle species binnen eenzelfde trofisch niveau. Het is evident dat dit niets steeds voor elke parameter en organisme een juiste veronderstelling zal zijn, maar door het ontbreken van de noodzakelijke data is dit in vele gevallen de enige oplossing voor het incorporeren van deze parameter: zo zal het vetgehalte voor elk organisme binnen eenzelfde trofisch niveau varieren, waarbij organismen met de grootste vetfractie minder gevoelig kunnen zijn door hun grotere opslagcapaciteit voor contaminanten (Driscoll & Landrum, 1997). Zoals reeds in Hoofdstuk 3 vermeld (paragraaf 3.2.1.1), heeft ondermeer Borga et al. (2001) vetgehaltes van een beperkt aantal mariene organismen gerapporteerd die varieren tussen de 1.45 en 7.1 %.

Bij de evaluatie en verwerking van de verzamelde toxiciteitsdata werden tot slot een aantal belangrijke vaststellingen gemaakt die hierna worden vermeld en nader toegelicht.

4.2 Foto-inductie

4.2.1 Algemeen

Bij een aantal polycyclische aromatische koolwaterstoffen werd vastgesteld dat de gebioaccumuleerde fractie in een organisme sterk toxisch kan worden wanneer het organisme wordt blootgesteld aan zonlicht of UV-straling. Een duidelijk voorbeeld van dit fenomeen werd door Bowling et al. (1983) gerapporteerd voor de 'bluegill sunfish' *Lepomis macrochirus*. Mortaliteit werd vastgesteld wanneer deze vis werd blootgesteld aan 12.7 µg/L anthraceen bij helder zonlicht, maar niet wanneer de vis zich in een gebied bevond dat werd afgeschermd van zonlicht. Wanneer deze 'schaduw'-vissen na 4 dagen in het zonlicht werden gebracht (anthraceenconcentratie in het water gelijk aan 0 en 1 dag depuratie), stierven deze vissen binnen de 24 uur. Uit deze en andere vaststellingen werd geconcludeerd dat niet de (extern) gevormde foto-producten van PAK-verbindingen in het water verantwoordelijk zijn voor de waargenomen toxiciteit, maar wel de interne concentraties (Hatch en Burton, 1999). Fototoxiciteit treedt dus op wanneerUV-licht kan inwerken op biogeaccumuleerde PAKs.
UV-straling kan in 3 groepen worden ingedeeld: UV-A (390-315 nm), UB-B (315-285 nm) en UV-C (< 285 nm). De absorpiemaxima van foto-induceerbare PAKs bevinden zich voornamelijk in het 290-400 nm gebied, en het is net deze fractie van het UV-zonlicht (SUVR; Solar UV-Radiation) dat niet volledig door de atmosfeer wordt geabsorbeerd. Conventioneel fluorescent licht daarentegen wordt nauwelijks of niet door deze verbindingen geabsorbeerd. Om foto-oxidatie van PAK-verbindingen te voorkomen werden acute laboratoriumtesten met deze stoffen in het verleden uitgevoerd met dergelijke lichtbronnen.

Fototoxiciteit van een verbinding in afhankelijk van een aantal factoren (Newsted & Giesy, 1987, Ankley et al., 1995, 1997):

- PAK-weefselconcentratie;
- blootstellingsperiode aan en absorptie van SUVR door het organisme;
- conversie-efficientie van het moleculaire grond-niveau molecule naar het geëxciteerd triplet-niveau;
- de probabiliteit dat een geëxiteerd intermediair zal reageren met een 'target'molecule.

Hiernaast zijn er nog andere parameters die eventueel het al dan niet optreden van fototoxiciteit kunnen beïnvloeden: de vetfractie van een organisme (minder gevoelig indien grote vetfactie aanwezig) (Driscoll en Landrum, 1997), metabolisatiesnelheid van de verbinding door het organisme (Driscoll et al., 1997), species-specifieke kenmerken zoals ingraafgedrag en pigmentatie (Boese et al., 1997) en turbiditeit van het water en de daaraan verbonden penetratiediepte van de UV-straling (Ireland et al., 1996). Fototoxiciteit wordt vooral veroorzaakt door de aanwezigheid van een (toxisch)

singlet zuurstofatoom dat als bijproduct wordt gevormd bij excitatie van PAK-electronen (US-EPA, 1993). Het is dit zuurstof-singlet dat leidt tot beschadiging van biologische weefsels (Ankley et al., 1995; Monson et al., 1995).
Newsted & Giesy (1987) stelden bij *Daphnia magna* vast dat de fototoxiciteit van een PAK sterk gecorreleerd is met de laagste triplet-energieniveau (LETS, kJ/mol; Lowest EnergyTriplet State).
Ook bleek dat verbindingen met lange fosforescentie halfwaardetijden (>3.5 s) niet fototoxisch zijn. Deze kenmerken werden door Newsted & Giesy (1987) gebruikt om PAKs in te delen in zeer toxische, toxische en niet toxische verbindingen. Momenteel is deze methode echter nog niet voldoende ontwikkeld om te worden gebruikt in huidige milieuwetgeving voor PAKs. Tabel 4.1 geeft een overzicht weer van de (mogelijke) fototoxiciteit van verschillende polycyclische aromatische koolwaterstoffen, en dit zowel op basis van waargenomen effecten bij de watervlo *Daphnia magna* als bij de vis *Pimephales promelas*.

Uit Tabel 4.1 blijkt dat fototoxiciteit van een verbinding inderdaad species-specifiek kan zijn: zo werd ondermeer voor peryleen, benzo(e)pyreen en benzo(g,h,i)peryleen fototoxiciteit vastgesteld bij *D. magna* maar niet bij *P. promelas*. Ook voor een aantal andere verbindingen kan dezelfde conclusie worden getrokken, weliswaar op basis van voorspelde effecten (modelering). De data uit tabel 3.1 suggereren wel dat *D. magna* meer gevoelig is dan *P. promelas* voor de effecten van fototoxiciteit.
In de literatuur zijn een aantal data met betrekking tot deze problematiek gepubliceerd. Zo vonden Wernersson & Dave (1997) een afname van de EC_{50} van benzo(a)pyreen voor *D. magna* met een factor 4.6 na 2h blootstelling aan UV-straling. Schirmer et al. (1998) onderzochten de fotocytotoxiciteit van 16 PAKs voor een cellijn van de kieuwen van de forel *Lepomis macrochirus*. Hoewel fotocytotoxicteit werd vastgesteld bij de meeste PAKs, bleek enkel voor een beperkt aantal verbindingen de effect-concentratie theoretisch mogelijk in water (ondermeer fluorantheen en pyreen). Tot slot onderzochten Gala & Giesy (1992) de fototoxiciteit van anthraceen voor de alg *Pseudokirchneriella subcapitata* (beter gekend als *Selenastrum capricornutum* en *Raphidocelis subcapitata*) en vonden 22h-EC_{50}s (op basis van specifieke groeisnelheid) tussen 3.9 en 37.4 µg/L anthraceen in functie van de UV-straling. Zij concludeerden ook dat, in vergelijking met vissen en invertebraten, algen relatief minder gevoelig zijn voor deze verbinding. Uit de gevonden effect-concentraties kan worden geconcludeerd dat sommige aquatische ecosystemen voldoende vervuild zijn met PAK opdat deze fototoxische effecten zich kunnen voordoen bij natuurlijke algenpopulaties.

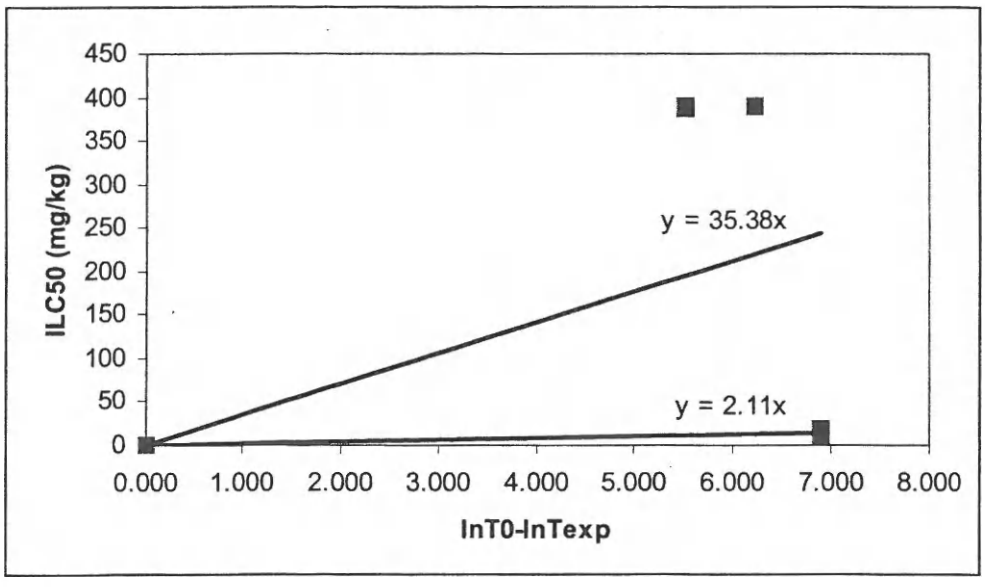
Tabel 4.1: Fototoxiciteit van PAKs bij *Daphnia magna* (Newsted & Giesy, 1987) en *Pimephales promelas* (Oris & Giesy, 1987). PAKs aangeduid in vet zijn opgenomen in deze studie.

PAK	Fototoxiciteit bij *D. magna*		Fototoxiciteit bij *P. promelas*	
	waargenomen	voorspeld	waargenomen	voorspeld
Fluoreen	niet toxisch			niet toxisch
Anthraceen	zeer toxisch		toxisch	
Fenanthreen	niet toxisch		niet toxisch	
Fluorantheen	zeer toxisch			niet toxisch
Pyreen	zeer toxisch		toxisch	
Benzo(a)anthraceen	zeer toxisch		toxisch	
Chryseen	gematigd toxisch			niet toxisch
Benzo(a)pyreen	zeer toxisch		toxisch	
Benzo(k)fluorantheen	zeer toxisch			niet toxisch
Peryleen	zeer toxisch		niet toxisch	
Dibenzo(a,h)anthraceen	zeer toxisch		toxisch	
Benzo(g,h,i)peryleen	zeer toxisch		niet toxisch	
Carbazolen	niet toxisch			niet toxisch
Acridine	zeer toxisch		toxisch	
Phenazine		zeer toxisch		toxisch
1H-Benzo(a)fluoreen	gematigd toxisch			niet toxisch
1H-Benzo(b)fluoreen	gematigd toxisch			niet toxisch
Benzo(h)anthraceen	zeer toxisch			toxisch
Trifenyleen	niet toxisch			
Benzo(a)acridine		zeer toxisch		toxisch
Benzo(b)acridine		zeer toxisch		toxisch
Benzatrone	zeer toxisch		toxisch	
Benzo(e)pyreen	zeer toxisch		toxisch	
Dibenzo(a,h)acridine		zeer toxisch		niet toxisch
Dibenzo(a,j)anthraceen		zeer toxisch		niet toxisch
Benzo(b)chryseen		zeer toxisch		toxisch
Dibenzo(a,c)phenazine		zeer toxisch		toxisch
Benzo(b)trifenyleen	zeer toxisch			niet toxisch
Coroneen		niet toxisch		niet toxisch

4.2.2 Incorporatie van fototoxiciteit voor het voorspellen van lange-termijn effecten.

In deze studie werden er 6 stoffen geëvalueerd waarvoor er in de literatuur werd aangetoond dat zij fototoxisch zijn en waarvoor er toxiciteitsdata beschikbaar waren: anthraceen, benzo(a)anthraceen, fluorantheen, pyreen, benzo(a)pyreen, chryseen. Op basis van de huidige kennis met betrekking tot fototoxiciteit, werd voor de berekening van de ILC_{50}-lnT-relatie uitgevoerd op basis van data die werden bekomen in experimenten onder UV-straling. Er kan immers worden aangenomen dat blootgestelde organismen in hun natuurlijke omgeving frequent aan zonlicht worden blootgesteld. Zo vond Landrum et al. (1986) dat zonlicht-UV-straling van gemiddelde sterkte in staat was om tot op een diepte van 7 meter fototoxiciteit te induceren bij *D. magna* die gedurende 14h aan 1.2 µg/L anthraceen werden blootgesteld.

De resultaten van experimenten die geen rekening houden met dit fenomeen (of experimenten waarbij de gebruikte lichtbron niet expliciet werd vermeld), werden niet weerhouden. In Figuur 4.1 wordt de impact van dergelijke 'foute' data op de voorspelling van lange-termijn effecten bij vissen van een blootstelling aan fluorantheen weergegeven. Een relatie die enkel rekening houdt met de (foto)-toxiciteitsdata gevonden voor *Pimephales promelas* (24h EC_{50}s van 100 en 200 µg/L), heeft een helling α van 2.11. Wanneer daarentegen ook de toxiciteitsdata van *Lepomis macrochirus* worden geincorporeerd (48-96h EC_{50}s van 3980 tot 4000 µg/L), wordt een helling α van 35.38 bekomen.



Figuur 4.1: ILC50-lnT relatie van fluorantheen voor vissen.

Op basis van de tweede relatie (α van 35.38) zal een interne concentratie van 5 mg/kg leiden tot een (algemene) reductie van de levensverwachting van vissen met 13.1%. Wanneer enkel rekening wordt gehouden met fototoxiciteit, zal een dergelijke interne concentratie leiden tot een reductie van de

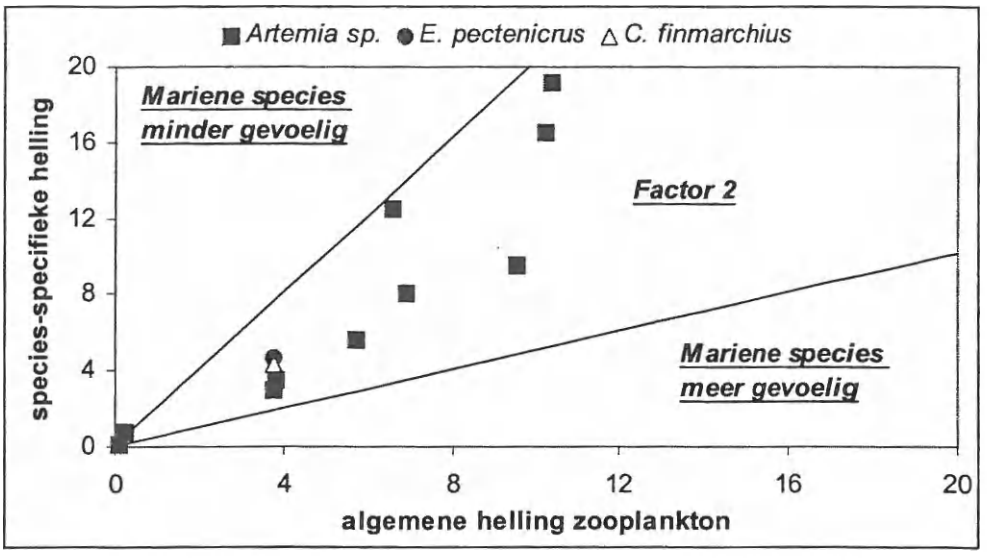
levensverwachting met 90.6%. Hieruit blijkt dat, op basis van de tweede relatie (α van 35.38), de lange-termijn effecten van fluorantheen sterk worden onderschat.

De toxiciteitsdata van de zes bovenvernoemde fototoxische PAK-verbindingen liggen algemeen een factor 10 tot 1000 lager dan de toxiciteitsdata van andere verbindingen voor dezelfde species, met uitzondering van chryseen. Voor deze verbinding is er momenteel slechts 1 effect-concentratie beschikbaar, namelijk een 2h EC_{50} van 1900 µg/L voor *D. magna*. In vergelijking met de andere fototoxische verbindingen kan deze hoge waarde te wijten zijn aan de korte blootstellingsduur (zie paragraaf 4.1.4) of aan het ontbreken van UV-straling tijdens de blootstellingsperiode.

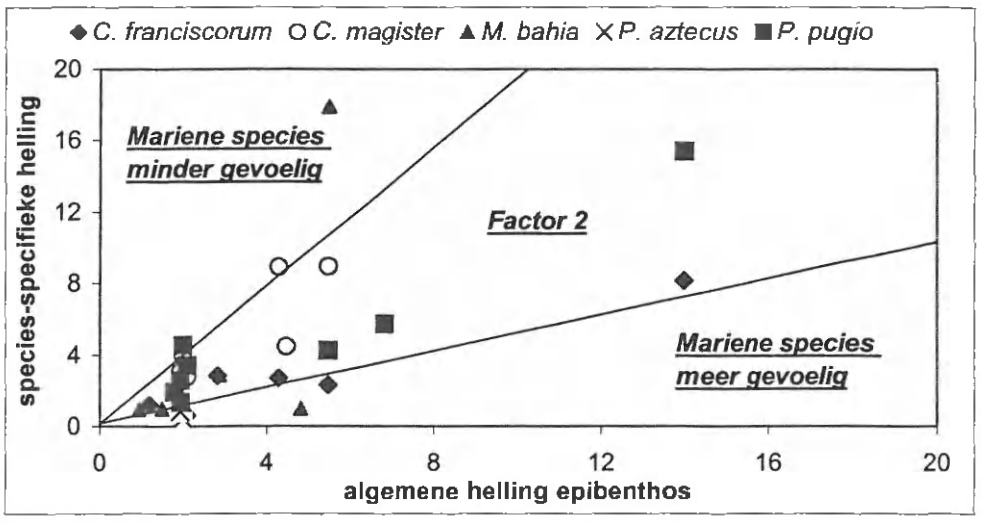
4.3 Bruikbaarheid van toxiciteitsdata van zoetwaterspecies voor de lange-termijn evaluatie van toxicanten in het marien milieu.

In de literatuur zijn er slechts een beperkt aantal toxiciteitsdata beschikbaar voor mariene species. Bij de vissen zijn er een beperkt aantal data voor de forel (*Oncorhynchus* sp.), de kabeljauw *Gadus morhua* en de ansjovis *Engraulis mordex*. Voor het zooplankton zij er voornamelijk toxiciteitsdata voorhanden voor de pekelkreeft *Artemia* sp. Voor het epibenthos daarentegen zijn er relatief gezien meer toxiciteitsdata beschikbaar voor het mariene milieu.

Voor het bepalen van de algemene LC_{50}-lnT-relatie voor de verschillende trofische niveaus werden er echter ook data gebruikt van zoetwaterspecies. Dit veronderstelt echter dat de gevoeligheid van mariene en zoetwaterspecies voor de betrokken verbindingen vrij gelijkend zijn. Deze hypothese wordt getoetst in Figuren 3.2, 3.3 en 3.4. In deze figuren wordt de helling van de algemene relatie uitgezet ten opzichte van de species-specifieke helling van mariene organismen, en dit voor de verschillende trofische niveaus. Voor het zooplankton en het epibenthos (Figuren 4.2, 4.3) blijkt dat vrijwel alle species-specifieke hellingen van de mariene soorter minder dan een factor 2 verschillen van de algemene helling die werd berekend voor deze trofische niveaus. Enkel voor de aasgarnaal *Mysidopsis bahia* worden een verschillen groter dan een factor 2 waargenomen ten opzichte van de algemene helling. Voor fluorantheen blijkt *M. bahia* beduidend meer gevoelig te zijn dan de gemiddelde epibenthossoort. Dit kan te wijten zijn aan mogelijke fototoxiciteit van fluorantheen voor dit specifiek organisme: uit Tabel 4.1 blijkt dat de fototoxiciteit van deze PAK species-afhankelijk is. Voor tolueen daarentegen is deze species minder gevoelig dan de overige epibenthische organismen.

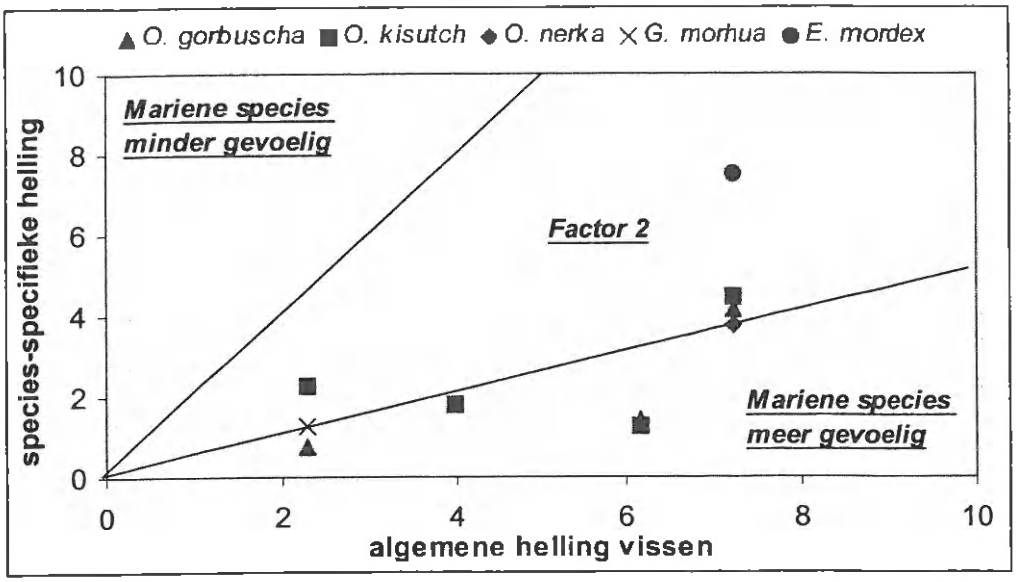


Figuur 4.2: Vergelijking tussen species-specifieke helling van marien zooplankton en de algemene helling van de ILC_{50}-lnT-relatie.



Figuur 4.3: Vergelijking tussen species-specifieke helling van marien epibenthos en de algemene helling van de ILC_{50}-lnT-relatie.

Uit de species-specifieke α van de ILC_{50}-lnT-relatie die bij mariene vissen werd gevonden (Figuur 4.4), blijkt dat de drie mariene species (*Oncorhynchus* sp., *Gadus* sp., *Engraulis* sp.) licht gevoeliger zijn dan de gemiddelde zoetwatervis. De factor verschil tussen deze algemene en mariene species-specifieke α blijft echter beperkt en varieert tussen 0.96 en 4.94, afhankelijk van de soort en de verbinding.



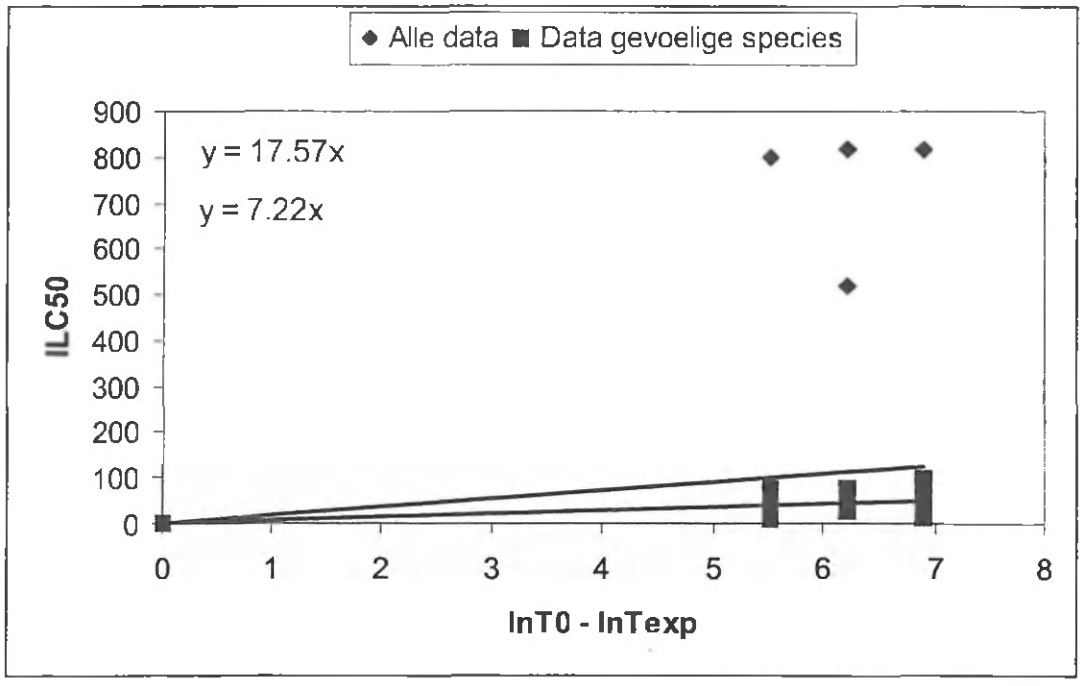
Figuur 4.4: Vergelijking tussen species-specifieke helling van mariene vissen en de algemene helling van de ILC_{50}-lnT-relatie.

De beperkte hoeveelheid mariene toxiciteitsdata doe momenteel beschikbaar zijn, geven aan dat er een significante leemte bestaat met betrekking tot acute en chronische effecten van organische verbindingen bij mariene species, en meer concreet, economisch belangrijke soorten. Op basis van de huidige informatie kan echter worden geconcludeerd dat het gebruik van zoetwater toxiciteitsdata niet zal leiden tot significante over- of onderschattingen van de lange-termijn effecten van organische verbindingen in het marien milieu.

4.4 Incorporatie van toxiciteitsdata van niet-gevoelige species op de ILC_{50}-lnT helling

Wanneer de beschikbare toxiciteitsdata binnen eenzelfde trofisch niveau worden vergeleken, blijkt dat sommige species herhaaldelijk beduidend minder gevoelig zijn. Bij de vissen is ondermeer 'the mosquitofish' (*Gambusia affinis*) beduidend minder gevoelig dan andere species: voor benzeen liggen de gerapporteerde 24-96h EC_{50}s voor 19 species tussen de 5 en 46 mg/L, daar waar voor *G. affinis* een 96h-EC_{50} van 386 mg/L wordt gevonden. Ook voor de verbindingen heptaan en fenanthreen blijkt deze species veel minder gevoelig te zijn dan andere, vaak gebruikte, vissoorten zoals de regenboogforel *Oncorhynchus* of de goudvis *Carassius auratus*. Andere, relatief minder gevoelige species voor een of meerdere verbindingen zijn tilapia (*Tilapia mossambica*) en "Japanese medaka" (*Oryzias latipes*).

De incorporatie van toxiciteitsdata van minder gevoelige species voor het bepalen van een ILC_{50}-lnT relatie kan leiden tot voorspellingen van lange termijn effecten die de werkelijke impact beduidend onderschatten. Dit kan duidelijk worden aangetoond met de toxiciteitsdata van benzeen voor vissen. Bij dit contaminant zijn er 2 soorten die beduidend minder gevoelig zijn (*G. affinis* en *O. latipes*) dan de overige 19 waarvoor er data voorhanden zijn. In Figuur 4.5 worden twee ILC_{50}-lnT relaties weergegeven: de ene relatie is berekend op basis van alle toxiciteitsdata die voor dit trofisch niveau beschikbaar zijn, daar waar de tweede relatie enkel rekening houdt met de 19 'gevoelige species'.



Figuur 4.5: Invloed van toxiciteitsdata van ongevoelige species op de helling van de ILC_{50}-lnT relatie

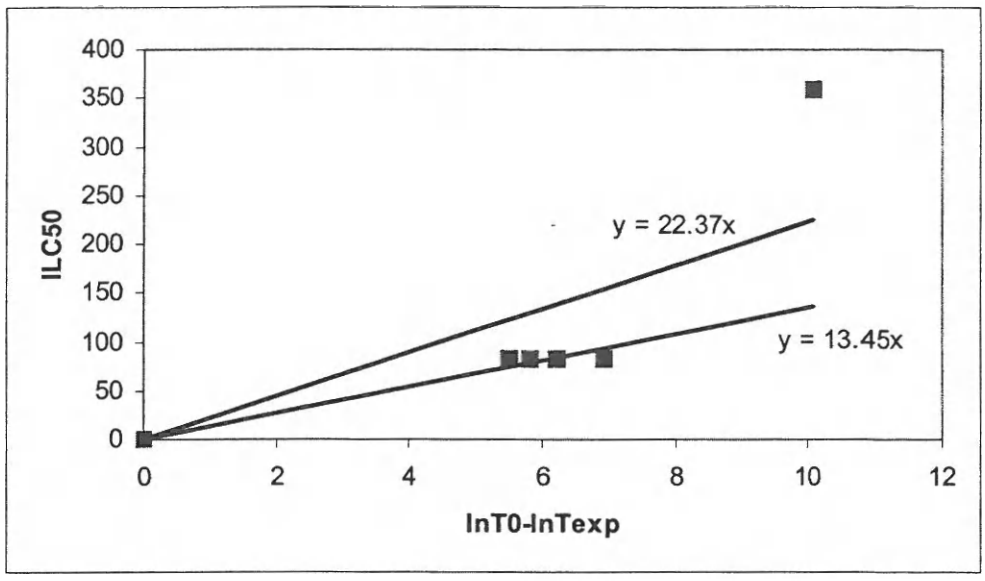
De helling α voor A en B bedraagt respectievelijk 17.57 en 7.22. Wanneer er dus een voorspelling van de lange-termijn effecten van 1000 µg/L benzeen wordt gemaakt op basis van (A), leidt dit tot een

interne concentratie van ± 2 mg/kg, wat overeenkomt met een algemene reductie van 10.8% van de normale levensverwachting van vissen. Wanneer het effect van deze benzeen-concentratie echter wordt berekend voor elk van de de 19 'gevoelige' species afzonderlijk – en dit op basis van de species-specifieke ILC_{50}-lnT relatie (zie paragraaf 4.6.3) - dan leidt dit echter tot reducties van de gemiddelde levensverwachting van respectievelijk 15.3 tot 65.6 procent voor *Poelica reticulata* en *Salmo gairdneri*k. De algemene gereduceerde levensverwachting op basis van relatie (B) tot slot geeft een waarde van 24.2%.

De resultaten van deze analyse tonen duidelijk aan dat de incorporatie van toxiciteitsdata van relatief ongevoelige species voor de bepaling van een algemene ILC_{50}-lnT-relatie leidt tot significante onderpredicties van lange-termijn effecten bij meer gevoelige soorten.Bij de bepaling van algemene hellingen voor de verschillende trofische niveau's werden de toxiciteitsdata van species die beduidend minder gevoelig waren voor een contaminant dan ook niet gebruikt. Deze data werden echter wel weerhouden voor de bepaling van de species-specifieke ILC_{50}-lnT-relaties.

4.5 Bruikbaarheid van <24h-toxiciteitsdata voor de bepaling van ILC_{50}-lnT relaties

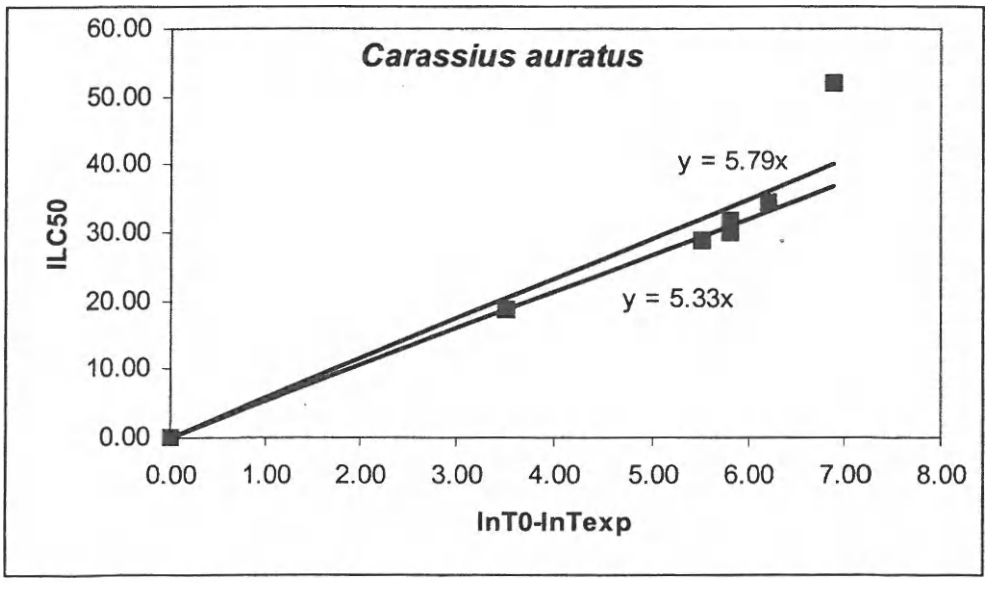
Bij de bepaling van de species-specifieke ILC_{50}-lnT-relatie werd vastgesteld dat het lineair verband tussen beide parameters niet steeds werd teruggevonden bij de laagste blootstellingsperiodes. Een mooi voorbeeld van dit fenomeen wordt weergegeven in Figuur 4.6. Hierin worden het verband tussen de ILC_{50} en de lnT weergegeven voor de vis *Pimephales promelas* die werd blootgesteld aan 1-methylnaftaleen. Uit deze grafiek kan er worden geconcludeerd dat het verband tussen de interne lethale concentratie en de blootstellingsperiode eerder een exponentieel verloop kent in plaats van het lineair verband zoals voorsgesteld door Yu et al. (2000). De waargenomen non-lineariteit tussen beide parameters wordt veroorzaakt door de hoge berekende ILC_{50}-waarden bij korte-termijn blootstellingen. Een mogelijke verklaring hiervoor kan worden gezocht in het feit dat er bij de berekening van de interne concentratie er wordt van uitgegaan dat de tijd nodig voor het bereiken van een evenwicht tussen externe en interne concentratie relatief veel korter is dan de blootstellingsperiode. In realiteit zal bij zeer korte blootstellingsperiodes (<24h) dit evenwicht niet steeds bereikt zijn op het einde van de blootstellingsperiode. Dit heeft tot gevolg dat vooral bij deze korte-termijn blootstellingen de berekende interne concentratratie een overschatting is van de werkelijke interne concentratie. Incorporatie van deze data bij de bepaling van de ILC_{50}-lnT-relatie leidt dan ook tot een hogere waarde voor α (22.37 in plaats van 13.45) en dus ook tot onderschatting van de lange-termijn effecten.



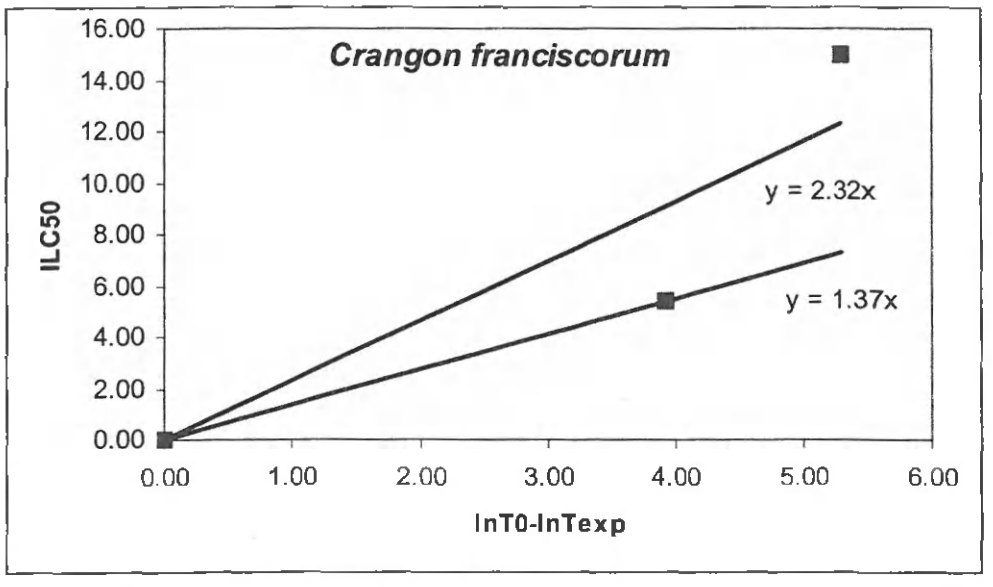
Figuur 4.6: Invloed van toxiciteitsdata van experimenten met een blootstellingsdperiode <24h op de helling van de ILC_{50}-lnT relatie van 1-methylnaftaleen voor de vis *P. promelas*.

Bij het opstellen van de algemene en species-specifieke ILC_{50}-lnT-relatie werd dan ook steeds nagegaan of dergelijke sterke stijgingen van de ILC_{50} bij lage korte blootstellingsperiodes zich voordeden, en desgevallend werden deze waarden niet weerhouden bij het bepalen van de algemene en species-specifieke α-waarde.

Dit korte-termijn effect is species-specifiek: het gebruik van 24h-toxiciteitsdata voor de goudvis *Carassius auratus* (Figuur 4.7) beïnvloedt nauwelijks de hellingsgraad van de ILC_{50}-lnT-relatie voor tolueen (5.79 ten opzichte van 5.33). Voor de garnaal *Crangon franciscorum* (Figuur 4.8) heeft het gebruik van de 24h-data reeds een grotere invloed (factor van 1.7 verschil in helling).



Figuur 4.7: Invloed van toxiciteitsdata van experimenten met een blootstellingsdperiode <24h op de helling van de ILC_{50}-lnT relatie van tolueen voor de vis *C. auratus*.



Figuur 4.8: Invloed van toxiciteitsdata van experimenten met een blootstellingsdperiode <24h op de helling van de ILC_{50}-lnT relatie van tolueen voor de garnaal *C. franciscorum*.

4.6 Overzicht van de gebruikte toxiciteitsdata en afgeleide ILC_{50}-lnT –hellingen

4.6.1 Acenaptheen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	232
Gemeten BCF	
Lepomis macrochirus	387
Pimephales promelas	8

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	48	3500	3.871	2.708	40.43
EPIBENTHOS					
Mysidopsis bahia	96	970	4.564	3.912	11.20

VISSEN					
Cyprinodon variegatus	96	3100	4.564	5.521	35.81
Cyprinodon variegatus	96	2200	4.564	5.521	25.41
Cyprinodon variegatus	24	3700	3.178	6.908	42.74
Cyprinodon variegatus	48	2300	3.871	6.215	26.57
Cyprinodon variegatus	96	2230	4.564	5.521	25.76
Pimephales promelas	96	610	4.564	5.521	7.05
Pimephales promelas	96	1600	4.564	5.521	18.48
Pimephales promelas	96	1700	4.564	5.521	19.64
Lepomis macrochirus	96	1700	4.564	5.521	19.64
Lepomis macrochirus	48	1700	3.871	6.215	19.64
Ictalurus punctatus	48	1700	3.871	6.215	19.64
Oncorhynchus mykiss	24	1600	3.178	6.908	18.48
Oncorhynchus mykiss	48	1100	3.871	6.215	12.71
Oncorhynchus mykiss	72	800	4.277	5.809	9.24
Oncorhynchus mykiss	96	670	4.564	5.521	7.74
Salmo trutta	24	840	3.178	6.908	9.70
Salmo trutta	48	650	3.871	6.215	7.51
Salmo trutta	72	600	4.277	5.809	6.93
Salmo trutta	96	580	4.564	5.521	6.70

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	**α**
Zooplankton	14.938
Epibenthos	2.864
Vissen	3.003
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	14.938
Mysidopsis bahia	2.864
Cyprinodon variegatus	5.290
Pimephales promelas	2.726
Lepomis macrochirus	3.335
Ictalurus punctatus	3.160
Oncorhynchus mykiss	2.012
Salmo trutta	1.268

4.6.2 Anthraceen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	582
Gemeten BCFs	
Daphnia pulex	760 – 1192
Daphnia magna	200
Salmo gairdneri	4400 – 9200
Oncorhynchus sp.	570
Pimephales promelas	485
Carassius auratus	160
Carassius auratus - berekend	4230
Crassostrea virginica	1160
Prionospio cirrifera (polychaet)	6.6
Capitella capitata (polychaet)	23.6
Hexagonia sp. (mayfly)	3500

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	4.3	15	1.459	5.121	0.437
Daphnia magna	1	20	0.000	6.579	0.582
Artemia salina	2	20	0.693	5.886	0.582
EPIBENTHOS					
geen toxiciteitsdata beschikbaar					
VISSEN					
Pimephales promelas	15.75	5.4	2.757	7.329	0.157
Lepomis macrochirus	96	11.9	4.564	5.521	0.346
Lepomis macrochirus	96	5	4.564	5.521	0.146
Lepomis macrochirus	96	46	4.564	5.521	1.339
Lepomis macrochirus	36.5	26.8	3.597	6.488	0.780

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	α
Zooplankton	0.0911
Epibenthos	---
Vissen	0.0871
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	0.0872
Artemia salina	0.0989
Pimephales promelas	0.0214
Lepomis macrochirus	0.1136

4.6.3 Benzeen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	15
Gemeten BCF	
Pseudokirchneriella subcapitata	42.6
Chlorella sp.	30
Daphnia pulex	153 - 225
Oncorhynchus sp.	52.5
Lepomis macrochirus	30.2

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	24	200000	3.178	3.401	1940.000
Daphnia magna	48	203000	3.871	2.708	1969.100
Daphnia magna	24	250000	3.178	3.401	2425.000
Daphnia pulex	96	15000	4.564	2.015	145.500
Artemia salina	24	66000	3.178	3.401	640.200
Artemia salina	48	21000	3.871	2.708	203.700
EPIBENTHOS					
Gammarus pulex	48	42000	3.871	4.605	86.835
Nicotra spinipes	24	28000	3.178	5.298	57.890
Palaemonetes pugio	24	34000	3.178	5.298	70.295
Palaemonetes pugio	24	41000	3.178	5.298	84.768
Palaemonetes pugio	24	42000	3.178	5.298	86.835
Palaemonetes pugio	96	27000	4.564	3.912	55.823
Palaemonetes pugio	24	43500	3.178	5.298	89.936
Palaemonetes pugio	48	35000	3.871	4.605	72.363
Palaemonetes pugio	96	27000	4.564	3.912	55.823
Crangon fransiscorum	24	19000	3.178	5.298	39.283
Crangon fransiscorum	96	18000	4.564	3.912	37.215
VISSEN					
Pimephales promelas	96	12600	4.564	5.521	26.051
Pimephales promelas	24	35560	3.178	6.908	73.520
Pimephales promelas	48	35080	3.871	6.215	72.528

Pimephales promelas	96	33470	4.564	5.521	69.199
Pimephales promelas	24	34420	3.178	6.908	71.163
Pimephales promelas	48	32000	3.871	6.215	66.160
Pimephales promelas	96	32000	4.564	5.521	66.160
Pimephales promelas	96	24600	4.564	5.521	50.861
Pimephales promelas	96	15000	4.564	5.521	31.013
Salvenius malma	96	5500	4.564	5.521	11.371
Salvenius malma	96	11000	4.564	5.521	22.743
Gastersteus aculeatus	96	21800	4.564	5.521	45.072
Carassius auratus	24	34420	3.178	6.908	71.163
Carassius auratus	24	46000	3.178	6.908	95.105
Carassius auratus	48	34420	3.871	6.215	71.163
Poelica reticulata	96	36600	4.564	5.521	75.671
Poelica reticulata	24	36600	3.178	6.908	75.671
Poelica reticulata	48	36600	3.871	6.215	75.671
Oncorhynchus nerka	96	10000	4.564	5.521	20.675
Lepomis macrochirus	48	20000	3.871	6.215	41.350
Lepomis macrochirus	24	20000	3.178	6.908	41.350
Lepomis macrochirus	96	22490	4.564	5.521	46.498
Lepomis macrochirus	48	22490	3.871	6.215	46.498
Lepomis macrochirus	24	22490	3.178	6.908	46.498
Oncorhynchus mykiss	96	5900	4.564	5.521	12.198
Oncorhynchus mykiss	96	9200	4.564	5.521	19.021
Oncorhynchus mykiss	96	5300	4.564	5.521	10.958
Oncorhynchus mykiss	96	5000	4.564	5.521	10.338
Morone saxatilis	24	6900	3.178	6.908	14.266
Morone saxatilis	96	5800	4.564	5.521	11.992
Oncorhynchus kisutch	96	14090	4.564	5.521	29.131
Oncorhynchus kisutch	96	9800	4.564	5.521	20.262
Oncorhynchus gorbuscha	96	17000	4.564	5.521	35.148
Oncorhynchus gorbuscha	96	5280	4.564	5.521	10.916
Cottus cognatus	96	14000	4.564	5.521	28.945
Oncorhynchus tschawytscha	96	10000	4.564	5.521	20.675
Salmo trutta	48	12000	3.871	6.215	24.810
Thymallus articus	96	13000	4.564	5.521	26.878
Clupea harengus pallasi	48	20000	3.871	6.215	41.350
Clupea harengus pallasi	48	25000	3.871	6.215	51.688
Engraulis mordex	48	20000	3.871	6.215	41.350
Engraulis mordex	48	25000	3.871	6.215	51.688

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * \ln T$

ALGEMEEN	**α**		**α**
Zooplankton	131.62	*Carassius auratus*	11.87
Epibenthos	13.976	*Poelica reticulata*	12.08
Vissen	7.217	*Oncorhynchus nerka*	3.745
SPECIES-SPECIFIEK		*Lepomis macrochirus*	6.938
Daphnia magna	662.3	*Oncorhynchus mykiss*	2.378
Daphnia pulex	72.21	*Morone saxatilis*	2.107
Artemia salina	75.22	*Oncorhynchus kisutch*	4.473
Asellus aquaticus	53.87	*Oncorhynchus gorbuscha*	4.171
Gammarus pulex	18.86	*Cottus cognatus*	5.242
Nicotra spinipes	10.93	*Leuciscus idus melanotus*	43.91
Palaemonetes pugio	15.41	*Oncorhynchus tschawytscha*	3.745
Crangon fransiscorum	8.155	*Oryzias latipes*	83.17
Cancer magister	57.08	*Salmo trutta*	3.992
Pimephales promelas	9.857	*Thymallus articus*	4.868
Salvenius malma	3.090	*Clupea harengus pallasi*	7.485
Gambusia affinis	129.5	*Engraulis mordex*	7.485
Gastersteus aculeatus	8.163		

4.6.4 Benzo(a)anthraceen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	5246
Gemeten BCF	
Daphnia pulex *(whole body)*	4646
vissen (berekend)	4230
Crassostrea virginica (whole body)	3700
Prionospio cirrifera (polychaet)	9.4
Capitella capitata (polychaet)	3.6

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	12.51	2	2.527	4.053	0.525
EPIBENTHOS					
geen toxiciteitsdata beschikbaar					
VISSEN					
geen toxiciteitsdata beschikbaar					

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	**α**
Zooplankton	0.129
Epibenthos	---
Vissen	---
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	0.129

4.6.5 Benzo(a)pyreen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	8929
Gemeten BCF	
vissen (berekend)	8750
Daphnia magna	2837
Daphnia magna (whole body)	134248
Gambusia affinis	930
Lepomis macrochirus	12 - 2657
Oncorhynchus mykiss (spieren en nieren)	920
Oncorhynchus mykiss (lever)	182
E. lucius (Northern pike) (lever)	259 - 1276
E. lucius (Northern pike) (vet en galblaas)	3974 - 82916
E. lucius (Northern pike) (kieuwen)	213 - 383
E. lucius (Northern pike) (nieren)	192 - 2015
E. lucius (Northern pike) (overig weefsel)	< 55
Crassostrea virginica	242 - 2560
R. cuneata (clam)	8.7 - 236
M. inquinata (clam)	861
Palaemonetes pugio	3.5 - 154
Prionospio cirrifera (polychaet)	13.8
Capitella capitata (polychaet)	0.7

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene LC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**LC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia pulex	96	5	4.564	2.015	2.232
Daphnia magna	4.44	2	1.491	5.089	0.893
EPIBENTHOS					
geen toxiciteitsdata beschikbaar					
VISSEN					
Pimephales promelas	40.05	5.6	3.690	6.396	2.500

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	**α**
Zooplankton	0.302
Epibenthos	---
Vissen	0.391
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia pulex	1.108
Daphnia magna	0.176
Pimephales promelas	0.391

4.6.6 Chryseen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	9082
Gemeten BCF	
Palaemonetes duorarum	8.2 - 694
R. cuneata (clam)	8.2
M. inquinata (clam)	694
Neanthes arenaneodentata	4230
Prionospio cirrifera (polychaet)	14.7
Capitella capitata (polychaet)	6.2

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	2	1900	0.693	5.886	863.360
EPIBENTHOS					
geen toxiciteitsdata beschikbaar					
VISSEN					
geen toxiciteitsdata beschikbaar					

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	**α**
Zooplankton	146.68

Epibenthos	---
Vissen	---
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	146.68

4.6.7 Cyclohexaan

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	89
Gemeten BCF	
Geen BCF-data beschikbaar	

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Artemia salina	24	7308	3.178	3.401	32.521
EPIBENTHOS					
Crangon franciscorum	24	3400	3.178	5.298	15.130
Crangon franciscorum	96	2400	4.564	3.912	10.680
VISSEN					
Pimephales promelas	24	43000	3.178	6.908	191.350
Pimephales promelas	96	32000	4.564	5.521	142.400
Pimephales promelas	96	4530	4.564	5.521	20.159
Pimephales promelas	24	35080	3.178	6.908	156.106
Pimephales promelas	96	32710	4.564	5.521	145.560
Pimephales promelas	48	24330	3.871	6.215	108.269
Pimephales promelas	96	42330	4.564	5.521	188.369
Pimephales promelas	48	35080	3.871	6.215	156.106
bluegills	24	43000	3.178	6.908	191.350
bluegills	96	34000	4.564	5.521	151.300
Carassius auratus	24	42300	3.178	6.908	188.235
Carassius auratus	96	42300	4.564	5.521	188.235
Poelica reticulata	24	57700	3.178	6.908	256.765
Poelica reticulata	96	57700	4.564	5.521	256.765
Lepomis macrochirus	96	34720	4.564	5.521	154.504

Lepomis macrochirus	48	40600	3.871	6.215	180.670
Lepomis macrochirus	24	42330	3.178	6.908	188.369
Morone saxatilis	96	8300	4.564	5.521	36.935
Morone saxatilis	24	8300	3.178	6.908	36.935

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	α
Zooplankton	9.562
Epibenthos	2.811
Vissen	25.14
SPECIES-SPECIFIEK	
Artermia salina	9.562
Crangon franciscorum	2.811
Pimephales promelas	23.028
Carassius auratus	29.917
Poelica reticulata	40.809
Lepomis macrochirus	28.051
Morone saxatilis	5.870

4.6.8 Dimethylnaftaleen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	505
Gemeten BCF	
R. cuneata (clam)	17.1
Penaeus aztecus	967
U. minax (fiddler crab)	1105
S. cinereum (wharf crab)	1625

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					

Daphnia pulex	48	1280	3.871	2.708	32.320
Daphnia pulex	48	770	3.871	2.708	19.443
Daphnia pulex	48	190	3.871	2.708	4.798
Eurytemora affinis	24	850	3.178	3.401	21.463
EPIBENTHOS					
Palaemonetes pugio	96	700	4.564	3.912	17.675
Cancer magister	48	3100	3.871	4.605	78.275
Cancer magister	96	600	4.564	3.912	15.150
Penaeus aztecus	24	80	3.178	5.298	2.020
Penaeus aztecus	96	80	4.564	3.912	2.020
Neanthes arenaceodentata	96	2600	4.564	3.912	65.650
VISSEN					
Cyprinodon variegatus	24	5100	3.178	6.908	128.775

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	**α**
Zooplankton	6.737
Epibenthos	1.495
Vissen	18.64
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia pulex	6.962
Eurytemora affinis	6.310
Palaemonetes pugio	4.518
Cancer magister	3.973
Penaeus aztecus	0.429
Neanthes arenaceodentata	16.78
Cyprinodon variegatus	18.64

4.6.9 Ethylbenzeen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	53
Gemeten BCF	
Pseudokirchneriella subcapitata	204
Carassius auratus	15.5

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	Texp (h) (blootstellings-periode)	EC50 (µg/L)	lnTexp	lnT (lnT0 – lnTexp)	ILC50 (mg/kg)
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	24	2200	3.178	3.401	5.830
EPIBENTHOS					
geen toxiciteitsdata beschikbaar					
VISSEN					
Pimephales promelas	96	48000	4.564	5.521	127.200
bluegills	24	35000	3.178	6.908	92.750
bluegills	96	32000	4.564	5.521	84.800
Carassius auratus	24	94000	3.178	6.908	249.100
Poelicia reticulata	96	9600	4.564	5.521	25.440
Oncorhynchus mykiss	96	4200	4.564	5.521	11.130

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	**α**
Zooplankton	1.714
Epibenthos	---
Vissen	17.177
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	1.714
Pimephales promelas	23.04
bluegills	14.18
Carassius auratus	36.06
Poelicia reticulata	4.608
Oncorhynchus mykiss	2.016

3.6.10 Fluorantheen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	1944
Gemeten BCF	
vissen (berekend)	1700
Oncorhynchus mykiss	82 - 378
Crassostrea virginica	2860

Prionospio cirrifera (polychaet)	5.7
Capitella capitata (polychaet)	12

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	10.8	9	2.380	4.200	0.875
Daphnia magna	1	4	0.000	6.579	0.389
Daphnia magna	2	4	0.693	5.886	0.389
Artemia salina	3	40	1.099	5.481	3.888
EPIBENTHOS					
Mysidopsis bahia	96	40	4.564	3.912	3.888
Menidia beryllina	96	40	4.564	3.912	3.888
Neanthes arenaceodentata	96	500	4.564	3.912	48.600
VISSEN					
Pimephales promelas	24	200	3.178	6.908	19.440
Pimephales promelas	24	100	3.178	6.908	9.720
no photo-induction:					
Lepomis macrochirus	96	4000	4.564	5.521	388.800
Lepomis macrochirus	96	3980	4.564	5.521	386.856
Lepomis macrochirus	48	4000	3.871	6.215	388.800

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	**α**
Zooplankton	0.238
Epibenthos *	0.994
Vissen *	2.111
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	0.089
Artemia salina	0.709
Mysidopsis bahia	0.994
Neanthes arenaceodentata	12.42
Menidia beryllina	0.994
Pimephales promelas	2.111

Lepomis macrochirus	67.26

* helling berekend op basis van data waarbij rekening werd gehouden met fototoxiciteit

4.6.11 Fluoreen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	330
Gemeten BCF	
Pimephales promelas	1288
Lepomis macrochirus	200 - 1800

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	48	430	3.871	2.708	7.095
Daphnia pulex	48	210	3.871	2.708	3.465
EPIBENTHOS					
Gammarus pseudolimnaeus	96	600	4.564	3.912	9.900
Palaemonetes pugio	96	320	4.564	3.912	5.280
VISSEN					
Lepomis macrochirus	96	910	4.564	5.521	15.015
Oncorhynchus mykiss	96	820	4.564	5.521	13.530
Cyprinodon variegatus	96	1680	4.564	5.521	27.720

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	**α**
Zooplankton	1.950
Epibenthos	1.940
Vissen	3.397
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	2.62
Daphnia pulex	1.280
Gammarus pseudolimnaeus	2.5317
Palaemonetes pugio	1.380
Lepomis macrochirus	2.719

Oncorhynchus mykiss	2.450
Cyprinodon variegatus	5.020

4.6.12 Heptaan

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	773
Gemeten BCF	
Geen BCF-data beschikbaar	

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	48	1500	3.871	2.708	57.975
EPIBENTHOS					
Chaetogammarus marinus	96	200	4.564	3.912	7.730
Mysidopsis bahia	96	100	4.564	3.912	3.865
VISSEN					
Carassius auratus	24	4000	3.178	6.908	154.600
Tilapia mossambica	96	375000	4.564	5.521	14493.750
Gambusia affinis	96	49240	4.564	5.521	1903.126
Gambusia affinis	48	49240	3.871	6.215	1903.126
Gambusia affinis	24	49240	3.178	6.908	1903.126

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	α
Zooplankton	21.408
Epibenthos	1.482
Vissen	22.381
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	21.408
Chaetogammarus marinus	1.976
Mysidopsis bahia	0.988
Carassius auratus	22.381

Tilapia mossambica	2625
Gambusia affinis	303.72

Helling vissen : enkel op basis van *C. auratus*

4.6.13 Hexaan

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	184
Gemeten BCF	
Geen BCF-data beschikbaar	

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	48	2100	3.871	2.708	19.320
Artemia salina	24	3530	3.178	3.401	32.476
Artemia salina	24	1510	3.178	3.401	13.892
EPIBENTHOS					
Chaetogammarus marinus	96	400	4.564	3.912	3.680
Mysidopsis bahia	96	400	4.564	3.912	3.680
VISSEN					
Carassius auratus	24	4000	3.178	6.908	36.800

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	α
Zooplankton	6.893
Epibenthos	0.901
Vissen	5.327
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	7.134
Artemia salina	3.524
Chaetogammarus marinus	0.941
Mysidopsis bahia	0.941
Carassius auratus	5.327

4.6.14 1-Methylnaftaleen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	184
Gemeten BCF	
Oncorhynchus kisutch	38 - 129
R. cuneata (clam)	8.5
P. stellatus (starry flounder) (spieren)	320

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Artemia salina	24	2566	3.178	3.401	23.607
Artemia salina	24	1610	3.178	3.401	14.812
EPIBENTHOS					
Cancer magister	96	1900	4.564	3.912	17.480
VISSEN					
Pimephales promelas	24	9000	3.178	6.908	82.800
Pimephales promelas	48	9000	3.871	6.215	82.800
Pimephales promelas	72	9000	4.277	5.809	82.800
Pimephales promelas	96	9000	4.564	5.521	82.800
brown trout	24	8400	3.178	6.908	77.280
Cyprinodon variegatus	24	3400	3.178	6.908	31.280

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	**α**
Zooplankton	5.648
Epibenthos	4.468
Vissen	11.279
SPECIES-SPECIFIEK	
Artemia salina	5.648
Cancer magister	4.468
Pimephales promelas	13.447
brown trout	11.187
Cyprinodon variegatus	4.5282

4.6.15 2-Methylnaftaleen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	184
Gemeten BCF	
Oncorhynchus kisutch	26 - 190
R. cuneata (clam)	8.1
P. stellatus (starry flounder) (spieren)	400
Oncorhynchus sp.	40 - 23500

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Eurytemora affinis	24	1300	3.178	3.401	11.960
Eurytemora affinis	24	1500	3.178	3.401	13.800
Daphnia magna	48	1490	3.871	2.708	13.708
EPIBENTHOS					
Palaemonetes pugio	96	1100	4.564	3.912	10.120
Penaeus aztecus	24	700	3.178	5.298	6.440
Penaeus aztecus	96	600	4.564	3.912	5.520
Cancer magister	96	1300	4.564	3.912	11.960
VISSEN					
Cyprinodon variegatus	24	2000	3.178	6.908	18.400

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	α
Zooplankton	4.094
Epibenthos	1.921
Vissen	2.664
SPECIES-SPECIFIEK	
Eurytemora affinis	3.787
Daphnia magna	5.062
Palaemonetes pugio	2.587
Penaeus aztecus	0.809
Cancer magister	3.057
Cyprinodon variegatus	2.664

4.6.16 Fenanthreen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	1638
Gemeten BCF	
vissen (berekend)	570
Pimephales promelas	2630
Daphnia pulex	374
Chlorella fusca	1760
R. cuneata (clam)	32
M. inquinata (clam)	10.2
Prionospio cirrifera (polychaet)	5.7
Capitella capitata (polychaet)	30.7

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	2	450	0.693	5.886	36.855
Daphnia magna	48	200	3.871	2.708	16.380
Daphnia pulex	96	100	4.564	2.015	8.190
Daphnia pulex	48	350	3.871	2.708	28.665
Daphnia pulex	48	100	3.871	2.708	8.190
Artemia salina	24	200	3.178	3.401	16.380
Artemia salina	24	300	3.178	3.401	24.570
Artemia salina	24	500	3.178	3.401	40.950
EPIBENTHOS					
Gammarus minus	48	460	3.871	4.605	37.674
Palaemonetes pugio	24	370	3.178	5.298	30.303
VISSEN					
Micropterus salmoides	168	180	5.124	4.962	14.742
Oncorhynchus mykiss	672	40	6.510	3.576	3.276
Oncorhynchus mykiss	648	30	6.474	3.612	2.457
M. salmoides	168	250	5.124	4.962	20.475

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	α
Zooplankton	6.877
Epibenthos	6.779
Vissen	2.602
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	6.224
Daphnia pulex	*6.211*
Artemia salina	8.027
Gammarus minus	8.181
Palaemonetes pugio	5.719
Micropterus salmoides	3.549
Gambusia affinis	2225
Oncorhynchus mykiss	2.602

4.6.17 Naftaleen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	67
Gemeten BCF	
Chlorella fusca	130
Daphnia pulex	118
Lepomis macrochirus	310
Pimephales promelas	426
Oncorhynchus kisutch	16 - 79.5
R. cuneata (clam)	2.3 - 6.1
Mytilus edulis	37 - 44
C. helgolandicus (copepode)	50 - 60
Eurytemora affinis	5000
Penaues aztecus	195
U. minax (fiddler crab)	325
S. cinereum (wharf crab)	404
C. stigmaeus (speckled crab)	22.5 – 160.3
G. mirabilis (mudsucker)	11.8 - 252
P. stellatus (starry flounder)	220
Oyster	4000-6000

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	Texp (h) (blootstellings-periode)	EC50 (µg/L)	lnTexp	lnT (lnT0 – lnTexp)	ILC50 (mg/kg)
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	48	3400	3.871	2.708	11.900
Daphnia magna	48	4100	3.871	2.708	14.350
Daphnia magna	48	4700	3.871	2.708	16.450
Daphnia magna	48	2160	3.871	2.708	7.560
Daphnia magna	24	6600	3.178	3.401	23.100
Daphnia magna	48	2100	3.871	2.708	7.350
Artemia salina	24	3200	3.178	3.401	11.200
Artemia salina	24	2100	3.178	3.401	7.350
Calanus finmarchicus	96	2500	4.564	2.015	8.750
Callinectes sapidus	48	2300	3.871	2.708	8.050
Callinectes sapidus	24	1980	3.178	3.401	6.930
Daphnia pulex	48	3400	3.871	2.708	11.900
Daphnia pulex	96	1000	4.564	2.015	3.500
Daphnia pulex	48	3890	3.871	2.708	13.615
Daphnia pulex	48	2920	3.871	2.708	10.220
Daphnia pulex	96	1000	4.564	2.015	3.500
Eurytemona	24	3800	3.178	3.401	13.300
Elasmopus pectenicrus	96	2680	4.564	2.015	9.380
Calanus finmarchicus	96	2500	4.564	2.015	8.750
EPIBENTHOS					
Gammarus minus	48	3900	3.871	4.605	13.650
Metapenaeus monoceros	96	5000	4.564	3.912	17.500
Hemigrapsus nudus	96	1800	4.564	3.912	6.300
Hemigrapsus nudus	168	1000	5.124	3.352	3.500
Neomysis americana	96	800	4.564	3.912	2.800
Neomysis americana	96	1000	4.564	3.912	3.500
Neomysis americana	96	850	4.564	3.912	2.975
Neomysis americana	96	1280	4.564	3.912	4.480
Penaeus aztecus	96	2500	4.564	3.912	8.750
Penaeus aztecus	24	2500	3.178	5.298	8.750
Penaeus aztecus	96	2500	4.564	3.912	8.750
Palaemonetes pugio	24	2600	3.178	5.298	9.100
Palaemonetes pugio	96	2300	4.564	3.912	8.050
Palaemonetes pugio	96	2350	4.564	3.912	8.225
Parhyale hawaiensis	24	6200	3.178	5.298	21.700

Pandalus goniurus	24	1290	3.178	5.298	4.515
Pandalus goniurus	96	971	4.564	3.912	3.399
Pandalus goniurus	96	2160	4.564	3.912	7.560
Pandalus goniurus	24	2060	3.178	5.298	7.210
Pandalus goniurus	24	2210	3.178	5.298	7.735
Pandalus goniurus	96	1020	4.564	3.912	3.570
Pandalus goniurus	96	1600	4.564	3.912	5.600
Eualus suckleyi	96	1390	4.564	3.912	4.865
VISSEN					
Pimephales promelas	96	2000	4.564	5.521	7.000
Pimephales promelas	96	4900	4.564	5.521	17.150
Pimephales promelas	96	6100	4.564	5.521	21.350
Pimephales promelas	96	7900	4.564	5.521	27.650
Pimephales promelas	96	8900	4.564	5.521	31.150
Pimephales promelas	72	6080	4.277	5.809	21.280
Pimephales promelas	24	7760	3.178	6.908	27.160
Pimephales promelas	96	6140	4.564	5.521	21.490
Pimephales promelas	96	1990	4.564	5.521	6.965
Pimephales promelas	96	6080	4.564	5.521	21.280
Pimephales promelas	48	6350	3.871	6.215	22.225
Cyprinodon variegatus	24	2400	3.178	6.908	8.400
Fundulus heteroclitus	96	4000	4.564	5.521	14.000
Fundulus heteroclitus	30	5000	3.401	6.685	17.500
Fundulus heteroclitus	96	8000	4.564	5.521	28.000
Oncorhynchus gorbuscha	96	1200	4.564	5.521	4.200
Oncorhynchus gorbuscha	24	900	3.178	6.908	3.150
Oncorhynchus gorbuscha	96	1200	4.564	5.521	4.200
Oncorhynchus gorbuscha	96	1840	4.564	5.521	6.440
Oncorhynchus gorbuscha	96	1370	4.564	5.521	4.795
Oncorhynchus gorbuscha	24	1380	3.178	6.908	4.830
Oncorhynchus gorbuscha	24	1840	3.178	6.908	6.440
Oncorhynchus gorbuscha	24	1560	3.178	6.908	5.460
Oncorhynchus gorbuscha	48	1010	3.871	6.215	3.535
Oncorhynchus mykiss	96	1600	4.564	5.521	5.600
Oncorhynchus mykiss	648	120	6.474	3.612	0.420
Oncorhynchus mykiss	648	110	6.474	3.612	0.385
Oncorhynchus mykiss	96	1800	4.564	5.521	6.300
Oncorhynchus mykiss	96	7900	4.564	5.521	27.650
Oncorhynchus mykiss	96	4500	4.564	5.521	15.750
Oncorhynchus mykiss	96	2600	4.564	5.521	9.100

Oncorhynchus mykiss	96	6100	4.564	5.521	21.350
Oncorhynchus mykiss	96	4400	4.564	5.521	15.400
Oncorhynchus kisutch	72	3200	4.277	5.809	11.200
Oncorhynchus kisutch	96	2100	4.564	5.521	7.350
Oncorhynchus kisutch	72	5600	4.277	5.809	19.600
Oncorhynchus kisutch	96	3200	4.564	5.521	11.200
Oncorhynchus kisutch	5	5600	1.609	8.476	19.600
M. salmoides	168	680	5.124	4.962	2.380
Sarotherodon mossambica	96	7900	4.564	5.521	27.650
Gadus morhua	96	2000	4.564	5.521	7.000

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	α
Zooplankton	3.760
Epibenthos	1.775
Vissen	2.286
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	4.863
Artemia salina	2.973
Calanus finmarchicus	4.343
Callinectes sapidus	2.400
Daphnia pulex	3.681
Eurytemora affinis	3.910
Elasmopuds pectenicrus	4.655
Gammarus minus	2.964
Metapenaeus monoceros	4.473
Hemigrapsus nudus	1.371
Neomysis americana	0.879
Penaeus aztecus	1.957
Palaemonetes pugio	1.907
Parhyale hawaiensis	4.096
Pandalus goniurus	1.250
Eualus suckleyi	1.244
Callinectes sapidus	1.308
Pimephales promelas	3.571
Cyprinodon variegatus	1.216
Fundulus heteroclitus	3.302
Oncorhynchus gorbuscha	0.762

Oncorhynchus mykiss	2.344
Oncorhynchus kisutch	2.234
M. salmoides	0.480
Sarotherodon mossambica	5.008
Gadus morhua	1.268

4.6.18 n-Propylbenzeen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	118
Gemeten BCF	
Geen BCF-data beschikbaar	

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	24	2000	3.178	3.401	11.800
EPIBENTHOS					
geen toxiciteitsdata beschikbaar					
VISSEN					
Onchorhynchus mykiss	96	1500	4.564	5.521	8.850

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	**α**
Zooplankton	3.469
Epibenthos	---
Vissen	1.603
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	3.469
Oncorhynchus mykiss	1.603

4.6.19 Pyreen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	
Gemeten BCF	
Daphnia pulex	3283
Carassius auratus	457
Oncorhynchus mykiss	21 – 72
Prionospio cirrifera (polychaet)	5.2
Capitella capitata (polychaet)	13.3

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
EPIBENTHOS					
VISSEN					

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	**α**
Zooplankton	
Epibenthos	
Vissen	
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	
Artemia salina	
Pimephales promelas	
Lepomis macrochirus	

4.6.20 Tolueen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	24
Gemeten BCF	
Pseudokirchneriella subcapitata	98
Chlorella fusca	380
Pimephales promelas	91
Carassius auratus	8.3
Anguilla japonica	13
Mytilus edulis	4.2

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	24	7000	3.178	3.401	8.750
Daphnia magna	48	15000	3.871	2.708	18.750
Daphnia magna	48	11500	3.871	2.708	14.375
Daphnia magna	16	3800	2.773	3.807	4.750
Daphnia magna	48	19600	3.871	2.708	24.500
EPIBENTHOS					
Palaemonetes pugio	96	9500	4.564	3.912	11.875
Palaemonetes pugio	48	15500	3.871	4.605	19.375
Palaemonetes pugio	24	21000	3.178	5.298	26.250
Cancer magister	96	28000	4.564	3.912	35.000
Crangon franciscorum	96	4300	4.564	3.912	5.375
Crangon franciscorum	24	12000	3.178	5.298	15.000
Mysidopsis bahia	96	56000	4.564	3.912	70.000
Eualus suckleyi	96	19750	4.564	3.912	24.688
Eualus sp	96	14700	4.564	3.912	18.375
Eualus sp	24	18000	3.178	5.298	22.500
VISSEN					
Carassius auratus	96	23000	4.564	5.521	28.750
Carassius auratus	720	15000	6.579	3.507	18.750
Carassius auratus	96	34000	4.564	5.521	42.500
Carassius auratus	72	24000	4.277	5.809	30.000
Carassius auratus	96	23000	4.564	5.521	28.750

Carassius auratus	24	41590	3.178	6.908	51.988
Carassius auratus	48	27620	3.871	6.215	34.525
Carassius auratus	72	25330	4.277	5.809	31.663
Pimephales promelas	96	38000	4.564	5.521	47.500
Pimephales promelas	96	32000	4.564	5.521	40.000
Pimephales promelas	96	24000	4.564	5.521	30.000
Pimephales promelas	96	31700	4.564	5.521	39.625
Pimephales promelas	96	56400	4.564	5.521	70.500
Pimephales promelas	96	55000	4.564	5.521	68.750
Pimephales promelas	96	25000	4.564	5.521	31.250
Pimephales promelas	96	18000	4.564	5.521	22.500
Pimephales promelas	96	36200	4.564	5.521	45.250
Pimephales promelas	96	12600	4.564	5.521	15.750
Pimephales promelas	96	77400	4.564	5.521	96.750
Pimephales promelas	96	34270	4.564	5.521	42.838
Pimephales promelas	48	46310	3.871	6.215	57.888
Pimephales promelas	24	46310	3.178	6.908	57.888
Pimephales promelas	96	54000	4.564	5.521	67.500
Pimephales promelas	24	56000	3.178	6.908	70.000
Pimephales promelas	96	42330	4.564	5.521	52.913
Pimephales promelas	48	56000	3.871	6.215	70.000
Poelica reticulata	96	28200	4.564	5.521	35.250
Poelica reticulata	96	59300	4.564	5.521	74.125
Poelica reticulata	48	60950	3.871	6.215	76.188
Poelica reticulata	24	62810	3.178	6.908	78.513
Poelica reticulata	336	68000	5.817	4.269	85.000
Lepomis macrochirus	24	24000	3.178	6.908	30.000
Lepomis macrochirus	96	24000	4.564	5.521	30.000
Lepomis macrochirus	96	13000	4.564	5.521	16.250
Lepomis macrochirus	48	24000	3.871	6.215	30.000
Lepomis macrochirus	24	17000	3.178	6.908	21.250
Oncorhynchus gorbuscha	24	7550	3.178	6.908	9.438
Oncorhynchus gorbuscha	24	8090	3.178	6.908	10.113
Oncorhynchus gorbuscha	24	6690	3.178	6.908	8.363
Oncorhynchus gorbuscha	48	6780	3.871	6.215	8.475
Oncorhynchus gorbuscha	96	8090	4.564	5.521	10.113
Oncorhynchus gorbuscha	96	7630	4.564	5.521	9.538
Oncorhynchus gorbuscha	96	6410	4.564	5.521	8.013
Oncorhynchus gorbuscha	48	5620	3.871	6.215	7.025
Oncorhynchus gorbuscha	48	6190	3.871	6.215	7.738

Oncorhynchus mykiss	96	5800	4.564	5.521	7.250
Oncorhynchus mykiss	96	24000	4.564	5.521	30.000
Oncorhynchus kisutch	96	5500	4.564	5.521	6.875
Morone saxatilis	96	7300	4.564	5.521	9.125
Clarias lazera	96	26200	4.564	5.521	32.750
Cyprinodon variegatus	96	13000	4.564	5.521	16.250

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	α
Zooplankton	4.243
Epibenthos	5.443
Vissen	6.149
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	4.243
Palaemonetes pugio	4.254
Cancer magister	8.947
Crangon franciscorum	2.317
Mysidopsis bahia	17.894
Eualus suckleyi	4.697
Eualus sp	4.406
Carassius auratus	6.017
Pimephales promelas	8.981
Poelica reticulata	11.977
Lepomis macrochirus	4.081
Oncorhynchus gorbuscha	1.398
Oncorhynchus mykiss	3.373
Oncorhynchus kisutch	1.245
Morone saxatilis	1.653
Clarias lazera	5.931
Cyprinodon variegatus	2.943

4.6.21 o-Xyleen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	36
Gemeten BCF	
Anguilla japonica	21

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	24	1000	3.178	3.401	1.800
Artemia salina	24	23600	3.178	3.401	42.480
EPIBENTHOS					
Palaemonetes pugio	96	7400	4.564	3.912	13.320
Cancer magister	96	6000	4.564	3.912	10.800
Crangon franciscorum	96	1300	4.564	3.912	2.340
Crangon franciscorum	24	5300	3.178	5.298	9.540
VISSEN					
Carassius auratus	24	13000	3.178	6.908	23.400
Carassius auratus	96	17000	4.564	5.521	30.600
Carassius auratus	96	16000	4.564	5.521	28.800
Oncorhynchus sp.	96	13000	4.564	5.521	23.400
Oncorhynchus mykiss	96	8050	4.564	5.521	14.490
Oncorhynchus mykiss	96	7600	4.564	5.521	13.680
Oncorhynchus kisutch	96	5500	4.564	5.521	9.900
Morone saxatilis	96	11000	4.564	5.521	19.800
Morone saxatilis	24	11000	3.178	6.908	19.800
Pimephales promelas	96	16400	4.564	5.521	29.520
Pimephales promelas	96	16400	4.564	5.521	29.520
Pimephales promelas	96	16100	4.564	5.521	28.980
Poelica reticulata	96	12000	4.564	5.521	21.600
Lepomis macrochirus	96	16000	4.564	5.521	28.800

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	α
Zooplankton	6.510
Epibenthos	5.443
Vissen	3.988
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	0.529
Artemia salina	12.490
Palaemonetes pugio	3.405
Cancer magister	2.761
Crangon franciscorum	0.598
Carassius auratus	4.505
Oncorhynchus sp.	4.238
Oncorhynchus mykiss	2.551
Oncorhynchus kisutch	1.793
Morone saxatilis	3.147
Pimephales promelas	5.314
Poelica reticulata	3.912
Lepomis macrochirus	5.216

4.6.22 m-Xyleen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	58
Gemeten BCF	
Anguilla japonica	24

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Artemia salina	24	19300	3.178	3.401	55.970
Daphnia magna	24	4700	3.178	3.401	13.630
Daphnia magna	48	9540	3.871	2.708	27.666
EPIBENTHOS					
Cancer magister	96	12000	4.564	3.912	34.800
Crangon franciscorum	96	3700	4.564	3.912	10.730
Crangon franciscorum	24	4800	3.178	5.298	13.920
VISSEN					
Poelica reticulata	96	13000	4.564	5.521	37.700
Morone saxatilis (bass)	96	9200	4.564	5.521	26.680
Carassius auratus	24	16000	3.178	6.908	46.400
Oncorhynchus mykiss	96	8400	4.564	5.521	24.360
Pimephales promelas	96	16000	4.564	5.521	46.400

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	α
Zooplankton	10.228
Epibenthos	4.292
Vissen	6.287
SPECIES-SPECIFIEK	
Artemia salina	16.456
Daphnia magna	6.416
Cancer magister	15.799
Crangon franciscorum	2.668
Poelica reticulata	6.828
Morone saxatilis (bass)	4.832
Carassius auratus	6.717
Oncorhynchus mykiss	4.412
Pimephales promelas	8.404

4.6.23 p-Xyleen

Bioconcentratiefactoren.

Berekende BCF op basis van de log K_{OW}	53
Gemeten BCF	
Geen BCF-data beschikbaar	

Toxiciteitsdata voor de berekening van een algemene ILC_{50}-lnT relatie voor de verschillende trofische niveaus

Organisme	**Texp (h) (blootstellings-periode)**	**EC50 (µg/L)**	**lnTexp**	**lnT (lnT0 – lnTexp)**	**ILC50 (mg/kg)**
ZOOPLANKTON					
Daphnia magna	24	3600	3.178	3.401	9.540
Daphnia magna	48	8480	3.871	2.708	22.472
Artemia salina	24	24590	3.178	3.401	65.164
EPIBENTHOS					
Crangon franciscorum	96	2000	4.564	3.912	5.300
Crangon franciscorum	96	2000	4.564	3.912	5.300
Crangon franciscorum	24	2000	3.178	5.298	5.300
VISSEN					
Poelica reticulata	24	35000	3.178	6.908	92.750

Poelica reticulata	96	8800	4.564	5.521	23.320
Oncorhynchus spp.	24	29000	3.178	6.908	76.850
Oncorhynchus spp.	96	27000	4.564	5.521	71.550
Oncorhynchus mykiss	96	2600	4.564	5.521	6.890
Carassius auratus	24	18000	3.178	6.908	47.700
Morone saxatilis	96	2000	4.564	5.521	5.300
Morone saxatilis	24	2000	3.178	6.908	5.300
bluegill	24	37000	3.178	6.908	98.050

Helling van de ILC_{50}-lnT relatie voor trofische niveaus (algemeen) en individuele species

$ILC_{50} = \alpha * lnT$	
ALGEMEEN	**α**
Zooplankton	10.336
Epibenthos	1.185
Vissen	7.783
SPECIES-SPECIFIEK	
Daphnia magna	4.9362
Artemia salina	19.159
Crangon franciscorum	1.185
Poelica reticulata	9.8391
Oncorhynchus spp.	11.84
Oncorhynchus mykiss	1.2479
Carassius auratus	6.9053
Morone saxatilis	0.8424

HOOFDSTUK 5
VOORSPELLEN VAN LANGE-TERMIJN EFFECTEN VAN OLIEVERONTREINIGING : HYPOTHETISCHE CASESTUDIES

5.1 Gebruik van het LTEM voor het voorspellen van lage-termijn effecten

Op basis van het LTEM model dat in Hoofdstuk 3 werd ontwikkeld, werden een aantal hypothetische gevallen uitgewerkt voor het voorspellen van het lange-termijn effect van een aantal contaminanten op de verschillende niveaus van het vereenvoudigd voedselwebmodel (effect: reductie van de levensverwachting).
De volgende 3 contaminanten werden onderzocht: cyclohexaan, naftaleen en tolueen.

5.1.1 Algemeen Model voor drie contaminanten

Bij de ontwikkeling en toepassing van het LTEM werden een aantal belangrijke assumpties vooropgesteld:

- identieke bioconcentratiefactoren (BCF) voor alle organismen
- identieke vetfractie (L) voor elk trofisch niveau van de voedselketen
- identieke assimilatie-efficiëntie (a_e) voor elk trofisch niveau van de voedselketen
- eenvoudige voedselketen: fytoplankton ➔ zooplankton ➔ epibenthos/benthos ➔ vissen
- levensverwachting: 30 dagen voor zooplankton; 200 dagen voor epibenthos/benthos; 1000 dagen voor vissen
- identieke vetspecifieke opnamesnelheden (LSUR, lipid-specific uptake rate) voor elk trofisch niveau van de voedselketen

In Tabel 5.1 worden de verschillende hellingen van de ILC50-lnT relatie voor de drie stoffen en drie trofische niveaus weergegeven. Deze hellingen werden vervolgens gebruikt bij de evaluatie van het algemeen model.

Tabel 5.1: ILC50 – lnT hellingen voor verschillende toxicanten en trofische niveaus.

	Cyclohexaan	**Naftaleen**	**Tolueen**
Zooplankton	9.562	3.902	4.243
(Epi)benthos	2.811	1.810	5.443

Vissen	25.141	2.286	6.149

De gebruikte bioconcentratiefactoren voor de verschilende stoffen is afgeleid van de water-octanol partitiecoëfficient (log K_{OW}), gebruik makend van de vergelijkingen van Meylan et al. (1999). Voor de meeste stoffen zijn de afgeleide bioconcentratiefactoren vergelijkbaar met gerapporteerde (gemeten) waarden uit de literatuur.

In Tabel 5.2 wordt de berekende reductie van de levensverwachting weergegeven na een blootstelingsperiode van 5 dagen aan 0.1 mg/L, en dit voor de drie verschillende toxicanten.

Tabel 5.2: % reductie van de levensverwachting voor drie trofische niveaus als gevolg van vijf dagen blootstelling aan 0.1 mg/L van drie verschillende stoffen

	Cyclohexaan	**Naftaleen**	**Tolueen**
Zooplankton	6.243	11.682	3.999
(Epi)benthos	15.882	19.050	2.478
Vissen	1.947	15.644	2.233

5.1.2 Species-specifieke model

Wanneer voor een bepaalde stof voldoende gegevens voorhanden zijn, kunnen met deze methode meer species-specifieke voorspellingen worden gemaakt. een dergelijke aanpak wordt gedemonstreerd aan de hand van een hypothetisch species-specifiek voedselweb. Dit web wordt in Figuur 5.1 weergegeven. Het gaat hier wel degelijk om een fictief voedselweb waarbij er zowel zoetwater als mariene species worden gebruikt. Dit web dient echter enkel en alleen ter illustratie van hoe het voorgestelde LTEM meer specifiek kan worden gebruikt.

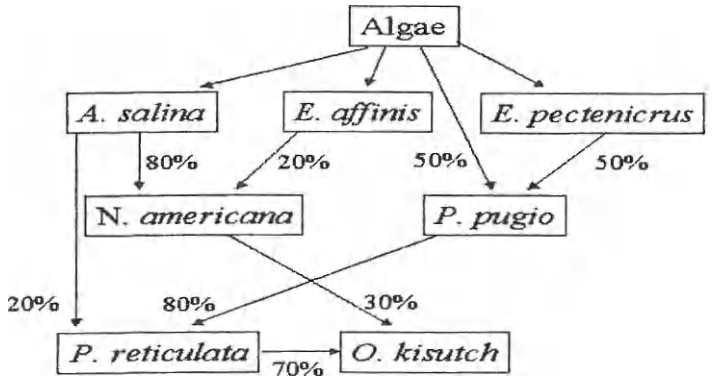
5.1.2.1 Beschrijving van de specifieke voedselketen

In het algemeen model wordt er aangenomen dat elk trofgisch niveau slechts 1 enkele voedselbron heeft. Wanneer de specifieke voedselpreferenties van de verschillende organismen in de voedselketen gekend zijn, kan een meer realistische benadering worden toegepast. In het hypothetische voedselweb (Figuur 5.1) voedt de vish *P. reticulata* zich voor 80% met de garnaal *P. pugio* (epibenthos) en voor 20% met de pekelkreeft *A. salina* (zooplankton).

De opname van een contaminant via het voedsel voor de vus P. reticulata kan dus als volgt worden berekend:

$U_{voedsel} = 0.8 * a_e * LSUR_{vis} *$ (blootstellingsperiode + generatietijd van het epibenthos/2) * $C_{epib.}$ + 0.2 * a_e * $LSUR_{vis}$ * (blootstellingsperiode + generatietijd van het zooplankton/2) * $C_{zoopl.}$

Indien gekend kan de specifieke voedselpreferenties van de prooi-organismen eveneens in het model worden geïncorporeerd. Ook prooi-organismen van eenzelfde trofisch niveau als de rover, kunnen in het model worden ingebouwd (vb. vissen die zich voeden met kleinere vissen).



Figuur 5.1: Species-specifiek voedselweb

De resultaten van een simulatie, op basis van het in Figuur 5.1 voorsgestelde model, zijn weergegeven in Tabel 5.3. Er werd een blootstellingsperiode van 5 dagen aan 0.1 mg/L naftaleen aangenomen. Op basis van de assumpties zoals gegeven in sectie 5.2, werd de procentuele reductie van de levensverwachting voor de verschillende organismen van het voedselmodel berekend (Tabel 5.3).

Tabel 5.3: Procentuele reductie van de levensverwachting van de verschillende organismen uit het hypothetyisch voedselweb als gevolf van vijf dagen blootstelling aan 0.1 mg/L naftaleen..

Species	**% reductie van de levensverwachting**
A. salina	15.05
E. pectenicruss	9.89
E. affinis	11.66
N. americana	34.85
P. pugio	17.77
P. reticulata	3.14

O. kisutch	31.02

Deze initiele oefening geeft duidelijk weer dat de voorspelde reductie van de levensverwachting merkelijk kan verschillen voor organismen binnen dezelfde voedselketen, afhankelijk van hun gevoeigheid (helling van de ILC50-LnT relatie) en hun voedselpreferentie (bijvoorbeeld voor vissen:3.14 vs. 31.0 % reductie).

5.1.2.2 Species-specifieke fysiologische gegevens

In het algemeen model worden er een aantal assumpties voorgesteld en gebruikt. Het is evident dat deze default-waarden kunnen worden vervangen door (gemeten) species-specifieke data. Het betreft ondermeer de volgende parameters:

- species-specifieke bioconcentratiefactoren (gemeten data) voor de verschillende organismen van een voedselweb.
- levensverwachting
- assimilatiefactoren
- vetfractie van de verschillende species
- vetspecifieke opnamesnelheden
- generatietijden van de prooi-organismen
- species-specifieke ILC50-LnT relaties

Indien deze gegevens niet (of slechts gedeeltelijk) beschikbaar zijn, worden voor de ontbrekende waarden de vooropgestelde defaultwaarden gebruikt.

Er moet worden opgemerkt dat het vervangen van sommige default-waarden door meer specifieke data belangrijke gevolgen kan hebben: de helling van de ILC50-lnT relatie is afgeleid van berekende interne concentraties waarbij gebruik werd gemaakt van de theoretisch afgeleide BCF. Wanneer de theoretische BCF wordt vervangen door een gemeten waarde, moet ook de helling van de ILC50-lnT realtie opnieuw worden berekend. Bovendien zal ook de helling van deze relatie wijzigen wanneer de species-specifieke levensverwachting wordt aangepast.

5.2 Case studie met Fuel No2 olie: lange termijn effecten van de belangrijkste contaminanten

In Hoofdstuk 2 werd reeds de partitionering van een hypothetische olieverontreiniging (10 Ton Fuel No.2) berekend. In dit Hoofdstuk wordt het ontwikkelde LTEM toegepast, gebruik makend van de

concentraties van de belangrijkste componenten bij deze olieverontreiniging. In Tabel 5.4 wordt de gebruikte concentraties in de waterkolom weergegeven. In het eerste geval (A) wordt aangenomen dat de volledige hoeveelheid van de desbetreffende component zich onmiddellijk gelijkmatig over het ganse volume van de waterkolom heeft verdeeld (15 km², 30 m diepte, t=0). In het tweede geval (B) wordt enkel de fractie beschouwd die zich in de waterkolom bevindt nadat de stof zich over de verschillende compartimenten van het milieu heeft verdeeld (evenwichtssituatie). Er wordt een blootstellingsperiode van 14 dagen aangenomen. Het procentueel aandeel in de waterkolom werd reeds berekend in Hoofdstuk 2 (zie sectie x.x), maar wordt eveneens in Tabel 5.4 gegeven.

Tabel 5.4: Concentratie in zeewater van de belangrijkste contaminanten van Fuel No.2 bij een hypothetische olieverontreiniging

Component	**Totale concentratie in waterkolom op t=0 (A)**	**% aandeel in water**	**Concentratie in waterkolom bij evenwicht (B)**
Naftaleen	89 ng/L	29.0	25.8 ng/L
Fluoreen	80 ng/L	25.8	20.6 ng/L
Fenanthreen	9.5 ng/L	19.4	1.84 ng/L
Fluorantheen	0.82 ng/L	4.5	37 pg/L
Pyreen	0.91 ng/L	4.7	43 pg/L
Benzo[a]anthraceen	0.027 ng/L	1.3	0.35 pg/L
Chryseen	0.048 ng/L	0.63	0.30 pg/L
Benzo[a]pyreen	0.013 ng/L	0.65	0.085 pg/L

Op basis van deze concentraties werd met het LTEM reducties van de levensverwachting waargenomen van 0.05% of lager.

In realiteit zal de concentratie van deze componenten tijdens de eerste uren/dagen locaal verschillende grootte-ordes hoger liggen. Omdat wordt aangenomen dat het evenicht tussen de externe en interne concentratie relatief snel wordt bereikt, kan worden verondersteld dat het lange-termijn hoofdzakelijk wordt bepaald door de intiele, hogere concentraties van de verschillene componenten. Voor een meer realistische schatting van de lange-termijn effecten wordt er aangenomen dat gedurende de eerste twee dagen de concentratie (locaal) een factor 100 hoger ligt dan hetgeen wordt gemeten wanneer de stoffen zich gelijkmatig over de ganse watermassa hebben verdeeld. De reductie van de levensverwachting bij de verschillende trofische niveaus bij deze assumptie.wordt weergegeven in Tabel 5.5.

Tabel 5.5: Reductie van de levensverwachting van drie trofische niveaus, berekend met het LTEM.

Component	Reductie van de levensverwachting van zooplankton	Reductie van de levensverwachting van (epi)benthos	Reductie van de levensverwachting van vissen
Naftaleen	0.9	1.7	1.4
Fluoreen	7.5	6.9	4.2
Fenanthreen	1.3	1.2	3.2
Fluorantheen	3.8	0.8	0.4
Pyreen	--	--	--
Benzo[a]anthraceen	0.63	--	--
Chryseen	< 0.01	--	--
Benzo[a]pyreen	0.2	--	0.2

Uit de resultaten blijkt dat bij een dergelijke graad van verontreiniging de algemene levensverwachting voor de verschillende trofische niveaus zal worden gereduceerd met 4.2 – 7.5 %. De waargenomen effecten zijn voornamelijk te wijten aan fluoreen en – in mindere mate – aan naftaleen, fenanthreen en fluorantheen. Omdat momenteel nog geen onderzoek werd verricht naar de gecombineerde toxische werking van deze verbindingen, wordt aangenomen dat het uiteindelijk effect zal worden bepaald door de stof die de grootste reductie van de levensverwachting veroorzaakt. Een dergelijke benadering werd eveneens toegepast in het eerder ontwikkelde BESM (Vandenbroele et al., 1997).

Uit Tabel 5.5 blijkt eveneens dat de klassificatie in toxiciteit van deze stoffen verschillend is voor de drie trofische niveaus. De hoeveelheid fluoranteen in Fuel No.2 leidt bij het zooplankton tot een grotere reductie van de levensverwachting dan naftaleen; voor de vissen daarentegen blijkt naftaleen meer toxisch te zijn. Voor een aantal stoffen ontbreken de nodige toxiciteitsdata om de reductie van de levensverwachting van één of meerde trofische niveaus te berekenen. Voor pyreen werden zelfs geen bruikbare data in de literatuur gevonden.

- Doe KG, Wells PG, 1978. Acute aquatic toxicity and dispersing effectiveness of oil spill dispersants: results of a Canadian oil dispersant testing program (1973 to 1977). In: McCarthy LT, Lindblom GP, Walter HF (Eds.), Chemical Dispersants for the Control of Oil Spliis ASTM STP 659. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA, pp. 50-65.
- Donkin P, Widdows J, Evans SV, Worral CM, Carr M, 1989. Quantitative structure-activity relationships for the effect of hydrophobic organic chemicals on rate of feeding by mussels (*Mytilus edul*is). Aquatic Toxicology, 14, 277-294.
- Driscoll SK, Landrum PF, 1997. A comparison of equilibrium partitioning and critical body residu approaches for predicting toxicity of sediment-associated fluoranthene to freshwater amphipods. Environmental Toxicology and Chemistry, 16, 2179-2186.
- Driscoll SK, Landrum PF, Tigue E, 1997. Accumulation and toxicokinetics of fluoranthene in water-only exposures with freshwater amphipods. Environmental Toxicology and Chemistry, 4, 754-761.
- Duarte-Davidson R, Courage C, Rushton L, Levy L, 2001. Benzene in the environment: an assessment of the potential risks to the health of the population. Occupational and Environmental Medicine, 58, 2-13.
- Ducrotoy J-P, 1999. Indications of change in the marine flora of the North Sea in the 1990s. Marine Pollution Bulletin, 38, 646-654.
- Eertman RHM, Groenink CLFM, Sandee B, Hummel M, Smaal AC, 1995. Response of the blue mussel *Mytilus edulis* L. following exposure to PAHs or contaminated sediment. Marine Environmental Research, 39, 169-173.
- Emery VL, Dillon TM, 1996. Chronic toxicity of phenanthrene to the marine polychaete worm, *Nereis (Neanthes) arenaceodentata*. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology, 56, 265-270.
- Fiala Z, Vyskocil A, Krajak V, Viau C, Ettlerova E, Bukac J, Fialova D, Emminger S, 2001. Environmental exposure of small children to polycyclic aromatic hydrocarbons. International Archives of Occupational and Environmental Health, 74, 411-420.
- French DP, 1991. Estimation of exposure and resulting mortality of aquatic biota following spills of toxic substances using a numerical model. In: Mayes MA, Barron MG (Eds.), Aquatic Toxicology and Risk Assessment, ASTM STP 1124, vol. 14. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA, pp. 35-47.
- Gala WR, Giesy JP, 1992. Photoinduced toxicity of anthracene to the green-alga, *Selenastrum capricornutum*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 23, 316-323.
- Getter CD, Baca BJ, 1984. A laboratory approach for determining the effects of oils and dispersants on mangroves. In: Allen TE (Ed.), Oil Spill Chemical Dispersants:

Research, Experience, and Recommendations, ASTM STP 840. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA, pp. 5-13.

- Gin KYH, Kamrul Huda MD, Lim WK, Tkalich P, 2001. An oil spill-food chain interaction model for coastal waters.
- Gobas, FAPC, 1993. A model for predicting the bioaccumulation of hydrophobic organic chemicals in aquatic food-webs: application to Lake Ontario. Ecological Modelling, 69, 1-17.
- Gobas FAPC, Morrison GA, 2000. Bioconcentration and biomagnifiation in the aquatic environment. In: Boethling RS, Mackay D (Eds.), Handbook of Property Estimation Methods for Chemicals. CRC Press, Boca Raton, Fl, pp. 189-231.
- Ireland DS, Burton GA, Hess GG, 1996. *In situ* evaluations of turbidity and photoinduction of polycyclic aromatic hydrocarbons. Environmental Toxicology and Chemistry, 15, 574-581.
- Kane Driscoll S, Harkey GA, Landrum PF, 1997. Accumulation an toxicokinetics of fluoranthene in sediment bioassays with freshwater amphipods. Environmental Toxicology and Chemistry, 16, 742-753.
- Koelmans AA, Van der Heijde A, Knijff LM, Aalderink RH, 2001. Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate & effects in aquatic ecosystems: a review. Water Research, 35, 3517-3536.
- Krizek RJ, Raphaelian LA, 1977. Fate of pesticides in bottom sediments during dredging and disposal cycle. In: Yen TF (Ed.) Chemistry of Marine Sediments. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, United States.
- Lancelot C, 1995. The mucilage phenomenon in the continental coastal waters of the North Sea. The Science of the Total Environment, 165, 83-102.
- Lancelot C, Rousseau V, Keller M, Smith W, Mathot S, 1998. Auto-ecology of *Phaeocystis* blooms. In: Proceedings of the NATO Andvanced Study Institute on the Pysiological Ecology of Harmful Algal Blooms. NATO-ASI Series, 41, 209-224.
- Lancelot C, Wassmann P, Barth H, 1994. Ecology of *Phaeocystis*-dominated ecosystems. Journal of Marine systems, 5, 1-4.
- Landrum PF, Giesy JP, Oris JT, Allred PM, 1986. Photoinduced tocicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to aquatic organisms. In: Vandermeulen JH, Hrudey SE (Eds.), Oil in Freshwater: Chemistry, Biology, Countermeasure Technology. Pergamon, Toronto, Canada, 304 p.
- Landrum PF, Eadie BJ, Faust WR, 1991. Toxicokinetics and toxicity of a mixture of sediment-associated polycyclic aromatic hydrocarbons to the amphipod *Diporeia* spp. Environmental Toxicology and Chemistry, 10, 35-46.

- Landrum PF, Lee HI, Lydy MJ, 1992. Toxicokinetics in aquatic systems: model comparisons and use in hazard assesment. Environmental Toxicology and Chemistry, 11, 1709-1725.
- Landrum PF, Dupuis WS, Kukkonen J, 1994. Toxicokinetics and toxicity of sediment-associated pyrene and phenanthrene in *Diporeia* spp.: examination of equilibrium-partitioning theory and residue-based effects for assessing hazard. Environmental Toxicology and Chemistry, 13, 1769-1780.
- Lotufo GR, 1997. Toxicity of sediment-associated PAHs to an estuarine copepod: effects on survival, feeding, reproduction, and behaviour. Marine Environmental Research, 44, 149-166.
- Lotufo GR, 1998a. Bioaccumulation of sediment-associated fluoranthene in benthic copepods: uptake, elimination, and biotransformation. Aquatic Toxicology, 44, 1-15.
- Lotufo GR, 1998b. Lethal and sublethal toxicity of sediment-associated fluoranthene to benthic copepods: application of the critical-body-residu approach. Aquatic Toxicology, 44, 17-30.
- Monson PD, Ankley GT, Kosian PA, 1995. Phototoxic response of *Lumbriculus variegatus* to sediments contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons. Environmental Toxicology and Chemistry, 14, 891-894.
- Liss PS, Malin G, Turner SM, Holligan PM, 1994. Dimethyl sulphide and *Phaeocystis*: a review. Journal of Marine Systems, 5, 41-54.
- Lu JCS, Chen KY, 1977. Migration of chemical constituents in sediment-seawater interfaces. In: Yen TF (Ed.) Chemistry of Marine Sediments. Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, United States.
- Mackay D (1982). Correlation of bioconcentration factors. Environmental Science and Technology, 16, 274-278.
- Mackay D, Paterson S, Shiu WY, 1992. Generic models for evaluating the regional fate of chemicals. Chemosphere, 24, 695-717.
- Mackay D, Puig H, McCarty LS, 1992. An equation describing the time course and variability in uptake and toxicity of narcotic chemicals to fish. Environmental Toxicology and Chemistry, 10, 1541-1583.
- Mackay D, Di Guardo A, Paterson S, Kisci G, Cowan CE, 1996a. Assessing the fate of new and existing chemicals: a five stage process. Environmental Toxicology and Chemistry, 15, 1618-1626.
- Mackay D, Di Guardo A, Paterson S, Cowan CE, 1996b. Evaluating the environmental fate of a variety of types of chemicals using the EQC model. Environmental Toxicology and Chemistry, 15, 1627-1637.

- Mackay D, Fraser A, 2000. Bioaccumulation of persistent organic chemicals: mechanisms and models. Environmental Pollution, 110, 375-391.
- McCarty LS, Mackay D, 1993. Enhancing ecotoxicological modelling and assessment. Environmental Science and Technology, 27, 1719-1727.
- McCarty LS, Mackay D, Smith AD, Ozburn GW, Dixon DG, 1991. Interpreting aquatic toxicity QSARs: the significance of toxicant body residues at the pharmacologic endpoint. Science of the Total Environment, 109/110, 515-525.
- McCarty LS, Mackay D, Smith AD, Ozburn GW, Dixon DG, 1992. Residu-based interpretation of toxicity and bioconcentration QSARs from aquatic bioassays: neutral narcotic organics. Environmental Toxicology and Chemistry, 11, 917-930.
- Meylan WM, Howard PH, Boethling RS, Aronson D, Printup H, Gouchie S, 1999. Improved method for estimating bioconcentration/bioaccumulation factor from octanol/water partitioning coefficient. Environmental Toxicology and Chemistry, 18, 664-672.
- MNZ, 1995. Stofstromen naar de Noordzee: de Belgische emissies van gevaarlijke stoffen naar de lucht en naar het water in de periode 1985-1995 (36 stofstroomfiches). Technische Commissie Noordzee.
- Monson PD, Ankley GT, Kosian PA, 1995. Phototoxic response of *Lumbriculus variegatus* to sediments contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons. Environmental Toxicology and Chemistry, 14, 891-894.
- Mortimer M, Connell DW, 1994. Critical internal and aqueous lethal concentrations of chlorobenzenes with the crab *Portunus pelagicus* (L). Ecotoxicology and Environmental Safety, 28, 298-312.
- Neely BW, Branson DR, Blau GE, 1974. Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. Environmental Science and Technology, 30, 3377-3384.
- Neff JM, Stubblefield WA, 1995. Chemical and toxicological evaluation of water quality following the Exxon Valdez oil spill. In: Wells PG, Butler JN, Hughes JS (Eds.), Exxon Valdez Oil Spill: Fate and Effects in Alaskan Waters, ASTM STP 1219. American Society for Testing and Materials, Philadelphia, USA, pp. 141-177.
- Newsted JL, Giesy JP, 1987. Predictive models for photoinduced acute toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to *Daphnia magna* Straus (Cladocera, Crustacea). Environmental Toxicology and Chemistry, 6, 445-461.
- Nichols JW, Jensen KM, Tietge JE, Johnson RD, 1998. Physiologically based toxicokinetic model for maternal transfer of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in brook trout (*Salvenius fontinalis*). Environmental Toxicology and Chemistry, 17, 2422-2434.

- Notar M, Leskovsek H, Faganeli J, 2001. Composition, distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments of the Gulf of Trieste, Northern Adriatic Sea. Marine Pollution Bulletin, 42, 36-44.
- Okay OS, Donkin P, Peters LD, Livingstone DR, 2000. The role of algae (*Isochrysis galbana*) enrichment on the bioaccumulation of benzo(a)pyrene and its effects on the blue mussel *Mytilus edulis*. Environmental Pollution, 110, 103-113.
- Oris JT, Giesy JP, 1987. The photoinduced toxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons to larvae of the fathead minnow (*Pimephales promelas*). Chemosphere, 16, 1395-1404.
- OSPAR, 1998. Report on liquid discharges from nuclear installations in 1996. OSPAR Commission. Report Point and Diffuse Sources, pp. 25-44.
- OSPAR QSR, 2000. Quality Status Report. Region II Greater North Sea, OSPAR Commission, London,136 p.
- Pelletier MC, Burgess RM, Ho KT, Kuhn A, McKinney RA, Ryba SA, 1997. Phototoxicity of individual PAHs and petroleum to marine invertebrate larvae and juveniles. Environmental Toxicology and Chemistry, 16, 2190-2199.
- Peña-Méndez EM, Astorga-España MS, Garcia-Montelongo FJ, 2001. Chemical fingerprinting applied to the evaluation of marine oil pollution in the coasts of Canary Islands (Spain). Environmental Pollution, 111, 177-187.
- Pezeshki SR, DeLaune RD, Jugsujinda A, 2001. The effects of crude oil and the effectiveness of cleaner application following oiling on US Gulf of Mexico coastal marsh plants. Environmental Pollution, 112, 483-489.
- Regnier P, Steefel CI, 1999. A high resolution estimate of the inorganic nitrogen flux from the Scheldt estuary to the coastal North Sea during a nitrogen-limited algal bloom, spring 1995. Geochimica et Cosmochimica Acta, 63, 1359-1374.
- Regnier P; Wollast R, Steefel CI, 1997. Long-term fluxes of reactive species in macrotidal estuaries: estimates from a fully transient, multi-component reaction transport model. Marine Chemistry, 58, 127-145.
- Riis V, Miethe D, Babel W, 1995. Degradation of refinery products and oils from polluted sites by the autochtonous micro-organisms of contaminated and pristine soils Microbiological Research, 150, 1-8.
- Riis V, Stimming M, Miethe D, Babel W, 1996. Investigations into the toxicity of persistent fractions of mineral oils. Chemosphere, 32, 1435-1443.
- Salomon JC, Breton M, Guegueniat P, 1995. A 2D long term advection dispersion model for the Channel and Southern North Sea. Part B: transit time and transfer function for Cap de la Hague. Journal of Marine Systems, 6, 515-527.

- Schirmer K, Chan AGJ, Greenberg BM, Dixon DG, Bols NC, 1998. Ability of 16 priority PAHs to be photocytotoxic to a cell line from the rainbow trout gill. Toxicology, 127, 143-155.
- Sijm DTHM, Schipper M, Opperhuizen A, 1993. Toxicokinetics of halogenated benzenes in fish: lethal bodyburden as a toxicological endpoint. Environmental Toxicology and Chemistry,12, 1117-1127.
- Singer MM, George S, Benner D, Jacobson S, Tjeerdema RS, Sowby ML, 1993. Comparative toxicity of two dispersants to the early life stages of two marine species. Environmental Toxicology and Chemistry, 12, 1855-1963.
- Singer MM, George S, Jacobson S, Lee I, Tjeerdema RS, Sowby ML, 1994. Comparative effects of oil dispersants to the early life stages of topsmelt (*Atherinops affinis*) and kelp (*Macrocystis pyrifera*). Environmental Toxicology and Chemistry, 13, 649-655.
- Singer MM, Aurand D, Bragin GE, Clark JR, Coelho GM, Sowby ML, Tjeerdema RS, 2000. Standardization of the preparation and quantification of water-accommodated fractions of petroleum for toxicity testing. Marine Pollution Bulletin, 40, 1007-1016.
- Smetacek V, Bathmann U, Nöthig EM, Scharek R, 1991. Coastal euthrophication: causes and consequences. In: Mantoura RFC, Martin JM, Wollast R (Eds.), Ocean Margin Processes in Global Change. Wiley Publ., Chichester, UK, pp. 251-280.
- Smith JE, 1968. Torrey Canyon Pollution and Marine Life. Cambridge University Press, New York, USA.
- Smith SM, Hitchcock GL, 1994. Nutrient enrichments and phytoplankton growth in the surface waters of the Louisiana Bight. Estuaries, 17.
- Spies RB, 1987. The biological effects of petroleum hydrocarbons in the sea: assessments from the field and microcosms, Chapter 9. In : Long-Term Environmental Effects of Offshore Oil and Gas Development, Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Stein ED, Cohen Y, Winer AM, 1996. Environmental distribution and transformation of mercury compounds. Critical Reviews in Envirnmental Science and Technology, 26, 1-43.
- Swedmark M, Granmo A, Kollberg S, 1973. Effects of oil dispersants and oil emulsions on marine animals. Water Research, 7, 1649-1672.
- Thomann RV, Mueller JA, 1987. Principles of Surface Water Quality Modeling and Control. McGraw-Hill, New York, USA, pp. 549-576.

- Thomann RV, Connolly JP, 1992. Modeling accumulation of organic chemicals in aquatic food webs. In: Gobas FACP, McCorquodale JA (Eds.), Chemical Dynamics in Freshwater Ecosystems. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA, pp. 153-186.
- Thomann RV, Connolly JP, Parkeron, TF, 1992. An equilibrium model of organic chemical accumulation in aquatic food webs with sediment interaction. Environmental Toxicology and Chemistry, 11, 615-629.
- Tiehm A, 1994. Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the presence of synthetic surfactants. Applied Environmental Microbiology, 60, 258-263.
- US-EPA, 1993. Sediment quality criteria for the protection of benthic organisms : fluoranthene. US Environmental Protection Agency (Publication No. 822/R-93/012). Washington , D.C.
- Verschueren K, 1996. Handbook of Environmental Data of Organic Chemicals, 3th Edition. Van Nostrand Reinhold, New York, USA, 2064 p.
- Van Hoogen G, Opperhuizen A, 1988. Toxicokinetics of chlorobenzenes in fish. Environmental Toxicology and Chemistry, 7, 213-219.
- Van Weers AW, 1989. Liquid releases into North European waters from nuclear installations other than fuel processing plants. Poceedings of a seminar of the project "MARINA", CEC-DG XI/4669/89-EN.
- Van Wezel AP, Opperhuizen A, 1995. Narcosis due to envirommental pollutants in aquatic organisms: residue-based toxicity, mechanisms, and membrane burdens. Critical Reviews in Toxicology, 25, 255-279.
- Veith GD, Call DJ, Brooke LT, 1983. Structure-toxicity relationships for the fathead minnow *Pimephales promelas*: narcotic industrial chemicals. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science, 40, 743-748.
- Veith GD, Defoe DL, Bergstedt BV, 1979. Measuring and estimating the bioconcentration factor of chemicals in fish. Journal Fisheries Research Board of Canada, 36, 1040-1048.
- Wernersson AS, Dave G, 1997. Phototoxicity identification by solid phase extraction and photoinduced toxicity to *Daphnia magna*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 32, 268-273.
- Widdows J, Donkin P, 1989. The application of combined tissue residue chemistry and physiological measurements of mussel (*Mytilus edulis*) for the assessment of environmental pollution. Hydrobiologia 188/189, 455-461.
- Wolfe MF, Schlosser JA, Schwartz GJB, Singaram S, Mielbrecht EE, Tjeerdema RS, Sowby ML, 1998. Influence of dispersants on the bioavailability and trophic transfer of petroleum hydrocarbons to primary levels of a marine food chain. Aquatic Toxicology, 42, 211-227.

- Wolfe MF, Schwartz GJB, Singaram S, Mielbracht EE, Tjeerdema RS, Sowby, ML, 1999. Influence of dispersants on the bioavailability and throphic transfer of phenanthrene to algae and rotifers. Aquatic Toxicology, 48, 13-24.
- Yaffe D, Cohen Y, Arey J, Grosovsky AJ, 2001. Multimedia analysis of PAHs and nitro-PAH daughter products in the Los Angeles basin. Risk Analysis, 21, 275-294.

TAAK I.2

ONTWIKKELEN VAN SOCIO-ECONOMISCHE BEOORDELINGSCRITERIA DIE HET MOGELIJK MAKEN DE KOSTPRIJS VAN DEZE DEGRADATIE OBJECTIEF TE BEPALEN

ECOLAS

Karl Van Biervliet
Geert Bogaert
Mieke Deconinck
Sarah Bogaert
Dirk Le Roy

in samenwerking met

Paulo A.L.D. Nunes
en
Biomath

INHOUDSTAFEL

Hoofdstuk 1.	**Inleiding**	221
Hoofdstuk 2.	**Algemeen analystisch kader**	223
2.1	De totale economische waarde van een milieugoed	223
2.1.1	De gebruikswaarden	224
2.1.2	De niet-gebruikswaarde	224
2.2	Het onderscheid tussen schadekosten en bestrijdingskosten	224
2.2.1	Schadekosten	225
2.2.1.1	Baten van milieubehoud	225
2.2.1.2	Monetaire waardering van milieubaten	226
2.2.2	Bestrijdingskosten	228
2.2.2.1	Kosten van milieubeleid	228
2.2.2.2	Waardering van bestrijdingskosten	228
2.3	Het optimaal niveau van milieugebruik/ -behoud	228
Hoofdstuk 3.	**Contingent Valuation Method (CVM)**	230
3.1	Voorstelling van de Contingent Valuation Method	230
3.2	Doelstellingen van de Contingent Valuation Method	232
3.3	De verschillende onderdelen van de CVM-vragenlijst	233
3.3.1	Betalingswijze	233
3.3.2	Betalingsbereidheidvraag	233
3.3.2.1	Open-ended question	234
3.3.2.2	The Bidding Game	235
3.3.2.3	The Payment Card	235
3.3.2.4	The Take-It-or-Leave-It Approach (The Dichotomous Choice)	236
3.3.2.5	The Take-It-or-Leave-It Approach with Follow-up (The Dichotomous Choice with one follow up) discrete indicator of WTP obtained, iterated series of questions)	236
Hoofdstuk 4.	**Ontwikkeling van de CVM-vragenlijst**	237
4.1	Eerste ontwerp van vragenlijst	238
4.2	Werkbezoek aan Prof. Loomis	239
4.3	Bespreking met experten	239
4.3.1	Achtergronddocument 1: Referentiesituatie Belgische Noordzee en risico op accidentele olieverontreiniging	239
4.3.1.1	Beschrijving van het milieugoed	239
4.3.1.2	Verschillende bedreigingen van het marien milieu	241

4.3.1.3	Risico op een (accidentele) olielozing van grote omvang	242
4.3.1.4	Effecten van olieverontreiniging op het natuurlijke milieu	243
4.3.1.5	Huidige oliebestrijdingsmaatregelen	244
4.3.1.6	Conclusie	244
4.3.2	Achtergronddocument 2: Hypothetisch scenario voor een preventie- en interventieprogramma bij een accidentele olieverontreiniging voor de Belgische Noordzeekust	245
4.3.2.1	Vooraf	245
4.3.2.2	(Hypothetisch) scenario van een accidentele olieverontreiniging	245
4.3.2.3	(Hypothetisch) scenario van de effecten op het mariene milieu	245
4.3.2.4	(Hypothetisch) scenario van de voorgestelde maatregelen	246
4.3.2.5	(Hypothetisch) scenario van de financiering van het programma	247
4.4	Kwalitatief onderzoek	248
4.4.1	Focusgroep	249
4.4.1.1	Algemene informatie	249
4.4.1.2	Samenkomst van de eerste focusgroep (Antwerpen – 14/11/'00)	250
4.4.1.3	Samenkomst van de tweede focusgroep (Ursel – 06/12/'00)	251
4.4.1.4	Samenkomst van de derde focusgroep (Luik – 25/06/'01)	252
4.4.2	Diepte-interviews	253
4.5	Pre-tests (januari 2001)	254
Hoofdstuk 5.	**Structuur van de definitieve CVM-vragenlijst**	255
5.1	Situeringsvragen	255
5.2	Voorstelling project	256
5.2.1	Voorstelling aan de Belgische kust	256
5.2.2	De financiering	257
5.2.3	Het interventie- en preventieprogramma	258
5.3	Waarderingsvragen	260
5.3.1	Betalingsbereidheid	260
5.3.2	De herzieningsvragen	262
5.4	Gebruiks- en attitudevragen	262
5.5	Evaluatievragen	262
5.6	Socio-demografische informatie	263
5.7	Evaluatievragen voor de interviewer	263
Hoofdstuk 6.	**Uitvoering van de CVM-enquête**	264
6.1	Steekproeftrekking	263
6.2	Aanwerving/opleiding van de enquêteurs	265

6.3	Supervisie van de enquêteurs	265
6.4	Afname enquêteurs	266
6.4.1	Verdeling over gewesten	268
6.4.2	Verdeling over vragenlijst-versies	269
6.4.3	Duur van de interviews	270
6.5	Input van de gegevens	270
Hoofdstuk 7.	**Toetsing aan de NOAA-criteria**	272
7.1	Algemene richtlijnen	272
7.2	Richtlijnen voor waarderingsonderzoek	273
Hoofdstuk 8.	**Beschrijvende analyse van de resultaten van de CVM-enquête**	277
8.1	Situeringsvragen	277
8.1.1	Maatschappelijke thema's	277
8.1.2	Milieuproblemen	278
8.2	Kennis van natuurgebieden/olieverontreiniging	279
8.2.1	Kennis van het natuurgebied 'de IJzermonding'	279
8.2.2	Kennis van ongevallen met olieverontreiniging als gevolg	279
8.3	Betalingsbereidheid	280
8.3.1	Steekproeffrequenties	280
8.3.2	Protestantwoorden	282
8.3.3	Revisie van de antwoorden	283
8.4	Gebruiks- en attitudevragen	284
8.4.1	Bezoek aan Belgische kust	284
8.4.2	Bezoek aan de kust in het buitenland	285
8.4.3	Gevolgen van olieverontreiniging voor beroep/inkomen	286
8.4.4	Affectie voor natuur en/of milieu	286
8.5	Socio-demografische karakteristieken	288
8.5.1	Gezinsgrootte	288
8.5.2	Leeftijd referentiepersoon	288
8.5.3	Geslacht	289
8.5.4	Beroepssituatie	289
8.5.5	Opleiding	289
8.5.6	Inkomen	290
8.6	Controle- en evaluatievragen	291
8.6.1	Doeltreffendheid programma's	291
8.6.2	Beïnvloeding	291
Hoofdstuk 9.	**Berekening en analyse van de uitgedrukte betalingsbereidheid**	293

9.1	Berekening en analyse van de uitgedrukte betalingsbereidheid per scenario	293
9.1.1	Methodes voor de berekening van de uitgedrukte betalingsbereidheid	293
9.1.1.1	Niet-parametrische schatting van de uitgedrukte betalingsbereidheid	293
9.1.1.2	Univariate parametrische schatting van de uitgedrukte betalingsbereidheid	293
9.1.2	Verschillen-analyse	294
9.1.2.1	Order-effect	294
9.1.2.2	Frequency-effect	295
9.1.2.2.1	Verschil in BTB tussen 1/3 en 1/5	295
9.1.2.2.2	Verschil in BTB tussen 1/3 en 1/10	295
9.1.2.2.3	Verschil in BTB tussen 1/5 en 1/10	295
9.1.2.3	Scope-effect	297
9.1.2.3.1	Verschil in BTB tussen Licht en Matig	297
9.1.2.3.2	Verschil in BTB tussen Licht en Zwaar	298
9.1.2.3.3	Verschil in BTB tussen Matig en Zwaar	298
9.1.2.4	Besluiten omtrent de verschillenanalyse	299
9.2	Berekening van de gemiddelde en totale betalingsbereidheid	300
Hoofdstuk 10.	**Waarderingsfunctie voor de CVM-resultaten**	302
10.1	Inleiding	302
10.2	Opbouw van het model	304
10.3	Finaal model	305
10.4	Interpretatie van het model	306
10.4.1	Algemene interpretatie van het model	306
10.4.2	Wiskundige interpretatie van het model	307
Hoofdstuk 11.	**Algemene besluiten CVM-studie**	310
Hoofdstuk 12.	**Berekening van de herstelkosten**	312
12.1	Inleiding	312
12.2	Methodiek	312
12.2.1	(Zee)vogels en zeezoogdieren	312
12.2.2	Vissen	313
12.3	Resultaten	314
12.3.1	(Zee)vogels	314
12.3.1.1	Inleiding	314
12.3.1.2	Situatie in Vlaanderen	315
	(i) Vogelopvangcentrum van het Marien Ecologisch Centrum (Oostende)	316
	(ii) Het Zwin (Knokke-Heist)	317
	(iii) De Heer John Van Gompel (dierenarts, Blankenberge)	317
	(iv) De Heer John Jacques (Ijzervallei)	318
12.3.1.3	Enkele Nederlandse opvangcentra	318
	(i) EcoMare	318
	(ii) Stichting vogelrampenfonds Haarlem	319
12.3.1.4	Verwerking resultaten	319
	(i) Reactie enquête	319
	(ii) Capaciteit centra	320

	(iii)	Werking centra	320
	(iv)	Overleving van opvangproces	321
	(v)	Tijdsduur opvangperiode	321
	(vi)	Vaste kosten	321
	(vii)	Variabele kosten	322
	(viii)	Kweekprogramma's	323
12.3.2	Zeezoogdieren		323
12.3.2.1	Inleiding		323
12.3.2.2	Situatie Vlaanderen		323
	(i)	Sealife Centre	324
12.3.2.3	Enkele Nederlandse opvangcentra		324
	(i)	Zeehondencrèche Pieterburen	324
	(ii)	EcoMare	325
12.3.2.4	Verwerking resultaten		325
	(i)	Reactie enquête	325
	(ii)	Werking centra	325
	(iii)	Overleving opvangproces	325
	(iv)	Tijdsduur opvangperiode	325
	(v)	Vaste kosten	326
	(vi)	Variabele kosten	326
	(vii)	Kweekprogramma	326
12.3.3	Vissen		327
12.3.3.1	Inleiding		327
12.3.3.2	Verwerking resultaten		327
12.4	Besluit		328
Bibliografie			330
Bijlagen			

HOOFDSTUK 1
INLEIDING

Tijdens de internationale Noordzeeministersconferenties (Den Haag, 1990; Esjberg, 1995) werden verschillende maatregelen afgekondigd om te komen tot een duurzaam Noordzeebeleid. Door de North Sea Task Force (ICES, OSPARCOM) werd in 1993 een rapport gepubliceerd over de toenmalige kwaliteitstatus van de Noordzee waaruit een negatieve impact van de verontreiniging op het mariene ecosysteem bleek.

In het kader van het Impulsprogramma Zeewetenschappen werd het project 'Definiëring en toepassing van ecologische criteria en economische indicatoren voor de effectstudie en kostenbepaling van diverse types van verontreiniging in de Noordzee' uitgevoerd. Er werd een effectgericht evalutatiesysteem ontwikkeld specifiek voor het Belgisch Continentaal Plat. Dit evaluatiesysteem wordt in deze onderzoeksopdracht verder uitgewerkt.

De totale socio-economische kostprijs van een degradatie van het mariene milieu omvat zowel schadekosten als bestrijdingskosten. Het is de bedoeling om beide in te schatten:

Tabel 1: *In te schatten schade - en bestrijdingskosten*[1].

Schadekosten	Bestrijdingskosten
Schade m.b.t. gebruikswaarden van het mariene milieu (zoals visserij, toerisme,...)	Kosten van een duurzaam beheer en gebruik van het mariene milieu en van de preventieve kosten die gemaakt dienen te worden om degradatie te vermijden
Schade m.b.t. optionele en bestaanswaarden van het mariene milieu	Opkuiskosten
	Kosten nodig om het mariene milieu te herstellen tot zijn oorspronkelijke of een vooraf gedefinieerde kwaliteit

De taak van Ecolas in het kader van het Mare-Dasm-project is drieledig:

- Ondersteuning van de BMM bij het inputten van de reeds ingeschatte gebruikswaardeverliezen in het socio-economisch submodel;
- Berekening van herstelkosten;
- Inschatting van niet-gebruikswaardeverliezen via CVM (= kernopdracht).

In het onderzoeksproject dat voorafging aan het huidige (Vandenbroele, e.a., 1997) werden m.b.t. de gebruikswaarde van de Noordzee al een aantal schadekosten bepaald van accidentele lozingen van olie en/of chemische producten voor de Belgische Noordzeekust (Harold of Free Enterprise, Amer Fuji-Meritas ongeval,...). De ingeschatte schadekosten hadden betrekking op visverliezen (commercieel en

recreationeel), verliezen aan dagpersoon excursies t.g.v. vogelverliezen en ander economisch verlies door vermindering van toerisme.... Deze gebruikswaarden dienen als input voor het socio-economisch submodel dat door de BMM wordt ontwikkeld. Hieromtrent werden door de BMM geen vragen gesteld.

Het deel omtrent de herstelkosten (Hoofdstuk 12) betreft de bepaling van de kosten voor het herstel van het verlies aan fauna en flora als gevolg van olieverontreiniging. Dit onderzoek heeft betrekking op de opvang en de kweek van de volgende diergroepen:

- vissen
- (zee)vogels
- zeezoogdieren

De lagere trofische biota, zoals benthos, fyto- en zoöplankton, werden niet onderzocht daar er weinig gegevens m.b.t. het kweken ervan voorhanden zijn.

De kernopdracht van Ecolas, de berekening van niet-gebruikswaardeverliezen ten gevolge van een accidentele olielozing voor de Belgische kust via de contingent valuation method (CVM) vormt de kern van dit rapport (Hoofdstuk 3 tot Hoofdstuk11). Een verfijnde enquête werd opgesteld na een grondig literatuuronderzoek, vergaderingen met CVM-specialisten in binnen- en buitenland, een aantal focugroepen (met specialisten en burgers) en testinterviews. In totaal werden 571 personen geïnterviewd over gans België. De resultaten werden grondig geanalyseerd: een beschrijvende analyse en een verschillen-analyse[2] werden gemaakt, de totale betalingsbereidheid werd berekend en een waarderingsfunctie werd opgesteld.

---

[1] Een meer uitgebreide omschrijving van schade- en bestrijdingskosten en de methodes om deze kosten in te schatten volgt in Hoofdstuk 2.

[2] Meerdere scenario's (verschillende omvang van schade en frekwentie van voorkomen) werden uitgewerkt.

HOOFDSTUK 2
ALGEMEEN ANALYTISCH KADER

Een milieugoed (lucht, water, bossen, ...) levert net als 'normale goederen' (brood, auto, ...) diensten. Een milieugoed kan een ecosysteem ondersteunen, het kan dienen als input voor productieprocessen, het kan rechtstreeks geconsumeerd[3] worden.

Een milieugoed is net als een 'normaal goed' een economisch goed omdat het schaars is. Aanwending van een milieugoed in de ene richting betekent dat andere richtingen worden opgeofferd. Als een deel van de Noordzee gebruikt wordt voor scheepstransport kan het niet meer gebruikt worden voor recreatie, zoals surfen. Een milieugoed heeft dus net als een 'normaal goed' een bepaalde monetaire waarde.

Vele diensten die geleverd worden door milieugoederen, worden niet geleverd via een marktwerking, dit in tegenstelling tot 'normale goederen'. Dit betekent dat er ook geen prijs tot stand komt. De monetaire waarde kan dus niet bepaald worden via de marktwerking. Daarom wordt vaak gesproken over niet-vermarktbare goederen.

In dit hoofdstuk wordt een korte uiteenzetting gegeven over de verschillende economische waarden die kunnen toegekend worden aan milieugoederen (zowel vermarktbare als niet-vermarktbare). Vervolgens wordt uitgelegd hoe de waarde van een milieugoed kan gezien worden als een baat van milieubehoud, hoe niet-vermarktbare milieugoederen gewaardeerd worden en hoe het optimaal niveau van milieugebruik bepaald wordt.

2.1 De totale economische waarde van een milieugoed[4]

De waarde van een milieugoed vloeit voort uit het gebruik en ook uit het niet-gebruik dat van dat milieugoed gemaakt wordt. De totale economische waarde van een milieugoed kan dus opgesplitst worden in een *gebruikswaarde* en een *niet-gebruikswaarde*.

Tabel 2: *Classificatie van de economische waarde van een milieugoed.*

Totale economische waarde					
Gebruikswaarde			Niet-gebruikswaarde		
Directe gebruiks-waarde	Indirect gebruiks-waarde	Optiewaarde	Bestaans-waarde	Legaatwaarde	Altruïstische waarde

[3] Onder consumptie wordt hier niet louter verbruik (zoals het drinken van water) verstaan maar tevens het genieten van een milieugoed (zoals een koraalrif) gewoon omdat het bestaat (cf. infra niet-gebruikswaarde).

[4] Indeling op basis van Kolstad, C.D. (2000): 295-296.

2.1.1 De gebruikswaarden

Gebruikswaarden kunnen verder opgesplitst worden in directe en indirecte gebruikswaarden en optiewaarden. De *directe gebruikswaarden* van het Belgisch Continentaal Plat (BCP) zijn bijvoorbeeld: wandelen aan het strand en visserij.
De *indirecte gebruikswaarde* van een milieugoed slaan hoofdzakelijk op de ecosysteemdiensten van dat milieugoed, bijvoorbeeld de CO_2-captatie van bossen of toegepast op het BCP: het belang van zuiver water voor het behoud van organismen in de voedselketen.
De *optiewaarde* van een milieugoed heeft betrekking op de mogelijkheid voor toekomstig gebruik.

2.1.2 De niet-gebruikswaarde

Bij de niet-gebruikswaarde ervaren de mensen het nut van een goede voor verschillende redenen behalve voor hun persoonlijk gebruik. De niet-gebruikswaarde geeft weer dat mensen een gebied niet moeten gebruiken of bezoeken om nut te halen uit het onderhoud of een verbetering ervan. Binnen een enge opvatting over economie wordt het bestaan hiervan ontkend. De stelling is: "Als mensen ergens het nut van inzien, dan zou je dit opmerken uit hun gedrag." Het is duidelijk dat bestaanswaarden belangrijk en reëel zijn aangezien velen lid zijn van milieugroepen, vrijwillig lobbyen, geld schenken, enz. ... Niet-gebruikswaarden kunnen verder opgesplitst worden in bestaanswaarde, legaatwaarde en altruïstische waarde.

De *bestaanswaarde* is de waarde die iemand hecht aan het louter bestaan van iets. Iemand die geen gebruik maakt (of de intentie om gebruik te maken) van een bepaald goed kan toch belang hebben bij het blijven bestaan van bijvoorbeeld de koraalriffen in Australië.
De *legaatwaarde* is gelijkaardig met de bestaanswaarde maar hier gaat het om de bestaanswaarde voor toekomstige generaties. Deze waarde ontstaat wanneer iemand geniet van het besef dat een goed bestaat en dat anderen (familie of verdere generaties) in de toekomst de kans hebben om ervan te genieten.
De *altruïstische waarde* hangt niet af van de eigen consumptie maar hangt af van het feit dat iemand anders nut heeft bij iets. Als mijn buurman 'voordeel' heeft bij het feit dat ik een verzorgde voortuin heb, dan heeft mij dat een meerwaarde (Kolstad, C. D., 2000).

2.2 Het onderscheid tussen schadekosten en bestrijdingskosten

Men onderscheidt twee klassen van kosten: deze die toenemen met de graad van vervuiling en deze die toenemen bij meer behoud van het milieu (minder toegelaten vervuiling). De eerste groep duiden we aan als schadekosten; de tweede als bestrijdingskosten.

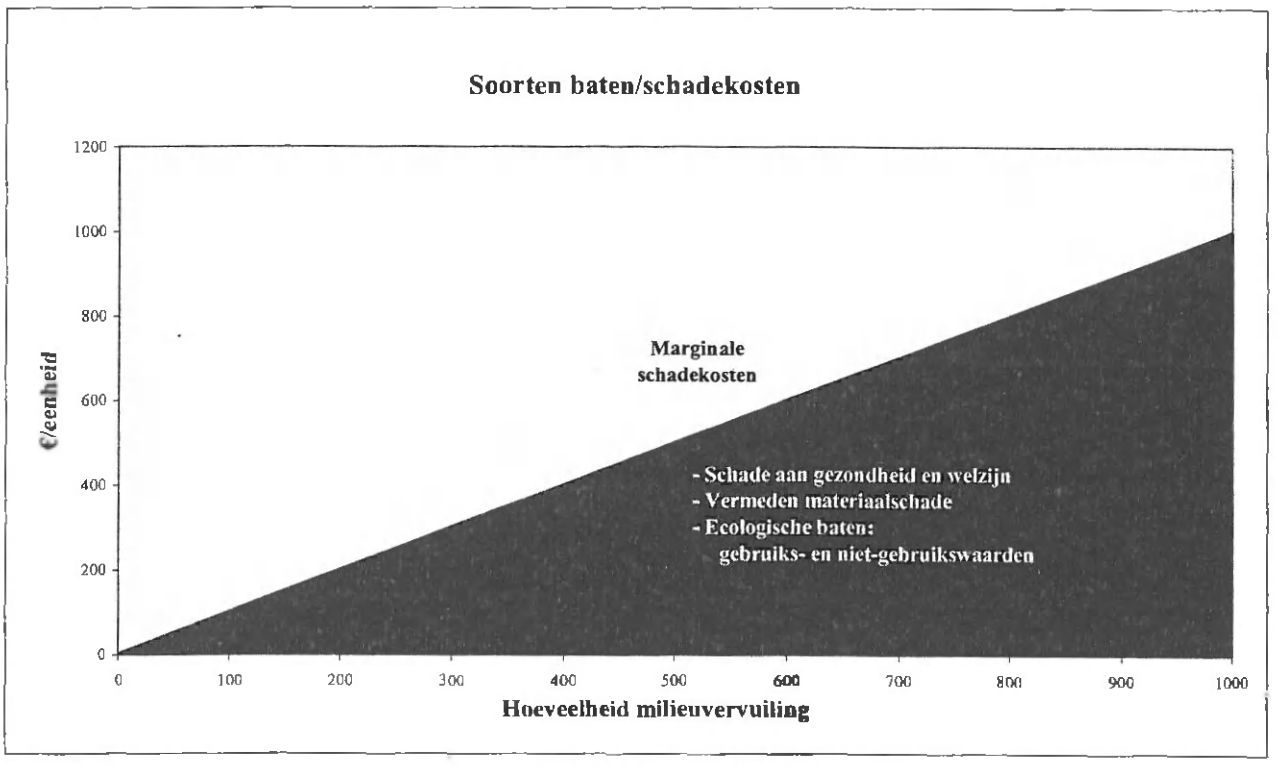
2.2.1 Schadekosten

2.2.1.1 Baten van milieubehoud

Door een aantal maatschappelijke activiteiten zoals b.v. het produceren van goederen, landbouw, veeteelt, bouwen van huizen, wonen, reizen, enz... worden aan het milieu fysieke condities (b.v. warmte) en/of chemische stoffen toegevoegd, of worden aan het milieu grondstoffen, voedsel en energie onttrokken[5]. Deze milieu-ingrepen leiden tot milieuproblemen zoals verontreiniging, uitputting, aantasting van (de kwaliteit van) het natuurlijk milieu en het risico op milieurampen. Deze effecten doen de waarde van het milieugoed dalen. We spreken dan van schadekosten. Deze schadekosten kunnen, wanneer ze vermeden worden door een goed milieubeheer, beschouwd worden als de baten van milieubehoud.

Deze schade omvat de gevolgen voor de gezondheid en het welzijn van de mens, voor de goederen en diensten die door de natuur aan de mens geleverd worden en voor het economisch en culturele patrimonium. Naast deze directe schade behoren ook de daarvan afgeleide of indirecte effecten tot de totale schadekost (b.v. effecten van inkomensherverdeling of van internationale conflicten om drinkbaar water). In onderstaande firguur worden de verschillende soorten baten nog eens naast elkaar geplaatst.

Figuur 1: *Soorten Baten/Schadekosten.*



[5] De transformatie van het milieu (b.v. structuurveranderingen of wijzigingen van ecosystemen) zijn een combinatie van deze twee basisbewegingen: onttrekking en toevoeging (Leroy, 1995).

2.2.1.2 Monetaire waardering van milieubaten

De bepaling van de milieuschadekosten, of anders uitgedrukt, van de baten van milieubehoud, is zeer moeilijk. Bovendien worden de schadekosten vaak onderschat of zeer onvolledig geschat bij gebrek aan gegevens (Verbruggen, 1994).

De *gebruikswaarden* kunnen becijferd worden door middel van indirecte methoden (op basis van geobserveerd marktgedrag). Daarbij wordt gebruik gemaakt van meetbare economische waarden zoals bijvoorbeeld marktprijzen voor vis- en schaaldieren.

Voor de *niet-gebruikswaarden* zijn er echter geen markten waar vraag en aanbod mekaar ontmoeten en prijzen gevormd worden. In dat geval zullen directe methoden, waar men de mensen rechtstreeks naar hun bereidheid tot betalen (of bereidheid tot accepteren van compensatie) vraagt om een bepaald milieugoed te behouden of te herstellen, moeten toegepast worden.

In de onderstaande tabel worden verschillende waarderingsmethoden in verband gebracht met diverse soorten baten van milieubehoud. Merk op dat de 'stated preference' (uitgedrukte voorkeur) methoden, waaronder de Contingent Valuation Method (CVM), voor de waardering van heel wat batencategorieën kunnen gebruikt worden.

Tabel 3: *Methoden om milieubaten te waarderen.*

Baten categorie	**Voorbeelden**	**Waarderingsmethoden**
Menselijke gezondheid en welzijn		
Mortaliteit	Verminderd risico op sterfte als gevolg van kanker of andere acute aandoeningen	Ontwijkgedrag Hedonistische methoden Uitgedrukte voorkeuren (o.a. CVM, conjoint analyses, contingent ranking)
Morbiditeit	Verminderd risico op kanker, astma, misselijkheid,…	Ontwijkgedrag Ziektekosten Hedonistische methoden Uitgedrukte voorkeuren
Leefbaarheid	Smaak, geur, zichtbaarheid	Ontwijkgedrag Hedonistische methoden Uitgedrukte voorkeuren
Ecologische baten[6]		
Gebruikswaarden		
Vermarkte producten	Voorziening van water, voedsel, brandstof, vezels, hout, pels, leder,…(ook betaalde recreatie)	Markt
Niet-vermarkte producten: (vrije) recreatie en esthetiek	Voorziening van vrije recreatieve mogelijkheden zoals vissen, zwemmen,… en genieten van landschappelijke zichten	Productiefunctie Ontwijkgedrag Hedonistische methoden Vraag naar recreatie Uitgedrukte voorkeuren
Indirect vermarkte producten: ecosysteemdiensten	Klimaatmatiging, matiging van het aantal overstromingen, aanvulling grondwater, tegengaan erosie, voedselcyclus, biodiversiteit, bodemverrijking,	Productiefunctie Ontwijkgedrag Uitgedrukte voorkeuren
Niet-gebruikswaarden		
Bestaans-, legaat-, en quasi-optiewaarden	Geassocieerd met de wetenschap dat bepaalde dingen bestaan of beschikbaar zijn voor komende generaties, voor anderen,…	Uitgedrukte voorkeuren
Vermeden materiaalschade		Ontwijkgedrag Markt

Bron: EPA, 2000.

[6] In dit onderzoek wordt enkel rekening gehouden met deze categorie van baten.

2.2.2 Bestrijdingskosten

2.2.2.1 Kosten van milieubeleid

Onder de bestrijdingskosten worden verstaan de kosten van milieubeleid en van milieumaatregelen om schade te voorkomen, te verhelpen of te herstellen. De bestrijdingskosten kunnen bestaan uit:

1) *De kosten van organisatorische maatregelen*: b.v.: controle (monitoring Noordzee vanuit het vliegtuig door de BMM), beheer van de Noordzee (rampenplan), de kosten van een duurzaam milieubeleid,...
2) *De kosten van preventieve maatregelen*: b.v. procesmaatregelen (dubbelwandige tankers) of productmaatregelen (olietransport via pijpleiding over land).
3) *De kosten van volume maatregelen*: b.v. beperking van visserij en scheepvaart.
4) *De kosten van curatieve maatregelen*: b.v. interventies, opkuiskosten, herstelkosten.

2.2.2.2 Waardering van bestrijdingskosten

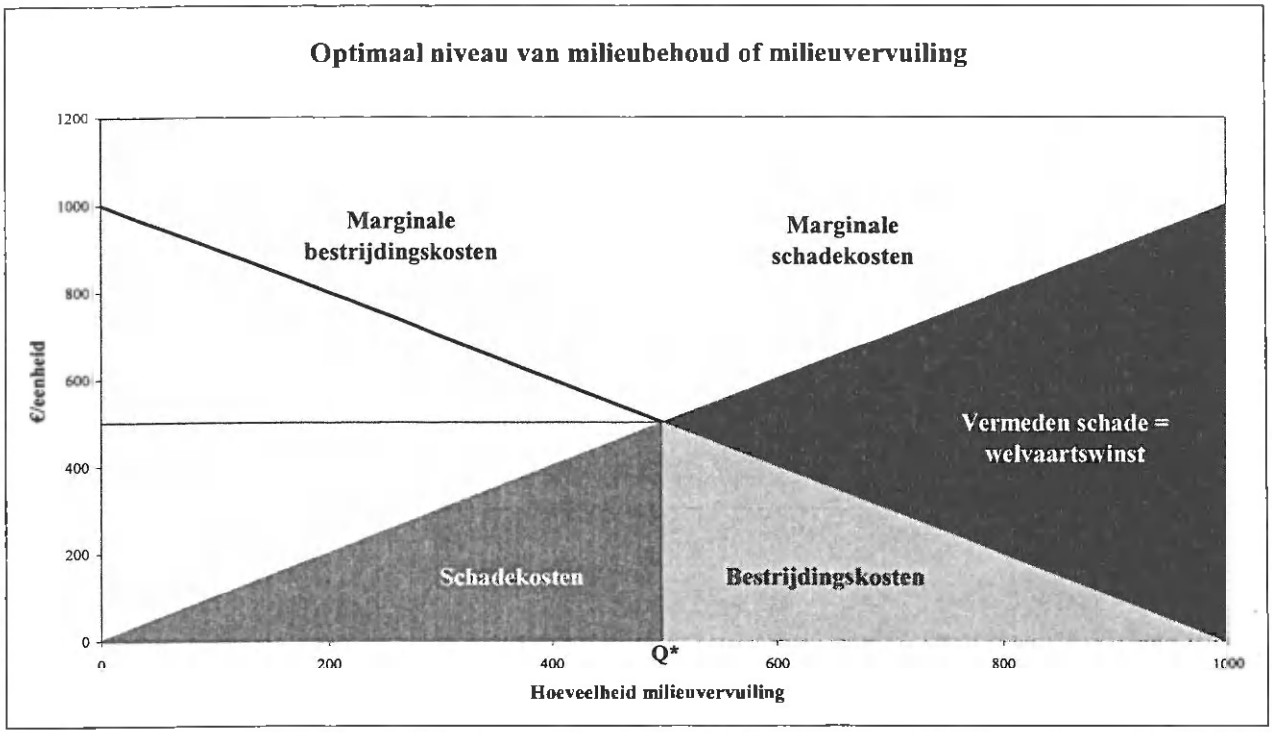
Ook al is de inschatting van de bestrijdingskosten voor verschillende niveaus van bestrijding geen eenvoudige opgave, toch zijn deze kosten zichtbaarder en gemakkelijker te becijferen dan de schadekosten. Men heeft in het verleden vastgesteld dat de bestrijdingskosten dikwijls overschat worden (Verbruggen, 1994).

2.3 Het optimaal niveau van milieugebruik/ -behoud

Milieubeleid en milieumaatregelen leveren dus kosten en baten (vermindering van schadekosten) op. Deze zijn in principe niet beperkt tot de directe kosten en baten maar betreffen ook, via allerhande prijs- en inkomenseffecten, indirecte en afgeleide effecten op de economische groei, de betalingsbalans, de werkgelegenheid, de inkomensvorming- en verdeling, enz..

De kosten en baten moeten tegenover mekaar worden afgewogen om tot een optimaal niveau van milieugebruik/milieubehoud te komen. De economische theorie geeft aan dat dit optimale niveau bereikt wordt wanneer de marginale schadekosten gelijk zijn aan de marginale bestrijdingskosten. Dit wordt voorgesteld in onderstaande figuur.

Figuur 2: *Optimaal niveau van milieugebruik/behoud.*



Het optimum (= het niveau Q* van milieugebruik/ -behoud) wordt bepaald door het snijpunt van de marginale schadekostenfunctie en de marginale bestrijdingskostenfunctie. In dat punt is de totale maatschappelijke kost (= som van de schadekosten en de bestrijdingskosten) het kleinst en is de maatschappelijke winst (= het verschil tussen de vermeden schade en de kost om deze schadevermindering te bekomen) het grootst.

HOOFDSTUK 3

CONTINGENT VALUATION METHOD (CVM)

3.1 Voorstelling van de Contingent Valuation Method

De Contingent Valuation Method (CVM) wordt gebruikt voor de inschatting van niet-vermarkte gebruikswaarden; de waarde van ecosysteemfuncties en niet-gebruikswaarden (cf. supra). De CVM is de enige methode die niet-gebruikswaarden monetair kan inschatten.

In een CVM-studie wordt een hypothetische markt gecreëerd. Als men aan een respondent zou vragen "Wat bent u bereid te betalen voor de niet-gebruiksfunctie van het Belgische deel van de Noordzee?", dan kan die respondent zich zeer moeilijk of niet inbeelden voor wat er nu eigenlijk moet betaald worden. Daarom wordt de niet-gebruiksfunctie van het Belgische deel van de Noordzee 'vertaald' naar iets tastbaarders, iets waarmee de respondent meer vertrouwd is, er wordt een hypothetisch scenario gecreëerd. In het concrete geval van de CVM die in het kader van deze studie wordt uitgevoerd, wordt de 'niet-gebruiksfunctie van het Belgische deel van de Noordzee' vertaald naar een bestrijdingsprogramma die een hypothetische olieverontreiniging (met bijhorende schade aan de natuurwaarden) moet vermijden (cf. infra). De volgende stap bij het creëren van de hypothetische markt is via een enquêtering nagaan wat de betalingsbereidheid (BTB)[7] of de bereidheid tot accepteren van compensatie (acceptatiebereidheid - ATB)[8] is voor het hypothetische scenario. Bij de BTB wordt aan de respondent gevraagd wat hij bereid is om te betalen voor een bepaalde verbetering van een (milieu-)goed. Bij de ATB wordt aan de respondent gevraagd welk bedrag hij bereid is om te aanvaarden ter compensatie voor een verslechtering van een (milieu-)goed.[9]

Er wordt een referentiesituatie beschreven en een alternatief (wijziging van het goed t.o.v. de referentiesituatie). Belangrijk om te begrijpen is dat de CVM een bepaalde hoeveelheidswijziging van een milieugoed waardeert, zoals aangegeven in onderstaande figuur[10]. Gesteld dat de natuurwaarde van de Noordzee in hoeveelheden van één eenheidsparameter[11] kan uitgedrukt worden. Hoe de totale waarde van de Noordzee (in miljoen €) varieert in functie van de hoeveelheid natuurwaarde weten we niet, maar stel

---

7 Frekwent gebruikte Engelstalige term: willingness to pay (WTP).

8 Frekwent gebruikte Engelstalige term: willingness to accept (WTA).

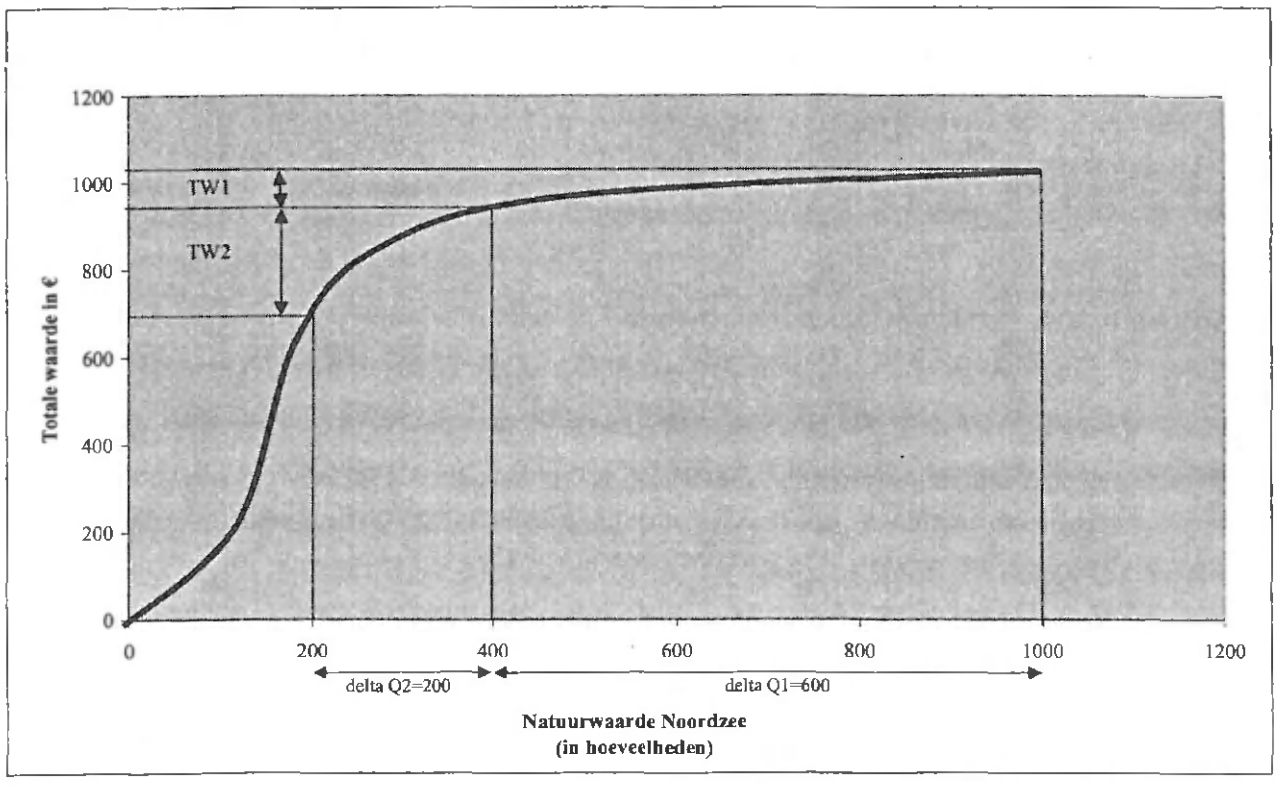
9 Het gebruik van ATB in contingent valuation methods moet vermeden worden omdat het meestal geen correcte gegevens genereert (Mitchell, R.C. et al., 1989).

10 Als voorbeeld van het te waarderen goed wordt hier de Noordzee genomen, wat ook het onderwerp is van de eigenlijke CVM.

11 Dit is een heel theoretisch concept. Deze eenheidsparameter kan bijvoorbeeld het aantal zeevogels zijn. Op de grafiek zie je dan dat de dood van 600 zeevogels resulteert in een waardedaling van 100 € (TW1). In deze studie wordt deze eenheidsparameter vertaald naar een theoretische olieverontreiniging met een bepaalde natuurschade als gevolg. De respondent zal het vermijden van een olieschade waarderen.

dat ze een S-vormig verloop heeft zoals in de grafiek is weergegeven. De huidige natuurwaarde bedraagt dan bijvoorbeeld 1.000 eenheden, overeenstemmend met een totale waarde van 1.050 €. De vermindering van de natuurwaarde van de Noordzee met een eerste 600 eenheden (Q1) heeft dan slechts een kleine waardedaling van 100 € (TW1) tot gevolg. De daaropvolgende waardedaling van 200 eenheden heeft echter een waardedaling van 225 € (TW2) tot gevolg. Het S-vormig verloop kan als volgt worden verklaard: men is minder bereid te betalen voor het vermijden van de dood (door de jacht erop) van relatief veel walvissen wanneer er overvloedig veel walvissen in de oceanen rondzwemmen, maar men is wel bereid meer te betalen om te vermijden dat de walvissen met uitsterven bedreigd worden.

Figuur 3: *Hypothetische economische waarde van de Noordzee in functie van de hoeveelheid natuurwaarde.*



Om een dergelijke waarderingsfunctie in werkelijkheid samen te stellen moeten scenario's van verschillende omvang voorgesteld worden aan de respondenten die de CVM-enquête beantwoorden.

3.2 Doelstellingen van de Contingent Valuation Method

Het enquête-instrument moet beantwoorden aan een aantal doelstellingen. Het wil:

- Consistent zijn met de economische theorie;
- Begrijpbaar zijn voor de respondent;
- Gericht zijn op een specifieke schadekost (soort schade);
- Een geloofwaardig scenario en keuzemechanisme bevatten;
- Door de respondent als neutraal ervaren worden.

Deze doelstellingen of voorwaarden zijn heel belangrijk voor de validatie van de bekomen waarden. Als aan één van deze voorwaarden niet voldaan wordt dan is de bekomen BTB geen correcte weergave van wat een (milieu-)goed waard is voor de respondent.

De CVM is een methode die heel wat kritiek te slikken krijgt. De vraag is of de CVM geldige economische waarden kan genereren. De Contingent Valuation Method werd in 1993 kritisch geanalyseerd door een comité, voorgezeten door twee Nobelprijswinnaars, dat werd aangesteld door 'the National Oceanic and Atmospheric Administration' (NOAA). De conclusie van dit comité was dat CVM geldige economische waarden kan opleveren maar dan moet de opbouw van het enquête-instrument wel aan een aantal voorwaarden voldoen.

De zes belangrijkste richtlijnen, ook wel 'the six pillars of the NOAA' genoemd, worden hieronder beschreven (Nunes, 2000 en NOAA,1993)[12]:

1. Huis-aan-huis interviews worden verkozen boven telefonische interviews of interviews per post.
2. Betalingsbereidheid (BTB) moet verkozen worden boven acceptatiebereidheid (ATB).
3. De 'dichotomous choice' methode wordt verkozen boven de 'open-ended question' bij de vraag naar de betalingsbereidheid (cf. infra).
4. Een zorgzame omschrijving van het programma of de te voeren politiek is zeer belangrijk.
5. De respondenten moeten er aan herinnerd worden dat er andere, niet aangetaste, gebieden bestaan.
6. Op het einde van de vragenlijst moet een evaluatie komen om te zien of de respondent alles (vooral de betalingsbereidheidvraag) goed begrepen heeft.

[12] De toetsing van de NOAA-criteria aan deze CVM-studie gebeurt verder in dit document.

3.3 De verschillende onderdelen van de CVM-vragenlijst

De CVM-vragenlijst bevat drie grote delen (Mitchell, R.C. et al., 1989):

1. *Een gedetailleerde beschrijving van het milieugoed dat men wil waarderen en de hypothetische omstandigheden waarin het goed ter beschikking wordt gesteld aan de respondent.* Er wordt een referentiesituatie van het goed beschreven en hypothetische situatie. De hypothetische markt waarin het goed 'verhandeld' wordt moet zo beschreven worden dat deze zo geloofwaardig mogelijk overkomt. Hier wordt tevens uitgelegd op welke wijze de respondent voor het goed moet betalen.
2. *Eén of meerdere vragen die de betalingsbereidheid van de respondent voor het milieugoed zo nauwkeurig mogelijk probeert te achterhalen.* Deze vragen zijn zodanig opgesteld dat ze de waardering van het goed vereenvoudigen zonder te beïnvloeden.
3. *Meerdere vragen over de karakteristieken van de respondent (leeftijd, inkomen, ...), hun voorkeuren met betrekking tot het goed en het eventueel gebruik dat de respondent maakt van het goed.* Deze informatie wordt gebruikt voor het opstellen van de waarderingsfunctie. Variabelen die mee de betalingsbereidheid beïnvloeden kunnen gezien worden al bewijs voor betrouwbaarheid en geldigheid.

Hieronder worden twee belangrijke aspecten nog wat verder uiteengezet, namelijk de wijze van betaling en de keuze van de betalingsbereidheidvraag.

3.3.1 Betalingswijze

Het betalingsmiddel moet eerlijk en aannemelijk zijn en moet tevens toe laten om alle respondenten verplicht te laten betalen (Carson, R. et al., 1992: 18). Op deze manier worden protestantwoorden (cf. infra) en strategisch gedrag (vb. free riding) zoveel mogelijk vermeden. De hypothetische markt die gecreëerd wordt bestaat uit een referendum waarbij gestemd wordt voor of tegen een programma. Als meer dan 50% van alle burgers akkoord zijn dan wordt het programma ingevoerd, anders niet. Als het programma wordt goedgekeurd moet iedereen betalen, zelfs de respondenten die tegen het programma hebben gestemd.

Het referendum wordt gekenmerkt door volgende elementen:

- De stemmer wordt geconfronteerd met een één-moment keuze om ja of nee te stemmen voor een vooraf bepaald beleidspakket;
- Dit model veronderstelt dat mensen keuzes maken die beïnvloed zijn door minder dan perfecte informatie, door meervoudige motieven en door factoren uit de context.

Voordelen van het referendum:

- Voor publieke goederen wordt collectief betaald, eens het besluit genomen is om ze te voorzien. => CVM-studies zijn geneigd om betalingsmiddelen te gebruiken die dwang impliceren, zoals hoger prijzen of taksen wanneer een programma zou worden ingevoerd. Via het referendum wordt dit duidelijk;
- Dit mechanisme maakt het mogelijk om mensen bindende beslissingen te laten nemen over de voorziening van het goed. In een referendum heeft de beslissing van de stemmer duidelijke economische implicaties voor dit huishouden, dat zijn aandeel van de kost zal moeten betalen als het voorstel wordt goedgekeurd;
- Dit model leent zich goed uit voor het enquêtemiddel. Een stemming is namelijk gelijkaardig aan een multiple-choice vragenlijst en een politieke navraag om verkiezingsuitkomsten te voorspellen is een goed gekend middel in het publieke leven.

3.3.2 Betalingsbereidheidvraag

De bedoeling van de betalingsbereidheidvraag is om na te gaan wat het maximale bedrag is dat de respondent wil betalen voor het goed die voorgesteld wordt. Verschillende methoden om deze maximale betalingsbereidheid te onthullen zijn reeds ontwikkeld en getest in meerdere CVM-studies. Hieronder worden de verschillende mogelijke opgesomd met hun voor- en nadelen.

3.3.2.1 Open-ended question

Wat is het maximum bedrag dat u wil betalen voor het goed?
Met deze methode wordt de werkelijke betalingsbereidheid verkregen via één enkele vraag.

Negatief

- Een hoog percentage die niet wil antwoorden of die nul antwoordt (alhoewel de voorziening waarde voor hem/haar heeft).
- Deze methode kan aanleiding geven tot strategisch gedrag.
- Het is moeilijk om zo maar een bedrag uit de lucht te pikken. (dit gebeurt ook niet in een gewone marktsituatie)

Positief

- Redelijk eenvoudig om statistisch te verwerken.
- Kan gebruikt worden bij alle soorten interviews (per post, aan de telefoon, huis-aan-huis).

3.3.2.2 The Bidding Game

Wilt u X BEF betalen voor het goed, ja of nee? (vergelijking met een veiling)

Met deze methode wordt de werkelijke betalingsbereidheid verkregen via een iteratieve serie van vragen.

Negatief

- 'Verankering': wanneer de ondervraagde niet een echt gedefinieerde waardering heeft voor het goed dan neemt deze het startbedrag als sleutel of referentiepunt voor haar/zijn eindevaluatie. Dit wordt 'starting point bias' genoemd (Mitchell, R.C. en R.T. Carson (1989), chapter 11).
- 'Yea'-saying: de ondervraagde is akkoord met een een steeds hoger wordend bod zonder rekening te houden met zijn/haar echte waardering. De echte waarde wordt daardoor overschat.
- De ondervraagden worden verveeld na een tijdje waardoor de motivatie daalt en er minder accurate antwoorden verkregen worden.

Positief

- Eenvoudige keuze voor de ondervraagde, ze krijgen wat hulp (laag aantal 'neen - antwoorden').
- Redelijk eenvoudig om statistisch te verwerken.
- Kan gebruikt worden bij interviews via de telefoon en huis-aan-huis.

3.3.2.3 The Payment Card

Welk bedrag op deze betaalkaart (of ieder ander bedrag) wilt u betalen voor het goed?[13]

Met deze methode wordt de werkelijke betalingsbereidheid verkregen via één enkele vraag.

Negatief

- De benchmarks kunnen gebruikt worden als sleutels door de ondervraagde, en daarom is het mogelijk dat ze hun preferenties niet diep genoeg doorgronden.
- Het maximum bedrag op de betaalkaart kan de eind-BTB beïnvloeden.

Positief

- Weinig aantal onbruikbare antwoorden, de ondervraagden krijgen wat hulp. Dit in tegenstelling tot de 'open-ended question'.
- Geen 'starting point bias', dit in tegenstelling tot de 'bidding game'.
- Redelijk eenvoudig om statistisch te verwerken.

[13] Deze betaalkaart bevat een lijst met potentiële BTB-bedragen en ook een aantal benchmarks, die aangeeft wat een gelijkaardig huishouden uitgeeft aan andere publieke goederen.

- Kan gebruikt worden bij interviews via de telefoon en huis-aan-huis.

3.3.2.4 The Take-It-or-Leave-It Approach (The Dichotomous Choice)

Accepteert u of verwerpt u het te betalen bedrag in ruil voor dit goed?[14]
Met deze methode wordt een discrete indicator van de werkelijke betalingsbereidheid verkregen via één enkele vraag.

Negatief

- Minder eenvoudige statistische verwerking in vergelijking met de voorgaande methodes.
- Een veel grotere steekproef (in vgl. met de andere methodes) is nodig om dezelfde graad van accuraatheid te verkrijgen van de relevante statistieken.

Positief

- Weinig belastend voor de ondervraagden (ze krijgen hulp).
- Strategisch gedrag wordt vermeden.
- Kan gebruikt worden bij alle soorten interviews (per post, aan de telefoon, huis-aan-huis).

3.3.2.5 The Take-It-or-Leave-It Approach with Follow-up (The Dichotomous Choice with one follow up) discrete indicator of WTP obtained, iterated series of questions)

Accepteert u of verwerpt u het te betalen bedrag in ruil voor dit goed? Als ja, zelfde vraag maar met hoger bedrag. Als nee, zelfde vraag maar met lager bedrag.[15]
Met deze methode wordt een discrete indicator van de werkelijke betalingsbereidheid verkregen via een iteratieve serie van vragen.

Negatief

- Kans op strategisch gedrag.

Positief

- Minder ondervraagden zijn nodig om dezelfde accuraatheid als bij andere methodes te verkrijgen.
- De statistische analyse is gerelateerd aan de 'survival analysis' (Nelson, 1982).
- Kan gebruikt worden bij interviews via de telefoon en huis-aan-huis.

[14] Dit komt overeen met de eerste ronde van het 'bidding game', verschillende aanbiedingen worden willekeurig toegewezen aan de ondervraagden.
[15] Dit komt overeen met de eerste twee ronden van het 'bidding game', verschillende aanbiedingen worden willekeurig toegewezen aan de ondervraagden.

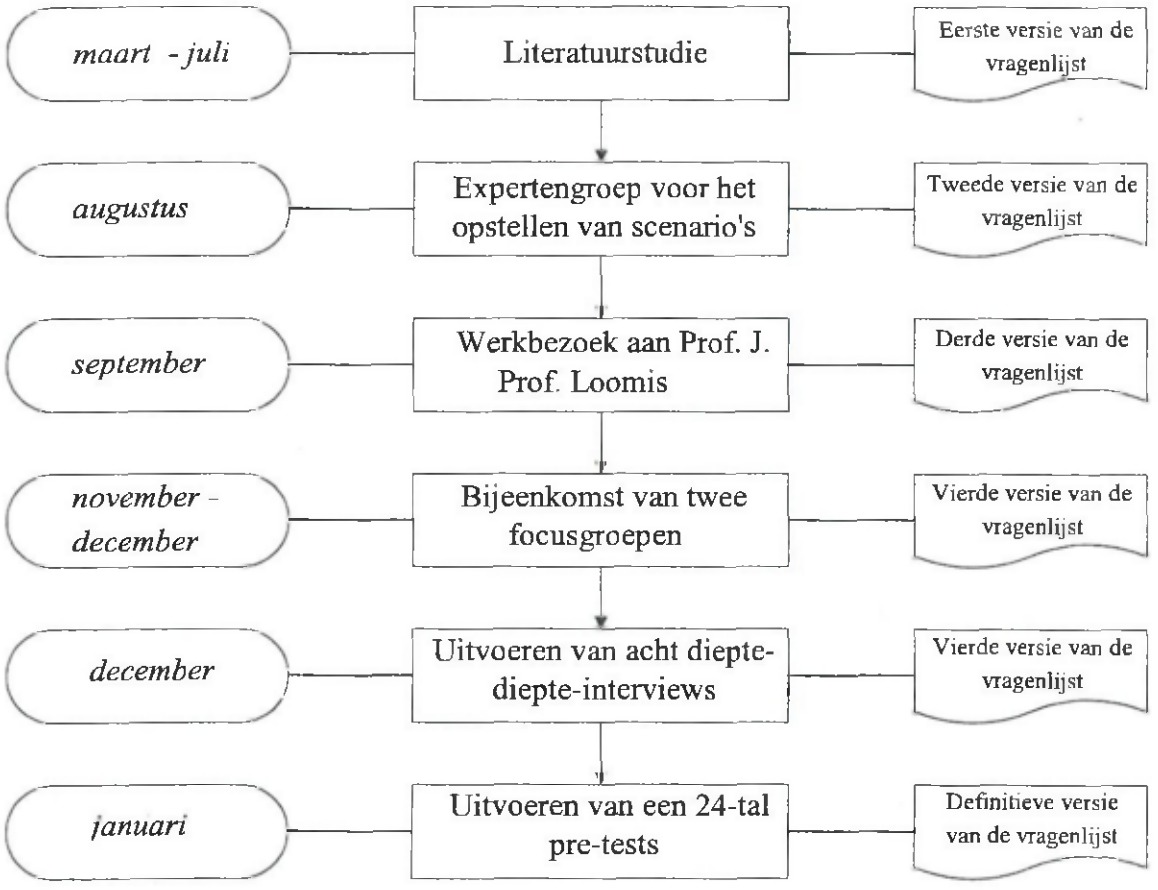
HOOFDSTUK 4
ONTWIKKELEN VAN DE CVM-VRAGENLIJST

Aan de hand van een literatuurstudie werd een eerste enquêteversie opgesteld. Ten behoeve van een degelijke scenario-opbouw werd een expertengroep opgericht welke zich verscheidene malen gebogen heeft over wat uiteindelijk een aantal achtergronddocumenten geworden zijn die als wetenschappelijke basis dienen voor de diverse scenario's welke in de enquête zullen worden opgenomen. Naast deze achtergronddocumenten werd dan ook een tweede enquêteversie opgesteld waarin vooral aanpassingen werden gedaan aan de uitwerking van het scenario.

Daarna werd een werkbezoek gebracht aan Prof. J. Loomis van de Colorado State University, een internationaal expert op het vlak van CVM. De tweede enquêteversie werd aan hem voorgesteld. Met de suggesties van Prof. J. Loomis werd de tweede enquêteversie aangepast.

Tenslotte werden twee focusgroepen bijeengebracht, waarbij telkens de enquête werd aangepast. Na de twee focusgroepen werden acht diepte-interviews uitgevoerd. Met de resultaten van deze interviews werd dan een definitieve enquête opgesteld. Kleine aanpassingen werden nog gemaakt aan de definitieve versie na de pre-tests. Onderstaande figuur heeft de verschillende stappen schematisch weer:

Figuur 4: *Stroomschema opbouw vragenlijst.*



4.1 Eerste ontwerp van vragenlijst

Een eerste vragenlijst werd opgesteld na een uitgebreide literatuurstudie. Vooral de CVM-studie over de Exxon-Valdez olieverontreiniging (Carson, R.T., et al., 1992) en de CVM-studie over olieverontreiniging voor de Californische kust (Carson, R.T., et al., 1996) werden als referentiemateriaal gebruikt. Eveneens werd gebruik gemaakt van de eerste CVM-studie in Vlaanderen waarbij de waarde van de niet-gebruiksfunctie van Heverleebos en Meerdaalwoud werd gemeten (Centrum voor economische studiën K.U.Leuven, 2000). De talrijke papers over de CVM op de conferentie van de Europese milieu-economisten te Kreta (EAERE 2000 Annual Conference, 30 juni - 2 juli 2000) waren ook heel nuttig.

4.2 Werkbezoek aan Prof. J. Loomis

Aan Prof. J. Loomis werd onze eerste (vertaalde) vragenlijst voorgelegd en werden zijn opmerkingen verwerkt in de tweede vragenlijst. Prof. Loomis gaf aan dat de mogelijkheid bestaat om binnen één vragenlijst meerdere scenario's te bevragen. Dat wil dus zeggen dat één respondent zijn waardering moet uitdrukken voor scenario's van verschillende omvang. Op deze manier kon zonder te veel extra enquêtes te moeten afnemen, een waarderingsfunctie opgesteld worden in functie van de omvang van de schade.

4.3 Bespreking met experten

Teneinde een aantal geloofwaardige scenario's te ontwikkelen die in de enquête aan de respondent zouden kunnen worden voorgelegd, hebben we een expertengroep[16] samengebracht die vanuit hun specifieke kennis een inbreng hebben gedaan in de opstelling van twee wetenschappelijke achtergronddocumenten.

4.3.1 Achtergronddocument 1: Referentiesituatie Belgische Noordzee en risico op accidentele olieverontreiniging.

4.3.1.1 Beschrijving van het milieugoed

De Noordzee is gelegen tussen Groot-Brittannië, Noorwegen, Zweden, Denemarken, Duitsland, Nederland, België en Frankrijk. De Belgische Noordzeekust loopt van De Panne tot Knokke-Heist en heeft een totale lengte van 65km. Het deel van de Noordzee gelokaliseerd tussen de kusten van Groot-Brittannië, Frankrijk en België is één van de drukst bevaren scheepvaartroutes van de wereld. Het Belgische deel van de Noordzee en het kustgebied vormen een economisch belangrijke zone met onder andere visserij, zandwinning en toerisme. De Belgische Noordzeekust is ook een belangrijk recreatiegebied waar aan strandwandelen, zonnebaden, zeilen en surfen kan worden gedaan.
Naast deze economische en recreatieve functie heeft de Belgische Noordzee en kust ook een unieke ecologische functie. Voor de kust, in zee, liggen verschillende zandbanken als een soort 'duinlandschap' onder water. Het gebied van deze zandbanken strekt zich uit van Zeeland tot Calais. De ondiepe kustwateren met zandbanken sluiten aan bij waardevolle habitats op het vasteland waardoor een volledig aaneengesloten gebied met diverse kustbiotopen (zandbanken, strand, slik en schor, estuarium, duin) is ontstaan. De stranden hebben hierbij een dynamische overgangsfunctie tussen zee en land. Zij bieden

bescherming doch zijn ook rijk aan bodemleven. In de Zuidelijke Noordzee komt een dergelijke habitat nog voor in het Zuidoosten van Engeland. Door ingrepen van de mens komen deze kust- en mariene ecosystemen meer en meer onder druk te staan. De verschillende vormen van menselijke druk worden verderop besproken; eerst wordt een beschrijving gegeven van het milieugoed.

Ter hoogte van Nieuwpoort en De Panne ligt bijvoorbeeld de Trapegeer, één van de Kustbanken. Iets verderop (10 à 30 km) in zee liggen de Vlaamse banken; nog verderop liggen nog andere, dieper liggende zandbanken. De verscheidenheid in diepte, sediment en stroming op het Belgisch Continentaal Plat heeft een grote diversiteit aan soorten tot gevolg. De Vlaamse banken vertonen een grote rijkdom aan bodemleven (benthos); 5 verschillende ecologische gemeenschappen komen op enkele km² voor. In en op de bodem komen weekdieren, wormen, kreeftachtigen en kleine vissen in zeer grote getale voor. De zandbanken hebben een belangrijke ecologische functie als kraamkamer en paaiplaats voor veel vissoorten en ongewervelden die beschermd worden van stroming en predatoren. Het ondiepe kustgebied herbergt o.a. veel jonge schar, schol en tong. De ondiepe zandbanken herbergen bijvoorbeeld ongeveer 10% van het kweekgebied voor tong terwijl dit gebied slechts 1% van de oppervlakte beslaat *(ook in gedeelte aan de Franse grens)*. Deze biologische rijkdom dient tot voedsel van grotere vissen en zeezoogdieren zoals de gewone zeehond. Ongeveer 70.000 zeevogels overwinteren in het gebied van de Belgische Noordzee (vooral zwarte zeeëenden en alken maar ook zeekoeten, duikers, futen); zij azen op schelpdieren of vis. Een aantal soorten komen in internationaal belangrijke aantallen voorkomt (Ramsar-conventie) of worden beschermd door de Conventie van Bonn of de Conventie van Bern. Een 10-tal soorten worden dan ook aangeduid als 'kwetsbare' zeevogels (o.a. zwarte zeeëend, zeekoet, roodkeelduiker, dwergmeeuw,...). Het Belgisch Noordzee gebied wint ook aan belang omdat deze vogels meer en meer verdreven worden van traditionele overwinteringsgebieden meer in het Noorden.

De strandgedeelten die door de zee overspoeld worden zijn een voedingsbodem voor platvis en steltlopers.

Te Nieuwpoort mondt de rivier de IJzer uit in zee. Het natuurreservaat de 'IJzermonding' en de aanpalende duinen en stranden van Lombardsijde vormen samen met de Kustbank-Vlaamse bank een ecologisch waardevol gebied. Er bestaat een plan om van dit gebied één natuurgebied te maken. Het gaat om een integrale benadering met de bedoeling de functionele samenhang en de biodiversiteit van het kustecosysteem te herstellen. De IJzermonding herbergt een grote soortenrijkdom van planten en dieren die nergens meer langs de kust voorkomt, tenzij aan het Zwin. Het vormt voor waadvogels een belangrijk voedselgebied en hoogwatervluchtplaats.

Een andere belangrijk ecologisch gebied is het Zwin, een uniek natuurreservaat gelegen te Knokke-Heist. Het Zwin wordt gedurende de winter frekwent overspoeld door de zee; dit geeft een rijke vogelpopulatie

[16] Deelnemers expertengroep: F. Maes, G. Gonzales en A. Buyse (Maritiem Instituut), R. Schallier en S. Scory (BMM).

en vegetatie. Voor heel wat vogelsoorten is het Zwin de broedplaats bij uitstek. Trek- en wintervogels komen er om uit te rusten en te overwinteren. Het Zwin wordt ook beschermd door de internationale Ramsar-conventie.

4.3.1.2 Verschillende bedreigingen van het marien milieu

De mens eist zijn deel van de rijke schelpenbanken en de aanwezige visstocks op. Overbevissing maakt dat de kuitschietende stocks van bijvoorbeeld tong, kabeljauw, makreel, wijting en sprot aanzienlijk zijn gedaald gedurende de laatste 20 tot 30 jaar (NSQSR). Bepaalde vismethoden bedreigen ook niet-commerciële vissoorten, zeevogels en zeezoogdieren. De boomkorvisserij ontreddert de zeebodem door het verwijderen of kwetsen van zowel op de zeebodem als in de zeebodem levende organismen.

Ook de verontreiniging van de Noordzee heeft negatieve effecten op de mariene fauna. Vervuild rivierwater voert naast nutriënten (stikstof en fosfor) ook milieugevaarlijke stoffen (bv. zware metalen, bestrijdingsmiddelen, organische micropolluenten) naar zee. De verhoogde toevoer van nutriënten veroorzaakt eutrofiëring met in bepaalde omstandigheden een overdadige algenbloei met talrijke negatieve gevolgen, b.v. verstoring van de zuurstofhuishouding, verstoring van de voedselketen, ... Giftige stoffen hebben evenzeer talrijke negatieve gevolgen zoals ziekten, vermindering van de reproductiviteit en vergiftiging van ongewervelden, vissen, vogels en zeezoogdieren. Atmosferische verontreiniging met b.v. stikstof- en zwaveloxiden, zware metalen, stofdeeltjes,... is niet te verwaarlozen. Afvalstoffen (plastiek glas, metaal, nucleair afval, baggerspecie,...) worden in zee gedumpt en veroorzaken acute en chronisch giftige effecten, fysische schade of een aantasting van de zuurstofhuishouding.

Daarnaast komt als gevolg van de scheepvaart olie in zee terecht door illegale olielozingen of ongevallen met schepen. Alhoewel verboden door de MARPOL-conventie, komen illegale olielozingen (b.v. door reinigingsoperaties van de ballastwatertanks) frekwent voor. De meeste olievlekken zijn van relatief kleine omvang en worden vooral langs de druk bevaren scheepsroutes gevonden. De talrijke kleine illegale olielozingen zijn op wereldschaal belangrijker in omvang dan de olie die als gevolg van ongelukken met schepen, en in het bijzonder olietankers, in zee terecht komt. Aan de Belgische Noordzeekust worden elke winter 500 à 1500 vogels (Seys, 1999) gevonden die gestorven zijn door besmeuring met olie, voornamelijk afkomstig ten gevolge van operationele lozingen.
Afwezigheid van artificiële verstoring is essentieel voor elk organisme. Elke artificiële verstoring betekent immers een niet onbelangrijk energieverlies en minder tijd om voedsel te zoeken. Ook verstoring van broedgebieden is een belangrijk probleem, slechts bij minimale storing kan men hopen op een geslaagd broedseizoen. Menselijke verstoringsbronnen zijn: visserij, zandwinning, baggerwerk,

plezier/scheepvaart tijdens de winterperiode, helicopters/vliegtuigen over zee, schietoefeningen van het leger, massa-kusttoerisme, wandelaars, ...

4.3.1.3 Risico op een (accidentele) olielozing van grote omvang

Met ongeveer 40 % van onze totale energievoorziening, is olie een heel belangrijke bron van energie in België. Ongeveer 200 miljoen ton olie passeert jaarlijks in olietankers voor de Belgische Noordzeekust met bestemming Duitsland, Scandinavië, Nederland, de Baltische staten of België. De oliehoeveelheid getransporteerd over zee van en naar België is 25,5 miljoen ton. De ruwe olie wordt verwerkt in een reeks van (bij)producten (brandstof (vloeibaar of gasvormig), asfalt, plastics, geneesmiddelen, shampoo,...) die vele toepassingen hebben in het leven van alle dag en waarbij dus bijna iedere Belgische burger rechtstreeks of onrechtstreeks een oliegebruiker is.
Jaarlijks varen tienduizenden schepen door het Kanaal naar of afkomstig van de havens rond de Noordzee, waartoe enkele wereldhavens behoren zoals Rotterdam in Nederland en Antwerpen in België. Door de geringe diepte van de zuidelijke Noordzee worden de grote schepen (waaronder olietankers) gekanaliseerd in een centrale, diepe scheepvaartroute. Een deel van deze route is dicht gelegen bij de Belgische Belangenzone (BBZ). Deze scheepvaartomstandigheden creëren samen met klimatologische omstandigheden zoals dichte mist, slechte weersomstandigheden en/of een menselijke fout een reëel risico voor aanvaringen tussen schepen (waaronder olietankers).
Op 12 december 1999 was er de ramp met de Erika voor de Bretoense kust in Frankrijk. Deze olietanker met meer dan 20.000 m^3 olie aan boord brak in twee. 10.000 m^3 olie stroomde in zee en bevuilde 400 km Franse kust. Meer dan 60.000 zeevogels, maar ook vissen en zeezoogdieren stierven door deze vervuiling. In de zomer van 2000 was in Frankrijk de opruimingsoperatie nog altijd niet voltooid. Andere grote accidentele olielozingen in Europese wateren zijn b.v.: de Sea Empress (72.000 ton, Milford Haven, Engeland, in 1996), de Braer (85.000 ton voor de Shetland eilanden, in 1993) en de Amoco Cadiz (223.000 ton voor de Bretoense kust, in 1978).
De zandbanken voor de Belgische kust zijn weliswaar van groot ecologisch belang, maar zijn anderzijds ook een oorzaak van problemen. Olietankers die naar de havens van Antwerpen en Gent varen, moeten nauwe vaargeulen respecteren. Zij zijn verplicht ter hoogte van de West Hinder (een zandbank ongeveer 40 km voor Nieuwpoort) een loods aan boord te nemen. Vanaf deze plaats worden de tankers langs de verschillende zandbanken geloodst naar één van deze havens.
De meeste ongevallen voor de Belgische Noordzeekust kwamen voor langs de vaarroute richting Westerschelde (Westhinder TSS). In de periode 1991-1998 waren er in totaal 8 scheepsongevallen voor de Belgische Noordzeekust waarbij olie in zee terecht kwam. Bij het grootste ongeval, tot op heden, in 1992 ('Amer Fuji'/'Meritas'-aanvaring) kwam naar schatting 225m^3 olie in de Noordzee terecht. Bij een

aanvaring in 1993 ('British Trent'/'Western Winner') ontstond een benzinebrand. De olietanker British Trent had 24.000 ton aan boord waarvan één vijfde verbrandde en slechts een viertal m^3 minerale olie op zee werd waargenomen.
Net buiten de Belgische zone, in de vlakbij gelegen Franse wateren, kwam in januari 1997 een tanker in aanvaring met een ander schip en stroomde 7.000 ton (7.000 m^3) lichte fuel (olie) in zee.
Voor de Belgische Noordzeekust met zijn nauwe vaargeul, frekwent voorkomende mist en slechte weersomstandigheden, is de kans reëel dat een aanvaring tussen schepen (waaronder olietankers) zich voordoet. Een studie wees uit dat een grote accidentele olieverontreiniging (meer dan 500 m^3) voor de Belgische Noordzeekust zich gemiddeld één keer om de 23 jaar kan voordoen.

4.3.1.4 Effecten van olieverontreiniging op het natuurlijk milieu

Accidentele olieverontreinigingen van grote omvang kunnen een aantal gevolgen hebben op het mariene milieu, afhankelijk van de plaats van het ongeval, de periode van het jaar, de windrichting en soort olie (zware stookolie, ruwe olie,...) die in zee terecht komt. Mogelijke gevolgen zijn:

- Fysische en chemische wijziging van natuurlijke habitats als gevolg van olie-opname in sedimenten of in de waterkolom;
- Oliebesmeuring (van vogels, stranden en zeezoogdieren);
- Lethale effecten (sterfte);
- Sublethale (=niet dodelijke) effecten (voornamelijk o.i.v. PAK's) diverse effecten zoals verminderde reproductie, verminderde fecunditeit, verminderde immuniteit, verminderde of abnormale groei, daling van weerstand tegen predatie, verhoogd kanker-voorkomen, verhoogde genetische afwijkingen;
- Sublethale effecten kunnen zowel van korte termijn als van lange termijn zijn (van binnen een levensloop tot over verschillende generaties);
- Effecten op samenstelling en functie van gemeenschappen;
- Fundamentele veranderingen in biologische gemeenschappen als gevolg van effecten van olie op (sleutel)organismen.

Zeevogels zijn het meest kwetsbaar voor olieverontreiniging. Vooral duikende zeevogels kunnen het slachtoffer worden van oliebesmeuring, wat vaak de dood als gevolg heeft. Bioaccumulatie van polluenten in bodemorganismen kan op langere termijn gevolgen hebben voor de populaties van vissen en zeevogels. Aangetaste fytoplanktonpopulaties herstellen vrij vlug in open zee. Vlak na de paaiperiode zijn larven van vissen en kreeften wel kwetsbaar voor olieverontreiniging. Dit heeft een zeer tijdelijk of tijdelijk effect alnaargelang het om (semi-) gesloten of open gebieden gaat. Vissen en zeezoogdieren

hebben bepaalde ontgiftingsmechanismen waardoor ze minder direct kwetsbaar zijn maar dit verhindert evenwel niet dat er sublethale effecten optreden.

De termijnen voor natuurlijk herstel verschillen naargelang het organisme en de plaats van de olieverontreiniging. Voor de meeste in zee levende organismen gaan de herstelltermijnen van 1 tot 10 jaar. Olieverontreiniging van zandstranden vereist een onmiddellijke schoonmaak omdat de olie zeer snel in de bodem dringt en de daarin levende organismen langduriger kan bedreigen. De natuurgebieden die met de zee in verbinding staan (zoals het Zwin en de IJzermonding) hebben een zeer traag natuurlijk herstelvermogen waardoor de schade veroorzaakt door olieverontreiniging in bepaalde gevallen quasi onherroepelijk wordt.

4.3.1.5 Huidige oliebestrijdingsmaatregelen

Er is een rampenplan voorzien bij een eventuele olieverontreiniging voor de Belgische Noordzeekust. De Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee en het Schelde-Estuarium (BMM) organiseert een toezicht vanuit de lucht (met een vliegtuig van de luchtmacht) om verontreinigingen zo vlug mogelijk op te sporen. Het BMM heeft een contract afgesloten met een private firma voor het gebruik van een multifunctioneel reddingsplatform ('Salvage Chief') dat specifiek is uitgerust voor oliebestrijding. Het contract voorziet in assistentie met de 'Salvage Chief' in reële of simulatie-omstandigheden voor een viertal dagen per jaar.
Zopas heeft de federale overheid de investering goedgekeurd voor de uitbouw van nationale middelen voor de onmiddellijke bestrijding van olieverontreiniging tot 1000 m³ op zee. Deze investering bestaat uit specifieke materialen (booms, skimmers, pompen, dispersanten, opslagtanks, extra monitoring) om onmiddellijk de olie op zee te kunnen bestrijden gedurende de eerste dagen na een verontreiniging..

4.3.1.6 Conclusie

Met de huidige middelen moet België kleinere accidentele olieverontreinigingen effectief met eigen middelen kunnen bestrijden binnen de eerste dagen na de verontreiniging. Olieverontreinigingen van grotere omvang bedreigen niet alleen grotere aantallen zeevogels (en enkele bedreigde soorten) maar ook het bodemleven, de ecologische functies van de zandbanken en uiteindelijk ook de kust zelf met o.a. twee waardevolle kustecosystemen, m.n. het Zwin en de IJzermonding. De huidige maatregelen zijn onvoldoende voor de bescherming van deze waardevolle kust- en mariene ecosystemen tegen dergelijke grote accidentele olielozingen.

4.3.2 Achtergronddocument 2: Hypothetisch scenario voor een preventie- en interventieprogramma bij een accidentele olieverontreiniging voor de Belgische Noordzeekust.

4.3.2.1 Vooraf

In het onderstaande wordt de structuur en inhoud geschetst van het hypothetisch scenario, uitgaande van een accidentele olieverontreiniging. In het uiteindelijke enquête-instrument kan slechts een fractie (het meest essentiële) van alle beschikbare informatie aan de respondent worden meegedeeld.

4.3.2.2 (Hypothetisch) scenario van een accidentele olieverontreiniging

De meeste ongevallen voor de Belgische Noordzeekust kwamen voor langs de vaarroute richting Westerschelde (Westhinder TSS). Een ander gevaarlijk punt voor de Belgische Noordzeekust situeert zich ter hoogte van de plaats waar schepen naar/van Zeebrugge zich afsplitsen van de schepen die naar Antwerpen gaan of zich vervoegen met schepen die van Antwerpen komen. Ongevallen ter hoogte van de Noordwestelijke punt van de Belgische Belangenzone (BBZ), op de centrale scheepvaartroute (Dover Strait TSS en Noordhinder TSS) kunnen ook de Belgische kust- en mariene ecosystemen bedreigen.
Het spreekt vanzelf dat ook ongelukken die zich voordoen buiten de BBZ Belgische kust- en mariene ecosystemen kunnen bedreigen via afdrijvende olievlekken. We denken aan het gebied ten Noordoosten (Nederlandse wateren, monding Westerschelde en hoger) en ten Zuidwesten (franse wateren bij Duinkerke) van de BBZ.

Aspecten van het hypothetisch scenario zijn:

Plaats:	b.v. Westhinder
Tijdstip:	b.v. wintermaand januari
Windrichting:	b.v. NW-wind.
Hoeveelheid en soort olie:	b.v. 10.000 m^3 ruwe olie

Bij de keuze van het scenario werd de hulp verkregen van specialisten van de BMM.

4.3.2.3 (Hypothetisch) scenario van de effecten op het mariene milieu

Ten behoeve van de CVM-studie is het niet van belang dat de effecten van het hypothetisch scenario zeer nauwkeurig worden berekend; grootte-ordes volstaan. Er werd daartoe een vraag gesteld aan RUG-BLOW (Prof.C.Janssen). De verschillende effecten, gegeven het hypothetisch scenario van het ongeval, kunnen b.v. betrekking hebben op:

- Fytoplankton
- Plankton
- Benthos (bodemleven)
- Vissen
- (Zee)vogels (als gevolg van oliebesmeuring)
- Zeezoogdieren
- Zandstrand
- Natuurgebied van de IJzermonding en het Zwin
- ...

Voor de respondent moet zowel het belang van het gebied (=natuurwaarde) als het relatief effect daarop van een grote accidentele olielozing duidelijk en kernachtig beschreven worden. Wat de effecten betreft, zal de nadruk gelegd worden op:

- Vogels en zeezoogdieren;
- Bodemleven;
- Strand en kust (enkel natuurwaarde, geen recreatieve waarde).

Dit kan eventueel gebeuren met gebruik te maken van percentages en een tijdshorizon (eenvoudige grafische weergave). Het is hierbij van belang dat (natuurlijke) herstel termijnen voor de diverse diersoorten worden ingeschat, evenals de vraag of er risico op blijvende schade voor bepaalde soorten of ecosystemen bestaat of niet.

4.3.2.4 (Hypothetisch) scenario van de voorgestelde maatregelen

De bedoeling is dat de voorgestelde preventie- en interventiemaatregelen in geval van een grote accidentele olieverontreiniging voor de Belgische kust duidelijk te scheiden zijn van reeds bestaande maatregelen en van maatregelen ter bestrijding van operationele olielozingen. Verder moet ook hier een duidelijke tijdshorizon aangegeven worden.
Binnen een tien à vijftiental jaar zouden alle olietankers in Europese wateren dubbelwandig moeten zijn en zouden tegen deze termijn ook in alle lidstaten heel strenge controles moeten ingevoerd worden. Met deze Europese maatregelen is de kans op een olieverontreiniging met zware gevolgen voor het omringende milieu vanaf 2010/2015 heel klein. Om een dergelijk ongeval in de tussentijd te vermijden, wordt een preventie- en interventieprogramma voorgesteld.
Enkele te weerhouden ideeën zijn:

- Een speciaal havendok in Zeebrugge ingericht met aparte, afzonderlijke ingang waarnaar schepen in moeilijkheden kunnen toegesleept worden;
- Uitbreiding interventiemiddelen met 2 slepers voor hoge zee en twee extra bestrijdingsplatformen;
- Uitbreiding interventieploegen van Civiele Bescherming of Marine;
- Specifiek boomsysteem om de IJzermonding af te sluiten;
- Permanente middelen + waterpijpleiding om de Zwinmonding te beschermen;
- 2 volledig uitgeruste toezichtsvliegtuigen (om B-O2 te vervangen) met remote sensing uitrusting;
- Middelen + mankracht voor het overladen van olielading op zee;
- Contract met een kusttanker (of aankoop door de Marine);
- Volledig verplicht VTS voor de open zee (*cf. radarcontrole met permanent/continu* communicatiesysteem; een beetje zoals een luchthaven werkt);
- Twee volledige olievogelbehandelingsystemen;
- 2 patrouillevaartuigen uitgerust met minimaal oliebestrijdingsmateriaal en alle noodzakelijke communicatievoorzieningen, voor aanwezigheid van overheid op zee (preventief), die tevens eerste snelle interventie mogelijk maakt (eerste uren incident), en de rol van On Scene Commander kan vervullen (bestrijding van olie op zee kan dagen duren).

4.3.2.5 (Hypothetisch) scenario van de financiering van het programma

De voorstelling van de hypothetische markt wordt vervolledigd met de wijze waarop het programma gefinancierd wordt. Er zijn verschillende mogelijkheden:

- Via belastingen;
- Via prijzensysteem;
- Via een apart fonds;
- Combinaties.

De beschrijving van het financieringsmechanisme moet beantwoorden aan een aantal criteria:

- Tijdshorizon aangeven;
- Realistisch (+ 'budget reminder');
- 'Free Rider'-gedrag uitschakelen (verplichting, oliemaatschappijen betalen mee).

'Free Rider'-gedrag zal zich uiten in typische reacties zoals: "Waarom zouden wij moeten betalen, de oliemaatschappijen moeten maar opdraaien voor de schade die ze veroorzaken." Over de grond van de zaak, wie nu precies moet betalen en wie nu de eigenlijke vervuiler is, neemt de CVM geen standpunt in.

Wat wel beoogd wordt, is dat alle uitwegen die de respondent zoekt om niet te moeten antwoorden op de betalingsbereidheidvraag worden afgesneden. Daarom wordt b.v. in de enquêtes van Prof. Carson (Exxon Valdez, Californische kust) op voorhand gesteld dat de oliemaatschappijen een deel bijdragen in de schadekosten. Hierover is tijdens de voorbereiding van de achtergronddocumenten uitvoerig gediscussieerd. Volgende tekst[17] lijkt te beantwoorden aan verschillende criteria (waarheidsgetrouw, geloofwaardig, acceptabel, functioneel).

"Naar aanleiding van de ramp met de Erika wordt de internationale schadevergoedingsreglementering herzien. De maximale schadevergoedingsbedragen zullen aanzienlijk naar boven worden gebracht, met een verhoging van de belastingen van de oliemaatschappijen met zich meebrengt. Daarmee is de financiële bijdrage van één van de mogelijke vervuilers gegarandeerd (oliemaatschappijen). De andere vervuilers, nl. de scheepseigenaars, zijn echter talrijk en onbekend (vreemde scheepseigenaars, kapiteins en bemanning van schepen in doorvaart). Op internationaal niveau wordt een aanzienlijke inspanning van de oliemaatschappijen verwacht."

4.4 Kwalitatief onderzoek

In het kwalitatief onderzoek wordt gezocht naar de onderliggende motivaties van mensen, vandaar dat ook soms de term motivatie-onderzoek wordt gebruikt; nochtans is kwalitatief onderzoek in feite ruimer dan motivatieonderzoek. Het is belangrijk te weten hoe mensen denken over een bepaald onderwerp en waarom ze dat denken. Het is ook belangrijk de taal te kennen waarmee respondenten over een bepaald product/onderwerp spreken. Wàt er wordt gezegd en hoe het wordt gezegd bepalen het nut van het kwalitatief onderzoek

Het kwalitatief onderzoek is vaak diagnostisch of verkennend van aard. Door de kleine steekproef is representativiteit niet mogelijk, maar dit wordt ook niet nagestreefd. Het onderzoek heeft dus betrekking op een klein aantal geselecteerde respondenten. De respondenten kunnen zodanig geselecteerd zijn dat ze typisch zijn voor bepaalde categorieën van mensen, soms is het aan te raden welbespraakte mensen te nemen omdat zo de meeste informatie vrijkomt, ... Uiteraard zijn deze regels betwistbaar en is het belangrijk te kijken naar het specifieke doel van het kwalitatief onderzoek. Kwalitatief onderzoek is niet tellend noch metend, maar verschaft inzicht, is flexibel, kleinschalig, verkennend en de resultaten zijn concreet, levensecht en rijk aan ideeën.

Het kwalitatief onderzoek kan voor zeer uiteenlopende doeleinden gebruikt worden, zoals: het verzamelen van achtergrondinformatie, het identificeren van motivaties van consumenten, het nagaan van klantentevredenheid, het testen van een vragenlijst qua verstaanbaarheid, ...

[17] Met dank aan Ronny Schallier (BMM).

Het kwalitatief onderzoek bestaat uit individuele diepte-interviews of focusgroepgesprekken. Voor onze studie werd geopteerd voor beide.

4.4.1 Focusgroep

4.4.1.1 Algemene informatie

Het focusgroepgesprek is een onderzoeksmethode waarin 'moeilijke' informatie wordt verzameld zoals gevoelens, attitudes en onderliggende motiveringen waarvan 'consumenten' zich soms niet bewust zijn, waarover ze liever niet spreken, die soms moeilijk te verwoorden zijn, of die in een klassiek interview niet naar waarheid zouden worden verteld.

Het focusgroepgesprek wordt afgenomen aan de hand van een niet-gestructureerde lijst van vragen, ook wel de gespreksgids genoemd. Die vragenlijst is een opsomming van aandachtspunten die moeten worden behandeld om ervoor te zorgen dat alle aspecten van een onderwerp aan bod komen. De moderator (gespreksleider) kan afwijken van deze lijst wanneer de discussie daartoe aanleiding geeft. Er wordt van de moderator expliciet verwacht dat hij regelmatig de respondenten aanzet om meer uitleg te geven, of de aandachtspunten naar voren brengt waarover de respondenten niet spontaan spreken. Dit stimuleren van de antwoorden wordt ook wel doorvragen (probing) genoemd.

De gegevensverzamelingsprocedure is zeer flexibel en de moderator is belangrijk voor een goede informatiewinning. De moderator moet tegelijkertijd het gesprekssscenario volgen, alert blijven om: in te springen, de invloed van dominante persoonlijkheden af te remmen, schuchtere individuen bij het gesprek te betrekken en moet in het algemeen het gesprek in goede banen leiden. Een nadeel van deze procedure is het probleem van de betrouwbaarheid en objectiviteit van het onderzoek.

Een focusgroepgesprek bestaat vaak uit een discussie met ongeveer vijf à tien personen over onderwerpen die door de moderator aangebracht worden. Een groepsdiscussie duurt een bepaalde tijd die zelfs een aantal uren kan bedragen, met meestal een maximum van twee uur.

Focusgroepgesprekken worden niet alleen omwille van de kostenvoordelen georganiseerd, maar ook omdat erop wordt gerekend dat door de interactie tussen de groepsleden méér en betere informatie verkregen zal worden die anders niet naar boven zou komen. Groepsgesprekken leveren andere resultaten dan individuele gesprekken. Bij een groepsgesprek wordt het onderwerp aan meerdere mensen tegelijk voorgelegd en treden er groepseffecten op die een invloed hebben op wat er gezegd wordt en hoe het gezegd wordt. Men wordt geacht elkaar op ideeën te brengen. Er ontstaat een groepsgevoel en de respondenten zullen vlugger een positieve bijdrage leveren door het gezamenlijk streven naar het oplossen van het probleem van de gespreksleider. Doordat het mogelijk is om te reageren op elkaars uitspraken kunnen associaties, persoonlijke ervaringen, onderliggende waarden, ... naar boven komen.

Zo krijgt de moderator een breed inzicht in de meningen en denkbeelden die er bestaan ten aanzien van een bepaald onderwerp en krijgt hij een idee van het woord- en taalgebruik. De moderator kan de vragenlijst dankzij deze informatie aanpassen en optimaliseren.

De samenstelling van de groep is belangrijk. De meeste informatie wordt verzameld in groepen waarin de deelnemers in zekere mate welbespraakt zijn en ervaring hebben met het product. Bovendien wordt aangeraden de groep zo homogeen mogelijk samen te stellen, zodat wordt vermeden mensen met een te verschillende achtergrond in de groep op te nemen. Als de groepsleden "dezelfde taal" spreken, bevordert dit immers de spontaneïteit. Soms wordt ook aangeraden geen bekenden in dezelfde groep te selecteren omdat zij een barrière kunnen vormen voor het blootgeven van emoties. Anderen raden dan weer aan de groep zo heterogeen mogelijk samen te stellen, om op zijn minst enige representativiteit na te streven. Het is echter een illusie te denken dat in een groep van ongeveer tien individuen representativiteit kan bestaan.

Voor de nederlandstalige vragenlijst werd gekozen voor twee focusgroepen: één in Antwerpen en één in Ursel (Aalter). Het doel van deze focusgroepgesprekken was het testen van de vragenlijst qua verstaanbaarheid, woordgebruik, inhoud en duidelijkheid. Daarom werden vooral laaggeschoolden geselecteerd voor de focusgroepen.

Wat betreft de franstalige vragenlijst werd een focusgroepgesprek gehouden nadat de enquêtering in Vlaanderen was gestart. Het doel van de deze focusgroep was om de vertaalde vragenlijst[18] te testen op verstaanbaarheid en woordgebruik.

4.4.1.2 Samenkomst van de eerste focusgroep (Antwerpen – 14/11/'00)

De focusgroep bestond uit vijf mensen, allemaal wonende te Antwerpen (zie Tabel 4). Voor hun medewerking kregen de respondenten een financiële vergoeding van 1000 BEF in de vorm van een waardebon. De opmerkingen en antwoorden werden genoteerd alsook de reacties (gezichtsuitdrukkingen, ...) van de respondenten. De duur van de focusgroep was anderhalf uur.

De basisdelen van de vragenlijst (scenario's en betalingsbereidheidvragen) en het kaartmateriaal werden overlopen via de gespreksgids. Drie verschillende scenario's[19] werden in de vragenlijst verwerkt. Er werd vooral nagegaan of de vragen en de hypothetische scenario's verstaanbaar en geloofwaardig zijn. Bovendien moeten de respondenten de vragen juist interpreteren. Daarnaast werd nagegaan of de respondenten zich niet gemanipuleerd of beïnvloed voelden door de vraagstelling.

[18] De verschillende nederlandstalige versies van de vragenlijst (+ kaartmateriaal) werden vertaald door een professioneel vertaalbureau. De controle op deze vragenlijst gebeurde door Serge Scory van de BMM.

Tabel 4: *Deelnemers aan de eerste focusgroep.*

Naam	Geslacht	Opleiding	Beroep	Leeftijd
Annie	Vrouw	Hoger middelbaar	Bediende	35-50
Katy	Vrouw	Hoger onderwijs	Lerares	25-35
Frank	Man	Hoger onderwijs	Werkloos	+50
Alcha	Vrouw	Lager middelbaar	Werkgroep	< 25
Sandra	Vrouw	Lager middelbaar	Werkgroep	< 25

Bepaalde delen moeten een stuk ingekort en verduidelijkt worden, met extra of verbeterde illustraties. De verschillende scenario's en de verschillende betalingsbereidheidvragen zorgden voor verwarring[20]. Daarom werd verkozen om per vragenlijst maximaal twee scenario's voor te stellen. Uit een beperkte analyse van de BTB-bedragen was niet duidelijk of de BTB nu afhankelijk is van de grootte van de milieuschade of van de frequentie van voorkomen van de milieuschade. Daarom werd verkozen om in de volgende enquêteversies de grootte van de milieuschade en de frequentie van voorkomen gescheiden te houden. Wat betreft de neutraliteit van de vragenlijst waren er geen problemen.

4.4.1.3 Samenkomst van de tweede focusgroep (Ursel – 6/12/'00)

De focusgroep bestond opnieuw uit vijf mensen, vier wonende te Ursel en één iemand in Aalter (zie Tabel 5). Voor hun medewerking kregen de respondenten net als in de eerste focusgroep een financiële vergoeding van 1000 BEF in de vorm van een waardebon. De opmerkingen en antwoorden werden genoteerd alsook de reacties (gezichtsuitdrukkingen, ...) van de respondenten. De duur van de focusgroep was anderhalf uur.

In dit focusgroepsgesprek werden dezelfde elementen nagegaan als in het eerste focusgroepsgesprek, maar nu werd nog meer de nadruk gelegd op het kaartmateriaal, de begrijpbaarheid van de scenario's en mogelijke verbeteringen aan de scenario's en er werd nu ook gepeild naar opmerkingen i.v.m. de gebruiks- en attitudevragen en de socio- demografische vragen.

---

[19] Een zware verontreiniging die 1 maal om de 10 jaar voorkomt, een matige verontreiniging die 2 maal om de 10 jaar voorkomt en een lichte verontreiniging die 3 maal om de 10 jaar voorkomt.

[20] Omdat er gekozen werd voor de tweevoudige dichotome keuze (na de eerste vraag een opvolgingsvraag) en er bij de deze focusgroep per scenario ook nog een maximale betalingsbereidheidvraag gesteld werd. Kreeg iedere respondent in totaal negen (drie WTP maal drie scenario's) betalingsbereidheidvragen voorgeschoteld.

Tabel 5: *Deelnemers aan de tweede focusgroep.*

Naam	Geslacht	Opleiding	Beroep	Leeftijd
Mia	Vrouw	Technische	Huisvrouw	35-50
Sarah	Vrouw	Technische	Opvoedster	<25
Jozef	Man	Hoger onderwijs	Leraar	35-50
Steven	Man	Hoger middelbaar	Arbeider	<25
Rudy	Man	Hoger onderwijs	Ontwerper en Ontwikkelaar van recreatieprojecten	+ 50

Bij de voorstelling van de Noordzee had niemand nog opmerkingen over de structuur van de tekst. Iedereen vond het duidelijk dankzij de opdeling in puntjes en het fotomateriaal bleek heel nuttig te zijn. Enkele opmerkingen werden wel gemaakt rond de foto van de IJzermonding die ze allemaal niet duidelijk vonden en dus ook niet nuttig. Er werd voorgesteld een luchtfoto te gebruiken. Er werd ook voorgesteld om er een foto bij te voegen van platvissen (en eventueel enkel voorbeelden te geven).

Er werd maar één scenario in detail voorgelezen omdat het doel van de opeenvolging van de drie scenario's niet begrepen werd. Bovendien dachten ze dat alle drie de scenario's naast elkaar zouden worden uitgevoerd. Daarom moet het voorstellen van meerdere scenario's in één vragenlijst beter opgesteld worden.

Iedereen begreep het voorgestelde preventie- en interventieprogramma. Er waren wel wat vragen naar het bestrijdingsplatform; wat is dat precies,... Een foto zou veel verduidelijken en ook een beschrijving zou nuttig zijn.

Velen zouden niet willen antwoorden op de inkomensvraag vandaar het voorstel om niet zo specifiek te gaan indelen op de hoop dat mensen dan sneller bereid zullen zijn te antwoorden.

4.4.1.4 Samenkomst van de derde focusgroep (Luik – 25/06/'01)

Deze franstalige focusgroep werd geleid door Serge Scory (BMM) – die eveneens instond voor een groot deel van de enquêtering in het Waals Gewest – en Karl Van Biervliet die aanwezig was op de eerste en tweede focusgroep.

De focusgroep bestond opnieuw uit vijf mensen, allen wonende te Luik (zie Tabel 6). Voor hun medewerking kregen de respondenten net als in de eerste en tweede focusgroep een financiële vergoeding van 1000 BEF in de vorm van een waardebon.

Het doel van deze focusgroep was om na te gaan of in de franstalige vragenlijst hetzelfde werd begrepen als in de nederlandstalige vragenlijst. Met uitzondering van enkele specialistische woorden werd hetzelfde begrepen.

Tabel 6: *Deelnemers aan de derde focusgroep.*

Naam	Geslacht	Beroep	Leeftijd
Eric	Man	Arbeider	< 25
Josiane	Vrouw	Gepensioneerd	+50
Marie-Louise	Vrouw	Gepensioneerd	+50
Albert	Man	Leraar	+50
Chantal	Vrouw	Huisvrouw	35-50

4.4.2 Diepte-interviews

In totaal zijn 8 diepte-interviews afgenomen. De eerste vier interviews zijn afgenomen op 19 december 2000 in Leuven en de volgende vier op 22 december 2000 in Roeselare. In Tabel 7 worden de respondenten opgesomd.

Het doel van de diepte-interviews was om na te gaan hoe de respondenten reageerden op de vraagstelling. Via deze interviews werd tevens nagegaan hoe een enquête het best wordt afgenomen, waar de interviewer moet opletten, enz.

Tabel 7: *De respondenten van de diepte-interviews.*

Naam	Geslacht	Opleiding	Beroep	Leeftijd
Carine	Vrouw	Hoger onderwijs	Ambtenaar	25-35
Martine	Vrouw	Hoger onderwijs	Bediende	25-35
Josefine	Vrouw	Lager onderwijs	Huisvrouw	+50
Simon	Man	Geen diploma	Arbeider	35-50
Dave	Man	Hoger onderwijs	Theatertechnieker	<25
Ann	Vrouw	Hoger algemeen	Huisvrouw	+50
Rosa	Vrouw	Hoger algemeen	Huisvrouw	+50
Chantal	Vrouw	Beroeps	Poetsvrouw	35-50

Globaal gezien kon worden besloten dat de enquête reeds goed op punt stond. Een grote wijziging werd aangebracht, namelijk de volgorde van de scenario's. Voor de vier diepte-interviews in Leuven werd eerst het grote scenario en daarna het kleinere scenario voorgesteld. Nadeel daarbij was dat de mensen bereid waren om een bepaald bedrag te betalen voor het eerste (en grootste) scenario, maar weigerden om te betalen voor het tweede (en kleinste scenario) omdat hun voorkeur ging naar het eerste scenario. Op deze wijze was er geen voordeel meer om twee scenario's te verwerken in één enquête, daar geen betalingsbereidheid (BTB) werd verkregen voor het tweede (en kleinere scenario). Voor de diepte-interviews in Roeselare werd de volgorde aangepast. Verder werd een aantal kleine aanpassingen gemaakt om het kaartmateriaal beter af te stemmen op de voorgelezen tekst en moet de anonimiteit bij de inkomensvraag beter worden benadrukt.

4.5 Pre-tests (januari 2001)

In totaal werden 24 pre-tests afgenomen met als hoofddoel het bepalen van de biedbedragen en het optimaliseren van de enquête-afname. Inhoudelijk werden geen (of zeer kleine) aanpassingen gemaakt. Ondermeer aan de hand van de ervaringen opgedaan tijdens deze pre-tests werd ook de handleiding voor de interviewers geschreven.

HOOFDSTUK 5
STRUCTUUR VAN DE DEFINITIEVE CVM-VRAGENLIJST [21]

5.1 Situeringsvragen

Het interview start met een vraag die peilt naar de maatschappelijke houding van de respondent t.o.v. een aantal maatschappelijke problemen. Op het ogenblik dat deze vraag gesteld wordt weet de respondent nog niet dat het specifieke onderwerp van het interview gaat over olieverontreiniging.
Het doel van deze vraag is drieledig:

- We willen de respondent aanmoedigen om na te denken over een breed aantal maatschappelijke thema's. Dit opdat de respondent later bij de beschrijving van het programma zeker niet uit het oog zou verliezen dat het zeker het enige is waar de overheid geld aan besteedt.
- Het is ook een zekere uitleg voor de respondent. Bij de start van het interview wordt namelijk gezegd dat gevraagd wordt naar maatschappelijke houdingen en meningen alhoewel het hoofdgedeelte van het interview eigenlijk alleen maar olieverontreiniging behandelt. Met deze vraag wordt aan de respondent het gevoel gegeven dat het interview daadwerkelijk meerdere maatschappelijke thema's behandelt.
- Het belangrijkste doel van deze vraag is om na te gaan of respondenten die kiezen voor bepaalde thema's (bijvoorbeeld milieuvervuiling) werkelijk meer bereid zijn om te betalen dan personen die kiezen voor andere thema's (bijvoorbeeld pensioensonzekerheid). De antwoorden op de betalingsbereidheid worden aan de hand van deze vraag getest op hun coherentie.

De tweede vraag bouwt verder op de eerste vraag. Hier moet de respondent kiezen uit een aantal specifieke milieuthema's waaronder olieverontreiniging op zee. Het doel van deze vraag is hetzelfde als het laatst beschreven doel van de eerste vraag. Er wordt nagegaan of respondenten die kiezen voor een bepaalde milieuthema (bijvoorbeeld olieverontreiniging op de zee) daadwerkelijk meer bereid zijn om te betalen dan personen die kiezen voor een andere milieuthema (bijvoorbeeld te veel aan afval). De antwoorden op de betalingsbereidheid worden aan de hand van deze vraag getest op hun coherentie.

Bij zowel de eerste als de tweede vraag wordt aan de respondent gevraagd om meer dan één thema aan te duiden. De reden hiervoor is dat mensen meestal meer dan één voorkeur hebben en door te vragen naar

[21] In Bijlage 1 wordt één versie van de vragenlijst (Matig-Zwaar) weergegeven. In Bijlage 2 bevindt zich het bijhorende kaarmateriaal.

meerdere voorkeuren, wordt de respondent niet gedwongen (of minder) om te kiezen voor één bepaald thema. Deze eerste twee vragen dienen ook als inleidende vragen. Ze helpen de respondent om zich te laten inleven en om hem op zijn gemak te stellen.

Na het beantwoorden van beide vragen wordt de respondent langzaam geleid naar de kern van het interview, namelijk het scenario en bijhorend programma waarvoor gevraagd wordt naar de betalingsbereidheid. Er wordt in hoofdzaak uitgelegd wat het nut is voor de overheid om meer te weten te komen over de mening van de burger. Op het einde wordt dan verteld wat de uiteindelijke inhoud van het interview is, namelijk een programma ter preventie van milieuschade ten gevolge van een accidentele olieverontreiniging voor de Belgische Noordzeekust.

5.2 Voorstelling project

De scenario's hebben als voorwerp het voorkomen van schade aan het mariene milieu van het Belgische deel van de Noordzee t.g.v. olieverontreiniging (niet-gebruikswaarde).

Het doel van de scenario-opbouw is het creëren van een hypothetische markt voor milieugoederen waarbij de respondent alle informatie gegeven wordt die nodig is om zijn waarderingsbeslissing op te baseren.

Het scenario moet beantwoorden aan volgende kenmerken:

- Begrijpelijke taal;
- Volledige informatie;
- Beknopte informatie;
- Neutrale informatie;
- Duidelijk afgelijnd in tijd en ruimte;
- Geloofwaardig alternatief;
- Aanvaardbaar betalingsmechanisme.

Zoals eerder vermeld is de informatie die is opgenomen in de enquête een beknopte versie van de basisdocumenten (cf. supra)

5.2.1 Voorstelling van de Belgische Kust

Eerst wordt verteld voor welk gebied in de Noordzee België verantwoordelijk is. Daarna worden de verschillende functies van de Noordzee, namelijk de economische, de recreatieve en de natuurfunctie verduidelijkt met een aantal voorbeelden. Vervolgens worden de belangrijkste delen van de Noordzee met hun unieke functie voor de natuur besproken, onder andere de zandbanken, de strandgedeelten en de

natuurreservaten het Zwin en de IJzermonding. Alles wordt getoond op kaarten of foto's zodat de respondent de hoeveelheid aan informatie gemakkelijker kan verwerken.

Er worden ook een aantal bedreigingen voor deze natuurlijke rijkdom opgesomd. Denk aan overbevissing, verontreiniging met milieugevaarlijke stoffen, verstoring van natuurgebieden en olieverontreiniging door ongevallen met schepers en tankers.

De respondent wordt op de hoogte gebracht dat er voor de Belgische kust al een aantal ongevallen met olieverontreiniging gebeurd zijn, maar dat de schade beperkt gebleven is in vergelijking met de schade door ongevallen in omringende landen.

Daarna wordt gesteld dat binnen een aantal jaar zo goed als zeker een ongeval met olieverontreiniging als gevolg zal gebeuren waarbij ook de natuur van de Belgisch Noordzeekust beschadigd wordt. Dit door de nauwe vaargeulen, frekwent voorkomende mist, slechte weersomstandigheden en mogelijke menselijke fouten. Het aantal jaar dat wordt voorgelegd verschilt van vragenlijst tot vragenlijst: er zal zich namelijk een ongeval voordoen ofwel in de komende drie, vijf of tien jaar.

Hierna wordt verteld dat de internationale wetgeving een aantal maatregelen ter voorkoming van olieschade verplicht zal stellen vanaf het jaar 2010. Hierdoor is de kans op een olieverontreiniging met zware gevolgen voor het omringende milieu heel klein vanaf 2010[22]. Om een ongeval in de tussentijd te vermijden kan de Belgische overheid een preventie- en interventieprogramma in werking stellen, zodat de natuurwaarde van het Belgisch deel van de Noordzee zoveel mogelijk wordt beschermd.

5.2.2 De financiering

Om het Belgisch programma te kunnen financieren wordt een financiële bijdrage verwacht zowel van de producent als van de consument van olieproducten. Er wordt ook aangetoond dat bijna iedere Belgische burger een oliegebruiker is. Denk maar aan producten zoals brandstof voor verwarming en vervoer, geneesmiddelen, plastics en shampoo. De oliemaatschappijen zouden de werkingskosten betalen van het interventieprogramma[23] en de Belgische burgers zouden de investeringskosten betalen van het interventie- en preventieprogramma.

Er wordt duidelijk gezegd dat elk gezin een éénmalige financiële zou moeten betalen en dit ongeveer 4 maanden na de afname van het interview. D.w.z. dat als het interview wordt afgenomen in april, de respondent de financiële bijdrage moeten betalen in september.

Vervolgens wordt verteld dat het niet zeker is dat het programma geïnstalleerd zal worden, maar dat dit afhangt van een referendum dat zou worden gehouden. Er wordt ook uitgelegd wat dat precies inhoudt.

---

[22] Op deze manier wordt duidelijk dat het programma slechts een beperkte looptijd heeft (10 jaar) en wordt ook de te verwachten opmerkingen van de respondenten over het internationaal aanpakken van dergelijke problematiek vermeden.

[23] Dit om te vermijden dat er te veel protest-stemmen zouden zijn omdat de oliemaatschappijen niets moeten betalen (= vermijden van 'Vrijbuiter'-gedrag).

Daarna wordt duidelijk uitgelegd dat het doel van deze enquête is om na te gaan of de Belgische bevolking voor of tegen dat interventie- en preventieprogramma zou stemmen als een referendum zou worden gehouden.

5.2.3 Het interventie- en preventieprogramma

Na het uitleggen van de betalingswijze en het referendum worden de scenario's voorgelegd met duidelijk fotomateriaal.

Drie verschillende scenario's werden uitgewerkt (zie Tabel 8). Bij elk scenario is de omvang van de olieverontreinging (m^3 olie) verschillend. Hoe groter de olieverontreiniging, hoe groter de impact op het omringende mariene milieu. Die impact wordt aan de hand van vijf parameters voorgesteld:

- Aantal vogels dat sterft (aantal en % t.o.v. populatie);
- Aantal vissen, krabben, garnalen en kreeften dat sterft (% t.o.v. populatie);
- Besmeuring van het strand (in km en % van totale kustlengte);
- Vervuiling van het Zwin (ja of nee);
- Vervuiling van de IJzermonding.

Om de schade aan het marine milieu te voorkomen zijn een reeks van maatregelen nodig. Die maatregelen worden in twee delen opgesplitst. Ten eerste een preventieprogramma die ongevallen moet voorkomen, bestaande uit:

- Zeestraten (in km);
- Een communicatiesysteem.

Ten tweede wordt een interventieprogramma voorgesteld die de schade moet minimaliseren als zich toch een ongeval zou voordoen. Dit programma bestaat uit een viertal maatregelen:

- Slepers (aantal);
- Bestrijdingsplatformen (aantal);
- Systeem om de IJzermonding af te sluiten (ja of nee);
- Systeem om het Zwin af te sluiten (ja of nee).

Tabel 8: *Verschillende scenario's.*

Kenmerken	Zwaar scenario	Matig scenario	Licht scenario
		Schade	
Omvang van de olieverontreiniging	10.000 m³	5.000 m³	200 m³
Aantal vogels dat sterft	43.000 - ongeveer 65%	20.000 - ongeveer 30%	3.500 - 5%
Aantal vissen, krabben, garnalen en kreeften die sterven	20%	10%	0%
Besmeuring strand	60 km - 90%	25 km - 40%	0 km - 0%
Vervuiling van het Zwin	Ja	Nee	Nee
Vervuiling van de IJzermonding	Ja	Ja	Nee
		Programma	
Aantal km zeestraten	20 km	10 km	5 km
Communicatiesysteem	Ja	Ja	Ja
Aantal slepers	3	2	1
Aantal bestrijdingsplatformen	3	2	1
Systeem om de IJzermonding af te sluiten	Ja	Nee	Nee
Systeem om het Zwin af te sluiten	Ja	Ja	Nee

Deze drie scenario's werden verwerkt in vier verschillende vragenlijstversies. Drie vragenlijstversies omvaten twee scenario's met telkens een wijziging in frequentie van voorkomen van het ongeval.

Tabel 9: *Verschillende vragenlijstversies.*

Vragenlijstversie	1e scenario	2e scenario	Frequentie
Versie 1	Licht (A)	Matig (B)	1 maal om de 3 jaar
Versie 2	Licht (C)	Zwaar (D)	1 maal om de 5 jaar
Versie 3	Matig (E)	Zwaar (F)	1 maal om de 10 jaar
Versie 4	Zwaar (G)	Geen	1 maal om de 10 jaar

Het zwaardere scenario wordt telkens als tweede scenario voorgelegd aan de respondent. Dit om te vermijden dat de respondent weigert te betalen voor het lichtere scenario (als dat als tweede scenario zou worden voorgesteld) omdat ze het zwaardere scenario verkiezen. Dit probleem werd duidelijk vastgesteld tijdens de eerste vier diepte-interviews (zie par. 4.4.2).

Met de drie eerste versies van de vragenlijst is het duidelijk dat het zwaar scenario altijd als tweede scenario wordt voorgesteld. In de hypothese dat het eerste scenario een invloed heeft op de betalingsbereidheid van het tweede scenario[24], krijgen we met deze versies van de vragenlijst nooit een

[24] Deze hypothese wordt later getest.

'niet-vertekende BTB' van het zwaar scenario. Daarom werd geopteerd voor een vierde vragenlijstversie waarbij enkel het zware scenario wordt voorgesteld.

5.3 Waarderingsvragen

5.3.1 Betalingsbereidheid

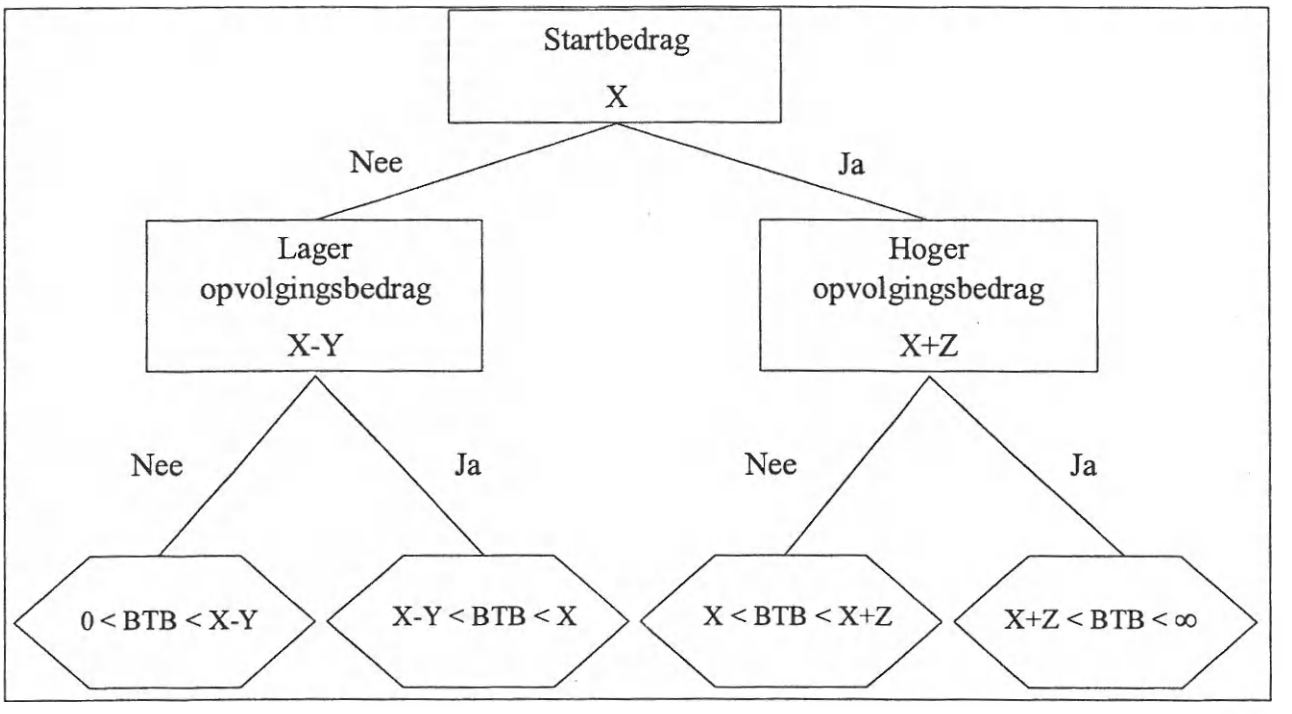
Na de voorstelling van scenario 1 en scenario 2 wordt telkens naar de betalingsbereidheid gevraagd.

De gemakkelijkste methode[25] lijkt om rechtstreeks te vragen aan de respondent naar zijn maximale betalingsbereidheid ('Open-ended question'). Jammer genoeg vinden respondenten het moeilijk om zomaar een waarde uit de lucht te pikken zonder enige vorm van assistentie (Carson, R. en R. Mitchell, 1989: 97). Om dit probleem tegen te gaan kan aan de respondent een bedrag voorgesteld in ruil voor het goed (programma), waarop de respondent dan positief of negatief kan antwoorden ('Dichotomous Choice'). Een veel grotere steekproef (in vgl. met de andere methodes) is nodig om dezelfde graad van accuraatheid te verkrijgen van de relevante statistieken. Daarom werd gekozen voor de *'Dichotomous Choice With One Follow-up'*. De statistische kracht van de schatting van de bereidheid tot betalen stijgt als er een opvolgingsvraag is (Carson, R. et al., 1992: 17).

Aan iedere respondent wordt gevraagd of men al dan niet bereid is een bepaald bedrag (het startbedrag) te betalen voor het voorgestelde programma die schade moet vermijden. Als de respondent ja antwoordt, dan wordt hem dezelfde vraag voorgesteld maar met een hoger bedrag (het hoger opvolgingsbedrag). Als de respondent nee antwoordt, dan wordt hem dezelfde vraag voorgesteld maar met een lager bedrag (het lager opvolgingsbedrag). Het startbedrag vormt samen met het hoger en het lager opvolgingsbedrag een biedkaart.

[25] Voor een uitgebreide bespreking van de verschillende methodes zie par. 3.3.2.

Figuur 5: *Dichotomous choice with one follow-up. (X,Y,Z > 0)*



Op deze manier verkrijgt men per biedkaart vier mogelijke intervallen (Figuur 5) die de betalingsbereidheid (BTB) van de respondent weergeven. Als de respondent 'ja-ja' antwoordt dan ligt de betalingsbereidheid tussen nul en het lager opvolgingsbedrag, bij 'nee-ja' is dat tussen het lager opvolgingsbedrag en het startbedrag, bij 'ja-nee' is dat tussen het startbedrag en het hoger opvolgingsbedrag en bij 'ja-ja' is dat meer dan het hoger opvolgingsbedrag.

Voor scenario 1 werden 7 biedkaarten ontwikkeld, de biedkaart voor scenario 2 is telkens 20% hoger in vergelijke met de biedkaart voor scenario 1.

Tabel 10: *De verschillende biedkaarten.*

	Biedkaart scenario 1			Biedkaart scenario 2		
	Startbedrag	Hoger bedrag	Lager bedrag	Startbedrag	Hoger bedrag	Lager bedrag
Biedkaart 1	1.000	2.500	400	1.200	3.000	500
Biedkaart 2	1.500	3.000	750	1.800	3.600	900
Biedkaart 3	2.000	4.000	1.000	2.400	4.800	1.200
Biedkaart 4	2.500	5.000	1.250	3.000	6.000	1.500
Biedkaart 5	3.000	6.000	1.500	3.600	7.200	1.800
Biedkaart 6	4.000	8.000	2.000	4.800	9.600	2.400
Biedkaart 7	5.000	10.000	2.500	6.000	12.000	3.000

Deze 7 biedkaarten worden toegepast op de vier verschillende vragenlijstversies. Zo worden 4*7=28 verschillende vragenlijsten verkregen.

5.3.2 De herzieningsvragen

Na de betalingsbereidheidsvraag krijgt de respondent de kans om zijn antwoorden te herzien, dit kan bijvoorbeeld nodig zijn als hij/zij iets verkeerd begrepen zou hebben.
Daarom wordt nagegaan of het duidelijk was dat de respondent een éénmalige bijdrage zou moeten doen in het Noordzeefonds en dat hij maar voor één van beide programma's zou moeten betalen (als er twee scenario's worden voorgelegd – versie 1, 2 en 3).
Ook als alles goed begrepen was, kreeg de respondent de mogelijkheid om zijn BTB voor het eerste scenario te wijzigen. Dit omdat de respondent na het horen van het tweede scenario (extra informatie) misschien van oordeel veranderd is betreffende het eerste scenario. Indien de respondent zijn BTB betreffende het eerste scenario wenst te wijzigen, wordt ook de kans gegeven om de BTB betreffende het tweede scenario te wijzigen.

5.4 Gebruiks- en attitudevragen

In dit gedeelte worden een aantal vragen gesteld over het gezin met als doel na te gaan of de antwoorden een invloed hebben op hun BTB.
Eerst wordt gevraagd of de respondent of iemand uit zijn gezin af en toe de Belgische Kust bezoekt. Indien dit het geval is, volgt de vraag hoeveel keer dit gebeurd is in het voorbij jaar en wat de voornaamste reden was. Er wordt ook gevraagd of het gezin soms de buitenlandse kust bezoekt.

De daarop volgende vraag is of een eventuele olieverontreiniging voor de Belgische Noordzeekust gevolgen zou hebben voor de respondent zijn beroep en/ of zijn inkomen.

De laatste vragen peilen hoe vaak de respondent of iemand van zijn gezin natuurdocumentaires op TV bekijkt of boeken over de natuur leest. Er wordt ook nagegaan of iemand uit het gezin lid is van een milieuvereniging en zo ja, van welke.
Tenslotte wordt gevraagd of er in het afgelopen jaar een bijdrage gestort is aan een milieuorganisatie of voor een specifiek milieuproject eventueel bovenop het lidgeld als de respondent lid is van een milieuvereniging.

5.5 Evaluatievragen

Er worden twee evaluatievragen gesteld. De eerste vraag peilt naar het oordeel van de respondent tegenover de voorgestelde programma's om verontreiniging van de Belgische Noordzeekust tegen te gaan. De respondent heeft de keuze uit de volgende antwoorden: heel doeltreffend, doeltreffend of helemaal niet doeltreffend.

HOOFDSTUK 6
UITVOERING VAN DE CVM-ENQUÊTE

6.1 Steekproeftrekking

De relevante populatie voor onze studie bestaat uit alle Belgische huishoudens. De keuze voor huishoudens als steekproefelementen heeft als reden dat er een éénmalige bijdrage moet betaald worden per gezin (huishouden). Onze interviews zullen zich echter richten tot één persoon binnen het huishouden. Er wordt geopteerd om zo veel mogelijk interviews af te nemen van de persoon binnen het gezin die verantwoordelijk is voor de uitgaven.

De steekproef wordt eerst onderverdeeld in drie strata: Waals Gewest, Vlaams Gewest en Brussels Gewest (*eerste stratifiëring*). Vervolgens wordt ieder gewest onderverdeeld per provincie (*tweede stratifiëring*). Deze twee stratifiëringen hebben als doel om niet enkel een representatieve steekproef te hebben op federaal niveau maar ook op gewestelijk en provinciaal niveau. Op deze manier kan gekeken worden of er een significant verschil is in betalingsbereidheid tussen de verschillende regio's.

Tenslotte worden per provincie de verschillende gemeenten onderverdeeld in onderling heterogene klassen of strata (7 klassen volgens de hiërarchie 1997 van E. Van Hecke[26]). Dit is de *derde stratifiëring*. Per provincie wordt dan één gemeente (cluster) per klasse willekeurig geselecteerd. Dat zijn dan maximum zeven gemeenten per provincie.

Binnen iedere geselecteerde gemeente (cluster) wordt dan de de *'random route steekproeftrekking met herhaling'* toegepast. Een aantal startadressen per geselecteerde gemeente worden willekeurig bepaald. Per startadres wordt bij zes huishoudens aangebeld. Vanaf het startadres wordt elk vijfde huishouden bezocht. Als een van de adressen een handelszaak, dokterskabinet of dergelijke blijkt te zijn, dan moet aangebeld worden bij het volgende adres. Bij afwezigheid wordt éénmaal teruggegaan op een andere dag en een ander uur.

Het aantal startadressen per gemeente wordt bepaald door de steekproefgrootte te vermenigvuldigen met het relatief aantal inwoners per klasse per provincie. Met deze berekening krijgt men dan het aantal uit te voeren interviews per geselecteerde gemeente.

[26] De zeven klassen zijn: grote stad, agglomeratie, banlieu, regionale stad, kleine stad, rest en forensenwoonzone. Met de opsplitsing van de categorie 'kleine stad' in drie subcategoriëen wordt hier geen rekening gehouden.

De tweede vraag dient om na te gaan of de respondent zich op een of ander moment beïnvloed voelde in zijn keuze of hij tijdens het interview vrij zijn eigen mening kon vormen.

5.6 Socio-demografische informatie

Dit onderdeel bestaat uit vragen met betrekking tot het geslacht, de leeftijd, de beroepssituatie, het behaalde diploma, de inkomenscategorie en de gezinssituatie (partner en aantal thuiswonende kinderen).

5.7 Evaluatievragen voor de interviewer

Alle vragen in deze sectie moeten door de interviewer ingevuld worden na het verlaten van de respondent. De interviewer moet zijn eerlijke opinie geven over deze vragen.
De eerste vraag betreft het verloop van het interview. Indien het interview niet vlot verlopen is, moet de interviewer verklaren waarom dit het geval was. De interviewer heeft hier de keuze uit een aantal redenen zoals de respondent had geen interesse, de enquête werd frequent onderbroken enz...
De tweede vraag gaat na of de respondent elk deel van de enquête goed begrepen heeft. Is dit niet het geval dan moet de interviewer aanduiden welk deel de respondent niet goed begreep. De interviewer moet ook aanduiden waarom hij denkt dat de respondent bepaalde delen in mindere mate begreep.

Bij de laatste vraag moet de interviewer zijn mening geven over de betalingsbereidheid van de respondent. De interviewer moet aanduiden of hij dacht dat de respondent eerlijk antwoordde en of hij voldoende rekening hield met zijn budgetbeperking.

6.2 Aanwerving/Opleiding van de enquêteurs

Als enquêteurs werd zo veel als mogelijk geopteerd voor studenten die in het kader van dit project hun eindwerk schreven. Dit om de kwaliteit (door versterkte motivatie) van de enquête-afname te bevorderen. Voor het Vlaams Gewest werden vier studenten gevonden. Voor het Waals Gewest werd eveneens naar thesis-studenten gezocht door Serge Scory van de BMM (die verantwoordelijk was voor de organisatie van de interviews in het Waals Gewest). Er werden echter geen studenten bereid gevonden. Daarom werd via een interim-bureau gezocht naar studenten (met een hogere opleiding) om enquêtes af te nemen in het Waals Gewest. Vier studenten waren bereid om gedurende één maand full-time enquêtes af te nemen. Wat betreft de enquêtering werd eveneens via een interim-bureau gezocht naar een vlot tweetalige (frans-nederlands) student. Eén tweetalige student was bereid om gedurende veertien dagen interviews af te nemen in het Brussels Gewest.

Een handleiding[27] (in het nederlands en het frans) werd opgesteld voor de interviewers. Het eerste deel van de handleiding bevatte een beknopte uitleg omtrent de contingent valuation method. Daarna werd in een vijftal bladzijden praktische en organisatorische uitleg gegeven betreffende de enquêtering. Het laatste deel van de handleiding bevatte één enquêteversie, met extra uitleg bij iedere stuk tekst of vraag. Alle interviewers hebben naast de uitgebreide handleiding eveneens een opleiding gekregen van een halve tot een volledig dag. Daarbij werd naast de mondelinge uitleg (overeenkomstig de handleiding) ook een aantal proefenquêtes afgenomen. Iedere enquêteur heeft als finale test een enquête afgenomen bij iemand van Ecolas. Wanneer bleek dat die enquêtering niet vlot genoeg ging, werd de mogelijkheid gegeven aan de enquêteur om de vragenlijst nog eens opnieuw in te studeren. Daarna werd opnieuw een test afgenomen.

6.3 Supervisie van de enquêteurs

De enquêteurs moesten op regelmatige wijze rapporteren (aantal maal aangebeld, aantal ingevulde enquêtes, welke straten werden geïnterviewd,...) aan de coördinator van de enquête-afname. Er werd eveneens gevraagd om de eerste ingevulde enquêtes zo vlug mogelijk op te sturen zodat de coördinator kon controleren of de enquêtes correct waren ingevuld. Via het adres en de voornaam kon eveneens de respondent gecontacteerd worden indien er twijfels waren over de ingevulde data.

[27] Bijgevoegd in Bijlage 3.

6.4 Afname enquêtes

De enquêtes in het Vlaams Gewest werden afgenomen in de periode maart-augustus 2001, in het Waals Gewest in de periode juli-september 2001 en in het Brussels Gewest in de periode augustus 2001.
De doelstelling was om afhankelijk van de responsgraad 500 à 600 ingevulde enquêtes te verkrijgen. In totaal werd 2.626 keer aangebeld en werden 571 ingevulde enquêtes verkregen. Wat een responsgraad oplevert voor België van 22%. 836 gezinnen waren niet thuis na een tweede maal aanbellen (andere dag en ander uur) en 1.220 gezinnen weigerden om mee te werken. De responsgraad in het Vlaams Gewest (24%) is 3% hoger dan de responsgraad in het Waals Gewest. De reden hiervoor is dat de het % gezinnen die niet thuis waren in het Waals Gewest (34%) een stuk hoger ligt dan het percentage in het Vlaams Gewest (26%). Eén van de redenen hiervoor is dat de enquêtes in het Waals Gewest werd afgenomen in een vakantieperiode (juli-september). De lage responsgraad in het Brussels Gewest (8%) is vergelijkbaar met de responsgraad in andere grootsteden (zoals Antwerpen, Luik) waar het hoge percentage niet-thuis (62%) eveneens vergelijkbaar is.

Tabel 11: *Responsgraad voor België en gewesten.*

	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
Totaal aangebeld	2.628	100%	1.469	100%	954	100%	203	100%
Uitgevoerde interviews	**571**	**22%**	**358**	**24%**	**196**	**21%**	**17**	**8%**
Niet thuis na 2e maal aanbellen	836	32%	386	26%	325	34%	125	62%
Weigering om mee te werken	1.220	46%	725	49%	434	45%	61	30%

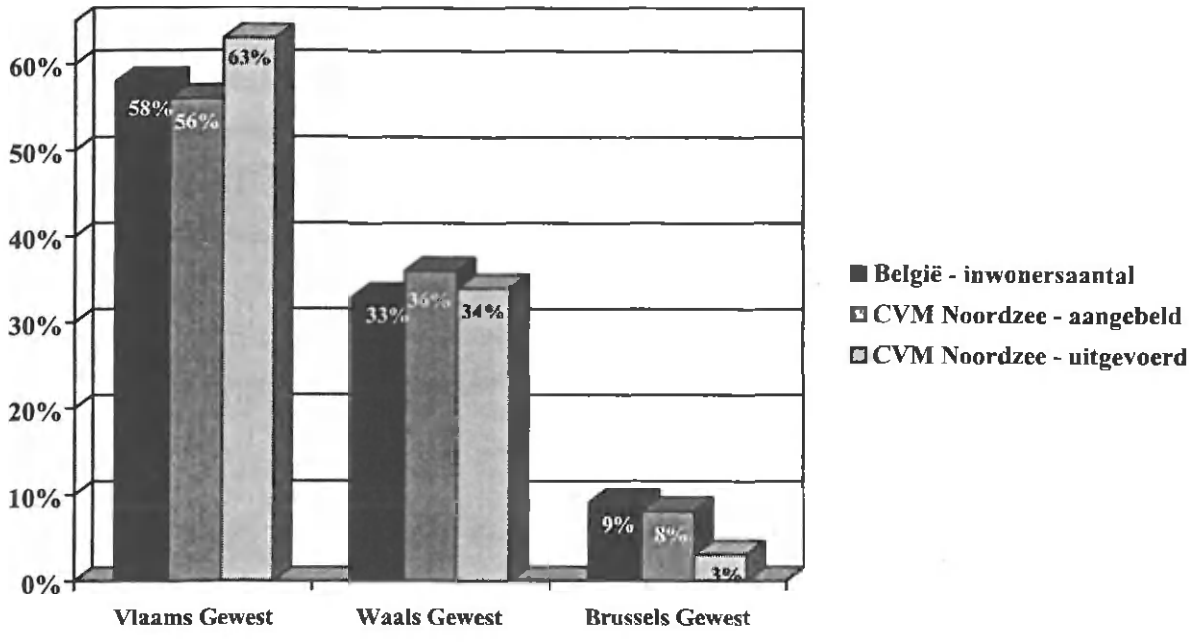
De redenen waarom men niet wil meewerken zijn opgesomd in onderstaande tabel waarbij 'geen interesse' en 'geen tijd' de belangrijkste redenen zijn.

Tabel 12: *Redenen om niet mee te werken.*

Redenen om niet mee te werken	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
Alleen thuis	5	0%	3	0%	1	0%	1	2%
Anderstalig	31	3%	17	2%	7	2%	7	11%
Bezoek	16	1%	10	1%	4	1%	2	3%
Deur direct dicht	8	1%	6	1%	1	0%	1	2%
Doet niet mee aan enquêtes	19	2%	14	2%	4	1%	1	2%
Doet niet open	22	2%	17	2%	5	1%	0	0%
Geen interesse	393	32%	243	34%	146	34%	4	7%
Geen reden	63	5%	52	7%	5	1%	6	10%
Geen tijd	498	41%	253	35%	215	50%	30	49%
Geen zin	23	2%	15	2%	4	1%	4	7%
Mindervalide	1	0%	1	0%	0	0%	0	0%
In opdracht van federale overheid	1	0%	1	0%	0	0%	0	0%
Liever niet	26	2%	26	4%	0	0%	0	0%
Ouders niet thuis	22	2%	10	1%	12	3%	0	0%
Slecht moment	11	1%	9	1%	2	0%	0	0%
Sterfgeval in de familie	4	0%	2	0%	2	0%	0	0%
Te moeilijk	8	1%	8	1%	0	0%	0	0%
Te oud	34	3%	23	3%	9	2%	2	3%
Ziek	35	3%	15	2%	17	4%	3	5%
Totaal niet meewerken	**1.220**	**100%**	**725**	**100%**	**434**	**100%**	**61**	**100%**

6.4.1 Verdeling over gewesten

Figuur 6: *Verdeling enquêtes volgens gewesten.*



Er werd getracht om de enquêtes zoveel mogelijk te verdelen volgens het inwonersaantal per gewest. Uit Figuur 6 volgt dat de verdeling van het aanbellen volgens gewest heel goed overeenkomt met de verdeling van het aantal inwoners volgens gewest.

Het percentage uitgevoerde interviews in het Vlaamse Gewest (63%) is 5% hoger dan het percentage inwoners. De hogere responsgraad in het Vlaams Gewest in vergelijking met de andere twee gewesten is hiervoor de reden. Het percentage uitgevoerde interviews in het Brussels Gewest is daarintegen 6% lager dan het percentage inwoners. Wat relatief gezien een zeer groot verschil dat bijna volledig te verklaren is door de hoge non-respons in het Brussels Gewest.

6.4.2 Verdeling over vragenlijst-versies

Tabel 13: *Verdeling uitgevoerde interviews volgens vragenlijstversie en biedkaarten.*

Vragenlijst-versie		Waals Gewest		Vlaams Gewest		Brussels Gewest		BELGIE	
	Start-bedrag biedkaart Scenario 1 (in BEF)	# afgenomen enquêtes	% t.o.v. totaal	# afgenomen enquêtes	% t.o.v. totaal	# afgenomen enquêtes	% t.o.v. totaal	# afgenomen enquêtes	% t.o.v. totaal
Licht-Matig	1000	10		15		0		25	
	1500	9		16		1		26	
	2000	10		15		0		25	
	2500	10		15		2		27	
	3000	10		14		1		25	
	4000	10		15		1		26	
	5000	10		13		0		23	
		69	35%	103	29%	5	29%	177	31%
Matig-Zwaar	1000	7		15		0		22	
	1500	9		15		0		24	
	2000	8		17		0		25	
	2500	7		16		1		24	
	3000	7		15		0		22	
	4000	7		15		1		23	
	5000	7		14		1		22	
		52	27%	107	30%	3	18%	162	28%
Licht-Zwaar	1000	7		16		1		24	
	1500	8		16		1		25	
	2000	10		16		1		27	
	2500	6		17		0		23	
	3000	8		15		1		24	
	4000	7		14		0		21	
	5000	7		14		1		22	
		53	27%	108	30%	5	29%	166	29%
Zwaar	1000	3		7		0		10	
	1500	3		7		1		11	
	2000	3		4		1		8	
	2500	4		6		1		11	
	3000	3		6		0		9	
	4000	3		5		1		9	
	5000	3		5		0		8	
		22	11%	40	11%	4	24%	66	12%
Totaal		**196**	**100%**	**358**	**100%**	**17**	**100%**	**571**	**100%**

Er werd geopteerd om de interviews als volgt over de versies en biedkaarten te verdelen[28]:

- 30% bij vragenlijstversie Licht-Matig
- 30% bij vragenlijstversie Matig-Zwaar
- 30% bij vragenlijstversie Licht-Zwaar
- 10% bij vragenlijstversie Zwaar-Geen

De verschillende biedkaarten worden evenredig verdeeld.
Bij vragenlijstversie Licht-Matig in het Waals Gewest werd beslist om daar extra interviews te doen om voldoende observaties te hebben om een vergelijking te kunnen maken tussen het Waals en het Vlaams Gewest voor deze vragenlijsversie. Dit verklaart het hogere percentage (35%) uitgevoerde interviews voor de versie Licht-Matig in het Waals Gewest.
De verdeling in het Brussels Gewest komt niet helemaal overeen met wat beoogd werd (minder observaties bij Matig-Zwaar en meer bij Zwaar-Geen). Een evenredige verdeling over de biedkaarten kon helemaal niet bekomen worden door te weinig observaties. Dit is opnieuw te wijten aan de hoge non-responsgraad.

6.4.3 Duur van de interviews

De gemiddelde duur van de interviews in gans België bedraagt 26 minuten. In het Vlaams Gewest ligt het gemiddelde 7 minuten lager dan in het Waals en Brussels Gewest. Het langste interview duurde 1uur en 20 minuten, het kortste 10 minuten. 80% van de interviews duurde tussen de 20 en 40 minuten.

Tabel 14: *Duur van de interviews.*

Duur van de interviews	België	Vlaams Gewest	Waals Gewest	Brussels Gewest
Minimaal	10'	10'	15'	22'
Gemiddeld	26'	24'	31'	31'
Maximaal	1u20'	1u20'	1u07'	42'

6.5 Input van de gegevens

Een 'Acces'-bestand werd aangemaakt om de gegevens in te putten. Om fouten bij het inputten te vermijden werden aan de verschillende velden karakteristieken gegeven. Op deze wijze kon in vele gevallen een foute input vermeden worden. Tevens werd steekproefgewijs een aantal enquêtes aan een

[28] De verschillende vragenlijstversies werden willekeurig verdeeld over de respondenten.

dubbele controle onderworpen. Als laatste controlemiddel werd onder andere via kruistabellen nagegaan of er incoherenties waren bij de data.

HOOFDSTUK 7
TOETSING AAN DE NOAA-CRITERIA

In 1993 stelde NOAA een panel van economische experts aan om het gebruik van CVM voor de beoordeling van natuurschade te evalueren. Het NOAA panel stelde een aantal richtlijnen op. In dit hoofdstuk wordt nagegaan of deze CVM studie tegemoet komt aan de eisen die nodig zijn om te kunnen spreken van een betrouwbaar enquête-instrument. De enquête wordt met andere woorden getoetst aan de NOAA criteria.

7.1 Algemene richtlijnen

1. *Sample type and Size: de manier van enquêteren is een moeilijke, technische vraag die de begeleiding van een professionele kracht op het gebied van statistiek vereist.*
   Omtrent het verwerven van de gegevens en de statistische verwerking van de enquête werd er te rade gegaan bij een aantal experts, nl. Prof. P. Nunes van de Vrije Universiteit Amsterdam en Prof. J. Loomis van de Colorado State University.

2. *Minimize 'non-respons': hoge 'non-responsgraad' maken de onderzoeksresultaten niet representatief en dus onbetrouwbaar.*
   De responsgraad van deze studie was in vergelijking met eerdere studies in het buitenland laag, maar was vergelijkbaar met de gemiddelde responsgraad van andere onderzoeken in België.
   De responsgraad van deze CVM studie bedraagt ongeveer 24%, dit is laag, ondanks de vele inspanningen. Wanneer een respondent niet thuis was, moest er nog een tweede keer teruggegaan worden en het was mogelijk om een afspraak te maken.
   Wanneer de responsgraad te laag bleek, werden er opnieuw enquêtes afgenomen, tot drie maal toe. In de steden ligt de responsgraad veel lager dan in de dorpen. Maar enkel enquêtes afnemen in de dorpen zou de representativiteit van de studie negatief beïnvloeden.

3. *Personal interview: het onderzoek dient bij voorkeur te gebeuren aan de hand van een 'face-to-face' interview. Wanneer dit niet mogelijk is (door bijvoorbeeld de hoge kost van deze persoonlijke interviews) verkiest men telefonisch contact boven het versturen van vragenlijsten per post of e-mail.*
   Alle interviews werden afgenomen bij de respondenten thuis, indien nodig werd er vooraf een afspraak gemaakt.

4. *Pretesting for interviewer effects: de presentatie van de interviewer is een belangrijk aspect van CVM. Het is mogelijk dat interviewers de respondenten aanzetten tot het vertonen van sociaal wenselijk gedrag. CVM enquêtes moeten voorzien zijn van een systeem dat zulk gedrag dient te herkennen.*

   Er werd van de enquêteurs verwacht dat ze zich ten allen tijde neutraal opstelden. Zij kregen vooraf een korte opleiding en een handleiding bij de vragenlijst. Daarnaast werden er op regelmatige tijdstippen controles uitgevoerd om mogelijke beïnvloeding op te sporen en te corrigeren.

5. *Reporting: elk rapport van een uitgevoerde CVM studie zou de socio-demografische karakteristieken van de respondenten nauwkeurig moeten weergeven. De manier van selecteren, de schaal van de enquête en de non-responsgraad vormen dan weer een belangrijk gegeven voor de representativiteit van de enquête. Het rapport dient daarnaast ook de exacte formulering en opeenvolging van de vragen aan de respondent te bevatten. Al deze informatie moet tenslotte gearchiveerd worden en moet toegankelijk zijn voor geïnteresseerden.*

   Het rapport van deze studie bevat de nodige informatie bevatten m.b.t. de socio- demografische karakteristieken van de respondenten en de representativiteit van de studie.

6. *Careful pretesting of a CV-questionnaire: de respondent krijgt een grote hoeveelheid nieuwe en vaak technische informatie te verwerken. Deze informatie moet begrijpelijk aan de respondent voorgesteld te worden, een goede pretest is dan ook van belang.*

   Bij de ontwikkeling van de vragenlijst werden er drie focusgroepen geraadpleegd (twee bestaande uit burgers en één groep van experts). Tevens werden er acht diepte-interviews afgenomen en een 24-tal pretests uitgevoerd, teneinde de enquête voor de respondenten in begrijpelijke taal op te stellen.

7.2 Richtlijnen voor waarderingsonderzoek

7. *Election format: de voorkeur wordt gegeven aan WTP in plaats van WTA.*

   Aan de respondenten werd gevraagd hoeveel ze bereid zouden zijn te betalen voor een programma ter bescherming van de Noordzeekust. Er wordt gevraagd naar de betalingsbereidheid, de 'willingness to pay' en niet naar de 'willingness to accept' of aanvaardingsbereidheid.

8. *Referendum format: de waardebeoordeling van het milieugoed dient voorgesteld te worden in het kader van een 'dichotomous choice' referendum. Dit benadert meer de dagelijkse marktkeuze waar individuen mee geconfronteerd worden. Bovendien is deze manier van bevragen minder kwetsbaar voor strategisch gedrag dan de 'open-ended-question '.*

   De meeste vragen in de enquête zijn meerkeuzevragen, maar er stonden ook enkele open vragen bij. Vb. E3 wat is de belangrijkste reden om de Belgische kust te bezoeken? E9 van welke natuur- of milieuvereniging bent u lid?

   Ook combinaties komen voor. De respondent kan dan kiezen uit een aantal mogelijkheden, maar wanneer deze niet voldoen kan hij voor de optie 'andere' kiezen. Deze keuze moet nog verder gespecificeerd worden. Vb. C3

9. *Accurate description of the program or policy: het onderzoek dient een duidelijke en verstaanbare beschrijving van het scenario en de programma's te bevatten.*

   Eerst en vooral werd de huidige situatie voorgesteld. Aan de hand van foto's moest de respondent zich een beeld kunnen vormen van de Belgische Noordzeekust zoals ze nu is. Ook de functies van de Noordzee werden in detail uitgelegd.

   Bij de voorstelling van de scenario's werden dezelfde foto's gebruikt, met daarop de olievlek, het aantal gestorven vissen en vogels aangeduid. De hoeveelheid verontreiniging werd op deze manier visueel voorgesteld, waardoor de respondent een idee krijgt van de omvang van de ramp. Ook de programma's ter preventie en ter interventie werden duidelijk uitgelegd.

   De respondent had zeker voldoende accurate achtergrondinformatie.

10. *Pretesting of photographs: het effect van het gebruik van foto' s dient uitvoerig onderzocht te worden.*

    Bij de pretests werd de doelmatigheid van het kaartenmateriaal uitvoerig geëvalueerd.

11. *Reminder of undamaged substitute commodities: de respondent dient er aan herinnerd te worden dat er nog andere onbeschadigde natuurgoederen zijn of dat het beschreven natuurgoed op natuurlijke wijze kan hersteld worden. Deze opmerking moet duidelijk en bij het begin van de waardebeoordeling vermeld worden. Dit heeft tot gevolg dat de respondent alle mogelijke alternatieven tegenover mekaar kan afwegen.*

    Aan de respondent wordt van in het begin duidelijk gemaakt dat de studie enkel betrekking heeft op het Belgische deel van de Noordzee. Ook wordt slechts enkel bij het zwaar scenario bijna de volledige kust, met inbegrip van 'Het Zwin' en 'De IJzermonding' verontreinigd. Bij het lichte scenario wordt bijvoorbeeld duidelijk gesteld dat het Zwin, de IJzermonding en het strand niet

verontreinigd wordt. Bij de voorstelling van de natuurschade wordt duidelijk gesteld dat de schade zich na een bepaalde tijd volledig op natuurlijke wijze herstelt.

12. *Adequate time lapse from the accident: het onderzoek dient te gebeuren op een tijdstip voldoende ver verwijderd van de datum van een waar gebeurd ongeval. Dit opdat respondenten het scenario van volledig herstel aanvaarbaar zouden vinden.*
    Dit onderzoek is niet op de waardering van de schade van een specifiek ongeval gericht. Wel was er de ramp met de olietanker 'Erika', die meer dan een jaar gebeurd was voordat de eerste enquête werd afgenomen. Wel dient er opgemerkt te worden dat tijdens de afname van de enquêtes er ook enkele incidenten in het nieuws zijn geweest, zoals een klein ongeval voor het strand van Oostende.

13. *Temporal avaraging: variaties in de antwoorden afhankelijk van het tijdstip dienen gereduceerd te worden, dit door het gemiddelde te nemen van enquêtes op verschillende onafhankelijke tijdstippen. Een duidelijke en substantiële tijdstrend in de antwoorden van de respondenten heeft gevolgen voor de betrouwbaarheid van de studie.*
    De enquête werd uiteindelijk afgenomen over een tijdspanne van een half jaar.

14. *'No-answer ': het invoeren van een 'would not vote' keuze voor de respondent bij de vraag naar de betalingsbereidheid heeft tot gevolg dat de respondent de keuze heeft om niet tegen maar ook niet vóór het programma te stemmen. Wanneer zulke keuze op dezelfde lijn als 'tegen' beschouwd wordt is men niet in staat om de juiste verdeling van 'vóór' en 'tegen' te achterhalen. De betalingsbereidheid kan dan niet afgeleid worden uit de keuze van de respondent. Dit tast de betrouwbaarheid van de gegevens aan.*
    De 'would not vote' keuze is niet opgenomen in de vragenlijst. Maar indien de respondent tegen het programma stemt kan hij wel een reden opgeven waarom hij geen bijdrage wenst te betalen.

15. *Yes/No follow-ups: de antwoorden dienen opgevolgd te worden door een open vraag, teneinde te achterhalen waarom de respondent vóór of tegen het programma stemt.*
    Wanneer de respondent geen bijdrage wenst te betalen wordt gevraagd naar de reden. Hierbij heeft de respondent de keuze uit een aantal mogelijkheden, maar eventueel kan een aanvullende of andere reden opgegeven worden.

16. *Cross-tabulations: het onderzoek dient bijkomende informatie te bevatten die de respondent helpt bij het begrijpen van de beoordelingsvraag. Het uiteindelijke rapport dient het overzicht van de*

betalingsbereidheid te bevatten afgeleid uit volgende categorieën: het gezinsinkomen, de kennis van en de interesse in het milieugoed, het standpunt tot het milieu en de economie, de afstand tot het milieugoed, het begrijpen van de enquête, het geloof in de scenario's, bekwaamheid en bereidheid tot het uitvoeren van de enquête.

Naast de betalingsbereidheid peilt men uitgebreid naar de kennis en de interesse voor het milieugoed en het standpunt met betrekking tot maatschappelijke thema's en milieuproblemen. Tevens werd er gevraagd naar het inkomen van de respondent.

Na het afnemen van de enquêtes ging men na of de respondenten consistent handelden. Met proteststemmen daarentegen mag geen rekening gehouden worden. Bij het verwerken van de resultaten werd het begrip proteststem heel ruim genomen. Wanneer een respondent niet bereid was te betalen voor het programma werd er naar de reden gevraagd. Enkel de respondenten die niet kunnen betalen omdat hun inkomen het niet toelaat, bleven in de steekproef. Alle andere redenen werden aanzien als proteststem en werden uit de steekproef gehaald.

Na het verwijderen van de proteststemmen werd nagegaan of de betalingsbereidheid afhankelijk is van het scenario.

17. *Checks on understanding and acceptance: het onderzoek dient op het einde van de vragenlijst een aantal controlevragen te bevatten om te achterhalen of de respondent de vraag tot het al dan niet betalen van een bijdrage, voldoende heeft begrepen.*

De respondent kan op regelmatige basis vragen stellen m.b.t. de voorstelling van het natuurgoed en de mogelijke schade, het scenario en het programma. Na de waarderingsvragen worden er nog twee specifieke controlevragen gesteld. Na het interview dient de interviewer nog een controleblad in te vullen.

HOOFDSTUK 8
BESCHRIJVENDE ANALYSE VAN DE RESULTATEN VAN DE CVM-ENQUETE

De beschrijvende analyse gebeurt voor het Vlaams, het Waals en het Brussels Gewest. De resultaten voor het Brussels Gewest afzonderlijk moet wel voorzichtig geïnterpreteerd worden door het lage aantal observaties (=17).

8.1 Situeringsvragen

De situeringsvragen worden gesteld vooraleer de respondent het thema van de enquête (olieverontreiniging op zee) te weten komt. De onderwerpen worden in alle enquêtes in dezelfde volgorde voorgesteld[29] aan de respondent wat enige beïnvloeding kan geven op de resultaten (hoger percentage onderwerpen die eerst voorkomen).

8.1.1 Maatschappelijk thema's

Aan de respondent werd gevraagd om de drie maatschappelijke thema's aan te duiden die volgens hem of haar het eerst moeten aangepakt worden. (er werd geen volgorde van belangrijkheid gevraagd).

Tabel 15: *Aanduiding van maatschappelijke thema's die moeten aangepakt worden door de overheid.*

Maatschappelijke thema's	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Milieuvervuiling	286	**50%**	196	**55%**	87	**44%**	3	**18%**
Werkloosheid	232	**41%**	107	**30%**	120	**61%**	5	**29%**
Druggebruik	203	**36%**	137	**38%**	60	**31%**	6	**35%**
Onveiligheid op straat	184	**32%**	108	**30%**	69	**35%**	7	**41%**
Wegvallen van waarden en normen	175	**31%**	104	**29%**	67	**34%**	4	**24%**
Onverdraagzaamheid	167	**29%**	128	**36%**	35	**18%**	4	**24%**
Politiek gesjoemel	149	**26%**	101	**28%**	42	**21%**	6	**35%**
Te hoge belasting	143	**25%**	84	**23%**	53	**27%**	6	**35%**
Aids	97	**17%**	51	**14%**	37	**19%**	9	**53%**
Pensioenonzekerheid	77	**13%**	58	**16%**	18	**9%**	1	**6%**
Aantal respondenten	**571**	**300%**	**358**	**300%**	**196**	**300%**	**17**	**300%**

In het Vlaams Gewest wordt 'milieuvervuiling' (55%), druggebruik (38%) en 'onverdraagzaamheid'(36%) als de drie belangrijkste maatschappelijk thema's aangeduid.

[29] Dit om praktische problemen te vermijden.

In het Waals Gewest wordt 'werkloosheid' (61%), 'milieuvervuiling' (44%) en 'onveiligheid op straat' (35%) als de drie belangrijkste maatschappelijk thema's aangeduid.
Voor de drie gewesten samen wordt 'milieuvervuiling' door de helft van de respondenten spontaan genoemd als belangrijk maatschappelijk thema.

8.1.2 Milieuproblemen

Aan de respondent werd gevraagd om de twee milieuproblemen aan te duiden die volgens hem of haar het eerst moeten aangepakt worden. (er werd geen volgorde van belangrijkheid gevraagd).

Tabel 16: *Aanduiding van milieuproblemen die moeten aangepakt worden door de overheid.*

Milieuproblemen	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Luchtvervuiling door auto's en fabrieken	360	63%	212	59%	138	70%	10	59%
Teveel aan afval	339	59%	221	62%	107	55%	11	65%
Olieverontreiniging op zee	145	25%	74	21%	68	35%	3	18%
Verontreiniging van rivieren	128	22%	105	29%	22	11%	1	6%
Tekort aan natuurgebieden	92	16%	56	16%	27	14%	9	53%
Lawaaihinder door industrie, vliegtuigen	78	14%	48	13%	30	15%	0	0%
Aantal respondenten	571	200%	358	200%	196	200%	17	200%

In het Vlaams Gewest wordt 'te veel aan afval' (62%), 'luchtvervuiling door auto's en fabrieken' (59%) en 'verontreiniging van rivieren' als de drie belangrijkste milieuproblemen aangeduid. 'Olieverontreiniging op zee' (21%) komt op de vierde plaats.
In het Waals Gewest wordt 'luchtvervuiling door auto's en fabrieken' (70%), 'teveel aan afval' (55%) en 'olieverontreiniging op zee' (35%) als de drie belangrijkste milieuprobleem aangeduid.
Een kwart van alle ondervraagde respondenten duidde olieverontreiniging op zee spontaan aan als een belangrijk milieuprobleem. Olieverontreiniging op zee wordt in Wallonië belangrijker gezien dan in de rest van België.

8.2 Kennis van natuurgebieden/olieverontreiniging

8.2.1 Kennis van het natuurgebied 'de IJzermonding'

Tabel 17: *Kennis van het natuurgebied de IJzermonding.*

Kennis van het natuurgebied de IJzermonding	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Ja	177	31%	124	35%	45	23%	8	47%
Nee	394	69%	234	65%	151	77%	9	53%
Geen antwoord	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Totaal	571	100%	358	100%	196	100%	17	100%

35% van de respondenten in het Vlaams Gewest beweert het natuurgebied de "IJzermonding" te kennen. In het Waals Gewest is dat 25%.

8.2.2 Kennis van ongevallen met olieverontreiniging als gevolg

Tabel 18: *Kennis van ongevallen met olieverontreiniging als gevolg.*

Kennis van ongevallen met olieverontreiniging als gevolg	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Ja	552	97%	350	98%	186	95%	16	94%
Nee	19	3%	8	2%	10	5%	1	6%
Geen antwoord	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Totaal	571	100%	358	100%	196	100%	17	100%

97% van de respondenten voor de ganse steekproef zegt dat ze kennis hebben van ongevallen met olieverontreinging als gevolg. Aan deze respondenten werd nog gevraagd wat hun precieze kennis is (Tabel 19). 34% kon geen of geen concreet antwoord geven. 57% vernoemde het ongeval met de Erika voor de Bretoense kust eind 1999 waarbij opvallend was dat dit cijfer in het Waals Gewest (70%) een stuk hoger ligt dan in het Vlaams Gewest (49%). Verder werd het ongeval met de Amoco Cadiz en het ongeval voor de Belgische kust in het voorjaar 2000 frequent vernoemd.

Tabel 19: *Voorbeelden van ongevallen met olieverontreiniging als gevolg.*

Kennis van ongevallen (voorbeelden)	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Erika voor de Bretoense Kust (Frankrijk)	312	57%	173	49%	131	70%	8	50%
Jessica, Galapagos eilanden (Ecuador)	18	3%	14	4%	3	2%	1	6%
Amoco Cadiz	44	8%	24	7%	18	10%	2	13%
Exxon Valdez, Alaska	21	4%	18	5%	1	1%	2	13%
Torrey Canyon	5	1%	0	0%	5	3%	0	0%
Belgische kust	60	11%	56	16%	3	2%	1	6%
Boorplatform in Brazilië	13	2%	13	4%	0	0%	0	0%
Andere	76	14%	68	19%	5	3%	3	19%
Geen antwoord	187	34%	116	33%	54	29%	5	31%
Respondenten die kennis hebben van ongeval met olieverontreiniging als gevolg.	552	134%	350	137%	186	120%	16	138%

8.3 Betalingsbereidheid

8.3.1 Steekproeffrequenties

In Tabel 20 en Tabel 21

Tabel 21 wordt per scenario en per biedkaart de frequentie (%) Ja-Ja (JJ), Ja-Nee (JN), Nee-Ja (NJ) en Nee-Nee (NN) antwoorden weergegeven. Het percentage JJ-antwoorden ligt bij de laagste biedkaart (startbedrag = 1.000 of 1.200 BEF) steeds hoger als het percentage JJ-antwoorden bij de hoogste biedkaart (startbedrag = 5.000 of 6.000 BEF). Dit bevestigt de economische theorie die zegt dat het aantal stemmen voor daalt bij een stijging van de belasting. De percentages voor de biedkaarten tussenin volgen de theorie niet altijd even consequent. De reden hiervoor is dat de verschillende biedkaarten relatief ligt bij elkaar liggen.

Tabel 20: *Steekproefrequentie JJ-JN-NJ-NN antwoorden per biedkaart voor de scenario's die als eerste in de vragenlijst voorkomen.*

Biedkaart	Licht 1/3 (A)				Licht 1/5 (C)				Matig 1/10 (E)				Zwaar 1/10 (G)				Alle 1e scenario's			
startbedrag	JJ	JN	NJ	NN	JJ	JN	NJ	NN	JJ	JN	NJ	NN	JJ	JN	NJ	NN	JJ	JN	NJ	NN
1000	60%	12%	4%	24%	46%	21%	13%	21%	55%	23%	0%	23%	30%	70%	0%	0%	51%	25%	5%	20%
1500	35%	35%	8%	23%	28%	48%	12%	12%	42%	38%	0%	21%	45%	18%	18%	18%	36%	37%	8%	19%
2000	28%	44%	8%	20%	41%	37%	4%	19%	36%	40%	4%	20%	50%	38%	0%	13%	36%	40%	5%	19%
2500	37%	44%	0%	19%	13%	57%	9%	22%	25%	46%	13%	17%	36%	36%	9%	18%	27%	47%	7%	19%
3000	20%	40%	20%	20%	29%	25%	8%	38%	27%	32%	23%	18%	33%	33%	11%	22%	26%	33%	16%	25%
4000	23%	42%	15%	19%	29%	33%	10%	29%	22%	48%	13%	17%	11%	33%	22%	33%	23%	41%	14%	23%
5000	13%	17%	13%	57%	23%	36%	14%	27%	23%	32%	9%	36%	13%	63%	25%	0%	19%	32%	13%	36%

Tabel 21: *Steekproefrequentie JJ-JN-NJ-NN antwoorden per biedkaart voor de scenario's die als tweede in de vragenlijst voorkomen.*

Biedkaart	Matig 1/3 (B)				Zwaar 1/5 (D)				Zwaar 1/10 (F)				Alle 2e scenario's			
startbedrag	JJ	JN	NJ	NN	JJ	JN	NJ	NN	JJ	JN	NJ	NN	JJ	JN	NJ	NN
1200	56%	20%	4%	20%	38%	29%	8%	25%	41%	41%	0%	18%	45%	30%	4%	21%
1800	38%	27%	4%	31%	28%	48%	12%	12%	33%	33%	8%	25%	33%	36%	8%	23%
2400	32%	40%	8%	20%	44%	33%	4%	19%	36%	40%	4%	20%	38%	38%	5%	19%
3000	26%	52%	4%	19%	9%	52%	9%	30%	24%	40%	8%	28%	20%	48%	7%	25%
3600	12%	52%	12%	24%	25%	33%	4%	38%	19%	43%	19%	19%	19%	43%	11%	27%
4800	27%	35%	15%	23%	33%	24%	14%	29%	30%	39%	13%	17%	30%	33%	14%	23%
6000	13%	13%	13%	61%	27%	36%	14%	23%	18%	36%	0%	45%	19%	28%	9%	43%

8.3.2 Protestantwoorden

Een aantal respondenten willen noch het startbedrag noch het opvolgingsbedrag betalen (Nee-Nee antwoord). Voor de scenario's die eerst voorkomen in de enquête zijn er in totaal 129 Nee-Nee antwoorden (= 23%), voor de scenario's die als tweede voorkomen in de enquête zijn er in totaal 130 Nee-Nee antwoorden (= 26%). Om een idee te krijgen wat de reden is voor deze weigering werd aan deze respondenten de vraag gesteld wat de belangrijkste reden is om geen éénmalige bijdrage te betalen. In Tabel 22worden de verschillende redenen opgesomd waarom de repondent weigert een éénmalige bijdrage te betalen (in % t.o.v. totaal aantal Nee-Nee antwoorden). De eerste vijf redenen werden door de enquêteur voorgesteld aan de respondent, indien de respondent zich daar niet kon in vinden kon hij/zij een andere reden aangeven.

Tabel 22: *Redenen om de éénmalige bijdrage niet te betalen.*

Redenen om éénmalige bijdrage niet te betalen	1e scenario	2e scenario
Ik geloof niet in het voorgestelde project	12%	12%
Het voorgestelde project is mij niet zoveel waard	2%	2%
De oliemaatschappijen moeten alles betalen	34%	35%
Ik wil daarvoor niet extra betalen, de overheid moet alles betalen	26%	25%
Mijn inkomen laat het niet toe om dit bedrag te betalen	10%	11%
Betaal al te veel voor vanalles	2%	2%
Ik ga er zelf niet veel nut aan hebben	1%	0%
Al te veel geld verkwist, beter dat gebruiken	1%	1%
Europees/Internationaal aanpakken	2%	1%
Milieubelasting voor ganse milieuproblematiek	2%	2%
Programma betalen met taksen op olie	2%	2%
Andere manier van betalen is beter	2%	2%
Oorzaak aanpakken, economie afstemmen op natuur	1%	0%
Er zijn andere belangrijker problemen (in de stad)	1%	1%
Niet onze verantwoordelijkheid	1%	2%
Programma A is voldoende	0%	2%
Niet zeker of het geld wel goed zal terecht komen	1%	0%
Vlaanderen moet betalen	1%	0%
Moet er met echtgenoot over spreken	1%	1%
Geen antwoord	2%	2%

De twee belangrijkste redenen om geen éénmalige bijdrage te betalen zijn 'de oliemaatschappijen moeten alles betalen' en 'Ik wil daarvoor niet extra betalen, de overheid moet alles betalen'.

Een groot aantal van de redenen kan beschouwd worden als protestantwoorden. Dat wil zeggen dat de respondent nee-nee antwoordt maar uit de reden blijkt dat dat niet wil zeggen dat de respondent geen positieve waardering heeft voor het goed. De twee redenen die niet als protestantwoord beschouwd

worden zijn 'Het voorgestelde project is mij niet zoveel waard' en 'Mijn inkomen laat het niet toe om dit bedrag te betalen'. Dit maakt dat er voor de eerste scenario's in totaal 114 protestantwoorden zijn (= 20%) en voor de tweede scenario's 113 (= 22%) (zie Tabel 23).

Het aantal protestantwoorden voor het 2e scenario ligt hoger dan de protestantwoorden voor het 1e scenario. Dit kan o.a. verklaard worden doordat een aantal respondenten aangaven dat ze het 1e scenario (programma A) voldoende vinden (zie Tabel 22).

Uit Tabel 23 komt duidelijk naar voor dat de protestantwoorden in het Waals en Brussels Gewest hoger liggen dan in het Vlaams Gewest. Eén van de redenen daarvoor kan zijn dat de respondenten in het Waals en Brussels Gewest vinden dat Vlaanderen moet betalen (zie ook Tabel 22). Het hoge percentage protestantwoorden in het Brussels Gewest (47% en 69%) is heel opvallend. Hieruit kunnen echter geen gefundeerde conclusies uit getrokken worden door het lage aantal observaties in het Brussels Gewest (cf. supra).

Tabel 23: *Protest-antwoorden voor 1e en 2e scenario.*

Protest-antwoorden	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
1e scenario	114	20%	64	18%	42	21%	8	47%
2e scenario	113	22%	62	20%	42	24%	9	69%

8.3.3 Revisie van de antwoorden

Na het beantwoorden van de betalingsbereidheidvragen kon de respondent aangeven of het duidelijk was dat het om een éénmalige bijdrage ging en of het duidelijk was dat er slechts voor één van beide programma's moest betaald worden[30]. In Tabel 24 worden de antwoorden op beide vragen (in %) weergegeven. De meerderheid van de respondenten (98%) hadden beide punten duidelijk begrepen.

Tabel 24: *Evaluatie betalingsbereidheidvragen.*

	Ja	Nee	Geen antwoord
Duidelijk of het om een éénmalige bijdrage gaat?	98%	2%	0%
Duidelijk dat er maar voor één van beide projecten moet betaald worden?	98%	2%	0%

Alle respondenten (ook diegene waarbij het duidelijk dat er slechts éénmalig een bijdrage voor één van beide projecten moest betaald worden) kregen de mogelijkheid om hun antwoorden op de betalingsbereidheidvraag voor het eerste programma te herzien. Als de betalingsbereidheid op het eerste programma werd herzien dan kregen de respondenten ook de mogelijkheid om hun betalingsbereidheid voor het tweede programma te herzien. 5,3% van de respondenten hebben hun betalingsbereidheid voor

[30] Deze tweede vraag werd niet gesteld bij vragenlijstversie vier waarin slechts één scenario (zwaar 1/10) werd voorgesteld.

het eerste scenario gewijzigd. 0,4% van de respondenten heeft dat gedaan voor het tweede scenario (zieTabel 25).

Tabel 25: *Revisie betalingsbereidheid 1e en 2e scenario.*

	Ja	Nee
Revisie 1e scenario	5,3%	94,7%
Revisie 2e scenario	0,4%	99,6%

Slechts 15% van de respondenten die te kennen gaven dat ze niet begrepen hadden dat het om een éénmalige bijdrage ging, hebben hun betalingsbereidheid voor het 1e scenario gewijzigd. Voor de respondenten die dachten dat ze voor beide scenario's moesten betalen, bedraagt dit 25%.
2/3 van de respondenten die hun betalingsbereidheid voor het eerste scenario wijzigden, wijzigden dit naar een Nee-Nee antwoord met als hoofdreden dat ze het tweede scenario (programma B) verkozen boven het eerste scenario (programma A).

8.4 Gebruiks- en attitudevragen

8.4.1 Bezoek aan Belgische kust

12% van de respondenten in het Vlaams Gewest bezoekt nooit de Belgische kust, in het Waals Gewest is dat 21%. 20% van de respondenten in het Vlaams Gewest bezoekt de Belgische kust meer dan tienmaal per jaar in het Waals Gewest is dat slechts 1% (Tabel 26). De voornaamste redenen om de Belgische kust te bezoeken staan opgesomd in Tabel 27.

Tabel 26: *Bezoek aan de Belgische kust door de respondenten gedurende het laatste jaar.*

Bezoek aan Belgische kust	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Nooit	86	15%	42	12%	41	21%	3	18%
Eén tot tweemaal	223	39%	133	37%	81	41%	9	53%
Drie tot tienmaal	138	24%	98	27%	37	19%	3	18%
Meer dan tienmaal	76	13%	73	20%	2	1%	1	6%
Geen antwoord	48	8%	12	3%	35	18%	1	6%
Totaal	571	100%	358	100%	196	100%	17	100%

Tabel 27: *Redenen voor de respondenten om de Belgische kust te bezoeken*

Redenen om de Belgische Kust te bezoeken	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Familie/vrienden bezoeken, ontspannen, sfeer, recreatie, (klein)kinderen, terrasjes, Casino, kortbij, toerisme, sportwedstrijden, winkelen, weekendje, uitstap, ...	326	67%	199	63%	118	77%	9	64%
Gezonde lucht, gezondheid, frisse lucht, ...	86	18%	63	20%	23	15%	0	0%
Natuurwaarde, natuur(reservaten), Zwin, ...	35	7%	30	9%	5	3%	0	0%
Strand, zonnen, zand, ...	39	8%	27	9%	12	8%	0	0%
Zwemmen, water, zee, vissen, duiken, surfen, boot, ...	29	6%	21	7%	8	5%	0	0%
Wandelen, fietsen	96	20%	79	25%	15	10%	2	14%
Rust, winter	31	6%	31	10%	0	0%	0	0%
Wonen, werken	22	5%	13	4%	7	5%	2	14%
Cultuur	7	1%	4	1%	1	1%	2	14%
Totaal	671	139%	467	148%	189	123%	15	107%

3% van de respondenten in het Vlaams Gewest vermeldt spontaan dat ze een verblijfplaats bezitten aan de Belgische kust. In het Waals Gewest is dat 5% (zie Tabel 28).

Tabel 28: *Heeft de respondent een verblijfplaats aan de Belgische kust?*

Een verblijfplaats aan de Belgische kust	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Ja	19	4%	10	3%	7	5%	2	14%
Nee	465	96%	306	97%	147	95%	12	86%
Totaal	484	100%	316	100%	154	100%	14	100%

8.4.2 Bezoek aan de kust in het buitenland

35% van de respondenten in het Vlaams Gewest gaat op vakantie in het buitenland naar de kust. In het Waals Gewest is dat 52% (zie Tabel 29).

Tabel 29: *Gaat op vakantie in het buitenland naar de kust.*

Gaat op vakantie in het buitenland naar de kust	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Ja	241	42%	127	35%	101	52%	13	76%
Nee	329	58%	231	65%	94	48%	4	24%
Geen antwoord	1	0%	0	0%	1	1%	0	0%
Totaal	571	100%	358	100%	196	99%	17	100%

8.4.3 Gevolgen van olieverontereiniging voor beroep/inkomen.

3% van de respondenten in het Vlaams Gewest beweert dat een olieverontreiniging voor de Belgische kust een gevolg zou hebben voor hun inkomen en/of beroep. In het Waals Gewest is dat 6% (zieTabel 30).

Tabel 30: *Gevolgen van olieverontreiniging voor beroep en/of inkomen*

Gevolgen voor uw beroep en/of inkomen	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Ja	24	4%	12	3%	12	6%	0	0%
Nee	538	94%	345	96%	176	90%	17	100%
Geen antwoord	9	2%	1	0%	8	4%	0	0%
Totaal	571	98%	358	100%	196	96%	17	100%

8.4.4 Affectie voor natuur en/of milieu

Meer dan 50% van de respondenten kijkt vaak tot heel vaak naar natuurdocumentaires en/of leest vaak tot heel vaak boeken over de natuur. In het Vlaams Gewest liggen de percentages hoger dan in het Waals Gewest (zie Tabel 31).

Tabel 31: *Frekwentie van het bekijken van natuurdocumentaires op TV en het lezen van boeken over natuur.*

Bekijkt natuurdocumentaires op TV of leest boeken over de natuur	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Heel vaak	133	23%	91	25%	38	19%	4	24%
Vaak	197	35%	130	36%	62	32%	5	29%
Soms	171	30%	103	29%	62	32%	6	35%
Zelden	54	9%	26	7%	26	13%	2	12%
Nooit	16	3%	8	2%	8	4%	0	0%
Geen antwoord	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Totaal	571	100%	358	100%	196	100%	17	100%

16% van de respondenten in het Vlaams Gewest is lid van een natuur- of milieuvereniging. In het Waals Gewest is dat 12% (zie Tabel 32). De top vier van de natuur- of milieuverenigingen waarvan de respondenten lid zijn, wordt weergegeven in Tabel 33. In het Vlaams Gewest staat de VZW Natuurreservaten als pure Vlaamse vereniging op de eerste plaats in het Waals Gewest staat Greenpeace op de eerste plaats.

Tabel 32: *Lid van een natuur- of milieuvereniging.*

Is lid van een natuur- of milieuvereniging	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Ja	83	15%	56	16%	24	12%	3	18%
Nee	487	85%	302	84%	171	87%	14	82%
Geen antwoord	1	0%	0	0%	1	1%	0	0%
Totaal	571	100%	358	100%	196	100%	17	100%

Tabel 33: *Top vier van natuurverenigingen in het Vlaams en Waals Gewest.*

	Vlaams Gewest	Waals Gewest
1	VZW Natuurreservaten	Greenpeace
2	Greenpeace/WWF	WWF
3	Wielewaal	KNOB/AVES

12% van de respondenten heeft (bovenop het lidgeld indien lid van een natuur-of milieuvereniging) het afgelopen jaar een bijdrage gestort aan een milieu-organisatie of voor een specifiek milieu-project. In het Vlaams Gewest ligt dit percentage (13%) iets hoger dan in het Waals Gewest (11%) (zie Tabel 34).

Tabel 34: *Bijdrage gestort aan een milieu-organisatie of voor een speciefiek milieu-project.*

Heeft afgelopen jaar een bijdrage gestort.	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Ja	70	12%	47	13%	21	11%	2	12%
Nee	501	88%	311	87%	175	89%	15	88%
Geen antwoord	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Totaal	571	100%	358	100%	196	100%	17	100%

In Tabel 35 wordt de hoogte van de bijdrage gestort aan een milieu-organisatie of voor een specifiek milieu-project weergegeven. Uit de gemiddelde bijdrage en de frequentietabel is duidelijk af te leiden dat de bijdragen in het Waals Gewest een hoger liggen dan in het Vlaams Gewest. In het Waals Gewest zijn er minder respondenten die een bijdrage wensen te betalen maar de respondenten die wel een bijdrage betalen, betalen wel meer dan in het Vlaams Gewest.

Tabel 35: *Hoogte van de bijdrage gestort aan een milieu-organisatie of voor een speciefiek milieu-project.*

Bijdrage (in BEF)	België	Vlaams Gewest	Waals Gewest	Brussels Gewest
0 - 500	31%	40%	14%	0%
501 - 1.000	29%	29%	27%	100%
1.001 - 2.000	25%	21%	32%	0%
2.001 - 3.000	11%	5%	23%	0%
3.001 - 4.000	2%	0%	5%	0%
4.001 - 5.000	3%	5%	0%	0%
Gemiddelde bijdrage	1.318	1.161	1.648	1.000

8.5 Socio-demografische karakteristieken

8.5.1 Gezinsgrootte

Voor wat betreft de gezinnen met twee en drie leden komen de enquête-resultaten (steekproef) goed overeen met de populatiegegevens. Voor de éénpersoons-gezinnen en de gezinnen met meer dan vier leden is er wel een afwijking van de steekproef t.o.v. de populatie (zie Tabel 36). Deze afwijking blijft echter binnen de perken en is vergelijkbaar met gelijkaardige studies[31].

Tabel 36: *Gezinsgrootte.*

Gezinsgrootte	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	Populatie	Steekproef	Populatie	Steekproef	Populatie	Steekproef	Populatie	Steekproef
1	31%	15%	27%	11%	32%	18%	50%	47%
2	31%	33%	33%	37%	30%	27%	24%	12%
3	17%	18%	17%	19%	17%	17%	11%	6%
4	14%	21%	15%	22%	13%	19%	8%	18%
>4	7%	12%	7%	11%	8%	15%	6%	18%
Geen antwoord		1%		0%		4%		0%

Bron populatie-gegevens: NIS-statistieken (2000), private huishuidens.

8.5.2 Leeftijd referentiepersoon[32]

Voor wat de leeftijd van de referentiepersoon betreft, categorieën 0-24, 25-34 en 45-64 komen de enquête-resultaten (steekproef) heel goed overeen met de populatiegegevens. Voor wat betreft de categorieën 35-44 en 65+ is dit niet het geval. Voor wat betreft de categorie 65+ valt dit te verklaren door de lage responsgraad (rondvraag bij de interviewers en Tabel 13: Redenen om niet mee te werken).

Tabel 37: *Leeftijd referentiepersoon.*

Leeftijd referentiepersoon	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	Populatie	Steekproef	Populatie	Steekproef	Populatie	Steekproef	Populatie	Steekproef
0-24	3%	5%	2%	4%	3%	4%	5%	29%
25-34	16%	16%	16%	15%	16%	17%	21%	24%
35-44	21%	28%	21%	29%	21%	26%	20%	35%
45-64	34%	35%	34%	37%	34%	35%	30%	6%
65+	27%	15%	27%	15%	27%	15%	25%	6%
Geen antwoord		1%		0%		3%		0%

Bron populatie-gegevens: NIS-statistieken (2000), leeftijdsklasse referentiepersoon.

[31] Centrum voor economische studiën K.U.Leuven, 2000, Hoofdstuk 4: De Niet-gebruiksfunctie, blz.153.

[32] Om een vergelijking naar representativiteit te kunnen maken gaan we er van uit dat de leeftijd van de geïnterviewde en de leeftijd van de referentiepersoon (indien geïnterviewde en referentiepersoon niet dezelfde persoon zijn) in dezelfde categorie ligt.

8.5.3 Geslacht

55% van de geïnterviewden zijn vrouwen, 45% zijn mannen. In het Waals Gewest ligt het percentage geïnterviewde vrouwen iets hoger dan in het Vlaams Gewest.

Tabel 38: *Geslacht.*

Geslacht	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Vrouw	314	55%	196	55%	112	57%	6	35%
Man	257	45%	162	45%	84	43%	11	65%
Totaal	571	100%	358	100%	196	100%	17	100%

8.5.4 Beroepssituatie

In Vlaanderen, Wallonië en België is de top drie dezelfde, maar met het Brussels Hoofdstedelijk Gewest is er een verschil op te merken. Ongeveer een kwart van de ondervraagden is gepensioneerd.

Tabel 39: *Beroepssituatie.*

Beroepssituatie	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Werkonbekwaam	12	2%	6	2%	6	3%	0	0%
Gepensioneerd	135	24%	90	25%	44	22%	1	6%
Student	17	3%	7	2%	6	3%	4	24%
Huisvrouw	58	10%	34	9%	23	12%	1	6%
Werkzoekende	23	4%	17	5%	4	2%	2	12%
Arbeid(st)er in private sector	54	9%	35	10%	14	7%	5	29%
Bediende in private sector	117	20%	77	22%	37	19%	3	18%
Ambtenaar	106	19%	66	18%	40	20%	0	0%
Zelfstandig zonder personeel	21	4%	14	4%	6	3%	1	6%
Werkgever	8	1%	5	1%	3	2%	0	0%
Meewerkend familielid	6	1%	6	2%	0	0%	0	0%
Andere	10	2%	1	0%	9	5%	0	0%
Geen antwoord	4	1%	0	0%	4	2%	0	0%
Totaal	571	100%	358	100%	196	100%	17	100%

8.5.5 Opleiding

Uit Tabel 40 blijkt dat er meer hoger geschoolden werden geïnterviewd in vergelijking met de populatiegegevens. Veel lager geschoolden zitten ook in de hoger leeftijdsklassen. Gezien de hogere leeftijdsklassen minder gemakkelijk werden geïnterviewd (zie ook Tabel 37) heeft dat ook tot gevolg dat de lager geschoolden ondervertegenwoordigd zijn in de enquête.

Tabel 40: *Hoogste diploma.*

Hoogste diploma	Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	Populatie	Steekproef	Populatie	Steekproef	Populatie	Steekproef
Lager Onderwijs	26%	9%	27%	9%	26%	12%
Lager Secundair	23%	17%	25%	11%	20%	18%
Hoger Secundair	31%	36%	29%	36%	26%	35%
Hoger niet- universitair	14%	25%	13%	27%	13%	24%
Universitair	6%	11%	6%	16%	15%	6%

Bron populatie-gegevens: NIS-statistieken (2000).

8.5.6 Inkomen

Aan de respondenten werd gevraagd om de categorie aan te duiden waarin het gemiddelde maandelijkse netto-inkomen (in BEF) van het hele gezin zich bevond, rekening houdend met alle inkomsten o.a. kinderbijslag, roerend inkomen, ...

Tabel 41: *Maandelijks netto gezinsinkomen.*

Maandelijks netto gezinsinkomen (in BEF)	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
0 - 20.000	7	1%	3	1%	4	2%	0	0%
20.000 - 40.000	66	12%	37	10%	27	14%	2	12%
40.000 - 60.000	98	17%	56	16%	39	20%	3	18%
60.000 - 80.000	105	18%	68	19%	35	18%	2	12%
80.000 - 100.000	100	18%	71	20%	26	13%	3	18%
100.000 - 120.000	82	14%	62	17%	17	9%	3	18%
120.000 - 140.000	35	6%	25	7%	10	5%	0	0%
140.000 - 160.000	23	4%	16	4%	7	4%	0	0%
> 160.000	23	4%	11	3%	12	6%	0	0%
Geen antwoord	32	6%	9	3%	19	10%	4	24%
Totaal	571	100%	358	100%	196	100%	17	100%

In Vlaanderen ligt het inkomen van de respondenten die hun inkomen wilden prijsgeven over het algemeen één categorie hoger dan in Wallonië, maar het percentage van de ondervraagden met een inkomen hoger dan 160.000 BEF per maand is dubbel zo groot in Wallonië als in Vlaanderen. In Wallonië waren veel meer respondenten niet bereid om informatie te geven over hun inkomen dan in Vlaanderen.

In het Brussels Hoofdstedelijk Gewest is weer een duidelijk verschil merkbaar met de rest van België. Hier wou bijna één vierde van de ondervraagden niet antwoorden op deze vraag, dit heeft misschien ook te maken met het onveiligheidgevoel.

8.6 Controle- en evaluatievragen

8.6.1 Doeltreffendheid programma's

In Vlaanderen en Wallonië vond de meerderheid de programma's ter preventie van milieuschade ten gevolge van een accidentele olieverontreiniging doeltreffend. Een kleiner aantal vond ze heel doeltreffend en slechts een klein percentage vond de programma's helemaal niet doeltreffend. In Brussel daarentegen vond een kwart van de respondenten de voorgestelde programma's helemaal niet doeltreffend.

Tabel 42: Doeltreffendheid van de programma's.

Doeltreffendheid programma's	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Heel doeltreffend	80	14%	54	15%	23	12%	3	18%
Doeltreffend	430	75%	282	79%	139	71%	9	53%
Helemaal niet doeltreffend	32	6%	16	4%	12	6%	4	24%
Geen antwoord	29	5%	6	2%	22	11%	1	6%
Totaal	571	100%	358	98%	196	100%	17	94%

8.6.2 Beïnvloeding

In het Brussels Hoofdstedelijk Gewest voelde men zich niet beïnvloed, in Vlaanderen voelde 1% van de respondenten zich beïnvloed, in Wallonië was dat 3%. Alle respondenten die zich beïnvloed voelden, voelden zich beïnvloed om voor het programma te stemmen.

De meeste respondenten zegden zich beïnvloed te voelen door de uitgebreide informatie die gegeven werd. Er is hier in geen geval sprake van dwang. Sommige respondenten zouden nooit voor zulk programma stemmen wanneer ze niet weten waarover het gaat, maar door de informatie over de natuurgebieden, de vogels en de technische informatie over de oplossingen, hebben ze zich een volledig beeld kunnen vormen van de situatie. Het is door de achtergrondinformatie dat ze overtuigd werden om voor het programma te stemmen. Meestal ging het om mensen die het programma heel doeltreffend vonden.

Tabel 43: Beïnvloeding van de respondent.

	België		Vlaams Gewest		Waals Gewest		Brussels Gewest	
	#	%	#	%	#	%	#	%
Voelde zich vrij.	560	98%	354	99%	189	96%	17	100%
Beïnvloed om voor het programma te stemmen.	9	2%	4	1%	5	3%	0	0%
Beïnvloed om tegen het programma te stemmen.	0	0%	0	0%	0	0%	0	0%
Geen antwoord	2	0%	0	0%	2	1%	0	0%
Totaal	571	100%	358	100%	196	100%	17	100%

HOOFDSTUK 9
BEREKENING EN ANALYSE VAN DE UITGEDRUKTE BETALINGSBEREIDHEID

9.1 Berekening en analyse van de uitgedrukte betalingsbereidheid per scenario

9.1.1 Methodes voor de berekening van de uitgedrukte betalingsbereidheid

9.1.1.1 Niet-parametrische schatting van de uitgedrukte betalingsbereidheid

Bij een niet-parametrische schatting wordt er geen assumptie gemaakt over de vorm van de onderliggende distributie.
De 'Turnbull likelihood estimation approach' (Turnbull, 1976) wordt gebruikt voor de schatting van de gecumuleerde dichtheidsfunctie van de betalingsbereidheid in de intervallen gedefinieerd door de startbedragen en de hogere en lagere bedragen van de verschillende biedkaarten.[33] Deze methode werd reeds in verscheidene CVM-studies gebruikt.[34]

9.1.1.2 Univariate parametrische schatting van de uitgedrukte betalingsbereidheid

Voor de parametrische schatting van de uitgedrukte betalingsbereidheid wordt gebruik gemaakt van een logit-regressiemodel. Een logit-regressiemodel kan werken met een discrete te verklaren variabele dit in tegenstelling tot een lineair regressie-model die deze mogelijkheid niet heeft.
Er wordt gebruik gemaakt van de software speciaal ontwikkeld door Joseph Cooper en Daniel Hellerstein (US Department of Agriculture, Economic Research Service) voor de analyse van 'double-bounded dichotomous choice CVM-studies'.[35] Dit programma maakt gebruik van de 'maximum likelihood estimation with the analytic first and second derivatives' van Hanemann, Loomis and Kanninen (American Journal of Agricultural Economics, 1991) voor de schatting van 'double-bounded logit' coëfficiënten.

---

[33] Deze berekeningen werden uitgevoerd door Dr. Paulo A.L.D. Nunes (vrije Universiteit Amsterdam) met Turnbull nonparametric density estimation for CVM - Gauss version 1.0, oktober 1996, Olvar Bergland - Commented and extended by Paulo Nunes (1997).

[34] Carson, R.T. et al. (1996); Carson, R.T., Mitchell, R.C., et al. (1992); Nunes, P.A.L.D. (2000) en Centrum voor economische studiën K.U.Leuven (2000).

[35] Referendum CVM Programs, June 1994, DBLOGIT.

Voor de univariate parametrische schatting wordt enkel gebruik gemaakt van het antwoord van de respondent op de betalingsbereidheidvraag (Ja-Ja=1, Ja-Nee=2, Nee-Ja=3 en Nee-Nee=4) en van de voorgestelde biedkaart (Startbedrag, Lager bedrag en Hoger bedrag).

9.1.2 Verschillen-analyse

De verschillende scenario's kunnen opgedeeld worden volgens frekwentie en volgens de omvang van de schade.

Tabel 44: *Indeling van de scenario's volgens frekwentie en omvang schade.*

	Licht	Matig	Zwaar
1 op 3 jaar	A	B	
1 op 5 jaar	C		D
1 op 10 jaar		E	F G

A-B: vragenlijstversie 1; C-D: vragenlijstversie 2; E-F: vragenlijstversie 3; G: vragenlijstversie 4.

Er kan nagegaan worden of er een verschil is in betalingsbereidheid:

1. Voor scenario's die als eerste of als tweede voorkomen in de vragenlijst (order-effect);
2. Voor scenario's met verschillende frekwenties (frequency-effect);
3. Voor scenario's met een verschil in omvang van schade (scope-effect).

Er worden iedere keer twee testen uitgevoerd:

- De Turnbull Ratio test (TR-test), die nagaat of er verschillen zijn in de distributie van de functies.
- De Wilcoxon-Mann-Whitney test (WMW-test), die nagaat of er verschillen zijn tussen de gemiddeldes.

Deze testen worden uitgevoerd op de niet-parametrische schatting van de BTB (Turnbull likelihood estimation approach) voor zowel de resultaten met als zonder protestantwoorden.

9.1.2.1 Order-effect

Het order-effect kan gemeten worden door twee scenario's met elkaar te vergelijken die eenzelfde frekwentie en eenzelfde omvang van schade hebben maar die in een verschillende volgorde voorkomen. Enkel scenario F en scenario G komen daarvoor in aanmerking: zelfde frekwentie (1 op 10), zelfde omvang van schade (zwaar) maar een verschillende volgorde van voorkomen (scenario F als tweede, scenario G als eerste).

$$H_0: BTB^F = BTB^G$$

$$H_1: BTB^F > BTB^G$$

$BTB^F = BTB^G$*	Turnbull ratio test*	Wilcoxon-Mann-Whitney test
Met protest-antwoorden	4,44 (14 – 21,06)	(min. 10,7%, max. 13,9%)
Zonder protest-antwoorden	1,3 (14 – 21,06)	(min. 43,7%, max. 43,9%)

* *Tussen haakjes: aantal vrijheidsgraden – Chi^2-waarde, eenzijdige test, 10%*

De beide waarden van de TR-test zijn kleiner dan de Chi^2-tabelwaarde (eenzijdige test, 90% betrouwbaarheid). De nul-hypothese dat beide verdelingen gelijk zijn aan elkaar kan niet verworpen worden, m.a.w. er is geen order-effect.
Ook de WMW-test toont aan de er geen order-effect is (waarden > 10%).

9.1.2.2 Frequency-effect

Er kan nagegaan worden of er een verschil in betalingsbereidheid is voor scenario's met een verschillende frekwentie. Er zijn drie verschillende frekwenties: 1 maal om de drie jaar (1/3), 1 maal om de vijf jaar (1/5) en 1 maal om de 10 jaar (1/10). Er kan dus nagegaan worden of er een verschil is in BTB tussen:

1) Scenario 1/3 en scenario 1/5;
2) Scenario 1/3 en scenario 1/10;
3) Scenario 1/5 en scenario 1/10.

9.1.2.2.1 Verschil in BTB tussen 1/3 en 1/5

Om deze analyse uit te voeren zal van scenario A (Licht-1/3) en scenario C (Licht-1/5) gebruikt worden. Scenario B (Matig-1/3) en scenario D (Zwaar-1/5) kunnen voor deze analyse niet gebruikt worden omdat naast het verschil in frekwentie er tevens een verschil is in omvang van schade.

$$H_0: BTB^A = BTB^C$$

$$H_1: BTB^A > BTB^C$$

$BTB^A = BTB^C$*	Turnbull ratio test*	Wilcoxon-Mann-Whitney test
Met protest-antwoorden	4,68 (18 – 25,99)	(min. 39,9%, max. 45%)
Zonder protest-antwoorden	5,02 (18 – 25,99)	(min. 29,4%, max. 41,5%)

* *Tussen haakjes: aantal vrijheidsgraden – Chi^2-waarde, eenzijdige test, 10%*

De beide waarden van de TR-test zijn kleiner dan de Chi^2-tabelwaarde (eenzijdige test, 90% betrouwbaarheid). De nul-hypothese dat beide verdelingen gelijk zijn aan elkaar kan niet verworpen worden, m.a.w. er is geen frequency-effect tussen een ongeval om de drie jaar en één om de vijf jaar.
Ook de WMW-test toont aan de er geen frequency-effect is (waarden > 10%).

9.1.2.2.2 Verschil in BTB tussen 1/3 en 1/10

Om deze analyse uit te voeren zal van scenario B (Matig-1/3) en scenario E (Matig-1/10) gebruikt worden. Beide scenario's komen in een verschillende volgorde voor, maar in par. 9.1.2.1 werd de hypothese verworpen dat er een order-effect is.

$$H_0: BTB^B = BTB^E$$
$$H_1: BTB^B > BTB^E$$

$BTB^B = BTB^E$	Turnbull ratio test*	Wilcoxon-Mann-Whitney test
Met protest-antwoorden	5,94 (12 – 18,56)	(min. 2%, max. 8%)
Zonder protest-antwoorden	7,06 (10 – 15,99)	(min. 4,6%, max. 24,7%)

** Tussen haakjes: aantal vrijheidsgraden – Chi^2-waarde, eenzijdige test, 10%*

De beide waarden van de TR-test zijn kleiner dan de Chi^2-tabelwaarde (eenzijdige test, 90% betrouwbaarheid). De nul-hypothese dat beide verdelingen gelijk zijn aan elkaar kan niet verworpen worden.
De WMW-test geeft voor de steekproef met protestantwoorden aan de dat er een verschil is in de gemiddeld BTB tussen een scenario met een ongeval die éénmaal om de drie jaar voorkomt en één die om de 10 jaar voorkomt (beide waarden < 10%). De analyse exclusief protestantwoorden heeft geen eenduidige uitsluitsel of er al dan niet een frequency-effect is (min.-waarde < 10%, max.-waarde > 10%).

9.1.2.2.3 Verschil in BTB tussen 1/5 en 1/10

Om deze analyse uit te voeren zal van scenario D (Zwaar-1/5) en scenario F (Zwaar-1/10) gebruikt worden. Beide scenario's komen in een verschillende volgorde voor, maar in paragraaf 9.1.2.1 werd de hypothese verworpen dat er een order-effect is.

$$H_0: BTB^D = BTB^F$$
$$H_1: BTB^D > BTB^F$$

$BTB^D = BTB^F$	Turnbull ratio test (vg=16)*	Wilcoxon-Mann-Whitney test
Met protest-antwoorden	6,1 (16 – 23,54)	(min. 36,7%, max. 43,8%)
Zonder protest-antwoorden	6,66 (18 - 25,99)	(min. 36,8%, max. 41,1%)

** Tussen haakjes: aantal vrijheidsgraden – Chi^2-waarde, eenzijdige test, 10%*

De beide waarden van de TR-test zijn kleiner dan de Chi^2-tabelwaarde (eenzijdige test, 90% betrouwbaarheid). De nul-hypothese dat beide verdelingen gelijk zijn aan elkaar kan niet verworpen worden, m.a.w. er is geen frequency-effect tussen een ongeval om de vijf jaar en één om de tien jaar.
Ook de WMW-test toont aan de er geen frequency-effect is (waarden > 10%).

9.1.2.3 Scope-effect

Er kan nagegaan worden of er een verschil in betalingsbereidheid is voor scenario's met een verschillende omvang in schade. Er zijn drie scenario's met een verschillende omvang in schade: Licht, Matig en Zwaar. Er kan dus nagegaan worden of er een verschil is in BTB tussen:

1) Licht-scenario en Matig-scenario;
2) Licht-scenario en Zwaar-scenario;
3) Matig-scenario en Zwaar-scenario.

9.1.2.3.1 Verschil in BTB tussen Licht en Matig

Om deze analyse uit te voeren zal van scenario A (Licht-1/3) en scenario B (Matig-1/3) gebruikt worden. Beide scenario's komen in een verschillende volgorde voor, maar in par. 9.1.2.1 werd de hypothese verworpen dat er een order-effect is.

$$H_0: BTB^A = BTB^B$$

$$H_1: BTB^A < BTB^B$$

$BTB^A = BTB^B$	Turnbull ratio test*	Wilcoxon-Mann-Whitney test
Met protest-antwoorden	4,72 (10 – 15,99)	(min. 15,4%, max. 30,1%)
Zonder protest-antwoorden	7,46 (6 – 10,64)	(min. 3,1%, max. 24,6%)

** Tussen haakjes: aantal vrijheidsgraden – Chi^2-waarde, eenzijdige test, 10%*

De beide waarden van de TR-test zijn kleiner dan de Chi^2-tabelwaarde (eenzijdige test, 90% betrouwbaarheid). De nul-hypothese dat beide verdelingen gelijk zijn aan elkaar kan niet verworpen worden.

De WMW-test geeft voor de steekproef met protestantwoorden aan de dat er geen verschil is in de gemiddeld BTB tussen een licht en een matig scenario (beide waarden < 10%). De analyse exclusief protestantwoorden heeft geen eenduidige uitsluitsel of er al dan niet een scope-effect is (min.-waarde < 10%, max.-waarde > 10%).

9.1.2.3.2 Verschil in BTB tussen Licht en Zwaar

Om deze analyse uit te voeren zal van scenario C (Licht-1/5) en scenario D (Zwaar-1/5) gebruikt worden. Beide scenario's komen in een verschillende volgorde voor, maar in par. 9.1.2.1 werd de hypothese verworpen dat er een order-effect is.

$$\mathbf{H_0: BTB^C = BTB^D}$$
$$\mathbf{H_1: BTB^C < BTB^D}$$

$BTB^C - BTB^D$	Turnbull ratio test*	Wilcoxon-Mann-Whitney test
Met protest-antwoorden	4,92 (14 – 21,06)	(min. 13,1%, max. 23,3%)
Zonder protest-antwoorden	7,26 (10 – 15,99)	(min. 2,3%, max. 35,6%)

** Tussen haakjes: aantal vrijheidsgraden – Chi^2-waarde, eenzijdige test, 10%*

De beide waarden van de TR-test zijn kleiner dan de Chi^2-tabelwaarde (eenzijdige test, 90% betrouwbaarheid). De nul-hypothese dat beide verdelingen gelijk zijn aan elkaar kan niet verworpen worden.

De WMW-test geeft voor de steekproef met protestantwoorden aan de dat er geen verschil is in de gemiddeld BTB tussen een licht en een zwaar scenario (beide waarden < 10%). De analyse exclusief protestantwoorden heeft geen eenduidige uitsluitsel of er al dan niet een scope-effect is (min.-waarde < 10%, max.-waarde > 10%).

9.1.2.3.3 Verschil in BTB tussen Matig en Zwaar

Om deze analyse uit te voeren zal van scenario E (Matig-1/10) en scenario F (Zwaar-1/10) gebruikt worden. Beide scenario's komen in een verschillende volgorde voor, maar in par. 9.1.2.1. werd de hypothese verworpen dat er een order-effect is.

$$\mathbf{H_0: BTB^E = BTB^F}$$
$$\mathbf{H_1: BTB^E < BTB^F}$$

$BTB^{I} = BTB^{F}$	Turnbull ratio test*	Wilcoxon-Mann-Whitney test
Met protest-antwoorden	4,58 (10 – 15,99)	(min. 26,3%, max. 47,2%)
Zonder protest-antwoorden	4,76 (12 – 18,56)	(min. 8,7%, max. 41,6%)

** Tussen haakjes: aantal vrijheidsgraden – Chi^2-waarde, eenzijdige test, 10%*

De beide waarden van de TR-test zijn kleiner dan de Chi^2-tabelwaarde (eenzijdige test, 90% betrouwbaarheid). De nul-hypothese dat beide verdelingen gelijk zijn aan elkaar kan niet verworpen worden.

De WMW-test geeft voor de steekproef met protestantwoorden aan de dat er geen verschil is in de gemiddeld BTB tussen een matig en een zwaar scenario (beide waarden < 10%). De analyse exclusief protestantwoorden heeft geen eenduidige uitsluitsel of er al dan niet een scope-effect is (min.-waarde < 10%, max.-waarde > 10%).

9.1.2.4 Besluiten omtrent de verschillenanalyse

Voorgaande analyse geeft aan dat er geen statistisch significante verschillen zijn tussen de verdelingsfuncties van de verschillende scenario's (TR-test).

De verschillenanalyses op de gemiddeldes (WMW-test) geeft aan dat er een statistisch significant verschil is tussen de scenario's met frekwentie 1/3 en 1/10 (steekproef met protestantwoorden). Wat betreft de verschillen tussen scenario's met verschillende omvang (scope-effect) kan besloten worden dat er geen statistisch significant verschil is in de gemiddelde BTB voor de steekproef met protestantwoorden. Voor de steekproef zonder protest-antwoorden kunnen geen conclusies getrokken worden.

9.2 Berekening van de gemiddeld en totale betalingsbereidheid

De gemiddelde betalingsbereidheid per gezin wordt op twee wijzen berekend:

- Niet-parametrisch (Turnbull likelihood estimation approach) waarbij de 'Lower-bound mean' wordt berekend (conservatief gemiddeld) van de geschatte cumulatieve dichtheidsfunctie. Als een cumulatieve dichtheidsfunctie er bijvoorbeeld als volgt uitziet:

BTB-intervallen (in €)	Cumulatief dichtheidspercentage
60 - ∞	100%
40 - 60	90%
20 – 40	30%
0 - 20	10%

Dan wordt de 'Lower-bound mean' als volgt berekend:

$0 * 0,1 + 20 * (0,3 - 0,1) + 40 * (0,9 - 0,3) + 60 * (1 - 0,9) = 34$ €.

- Univariaat–parametrisch (logit-model), de gemiddelde BTB wordt berekend uit de coëfficiënten van de gegenereerd logit-functie:

$$\frac{\text{Coëfficient biedbedrag}}{\text{- Coëfficient constante}}$$

De gemiddeld betalingsbereidheid wordt per scenario berekend voor zowel de steekproef met als zonder protest-antwoorden.

Uit Tabel 45 blijkt dat de gemiddelde betalingsbereidheid (steekproef inclusief protest) berekend via de univariate parametriche schatting en deze via de 'Lower bound mean' altijd in elkaars buurt liggen (maximaal verschil = 6,96 € in het Zwaar-1/5 scenario).

De gemiddeld betalingsbereidheid varieert van 88,37 € per gezin in het Licht-1/3 scenario tot 112,07 € in het Zwaar-1/5 scenario (variatie van 23,7 €). De verschillen over de scenario's blijven dus binnen de perken. Dit bleek ook uit de vorige paragraaf (verschillen-analyse) waar enkel een significant verschil was in het gemiddelde tussen Matig-1/3 (gemiddelde: 100 € - 103 €) en Matig 1/5 (gemiddelde: 97,67 € - 97,1 €).

Tabel 45: *Gemiddelde betalingsbereidheid per gezin per scenario voor de steekproef inclusief protestantwoorden.*

Scenario's	Licht	Matig	Zwaar	
1 op 3 jaar	88,37 € - 90,31 €	100,00 € - 103,10 €		
1 op 5 jaar	89,22 € - 93,33 €		105,11 € – 112,07 €	
1 op 10 jaar		97,67 - 97,1 €	106,97 € - 110,21 €	98,02 € - 94,50 €

Het eerste bedrag is telkens de parametrische schatting, het tweede de niet-parametrische schatting.

Uit Tabel 46 blijkt dat ook de gemiddelde betalingsbereidheid voor de steekproef exclusief protest-antwoorden berekend via de univariate parametriche schatting en deze via de 'Lower bound mean' altijd in elkaars buurt liggen (maximaal verschil = 3,72 € in het Zwaar-1/10 scenario).
De gemiddeld betalingsbereidheid varieert hier van 115,79 € per gezin in het Licht-1/3 scenario tot 142,86 € in het Zwaar-1/5 scenario (variatie van 27,07 €). De gemiddeldes exclusief de protestantwoorden liggen 15 à 35 % hoger dan de gemiddeldes met de protestantwoorden.

Tabel 46: *Gemiddelde betalingshereidheid per gezin per scenario voor de steekproef exclusief protestantwoorden.*

Scenario's	Licht	Matig	Zwaar	
1 op 3 jaar	116,16 € - 115,79 €	134,83 € - 133,84 €		
1 op 5 jaar	117,13 € - 116,81 €		142,24 € - 142,86 €	
1 op 10 jaar		119,19 € - 117,13 €	137,43 € - 135,99 €	112,59 € - 108,87 €

Het eerste bedrag is telkens de parametrische schatting, het tweede de niet-parametrische schatting.

Als de gemiddeldes per gezin omgerekend worden naar de totale Belgische bevolking (gemiddelde per gezin maal het aantal gezinnen)[36] dan varieert de totale éénmalige betalingsbereidheid van de Belgische bevolking, exclusief protestantwoorden, van 492 miljoen € tot 606 miljoen € en inclusief protestantwoorden, van 375 miljoen € tot 476 miljoen €.

[36] In het jaar 2000 waren er in totaal 4 244 131 huishoudens in België (NIS).

HOOFDSTUK 10
WAARDERINGSFUNCTIE VOOR DE CVM-RESULTATEN[37]

10.1 Inleiding

Met een waarderingsfunctie wordt nagegaan wat de bepalende factoren zijn die de betalingsbereidheid beïnvloeden. Via een gewone regressie-analyse kan dat niet uitgevoerd worden omdat de te verklaren variabele een discrete variabele is. Daarom wordt gebruik gemaakt van een logit-regressiemodel (zie ook paragraaf 9.1.1.2.). Voor de univariate parametrische schatting wordt enkel gebruik gemaakt van het antwoord van de respondent op de betalingsbereidheidvraag (Ja-Ja = 1, Ja-Nee = 2, Nee-Ja = 3 en Nee-Nee = 4) en van de voorgestelde biedkaart (Startbedrag, Lager bedrag en Hoger bedrag). Bij een multivariate parametrische schatting (waarderingsfunctie) kunnen ook andere variabelen toegevoegd worden. In onderstaande tabel worden de mogelijke variabelen weergegeven die als input kunnen dienen voor het regressiemodel.

Tabel 47: *Inputvariabelen voor de waarderingsfunctie.*

Te verklaren variabele	
Antwoord op BTB-vragen	Ja-Ja = 1, Ja-Nee = 2, Nee-Ja = 3 en Nee-Nee = 4
Verklarende variabele	
Biedbedrag	Eerst, lager en hoger
Volgorde scenario	Komt het scenario als eerste (0) of tweede voor in de vragenlijst (1)
Minimum afstand tot Belgische kust	In km
Provincie*	West-Vlaanderen (1), Oost-Vlaanderen (2), Vlaams-Brabant (3), Antwerpen (4), Limburg (5), Waals Brabant (6), Henegouwen (7), Luik (8), Namen (9), Luxemburg (10) of Brussels Gewest (11)
Gewest*	Vlaams Gewest (1), Brussels Gewest (2) of Waals Gewest (3)
Taal	Nederlandstalig (1) of Franstalig (2)
B12: Milieuvervuiling is belangrijk maatschappelijk thema.	Ja (1) of Nee (0)
B24: Olieverontreiniging op zee is belangrijk milieuprobleem.	Ja (1) of Nee (0)
C1: Op de hoogte van de natuurwaarde van het natuurreservaat de IJzermonding.	Ja (1) of Nee (0)
C2: Heeft de laatste jaren iets gehoord over een ongeval met olieverontreiniging als gevolg.	Ja (1) of Nee (0)
E2: Aantal keren dat de Belgische kost bezocht werd het laatste jaar.*	0 keer (0), 1 of 2 keer (1), 3 tot 10 keer (2) of meer dan 10 keer (3)
E3-2: Reden om kust te bezoeken = Gezonde lucht, gezondheid, frisse lucht, …	Ja (1) of Nee (0)
E3-3: Reden om kust te bezoeken = Natuurwaarde, natuur(reservaten), Zwin, …	Ja (1) of Nee (0)

[37] Dit model werd opgesteld in samenwerking met Biomath.

10.3 Finaal model

In het finaal model worden de volgende variabelen geselecteerd (zie ook Tabel 48):

- Volgorde van voorkomen van het scenario
- Provincie
- Op de hoogte van de natuurwaarde van het natuurreservaat de IJzermonding.
- Reden om kust te bezoeken = Gezonde lucht, gezondheid, frisse lucht, …
- Hoe vaak bekijkt u of iemand van uw gezin natuurdocumentaires op TV of hoe vaak leest u of iemand van uw gezin boeken over de natuur?
- Heeft u, of iemand van uw gezin, in het afgelopen jaar een bijdrage gestort aan een milieu-organisatie of voor een specifiek milieu-project?
- Leeftijd.
- Inkomen.

Tabel 48: *Geselecteerde variabelen finaal waarderingsmodel.*

VARIABELE	COEFFCIENT	STANDAARAFW.	T-STAT.	EXP (COEFF)
CONSTANT	2,2453	0,7841	2,8640	9,4432
BIEDBEDRAG	-0,0007	0,00003	-20,3300	1,0007
VOLGORDE	0,4086	0,1580	2,5860	1,5048
PROVINCIE 2	-0,7459	0,3035	-2,4580	0,4743
PROVINCIE 3	0,0733	0,3594	0,2040	1,0761
PROVINCIE 4	0,0163	0,3109	0,05253	1,0165
PROVINCIE 5	-0,0841	0,3771	-0,2231	0,9193
PROVINCIE 6	-0,8948	0,5161	-1,7340	0,4087
PROVINCIE 7	-0,8517	0,3528	-2,4140	0,4267
PROVINCIE 8	-0,2152	0,3487	-0,6171	0,8064
PROVINCIE 9	-0,2808	0,4329	-0,6485	0,7552
PROVINCIE 10	0,4715	0,8858	0,5322	1,6024
PROVINCIE 11	-0,9468	0,8322	-1,1380	0,3880
C1	0,4929	0,1959	2,5160	1,6370
E32	-0,4305	0,2242	-1,9200	0,6502
E72	-0,2572	0,2206	-1,1660	0,7732
E73	-0,5292	0,2339	-2,2620	0,5891
E74	-0,2941	0,3390	-0,8675	0,7452
E75	-1,6275	0,5155	-3,1570	0,1964
E1011	1,2133	0,2649	4,5810	3,3646
LEEFTIJD	-0,0181	0,5916	-3,0520	0,9821
INKOMEN 2	1,3513	0,6185	2,1850	3,8623
INKOMEN 3	1,9996	0,6216	3,2170	7,3863
INKOMEN 4	2,5384	0,6218	4,0820	12,6598
INKOMEN 5	2,2105	0,6277	3,5210	9,1206
INKOMEN 6	3,3619	0,6574	5,1140	28,8443
INKOMEN 7	2,4854	0,6941	3,5810	12,0063

INKOMEN 8	1,8171	0,7078	2,5670	6,1541
INKOMEN 9	4,2946	0,7663	5,6050	73,3037

10.4 Interpretatie van het model

10.4.1 Algemene interpretatie van het model

Eenvoudig gesteld kan het model als volgt geïnterpreteerd worden: een positieve coëfficient (of exponent van deze coëfficient > 1)[39] betekent een positieve invloed van de variabele op de betalingsbereidheid. Een uitgebreide omschrijving van de betekenis van de coëfficient in een dergelijk model wordt in de volgende paragraaf besproken.

Hieronder volgt een korte bespreking per variabele:

- Volgorde

  Voor het tweede programma in een vragenlijst is de respondent bereid meer te betalen dan voor het eerste programma. Wat ook logisch is omdat tweede programma telkens zwaarder is als het eerste (meer schade) en omdat de biedbedragen ook hoger liggen (+ 20%). Uit de verschillenanalyse (paragraaf 9.1.2.) bleek echter dat er geen significant 'order'- of 'scope'-effect is. Beide effecten (order en scope) samen hebben dus wel een invloed op de betalingsbereidheid[40]. Uit de waarderingsfunctie blijkt dat er geen afzonderlijk scope-effect is (geen enkele variabele i.v.m. schade of maatregelen werd geselecteerd in het model).

- Provincie

  Afhankelijk van de provincie waarin men woont heeft dat een positieve of een negatieve invloed op de betalingsbereidheid. De waarden van de coëfficienten moeten geïnterpreteerd worden t.o.v. van de referentieprovincie West-Vlaanderen (coëfficient =0). Een positieve coëfficient (Vlaams-Brabant, Antwerpen en Luxemburg) betekent dat de BTB in deze provincies groter is dan in West-Vlaanderen.

- Kennis IJzermonding (C1)

  Respondenten die het natuurgebied 'de IJzermonding' kennen, zijn bereid om meer voor de programma's te betalen. Met deze vraag werd beoogd de respondenten te selecteren die een specifieke kennis hebben over de natuur.

- Kust bezoeken omwille van de frisse en gezonde lucht (E3-2)

[39] Met uitzondering van de variabele 'biedbedrag', volgens Hanemann (1991) moet de negatieve waarde van de coefficient genomen worden.

[40] Bij het opstellen van de waarderingsfunctie wordt er ook gebruik gemaakt van veel meer observaties (714) in vergelijking met de verschillenanalyse (+/- 260 observaties bij de analyse zonder protestantwoorden).

Respondenten die de kust bezoeken omwille van de frisse en gezonde lucht zijn bereid om minder te betalen voor het programma dan de andere respondenten.

- Aantal maal dat naar natuurdocumentaires op TV gekeken wordt, boeken gelezen worden over natuur... (E7)

  De coëfficienten moet geïnterpreteerd worden t.o.v. de referentiecoëfficient (heel vaak kijken). Dus hoe meer naar natuurdocumentaires gekeken wordt (of lezen van boeken over natuur) hoe hoger de betalingsbereidheid.

- Bijdrage gestort aan een milieu-organisatie of voor een specifiek milieu-project (E10-E11)?

  Personen die reeds een bijdrage gestort hebben aan een milieu-organisatie of voor een specifiek milieu-project zijn bereid om meer te betalen dan andere respondenten.

- Leeftijd

  Hoe ouder de respondent is, hoe minder hij bereid is te betalen.

- Inkomen

  Hoe hoger het inkomen van de respondent, hoe meer men bereid is te betalen.

10.4.2 Wiskundige interpretatie van het model

Voor de interpretatie van een welbepaalde coëfficiënt, moeten telkens de andere variabelen constant gehouden worden. Bijvoorbeeld, de interpretatie van de coëfficiënt van 'Bid' is enkel geldig voor een constante waarde van volgorde, provincie,...
Voor de interpretatie van de coefficient van 'biedbedrag' geldt het volgende.

$$\log\left(\frac{\frac{\pi^{yy}}{1-\pi^{yy}}}{\frac{1-\pi^{nn}}{\pi^{nn}}}\right) = b(B^u - B^d)$$

of equivalent.

$$\frac{\frac{\pi^{yy}}{1-\pi^{yy}}}{\frac{1-\pi^{nn}}{\pi^{nn}}} = \exp b(B^u - B^d)$$

met π^{yy} de kans op tweemaal ja als antwoord en π^{nn} de kans op tweemaal nee als antwoord. b is de coefficient bij BID, namelijk 0,00067463467 (volgens artikel van Hanemann (1991) moet de negatieve waarde van de coefficient genomen worden). B^u is een hoger bod (upper) en B^d is een lager bod (down).

Per eenheidsverschil in bod (1 BEF) verandert de breuken van kansen met (exp b) = 1,000674862. Voor een verschil in bod van 2 BEF wordt dit dan 2*1,00674862, enz...

$1-\pi^{yy}$ is ook $\pi^{nn}+\pi^{ny}+\pi^{yn}$ met π^{ny} de kans op een 'nee' als antwoord op de eerste vraag en een 'ja' als antwoord op de tweede vraag en analoog π^{yn} de kans op een 'ja' als antwoord op de eerste vraag en een 'neen' als antwoord op de tweede vraag.

Algemeen is geldig dat $\pi^{nn}+\pi^{yy}+\pi^{ny}+\pi^{yn}=1$.

Per eenheidsverschil in bod, is de verhouding van de kansen op ja-ja (t.o.v. de rest) 1,000674862 keer de kans op ja-ja, ja-nee, nee-ja t.o.v. nee-nee.

De laatste verhouding is dus de kans om op één of op beide vragen ja als antwoord te geven t.o.v. nergens ja. Indien exp(coeff) groter is dan 1, dan heeft men eerder de neiging om op beide vragen ja-ja te antwoorden.

→ De verhouding van de kans op ja-ja t.o.v. de kans op ja-nee, nee-ja of nee-nee is 1,000674862 keer (per eenheidsverschil in bod) de verhouding van de kans op nee-ja, ja-nee of ja-ja t.o.v. de kans op nee-nee. En dit voor welbepaalde provincie, inkomen, opleiding,...

Er zijn nog twee mogelijke interpretaties mogelijk:

$$\frac{\frac{\pi^{yy}}{1-\pi^{yy}}}{\frac{1-\pi^{n\cdot}}{\pi^{n\cdot}}}=\exp b(B^u-B^d)$$

→ De **verhouding van de kans** op ja-ja tov nee-ja, ja-nee of nee-nee is per eenheidsverschil 1.000674862 keer de **verhouding van de kans** op ja (ongeacht het tweede antwoord) t.o.v. de kans op nee (ongeacht het tweede antwoord).

en

$$\frac{\frac{1-\pi^{n\cdot}}{\pi^{n\cdot}}}{\frac{1-\pi^{nn}}{\pi^{nn}}}=\exp b(B^u-B^d)$$

met $\pi^{n\cdot}$ de kans op een neen als antwoord op de eerste vraag ongeacht het antwoord op de tweede vraag (mag zowel ja als neen zijn).

Analoog geldt voor de interpretatie van 'volgorde':

$$\frac{\frac{\pi^{yy}}{1-\pi^{yy}}}{\frac{1-\pi^{nn}}{\pi^{nn}}}=\exp(0{,}40863868)(1-0)$$

(volgorde had code 0 voor de 1ste scenario en code 1 voor de 2de scenario)

of

$$\frac{\frac{\pi^{yy}}{1-\pi^{yy}}}{\frac{1-\pi^{nn}}{\pi^{nn}}} = 1{,}50476792$$

→ Bij de 2de scenario is de verhouding van de kansen op ja-ja tov nee-ja, ja-nee of nee-nee 1,504 keer de verhouding van de kans op ja-ja, ja-nee of nee-ja tov nee-nee. Eveneens zijn de twee andere interpretaties met $\pi^{n\cdot}$ mogelijk.

De interpretatie van de andere variabelen is op analoge manier te bepalen.

HOOFDSTUK 11
ALGEMENE BESLUITEN CVM-STUDIE

Een uitgebreid geteste CVM-enquête voor het inschatten van de niet-gebruikswaarden ten gevolge van een accidentele olieverontreiniging voor de Belgische kust werd opgesteld. Voor het opstellen van deze vragenlijst werd rekening gehouden met de richtlijnen van het NOAA-panel. In totaal werden in gans België 2 628 keer aangebeld en werden uiteindelijk 571 personen bereid gevonden om de enquête af te nemen (responsgraad van 22%). Een dergelijke respons is vergelijkbaar met gelijkaardige onderzoeken in België. De representativiteit werd nagegaan voor een aantal variabelen. Er zijn enkele afwijkingen t.o.v. de populatiegegevens maar die afwijkingen zijn vergelijkbaar met gelijkaardige studies.

De vragenlijsten bevatten verschillende scenario's naar omvang van schade en frekwentie van voorkomen van ongevallen. Er werd nagegaan of er statistisch significante verschillen zijn in betalingsbereidheid tussen de verschillende scenario's. De verschillen-analyse geeft aan dat er geen statistisch significante verschillen zijn tussen de verdelingsfuncties van de verschillende scenario's. De verschillenanalyses op de gemiddeldes (WMW-test) geeft aan de er een statistisch significant verschil is tussen de scenario's met frekwentie 1/3 en 1/10 (steekproef met protestantwoorden). Wat betreft de verschillen tussen scenario's met verschillende omvang (scope-effect) kan besloten worden dat er geen statistisch significant verschil is in de gemiddelde BTB voor de steekproef met protestantwoorden. Voor de steekproef zonder protest-antwoorden kunnen geen conclusies getrokken worden.

Er werd een gemiddelde betalingsbereidheid berekend voor de verschillende scenario's met en zonder protestantwoorden (respondenten die in de enquête aangeven dat hun betalingsbereidheid nul is maar in werkelijkheid is hun betalingsbereidheid groter dan nul). De gemiddeldes van de steekproef inclusief protestantwoorden zijn 13 à 16% lager dan de gemiddeldes exclusief protestantwoorden. De gemiddeldes exclusief protestantwoorden varieren van ongeveer 116 € voor het licht scenario tot ongeveer 143 € voor het zwaar scenario (1 op 5 jaar). Als dit omgerekend wordt naar de totale Belgische bevolking (gemiddelde per gezin maal het aantal gezinnen) dan varieert de totale éénmalige betalingsbereidheid van de Belgische bevolking, exclusief protestantwoorden, van 492 miljoen € tot 606 miljoen € en inclusief protestantwoorden, van 375 miljoen € tot 476 miljoen €.

Eveneens werd een waarderingsfunctie opgesteld die nagaat welke variabelen de betalingsbereidheid beïnvloeden. Volgende variabelen werden geselecteerd: volgorde van voorkomen van het scenario, provincie, op de hoogte van de natuurwaarde van het natuurreservaat de IJzermonding, respondenten die de kust bezoeken omwille van gezondheidsredenen, respondenten die vaak naar natuurdocumentaires op TV kijken of die vaak boeken over de natuur lezen, respondenten die reeds een bijdrage gestort hebben aan een milieu-organisatie of voor een specifiek milieuproject, leeftijd en inkomen.

De CVM-studie werd zodanig opgesteld dat ook verschillen in waardering kunnen onderscheiden worden in functie van de omvang van de schade en de frekwentie van het voorkomen van de schade. Uit de resultaten blijkt dat er geen onderscheid in betalingsbereidheid kan gemaakt worden (met uitzondering van één variabele). Gezien de grote verschillen met betrekking tot de omvang van schade in de scenario's kunnen hierbij vraagtekens geplaatst worden. Men verwacht gezien de grote omvang van schade in de scenario's wel degelijk verschillen. Dit kan te verklaren zijn door het feit dat de 6 verschillende scenario's uiteindelijk leiden tot een kleinere steekproefgrootte waardoor er te weinig observaties per scenario zijn om significante verschillen te detecteren. Evenwel kan hierdoor ook de hypothese niet worden uitgesloten dat de Contingent Valuation Method als methodiek niet toelaat om dergelijke verschillen te meten.

HOOFDSTUK 12
BEREKENING VAN DE HERSTELKOSTEN

12.1 Inleiding

Dit hoofdstuk betreft de bepaling van de kosten voor het herstel van het verlies aan fauna en flora als gevolg van olieverontreiniging. Dit onderzoek heeft betrekking op de opvang en de kweek van de volgende diergroepen:

- vissen
- (zee)vogels
- zeezoogdieren

De lagere trofische biota, zoals benthos, fyto- en zoöplankton, werden niet onderzocht daar er weinig gegevens m.b.t. het kweken ervan voorhanden zijn.

12.2 Methodiek

12.2.1 (Zee)vogels en zeezoogdieren

Voor de berekening van de gemiddelde kostprijs om een (zee)vogel of zeezoogdier te verzorgen in een opvangcentrum en daarna weer in zee uit te zetten, werd contact opgenomen met verschillende vogel- en zeehondenopvangcentra van binnen- en buitenland.
Aan de hand van een invulformulier (Bijlage 5.1 en 5.2) werden gegevens in verband met de werking, de operationale kosten en het verloop van een opvangperiode opgevraagd. Er werd voor beide diergroepen een afzonderlijk invulformulier opgesteld.
In de eerste plaats werd gevraagd om een korte beschrijving te geven van de activiteiten die uitgevoerd worden binnen de organisatie. Dit om een algemeen beeld te krijgen van de werkzaamheden binnen het centrum.
Om een idee te krijgen van de capaciteit en de werking van het opvangcentrum en om de berekening van de herstelkost per (zee)vogel- en zeezoogdiersoort uit te voeren, werd gevraagd om aan de hand van een tabel een antwoord te geven op de volgende vragen:

- Hoeveel en welke soorten 'met olie besmeurde vogels / zeezoogdieren' werden de voorbije 3 jaren (1997, 1998, 1999) opgevangen? (deze die afkomstig zijn van een ander opvangcentrum en daar reeds een behandeling hebben gehad, worden buiten beschouwing gelaten)

- Wat is de gemiddelde tijdsduur van de opvangperiode per (zee)vogelsoort / zeezoogdieren?
- Hoeveel (zee)vogels/ zeezoogdieren hebben de oliebesmeuring overleefd?
- Hoeveel werden na herstel en verzorging terug in de Noordzee gezet?
- Welke eindbestemming hebben de andere (zee)vogels / zeezoogdieren die de opvang overleven? (ander opvangcentrum, ...)

Er werd ook gevraagd de operationele kosten, opgedeeld in vaste (personeel, huurprijs gebouw, verwarming, ...) en variabele kosten (voeding, medicatie, ...), van de organisatie voor de voorbije drie jaar op te geven.

Om een inzicht te krijgen in het verloop van een opvangperiode en om een gedetailleerde kostenbepaling mogelijk te maken werd gevraagd om aan de hand van een tabel elke fase in de opvang met weergave van de kostprijs aan te geven. Deze gegevens moeten toelaten een gemiddelde kostprijs te bepalen per week of per dag dat een besmeurde vogel of een zeezoogdier opgevangen wordt.

Tevens werd nagegaan of de betrokken organisaties reeds deelnamen aan kweekprogramma's, welke diersoorten hiervoor in aanmerking komen en welke het aantal gekweekte individuen per soort bedraagt.

De gegevens die aan de hand van het invulformulier verzameld werden, moeten het mogelijk maken om de gemiddelde kostprijs van de opvang, de verzorging en de invrijheidstelling van een bepaalde (zee)vogelsoort of zeezoogdiersoort te bepalen.

12.2.1 Vissen

Om het verlies aan vissen in de Noordzee ten gevolge van olieverontreiniging te herstellen, kunnen de aangetaste vissoorten gekweekt worden. Een van deze kweekprogramma's is 'restocking'. Restocking is een methode waarbij gekweekte juveniele vissen in zee uitgezet worden. In Vlaanderen is men momenteel enkel op experimentele basis bezig met het kweken van Tarbot en Tong. Andere vissoorten worden in Vlaanderen zowel op experimentele als commerciële basis nog niet gekweekt.

Voor de uiteindelijke berekening van de kostprijs van de kweek en de uitzetting van Tong en Tarbot werd een beroep gedaan op de heer Daan Delbare van het Dept. Zeevisserij van het Ministerie van Middenstand en Landbouw. Aangezien er aan de Belgische kust nog niet aan commerciële aquacultuur gedaan wordt, is de kostenbepaling vooral gebaseerd op literatuuronderzoek en een extrapolatie van de kosten verbonden aan de experimentele kweekprojecten. Daarbij worden de kosten die specifiek verbonden zijn aan het wetenschappelijk onderzoek, zoals het merken van de vissen, vanzelfsprekend niet in rekening gebracht. Ook hier werd voor de inzameling van de gegevens een invulformulier gebruikt (Bijlage 5.3).

Aangezien het kweekproces van elke vissoort verschillend is, daar er per soort specifieke condities vereist zijn, gelden de kostprijzen enkel voor Tarbot en Tong.

12.3 Resultaten

12.3.1 (Zee)vogels

12.3.1.1 Inleiding

De Belgische kustwateren zijn vooral tijdens de winterperiode van internationaal belang als rust- en voedselgebied voor een groot aantal vogelsoorten. Het Belgisch Continentaal Plat is aantrekkelijk omwille van het voorkomen van een groot aantal zandbanken die, afhankelijk van hun ligging, specifieke (zee)vogels aantrekken. Door de ondiepte, de voedselbeschikbaarheid en de beschutting vinden diverse zeevogels, met name futen, alkachtigen en zeeëenden hier een goede foerageermogelijkheid. De Vlaamse Banken zijn bovendien aangeduid als Ramsar-gebied, een watergebied van internationale betekenis (Kuijken, 1999).

Er bestaat een seizoenaal voorkomen van de zeevogels in de wateren van het Belgisch Continentaal Plat. In de zomerperiode komen vooral sternen en meeuwen in belangrijke aantallen voor. Ze concentreren zich vooral rondom havens en dichtbij de kust. Tijdens de zomer is de densiteit aan zeevogels in open zee eerder laag. Dit in tegenstelling tot de winterperiode waar de ondiepe gebieden van de zandbanken en de diepere open zeezones vooral bezocht worden door kwetsbare soorten zoals Jan van Gent, Dwergmeeuw, ... Ook langs de kustzone komen in de winter een aantal kwetsbare vogels voor zoals Fuut en Zwarte zee-eend.

Naast vervuiling met afval (plastiek, glas, metaal, ...) is olievervuiling door illegale lozingen, ongevallen en via de rivieren, de belangrijkste oorzaak van de sterfte en verzwakking van vele zeevogels. Uit een autopsieonderzoek van aangespoelde vogels blijkt dat 84 % van de vogels met olie besmeurd waren (Borrens & Coignout, 1991). Er kan aangenomen worden dat naar schatting 10 % van de olieslachtoffers levend aan land komt (http://waterland.net.ecomare/bezoekvogelopv.htm), wat niet wil zeggen dat ze na opvang ook daadwerkelijk weer vrijgelaten zullen worden aan de Noordzee. Aangezien olievlekken zich vooral concentreren in open zee zijn het vooral de soorten die daar voorkomen die het slachtoffer worden van de verontreiniging. Zij bezitten doorgaans ook een hoge kwetsbaarheidindex zoals bijvoorbeeld duikers, Alk, Zeekoet en Jan van Gent (Persoone *et al.*, 1996). Meeuwen daarentegen, die vooral in de kustzone voorkomen, hebben een lagere kwetsbaarheidindex.

Een van de redenen waarom duikende zeevogels in grote getale het slachtoffer worden van olieverontreiniging, ligt in het feit dat olievlekken de golfslag verzachten wat het voor zeevogels aantrekkelijk maakt om erin te duiken.

(Zee)vogels kunnen zowel op een directe als op een indirecte manier het slachtoffer worden van olieverontreiniging (http://www.swan.ac.uk/empress/birds/rescue.htm):

- Direct contact met ruwe olie veroorzaakt samenklitten van de veren, waardoor ze hun isolerend vermogen verliezen.
- Inname van olie bij het gladstrijken en reinigen van de veren kan leiden tot vergiftiging. Gladstrijken van het verenkleed is een belangrijke gedragseigenschap van vogels aangezien het bijdraagt tot het behoud van het ongeschonden karakter van het luchtkussen en de ondoorlaatbaarheid van het verendek. De opgenomen olie kan een film op het gastrointestinaal slijm leggen, waardoor de opname van voedingsstoffen via de darmwand belemmerd wordt. Het deel van de olie dat door de darm opgenomen wordt, zal via het bloed in de organen terechtkomen en een toxisch effect hebben op nieren en lever (olievergiftiging).
- Ruwe olie kan huidirritatie bij de vogel veroorzaken.
- Via hun prooi of via de voedselketen kunnen zeevogels ook gecontamineerd raken. De consumptie van olie door de vogels leidt tot olievergiftiging.

12.3.1.2 Situatie in Vlaanderen

De olieslachtoffers die aan de Vlaamse kust levend aan land komen, worden afhankelijk van de plaats waar ze stranden en de persoon die de vogel vindt naar een opvangcentrum of naar een particulier persoon gebracht. Momenteel (januari 2000) zijn er in Vlaanderen twee organisaties en twee particulieren die betrokken zijn bij de opvang van aangespoelde (zee)vogels aan de Vlaamse Noordzeekust:

- het Vogelopvangcentrum van het Marien Ecologisch Centrum (Oostende);
- Het Zwin (Knokke-Heist);
- de heer John Van Gompel (veearts, Blankenberge);
- de heer John Jacques (IJzermonding).

Afhankelijk van de strategie die het centrum of de particulier volgt worden de olieslachtoffers onmiddellijk gewassen of kunnen ze eerst een aantal dagen op adem komen. Tijdens de eerste dagen is een medicatiekuur, rust en goede voeding de voornaamste zorg. Het wassen gebeurt met een speciale niet-toxische zeep en het is een hele kunst om de stress van de vogel zo laag mogelijk te houden. Olievogels wassen wordt aangezien als specialistenwerk. Na de wasbeurt worden de vogels gedroogd onder warme lampen. Voor het verdere herstel en het opnieuw waterdicht worden van de veren worden alle vogels die aan de Vlaamse kust gevonden worden naar een vogelopvangcentrum in Nederland gebracht. Van daaruit worden ze terug in open zee vrijgelaten.

Hierna volgt een bespreking van de verschillende opvangcentra en particulieren die in Vlaanderen betrokken zijn met de opvang van olieslachtoffers.

(i) Vogelopvangcentrum van het Marien Ecologisch Centrum (Oostende)

Het vogelasiel van het Marien Ecologisch Centrum is een vogelopvangcentrum dat deel uitmaakt van het Koninklijk Belgisch Verbond tot Bescherming van de Vogels (KBVBV). Het is het enige centrum in België dat een vergunning bezit voor de verzorging van aangespoelde zeevogels en erkend is door het Vlaams Ministerie van Leefmilieu. De werking van het opvangcentrum berust volledig op vrijwilligerswerk.

Jaarlijks worden ruim 1000 zeevogels, slachtoffers van olielozingen in zee, zieke en gekwetste vogels opgevangen en verzorgd. De vogels worden door wandelaars of door personen die met het centrum verbonden zijn, binnengebracht. Bij de aankomst in het vogelasiel krijgen de vogels een intensieve medicatiekuur van vijf dagen tegen olie in maag en darmen. Afhankelijk van de toestand van de vogel wordt hij onmiddellijk of pas na enkele dagen gewassen. De vogels die niet erg verzwakt zijn worden direct gewassen, uitgeputte dieren kunnen eerst op adem komen in de volière en krijgen pas daarna een wasbeurt. Naast het wassen hebben de meeste stookolieslachtoffers vooral rust en een gezonde voeding nodig.

Aangezien het opvangcentrum nog niet over een buitenbad met zeewater beschikt, worden de zeevogels, nadat ze schoongemaakt en een eerste verzorging gekregen hadden, overgebracht naar het vogelopvangcentrum in Nederland, bv. de Mikke in Middelburg. In het Nederlandse opvangcentrum worden ze waterdicht en na enkele weken gaan de vogels terug naar open zee. Vijftien mijl uit de kust worden ze losgelaten door mensen van het Nederlandse loodswezen.

Intermezzo Erica

Naar aanleiding van de olieramp met de Erica (13 december 2000), waarbij een groot aantal zeevogels afkomstig van de Bretoense kust overgebracht werden naar het centrum, was er nood aan een buitenbad met zeewater. Na een lang heen en weer gepraat werd het bouwen van een kooi zonder bouwvergunning uiteindelijk door de Adminstratie van Ruimtelijke Ordening, Huisvesting en Monumenten en Landschappen en het Kabinet Van Mechelen toegelaten. De bedoeling van de bouw van de kooi is om de overlevende vogels een geschikte plaats te geven om te revalideren met behulp van zeewater. De vogels krijgen op die manier de gelegenheid om hun vederkleed waterdicht te maken zodat het zijn drijfvermogen en isolerende eigenschap terugkrijgt. Daarnaast moeten ze ook opnieuw vis leren vangen. De bouw van de kooi gebeurde op het 'Klein Strand' van Oostende naast de havengeul, op zo'n 100 m van het opvangcentrum. De kooi heeft een oppervlakte van 600 m^2 en een vijver van 160 m^2 met een circulatiepomp om de vijver van vers zeewater te voorzien.

In het totaal werden er 884 olieslachtoffers (90% zeekoeten en 10% alken) vanuit Frankrijk naar België overgevlogen. Daarvan waren er reeds 170 dood bij aankomst en stierven er een 150 tal na 1 à 2 dagen. De overige vogels werden door een tiental vogelopvangcentra opgevangen in Vlaanderen en Wallonië opgevangen. In het Vogelopvangcentrum van het Marien Ecologisch Centrum werden er 135 vogels verzorgd. Van de 120 zeevogels, vooral zeekoeten, doe in in de kooi van Oostende herstelden zijn er nog 110 in leven. Dit kan als een groot succes genoemd worden.

Reeds enkele jaren rijpen er plannen voor de uitbouw van een professioneel asiel en hersteloord voor zeevogels op de oosteroever ter hoogte van Oostende. Mede door het succes van de hersteltherapie met de strandkooi voor de olieslachtoffers van de Erica en mede door de onvoldoende uitrusting en het plaatsgebrek van het huidige vogelasiel hoopt Jan Rodts, voorzitter van de KVBV, dat deze plannen zo snel mogelijk uitgevoerd zullen worden.

(ii) Het Zwin (Knokke-Heist)

Het Zwin, dat vooral bekend staat als een uitgestrekt slikke- en schorregebied, heeft ook een asiel voor gestrande (zee)vogels. De stookolieslachtoffers worden er gewassen en verzorgd. Na de verzorging wordt een deel van de overlevende vogels vrijgelaten. Een ander deel blijft gevangen in het educatief vogelpark van het Zwin.

Door de heer Burggraeve, conservator van het Zwin, werd aangegeven dat er voor de voorbije jaren geen gegevens bijgehouden zijn over het aantal opgevangen olieslachtoffers. Als gevolg daarvan is het niet mogelijk om de kostprijs van een opvangperiode in het Zwin te bepalen. Er werd wel medegedeeld dat de opvang van de olieslachtoffers vanaf heden (februari 2000) nauwkeurig bijgehouden wordt.

(iii) De Heer John Van Gompel (dierenarts, Blankenberge)

De Blankenbergse dierenarts heeft reeds vele jaren ervaring met het thuis verzorgen van aangespoelde (zee)vogels en zeezoogdieren.

Meestal zijn de overlevingskansen van de aangespoelde vogels zeer klein. Van Gompel voert, bij het aantreffen van olieslachtoffers, vooraf een selectie uit waarbij hij bepaalt welke vogels verdere verzorging krijgen en welke onmiddellijk geëuthanaseerd worden. Op die manier worden ongeveer 20 % van de aangespoelde vogels die bij de dierenarts terechtkomen, verder verzorgd. Nadat de olieslachtoffers een eerste verzorging, bestaande uit de wasbeurt, de toediening van medicatie en voedsel, overleefd hebben,

worden ze eerst overgebracht naar het Marien Ecologisch Centrum, om daarna in een Nederlands opvangcentrum verder te recupereren.

(iv) De Heer John Jacques (Ijzervallei)

De heer Jacques verzorgt eveneens aangespoelde olieslachtoffers. Uit betrouwbare bron werd vernomen dat de hygiënische omstandigheden bij de opvang en verzorging van de vogels niet zo goed te noemen zijn. Om die reden wordt er door de personen die olieslachtoffers vinden en de problematiek kennen zo weinig beroep gedaan op deze persoon. Hij is vooral werkzaam rond de IJzermonding.

12.3.1.3 Enkele Nederlandse opvangcentra

(i) EcoMare

EcoMare is een centrum op het waddeneiland Texel dat gespecialiseerd is in de opvang van zeevogels en zeehonden. Het zijn vooral meeuwen, alken, zeekoeten, eenden en ganzensoorten, Jan van Genten, sterns en nu en dan steltlopers die gewond, besmeurd en verzwakt binnenkomen in het centrum. Daarnaast vangen ze ook landvogels op.
In het centrum worden de stookolieslachtoffers niet onmiddellijk gewassen, maar krijgen ze de kans om eerst een aantal dagen op adem te komen. Tijdens deze dagen is een goede voeding de voornaamste zorg. De wasbeurt neemt dan pas na 10 dagen plaats. Na 6 tot 8 weken, afhankelijk van de vogelsoort, worden de dieren terug uitgezet. De vogels die te erg met olie besmeurd zijn worden niet meer gewassen en worden geëuthanaseerd.
De kern van het EcoMare complex bestaat uit een groot bassin met zeewater. Daarnaast zijn er nog een aantal faciliteiten waar de vogels verzorgd en behandeld kunnen worden. Het zeewater wordt continu rondgepompt via een zuiverings- en filterinstallatie en wordt vers aangevoerd door zeewaterleidingen.
Het voornaamste motief van het centrum en specifiek voor de opvang van de vogels ligt niet in de directe bescherming van vogelsoorten, aangezien dit een druppel op een hete plaat is. Het ligt eerder in de sfeer van de voorlichting, waarbij men vooral een steen wil bijdragen aan het bestrijden van de oorzaken voor de opvang, zoals de illegale olielozingen.

(ii) Stichting vogelrampenfonds Haarlem

De stichting Vogelrampenfonds heeft als algemene activiteit het direct hulp bieden aan in nood verkerende in het wild levende vogels en kleine zoogdieren zoals egels. Deze hulp omvat o.a. voederacties tijdens strenge winters, hulp aan olieslachtoffers, hulp bij botulisme slachtoffers en grootbrengen van ouderloze jonge vogels.
Tijdens de revalidatie zitten de vogels in bassins. De meeste vogels sterven echter tijdens de eerste weken. Vogels die het opvangproces overleven, worden allen in het wild uitgezet. Deze die niet genoeg krachten bezitten en waarbij geen verbetering merkbaar is, worden geëuthanaseerd.

12.3.1.4Verwerking resultaten

(i) Reactie enquête

De instanties en particulieren die in Vlaanderen berust zijn met de opvang van olieslachtoffers hebben geen gegevens geleverd inzake in het aantal vogels die ze jaarlijks verzorgen en de kostprijs voor de opvang.
Het Vogelopvangcentrum van het Marien Ecologisch Centrum is pas begin dit jaar (januari 2002) gestart met het bijhouden van gegevens inzake kosten en het aantal vogels dat in het asiel wordt opgevangen. Bovendien wordt de opvang van olieslachtoffers voornamelijk uitgevoerd door vrijwilligers. De vissen, als voeder voor de zeevogels, worden gratis geleverd door verschillende vishandels. Bijgevolg heeft het centrum weinig tot geen zicht op de kostprijs van de verzorging per slachtoffer. Het lokaal waar de vogels verzorgd worden, maakt deel uit van het Marien Ecologisch Centrum, waardoor het moeilijk afzonderlijk kan beschouwd worden en het moeilijk is om de kostprijs voor deze locatie te bepalen.
Vanuit Nederland is op de enquête een reactie gekomen van EcoMare en van de Stichting Vogelrampenfonds Haarlem. Andere opvangcentra die gecontacteerd zijn, deelden mondeling mee, dat zij de kosten voor de verzorging van olieslachtoffers niet bijhouden en vooral werken met vrijwillige krachten.
Gezien het gering aantal reacties op de enquête, kan er moeilijk een gemiddelde kostprijs berekend worden voor de opvang van een bepaalde vogelsoort als olieslachtoffer. Bijgevolg wordt hierna enkel een richtinggevende beschrijving gegeven van de resultaten.

(ii) Capaciteit centra

Door Ecomare wordt aangegeven dat de capaciteit van het centrum afhankelijk is van de vogelsoort. Zeekoeten verdienen namelijk minder verzorgingswerk dan Eidereenden en/of Jan van Genten. Ecomare kan bijvoorbeeld 300 Zeekoeten opvangen, maar niet meer dan 75 Eidereenden of Jan van Genten. De Stichting Vogelrampenfonds geeft de capaciteit niet aan. Er kan wel aangenomen worden dat in alle opvangcentra de capaciteit afhangt van de vogelsoort die dient verzorgd te worden.

(iii) Werking centra

De vogelsoorten die het meest frequent en in grote aantallen als olieslachtoffer aanspoelen zijn Alk en Zeekoet. Andere vogelsoorten die regelmatig verzorgd worden zijn Zwarte zee-eend, Jan van Gent, Eidereend en Noorse stormvogel. Andere zeevogels zoals allerlei meeuwen (Drieteenmeeuw, Zilvermeeuw, Kleine mantelmeeuw, Kokmeeuw), Middelste zaagbek, Aalscholver en Grote zeeënd worden slechts in zeer geringe aantallen (gemiddeld minder dan 5 per jaar) als olieslachtoffer verzorgd.
In onderstaande tabel wordt voor Ecomare en de Stichting Vogelrampenfonds Haarlem het gemiddelde aantal olieslachtoffers per vogelsoort, dat tijdens de periode 1997, 1998 en 1999 werd verzorgd, weergegeven.

Tabel 49: *Het gemiddelde aantal olieslachtoffers per vogelsoort vezorgd in Ecomare en de Stichting Vogelrampenfonds Haarlem.*

(Zee)vogelsoort	Ecomare	Stichting Vogelrampenfonds Haarlem
	Gemiddeld aantal 'nog levende' olieslachtoffers per jaar gedurende de periode 1997-1998-1999	
Duikers	<5	5
Fuut	-	<5
Zwarte zee-eend	7	<5
Jan van Gent	<5	17
Eidereend	<5	7
Noorse stormvogel	<5	11
Grote jager	<5	<5
Dwergmeeuw	-	-
Kokmeeuw	-	<5
Stormmeeuw	-	-
Kleine mantelmeeuw	<5	-
Zilvermeeuw	-	5
Grote mantelmeeuw	-	-
Drieteenmeeuw	<5	<5
Grote stern	-	-
Visdief	-	-
Zeekoet	83	210
Alk	8	7

Zwartkopmeeuw	-	-
Dwergstern	-	-
Kleine alk	-	<5
Middelste zaagbek	-	<5
Aalscholver	-	<5
Knobbelzwaan	-	<5
Grote zee-eend	<5	-

(iv) Overleving van opvangproces

Zoals eerder aangehaald, sterven de meeste aangespoelde olieslachtoffers binnen de eerste weken. Indien ze het opvangproces overleefd hebben, worden ze telkens terug in zee geplaatst.
Op basis van de ruwe data wordt bovenstaande stelling bevestigd, nl. dat de meeste aangespoelde en besmeurde zeevogels het verzorgingsproces niet overleven. Aangezien het aantal individuen per soort voor de meeste vogelsoorten gemiddeld minder dan 5 bedraagt, is het statistisch niet verantwoord om hiervan een gemiddelde procentuele overlevingskans per vogelsoort te berekenen. De gemiddelde procentuele overlevingskans werd bijgevolg enkel berekend voor deze vogelsoorten die regelmatig in grotere aantallen aanspoelen en verzorgd worden. De gemiddelde procentuele overlevingskans voor Zeekoet in het centrum Ecomare en in het centrum 'Stichting Vogelrampenfonds Haarlem' bedroeg gedurende de periode 1996-1999 respectievelijk 13,8% en 24%. De gemiddelde procentuele overlevingskans voor Jan van Gent in het opvangcentrum in Haarlem bedroeg 44% en voor Alk in Ecomare 24%.

(v) Tijdsduur opvangperiode

De opvangperiode in Ecomare bedraagt voor elke vogelsoort een periode van 6-8 weken. Door de medewerker van het opvangcentrum in Haarlem werd een periode van 3 weken opgegeven.

(vi) Vaste kosten

Onder vaste kosten vallen het personeel, huurprijs van het gebouw, verwarming, afschrijving machines, ... De vaste kosten voor het centrum Ecomare worden op ca. 33 430 € per jaar geschat.
Het vogelopvangcentrum in Haarlem werkt met vrijwilligers, heeft het gebouw in eigendom en huurt de grond voor een symbolisch bedrag van 0,45 € per jaar. De vaste kosten werden toch ingeschat op 25 380 € per jaar.
Aangezien beide opvangcentra niet enkel olieslachtoffers opvangen, maar ook andere zieke dieren kan er geen gemiddelde vaste kostprijs per individu berekend worden.

(vii) Variabele kosten

De variabele kosten die verbonden zijn aan de opvang van vogels als olieslachtoffer bestaan uit voedsel, medicijnen, detergent voor schoonmaak van de vogel, opvang onder drooglampen en de tijdsbesteding voor de schoonmaak van de kooien en het toedienen van medicatie en verzorging.

Op basis van de aangeleverde gegevens van beide opvangcentra blijkt logischerwijze dat de hoeveelheid voedsel afhankelijk is van de vogelsoort. Alk en Zeekoet eten minder dan Jan van Gent en meeuwen. Alle vogels worden gevoed met Sprot. Ook de hoeveelheid detergent die gebruikt wordt voor het schoonmaken van de vogel is in verhouding met de grootte van het dier en de graad van verontreiniging. De kostprijs voor het antiwormmiddel en de opvang van de vogels onder de drooglamp is bij Ecomare gelijk voor elk individu, maar verschilt wel tussen beide opvangcentra. Bijvoorbeeld: bij Ecomare wordt enkel een antiwormmiddel toegediend; in het centrum in Haarlem wordt een antibioticum, wormmiddel en een behandeling met tarwekiemolie toegediend. De prijs voor een beurt detergent voor een Alk verschilt tevens van centrum tot centrum: bij Ecomare 2,27 €; bij het centrum in Haarlem 1,13 € .

Als er vanuit gegaan wordt, dat een olieslachtoffer gemiddeld 6 weken verzorgd wordt, ziet de totale kostprijs voor dit verblijf (Ecomare) voor de vogelsoorten die het frequentste opvangen worden er als volgt uit:

- Alk: 13,48 €;
- Zeekoet: 13,48 €;
- Jan van Gent: 37,59 €;
- Eidereend: 20,21 €
- meeuw: 16,48 €

Gedurende een week varieert deze kostprijs, afhankelijk van de soort, van 2,2 € voor Alk en Zeekoet tot 6,2 € voor Jan van Gent.

In deze kostprijs zijn voedsel, medicatie, olieschoonmaak en de opvang onder een drooglamp verrekend. De tijdsbesteding voor het verzorgen van het dier en de schoonmaak van de kooien en basins wordt op ca. 45 minuten per dag gerekend. Gedurende een periode van 6 weken aan 15€ per uur, komt dit neer op een bijkomende prijs van ca. 472,5 € voor het verblijf van 6 weken. Aangezien de meeste opvangcentra met vrijwilligers werken wordt deze kostprijs hier afzonderlijk vermeld.

De kostenraming voor de Stichting Vogelrampenfonds, waarbij een opname ca. 3 weken duurt, ziet er voor de verschillende vogelsoorten als volgt uit:

- Alk, Zeekoet, Noordse stormvogel en meeuwen: 7,65 €
- Eidereend en duikers: 9,26 €
- Jan van Gent: 15,80 €

Gedurende een week varieert deze kostprijs, afhankelijk van de soort, van 2,5 € voor Alk, Zeekoet, Noordse stormvogel en meeuw tot 5,2 € voor Jan van Gent.

De tijdsbesteding voor schoonmaak en verzorging werd door de Stichting Vogelrampenfonds in Haarlem niet aangegeven. Er werd wel vermeld dat het centrum volledig draait op de werking van vrijwilligers.
Op basis van bovenstaande gegevens kan besloten worden dat de kostprijs voor de opvang van een olieslachtoffer per week varieert tussen de 2,2 en 6,3 €. Hierbij is de prijs voor de verzorging van het dier niet inbegrepen.

(viii) Kweekprogramma's

In de enquête werd de vraag gesteld of de organisatie deelneemt aan kweekprogramma's voor restauratie. Aangezien het in Nederland verboden is om als opvangcentrum dieren te kweken, werd door beide centra 'neen' op deze vraag geantwoord.

12.3.2 Zeezoogdieren

12.3.2.1 Inleiding

Bruinvis en Grijze zeehond waren zestig jaar geleden algemeen voorkomende zeezoogdieren aan de Belgische kust. De laatste jaren wordt de Grijze zeehond slechts zelden waargenomen. De verdwijning van de populatie kan aangezien worden als het gecombineerd effect van pollutie, jachtpraktijken en verminderde voedselbronnen. Af en toe kan een jonge Grijze zeehond afdwalen naar onze kust, maar dat zijn heel uitzonderlijke gevallen. Ook de Bruinvis wordt soms nog waargenomen.
Zo'n 100 jaar geleden kwam de Gewone zeehond nog vrij algemeen voor aan onze kust. Daarna is het met de Gewone zeehond bergaf gegaan tot het dier zo goed als volledig verdwenen was. De laatste jaren is er weer een opmerkelijke stijging van het aantal Gewone zeehonden. Meer en meer worden er meldingen gedaan van zeehonden die weer bij ons zouden overwinteren, maar ze planten er zich nog niet voort.

12.3.2.2 Situatie Vlaanderen

De Gewone zeehonden die nu aan de Belgische kust of op de Schelde worden waargenomen zijn meestal jonge zwervende dieren. Waarnemingen van gemerkte exemplaren toonden aan dat ze meestal afkomstig zijn van de Engelse oostkust of van de Waddenzee (Van Gompel, 1992).
Zeehonden worden het meeste aangetroffen in de nabijheid van kusthavens, zoals Zeebrugge, Blankenberge, Oostende en Nieuwpoort. Ook ter hoogte van de Vlaamse banken en de golfbrekers op het

strand te Koksijde blijken geprefereerd te worden. Herhaaldelijk zwemmen zeehonden afkomstig uit de Westerschelde de Schelde en zijn bijrivieren op.
De meeste van de aangespoelde zeehonden zijn jonge dieren, zogenaamde huilers, die hun moeder verloren zijn en afdwalen naar de kust. Deze jongen worden opgevangen omdat ze uitgeput zijn en soms ziekteverschijnselen vertonen.
Tot voor de oprichting van het opvangcentrum in het Sea Life centre in Blankenberge werden alle verzwakte en zieke dieren naar de zeehondencrèche in Pieterburen (Nederland) overgebracht. Sinds de oprichting van het Sea Life centre worden de zeehonden daar verzorgd en uitgezet in de Westerschelde.

(i) Sea Life Centre

Het Sea Life Centre bezit naast een opvangcentrum voor zeehonden tevens een binnen-aquarium. In het centrum worden alle zeehonden die aan de kust en in het binnenland aanspoelen opgevangen. Het revalidatieproces van elke zeehond duurt gemiddeld drie maanden. Na deze periode van verzorging, voeding en rust bezitten ze voldoende gewicht om terug vrij gelaten te worden.
In het centrum werden sinds de oprichting nog nooit olieslachtoffers opgevangen. In 1999 werd eenmalig een Grijze zeehond met een olievlek van 10 op 10 cm^2 verzorgd en daarna terug vrijgelaten in de Baai van Heist. De verzwakking van dit dier was echter niet te wijten aan de kleine olievlek op zijn vacht.

12.3.2.3 Enkele Nederlandse opvangcentra

(i) Zeehondencrèche Pieterburen

Via de EHBZ-posten (Eerste Hulp Bij Zeehonden) worden jaarlijks ongeveer 100 zieke zeehonden en huilers in de Zeehondencrèche Pieterburen binnengebracht. Iedere zeehond die in de crèche wordt opgenomen wordt uitgebreid onderzocht en er wordt een behandeling vastgesteld. Na vaccinatie tegen het zeehondenvirus verblijven ze eerst een periode in quarantaine, waarna ze door kunnen naar de grote baden. De bassins zijn gevuld met water + zout en bezitten een waterzuiveringsinstallatie met filters.
De zeehonden verblijven gemiddeld drie maanden in de crèche vooraleer ze weer worden uitgezet. De zeehonden worden ingeladen en getransporteerd in reiskisten. Op zee wordt een rubberboot van het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij gebruikt. De dieren worden altijd in groepjes van 3 à 4 uitgezet, omdat ze op die manier steun aan elkaar kunnen krijgen om verder in zee te gaan.

(ii) EcoMare

Ecomare verzorgt naast vogels ook aangespoelde zeehonden. De werkwijze verloopt op dezelfde manier als in het opvangcentrum in Pieterburen. De totale capaciteit van het centrum ligt op 40 zeehonden. Gemiddeld over de periode 1996-1999 verzorgen zij 6 Gewone zeehonden, 8 Grijze zeehonden en uitzonderlijk een Klapmuts (Cystophora cristata).

12.3.2.4 Verwerking resultaten

(i) Reactie enquête

Het Sea Life centrum in Blankenberge en de twee grootste opvangcentra voor aangespoelde zeehonden in Nederland (Ecomare en de Zeehondencrèche in Pieterburen) hebben de een enquête ingevuld en teruggestuurd.

(ii) Werking centra

Zoals hierboven aangehaald, heeft men in het Vlaamse opvangcentrum Sea Life centrum nog geen zeehond als olieslachtoffer verzorgd. In de enquête van Ecomare wordt eveneens aangegeven dat zij gedurende de periode 1996-1999 nog geen zeehonden die met olie besmeurd waren, verzorgd hebben. Beide centra hebben wel de kosten aangegeven die verbonden zijn aan de verzorging van ondervoede dieren of de zogenaamde huilers. Op basis van deze gegevens kan wel een inschatting gemaakt worden van de algemene kostprijs voor de opvang van zeehonden.
In de Zeehondencrèche in Pieterburen werden in 1997 en 1998 telkens één Gewone zeehond als olieslachtoffer verzorgd.

(iii) Overleving opvangproces

De twee Gewone zeehonden, die in Pieterburen opgevangen werden, zijn na een herstelperiode van ca. 100 dagen of 3,5 maanden terug op het strand vrijgelaten.

(iv) Tijdsduur opvangperiode

De opvangperiode van een gestrande zeehond varieert tussen de 2,5 en 3,5 maand.

(v) Vaste kosten

De vaste kosten voor Sea Life center en de Zeehondencrèche in Pieterburen werden niet mede gedeeld. Ecomare heeft wel een vaste kost van ca. 157 000 € opgegeven, maar er wordt bij vermeld dat het zeer moeilijk is om het deel van het centrum waar de zeehonden verzorgd worden afzonderlijk te beschouwen. Het cijfer is dan ook een heel ruwe schatting.

Voor alle drie de organisaties is het centrum meer dan een opvangcentrum voor zoogdieren alleen. Allen hebben ze een recreatieve en educatieve functie en zijn ze opgebouwd om een breed publiek te ontvangen. In Ecomare worden tevens zeevogels verzorgd. Sea Life center heeft tevens een binnenaquarium met allerlei vissen en andere mariene organismen en allerlei voorzieningen om dienst te doen als toeristische attractie.

Bijgevolg kan bij gebrek aan bruikbare gegevens geen vaste kost per olieslachtoffer berekend worden.

(vi) Variabele kosten

De zeehondencrèche in Pieterburen heeft enkel de kostprijs voor het voedsel opgegeven. Ecomare en Sea Life center hebben tevens de kostprijs voor medicatie (dierenarts) en de opname in quarantaine vermeld.

De opvang van een zeehond in het Sea Life center (Blankenberge) gedurende een gemiddelde periode van 100 dagen wordt geschat op ca. 728 €. De verdeling van de verschillende kosten ziet er als volgt uit:

- Vis (ca. 5 kg/dag): 370 €
- Dierenarts + medicatie (4 behandelingen): 100 €
- Quarantaine (100 dagen): 250 €
- Detergent: 8 €

Het opvangproces van een gestrande zeehond in Ecomare gedurende een periode van 100 dagen wordt geschat op ca. 693 €. In deze prijs zitten de volgende elementen:

- Vis (ca. 4 kg/dag): 215 €
- Medicatie: 68 €
- Quarantaine: 680 €

Bijgevolg kan besloten worden dat de kost voor de opvang van een gestrande zeehond (periode 100 dagen) rond de 700 € ligt. In deze berekening wordt de verzorgingskost niet meegerekend, bij gebrek aan gegevens.

(vii) Kweekprogramma

Geen enkel van de opvangcentra is bezig met het kweken van zeezoogdieren.

12.3.3 Vissen

12.3.3.1 Inleiding

Er moet onmiddellijk opgemerkt worden dat de uitgangspositie voor het kweken van vissen in het kader van restocking, nl. compensatie van het verlies door exploitatie, verschillend is van deze in het kader van de voorliggende studie, nl. compensatie van het verlies door olieverontreiniging. De aanleiding voor kweekprogramma's met vissoorten is het leveren van een bijdrage in het herstel van overgeëxploiteerde visbestanden. Technische en technologische innovaties hebben namelijk de capaciteit van de vissersvloot dermate verbeterd met als gevolg dat het niveau van de natuurlijke draagkracht van de verschillende visbestanden overstegen wordt. Om die reden is men sinds enkele jaren bezig met onderzoek naar het uitzetten van commercieel belangrijke vissoorten. Deze restocking-methode wordt in Japan, Denemarken, Ierland ... reeds met succes toegepast. Aan de Belgische kust werden en worden momenteel enkel op experimentele basis Tong en Tarbot uitgezet. Gegevens i.v.m. niet-commerciële vissoorten zijn niet voorhanden aangezien deze niet gekweekt worden.

Een haalbaarheidsstudie over de mogelijkheden van mariene viscultuur aan de Belgische kust (1993), onder leiding van het Departement voor Zeevisserij, kwam tot het besluit dat Tarbot het meest in aanmerking komt voor pootviskweek[41]. Nadat dit aangetoond werd, startte een experimenteel restocking project met Tarbot en daarna met Tong. Het experiment berust op een samenwerking tussen het Laboratorium voor Aquacultuur & Artemia Reference Centre (ARC) van de Universiteit Gent en het Departement Zeevisserij van het Ministerie van Middenstand en Landbouw. Hierbij worden juvenielen gebruikt die door de beide instellingen gekweekt worden. Het Departement Zeevisserij staat in voor de productie van bevruchte eieren, kweek van de juvenielen, het merken, het uitzetten en het verwerken van de gegevens. Het ARC verzorgt de incubatie van de bevruchte eieren en de kweek van de larven (Anoniem, 1999).

De pilootprojecten met Tong en Tarbot moeten de basis vormen voor meer uitgebreide uitzettingscampagnes met internationale allure. In deze context zouden er overeenkomsten kunnen ontstaan tussen verschillende landen die zich elk gaan toeleggen op de productie van bepaalde vissoorten.

12.3.3.2 Verwerking resultaten

Door het Departement Zeevisserij werden geen gegevens doorgestuurd inzake de kostprijs voor het uitzetten van Tarbot en Tong.

12.4 Besluit

In de eerste plaats dient opgemerkt dat het aantal gegevens zeer beperkt is. Het feit dat de meeste opvangcentra voor zeevogels en zeezoogdieren een beroep doet op vrijwilligers, maat het moeilijk om de kosten in te schatten. De opvangcentra voor zeezoogdieren zijn allen uitgebouwd tot een toeristisch centrum, waardoor het tevens niet gemakkelijk is om de effectieve vaste kost voor de verzorging van de dieren te bepalen.

Toch kan er uitgaande van de verzamelde gegevens voor vogels het volgende besloten worden:

- De meeste aangespoelde olieslachtoffers sterven in de eerste 6 weken van de opvangperiode;
- De gemiddelde opvangperiode bedraagt 3-6 weken;
- De gemiddelde procentuele overlevingskans voor Zeekoet, de meest verzorgde vogelsoort, bedroeg in het centrum Ecomare en in het centrum 'Stichting Vogelrampenfonds Haarlem' gedurende de periode 1996-1999 respectievelijk 13,8% en 24%;
- Voor de berekening van de vaste kosten zijn geen bruikbare gegevens voorhanden;
- De variabele kostprijs voor de opvang van een olieslachtoffer hangt af van de vogelsoort en van de graad van verontreiniging;
- De kostprijs voor de opvang van een vogel als olieslachtoffer varieert tussen de 2,2 – 6,3 € per dag of gedurende een periode van 6 weken tussen de 13 – 36 €. In deze berekening wordt de verzorgingskost niet meegerekend, bij gebrek aan gegevens.

Op basis van de resultaten van de enquête m.b.t. de opvang van zeezoogdieren als olieslachtoffer kan het volgende besloten worden:

- In het Vlaamse opvangcentrum Sea Life en Ecomare werden gedurende de periode 1996-1999 geen zeehonden die met olie besmeurd waren, verzorgd. In de Zeehondencrèche in Pieterburen werden in 1997 en 1998 telkens één Gewone zeehond als olieslachtoffer verzorgd.
  Bijgevolg wordt de kostprijs voor de opvang van een zeehond bepaalde aan de hand van gegevens voor de opvang van een ziek en verwaarloosd dier en niet specifiek voor een olieslachtoffer.
- De periode voor de opvang van een zeehond varieert van 2,5 – 3,5 maand;
- Voor de berekening van de vaste kosten zijn geen bruikbare gegevens voorhanden;
- De variabele kostprijs voor de opvang van een gestrande zeehond (periode 100 dagen) ligt rond de 700 €. In deze berekening wordt de verzorgingskost niet meegerekend, bij gebrek aan gegevens.

Beide opvangcentra (zeevogels en zeezoogdieren) doen geen kweekprogramma's.

---

[41] Pootvis: jonge vis die uitgezet wordt ten behoeve van de (sport)visserij

Bij gebrek aan gegevens inzake restocking van vis, kan er geen besluit geformuleerd worden. Verder onderzoek is noodzakelijk.

BIBLIOGRAFIE

- Anoniem (1999). *Restocking van de zee.* Ministerie van Middenstand en Landbouw dept. Zeevisserij – CLO. Centrum voor Landbouwkundig Onderzoek, Oostende.
- Belgische Wetgeving (1999) *Wet ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid.* 20 januari 1999.
- BMM, *Uitbouw van nationale middelen voor de onmiddelijke bestrijding van olieverontreiniging op zee, analyse van de studie 'Ecolas' en voorstellen BMM.* 11 p.
- Carson, R.T. et al. (1996) *The value of preventing oil spill injuries to natural resources along California's Central Coast.* San Diego, Natural Resource Damage Assessment Inc.
- Carson, R.T., Mitchell, R.C., et al. (1992) *A contingent valuation study of lost passive use values resulting from the Exxon Valdez oil spill.* 127 p.
- Centrum voor economische studiën K.U.Leuven (2000) *Economische Waardering van Bossen, een case study voor Heverleebos-Meerdaalwoud.* VLINA96/06, 212 p.
- Christen, K. (1999) *Sustaining global fish stocks.* In: Environmental Science & Technology, 1 november 1999: p. 452 - 457.
- Commissie van de Europese Gemeenschappen (2000) *Mededeling van de commissie aan het Europees Parlement en de Raad over de veiligheid van het vervoer van olie over zee.* Brussel, COM(2000) 142 definitief, 130 p.
- Environmental Protection Agency (EPA) (2000) *Guidelines for preparing economic analysis.* Washington.
- Fifth North Sea Conference Secretariat (1997) *Assessment report on fisheries and fisheries related species and habitats issues.* Norway, Ministry of Environment, 127 p.
- Gallagher Marine Systems, Inc. *OPA-90 training course.*
- Hanemann, M.W., J. Loomis and B. Kanninen (1991) *Statistical efficiency of double-bounded dichotomous choice contingent valuation.* In: American Journal of Agricultural Economics, 73(4), 1255-1263.
- http://waterland.net.ecomare/bezoekvogelopv.htm
- http://www.swan.ac.uk/empress/birds/rescue.htm
- ITOPF (1994) *Study of oil spill response capabilities in Belgium.*
- ITOPF (2000) *Tanker oil spill statistics.* 8 p.
- Kolstad, C.D. (2000) *Environmental economics.* New York, Oxford University Press, 400 p.
- Kuijken, E. (red.). (1999). *Natuurrapport 1999. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid.* Mededelingen van het Instituut voor Natuurbehoud 6, Brussel.

- Le Roy, D. en K. Schoeters (1998) *Oliebestrijding op zee, Studie voor de uitbouw van nationale middelen.* Antwerpen, Ecolas, 154 p.
- Leroy, P. (1995) *Milieukunde als roeping en beroep.* Katholieke Universiteit Nijmegen, 102 p.
- Lord Donaldson (1994) *Safer ships, cleaner seas.* 484 p.
- MacGarvin, M. (1991) De Noordzee: het Greenpeace boek. M&P Weert, 144 p.
- Maes, F. en A. Cliquet (1997) *Internationaal en nationaal recht inzake de bescherming van de Noordzee.* Kluwer Rechtswetenschappen België, 733 p.
- Maes, F. et al. (2000) *Limited Atlas of the Belgian Part of the North Sea.* 31 p.
- Marisa Di Marcantonio. *Toezicht op de Noorzee vanuit de lucht: resultaten van het Belgisch programma, Activiteitenrapport '96-'98.* Brussel, BMM, 55 p.
- Mitchell, R.C. en R.T. Carson (1989) *Using surveys to value public goods : the contingent valuation method.* Washington, D.C., Resources for the Future, 463 p.
- Moons, E. en Eggermont, K. (1998) *Vragenlijst niet-gebruikerswaarde.* Leuven, KUL.
- National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (1993) *Report of the NOAA panel on Contingent Valuation.* In: Federal Register, Vol 58, no. 10, US, 4601-4614.
- Nort Sea Task Force (1993) *Quality status report of the North Sea Subregion 4.* 195 p.
- Nort Sea Task Force (1993) *Quality status report of the North Sea Subregion 9.* United Kingdom Department of the Environment, 195 p.
- North Sea Task Force (1993) *North sea quality status report.* London, Oslo and Paris Commissions, 132 p.
- Nunes, P.A.L.D. (2000) *Contingent valuation of the benefits of natural areas and its warmglow component.* Leuven, KUL, 279 p.
- Offringa, H. et al. (1995) *Seabirds on the Channel doormat.* Hasselt, Institute of Nature Conservation, 122 p.
- Pembrokeshire County Council (1997) *Sea Empress Conference.*
- Persoone et al. (1996) *Activiteitenverslag.* Impulsprogramma Zeewetenschappen: Definiëring en toepassing van ecologische criteria en economische indicatoren voor de effectstudie en kostenbepaling van diverse types van verontreiniging in de Noordzee.
- Provinciaal Gouvernement van West-Vlaanderen (1996) *Rampenplan Noordzee.*
- Schallier, R. (1998) *De problematiek van olieverontreiniging door schepen in de Belgische Belangenzone van de Noordzee: bevindingen na vijf jaar toezicht vanuit de lucht.* In: Water, nr. 98 jan/feb 1998: p. 17-20.
- Schallier, R., Lahousse, L. en T.G. Jacques (1996) Toezicht vanuit de lucht: zeeverontreiniging door schepen in de BBZ van de Noorzee, Activiteitenrapport '91-'95. Brussel, BMM, 51 p.

- Sea Empress Environmental Evaluation Committee Office (1998) *The environmental impact of the Sea Empress oil Spill.* London, The Stationery Office, 135p.
- Seys, J. et al. (1999) *Ornithologisch belang van de Belgische maritieme wateren: naar een aanduiding van kernsoorten en sleutelgebieden.* Brussel, Instituut voor Natuurbehoud, 17 p.
- Turnbull, Bruce W. (1976) *The empirical distribution function with arbitrarily grouped, censored and truncated data.* In: Journal of the Royal Statistical Society, B38, 290-295.
- Vandenbroule et al. (1997) *Activiteitenverslag: definiëring en toepassing van ecologische criteria en economische indicatoren voor de effectstudie en kostenbepaling van diverse types van verontreiniging in de Noordzee.* Impulsprogramma zeewetenschappen 1992-1997. Universiteit Gent/Ecolas, 142 p.
- Van Gompel, J. (1992). Zeehonden langs de Belgische kust. Zoogdier (3) 92/3. p. 9-14.
- Van Hecke, E. (1998) *Actualisering van de stedelijke hiërarchie in België.* In: Tijdschrift van het Gemeentekrediet, 52ste jaar, nr. 205, Brussel, Groep Dexia.
- Verbruggen, A. (1994) *Economic instruments for environmental management.* Antwerpen, UFSIA, 1994, 26 p.
- WWF (1991) *De Noordzee, geen zee van tijd voor een zee vol leven.* Brussel, Panda nr. 41 aug 1991, 47 p.
- WWF en Instituut voor Natuurbehoud (1993) *Brochure: De Belgische kustwateren in vogelperspectief.* Brussel, WWF, 24 p.
- WWF en Natuurreservaten N.V. (1999) *Brochure: De westkust, een brok natuur om van te houden.* Brussel, WWF, 32 p.
- Yamane, T. (1967) *Elementary sampling theory.* Englewood Cliffs, Prentice Hall, Inc., 405p.

TAAK I.3

ONTWIKKELEN EN EVALUEREN VAN MAATREGELEN DIE DE OVERHEID DIENT TE NEMEN OM EEN GEINTEGREERD BEHEER EN DUURZAAM GEBRUIK VAN DE NOORDZEE TE BEVORDEREN

MARITIEM INSTITUUT

Prof. Dr. F. Maes

Fanny Douvere

Dr. Jan Schrijvers

INHOUDSTAFEL

Inleiding 343

DEEL I CONCEPTUELE VERDUIDELIJKING

Hoofdstuk 1. Duurzame ontwikkeling 345

1.1 Ontstaan en evolutie van het concept: de internationale dimensie 345
1.2 Juridische betekenis van het begrip 'duurzame ontwikkeling' 348
1.3 Duurzame ontwikkeling in België 350
1.4 Duurzame ontwikkeling: Agenda 21 en de oceanen 350
1.5 Duurzame ontwikkeling: vijfde Noordzeeverklaring 352
1.6 Duurzame ontwikkeling in het Belgisch deel van de Noordzee 354

Hoofdstuk 2. Integratie 355

2.1 Juridische problemen 358
2.2 Politiek-bestuurlijke problemen 358
2.3 Organisatorische problemen 358

Hoofdstuk 3. Participatie en bestuur 359

3.1 Collectieve verantwoordelijkheid 360
3.2 Open dialoog 360
3.3 Overheid en alle actoren 360
3.4 Sociaal leerproces 361
3.5 Draagvlakverbreding 361

DEEL II SOCIO-ECONOMISCHE ANALYSE VAN DE GEBRUIKSFUNCTIES

Afbakening van het project 363

I. GEBRUIKSFUNCTIE VISSERIJ

Inleiding 370

Hoofdstuk 1. De Belgische zeevisserij in perspectief 371

1.1 Het concept 'Belgische zeevisserij' 371

1.2 De Belgische zeevisserij 372
1.2.1 De internationale context 372
1.2.1.1 Visproductie 372
1.2.1.2 Vissersvloot 373
1.2.1.3 Tewerkstelling 374
1.2.2 De Noordzee context 374

1.2.3	De Europese context	375
1.2.3.1	Visproductie	375
1.2.3.2	Visserijvloot	376
1.2.3.3	Tewerkstelling	378
Hoofdstuk 2.	**Het Belgisch Visserijbeleid**	379
2.1	Het Gemeenschappelijk Visserijbeleid	379
2.1.1	Juridische basis voor het instellen van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid	379
2.1.2	Het Gemeenschappelijk Visserijbeleid – periode 1983-1992	380
2.1.3	Het Gemeenschappelijk Visserijbeleid – periode 1992-2002	381
2.1.4	Herziening van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid – periode 2002-	384
2.1.5	Geografische afbakening van en toegang tot de visgronden	386
2.1.6	Het subsidiebeleid	387
2.1.6.1	Het FIVA	387
2.1.6.2	Het FIOV	389
2.1.6.3	Het doelstelling 2-programma: kustvisserijgebied	391
Hoofdstuk 3.	**De Belgische zeevisserij**	392
3.1	De Belgische vangstcapaciteit (input)	392
3.1.1	Aantal vaartuigen	392
3.1.2	Samenstelling van de vloot	393
3.1.3	Bruto tonnage en motorvermogen van de vloot	395
3.1.3.1	Meerjarige oriëntatieprogramma's	397
3.1.4	Aantal zeedagen	398
3.1.5	Ouderdom van de vloot	398
3.1.6	Visserijmethodes	399
3.1.6.1	De boomkorvisserij	400
3.1.6.2	Visserij met bordennetten	401
3.1.6.3	Alternatieve visserijmethodes	402
3.1.7	Technische maatregelen	403
3.1.8	Verspreiding van de vloot over de kusthavens	404
3.1.8.1	Vissershaven van Nieuwpoort	404
3.1.8.2	Vissershaven van Oostende	405
3.1.8.3	De Zeebrugse visveiling	405
3.2	De activiteit van de Belgische visserijsector (output)	407
3.2.1	De Belgische quota	407
3.2.1.1	Samenstelling van de quota	407
3.2.1.2	Evolutie van de Belgische quota	409
3.2.2	Evolutie van de aanvoer door Belgische vaartuigen	411
3.2.2.1	Aanvoer in Belgische havens	412
3.2.2.2	Aanvoer in buitenlandse havens	414
3.2.2.3	Niet-verhandelde vis	416
3.2.2.3.1	Opgehouden vis	416
3.2.2.3.2	Afgekeurde vis	416
3.2.2.4	Aanvoer volgens soort	416
3.2.2.5	Aanvoer per visgrond	418
3.2.2.6	Aanvoer uit het Belgisch gedeelte van de Noordzee	420
3.2.3	Benuttingsgraad van de quota	421
3.3	De waarde van de aanvoer	423

3.3.1	Evolutie van de totale aanvoerwaarde	423
3.3.2	De prijzen naar vissoorten	424
3.3.3	Evolutie van het prijspeil	426
3.3.3.1	Prijsevolutie van de voornaamste soorten	426
3.3.3.2	Evolutie van de prijzen op jaarbasis	427
Hoofdstuk 4.	**Socio-economisch belang van de visserijsector**	429
4.1	Inleiding	429
4.2	Omzet	429
4.3	Tewerkstelling	429
4.3.1	Inleiding	429
4.3.2	Tewerkstelling op de vloot	430
4.3.3	Tewerkstelling in de visveilingen	431
4.3.4	Tewerkstelling in de toeleveringsbedrijven	432
4.3.5	Tewerkstelling in de randsectoren	432
Hoofdstuk 5.	**Knelpuntenanalyse**	433

II. GEBRUIKSFUNCTIE TOERISME

Inleiding		439
Hoofdstuk 1.	**Het verblijfstoerisme**	441
1.1	Evolutie van het verblijfstoerisme	441
1.2	Verblijfstoerisme in commerciële logies	442
1.2.1	Spreiding en evolutie van het verblijfstoerisme naar kustgemeente	443
1.2.2	Spreiding van het verblijfstoerisme over het jaar	444
1.3	Verblijfstoerisme in tweede verblijven	445
1.3.1	Bezettingsgraad in tweede verblijven	446
1.3.2	Spreiding van bezetting in tweede verblijven gedurende het jaar	447
Hoofdstuk 2.	**Het dagtoerisme**	448
2.1	Omschrijving	448
2.2	Evolutie van het dagtoerisme	448
2.3	Spreiding van het dagtoerisme naar kustgemeenten	449
2.4	Wijze van verplaatsing van het dagtoerisme	450
Hoofdstuk 3.	**Socio-economisch belang van het toerisme**	452
3.1	Inleiding	452
3.2	Omzet	452
3.2.1	Omzet van het verblijfstoerisme	452
3.2.1.1	Omzet van het verblijfstoerisme in commerciële logies	452

3.2.1.2	Omzet in het tweede verblijfstoerisme	453
3.2.2	Omzet bij het dagtoerisme	454
3.3	Tewerkstelling	455
3.3.1	De bezoldigde directe tewerkstelling	456
3.3.2	De zelfstandige directe tewerkstelling	457
Hoofdstuk 4.	**Recreatie aan de Belgische kust**	459
4.1	Inleiding	459
4.2	De jachthavens	459
4.2.1	Bezettingsgraad in de kustjachthavens	459
4.2.2	Omzet in de jachthavens	460
4.3	De recreatieve visserij	460
4.3.1	Strandvisserij	460
4.3.2	Kruien	461
4.3.3	Hengelen	461
4.3.4	Paardenvisserij	461
4.4	De commerciële recreatieve activiteiten onderworpen aan een vergunningsplicht	461
4.4.1	Overzicht	461
4.4.1.1	Clubs en verenigingen	462
4.4.1.2	Excursies	462
4.4.1.3	Cursussen en stages	462
4.4.1.4	Wedstrijden	462
4.4.1.5	Eénmalige activiteiten	463
4.4.2	Socio-economisch belang	463
4.4.2.1	Clubs, verenigingen en particulieren die stages of cursussen organiseren met betrekking tot zeilen en surfen	463
4.4.2.2	Bedrijven of particulieren die een zeetocht organiseren met een (amfibie)boot of zeilboot	464
4.4.2.3	Hengelverenigingen, particulieren en bedrijven die hengelen en andere activiteiten aan of op zee organiseren	464
Hoofdstuk 5.	**Knelpuntenanalyse**	465

III. GEBRUIKSFUNCTIE SCHEEPVAART

Inleiding		467
Hoofdstuk 1.	**De havenzone Oostende**	469
1.1	Omschrijving van het domein 'havenzone Oostende'	469
1.2	Situatieschets van het maritiem verkeer in de havenzone Oostende	470
1.2.1	Algemeen	470
1.2.2	Goederenverkeer	471
1.2.3	Passagiersverkeer	471
1.3	Socio-economische analyse van de havenzone Oostende	472
1.3.1	De tewerkstelling	472

1.3.2	De toegevoegde waarde	474
1.3.3	De investeringen	474
1.3.4	De bijdrage aan de schatkist	475
Hoofdstuk 2.	**De havenzone Gent**	476
2.1	Omschrijving van het domein 'havenzone Gent'	476
2.2	Situatieschets van het maritiem verkeer in de havenzone Gent	476
2.2.1	Algemeen	476
2.2.2	Goederenverkeer	477
2.2.3	Passagiersverkeer	479
2.3	Socio-economische analyse van de havenzone Gent	480
2.3.1	De tewerkstelling	480
2.3.2	De toegevoegde waarde	481
2.3.3	De investeringen	481
2.3.4	De bijdrage aan de schatkist	482
Hoofdstuk 3.	**De havenzone Zeebrugge**	483
3.1	Omschrijving van het domein 'havenzone Zeebrugge'	483
3.2	Situatieschets van het maritieme verkeer in de havenzone Zeebrugge	484
3.2.1	Algemeen	484
3.2.2	Goederenverkeer	485
3.2.3	Passagiersverkeer	487
3.3	Socio-economische analyse van de havenzone Zeebrugge	488
3.3.1	De tewerkstelling	488
3.3.2	De toegevoegde waarde	489
3.3.3	De investeringen	490
3.3.4	De bijdrage aan de schatkist	490
Hoofdstuk 4.	**Havenzone Antwerpen**	491
4.1	Omschrijving van het domein 'havenzone Antwerpen'	491
4.2	Situatieschets van het maritiem verkeer in de havenzone Antwerpen	492
4.2.1	Algemeen	492
4.2.2	Goederenverkeer	493
4.2.3	Passagiersverkeer	495
4.3	Socio-economische analyse van de havenzone Antwerpen	495
4.3.1	De tewerkstelling	495
4.3.2	De toegevoegde waarde	496
4.3.3	De investeringen	497
4.3.4	De bijdrage aan de schatkist	498
Hoofdstuk 5.	**Knelpuntenanalyse**	499

IV. GEBRUIKSFUNCTIE BAGGERWERKEN

Hoofdstuk 1.	**Baggerwerken in het Belgisch gedeelte van de Noordzee – situatieschets**	501
1.1	Inleiding	501
1.2	Het baggeren	501

1.2.1	Bevoegdheid en locatie van de baggerwerken	501
1.2.2	Omvang van de baggerwerken	502
1.2.3	Beheer van de baggerwerken	503
1.2.3.1	Nationaal	503
1.3	De baggerspecielossingen	504
1.3.1	Locatie van de lossing	504
1.3.2	Omvang van de lossing	505
1.3.3	Beheer van de lossing	507
1.3.3.1	Internationaal	507
1.3.3.2	Nationaal	507

Hoofdstuk 2. Socio-economische analyse van de baggerwerken in het Belgisch gedeelte van de Noordzee 509

2.1	Inleiding	509
2.2	De omzet	509
2.3	De tewerkstelling	510
2.3.1	De tewerkstelling op basis van de herzieningsformule	510
2.3.2	De tewerkstelling op basis van navraag ondernemingen	512

Hoofdstuk 3. Knelpuntenanalyse 513

V. GEBRUIKSFUNCTIE ZAND- EN GRINDWINNING

Hoofdstuk 1. Zand- en grindwinning in het Belgisch gedeelte van de Noordzee – Situatieschets 515

1.1	Inleiding	515
1.2	Bestemming van het mariene zand en grind uit het Belgisch Continentaal Plat	515
1.3	Locatie van de zand- en grindwinningsgebieden op het Belgisch Continentaal Plat	515
1.4	Omvang van de zand- en grindwinning op het Belgisch Continentaal Plat	516
1.5	Beheer van de zand- en grindwinning op het Belgisch Continentaal Plat	519
1.6	De impact van de zand- en grindontginning	520

Hoofdstuk 2. Socio-economische analyse van de zand- en grindwinningen in het Belgisch gedeelte van de Noordzee 521

2.1	Inleiding	521
2.2	De omzet	521
2.3	De tewerkstelling	521

Hoofdstuk 3. Knelpuntenanalyse 524

VI. GEBRUIKSFUNCTIE ENERGIE

Hoofdstuk 1. Winning van gas en olie in het Belgisch gedeelte van de Noordzee 526

Hoofdstuk 2.	**Winning van windenergie in het Belgisch gedeelte van de Noordzee**	527
2.1	Inleiding	527
2.2	Kort overzicht van het energiebeleid	527
2.2.1	Internationaal	527
2.2.2	België	528
2.3	Bevoegdheden en procedures voor het plaatsen van offshore-windmolens in België	528
2.4	Overzicht van de actuele activiteiten inzake offshore-windmolenparken	529
2.4.1	Europa	529
2.4.2	België	530
2.4.2.1	Het project Seanergy I	530
2.4.2.2	Het project C-Power	531
2.4.2.3	Het Fina-Eolia project	531
2.4.2.4	Het SPE/Shell project	531
2.4.2.4	Locatie van de windmolenparken waarvoor een domeinconcessie werd afgeleverd	532
Hoofdstuk 3.	**Knelpuntenanalyse**	533

DEEL III INVLOED VAN DE GEBRUIKSFUNCTIES OP HET MARIENE MILIEU

Inleiding		535
Hoofdstuk 1.	**Types van mariene milieudegradatie**	537
1.1	Toxische vervuiling	537
1.2	Eutrofiëring	538
1.3	Fysische vervuiling	539
1.4	Onttrekken van organismen	540
1.5	Biologische vervuiling	540
1.6	Perceptuele vervuiling	541
Hoofdstuk 2.	**Invloed van mariene gebruiksfuncties op het mariene milieu**	542
2.1	Scheepvaart en havens	542
2.1.1	Varen	542
2.1.2	Ankeren en stilliggen	545
2.2	Visserij	546
2.2.1	Varen, ankeren en stilliggen	546
2.2.2	De visvangst	549
2.3	Zand- en grindontginning	550
2.4	Baggeren en baggerspecielossingen	552
2.4.1	Baggeren	552
2.4.2	Baggerspecielossing	554
2.5	Toerisme	556
2.5.1	Strandrecreatie	556
2.5.2	Buitendijks gebied	557
2.5.3	Recreatievaart	559
2.6	Energie	561
2.6.1	Olie- en gaswinning	561
2.6.2	Windmolens	561

2.6.2.1	Parken	562
2.6.2.2	Bekabeling	563
Hoofdstuk 3.	**Knelpuntenanalyse**	564
DEEL IV	**CONCLUSIES EN VOORSTELLEN TOT BELEIDSMAATEGELEN**	567
Hoofdstuk 1.	**Conclusies**	
1.1	Visserij	568
1.1.1	Sociaal-economisch	568
1.1.2	Milieudegradatie	569
1.2	Toerisme	569
1.2.1	Sociaal-economisch	569
1.2.2	Milieudegradatie	570
1.3	Scheepvaart en havens	571
1.3.1	Sociaal-economisch	571
1.3.2	Milieudegradatie	571
1.4	Zand- en grindontginning	571
1.4.1	Sociaal-economisch	571
1.4.2	Milieudegradatie	572
1.5	Baggeren	572
1.5.1	Sociaal-economisch	572
1.5.2	Milieudegradatie	572
1.6	Energie	573
1.6.1	Sociaal-economisch	573
1.6.2	Milieudegradatie	573
VOORSTELLEN TOT BELEIDSMAATREGELEN		576
1.	Gebrek aan beschikbare informatie	576
2.	Gebrek aan ruimtelijke planning op zee	577
3.	Gebrek aan bestuurlijke verankering en permanent overleg	577

INLEIDING

De taak van het Maritiem Instituut bestaat erin te komen tot het ontwikkelen en evalueren van maatregelen die de overheid dient te nemen om een geïntegreerd beheer en een duurzaam gebruik van de Noordzee te garanderen. Om deze onderzoekstaak invulling te geven werd ze opgesplitst in drie onderdelen.

Het gebruik van conceptuele begrippen als 'duurzaam gebruik' en 'geïntegreerd beheer' vraagt om een verduidelijking. In een eerste deel werd een definitie gegeven van deze begrippen, waarbij ondermeer aandacht werd besteed aan de actuele internationale context.

Vervolgens werd een uitgebreide studie gemaakt van de socio-economische waardebepaling van de verschillende gebruiksfuncties van de Noordzee. Op basis van de onderzoeksresultaten uit vorige studies werden zes gebruiksfuncties gedefinieerd waarvan werd verwacht dat ze een belangrijke socio-economische waarde hadden. Per gebruik werd een overzicht gemaakt van de actuele situatie, waarna een inschatting werd gemaakt van hun sociale en economische belang. Tenslotte kon op basis van een literatuurstudie, die werd aangevuld met interviews van de stakeholders binnen elke sector, een overzicht worden gemaakt van de verschillende knelpunten.

Om tot een duurzaam beheer te komen, is het echter niet voldoende om enkel het socio-economisch belang uit te diepen, maar moet ook de impact van de gebruiken op het mariene milieu worden belicht. In deel drie werd per gebruiksfunctie een inschatting gemaakt van de mogelijke impact die deze heeft op het mariene milieu. Het voeren van een degelijk beleid vereist het maken van keuzes en het stellen van een aantal prioriteiten. Om een wetenschappelijk ondersteund kader te bieden die het maken van keuzes kan begeleiden, werden de verschillende gebruiksfuncties in functie van hun degradatie op het mariene milieu gerangschikt. Vervolgens werd de milieudegradatie van de verschillende gebruiken gekoppeld aan hun sociale en economische waarde, waardoor het enigszins mogelijk werd deze gebruiken op een 'prioriteitenschaal' te plaatsen.

Tenslotte werden, op basis van de resultaten uit het gevoerde onderzoek, een aantal voorstellen tot beleidsmaatregelen geformuleerd die kunnen leiden tot een duurzaam en geïntegreerd beheer van de Noordzee. Deze beleidsvoorstellen werden opgesteld vanuit een structurele en geïntegreerde benadering, waarbij aandacht werd besteed aan zowel de te verwachten maatschappelijke weerstand als de juridische beperkingen die deze maatregelen teweeg kunnen brengen.

DEEL I

CONCEPTUELE VERDUIDELIJKING

Prof. Dr. Frank Maes

HOOFDSTUK 1
DUURZAME ONTWIKKELING

1.1 Ontstaan en evolutie van het concept: de internationale dimensie

De intergenerationele band bij grensoverschrijdende milieubedreigingen werd voor het eerst op de internationale politieke agenda geplaatst tijdens de **VN-Conferentie over het menselijk leefmilieu**, gehouden te Stockholm in juni 1972[1]. In Beginsel 2 van de Verklaring van Stockholm vinden we een eerste referentie naar wat later *"duurzame ontwikkeling"* zou worden genoemd: *"The natural resources of the earth including the air, water, land, flora and fauna and especially representative samples of natural ecosystems must be safeguarded for the benefit of present and future generations through careful planning or management, as appropriate"* (Principe 2).

Als gevolg van de Conferentie van Stockholm besloot de Algemene Vergadering van de Verenigde Naties op 15 december 1972 tot de oprichting van de **United Nations Environment Programme (UNEP)**. Met UNEP beschikt de VN over een institutionele structuur die haar milieuprogramma coördineert. UNEP is weliswaar geen gespecialiseerde organisatie van de VN maar heeft tot taak de milieuagenda van de VN te bepalen, de toestand van het leefmilieu op te volgen en de bedreigingen voor het globaal leefmilieu in te schatten, de internationale samenwerking tussen staten te bevorderen en het internationaal milieurecht verder te ontwikkelen, beleidsadvies te verstrekken aan regeringen en de tenuitvoerlegging ervan op te volgen. Meer dan de Conferentie van Stockholm, legde de Algemene Vergadering in Resolutie 2996 (XXVII) de nadruk op het belang van regionale samenwerking en verzocht UNEP daar aandacht aan te besteden. Eén van de zeven prioritaire objectieven van UNEP is de bescherming van de oceanen via o.m. het welbekende *"Regional Seas Programme"*[2].

Twintig jaar na de Conferentie van Stockholm organiseerde de VN in juni 1992 in Rio de Janeiro een tweede mondiale conferentie, de **VN-Conferentie over milieu en ontwikkeling (UNCED)**. Op het einde van deze Conferentie aanvaardden 176 staten o.m. de Verklaring van Rio en Agenda 21. Centraal thema was het begrip *"duurzame ontwikkeling"*, dat voordien een verhoogde publieke belangstelling kende na de publicatie in 1987 van het Brundtlandtrapport (Rapport van de Wereldcommissie voor Milieu en Ontwikkeling). Duurzame ontwikkeling wordt in het Brundtlandrapport omschreven als *"de ontwikkeling die voorziet in de behoeften van de huidige generatie zonder de*

[1] Tekst in: 11 *I.L.M.* 1416 (1972).
[2] MAES, F., Milieu en international recht, in DEKETELAERE, K. (ed.), *Handboek milieurecht*, Brugge, Die Keure, 2001, 145-147.

mogelijkheden in gevaar te brengen voor toekomstige generaties om in hun eigen behoeften te voorzien"[3]. De Wereldcommissie voor Milieu en Ontwikkeling, onder voorzitterschap van Gro Harlem Brundtland kwam in haar rapport tot het besluit dat duurzame ontwikkeling een alternatieve benadering diende te zijn voor de zuivere economische groei. Ook bij het beheersen en verdelen van de natuurlijke rijkdommen en bij de bescherming van het milieu blijft het vastkleven aan de zuivere economische groei één van de meest hardnekkige obstakels om tot een meer rechtvaardige verdeling van deze rijkdommen te komen.

UNCED universaliseerde het concept duurzame ontwikkeling. In de Verklaring van Rio over milieu en ontwikkeling neemt duurzame ontwikkeling bijgevolg een centrale plaats in. Volgens beginsel 3 van de Verklaring moet het recht op ontwikkeling zodanig worden gerealiseerd dat op een billijke wijze wordt voorzien in de behoefte op het gebied van ontwikkeling en milieu van zowel huidige als toekomstige generaties. Om duurzame ontwikkeling te bereiken moet de bescherming van het leefmilieu een integraal deel uitmaken van het ontwikkelingsproces, waarvan het niet kan worden gescheiden (beginsel 4) en vormen de openbaarheid van milieugegevens (beginsel 10), een aansprakelijkheidsregeling voor de slachtoffers van verontreiniging en milieuschade (beginsel 13), het voorkomen van de relocatie van gevaarlijke activiteiten naar andere staten (beginsel 14), het voorzorgsbeginsel (beginsel 15), het vervuiler betaalt beginsel (beginsel 16), de milieu-effectenrapportering (beginsel 17) en notificatie en overleg met staten die kunnen worden getroffen door activiteiten met een mogelijke aanzienlijk nadelige grensoverschrijdende invloed (beginsel 18), belangrijke bijdragen tot een duurzaam leefmilieu. In het Biodiversiteitsverdrag (art. 8 (e)) en in het Klimaatverdrag (art. 3, § 4) wordt expliciet verwezen naar duurzame ontwikkeling, hoewel niet steeds duidelijk is welke verplichtingen daaraan zijn gekoppeld.

De Conferentie van Rio legt een relatie tussen milieu, ontwikkelingsvraagstukken en het beleidsniveau. De inventarisatie van deze problemen en de mogelijke oplossingen maken het voorwerp uit van **Agenda 21**, het zgn. "*Earth's Action Plan*", dat door alle vertegenwoordigde regeringen op deze conferentie werd aanvaard als een voor het beleid richtinggevend document. Agenda 21 benadrukt dat de milieuproblemen in een veel ruimere context van ontwikkeling moeten worden gezien. Zo brengt Agenda 21 de bedreigingen van het leefmilieu o.m. in relatie tot de noodzaak om de armoede in de wereld te bestrijden, de consumptiepatronen te veranderen, de bevolkingsgroei in rekening te brengen, de menselijke gezondheid en de huisvesting in voornamelijk de ontwikkelingslanden te verbeteren (Sectie 1). Bijzondere aandacht moet worden besteed aan de rol van de vrouw, de kinderen, de inheemse volkeren, de niet-gouvernementele organisaties, de lokale autoriteiten, de arbeiders, de werkgevers, de landbouwers en de wetenschap (Sectie 3). Sectie 2 van Agenda 21 legt de klemtoon op de bescherming en het beheer van de natuurlijke rijkdommen en het leefmilieu. Duurzame

[3] World Commission on Environment and Development (WCED), *Our Common Future*, Oxford, Oxford University Press, 1987, 43.

ontwikkeling heeft bijgevolg een belangrijke plaats in de Noord-Zuid relatie en is het voorwerp van meningsverschillen over een praktische invulling van belangrijke internationale problemen zoals: de bevolkingsexplosie en de armoede in het Zuiden, de geringe financiële en technologische transfer van Noord naar Zuid, de schuldenlast in het Zuiden, de voor het Zuiden nefaste landbouwpolitiek van het Noorden en de effecten van de liberalisering van de wereldhandel op de economische ontwikkeling van de ontwikkelingslanden.

Een belangrijke taak voor een verdere invulling en opvolging van duurzame ontwikkeling is weggelegd voor de **Commissie Duurzame Ontwikkeling van de Verenigde Naties (CSD - Commission on Sustainable Development)**. De CSD is in 1992 door de Algemene Vergadering opgericht (Resolutie 47/191) en heeft tot taak gegevens te verzamelen over milieu en ontwikkeling, te rapporteren aan ECOSOC[4] over de verdere tenuitvoerlegging van Agenda 21[5] en over de activiteiten omtrent de integratie tussen milieu en ontwikkeling op basis van nationale plannen voorgelegd door de lidstaten[6]. De CSD is een functionele commissie bij ECOSOC. Resolutie 48/190 (1993) van de Algemene Vergadering van de VN roept de regeringen op de beginselen van de Verklaring van Rio meer kenbaar te maken naar het publiek en de private sector toe en verzoekt de beginselen te incorporeren in de VN-programma's en -besluitvorming. De gespecialiseerde organisaties van de Verenigde Naties moeten met de principes van duurzame ontwikkeling in hun beleidsvoering rekening houden en de implementatie van Agenda 21 opvolgen. Reeds tijdens de Conferentie van Rio kwam het toenemende belang tot uiting van wat de Secretaris-generaal van de VN de *"civil society"* noemt[7], het belang van informatieverstrekking en deelneming van de burgers aan de besluitvorming met de bedoeling een ruim maatschappelijk draagvlak te scheppen (cf. beginsel 10, Verklaring van Rio).

Op de **Rio + 5** bijzondere zitting van de Algemene Vergadering van de VN van 23 tot 27 juni 1997 kwam tot uiting dat de tenuitvoerlegging van duurzame ontwikkeling een moeizaam proces wordt. Een UNEP-rapport van 1997 waarschuwde dat *"the global environment has continued to deteriorate and environmental problems remain deeply embedded in the socio-economic fabric of nations in all regions"*. In het slotdocument van de bijzondere zitting komt de noodzaak tot een verbeterde tenuitvoerlegging van Agenda 21 tot uiting.

De tenuitvoerlegging van Agenda 21 blijft bijgevolg een continue uitdaging voor de wereldgemeenschap. Dit was ook het thema van de opvolgconferentie van Rio, die plaats vond in **Johannesburg** van 26

[4] ECOSOC is het Economisch en Sociaal Comité van de VN dat het secretariaat van de CSD waarneemt.
[5] Zie over de tenuitvoerlegging van Agenda 21: BRYNER, G.C., Agenda 21: Myth or Reality ?, in VIG, J.N. & AXELROD, R.S. (Eds), *The Global Environment. Institutions, Law and Policy*, Londen, Earthscan, 1999, 52-71.
[6] De VN hebben een omvangrijke website over duurzame ontwikkeling, waarop onder meer de activiteiten van de CSD kunnen worden geraadpleegd: http://www.un.org/esa/sustdev/index.html.
[7] Zie http://www.un.org/partners/civil_society/home.htm.

augustus tot 4 september 2002 **(Rio+10)**. Deze conferentie had niet tot taak een nieuwe verklaring te onderhandelen ter vervanging van de verklaring van Rio, noch een nieuwe Agenda 21. RIO+10 resulteerde weliswaar in de politieke Verklaring van Johannesburg en een plan voor de tenuitvoerlegging van duurzame ontwikkeling (**Plan of Implementation**). De belangrijke thema's uit het "Plan of Implementation" zijn: armoedebestrijding, verandering van niet duurzame consumptie en productiepatronen, bescherming en beheer van natuurlijke rijkdommen gebaseerd op economische en sociale ontwikkeling, duurzame ontwikkeling in een globaal wereldperspectief, gezondheid en duurzame ontwikkeling, duurzame ontwikkeling en kleine eilandstaten, duurzame ontwikkeling voor Afrika en ander regionale initiatieven, wijze van tenuitvoerlegging (financiën, handel, technologietransfer, capaciteitsopbouw en onderwijs) en het institutioneel kaderwerk voor duurzame ontwikkeling (governance).

1.2 Juridische betekenis van het begrip "duurzame ontwikkeling"

Het begrip duurzame ontwikkeling is een vlag die veel ladingen dekt[8]. Economisten, juristen, sociologen en filosofen hebben allen een verschillende perceptie over de invulling van het begrip[9], wat precies de aard van de verplichtingen zijn van de huidige generatie voor de toekomstige generatie in een globaal wereldperspectief[10] en welke de reeds bereikte limieten zijn die een duurzame ontwikkeling hypothekeren[11]. Er wordt opgemerkt dat duurzame ontwikkeling rechtstheoretisch niet vernieuwend is voor de bescherming van het milieu, omdat de Verklaring van Rio het antropocentrisme benadrukt en de bescherming van het milieu koppelt aan economische ontwikkelingen, die waarschijnlijk zullen uitmonden in duurzame groei[12]. Binnen het concept duurzame ontwikkeling is economische groei aanvaardbaar, maar

[8] Zie MAZIJN, B. (ed.), *Duurzame ontwikkeling meervoudig bekeken*, Gent, Academia Press, 2000, 430 blz.
[9] Zie referenties bij: ELDER, P., Sustainability, 36 *McGill Law Journal* 833-836 (1991).
[10] Enerzijds een juridische of morele verplichting, anderzijds een gemeenschappelijke of individuele verplichting ten aanzien van de huidige/toekomstige generatie: zie BROWN WEISS, E., *In Fairness to Future Generations: International Law, Common Patrimony and Intergenerational Equity*, Tokyo, United Nations University Press, 1989; D'AMATO, A., BROWN WEISS, E., GUNDLING, L., Agora: What Obligation Does our Generation Owe to the Next ? An Approach to Global Environmental Responsibility, 84 *American Journal of International Law* 190-212 (1990); HANDL, G., in 1 *Yb. Int'l Env.L.* 24-28 (1990); REDGEWELL, C., Intergenerational Equity and Global Warming, in CHURCHILL, R. en FREESTONE, D. (Eds.), *International Law and Global Climate* Change, London, Graham & Trotman, 1991, 41; BROWN WEISS, E., International Equity: A Legal Framework for Global Environmental Change, in BROWN WEISS, E.(Eds.), *Environmental Change and International* Law, Tokyo, UN University Press, 1992, 385 e.v.; SUPANCH, G.P., The Legal Basis of Intergenerational Responsibility: An Alternative View - The Sense of Intergenerational Identity, 3 *Yb. Int'l Env.L.* 94-107 (1992).
[11] Zie MEADOWS, D.H., MEADOWS, D.L. en RANDERS, J., *Beyond the Limits. Global Collapse or a Sustainable Future*, London, Earthscan Publications, 1992. Dit werk is een vervolg op het Rapport van de Club van Rome van 1972, The Limits to Growth.
[12] PALLEMAERTS, M., International Environmental Law from Stockholm to Rio: Back to the Future ?, 1 *Review of International and European Community Environmental Law* 260 (1992); PALLEMAERTS, M., Van Stockholm tot Rio: hoe 'duurzaam' is de ontwikkeling van het internationaal milieurecht, 1 *TMR* 61 (1992/2)..

niet prioritair. Essentieel is dat economische prioriteiten niet systematisch op de ecologische primeren[13]. Duurzame ontwikkeling is een overkoepelend begrip voor alle reeds gehanteerde deelaspecten van o.m het internationaal milieurecht[14], die door andere beginselen kunnen en reeds worden geconcretiseerd (cf. het bronbeginsel, het preventiebeginsel, het voorzorgsbeginsel, het vervuiler betaalt beginsel, milieu-effectenrapportage, de samenwerkingsverplichting, de informatieplicht, het overleg).

Ten aanzien van het milieu omvat duurzame ontwikkeling twee essentiële verplichtingen voor staten. Ten eerste moeten de natuurlijke rijkdommen in voldoende mate beschikbaar worden gehouden voor toekomstige generaties. Ten tweede mogen de effecten van het menselijk handelen de draagkracht van het milieu niet overschrijden Duurzaamheid moet de antropogene invloeden op het milieu zo veel mogelijk vermijden en wegwerken, tot die in beginsel verwaarloosbaar zijn voor het behoud van het ecosysteem naar de toekomstige generaties toe. Ook het Brundtlandrapport hanteert het begrip "*behoud en duurzaam gebruik*": "*States shall maintain ecosystems and ecological processes essential for the functioning of the biosphere, shall preserve biological diversity, and shall observe the principle of optimum sustainable yield in the use of living natural resources and ecosystems*"[15]. Duurzaam gebruik impliceert de uitoefening van de rechtmatige gebruiken op een dusdanige wijze dat ze geen of een geringe nadelige invloed hebben op het behoud en de ontwikkeling van ecosystemen.

In de Gabcikovo-Nagymaros Zaak (1997) verwijst het IG naar het 'concept' duurzame ontwikkeling als een uitdrukking om economische ontwikkeling te verzoenen met de bescherming van het leefmilieu. Het Hof verwijst niet naar duurzame ontwikkeling als een beginsel van internationaal recht, noch naar een juridisch concept of een concept van internationaal recht[16]. Niettemin argumenteerde rechter Weeramantry in zijn afzonderlijke opinie bij het arrest dat het beginsel van duurzame ontwikkeling een deel is geworden van het moderne internationaal recht en de statenpraktijk[17]. Dit is wellicht een te vergaande conclusie op dit ogenblik. Het concept duurzame ontwikkeling is ongetwijfeld een politiek stuwende kracht voor het nemen van maatregelen waarbij ecologie, economie en sociaal welzijn met elkaar moeten worden verzoend, zonder te kunnen spreken van een afdwingbaar recht. De toekomst zal uitwijzen wanneer er sprake zal zijn van een juridisch afdwingbaar recht op duurzame ontwikkeling.

---

[13] DUMONT, H., *Waarheen met duurzame ontwikkeling in Vlaanderen ?*, Symposium Duurzame ontwikkeling en overheidsinstellingen, Mina-raad, Brussel, 27 oktober 1994, 1

[14] Zie diverse bijdragen in LANG, W. (Ed.), *Sustainable Development and International Law*, London, Graham & Trotman, 1995, 305.

[15] Brundtlandrapport, Annex 1, 349.

[16] Gabcikovo-Nagymaros Project (Hungary/Sloavakia), Judgment, *ICJ Reports, 1997*, 78, para 140.

[17] Separate Opinion of Vice-President Weeramantry, *ICJ Reports, 1997*, 95.

1.3 Duurzame ontwikkeling in België

In België wordt duurzame ontwikkeling opgevolgd door het Federaal Planbureau (FPB). Het FPB is luidens de wet van 5 mei 1997 betreffende de coördinatie van het federale beleid inzake duurzame ontwikkeling[18] belast met het opstellen van het Federaal Rapport Duurzame Ontwikkeling[19] en de voorbereiding van het vierjaarlijkse Federaal Plan inzake Duurzame Ontwikkeling[20]. De wet van 1997 richt tevens het de Federale raad voor Duurzame Ontwikkeling op, als adviesorgaan over alle maatregelen betreffende het federale beleid inzake duurzame ontwikkeling. Volgens de wet van 1997 is duurzame ontwikkeling: "*die ontwikkeling die gericht is op de bevrediging van de noden van het heden zonder deze van de komende generaties in het gedrang te brengen, en waarvan de realisatie een veranderingsproces vergt waarin het gebruik van hulpbronnen, de bestemming van investeringen, de gerichtheid van technologische ontwikkeling en institutionele veranderingen worden afgestemd op zowel toekomstige als huidige behoeften*" (art. 2,1°)

Het eerste Federaal Plan voor de periode 2000-2004 is goedgekeurd door de Ministerraad van 20 juli 2000[21] en vormt de basis voor het Belgisch beleid inzake duurzame ontwikkeling de komende vier jaar[22]. Het Federaal Plan is de nationale strategie inzake duurzame ontwikkeling in navolging van Agenda 21 en heeft tot doel verschillende sectorale beleidslijnen en plannen inzake economie, sociale omstandigheden en milieubescherming beter op elkaar af te stemmen. Onder de hoofding "Beleid ter bescherming en beheer van het mariene milieu" worden vier prioritaire problemen aangehaald, m.n. de toevoer van gevaarlijk stoffen (met inbegrip van nutriënten), de toenemende druk op kustgebieden, de overbevissing en het verlies aan biodiversiteit.

1.4 Duurzame ontwikkeling: Agenda 21 en de oceanen

Hoofdstuk 17 van **Agenda 21** is volledig gewijd aan de bescherming van de zeeën en oceanen en hun natuurlijke rijkdommen. Het mariene milieu vormt een integrale component van het globaal levensondersteunend systeem met opportuniteit voor duurzame ontwikkeling op basis van de volgende klemtonen (17.1.):

---

[18] Wet van 5 mei 1997, *B.S.* 18 juni 1997.

[19] TASK FORCE DUURZAME ONTWIKKELING, *Op weg naar duurzame ontwikkeling ? Federaal Rapport Duurzame Ontwikkeling*, Brussel, FPB, 1999, 451 blz.; zie ook GOUZEE, N., ZUINEN, N. & WILLEMS, S., *Duurzame ontwikkeling: een project op wereldschaal*, Federaal Planbureau, Planningpaper 85, Brussel, februari 1999, 190 blz.

[20] Het ontwerp van Plan is opgesteld door de Interdepartementele Commissie voor Duurzame Ontwikkeling (ICDO), voorgelegd aan de Belgische bevolking via een raadplegingsprocedure en onderworpen aan het advies van de Federale Raad voor Duurzame Ontwikkeling (FRDO): zie : http://www.icdo.fgov.be en hhtp://www.belspo.be/frdocfdd.

[21] K.B. van 19 september 2000.

[22] Het Plan kan worden geraadpleegd op: http://www.plan.be.

(a) integraal beheer en duurzame ontwikkeling van kustgebieden, inclusief exclusieve economische zone;
(b) bescherming van het mariene milieu;
(c) duurzaam gebruik en behoud van de mariene levende rijkdommen van de volle zee;
(d) duurzaam gebruik en behoud van de mariene levend rijkdommen onder nationale jurisdictie;
(e) benadrukken van kritische onzekerheden in het beheer van het mariene milieu en klimaatveranderingen;
(f) versterken van de internationale, met inbegrip van de regionale samenwerking en coördinatie;
(g) duurzame ontwikkeling van eilanden.

Voor België is in het kader van dit project vooral het integraal beheer en de duurzame ontwikkeling van kustgebieden, de bescherming van het mariene milieu en het duurzaam gebruik en behoud van de mariene levende rijkdommen onder nationale jurisdictie van belang. Kustgebieden omvatten uiteenlopende en productieve leefgebieden die belangrijk zijn voor menselijke bewoning en ontwikkeling en lokale middelen van bestaan. Ondanks nationale, subregionale, regionale en mondiale inspanningen is het echter met de huidige benaderingen voor het beheer van de rijkdommen van de zee en kustgebieden niet altijd mogelijk gebleken om duurzame ontwikkeling tot stand te brengen (17.3.). Kuststaten moeten overgaan tot een geïntegreerd beheer en duurzame ontwikkeling van de kustgebieden en het mariene milieu onder hun nationale jurisdictie, op basis van volgende doelstellingen (17.5.):

a) voor een samenhangend beleids- en besluitvormingsproces te zorgen, waarbij alle betrokken sectoren bestreken worden, om onderlinge afstemming en evenwichtig gebruik van de gebieden in kwestie te bevorderen;
b) bestaande en toekomstige vormen van gebruik van kustgebieden en de wisselwerkingen daartussen in kaart te brengen;
c) zich op duidelijk omlijnde kwesties inzake kustbeheer te concentreren;
d) preventief te werk gaan en de voorzorgsbenadering hanteren bij het organiseren en implementeren van projecten, met inbegrip van het voorafgaand evalueren en stelselmatig observeren van de gevolgen van grote projecten;
e) de ontwikkeling en toepassing te bevorderen van werkwijzen als nationale rekeningen met betrekking tot hulpbronnen en milieu, waarin veranderingen in waarde tot uitdrukking komen die het gevolg zijn van het gebruik van kust- en zeegebieden, met inbegrip van verontreiniging, mariene erosie, verlies van hulpbronnen en habitatvernietiging;
f) voorzover mogelijk, betrokken individuen, groepen en organisaties toegang te verlenen tot relevante informatie, alsmede gelegenheid te bieden tot overleg en deelname aan plan- en besluitvorming op de daarvoor in aanmerking komende niveaus.

Hoe dit moet en kan gebeuren wordt in Agenda 21 opgesomd onder de hoofding 'Activiteiten', onderverdeeld in 'Beheersactiviteiten', 'Gegevens en informatie' en 'Internationale en regionale samenwerking en coördinatie'[23].

Rio + 10 daarentegen legt voor wat de bescherming van de zeeën en oceanen betreft een belangrijke klemtoon op de problematiek van de overbevissing, de ecosysteembenadering en het behoud van de biologische diversiteit op zee. Staten worden opgeroepen de ecosysteembenadering toe te passen tegen 2010 en het geïntegreerd, multidisciplinair en multisectoraal kust- en zeebeheer te promoten. Voor het bereiken van een duurzame visserij worden concrete doelstellingen in het vooruitzicht gesteld, zoals het behoud en herstel van de visstocks tot op het niveau van de "*maximum sustainable yield*" en voor de aangetaste stocks mag deze doelstelling niet worden uitgesteld. In ieder geval moeten maatregelen worden genomen voor 2015. Het beheer van de oceanen moet meer in het teken staan van het behoud van de biologische diversiteit, voornamelijk van kwetsbare mariene kustgebieden. Destructieve visserijmethodes moeten worden stopgezet en mariene beschermde gebieden worden ingesteld, waaronder tegen 2012 een representatief netwerk van in tijd of geografisch gesloten gebieden. Bij verontreiniging afkomstig van het vasteland wordt de klemtoon gelegd op stedelijk afvalwater, de nutriënten, de fysische wijzingen en de verstoringen van habitats op zee. Ten aanzien van de scheepvaart ligt de klemtoon bij de maritieme veiligheid en de bescherming van het mariene milieu tegen verontreiniging

1.5 Duurzame ontwikkeling: vijfde Noordzeeverklaring

De vijfde ministeriële Noordzeeconferentie vond plaats op 20 en 21 maart 2002 in Bergen (Noorwegen). Deze conferentie, zoals de vorige conferenties in Bremen (1984), Londen (1987), Den Haag (1990) en Esbjerg (1995), wordt afgesloten met een ministeriële Noordzeeverklaring, die in dit geval als de Verklaring van Bergen geschiedenis zal maken. Hoewel de Noordzeeverklaringen worden beschouwd als politieke engagementen van de Noordzeelanden en bijgevolg geen verdragsrechtelijke verplichtingen scheppen, is uit het verleden gebleken dat deze verklaringen veel invloed hebben op de ontwikkeling van het mariene beleid en de regelgeving van de Europese Unie, de Commissie bij het verdrag ter bescherming van de noordoostelijke Atlantische Oceaan (OSPAR) en de Internationale Maritieme Organisatie (IMO). De Verklaring van Bergen tekent de grote lijnen uit voor het toekomstige Noordzeebeleid. Dit beleid zal zich rond elf thema's situeren, met als belangrijk horizontaal thema de dialoog met de betrokken partijen (visserijsector, industrie, ...) en de niet-gouvernementele organisaties, wat in het jargon van de Verenigde Naties de "*multi stakeholders*

[23] Zie de tekst van Hoofdstuk 17 uit Agenda 21: http://www.belspo.be/frdocfdd/nl/bibnl/rio1992n/ag21inh.htm

dialogue" wordt genoemd. Een eerste thema is opgebouwd rond het behoud van de biodiversiteit in de Noordzee op basis van een ecosysteembenadering bij het beheer ervan, waarbij het onder andere de bedoeling is Ecologische Kwaliteitsdoelstellingen (EcoQOs of indicatoren) te ontwikkelen en de bestaande te verfijnen. Er werden tien indicatoren aanvaard. Een tweede thema betreft het behoud, de bescherming en het herstel van de soortenpopulaties en de leefgebieden (habitats) in de Noordzee, met als klemtoon het oprichten van een netwerk van mariene parken ter bescherming van de mariene biodiversiteit. De Ministers komen ook overeen het vrijlaten van genetisch gemodificeerde organismen in het mariene milieu te voorkomen en de risico's van het gebruik en het vrijlaten van exotische organismen te beperken. Een derde thema handelt over duurzame visserij. De Ministers erkennen dat voor belangrijke commerciële vissoorten de veilige biologische limieten zijn overschreden. Bijgevolg moeten dringende acties worden ondernomen, zoals een beperking van de capaciteit van de visserijvloot, het voorkomen van een verschuiving van excessieve visserij buiten het Noordzeegebied, de totaal toegelaten vangsten (TACs) afstemmen op het voorzorgsbeginsel, het uitwerken van herstelmaatregelen op basis van de multi-soorten benadering (voorkomen dat het herstel van één soort een negatieve invloed heeft op andere soorten) en het tijdelijk of permanent instellen van gesloten visserijgebieden. Veel aandacht wordt geschonken aan de bijvangsten ("*by-catch*"), het teruggooien in zee van niet bruikbare specimen ("*discards*") en het meer vangen dan nodig om de beste exemplaren aan te landen ("*highgrading*"), maar ook aan het gebrek aan daadkrachtig optreden bij visserijovertredingen. Als vierde thema komt de scheepvaart aan bod. Bij de scheepvaart wordt vooral doorverwezen naar de maatregelen die zijn genomen en bij voorkeur moeten worden genomen door de Internationale Maritieme Organisatie en de Europese Unie. Het vijfde thema betreft het voorkomen van de emissies van schadelijke stoffen, waarbij de 50% en 70% reducties uit de Verklaringen van Londen en Den Haag worden bevestigd, alsook het terugdringen van de emissies van deze stoffen tot de natuurlijke achtergrondwaarden binnen een generatie (tegen 2020). Verder wordt de klemtoon gelegd op substitutie van schadelijke stoffen en op het gebruik van schadelijke stoffen in producten (productbeleid), met bijzondere aandacht voor pesticiden. De te nemen maatregelen worden doorverwezen naar de EU en naar OSPAR. Het zesde thema handelt over het voorkomen van eutrofiëring, met als belangrijkste doelstelling tegen 2010 eutrofiëring van de Noordzee te stoppen. Verontreiniging door offshore installaties vormt het zevende thema. OSPAR wordt opgeroepen verder onderzoek te stimuleren naar de lozingen en de effecten van bepaalde stoffen door deze installaties en de ontwikkeling van beste beschikbare technieken en de beste milieuveilige handelswijzen om deze lozingen te verminderen tegen 2006. Over het achtste thema, het voorkomen van verontreiniging door radioactieve stoffen, is het minst vooruitgang geboekt. Dit is een sterk gepolitiseerd dossier waarbij Frankrijk, maar vooral Groot-Brittannië met de lozingen van Technetium van Sellafield wordt geviseerd. Het enige substantiële dat uit de bus is gekomen, is een evaluatie van de inspanningen van de betrokken landen om de radioactieve lozingen tegen 2020 tot nul te herleiden (OSPAR strategie). Een negende thema handelt over hernieuwbare energie. Het bouwen van

windmolenparken op zee wordt sterk gestimuleerd en er worden geen randvoorwaarden gedefinieerd. Deze randvoorwaarden, zoals ecologische effecten en effecten op de andere zeegebruiken blijven vooral een zaak van de nationale autoriteiten. Wel moet bij het bouwen van windmolenparken op zee rekening worden gehouden met gegevens van de milieueffectenrapportage en monitoren gegevens. Thema tien handelt over afvalbeheer en het verminderen van vuilnis in het mariene milieu. Klemtoon ligt op vrijwillige acties om stranden de kuisen, het sensibiliseren van o.m. toeristen en het gratis aan land afgeven van vuilnis opgevist door vissers. In thema elf wordt de samenwerking tussen de Noordzeelanden op het vlak van ruimtelijke planning in de Noordzee benadrukt, vooral met het oog op het voorkomen van potentiële conflicten tussen de diverse gebruikers enerzijds en het behoud en het herstel van het mariene milieu anderzijds. In thema twaalf, dat niet echt een thema is, wordt de verdere samenwerking vooropgesteld. Concreet wordt voorgesteld een volgende bijeenkomst te houden in 2006 in Zweden, met als zwaartepunten scheepvaart en visserij.[24]

1.6 Duurzame ontwikkeling in het Belgisch deel van de Noordzee

Het concept duurzame ontwikkeling is in de Wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België[25], opgenomen als een beginsel, waarbij zowel de overheid als de gebruikers van de zee bij hun activiteiten in de Belgische territoriale zee, op het continentaal plat en in de exclusieve economische zone rekening moeten houden. M.a.w. het is een middelenverplichting en geen resultaatsverplichting. Duurzaam beheer in deze context betekent: "*dat de natuurlijke rijkdommen in voldoende mate beschikbaar worden gehouden voor toekomstige generaties en de effecten van het menselijk handelen de draagkracht van het milieu in de zeegebieden niet overschrijdt. Hiertoe zal het ecosysteem en de ecologische processen noodzakelijk voor het functioneren van het mariene milieu worden beschermd, de biologische diversiteit ervan worden behouden en het natuurbehoud daartoe worden gestimuleerd*" (art. 4, § 4).

[24] Zie voor de tekst van de vijfde Noordzeeverklaring: http://odin.dep.no/md/nsc.
[25] *B.S.*, 12 maart 1999.

HOOFDSTUK 2
INTEGRATIE[26]

Klassiek kunnen diverse vormen van integratie worden onderscheiden, waaronder:
- interne integratie: afstemming tussen verschillende sectoren (sectorale integratie) binnen één beleidsdomein;
- externe integratie: afstemming tussen (onderdelen van) verschillende beleidsdomeinen/ -bevoegdheden (intersectorale integratie);
- horizontale integratie: interne en externe integratie op hetzelfde beleidsniveau;
- verticale integratie: interne en externe integratie tussen verschillende beleidsniveaus.

Bij externe integratie worden drie vormen onderscheiden[27]: inhoudelijke afstemming, instrumentele afstemming, bestuurlijk-organisatorische afstemming. De inhoudelijke integratie heeft betrekking op de afstemming van de probleemconcepties, de uitgangspunten en doelstellingen van beide beleidsvelden. De aanleiding hiertoe is het feit dat de beleidsdomeinen hetzelfde object hebben, nl. de fysieke ruimte. Bij instrumentele integratie gaat het om de wijze waarop de instrumenten van het ene beleidsdomein het andere kunnen ondersteunen. Hierbij kan gedacht worden aan de afhankelijkheid van de uitvoering het milieubeleid van het instrumentarium van de ruimtelijke planning, in het bijzonder het structuurplan. De bestuurlijk-organisatorische integratie tracht afstemming en samenwerking tussen de afzonderlijke beleidsorganen of –afdelingen te bewerkstelligen.

Een bepaalde integratiebeweging kan ten slotte ook verschillende gradaties of niveaus aannemen, gaande van zwakke naar sterke afstemming. Het gaat hier met name om[28]:

1. coöperatie: dit integratieniveau houdt enkel een vrijwillige en informele afstemming in die juridisch noch organisatorisch verankerd is. Op basis van informatie-uitwisseling houden autonome beleidsvelden min of meer rekening met elkaars beleid;
2. coördinatie: bij deze gradatie blijven beleidsvelden (kan zowel slaan op inhoud als op organisatie) autonoom maar wordt de afstemming tussen beiden wel op één of andere manier (via wetgeving of planning) verankerd. Het resultaat blijft twee verschillende beslissingen, planfiguren of entiteiten maar de afstemming daartussen krijgt daardoor een dwingend karakter.

[26] Het onderdeel integratie is gebaseerd op MAZIJN, B. & DERAEDT, B., Duurzame ontwikkeling als basis voor bestuurlijke verankering, in CLIQUET, A, MAES, F. & SCHRIJVERS (red.), J., *Bestuurlijke en juridische verankering voor een geïntegreerd beleid van de Belgische kustzone*, Studie in opdracht van AWZ Kust, Maritiem Instituut, Gent, 30 november 2002, 9-14.
[27] BOUWER, K. & LEROY, P., (1995), *Milieu en ruimte : analyse en beleid*, Meppel, Amsterdam, 80-86.
[28] GOETEYN, L., *De lange termijnvisie in het milieubeleid*, MiNa-Raad, p37-38.

3. strikte integratie: bij dit integratieniveau is er sprake van een volledige integratie. Deze leidt tot één beslissing en tot een gezamenlijke verantwoordelijkheid voor de uitvoering daarvan. Op organisatieniveau houdt deze strikte integratie een fusie in van gerelateerd instanties.

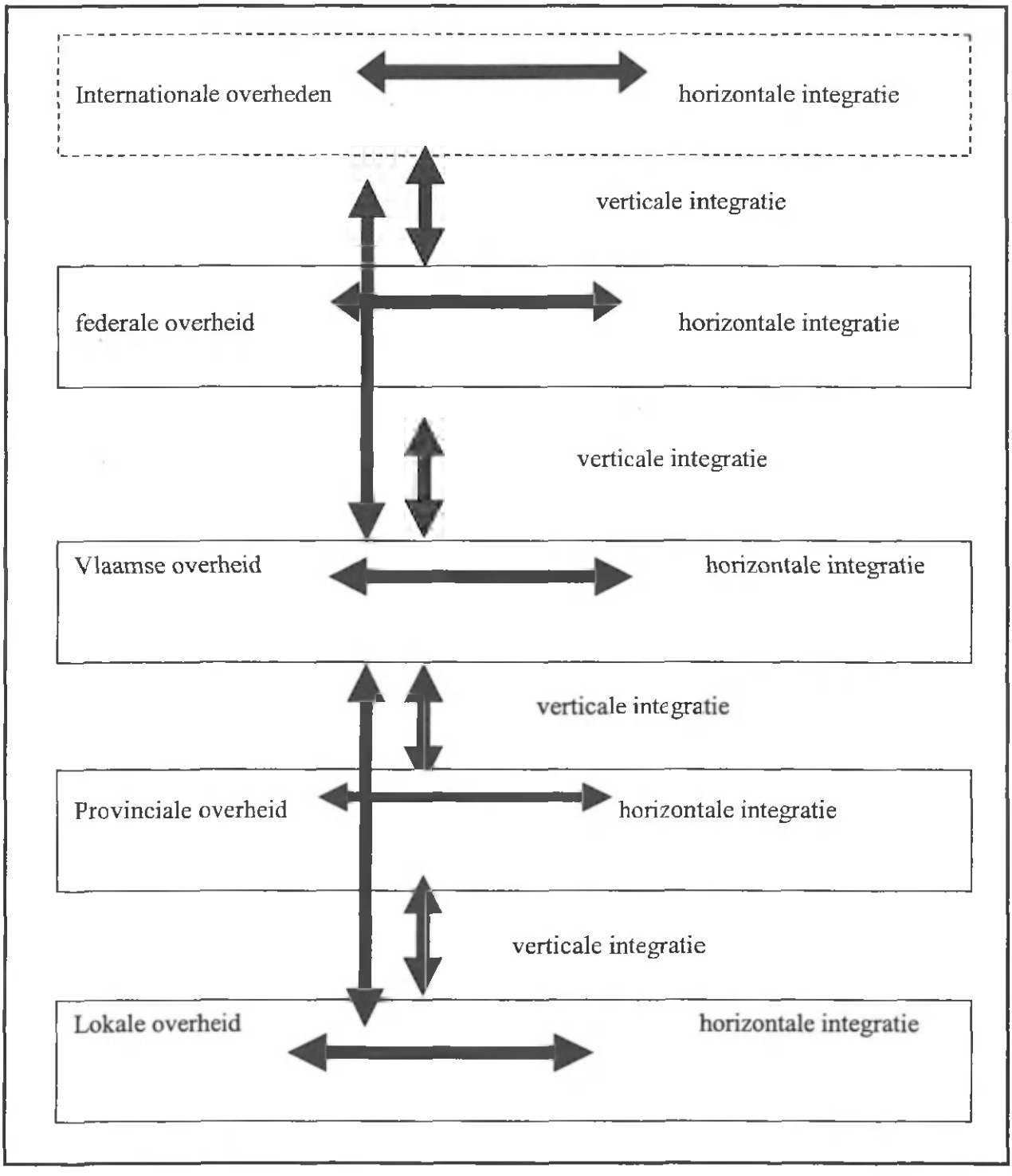
Tabel 1: De verschillen tussen de drie types van integratie[29]

	Coöperatie of Afstemming	*Coördinatie*	*Strikte integratie*
Korte typering	Voorkomen dat beleid elkaar tegenspreekt.	In samenhangend verband brengen.	Verenigen delen of elementen tot een geheel.
Doel samenwerking	Duidelijkheid t.a.v. gemeenschappelijk object.	Eenduidigheid t.a.v. gemeenschappelijk object.	Eenheid van object.
Aard samenwerking	Rekening houden met.	Samen doen.	Samen besluiten.
Inhoudelijk	Beperkt.	Op delen gezamenlijk.	Eén samenhangend geheel.
Procedureel	Gelijklopend	Gelijklopend.	Eén procedure.
Zelfstandigheid partners	Relatief autonoom.	Vrijheid in verbondenheid.	Grote gebondenheid.

Enige nuancering bij deze opdelingen is gewenst. Elke typologie is immers niets meer dan een vereenvoudiging van de werkelijkheid, die altijd tekort doet aan de totale variatie aan afstemmings-, coördinatie- en integratiemogelijkheden die zich in de werkelijkheid voor kunnen doen. Er zijn altijd vormen van afstemming die niet goed in één van de genoemde categorieën ingedeeld kunnen worden.

[29] JANSSENS, J.R. en BOUWER, K., *Naar één provinciaal omgevingsplan. Bijdrage aan het debat over omgevingsplannen*, Nijmegen, 1996.

Figuur 1:Verwachte verticale en horizontale integratie tussen en binnen de verschillende beleidsniveau bevoegd voor Noordzee en de Vlaamse kust.



Bij het streven naar integratie kunnen zich diverse problemen voordoen, die we kunnen opsplitsen in drie groepen: de juridische problemen, de politiek-bestuurlijke problemen en de organisatorische problemen.

2.1 Juridische problemen

Bij afstemming en coördinatie van bijv. beleidsplannen bestaan verschillende plannen naast elkaar waarin verschillende thema's aan bod komen. Om kennis te hebben over een milieuthema zal het dus niet langer volstaan om één beleidsthema te raadplegen. Het wordt dus een complexere juridische materie. Aanvullend hierbij kunnen ook de mogelijke juridische verschillen in de verschillende plannen worden aangegeven. Daarnaast heeft elk beleidsdomein een eigen wettelijke procedure voor het opstellen van een beleidsplan. Deze procedurele verschillen kunnen allerlei juridische gevolgen hebben, vooral over de rechtszekerheid. Bovendien is het niet evident om in een beleidsplan van één domein elementen van een ander domein te beschrijven omwille van het specialiteitbeginsel.

2.2 Politiek-bestuurlijke problemen

Voor afstemming van de verschillende beleidsdomeinen moet een maatschappelijk en politiek draagvlak bestaan. Er zijn verschillende signalen over het kleine draagvlak voor integratie zowel bij de betrokken ambtenaren en bestuurders, als bij de betrokken maatschappelijke groeperingen. Ambtenaren en politici zijn bijvoorbeeld bang dat integratie, zeker op lange termijn, leidt tot een vermindering van de financiële en personele middelen. Verder is de milieubeweging bang dat milieudoelstellingen niet meer worden gehaald, omdat men meer aandacht zal schenken aan doelstellingen van met name de ruimtelijke ordening.

2.3 Organisatorische problemen

Integratie betekent een intense communicatie tussen, en in het ultiem geval het opgaan in elkaar van, de verschillende beleidsterreinen. Dit kan op grote organisatorische problemen stuiten. Het probleem is veelal het verschil in cultuur tussen de verschillende beleidsvelden en de wil om daar iets aan te veranderen. Hierbij is het belangrijkste cultuurverschil de wijze van beleidsvoering.

HOOFDSTUK 3
PARTICIPATIE EN BESTUUR[30]

In de Verklaring van Rio wordt participatie als volgt geformuleerd: "*Vraagstukken op milieugebied worden het best aangepakt met deelneming van alle betrokken burgers op het relevante niveau. Op nationaal niveau dient elk individu passende toegang te hebben tot informatie betreffende het milieu die in bezit is van de overheid, waaronder informatie over gevaarlijke stoffen en activiteiten in hun leefomgeving, en de mogelijkheid te hebben deel te nemen aan besluitvormingsprocessen. Staten dienen de publieke bewustwording en deelneming te vergemakkelijken en te stimuleren door informatie op grote schaal beschikbaar te stellen. Effectieve toegang tot rechterlijke en administratieve procedures, waaronder herstel en verhaal, dient te worden verleend.*" Tijdens Rio+5 in 1997 is op dit beginsel verder gebouwd door het belang van "*... democratie, respect voor alle rechten van de mens en alle fundamentele vrijheden (ook het recht op ontwikkeling), doorzichtig en verantwoordelijk bestuur van alle sectoren van de samenleving en effectieve deelname van het maatschappelijk middenveld ...*"[31] te beklemtonen. Dit wijst erop dat het voor de beleidsverantwoordelijken, bijv. belast met mariene beleid, niet volstaat om zich te beperken tot het openstaan voor passieve openbaarheid, maar dat de organisatie van actieve openbaarheid en inspraak van essentieel belang is. Binnen het beleidsdomein van leefmilieu werd inmiddels het Verdrag van Aarhus (Denemarken) goedgekeurd op 25 juni 1998[32] Het Verdrag is onderverdeeld in drie pijlers, die nauw met elkaar verwant zijn:

- de toegang tot milieu-informatie, zowel de passieve openbaarheid (toegang na verzoek) als de actieve openbaarheid (overheden stellen uit eigen beweging milieu-informatie ter beschikking aan het publiek);
- de inspraak van de bevolking bij de milieubesluitvorming;
- de toegang van de burger tot de rechter inzake milieuaangelegenheden.

Het begrip participatie heeft een historische ontwikkeling doorgemaakt. Er zijn dan ook heel wat mogelijke beschrijvingen van het begrip. De volgende omschrijving heeft dan ook niet de bedoeling om volledig te zijn maar biedt wel een aantal kernaspecten van participatie aan: "*Participatie is het deelnemen, het opnemen van de collectieve verantwoordelijkheid op een bewuste manier. Het is het voeren van een open dialoog vanuit een evenwaardige positie en een vertrouwensrelatie tussen*

[30] Zie MAZIJN, B. & DERAEDT, B., Duurzame ontwikkeling als basis voor bestuurlijke verankering, in CLIQUET, A, MAES, F. & SCHRIJVERS (red.), J., *o.c.*, 14-18.
[31] Staatssecretaris voor Energie en Duurzame Ontwikkeling, *Federaal Plan inzake Duurzame Ontwikkeling 2000-2004*, Brussel, 2000, pp. 140.
[32] Het Verdrag is op 30 oktober 2001 in werking getreden en in januari 2003 door België geratificeerd: zie http://www.unece.org.

overheid en alle relevante actoren. Het is een sociaal leerproces met het oog op het verbreden van het draagvlak voor de planning, uitvoering en evaluatie van een duurzaam lokaal beleid." Hierna wordt elk van de kernbegrippen uit de omschrijving toegelicht.

3.1 Collectieve verantwoordelijkheid

Het vernieuwde beleid steunt op het uitgangspunt dat de overheid problemen niet alleen kan aanpakken en dat het niet de overheid is die alleen ontwikkelingskansen kan creëren. Collectieve verantwoordelijkheid is het sleutelbegrip. In principe maakt dat iedereen aanspreekbaar, van individuele burgers tot grote bedrijven, van kleine organisatie tot grote vereniging. Collectieve verantwoordelijkheid voert tot partnerschap en netwerking. Partnerschap heeft enkel zin als alle partners betrokken zijn bij de publieke discussies en de beleidsprocessen en bovendien de kans krijgen daaraan volwaardig te participeren.

Het beleid zal dus moeten opvolgen of de maatschappelijke netwerking rond dat thema gunstig of ongunstig evolueert. Daarbij is niet alleen de input voor inhoudelijke leerprocessen (wat moeten we doen) maar ook de input voor organisatorische processen (verbetert de samenwerking, neemt het aantal partnerschappen toe, bijvoorbeeld tussen gemeentebesturen en wijkcomités, tussen bedrijven en wijkorganisaties, tussen instellingen die actief zijn op de arbeidsmarkt, tussen culturele actoren gericht op gezamenlijke programma's, enz.) belangrijk.

3.2 Open dialoog

Collectieve verantwoordelijkheid betekent evenwel ook dat de lokale actoren aanvaarden dat over hun eigen rol kritische vragen kunnen worden gesteld. De betrokkenheid kan niet eenzijdig vanuit de overheid verwacht worden. De overheid mag ook verwachten dat zij betrokken mag zijn bij wat andere actoren ondernemen. Dat betekent dat openheid en bereidheid tot communicatie het vernieuwde beleid kleurt. Gehoord worden en effectief rekening houden met is daarbij een duidelijk signaal waardoor een gelijkwaardigheid in de relatie wordt gecreëerd. Hiertoe kan de dialoog worden opgesplitst per actor. Niet alleen de overheid maar ook alle andere actoren moeten zich op een open manier opstellen. Hierbij moet werk worden gemaakt van sociale netwerken en van capaciteitsopbouw van alle betrokkenen.

3.3 Overheid en alle actoren

Een vernieuwend beleid richt zich tot alle actoren die op verschillende beleidsdomeinen en op verschillende schalen actief zijn. Elke actor wordt aangesproken op zowel de finaliteit van hun

activiteiten, als de economische, sociale, ecologische en institutionele aspecten ervan. Er ook moeten worden nagedacht over de verdeling van verantwoordelijkheden, samenwerking en afstemming van acties.

3.4 Sociaal leerproces

Sociaal leren is het leren in groepsverband, in samenspraak en samenwerking met anderen die vaak meer ervaren zijn. Het is meer dan individueel leren. Sociaal leren doe je niet alleen om jezelf te verrijken, maar ook omdat je zou opkomen voor een bepaald probleem. Mensen moeten samen ervaren dat er een probleem is, maar ook dat ze aan dat probleem iets kunnen doen door naar oplossingen te zoeken, erover te discussiëren, leerprocessen op gang te brengen, ...

3.5 Draagvlakverbreding

Voor het creëren van een maatschappelijk draagvlak zijn er een aantal voorwaarden zoals coherentie in het beleid, een rechtvaardige verdeling van de lasten en de nodige inspanningen om te communiceren met de georganiseerde doelgroepen en de bevolking. Die communicatie over zowel de noodzaak van doelstellingen en maatregelen als over de resultaten vergroot de bereidheid tot het leveren van inspanningen. Een draagvlakverbreding vergt dus ook heel wat van het beleid: het moet effectief en geloofwaardig zijn. Waar beleid wordt gevoerd, moet de overheid ook resultaten kunnen voorleggen. De overheid moet overtuigend achter haar boodschap staan, haar geformuleerde intenties echt uitvoeren en uiteraard zelf het goede voorbeeld geven. In elk geval moet duidelijk zijn dat een betere communicatie een noodzakelijke maar op zich echter geen voldoende voorwaarde is om draagvlak voor het beleid te creëren.

DEEL II
SOCIO-ECONOMISCHE ANALYSE VAN DE GEBRUIKSFUNCTIES

Prof. Dr. Frank Maes

Fanny Douvere

AFBAKENING VAN HET PROJECT

In dit onderzoeksonderdeel wordt een studie gemaakt met als doel het socio-economische belang en de impact op het mariene milieu van de verschillende gebruiksfuncties in het Belgisch gedeelte van de Noordzee.

Dit leidt reeds meteen tot drie vragen: In eerste instantie kan de vraag worden gesteld wat wordt bedoeld met het Belgisch gedeelte van de Noordzee. Vervolgens dient een overzicht te worden gemaakt van de verschillende gebruiksfuncties, waarbij - in het licht van deze studie - zowel de huidige als de (gekende) potentieel toekomstige gebruiksfuncties aan bod zullen komen. Daarna zal worden ingegaan op de vraag wat wordt bedoeld met een socio-economische studie. Tenslotte zal het socio-economische belang van de verschillende gebruiksfuncties worden afgewogen ten opzichte van hun impact op het mariene milieu.

1. Omschrijving van het 'Belgisch gedeelte van de Noordzee'

De Noordzee is een epicontinentale zee, die begrensd wordt door de kust van Groot-Brittannië, Noorwegen, Zweden, Denemarken, Duitsland, Nederland, België en Frankrijk. De geografische afbakening is terug te vinden in de Derde (1990) en de Vierde Ministeriële Noordzeeverklaring (1995). In deze Noordzeeverklaringen wordt met de Noordzee de watermassa bedoeld:

> "a) Ten zuiden van 62° noorderbreedte, en ten oosten van 5° westerlengte in het noordwesten; b) ten noorden van 57° 44.8' noorderbreedte vanaf het meest noordelijke punt van Denemarken tot de Zweedse kust, en c) ten oosten van 5° westerlengte en ten noorden van 48°30' noorderbreedte in het zuiden"[33]

Aangezien onderliggend onderzoek zich richt naar het Belgisch beleid inzake de Noordzee, zal in de eerste plaats aandacht worden besteed aan het Belgisch gedeelte van de Noordzee. Alle mariene gebieden in de Noordzee waar België rechtsbevoegdheid over heeft worden gemeten vanaf de basislijn. De laagwaterlijn in België is de nullijn van de kust of de laagwaterlijn van gemiddeld laag laagwaterspring (GLLWS).[34] Het Belgisch gedeelte van de Noordzee omvat de interne wateren (hierin begrepen: de havens), de territoriale zee, de aansluitende zone, het continentaal plat, de Belgische visserijzone en de exclusieve economisch zone.

[33] Vierde Internationale Noordzeeconferentie, Verklaring van Esbjerg, Esbjerg, 1995

[34] F., MAES, A., CLIQUET, *Internationaal en nationaal recht inzake de bescherming van de Noordzee*, Deurne, Kluwer Rechtswetenschappen, 1997, pp. 87-88.

1.1 De interne wateren

De interne wateren zijn de wateren die landinwaarts gelegen zijn ten opzichte van de basislijn. De interne wateren omvatten alle wateren van de zeehavens, baaien, golven en riviermondingen tot aan de basislijn. België heeft over zijn interne wateren volledige soevereiniteit. In België vallen de interne wateren of binnenwateren volledig onder de rechtsbevoegdheid van de Gewesten.[35]

1.2 De territoriale zee

De territoriale zee strekt zich uit tot 12 zeemijl vanaf de basislijn en volgt aansluitend op de interne wateren. In de Belgische territoriale zee heeft België volledige rechtsbevoegdheid, zowel wetgevend als uitvoerend, rekening houdende met de gewoonterechtelijke en verdragsrechtelijk beperkingen. De belangrijkste beperking op het volle soevereiniteitsrecht van de kuststaat, betreft het recht van onschuldige doorvaart voor schepen onder vreemde vlag[36]. De kuststaat oefent soevereiniteitsrechten uit over de visserij, kan veiligheids- en defensiemaatregelen uitvaardigen, specifieke douane- en fiscale wetgeving toepassen, sanitaire maatregelen treffen alsmede navigatiereglementering instellen. België oefent er ook zijn burgerlijke en strafrechtelijke rechtsmacht uit en heeft een exclusief exploitatierecht op de bodem en de ondergrond.[37] Op basis van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid (GVB) van de Europese Unie (EU) kunnen binnen de zone van 3 tot 12 zeemijl de Nederlandse vissersvaartuigen onbeperkt vissen op alle soorten. De Franse vissersvaartuigen kunnen onbeperkt vissen op haring.

1.3 De aansluitende zone

De aansluitende zone is een zeestrook die grenst aan de territoriale zee en zich uitstrekt tot een breedte van 12 zeemijl. In de Belgische aansluitende zone kan België beperkte bevoegdheden uitoefenen van toezichthoudende aard. Deze bevoegdheden hebben betrekking op het voorkomen en bestraffen van inbreuken op de wetten en voorschriften inzake douane, belastingen, immigratie of volksgezondheid die van toepassing zijn op het territorium en de territoriale zee. België heeft een aansluitende zone van 12 zeemijl aansluitend op de territoriale zee.[38]

---

[35] F., MAES, A., CLIQUET, *o.c*, 1997, pp. 88-89.
[36] Artikel 17-19, *Zeerechtverdrag (1982)*.
[37] F., MAES, A., CLIQUET, *o.c.*, 1997, pp. 91-93.
[38] Wet van 22 april 1999 betreffende de exclusieve economische zone van België in de Noordzee, *B.S,*. 10 juli 1999.

1.4 Het Belgisch continentaal plateau

Het Belgisch Continentaal Plat (BCP) omvat de zeebodem en de ondergrond van de onder water gelegen gebieden die aan de kust aansluiten, maar buiten de territoriale zee gelegen zijn.[39] Over het BCP oefent België soevereine rechten uit met betrekking tot de exploratie en exploitatie van de natuurlijke levende sedentaire en niet-levende rijkdommen (minerale). De soevereine rechten over het continentaal plat strekken zich niet uit over de watermassa en alles wat zich in die watermassa verplaatst zonder voortdurend contact met de zeebedding of de ondergrond.

1.5 De Exclusieve economische zone

In de wet van 22 april 1999[40] heeft België een Exclusieve Economische Zone (EEZ) afgekondigd. De EEZ is een functionele zone die onmiddellijk aansluit op de territoriale zee. Over de Belgische EEZ oefent België soevereine rechten uit ten behoeve van de exploratie en exploitatie, het behoud en het beheer van de natuurlijke rijkdommen, levende en niet-levende, van de wateren boven de zeebodem en van de zeebodem en zijn ondergrond. De kuststaat heeft tevens soevereine rechten inzake de bouw en exploitatie van kunstmatige eilanden, installaties en inrichtingen, mariene wetenschappelijk onderzoek, de bescherming en het behoud van het mariene milieu. De breedte van de exclusieve economische zone mag niet meer dan 200 zeemijl bedragen, te rekenen vanaf de basislijn. Het behoud en de bescherming van het mariene milieu in de Belgische exclusieve economische zone wordt geregeld door de wet van 20 januari 1999 inzake de bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de Belgische rechtsbevoegdheid[41].

1.6 Visserijzones

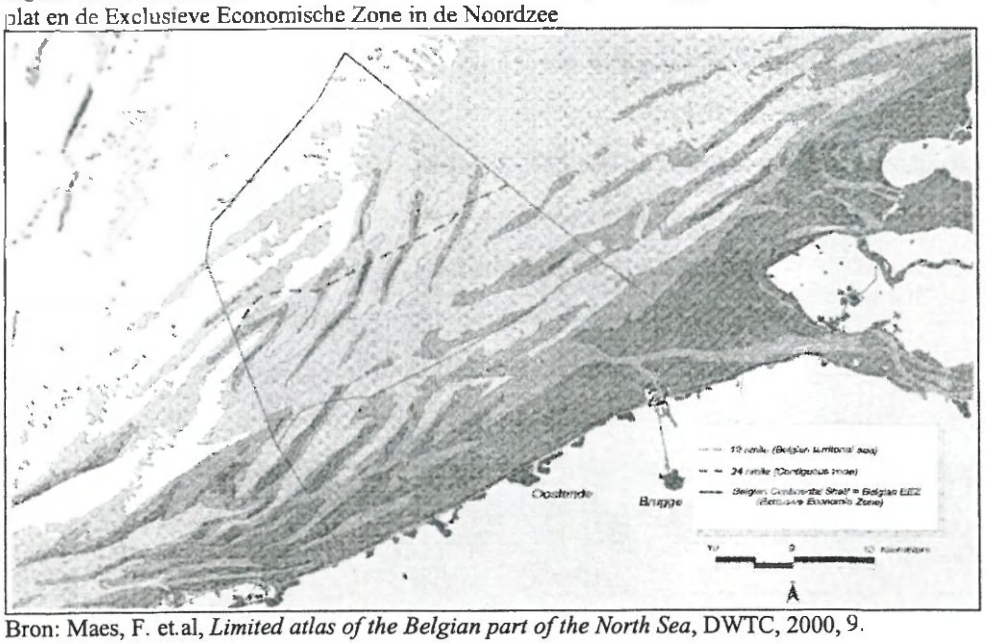
Door de wet van 10 oktober 1978[42] heeft België een nationale visserijzone ingesteld. Deze zone volgt aansluitend op de territoriale zee. De grenzen vallen samen met deze van de EEZ. In deze zone valt het uitoefenen van de visserij-activiteit onder de rechtsmacht van België, evenwel rekening houdend met de rechten voor buitenlandse vaartuigen die voortvloeien uit het Gemeenschappelijk Visserijbeleid (GVB) en de toepasselijke internationale reglementeringen. In de visserijzone geldt in principe de vrije toegang voor alle communautaire vaartuigen, mits de beperkingen opgelegd in het GVB. De visserij is

[39] Wet van 13 juni 1969, inzake de exploratie en exploitatie van niet-levende rijkdommen van het continentaal plat, *B. S.*, 8 oktober 1969.
[40] Wet van 22 april 1999 betreffende de exclusieve economische zone van België in de Noordzee, *B. S.*, 10 juli 1999.
[41] Wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België, *B. S.*, 12 maart 1999.
[42] Wet van 10 oktober 1978 inzake de vaststelling van een Belgische visserijzone, *B.S.*, 13 december 1978.

volledig verboden op de Paardenmarkt, dit omwille van het feit dat op deze plaats oorlogsmunitie werd gedumpt.

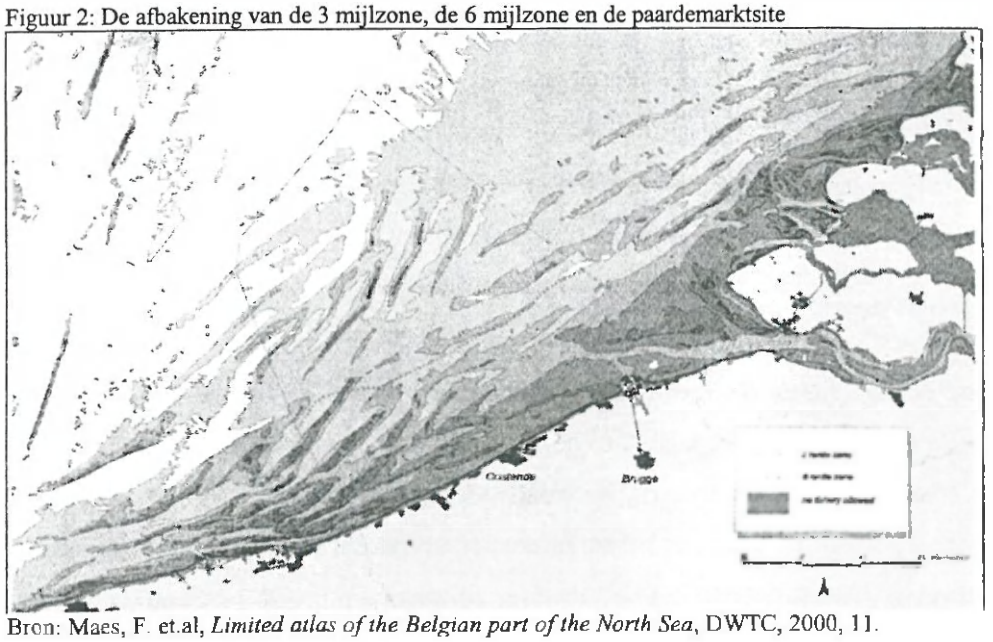
Onderstaande kaarten geven een overzicht van de verschillende maritieme zones in de Noordzee die onder de rechtsbevoegdheid van België vallen.

Figuur 1: De afbakening van de Belgische territoriale zee (12 zeemijl), de aansluitende zone (24 zeemijl), het continentaal plat en de Exclusieve Economische Zone in de Noordzee



Bron: Maes, F. et.al, *Limited atlas of the Belgian part of the North Sea*, DWTC, 2000, 9.

Figuur 2: De afbakening van de 3 mijlzone, de 6 mijlzone en de paardemarktsite

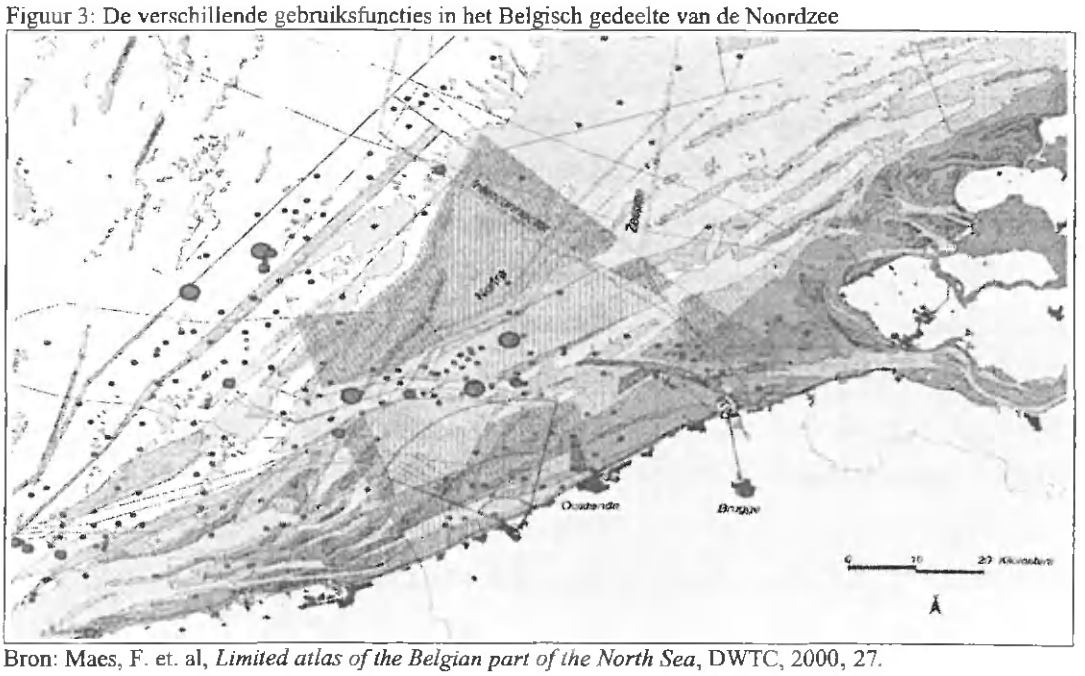


Bron: Maes, F. et.al, *Limited atlas of the Belgian part of the North Sea*, DWTC, 2000, 11.

2. Overzicht van de Belgische gebruiksfuncties van de Noordzee

België beschikt over een kustlijn van 67 km. Niettegenstaande deze – in vergelijking met de andere kuststaten van de Noordzee – eerder beperkte kustzone, wordt het Belgisch gedeelte van de Noordzee zeer intensief geëxploiteerd. Onderstaande kaart geeft een geografisch overzicht van de verschillende wijzen waarop België momenteel gebruik maakt van de Noordzee.

Figuur 3: De verschillende gebruiksfuncties in het Belgisch gedeelte van de Noordzee



Bron: Maes, F. et. al, *Limited atlas of the Belgian part of the North Sea*, DWTC, 2000, 27.

Het rapport van F. Maes en A. Cliquet omtrent het Belgisch beleid inzake de bescherming van de Noordzee[43] vormt het vertrekpunt voor het bepalen van de verschillende gebruiksfuncties. In dit werk werd een beschrijvend overzicht gegeven van de verschillende gebruiksfuncties in het Belgisch gedeelte van de Noordzee. Er werden een zestal gebruiksfuncties gespecificeerd, m.n. de exploitatie van levende rijkdommen (visserij), exploitatie van niet-levende rijkdommen (zand- en grindwinning), baggerwerken, toerisme en recreatie, militaire activiteiten en scheepvaart. Behalve de militaire activiteiten werden deze gebruiken in het huidige onderzoek overgenomen. Als gevolg van constante ontwikkelingen, zowel op technisch vlak als binnen de samenleving, zijn de huidige gebruiksfuncties aan verandering onderhevig. In licht van de onderzoekstaak, waarbij beleidsopties zullen worden

[43] F., MAES, & A., CLIQUET, *Het Belgisch beleid inzake de bescherming van de Noordzee*, Universiteit Gent, Gent, 1996, 1.255 p.

geformuleerd met het oog op een duurzaam beheer van de Noordzee, worden de huidige gebruiksfuncties aangevuld met een potentieel toekomstige gebruiksfuncties, m.n. off-shore windmolenparken. De afbakening van de verschillende gebruiksfuncties wordt hierna kort toegelicht.

3. Het socio-economische belang van de gebruiksfuncties

Het socio-economische belang van de verschillende gebruiksfuncties in het Belgisch gedeelte van de Noordzee wordt bepaald aan de hand van de omzet en de tewerkstelling. Van de verschillende gebruiksfuncties werd een inschatting gemaakt van de omzet die wordt gegenereerd, die waar mogelijk werd uitgedrukt in een percentage van het Bruto Nationaal Product. Het sociale belang werd onderzocht aan de hand van een raming van de tewerkstelling in de betreffende sector.

4. Impact van de gebruiksfuncties op het mariene milieu

De socio-economische gebruiksfuncties kunnen worden opgedeeld in een marien gedeelte en een deel dat zich volledig of tenminste gedeeltelijk op het land afspeelt. Er zal in dit project enkel aandacht worden besteed aan de mogelijke impact van de gebruiken op zee. De potentiële impact die afkomstig is van het land wordt buiten beschouwen gelaten. Ook met de mariene gebruikers buiten het Belgisch deel van de Noordzee, die indirect een invloed hebben op de Belgische wateren door stromingen, wordt geen rekening gehouden.

GEBRUIKSFUNCTIE I
VISSERIJ

Inleiding

In dit onderdeel wordt gepeild naar het socio-economisch belang van de Belgische zeevisserij. In *Hoofdstuk 1* wordt de inhoud van het concept 'Belgische zeevisserij' nader toegelicht. Vervolgens wordt de omvang van de Belgische zeevisserij in een internationale, een Noordzee en een Europese context geplaatst. In *Hoofdstuk 2* wordt ingegaan op het Belgisch visserijbeleid, waarbij in ruime mate aandacht wordt besteed aan het Gemeenschappelijk Visserijbeleid van de Europese Unie. Aanvullend wordt tevens het subsidiebeleid uiteengezet. In *Hoofdstuk 3* wordt de actuele toestand van de Belgische zeevisserij belicht. Deze situatieschets is opgedeeld in drie luiken. Een eerste onderdeel omvat de aspecten met betrekking tot de capaciteit van de Belgische zeevisserijvloot. Deze capaciteit wordt vervolgens afgewogen ten opzichte van de activiteit van de vloot. Aansluitend wordt de economische waarde van de Belgische zeevisserijactiviteit belicht. In *Hoofdstuk 4* wordt een analyse gemaakt van de knelpunten die uit de studie van de Belgische zeevisserij naar voor komen. Tenslotte worden op basis van deze knelpuntenanalyse een aantal voorstellen tot beleidsmaatregelen geformuleerd.

Een socio-economische studie van de Belgische zeevisserijsector impliceert dat de geografische afbakening van het onderzoek niet kan worden gerespecteerd. Wanneer de Belgische zeevisserijsector vanuit een socio-economische invalshoek wordt benaderd, blijkt duidelijk dat deze grotendeels buiten het Belgisch Continentaal Plat actief is. Slechts een klein gedeelte van de Belgische zeevisserijvloot, in hoofdzaak de kustvisserij, oefent zijn activiteit louter uit in het Belgisch gedeelte van de Noordzee. Anderzijds zou een studie van het gebruik van het Belgisch gedeelte van de Noordzee, gevoerd vanuit ecologisch oogpunt, impliceren dat men zich niet enkel tot de Belgische zeevisserijvloot kan beperken. Ook de andere gebruikers - zoals een gedeelte van de Franse en Nederlandse vloot - die op het vlak van de visserij het Belgische gedeelte van de Noordzee exploiteren zouden in een dergelijke studie moeten worden opgenomen. In het licht van de doelstellingen van dit project werd gekozen voor een socio-economische benadering van de Belgische zeevisserijsector, temeer daar er geen gegevens zijn over de vangsten van de Franse en Nederlandse vissers in het Belgisch deel van de Noordzee.

HOOFDSTUK 1
DE BELGISCHE ZEEVISSERIJ IN PERSPECTIEF

1.1 Het concept 'Belgische zeevisserij'

In het Belgisch gedeelte van de Noordzee vindt, op het vlak van de levende rijkdommen, enkel exploitatie van vis, schelp en schaaldieren plaats. Hierin kan een onderscheid worden gemaakt tussen de visserij *(oogst)* enerzijds en de mari- of aquacultuur *(kweek)* anderzijds.
Op wereldschaal is de productie van vis via aquacultuur de voorbije decennia uitgegroeid tot één van de meest expansieve vormen van voedselproductie. Ook binnen de Europese Unie neemt de aquacultuur voortdurend toe. In de Belgische territoriale zee staat de aquacultuur echter nog in zijn kinderschoenen. Op de Vlaamse Banken loopt momenteel een proefproject voor de kweek van hangmosselen. Een tweede project omvat de oesterkweek in de Spuikom van Oostende, die recent terug is opgestart en zich eveneens in een testfase bevindt. In onderliggend rapport wordt het socio-economisch onderzoek van de exploitatie van levende rijkdommen in het Belgische deel van de Noordzee beperkt tot de vis*vangst*.

De Belgische zeevisserij is een ruim begrip en kan op verschillende manieren worden geïnterpreteerd. Vooreerst kan een onderscheid worden gemaakt tussen de sportvisserij en de beroepsvisserij. Niettegenstaande de toenemende omvang en problematiek met betrekking tot de sportvisserij, zal in onderliggend rapport enkel de beroepsvisserij worden belicht. Binnen de beroepsvisserij wordt de Belgische visserijvloot (hierna 'Belgische vloot' of 'vloot') onderverdeeld in een Scheldevissersvloot en een zeevissersvloot. In 2002 waren nog 11 vaartuigen ondergebracht bij de Scheldevissersvloot. Deze vaartuigen vissen echter voornamelijk in het zeewaarts gedeelte en net voor de monding van de Westerschelde, waarbij het merendeel van hun vangsten in Nederland (Breskens en Colijnsplaat) wordt vermarkt. Omwille van het geringe socio-economische belang van deze Scheldevisserij, wordt deze verder buiten beschouwing gelaten.

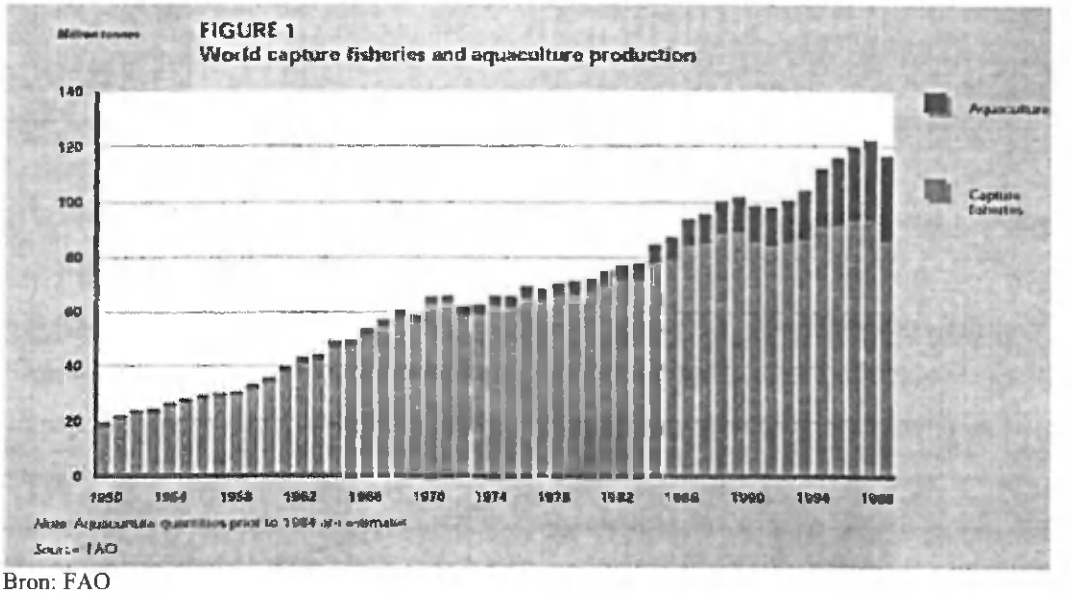
1.2 De Belgische zeevisserij in perspectief

1.2.1 De internationale context

1.2.1.1 Visproductie

Niettegenstaande de visstocks wereldwijd steeds verder inkrimpen, blijft de visserij (met inbegrip van aquacultuur) een zeer belangrijke vorm van voedselvoorziening, werkgelegenheid en inkomsten. In 1999 werd de totale visproductie geschat op 125 miljoen ton. In de afgelopen 50 jaar (1950-1999) is de visproductie met meer dan 100 % gestegen (1950: 18 miljoen ton – 1999: 125 miljoen ton). Vanaf het midden van de jaren 1980 echter, is de visvangst enigszins gestabiliseerd, waardoor de verdere stijging van de visproductie vrijwel geheel is toe te schrijven aan het toenemend belang van aquacultuur. Onderstaande figuur toont duidelijk aan dat de aquacultuur een toenemend belang vormt in de voedselvoorziening.[44]

Figuur 1: Internationale visvangst en aquacultuur productie, 2000

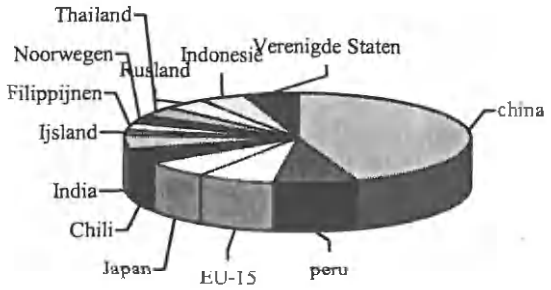


Bron: FAO

De totale wereldproductie van vis wordt voor een groot gedeelte gestuurd door de activiteiten van China, die ruim 32 % van de totale visproductie rapporteert. Figuur 1 geeft een overzicht van de belangrijkste visproducerende landen.[45]

[44] *The state of world fisheries and aquaculture*, Food and Agriculture Organization (FAO), 2000.
[45] *Facts and figures on the CFP*, Europese Commissie, 2001.

Figuur 2: Belangrijkste visproducerende landen , incl. Aquacultuur, 1999



Bron: Europese Commissie, 2001

Bovenstaande figuur toont aan dat het grootste gedeelte van de visproductie wordt gerealiseerd in het zuidoosten en het noordwesten van de grote oceaan. De visvangsten in de zuidoostelijke Pacific zijn in enkele jaren tijd spectaculair gedaald (1996: 17.1 miljoen ton – 1998: 8 miljoen ton). Die trend heeft een grote invloed op de evolutie van de wereldvisvangsten. In het noordwesten daarentegen zijn gerapporteerde visvangsten in dezelfde periode gestegen (1996: 23,5 miljoen ton – 24,8 miljoen ton). De 15 lidstaten van de Europese Unie vertegenwoordigen 5,67 % van de totale wereldproductie van vis (incl. aquacultuur).[46]

1.2.1.2 Vissersvloot

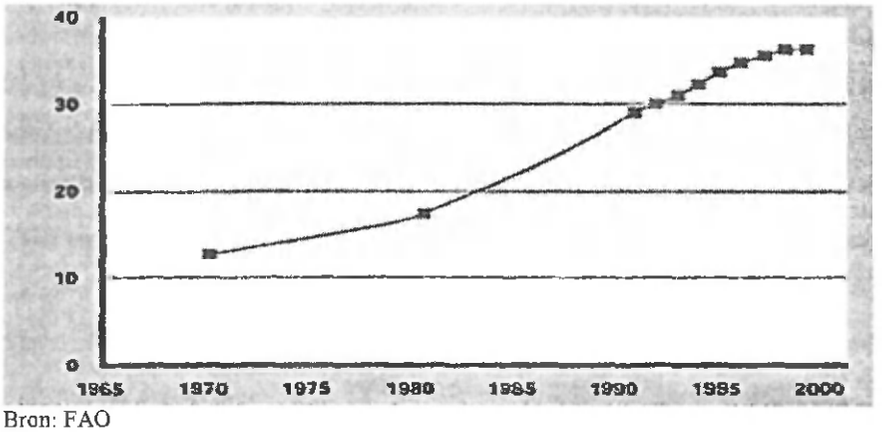
In 1995 werd de omvang van de mondiale vissersvloot geschat op 3,8 miljoen vaartuigen. Hiervan is naar schatting 2/3 kleiner dan 10 meter, voor het grootste gedeelte niet overdekt en niet aangedreven door een motor. Het merendeel van de vloot (en dan vooral de kleine open vaartuigen zonder motor), bevinden zich in Azië. Ongeveer 80 % van de Afrikaanse vloot wordt niet aangedreven door een motor en is van het niet-overdekte type. Vooral deze kleinere, niet-gemotoriseerde en niet-overdekte vaartuigen zijn sedert 1980 sterk gestegen, vooral ten gevolge van een toename in Azië. Behalve in China is de omvang van de overdekte en gemotoriseerde globale vloot gedurende 1980-1995 stabiel gebleven.[47]

[46] *Facts and figures on the CFP*, Europese Commissie, 2001.
[47] *The world fisheries and aquaculture atlas*, CD-rom, FAO, 2001.

1.2.1.3 Tewerkstelling

De wereldwijde directe[48] tewerkstelling in de visserijsector werd in 1998 geschat op 36 miljoen personen, waarvan zo'n 15 miljoen voltijds, 13 miljoen halftijds en 8 miljoen tijdelijk tewerkgesteld zijn. Onderstaande figuur toont aan dat de tewerkstelling in de visserijsector na een continue stijging sedert 1970, op het einde van de jaren 1990 voor het eerst stabiel is.[49]

Figuur 3: *Globale tewerkstelling in de visserijsector (incl. aquacultuur)*, periode 1970-2000

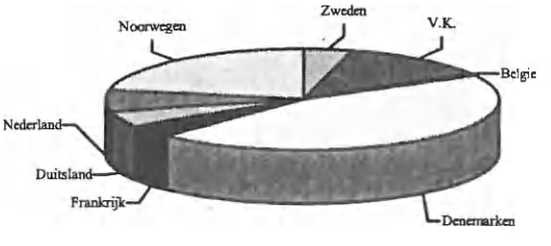


Bron: FAO

1.2.2 De Noordzee context

Zoals uit de bespreking van de Belgische zeevisserij zal blijken, zijn de belangrijkste visgronden voor de Belgische visserij in het centrale en zuidelijke gedeelte van de Noordzee gelegen. In vergelijking met de andere aangrenzende Noordzeestaten, is de omvang van de Belgische zeevisserij zeer gering.

Figuur 4: Aandeel in de aanlandingen van vis in de Noordzee, Kattegat, Skagerrak, en het Kanaal, gevangen door de staten die grenzen aan de Noordzee, 1997



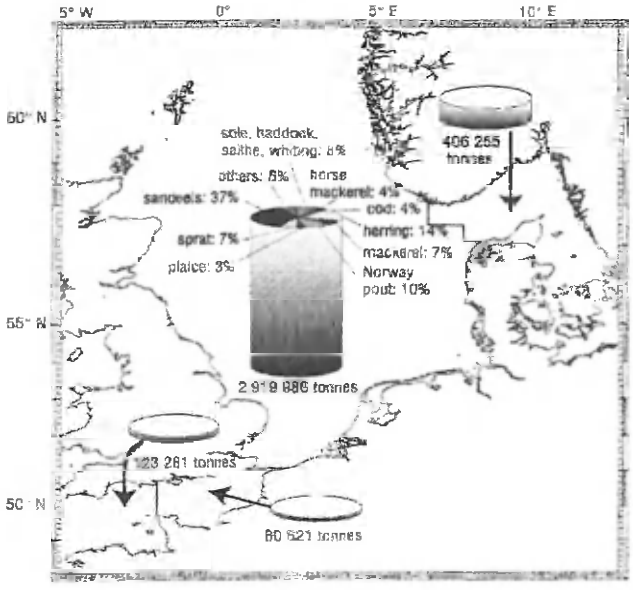
Bron: Quality Status Report, OSPAR, 2000

[48] Met directe tewerkstelling wordt bedoeld: de vissers en de personen die rechtstreeks tewerkgesteld zijn in de aquacultuursector.
[49] *The state of world fisheries and aquaculture*, Food and Agriculture Organization (FAO), 2000.

Denemarken (45 %) en Noorwegen (22 %) hebben het grootste aandeel in de aanlandingen van vis uit de Noordzee. Daarna volgen Groot-Brittannië (12 %) en Nederland (7 %). België heeft het kleinste aandeel in de visvangsten uit de Noordzee (1 %).[50]

De voornaamste soorten die in de Noordzee worden gevangen zijn zandspiering, haring, kever, Schol, wijting, schelvis en sprot.[51]

Figuur 5: Aanlandingen van vis gevangen in de Noordzee in 1995



Bron: Quality Status Report, OSPAR, 2000

1.2.3 De Europese context

1.2.3.1 Visproductie

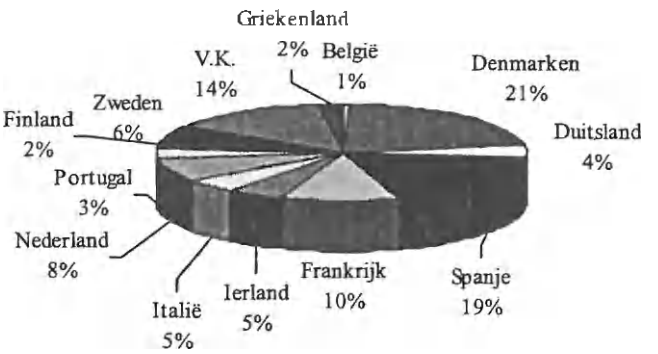
De Europese Unie is, na China en Peru, qua omvang de derde grootste visproducent ter wereld. In 1999 werd door de 15 EU-lidstaten in totaal iets minder dan 8 miljoen vis (excl. aquacultuur) gevangen. De productiewaarde van de visvangst, aquacultuur en de visverwerkende industrie werd in 1998 geschat op circa € 800 miljard of 0,28 % van het BBP van de EU.[52]

Het grootste gedeelte van de visvangst wordt door Denemarken (21,99 %) en Spanje (18,76 %) gerealiseerd. Figuur 6 geeft een overzicht van het aandeel van de verschillende EU-lidstaten in de visvangst.[53]

---

[50] *Quality Status Report, 2000, Region II Greater North Sea*, OSPAR Commission, 2000, pp. 30-37.
[51] Ibid., pp. 30-31.
[52] *Groenboek voor de toekomst van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid*, Deel II, Europese Commissie, 2001, p. 37.
[53] *Facts and figures on the CFP*, Europese Commissie, 2001.

Figuur 6: Aandeel van de EU-lidstaten in de totale visvangsten in de Europese Unie, uitgedrukt naar volumes, 1999



Bron: Europese Commissie

België heeft het op één na kleinste aandeel in de totale Europese visvangsten, enkel Oostenrijk heeft een nog kleinere vangst. Luxemburg heeft geen visvangsten. De voornaamste soorten die worden gevangen zijn *sandeel*, sprot (vooral Denemarken), haring, makreel, *Skipjack tuna* (Spaanse doelsoort), pilchard (Spanje en Portugal) en sardine (vooral Nederland).[54]

1.2.3.2 Vissersvloot

In 1998 waren 99.170 visservaartuigen in de EU-lidstaten geregistreerd. Het totale motorvermogen werd op iets minder dan 8 miljoen kW geschat, de brutotonnage beliep iets meer dan 2 miljoen BT.[55]

Tabel 1: Structuur van de vloot in de Europese Unie, 1998

	Aantal vaartuigen	Capaciteit (3)	Vermogen (kW)	Gemiddeld tonnage (3)	Gemiddeld vermogen (kW)
België	148	23 082	64 896	156	438
Denemarken	4 648	97 932	380 877	21	82
Duitsland	2 373	75 103	171 457	32	72
Griekenland	20 243	111 933	654 190	6	32
Spanje	17 972	589 359	1 474 421	33	82
Frankrijk	8 836	209 460	1 141 528	24	129
Ierland	1 246	61 082	190 625	49	153
Italië (1)	16 325	260 603	1.513.677	16	93
Nederland	1.040	174 344	482 263	168	464
Portugal	11.579	123.923	393.671	11	34
Finland	3.979	24.170	219.745	6	55
Zweden	2.123	48.840	256.542	20	103
Verenigd Koninkrijk	8.658	253.409	1.047.690	29	121
Totaal EU-15	**99.170**	**2.053.240**	**7.991.591**	**21**	**81**

Bron: Europese Commissie

(1) gegevens voor 1997

(2) gegevens voor 1997 voor tonnage en vermogen, gegevens voor 1999 voor aantal vaartuigen

(3) statistische tonnage (combinatie van BRT, GT en nationale meeteenheden)

[54] Ibid.,

[55] *Groenboek voor de toekomst van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid*, Deel II, Europese Commissie, 2001, p. 38.

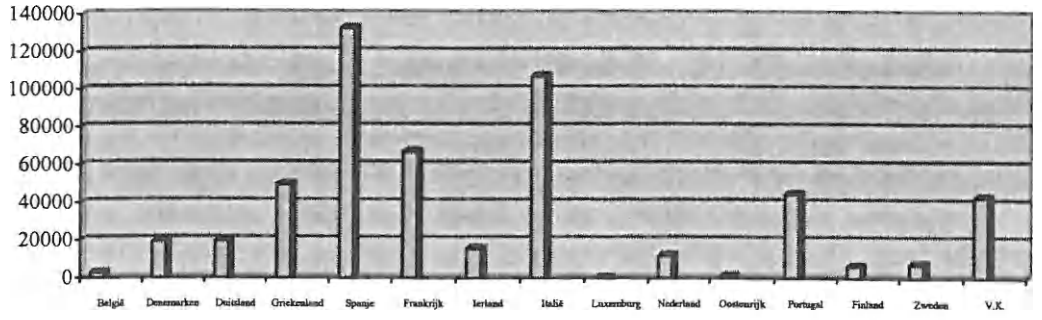
Ruim 80 % van de EU-vloot is kleiner dan 12 meter, zo'n 53 % is korter dan 9 meter. Alleen in België en Nederland is het kleinere vlootsegment (vaartuigen < 12 meter) in de minderheid. De communautaire vloot is sterk verouderd. In 1998 was slechts 16 % van de vloot is jonger dan 10 jaar. Enkel Nederland, Noord-Frankrijk, Finland en België hebben een vrij jonge vloot.
De vlootstructuur verschilt sterk van lidstaat tot lidstaat. Griekenland heeft naar aantal vaartuigen de grootste vloot (20 % van totaal aantal vaartuigen), maar ruim 93 % hiervan is kleiner dan 12 meter. De Spaanse vloot heeft de grootste tonnage (29 % van het totaal) niettegenstaande 75 % van de Spaanse vaartuigen kleiner is dan 12 meter. Naar aantal vaartuigen is de Belgische vloot de kleinste in de EU. Op Nederland na, hebben de Belgische vaartuigen echter het hoogste gemiddelde vermogen (uitgedrukt in kW) van de hele EU.[56]

1.2.3.3 Tewerkstelling

Niettegenstaande de omzet van de visserijsector in de meeste EU-landen kleiner is dan 1 %, is de sector van groot belang, ondermeer als bron van werkgelegenheid in regio's die economisch vaak weinig alternatieven hebben.

In de EU creëert de zeevisserij een directe tewerkstelling van 241 010 arbeidsplaatsen. Daarnaast wordt de tewerkstelling in de visverwerkende industrie geschat op 89.468 werknemers. De aquacultuur biedt werkgelegenheid aan zo'n 61.898 personen, waarvan ruim 80 % in de aquacultuur op zee.[57]

Figuur 7: Tewerkstelling in de visserijsector in de EU-lidstaten, 1998 [58]



Bron: Europese Commissie

Een kwart van de totale tewerkstelling in de visserijsector binnen de Unie wordt ingenomen door Spanje, gevolgd door Italië (20 %) en Frankrijk (13 %). Gedurende de periode 1990-1998 is het aantal

[56] Ibid.
[57] Ibid., p. 57.
[58] *Facts and figures on the CFP*, Europese Commissie, 2001, p. 7.

vissers in de EU met ruim een vijfde gedaald (1990: 306.961; 1998: 241.010). Deze daling heeft voornamelijk de zuidelijke landen zoals Spanje, Italië en vooral Portugal getroffen. Deze daling kan slechts gedeeltelijk worden toegeschreven aan de wijzingen die zijn aangebracht bij de vernieuwing van de visserijovereenkomst tussen de EU en Marokko. Onder andere in de Azoren is er een toename van het aantal vissers sedert 1991. Op Luxemburg (ca. 35 arbeidsplaatsen) en Oostenrijk (ca. 900 arbeidsplaatsen) na, heeft de België de laagste tewerkstelling in de EU-visserijsector. [59]

[59] Ibid. voetnoot 25.

HOOFDSTUK 2
HET BELGISCH VISSERIJBELEID

2.1 Het gemeenschappelijk visserijbeleid

Alvorens te starten met een algemene beschrijving van de Belgische zeevisserijsector is het van belang het juridisch kader te schetsen waarbinnen deze sector zich beweegt. Immers, verscheidene trends en ontwikkelingen binnen de Belgische zeevisserijsector kunnen worden verklaard in het licht van de ontwikkelingen die het beleid in de loop der jaren heeft gekend. Het overheidsbeleid inzake visserij wordt in hoofdzaak gestuurd door het Gemeenschappelijk Visserijbeleid van de Europese Unie. Slechts een beperkt aantal taken (voornamelijk op het vlak van aanvullende subsidiëring en het uitvoeren van controle) behoren nog tot de exclusieve bevoegdheid van de lidstaten. Een korte schets van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid is dus aangewezen.

2.1.1 Juridische basis voor het instellen van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid

De wettelijke basis voor het visserijbeleid van de Europese Gemeenschap wordt gevormd door artikel 3 van het EG-verdrag.[60] Artikel 3 omschrijft de middelen van de Gemeenschap om in de doelstellingen van de EG te voorzien. Deze activiteiten omvatten onder meer het tot stand brengen van een gemeenschappelijk beleid op het gebied van landbouw en visserij (art. 3 (e)).

De basis voor het gemeenschappelijk visserijbeleid wordt nader bepaald in de artikelen 32 tot en met 38 (Titel II inzake landbouw) van het EG-Verdrag:

> 'De gemeenschappelijke markt omvat mede landbouw en de handel in landbouwproducten. Onder landbouwproducten worden verstaan de voortbrengselen van bodem, veeteelt en visserij alsmede de producten in eerste graad van bewerking welke met de genoemde voortbrengselen verband houden'[61]

De werking en de ontwikkeling van een gemeenschappelijke markt voor landbouwproducten dient gepaard te gaan met de totstandkoming van een gemeenschappelijk landbouwbeleid van de lidstaten (art. 32 (4)). Het gemeenschappelijk landbouwbeleid heeft als objectief de volgende doelstellingen te realiseren: (a) een verhoging van de productiviteit van de landbouw door de technische vooruitgang te bevorderen en door de rationele ontwikkeling van de landbouwproductie en een optimaal gebruik van de arbeidskrachten te verzekeren; (b) een redelijke levensstandaard voor de landbouwbevolking

[60] Verdrag tot oprichting van de Europese Gemeenschap, *PB.C. 340,* 10 november 1997, pp. 173-308.
[61] Artikel 32 (1) onder titel II van het EG-Verdrag, *PB.C. 340,* 10 november 1997, pp. 173-308.

verzekeren; (c) stabilisering van de markten; en (d) de verzekering van het aanbod en de verzekering dat dit aanbod de consument tegen redelijke prijzen bereikt (art. 33).

Naast de artikelen inzake het landbouwbeleid zijn nog twee andere artikelen van belang bij de totstandkoming van het EG-visserijbeleid. Enerzijds is er het artikel 7 van het EG-verdrag dat het non-discriminatie beginsel op grond van nationaliteit vooropstelt. Anderzijds kan op basis van artikel 235 van het EG-verdrag de Raad de passende maatregelen nemen, indien een optreden van de Gemeenschap noodzakelijk blijkt om de doelstellingen van de Gemeenschap te verwezenlijken, zonder dat het Verdrag in de daartoe vereiste bevoegdheden voorziet.[62]

2.1.2 Het Gemeenschappelijk Visserijbeleid – periode 1983-1992

Op 25 januari 1983 werd door de Europese Raad Verordening nr. 170/83[63] goedgekeurd, waarmee het Gemeenschappelijk Visserijbeleid van kracht werd. Het Gemeenschappelijk Visserijbeleid, zoals aangenomen in 1983, had de volgende doelstelling:

> 'to ensure the protection of the fisheries grounds, the conservation of the biological resources of the sea and their balanced exploitation on a lasting basis and in appropriate economic and social conditions'

Het Europese beleid inzake visserij concentreerde zich in deze periode voornamelijk op het behoud van en de toegang tot de visbestanden. Hiervoor werd een beroep gedaan op het systeem van de 'Total Allowable Catches' (TACs), de maximale hoeveelheid vis die binnen een welbepaalde periode (doorgaans één jaar) van de verscheidene visstocks mag worden gevangen. Door middel van het quotasysteem worden de lidstaten verzekerd van een vastgesteld aandeel van deze TACs.[64]

Gelijktijdig met de invoering van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid werd een pakket technische maatregelen voor de instandhouding van de visstocks aangenomen.[65] De doelstelling bij het instellen van technische maatregelen is tweeledig. Enerzijds dienen ze het selectief vissen te bevorderen, waarbij de onvolwassen (ondermaatse) vis door de mazen van het vistuig kunnen ontsnappen. Anderzijds wordt gepoogd het mariene ecosysteem te beschermen door het gebruik van ecologisch verantwoorde visserijmethoden te stimuleren.[66]

---

[62] MAES, F., & CLIQUET, A., *Internationaal en nationaal recht inzake de bescherming van de Noordzee,* 1997, pp. 657-659.
[63] Verordening nr. 170/83 van 25 januari 1983 met betrekking tot de instelling van een gemeenschappelijk beleid ter behoud en beheer van de visbestanden, *PB. L. 24, 27 januari 1983*
[64] LONG, J.R., & CURRAN, P.A., *Enforcing the Common Fisheries Policy*, Fishing News Books, Oxford, 2000, pp. 14-19.
[65] Ibid., voetnoot 31.
[66] LONG, J.R., & CURRAN, P.A., *Enforcing the Common Fisheries Policy*, Fishing News Books, Oxford, 2000, pp. 18.

Niettegenstaande het beleid werd goedgekeurd voor de duur van 20 jaar, werd het reeds begin jaren '90 aan een tussentijdse herziening onderworpen.

2.1.3 Het Gemeenschappelijk Visserijbeleid – periode 1992-2002

Het rapport van deze tussentijdse evaluatie, zoals voorgesteld door de Europese Commissie, maakte voor het eerst duidelijk gewag van de discrepantie tussen de omvang van de communautaire visbestanden en de totale capaciteit van de Europese vissersvloten.
Een doorlichting van de visserij-industrie, de staat en de duurzaamheid van de visbestanden en de economische ontwikkeling van de kustzones leidde tot de vaststelling dat een algemene crisis in de visserijsector onvermijdelijk was, tenzij een aantal kernelementen van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid werden bijgestuurd. Het werd bovenal duidelijk dat de capaciteit van de vloten niet in verhouding stond tot de beschikbare visbestanden, waardoor de duurzame exploitatie van de visbestanden in het gedrang kwam.[67]

Deze herziening resulteerde eind 1992 in een nieuw Gemeenschappelijk Visserijbeleid voor de visserij en aquacultuur, waarbij de nieuwe Verordening nr. 3760/92 van kracht werd. De doelstellingen van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid 1992-2002 werden als volgt omschreven[68]:

> 'Wat de exploitatieactiviteiten betreft bestaan de algemene doelstellingen van het gemeenschappelijk visserijbeleid erin de beschikbare en toegankelijke levende mariene aquatische bestanden te beschermen en in stand te houden, te zorgen voor de rationele en verantwoorde exploitatie daarvan op duurzame basis en onder voor deze sector passende economische en sociale voorwaarden, daarbij rekening houdend met de consequenties voor het mariene ecosysteem en in het bijzonder met de behoeften van zowel de producenten als de consumenten. Te dien einde wordt er een communautaire regeling voor het beheer van de exploitatieactiviteiten ingesteld die het mogelijk dient te maken een duurzaam evenwicht tussen bestanden en exploitatie in de verschillende visserijgebieden tot stand te brengen.'

Hoewel de doelstellingen van het hernieuwde Gemeenschappelijk Visserijbeleid uitgebreider zijn dan de vorige, werden de initiatieven voor het beheer en instandhouden van de visbestanden niet gewijzigd.

In verordening nr. 3760/92 werden de krijtlijnen geschetst voor de totstandkoming van een wetgevend kader voor het Gemeenschappelijk Visserijbeleid.
Dit wetgevend kader omvat vier fundamentele elementen: (a) de toegang tot de communautaire wateren en visbestanden; (b) de harmonisatie van het instandhoudingsbeleid; (e) de herstructurering

[67] Ibid., pp. 13-21
[68] Art. 2 (1) van verordening nr. 3760/92 van 20 december 1992 ter invoering van het Gemeenschappelijk Beleid voor Visserij en aquacultuur, *PB. L. 389,* 31 december 1992.

van de communautaire vloot; en (d) de bevordering van de controle en naleving van de communautaire maatregelen. In aanvulling hierop omvat het Europees visserijbeleid tevens een markt- en prijsbeleid en een extern visserijbeleid.[69]

- De toegang tot de communautaire wateren wordt exclusief geregeld via het Gemeenschappelijk Visserijbeleid, waaronder eveneens de technische verplichtingen vallen, zoals ondermeer minimum maaswijdten, die moeten worden nageleefd bij de exploitatie van bepaalde visgronden en/of -soorten. Verder zijn hierin maatregelen vervat die de duur van de activiteit alsook de hoeveelheden van de vangsten beperken. De toegang tot het Belgisch gedeelte van de Noordzee alsook de toegangsgebieden van de Belgische vissersvaartuigen worden nader toegelicht in hoofdstuk 2.1.4.

- De harmonisatie van het instandhoudingsbeleid is gebaseerd op het TAC/quota systeem, dat tot op heden nog steeds de hoeksteen van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid vormt. De omvang van de toegelaten exploitatie van de verschillende visstocks wordt jaarlijks vastgesteld door ICES op basis van wetenschappelijke expertise met het oog op de instandhouding van een welbepaald visbestand. De Europese Commissie evalueert dit advies en legt het vervolgens voor aan de Raad, die op zijn beurt de uiteindelijke omvang van de TACs goedkeurt bij gekwalificeerde meerderheid. Een belangrijk aspect hierbij is dat de TACs, zoals goedgekeurd door de Raad, vaak een stuk hoger liggen dan wat initieel door de wetenschappelijke instanties werd aanbevolen. De TACs worden vervolgens via een vaste sleutel verdeeld over de verschillende lidstaten, waarbij aan elke lidstaat een bepaald quotum voor de verschillende vissoorten en -stocks wordt toegewezen. De lidstaten kunnen deze toegewezen quota onderling met elkaar verruilen (het zgn. "swappen"). De omvang, de samenstelling en de evolutie van de Belgische quota worden in Hoofdstuk 3.2.1 verder toegelicht.

- Nieuw in het visserijbeleid sedert 1992 is de koppeling tussen het instandhoudingsbeleid en de herstructurering van de vissersvloot. De herstructurering is vooral gericht op de reductie van de vangstcapaciteit van de Europese vloot.

Parallel aan bovenstaande elementen werden een aantal maatregelen genomen om de communautaire visserijsector (financieel) te begeleiden. De doelstellingen die werden vooropgesteld bij het invoeren van structurele maatregelen voor de visserijsector zijn herhaaldelijk gewijzigd. In de beginperiode begeleidden de structurele maatregelen vooral de *ontwikkeling* en de modernisering van de vloten binnen de verschillende lidstaten. Pas wanneer duidelijk werd dat de vangstcapaciteit van de vloot niet meer in overeenstemming was met de beschikbare visbestanden, werden pogingen ondernomen om de

[69] LONG, J.R., & CURRAN, P.A., *o.c.*, pp. 21-23.

klemtoon te verschuiven naar de *inperking* van het aantal vaartuigen, alsook van hun graad van activiteit.[70]

Sedert 1983 vertalen de hierboven genoemde structurele maatregelen zich in Meerjarige Oriëntatieprogramma's (MOPs). Deze programma's begeleiden de vermindering van de visserij-inspanning, met als doel deze beter af te stemmen op de beschikbare visbestanden. Zowel de reductienormen in MOP II (1987-1991) als in MOP III (1992-1996) bleken ruim onvoldoende om de overcapaciteit van de communautaire vloot in te dammen. Uit het 'Lassen-verslag' (1995) bleek dat de visserij-inspanning van de communautaire visserijvloot op het einde van de MOP III nog steeds te groot was in vergelijking met de exploitatiemogelijkheden van de visbestanden. Daardoor werd in MOP IV (1997-2001) opnieuw een inkrimping van de visserij-inspanning voorgesteld, ditmaal met 5 %.[71] Recent werd MOP IV met één jaar verlengd tot 31 december 2002. Deze herstructurering van de vloot wordt financieel begeleid via het Financieringsinstrument voor de Oriëntatie van de visserij (FIOV) dat sedert 1993 alle overheidsmiddelen ter ondersteuning van de visserijsector bundelt (zie ook Hoofdstuk 2.1.5.2). De consequenties van deze MOP-programma's voor de Belgische vissersvloot worden besproken in Hoofdstuk 3.1.

- De controle en afdwingingsmaatregelen zijn een noodzaak om de bescherming van de visstocks te garanderen. Op dit ogenblik vertoont het controlemechanisme nog tal van zwakheden, zoals het gebrek aan harmonisering van de sancties en maatregelen, gebrek aan coördinatie bij het toezicht, niet efficiënte acties bij overtredingen, enz. Een aantal nieuwe initiatieven in de visserijsector, zoals de invoering van het satelliet-monitoring-systeem, waarmee visservaartuigen voortdurend kunnen worden gevolgd, moet er in de toekomst voor zorgen dat de controle op de naleving van de reglementering doeltreffender wordt.

Aanvullend omvat het Europees visserijbeleid de instelling van een markt- en prijsbeleid en een extern visserijbeleid. Het markt- en prijsbeleid wil een redelijk inkomen voor de producenten (reders), en een stabiele aanvoer voor de consumenten verzekeren. Het externe visserijbeleid bestaat enerzijds uit een aantal bilaterale visserij-akkoorden met derde staten en anderzijds bepaalt het de rol van de Europese Unie in een aantal internationale visserij-organisaties.

[70] LONG, J.R., & CURRAN, P.A., *o.c.*, p. 28.
[71] Ibid., p. 30.

2.1.4 Herziening van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid – periode 2002-

Zoals vastgesteld in Verordening 3760/92[72] en in de toetredingsakten van 1985[73] (Spanje en Portugal) en 1994[74] (Zweden, Finland en Oostenrijk) dient de toegang tot de 6 tot 12 mijlzone, de toegang tot de 'Shetland Box' en de toegang tot de Noordzee uiterlijk voor eind 2002 te worden herzien. Maar nog afgezien van deze wettelijke bepalingen is het Gemeenschappelijk Visserijbeleid na 20 jaar duidelijk aan een grondige herziening toe.

Verscheidene bronnen, waaronder het recente groenboek omtrent de toekomst van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid[75] tonen aan dat, ondanks veelvuldige herzieningen van de verscheidene programma's en beheersmaatregelen, het beleid nog steeds worstelt met zijn initiële kernprobleem, m.n. de overbevissing van de visbestanden als gevolg van het onevenwicht tussen de vangstcapaciteit van de vloot en de beschikbare visbestanden. Ook op internationale fora wordt steeds opnieuw gewezen op de dringende nood aan een omvattend en efficiënt systeem om een duurzame visserij mogelijk te maken. In de Ministeriële Verklaring van Bergen[76], opgesteld naar aanleiding van de Vijfde Ministeriële Noordzeeconferentie in maart 2002, werd de bezorgdheid geuit omtrent de alarmerende terugloop van de visstocks en de druk die wordt uitgeoefend op het mariene milieu als gevolg van de visserijactiviteit. De noodzaak om de vlootcapaciteit verder in te krimpen en de TACs op te stellen in overeenstemming met wetenschappelijke adviezen werd nogmaals bevestigd. Daarnaast werd de problematiek van de zgn. discards[77] en de bijvangsten[78] aangekaart, waarbij wordt aangedrongen op de introductie van een adequaat controle- en rapporteringsysteem. Met de Verklaring van Bergen werd opnieuw een onmiskenbaar signaal gegeven om de druk, die door de visserijactiviteit op het mariene ecosysteem wordt uitgeoefend, te reduceren met het oog op het bekomen van een duurzame exploitatie van de visserijbestanden. Daartoe moet, volgens de Verklaring van Bergen, aandacht worden besteed aan het stimuleren van alternatieve en meer selectieve visserijmethoden die een kleinere impact hebben op het mariene ecosysteem en aan het instellen van gesloten gebieden ter bescherming van de visbestanden en hun voortplanting. De problematiek inzake

[72] Verordening 3760/92 van 20 december 1992 ter invoering van het Gemeenschappelijk Beleid voor Visserij en Aquacultuur, *PB. L. 389*, 31 december 1992.
[73] Toetredingsakte van Spanje en Portugal, *PB. L. 302*, 15 november 1985.
[74] Verordening 3237/94 van 21 december 1994 tot vaststelling van de bepalingen ter uitvoering van de in de Akte van Toetreding van Oostenrijk, Finland en Zweden bedoelde regeling voor de toegang tot de communautaire wateren, *PB. L. 338*, 28 december 1994.
[75] *Groenboek voor de toekomst van het gemeenschappelijk visserijbeleid.* Deel I en II, Europese Gemeenschappen, 2001.
[76] Verklaring van Bergen, Vijfde Noordzeeconferentie omtrent de bescherming van de Noordzee, 20-21 maart 2002, Bergen, Noorwegen: zie: www.northseaconference.no.
[77] De benaming 'discards' wordt gebruikt als verzamelnaam voor verschillende vissoorten die in de netten belanden bij het vangen van de hoofdvis. De discards kunnen in drie categorieën worden ingedeeld; 1. Operationele discarding, die vooral een gevolg zijn technische maatregelen zoals de maaswijdten; 2. economische discarding die marktgebonden is (highgrading); 3. quotagebonden discard.
[78] Bijvangst is de vangst die eveneens gevangen wordt naast de doelsoort.

duurzame visserij bleef ook op de recente Top voor Duurzame Ontwikkeling in Johannesburg (2002) niet onaangeroerd. Er werden afspraken gemaakt om ten laatste tegen 2015 de visstocks van uitputting de vrijwaren.[79]

In mei 2002 lanceerde de Europese Commissie een omvattend voorstel tot herziening van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid.[80] Zoals hierboven reeds werd aangehaald, vormt de overexploitatie van verscheidene communautaire visbestanden de belangrijkste uitdaging bij de hervorming van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid. Hieronder worden de belangrijkste voorstellen tot hervormingen opgesomd:[81]

- Inzake de toegang tot de communautaire wateren blijft de huidige reglementering grotendeels van kracht. De toegang tot de visserijgebieden binnen de 6 tot 12 mijlzone blijft beperkt tot de kleinschalige kustvisserij en de vaartuigen die er historische rechten genieten. Het wetgevingskader voor de toegang buiten de 12-mijlszone zal worden uitgebreid tot alle visbestanden die zich in de communautaire wateren bevinden. Daarnaast zullen de uitzonderingsmaatregelen voor welbepaalde visbestanden (zoals de 'Shetland Box') in het licht van instandhoudingsbehoeften worden geëvalueerd.

- Op het vlak van de instandhouding van de hulpbronnen en visserijbeheer stelt de commissie voor om de TACs voortaan vast te leggen in het kader van een meerjarig beheersplan voor commerciële visbestanden of groepen van bestanden. Om de impact op het ecosysteem zo veel mogelijk te reduceren, zullen de technische maatregelen worden verscherpt en zullen milieu- en biodiversiteitsaspecten in het visserijbeleid worden opgenomen. Om de verschillende aspecten van het visserijbeheer open te stellen voor belanghebbende partijen, stelt de commissie voor om 'regionale adviesraden voor het visserijbeheer' op te richten.

- De inperking van de visserijcapaciteit van de vloot vormt een essentieel onderdeel van deze meerjarige beheersplannen. De commissie stelt voor om de MOPs af te schaffen omwille van hun geringe efficiëntie en deze te vervangen door een nieuw systeem die een uitbreiding van de bestaande capaciteit onmogelijk moet maken. De overheidssteun, die tot nog toe werd gebruikt voor de modernisering van de visserijvloot wordt stopgezet, en zal voortaan worden aangewend om de sociaal-economische effecten van de herstructurering (werkgelegenheidsverlies) tijdelijk op te vangen. Doordat de aquacultuur een goed alternatief kan bieden als bron van werkgelegenheid, zonder de druk op de bestaande visbestanden te verhogen, zal deze voortaan eveneens een prioriteit vormen in het visserijbeleid.

[79] www.un.org/events/wssd/, geconsulteerd op 5 september 2002.
[80] *Mededeling van de Commissie betreffende de hervorming van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid,* roadmap, Europese Commissie, 28 mei 2002.
[81] Ibid.

- De voorstellen van de Commissie omvatten eveneens een nieuw regelgevingskader voor controle en rechtshandhaving van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid. Vooral het gebrek aan coördinatie en afstemming van het controlebeleid en het sanctieregime van de nationale overheden hebben een efficiënt controlemechanisme in de weg gestaan. In antwoord hierop is de Commissie voorstander om een Gezamenlijke Inspectiestructuur op te richten, met een duidelijke afbakening van de verantwoordelijkheden (EU/lidstaat) en een transparante en uniforme wetgeving. Bestaande controletechnieken, zoals het satellietvolgsysteem (VMS), worden versterkt en uitgebreid tot kleinere vaartuigen. Tenslotte wordt aan de nieuwe controlereglementering een versterkt sanctieregime gekoppeld.

- Een deel van de EU-vloot vist op volle zee of in de wateren van derde landen die met de EU een visserij-overeenkomst hebben afgesloten. De EU wenst ook in deze gebieden een bijdrage te leveren tot een duurzame visserij. Mede daarom worden ook op het vlak van de internationale visserij een aantal initiatieven gelanceerd. Naast het voorstel om de beleidsdialoog met derde landen te bevorderen en op te nemen in een geïntegreerd kader voor visserijpartnerschappen, wordt een Actieplan gelanceerd om illegale, niet-aangegeven en niet-gereglementeerde visserij (IUU) te bestrijden. Zonder de typische kenmerken van de regio over het hoofd te zien, zullen de basisbeginselen van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid ook in het Middellands Zeegebied van toepassing zijn.

2.1.5 Geografische afbakening van en toegang tot de visgronden

In beginsel geldt binnen de Europese Unie het principe van de gelijke toegang tot de communautaire wateren. Deze gelijke toegang tot de visgronden is echter onderworpen aan een aantal beperkingen.
De toegang tot de 6 tot 12 mijlszone is voorbehouden aan de kustvaartuigen en de vaartuigen die er historische rechten genieten.[82] Op basis van verordening 3760/92 kunnen Nederlandse vaartuigen onbeperkt vissen in de Belgische territoriale zee vanaf 3 tot 12 zeemijl. Franse vaartuigen hebben het recht om binnen deze zone onbeperkt te vissen op haring. De bepalingen van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid gelden echter onverminderd bestaande nabuurschapsakkoorden. Zo heeft Nederland op basis van het Benelux-akkoord het recht om in de Belgische territoriale zee van 0 tot 3 zeemijl onbeperkt te vissen. In de Belgische territoriale zee is de visserij op Tong binnen de zone van drie mijlen van de kust verboden voor vissersvaartuigen met een brutotonnenmaat boven de 70 BT.[83]

[82] Verordening (EEG) 3760/92 van 20 december 1992 tot invoering van een communautaire regeling voor de visserij en de aquacultuur, *PB.L. 389.*, 31 december 1992.
[83] KB van 14 augustus 1989 tot vaststelling van aanvullende nationale maatregelen voor de instandhouding en het beheer van de visbestanden en voor controle op de visserijactiviteiten, *B.S.*, 2 september 1989.

Overeenkomstig (EG)verordening 3760/92 hebben de Belgische vissersvaartuigen het toegangsrecht tot de volgende visgebieden:

- Noordzeekust (Deense-Duitse grens tot Hanstholm van 6 tot 12 mijl):
    - gebied Blåvands Hunk tot Bovjerk onbeperkt voor Kabeljauw en in de maanden juni en juli op schelvis;
    - gebied Thyboron-Hanstholm onbeperkt voor wijting en in de maanden juni en juli Schol;
- Skagerrak (Hanstholm-Skagen) (4 tot 12 mijl) voor onbeperkte Scholvangst in de maanden juni en juli;
- Belgische-franse grens tot het oosten van het departement La Manche (monding van La Vire – Grandcamp-les-Bains 49° 23'30'' NB – 1°2' WL richting noord-noordoosten) onbeperkt op demersale soorten en St-Jacobsschelpen
- Nederlandse kustwateren (hele kust) van 3 tot 12 zeemijl onbeperkt op alle soorten
- Shetland-gebied: maximum 2 Belgische vissersvaartuigen

Op basis van het Benelux-akkoord, hebben Belgische vissersvaartuigen tevens het recht om de ganse Nederlandse territoriale zee onbeperkt te bevissen.

2.1.6 Het subsidiebeleid

Een aantal initiatieven in de visserijsector worden door de overheid financieel ondersteund. Deze financiering ten behoeve van de visserijsector gebeurt enerzijds op Vlaams, anderzijds op Europees niveau. Voor de investeringen die door Vlaanderen worden ondersteund werd in 1997 het FIVA (Financieringsinstrument voor de Vlaamse Visserij- en aquacultuursector) opgericht. De tegemoetkomingen vanwege de Europese Unie zijn afkomstig van het FIOV (Financieringsinstrument voor de Oriëntatie van de Visserij).

2.1.6.1 Financieringsinstrument voor de Vlaamse Visserij- en aquacultuursector (FIVA)

Het FIVA werd opgericht bij het decreet van 30 april 1997[84] en heeft de opdracht bij te dragen tot de structuurverbetering in de visserij- en aquacultuursector. Deze ondersteuning omvat:[85]

1. De aanpassing van de visserij-inspanning door definitieve beëindiging van de visserijactiviteit;
2. De tijdelijke stillegging van de zeevisserijactiviteiten;

[84] Decreet van 13 mei 1997 houdende de oprichting van een financieringsinstrument voor de Vlaamse Visserij- en aquacultuursector, *B.S.*, 17 juni 1997.
[85] Financieringsinstrument voor de Vlaamse visserij- en aquicultuursector, FIVA, Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Activiteitenverslag 2000, pp. 6-7.

3. De heroriëntatie van de visserijactiviteiten door oprichting van tijdelijke samenwerkings verbanden en gemende vennootschappen;
4. De experimentele visserij;
5. De vernieuwing van de vissersvloten door bouw en modernisering van de vissersvaartuigen;
6. De aquacultuur, inbegrepen de productie van schaal- en weekdieren;
7. Het verwerven van goederen van blijvende aard zoals vaartuigen, grond, gebouwen, constructies, bedrijfsuitrusting, installaties, machines, werktuigen en materieel, in het bijzonder de eerste installatie van reders en viskwekers;
8. De inrichting van mariene zones langs de kusten;
9. De uitrusting van de vissershavens;
10. De verwerking en afzet van visserijproducten, voornamelijk in coöperatief verband;
11. De verkoopbevordering en het zoeken naar nieuwe afzetmogelijkheden;
12. Ondersteunende maatregelen ter vrijwaring van de ingezette kapitalen tot realisatie van de beoogde verrichtingen voorwerp uitmakend van punt 1 tot 11.

Het financieringsinstrument kan zowel rentesubsidies als gelijkwaardige kapitaalpremies verlenen. Daarnaast heeft het FIVA de bevoegdheid om overheidswaarborgen te verlenen bij leningen die worden afgesloten voor investeringen in de visserij- en aquacultuursector.[86]

In 2000 werden opvallend veel minder aanvragen ingediend dan in 1999. In 2000 werden 13 aanvragen ingediend met betrekking tot steun voor eerste installatie en investeringen (1/7 van 1999) en 27 aanvragen tot overbruggingskrediet. Volgens FIVA is de terugval van het aantal ingediende dossiers een gevolg van de piek in 1999 en de verhoogde brandstofprijzen (= ongunstig investeringsklimaat) in 2000. In 2000 werd iets minder dan € 1,7 miljoen steun toegekend aan de visserij- en aquacultuursector. Onderstaande tabel geeft een overzicht van deze steun.[87]

Tabel 2: Overzicht van de toegekende steun door FIVA in 2000

Investeringsvorm	Rentesubsidie	Kapitaalpremie	Totaal
Nieuwbouw van vaartuig	26.239.119	-	26.239.119
Modernisering van vaartuig	882.604	3.802.680	4.685.284
Aankoop vervangend vaartuig	-	-	-
1e installatie/aankoop vaartuig	19.887.578	1.266.316	21.153.894
redersatellers	155.620	261.658	417.278
Aquacultuur	466.533	30.121	496.654
Herziening dossiers 98/99	3.882.809	0	3.882.809
Experimentele visserij		11.384.454	11.384.454
Totaal (euro)	1.277.005	415.103	1.692.108

Bron: FIVA activiteitenverslag, 2000

[86] Ibid., p. 7.
[87] Ibid., p. 25.

Uit bovenstaande gegevens blijkt dat het grootste gedeelte van de gesubsidieerde investeringen betrekking hebben op nieuwbouw en overname van een vaartuig in het kader van een eerste installatie. Aanvragen voor de ondersteuning van initiatieven in de aquacultuursector blijven, net zoals de voorgaande jaren, vrij beperkt.

Naast bovengenoemde steunmaatregelen, kende het FIVA in 2000 voor een totaal bedrag van € 1,56 miljoen aan waarborgen toe.

2.1.6.2 Financieringsinstrument voor de Oriëntatie van de Visserij (FIOV)

In de meeste gevallen is de FIVA-steunverlening slechts een gedeelte van het totale subsidiepakket ten behoeve van investeringsprojecten binnen de visserij.[88] Sedert 1994 is de communautaire steunverlening afkomstig van het FIOV, dat als specifiek instrument voor de visserij- en aquacultuursector opereert naast de grote structuurfondsen EOGFL-Oriëntatie, EFRO (Europees Fonds voor Regionale Ontwikkeling) en ESF (Europees Sociaal Fonds).

Het eerste nationaal programma, dat werd gefinancierd door het FIOV, liep van 1994 tot 1999. De hierin voorziene middelen werden volledig (Vlaanderen: 94,43 % van het totale budget) besteed aan investeringsprojecten in de visserij. De uitbetaling ervan liep tot 2001.[89]
Bij beschikking C(2000)3938 van 21 december 2000[90] werd het financieringsprogramma voor de periode 2000-2006 goedgekeurd. De totale Europese steunverlening die aan België werd toegekend bedraagt € 35,30 miljoen.[91] Het beschikbare budget werd verdeeld over 5 zwaartepunten, die hierna worden toegelicht.[92]

Zwaartepunt 1: Aanpassing van de visserij-inspanning. Deze maatregelen hebben betrekking op (a) definitieve beëindiging; (b) overbrenging naar een derde land en andere doeleinden dan de visserij en (c) gemengde vennootschappen.

[88] Indien een project voor een tegemoetkoming vanwege de Europese Unie (FIOV) in aanmerking komt, wordt het bedrag van de FIVA steun beperkt tot 20 %, zodat nog 20 % FIOV steun kan worden toegekend. De steun vanwege de EU kan maximaal 40 % op de investering bedragen, die wordt beperkt tot een plafond in functie van de tonnenmaat van het vaartuig.
[89] Ibid. voetnoot 53, pp. 38-39
[90] Beschikking C(2000) 3938 *houdende goedkeuring van het enkelvoudig programmeringsdocument voor de structurele bijstandsverlening van de Gemeenschap in de visserijsector in België (regio's buiten doestelling 1*), 21 december 2000.
[91] Vlaanderen beschikt initieel over 90 % van deze middelen, het Waalse Gewest en de Federale overheid ontvangen elk 5 % van dit budget
[92] Structurele fondsen België. Visserij buiten doelstelling 1, enkelvoudig programmeringsdocument, periode 2000-2006, goedgekeurd bij Beschikking C(2000) 3938 van 21 december 2000 en www.cmlag.fgov.be, 23 oktober 2001.

Toegekende steun: Na MOP IV (vanaf 31 december 2001) wordt hiervoor € 2,1 miljoen binnen zwaartepunt 3 ter beschikking gesteld.

Zwaartepunt 2: Vernieuwing en modernisering van de vissersvloot. Deze maatregelen hebben betrekking op (a) bouw van nieuwe vaartuigen en (b) modernisering van bestaande vaartuigen.
Toegekende steun: € 9,7 miljoen

Zwaartepunt 3: Bescherming en ontwikkeling van de levende aquatische rijkdommen, aquacultuur, uitrusting van de vissershavens, verwerking en afzet en binnenvisserij
Toegekend steun: € 14,8 miljoen

Zwaartepunt 4: Andere maatregelen. Deze hebben betrekking op kleinschalige visserij, sociaal-economische maatregelen, verkoopsbevordering, tijdelijke stillegging en innoverende acties.
Toegekende steun: € 9,4 miljoen

Zwaartepunt 5: Technische maatregelen. Deze maatregelen hebben betrekking op de implementatie, het toezicht en de evaluatie van het financieringsprogramma en andere onderzoeks- en opleidingsinitiatieven.
Toegekende steun: € 1,3 miljoen

Het beheer van de visserij-inspanning is een belangrijk aspect bij de toekenning van de steunverlening. De tussenkomsten met betrekking tot de vernieuwing van de vloot en de modernisering van de vaartuigen zijn onderworpen aan de naleving van de bepalingen inzake het Meerjarige Oriëntatieprogramma.[93] Omwille van het overschrijden van de capaciteitsbepalingen van de huidige MOP-doelstellingen, worden voor investeringen in de Belgische visserijsector momenteel geen subsidies toegekend.

De overheidssteun ten behoeve van modernisering en vernieuwing van de visserijvloot, staan haaks op de dringende noodzaak om de visserij-inspanningen te beperken. In het licht van deze doelstelling wordt de communautaire steun voor de bouw van nieuwe en efficiëntere vaartuigen zo goed als stopgezet. De middelen die hierdoor vrijkomen zullen worden aangewend om de sociaal-economische gevolgen van de bovengenoemde hervormingen te overbruggen.[94]

[93] EG-verordening 2792/1999 van 17 december 1999 tot vaststelling van de uitvoeringsbepalingen en voorwaarden voor de structurele acties van de Gemeenschap in de visserijsector, *PB. L.*, 337, 30 december 1999.
[94] *Mededeling van de Commissie betreffende de hervorming van het Gemeenschappelijk Visserijbeleid,* roadmap, Europese Commissie, 28 mei 2002, p. 10.

2.1.6.3 Het doelstelling 2-programma: kustvisserijgebied

Naast bovenstaande steunverleningsprogramma's, worden binnen de Structuurfondsen EFRO en ESF budgetten voorzien voor gebieden die vallen binnen 'doelstelling 2 – Kustvisserijgebied'. De Vlaamse kust werd hierin opgenomen. Deze budgetten worden besteed aan de ondersteuning van de diensteneconomie en de visserijsector aan de kust. De totale steun die ter beschikking wordt gesteld voor de kust bedraagt € 25,2 miljoen. Dit budget ondersteunt projecten die betrekking hebben op de omschakeling van visserij-infrastructuur en/of visserij-activiteiten naar doeleinden buiten de visserijsector (vb. toeristische attractie).[95]

[95] *Strategisch beleidsplan voor Toerisme en Recreatie aan de Kust,* uitgevoerd door Westtoer, Toerisme Vlaanderen en de Provincie West-Vlaanderen, Brugge, 2002, p. 176-177.

HOOFDSTUK 3
DE BELGISCHE ZEEVISSERIJ

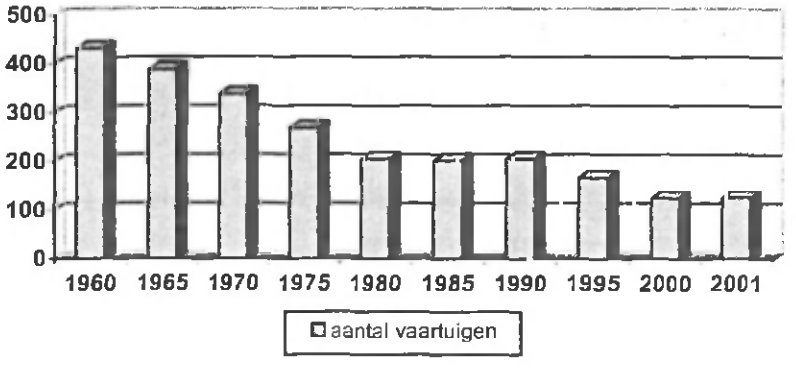
3.1 De Belgische vangstcapaciteit (input)

Het aantal vaartuigen, de capaciteit van de vaartuigen, zowel in termen van motorvermogen als brutotonnage, en het aantal zeedagen geven een indicatie van de nominale capaciteit van de vloot. Daarnaast wordt ook aandacht besteedt aan de ouderdom van de vloot en de gebruikte visserijmethoden.

3.1.1 Aantal vaartuigen

De Belgische vloot is sedert de jaren 1960 zo goed als onafgebroken geslonken. Figuur 1 geeft een indicatie van de afname van het aantal vaartuigen in de afgelopen 40 jaar.[96]

Figuur 8: Evolutie van de Belgische vissersvloot, periode 1960-2000



Bron: Officiële lijst der Belgische vissersvaartuigen, Ministerie van Verkeer en Infrastructuur, 2001

In 2001 telde de vloot nog slechts 126 vaartuigen. In vergelijking met 1960 betekent dit een vermindering met maar liefst 71 %. Gedurende de periode 1960-2000 daalde het aantal vaartuigen gemiddeld met ruim 14 % per jaar. Er zijn twee perioden waarin de vloot aan een veel hoger tempo afnam, m.n. in de periode 1975-1980 (-23,5 %) en 1995-2000 (- 25 %). De sterke terugval van de vloot sinds 1992 is het gevolg van (a) de toepassing van de beëindigingspremies in het kader van de Meerjarige Oriëntatieprogramma's (cf. infra) en (b) een herstructurering binnen de vloot, met een sterke tendens naar samenvoeging van motorvermogens en visvergunningen.

[96] Officiële lijst der Belgische vissersvaartuigen, Ministerie van verkeer en infrastructuur, Bestuur Maritieme zaken en scheepvaart, 2000, pp. 28-29.

Bij het hanteren van de cijfers met betrekking tot de omvang van de Belgische vloot, zoals weergegeven in de *'Officiële lijst der Belgische vissersvaartuigen'*, kunnen twee kantekeningen te worden geplaatst. Ten eerste zijn naar schatting een 23-tal vaartuigen, die varen onder Belgische vlag en bijgevolg vissen op Belgische quota, in werkelijkheid in handen van Nederlandse eigenaars.[97] Het KB van 3 februari 1999[98] poogt het fenomeen van deze zogenaamde 'quotahoppers' enigszins in te dammen door een verplichte economische link met de kustregio van de vlaggenstaat in te stellen. Ten tweede zijn niet alle vaartuigen het ganse jaar door actief. Gedurende het jaar 2000 beoefenden 121 vissersvaartuigen effectief de beroepszeevisserij, waarbij gemiddeld 172 zeedagen per vaartuig werd gepresteerd.[99] Eén van de vaartuigen die niet actief was in de beroepsvisserij is een schip dat wel is geregistreerd als vissersvaartuig maar in de praktijk wordt gebruikt als opleidingsvaartuig voor de visserijScholen. De overige waren schepen die nog wel een licentie hadden, maar om uiteenlopende redenen (doorgaans financiële) niet actief waren.

3.1.2 Samenstelling van de vloot

In 2001 was de Belgische vloot als volgt ingedeeld[100]:

Tabel 3: Samenstelling van de Belgische zeevisserijvloot, 2001

	Pk-klassen						
Type vaartuig	**< 250**	**250-300**	**301-600**	**601-900**	**901-1200**	**> 1200**	**Totaal**
Boomkor	5	39	1	7	30	21	103
Langoustine boomkor		4					4
Witvis + langoustine boomkor			1	2			
Garnaalvissers	3	10					13
Catamarans		1	1	1			3
Totaal	**8**	**54**	**3**	**10**	**30**	**21**	**126**

Bron: Departement voor Zeevisserij, 2001

Binnen de Europese Commissie is er een toenemende tendens om de vloten in segmenten in te delen op basis van hun 'métier'. Daaronder verstaat men de combinatie van visserijmethode, doelsoorten en bezochte visgronden. De geregistreerde vissersvaartuigen kunnen in 5 vlootsegmenten worden ingedeeld:[101]

[97] M., WELVAERT, *De Belgische zeevisserij, aanvoer en besomming*, Ministerie van Middenstand en Landbouw, Dienst Zeevisserij, 2000, p.18.
[98] KB van 3 februari 1999 tot wijziging van het koninklijk besluit van 21 juni 1994 tot het instellen van een visvergunning en houdende tijdelijke maatregelen voor de uitvoering van de communautaire regeling voor de instandhouding en het beheer van de visbestanden, *BS*, 12 februari 1999.
[99] M., WELVAERT, *o.c.*, p. 74.
[100] Introduction to the NDGP (EC), Departement voor Zeevisserij, België, 2003, p. 2.
[101] Ibid., pp. 2-3.

- Middenklasse (301-900 PK) en grote (> 900 PK) boomkorvaartuigen, met respectievelijk 8 en 51 eenheden. Deze vaartuigen vissen in hoofdzaak op platvissen (Tong en Schol). Ze vissen voornamelijk in het centrale en zuidelijk gedeelte van de Noordzee, het Engels Kanaal, de Keltische Zee, de Ierse Zee en de Golf van Biskaje;

- 44 kleine boomkorvaartuigen met een motorvermogen van 300 PK of kleiner, waarvan 30 eurokotters. Een gedeelte van deze vaartuigen concentreert zich in hoofdzaak op platvis, voornamelijk in de zuidelijke Noordzee en ten oosten van het Engelse Kanaal. Andere hebben zowel platvissen, garnalen (in de kustwateren) als Noorse kreeft tot hun doelsoorten, en bevissen deze soorten al naar gelang de toestand van de vangstmogelijkheden en marktprijzen;

- Een klein gedeelte (4 vaartuigen) langoustineboomkorren en 3 boomkorren die zowel op witvis als op langoustines kunnen vissen. Een aantal van deze vaartuigen maken gebruik van de twinrigging;

- Een 13-tal garnaalboomkorren, die enkel de grijze garnaal als doelsoort hebben. Deze vaartuigen vissen in de Belgische kustwateren en het meest zuidelijk gedeelte van de Nederlandse kustwateren;

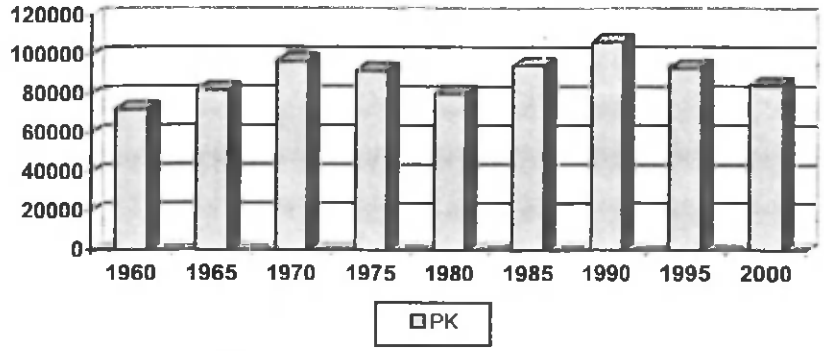
- 3 catamarans die gebruik maken van verschillende types van passief vistuig.

Zowel de kustvissers als de eurokotters bevinden zich qua motorvermogen in dezelfde categorie en exploiteren dezelfde visgronden (0 tot 12 mijlszone in het Belgisch gedeelte van de Noordzee) en doelsoorten (vnl. garnaal en platvis). Beide type vaartuigen verschillen echter van elkaar. De kustvissers zijn, om redenen eigen aan het vaartuig, sterk afhankelijk van de weersomstandigheden en blijven maximum 24 uur op zee (met gemiddeld 3 bemanningsleden aan boord). De eurokotters zijn zeer moderne vaartuigen (oudste vaartuig: bouwjaar 1981), met onbeperkte lengte en vrijwel niet onderhevig aan weersomstandigheden. Deze vaartuigen hebben tevens een grote graad van flexibiliteit, waardoor ze op vrij korte termijn (afhankelijk van bijv. de marktomstandigheden) de visserij-activiteit op andere doelsoorten en/of visgronden kunnen richten. In 1999 presteerde de groep kustvissers gemiddeld 158 zeedagen, met een gemiddelde (jaar)besomming van ca. 141.000 euro. In hetzelfde jaar presteerden de eurokotters gemiddeld 203 zeedagen, met een gemiddelde (jaar)besomming van maar liefst 530.000 euro. Uiteraard kunnen hier geen eenduidige conclusies uit worden getrokken, indien geen rekening wordt gehouden met de exploitatiekosten voor deze vaartuigen.

3.1.3 Bruto tonnage en motorvermogen van de vloot

De totale capaciteit van de Belgische vloot wordt niet enkel bepaald door het aantal vaartuigen maar evenzeer door het motorvermogen en de tonnenmaat. Zoals in onderstaande figuur wordt aangetoond, is het motorvermogen van de vloot, tijdens de voorbije decennia gestegen (1960-2000: + 2 %). [102]

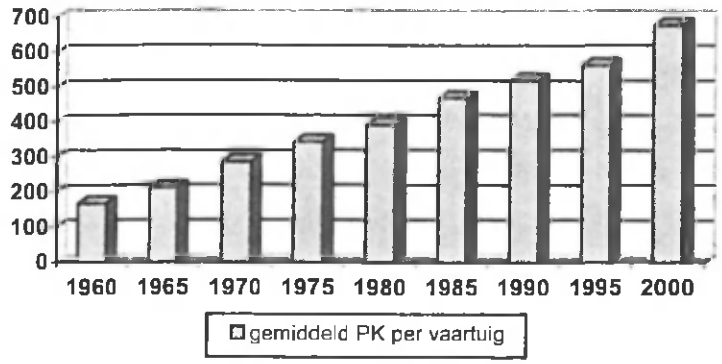
Figuur 9: Evolutie van de capaciteit van de Belgische zeevissersvloot in motorvermogen (PK), periode 1960-2000



Bron: Officiële lijst der Belgische vissersvaartuigen, Ministerie van Verkeer en Infrastructuur, 2000

Zoals hierboven reeds werd vermeld, is het aantal vaartuigen de voorbije decennia fors gedaald. Het gemiddelde motorvermogen is in dezelfde periode echter sterk gestegen. Hieruit blijkt een duidelijk verschuiving naar steeds grotere vaartuigen.

Figuur 10: Gemiddelde motorvermogen per vaartuig, periode 1960-2000



Bron: Officiële lijst der Belgische vissersvaartuigen, Ministerie van Verkeer en Infrastructuur, 2000 + eigen berekeningen

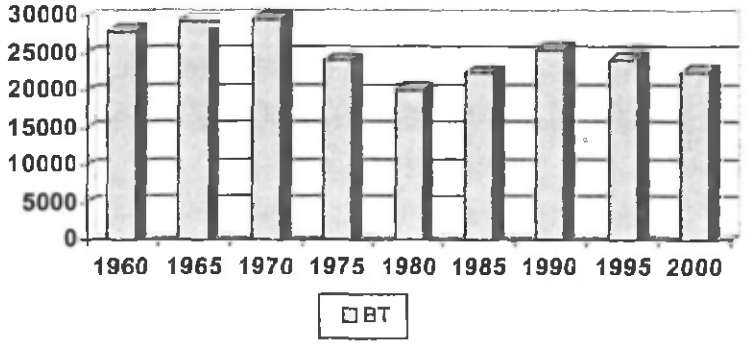
[102] Officiële lijst der Belgische vissersvaartuigen, *o.c.*, pp. 28-29.

Het gemiddelde motorvermogen per vaartuig stijgt lineair. Vooral vanaf de jaren 1980 (invoering van de licenties) vormt de opkoop van kleinere vaartuigen door het groot segment een belangrijke verklaring voor deze stijging. De kleine vaartuigen worden aan de vloot onttrokken (daling van de vissersvloot in eenheden) terwijl hun motorvermogen wordt samengevoegd met het grote vaartuig (totale capaciteit van de vloot blijft constant of kan stijgen). Via het KB van 13 mei 1999[103] werd de limiet voor het samenvoegen van de motorvermogens opgetrokken tot 1300 PK).

Het toekennen van beëindigingpremies bij stopzetting van de visserijactiviteit enerzijds en de subsidiëring van vernieuwing en modernisering van de bestaande vloot anderzijds vormden eveneens een stimulerende factor in de verdere afname van het kleine vlootsegment.

De capaciteit van de vloot omvat naast het motorvermogen ook de bruto tonnenmaat. Figuur 11 geeft de evolutie weer van de capaciteit van de Belgische zeevissersvloot uitgedrukt in bruto tonnenmaat.[104]

Figuur 11: *Evolutie van de capaciteit van de Belgische zeevissersvloot in tonnenmaat (BT)*



Bron: Officiële lijst der Belgische vissersvaartuigen, Ministerie van Verkeer en Infrastructuur, 2000

In tegenstelling tot het motorvermogen vertoont de bruto tonnenmaat een lichte neerwaartse trend. De gemiddelde bruto tonnenmaat per vaartuig is in de voorbije decennia bijna verdrievoudigd (1960: 65 BT/vaartuig; 2000: 180 BT/vaartuig). Het gemiddelde motorvermogen en bruto tonnage vertonen beiden een gelijklopende, sterk stijgende, trend.

Door enkel het motorvermogen en de tonnenmaat te bekijken, kan wel een idee worden gevormd van de *nominale* capaciteit van de vloot, maar niet van de *effectieve* capaciteit. Men kan er echter vanuit

[103] KB van 13 mei 1999 tot wijziging van het KB van 21 juni 1994 tot het instellen van een visvergunning en houdende tijdelijke maatregelen voor de uitvoering van de communautaire regeling voor de instandhouding en het beheer van de visbestanden, *BS*, 29 mei 1999.
[104] Officiële lijst der Belgische vissersvaartuigen, *o.c.*, pp. 28-29.

gaan dat de effectieve capaciteit van de vloot meer is gestegen dan de nominale gegevens doen vermoeden, dit omwille van beter vistuig, betere opsporingsmethoden om de vis te lokaliseren, enz. Het inschatten van de effectieve capaciteit van de vloot is echter geen sinecure, vooral omdat onvoldoende gegevens voorhanden zijn. Zo kan in de meer gespecialiseerde visserij, de bekwaamheid van de schipper (de zgn. 'fishermen skills), een cruciale rol spelen in het rendement van de visserij-activiteit. Het behoeft weinig uitleg dat ook dit een moeilijk in te schatten factor is.

3.1.3.1 Meerjarige Oriëntatieprogramma's

Zoals hiervoor reeds kort werd vermeld dient de stelselmatige terugloop van het aantal vaartuigen tijdens het afgelopen decennium gezien te worden in het licht van de Meerjarige Oriëntatieprogramma's (MOP). Zowel MOP III (1992-1996) als MOP IV (1997-2001) voorzagen in een aanzienlijke afname van de Europese vlootcapaciteit.

In het kader van MOP IV was de Belgische zeevisserijvloot niet onderworpen aan een verdere reductie van de vangstcapaciteit. De doelstellingen van MOP VI bleven – althans voor wat België betreft – dezelfde als deze van MOP III. Bij de instelling van het MOP IV in 1996 werd ervan uitgegaan dat een verdere inkrimping van de Belgische vloot de efficiëntie en de rendabiliteit van de sector zou ondergraven. Derhalve kreeg de huidige omvang van de Belgische vloot het statuut van 'minimum vitalis' en werd geen verdere vermindering van de capaciteit (noch in PK, noch in BT) opgelegd. Tabel 4 geeft een overzicht van de capaciteit van de Belgische vloot[105] en vergelijkt deze met de doelstellingen die werden opgelegd in het kader van MOP IV.[106]

Tabel 4: Overzicht van de capaciteit van de Belgische zeevisserijvloot in vergelijking met de MOP IV-doelstellingen voor België

	Situatie op 31 december 2000			Doelstellingen MOP IV 31 december 2001		Vergelijking situatie 31.12.2000 t.o.v. einddoelstellingen MOP	
	Aantal	GT[a)]	KW[b)]	GT	KW	GT	KW
Boomkor vaartuigen	119	21.969	60.960	22.008	63.987	- 39	- 3.027
Demersale trawlers	8	1.085	2.395	1.315	3.870	- 230	- 1.475
Totaal	**127**	**23.054**	**63.355**	**23.323**	**67.857**	**- 269**	**- 4.502**

(a) GT: Gross tonnage
(b) kW: 1 PK = 0,7355 kW)
Bron: De Belgische Zeevisserij, aanvoer en besomming, Ministerie van Middenstand en Landbouw, Dienst Zeevisserij

[105] De cijfers met betrekking tot de capaciteit van de vloot kunnen licht verschillen van de cijfergegevens die elders in de tekst worden gehanteerd. De situatie van de vissersvloot betreft immers steeds een momentopname en kan derhalve van dag tot dag verschillen.
[106] WELVAERT, M., *o.c.*, p. 11.

Bovenstaande gegevens tonen aan dat België reeds eind 2000 aan de doelstellingen van MOP IV voldeed. Zowel in termen van brutotonnage als in termen van motorvermogen werden de vooropgestelde criteria gehaald.

Recent werd beslist het MOP IV met één jaar te verlengen tot 31 december 2002, waarbij voor België het 'minimum vitalis'-principe werd behouden. Momenteel worden in het kader van de hervormingen van het Europese Visserijbeleid nieuwe initiatieven voorgesteld op het vlak van de vlootreductie. Na een evaluatie van de Europese Unie werden de MOPs té complex en té weinig ambitieus gevonden. Het ziet er dan ook naar uit dat deze programma's zullen worden vervangen door een ander systeem dat een uitbreiding van de visserij-inspanning onmogelijk moet maken. Het is vooralsnog onduidelijk of het 'minimum vitalis'-principe stand zal houden.

3.1.4 Aantal zeedagen

In 2000 presteerde de Belgische vloot ca. 27.500 zeedagen. Reeds een aantal jaren ligt het aantal zeedagen ongeveer op hetzelfde niveau. Het grootste deel van deze zeedagen wordt gepresteerd op de visgronden in de centrale en zuidelijke Noordzee. Vooral in de Ierse zee en de Golf van Gascogne fluctueert het jaarlijkse gemiddeld aantal zeedagen sterk. Het aantal zeedagen geeft slechts een beperkt zicht op de visserijcapaciteit. Het toenemende belang van de vangsttransporten met behulp van containers toont aan dat het aantal effectieve visdagen niet correspondeert met het aantal zeedagen.

3.1.5 Ouderdom van de vloot

In 2000 bedroeg de gemiddelde ouderdom van de vaartuigen net geen 18 jaar, tegenover 8 jaar en 15 maanden voor de motoren. In vergelijking met voorgaande jaren blijkt nog steeds een verdere verjonging van de Belgische vloot. Vooral tijdens de periode 1985-1989 deed zich een sterke toename in de bouw van nieuwe vaartuigen voor. De vlootvernieuwing is het gevolg van de aanzienlijke investeringsinspanningen ten voordele van de vervangingsnieuwbouw, die door de Europese Unie en de Vlaamse overheid worden gesubsidieerd (zie Hoofdstuk 2.1.5).

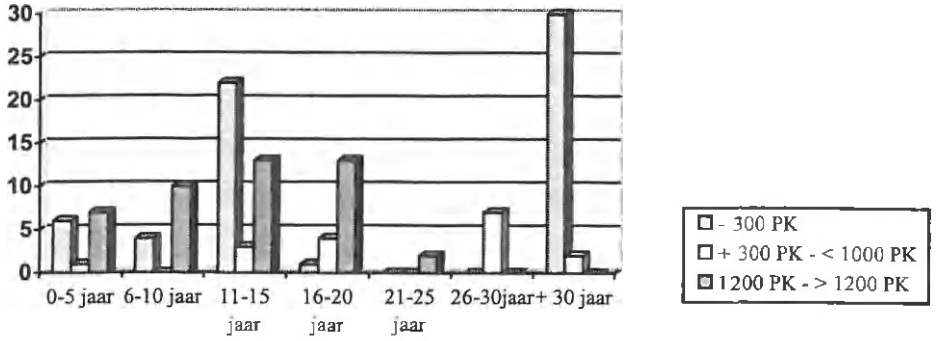
Tabel 5: Indeling van de Belgische vissersvloot naar ouderdomsklassen (bouwjaar), 2000

ouderdom	Aantal vaartuigen
0 – 5 jaar	14
6 – 10 jaar	14
11 – 15 jaar	38
16 – 20 jaar	18
21 – 25 jaar	2
26 – 30 jaar	7
+ 30 jaar	32
Totaal	125

Bron: Officiële lijst der Belgische vissersvaartuigen, Ministerie van Verkeer en Infrastructuur, 2000

Een uitsplitsing van bovenstaande gegevens volgens het vermogen van de vaartuigen leidt tot een aantal bevindingen. De kleinere vaartuigen (- 300 PK) zijn duidelijk sterk verouderd. Bijna de helft is ouder dan 30 jaar. Toch werden tijdens de afgelopen 5 jaar enkele nieuwe, kleinere vaartuigen aan de vloot toegevoegd. Deze vernieuwing in het kleine vlootsegment was geheel ten voordele van de eurokotters. De grote vaartuigen zijn (1200 PK of hoger), enkele uitzonderingen buiten beschouwing gelaten, allen jonger dan 20 jaar. Een kleine 60 % is gebouwd tijdens de jaren 1980-1989. Het gaat hier echter telkens om vervangingsnieuwbouw van vaartuigen die eerder aan de vaart werden onttrokken. Volgens de bepalingen van de Meerjarige Oriëntatieprogramma's mogen immers geen nieuwe vartuigen aan de vloot worden toegevoegd.

Figuur 12: Ouderdom van de vaartuigen in relatie tot hun capaciteit



Bron: Officiële lijst der Belgische visservaartuigen, Ministerie van Verkeer en Infrastructuur, 2000 + eigen berekeningen

3.1.6 Visserijmethodes[107]

De Belgische beroepsvisserij maakt vrijwel uitsluitend gebruik van gesleepte vistuigen: netten die door één of twee vaartuigen over de zeebodem of door de waterkolom worden gesleept. In de loop der jaren werden verschillende nettypes ontwikkeld, aangepast aan de specifieke eisen van visgronden en doelsoorten.

Vanuit technisch oogpunt worden de sleepnetten ingedeeld in bodemnetten (voor de visserij op demersale soorten, zoals Kabeljauw, Schelvis, Wijting, Schol, Schar, Tong, enz.) en pelagische netten (voor de visserij op soorten die in de waterkolom leven, zoals haring, sprot, makreel, enz.). De pelagische visserij is een seizoensgebonden activiteit en heeft mede door overbevissing en door de ongunstige prijsvorming op de Belgische markt zeer veel aan belang ingeboet. Momenteel wordt deze vorm van visserij door de Belgische vloot niet meer beoefend. De Belgische zeevisserij maakt dus vrijwel uitsluitend gebruik van vistechnieken, ontworpen voor het vangen van demersale soorten.

[107] POLET, H., FONTEYNE, R., *Overzicht van de in de Belgische Zeevisserij toegepaste visserijmethodes*, Departement Zeevisserij, Ministerie van Landbouw, Oostende, februari 1992, pp. 1-8.

Deze kunnen verder in drie groepen worden ingedeeld: de boomkor, de bordennetten en de spannetten. Deze indeling is gebaseerd op de wijze waarop het net in horizontale richting wordt opengehouden. Hieronder worden deze vistechnieken verder toegelicht.

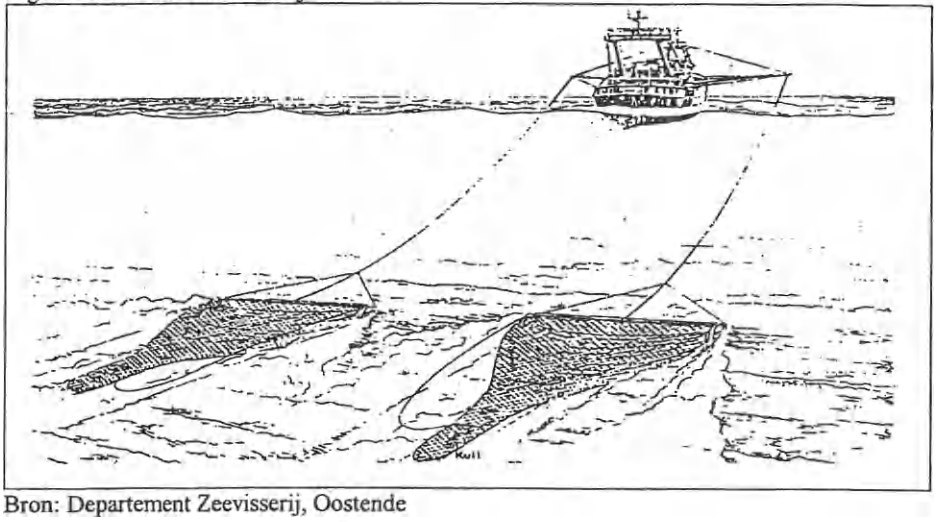
3.1.6.1 De boomkorvisserij

In 2000 bestond de Belgische zeevisserijvloot voor ruim 93 % uit boomkorvaartuigen. Zij vertegenwoordigen in totaal ca. 59.400 kW (ruim 95 % van het totale motorvermogen van de vloot). Zowel het klein segment als het groot segment maakt gebruik van de boomkorvisserij.

Zoals hieronder verder zal worden uiteengezet, zijn de belangrijkste commerciële soorten voor België Tong, Schol en Kabeljauw. Deze vissoorten bevinden zich in (Tong en Schol) of nabij de zeebodem (Kabeljauw). Doordat het net van een boomkor over de bodem wordt gesleept, waarbij de vissen van de bodem worden opgejaagd, is het vistuig uitermate geschikt voor het vangen van platvis en grijze garnaal.

Een vissersvaartuig dat is uitgerust voor het beoefenen van de boomkorvisserij, ook wel boomkorvaartuig of bokker genaamd, sleept aan weerszijden van het vaartuig een boomkor door middel van bokken of gieken. (zie figuur 13). Door de voortstuwing van het schip worden deze netten over de bodem voortgesleept. De vangstcapaciteit van een boomkorvaartuig wordt in hoofdzaak bepaald door het sleepvermogen van het vissersvaartuig.[108]

Figuur 13: De boomkorvisserij



Bron: Departement Zeevisserij, Oostende

In de Belgische vloot komen zowel garnaalboomkorren als platvisboomkorren voor. De constructie van een garnaalboomkor is gelijkaardig aan de platvisboomkor, alleen heeft eerstgenoemde kleinere

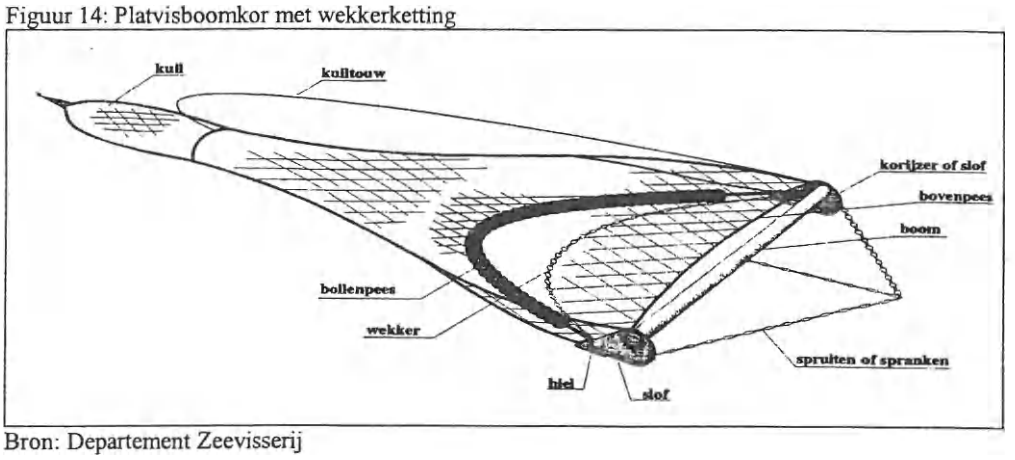
[108] POLET, H., FONTEYNE, R., *o.c.*, pp. 2-4 + bijlagen.

korrestokken. De boomkorvaartuigen met een vermogen kleiner dan 300 PK hebben als voornaamste doelsoort garnaal. In de lente evenwel, vissen deze vaartuigen zeer vaak op Tong.[109]

De basis van de boomkor vormt het trechtervormige net, dat is samengeteld uit een bovenzijde (rug), een onderzijde (buik) en twee zijpanelen (spieën). Door de stalen buis, ook wel boom genoemd, die zich bevindt tussen de korijzers of sloffen, wordt het visnet horizontaal opengehouden. De onderzijde van de korijzers wordt over de zeebodem gesleept.
Om platvis te kunnen vangen, moeten deze eerst van de bodem worden opgeschrikt. Hiervoor worden tussen de zolen van beide korijzers, zgn. wekkerkettingen of wekkers aangebracht, waarmee de vissen van op of uit de bodem worden opgejaagd. Het weze duidelijk dat een groter aantal wekkers leidt tot een hogere vangst. Het aantal wekkers, en dus ook de vangstcapaciteit, is afhankelijk van het sleepvermogen van het vaartuig, dat op zijn beurt door het motorvermogen wordt beïnvloed.[110]

In de Belgische vloot wordt twee soorten platvisboomkorren gebruikt: V-korren en R-korren. De V-korren hebben wekkerkettingen, maar geen kettingmatten. Deze worden gebruikt op effen visgronden (hoofdzakelijk in de Noordzee). De R-korren hebben kettingmatten, maar geen wekkerkettingen en worden gebruikt op oneffen of geaccidenteerde visgronden (hoofdzakelijk langs de Engelse oostkust, in het Kanaal, de Keltische Zee, de Ierse Zee en de Golf van Biskaje). Sedert een aantal jaren is de boomkor met kettingmatten het meest gebruikte vistuig in de Belgische zeevisserij.

Figuur 14: Platvisboomkor met wekkerketting



Bron: Departement Zeevisserij

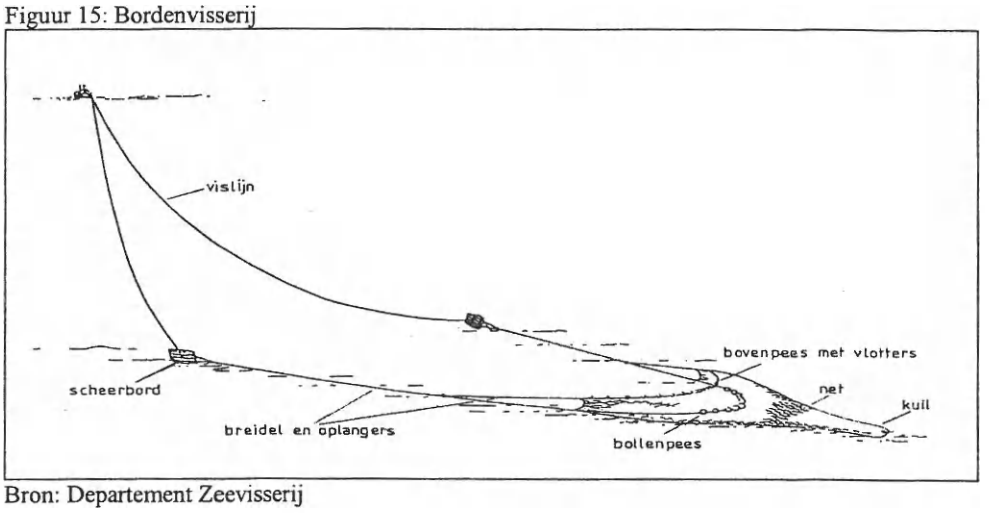
3.1.6.2 Visserij met bordennetten

In België worden bordennetten enkel gebruikt voor het vangen van demersale vissoorten (hoofdzakelijk rondvis) en langoustine. Een visservaartuig kan één of meerdere bordennetten slepen. Al naar gelang het vaartuig twee of drie netten sleept, spreekt men van tweelingnetten of

[109] Ibid.
[110] Ibid.

drielingnetten. De methode van vissen met meerdere netten heeft het voordeel dat het rendement hoger is dan wanneer met één net wordt gevist. Doordat de weerstand van twee of drie kleinere netten geringer is dan die van één groot net met eenzelfde horizontale opening, ontstaat er een overschot aan trekkracht. Dit overschot wordt doorgaans aangewend om met bredere netten te werken, waardoor de beviste oppervlakte groter wordt en er een groter vangstpotentieel wordt bekomen.[111]

Figuur 15: Bordenvisserij



Bron: Departement Zeevisserij

3.1.6.3 Alternatieve visserijmethodes

Mede door de maatschappelijke druk is de visserijsector zich gaan realiseren dat er gekeken moet worden naar alternatieven voor de boomkor. Hieronder worden een aantal mogelijkheden kort besproken. Dit overzicht is echter zeker niet volledig. Een mogelijk alternatief voor de boomkor is de *elektrische boomkor en de waterstralenmethode*. Er wordt gezocht naar mogelijkheden om platvissen met elektrische impulsen uit de bodem op te jagen. Het kan echter nog jaren duren voordat de elektrische boomkor door de visserijsector als volwaardig alternatief van de huidige conventionele boomkor geaccepteerd wordt. Daarnaast is een particuliere onderneming in Scheveningen al enkele jaren bezig met het uittesten van een speciaal gebouwd vistuig dat met behulp van waterstralen de platvis uit de grond jaagt. Mochten beide succesvol zijn dan zou dat een verandering in de boomkorvisserij teweeg kunnen brengen.

Naast bovengenoemde alternatieven voor de bestaande boomkorvisserij, zijn er ook andere vangstmethoden, zoals de twinrig, de snurrevaad en de spanzegen. Het nadeel van deze methoden is dat er nauwelijks of geen Tong mee gevangen kan worden. Tong graaft zich namelijk dieper in de bodem dan Schol of schar. Voor de boomkorvissers is het echter juist van belang dat de alternatieve vangstmethode de Tong niet links laat liggen. Dat zou een te grote inkomstenderving veroorzaken.

[111] Departement Zeevisserij, Ministerie van Landbouw, *Project Drielingnetten*, Vlaams Gewest, Oostende, 1994, p. 2.

De *twinrigvisserij* is afkomstig uit Schotland. Het is een actieve vorm van vissen waarbij de snelheid waarmee de twee trawlnetten (twinrig) voortgesleept worden aanzienlijk lager ligt dan bij de traditionele boomkorvisserij. Met deze methode is dan ook minder voortstuwingsvermogen nodig en wordt gemiddeld veel minder brandstof verbruikt. Zolang de maaswijdte van het net voldoet aan de voorschriften en indien gebieden met overwegend jonge visbestanden gevrijwaard blijven, zijn de bijvangsten aan ondermaatse vis en andere soorten uiterst gering. De vis die gevangen wordt met de twinrigmethode heeft, door de afwezigheid van zware wekkerkettingen en door de lagere vissnelheid, weinig te lijden in het net. De twinrigmethode staat dus garant voor een betere viskwaliteit. De vis behoudt zijn slijmlaag en vertoont geen blauwe plekken. Met name voor vissoorten als poon en vooral mul biedt de twinrigmethode een aanzienlijke verbetering van de kwaliteit op.

De *snurrevaadmethode* is ontstaan uit de zegenvisserij in Denemarken. Het net wordt relatief langzaam door het schip voortgesleept waardoor de bodem nauwelijks beroerd wordt. En ook hier geldt dat zolang de maaswijdte van het net voldoet aan de voorschriften en indien gebieden met overwegend jonge visbestanden gevrijwaard blijven, de bijvangsten aan ondermaatse vis en andere soorten uiterst gering zijn.

De *spanzegenvisserij* is een afgeleide van de snurrevaadmethode. In dit geval wordt het net door twee schepen die langzaam vooruit stomen, binnengehaald. Met twee schepen kan met een groter net een groter oppervlak bevist worden.

De drie bovengenoemde methoden zijn geschikt om Schol te vangen, maar ook om gedurende het seizoen op rondvis, schar, poon en mul te vissen. De twinrigvisserij geniet met name onder de kleinere kotters in Nederland reeds veel populariteit als alternatief. De snurrevaadmethode en de spanzegen daarentegen vergen veel kennis en zijn voor de grotere boomkorkotters, die uiteindelijk het belangrijkst zijn, als alternatief doorgaans (nog) niet interessant.[112] Bovenstaande vormen van alternatieve visserij zijn slechts een aantal voorbeelden. Zo dienen tevens pogingen om aan jigging te doen, of om op St-Jacobsschelpen te gaan vissen, etc. te worden vermeld. Hier werden enkel de belangrijkste nieuwe methodes besproken.

3.1.7 Technische maatregelen

Eén van de belangrijke aspecten met betrekking tot de vangstcapaciteit van de vissersvaartuigen zijn ondermeer de maaswijdte van de netten. In het kader van het duurzaam beheer van de visgronden, werd door de Europese Unie een aantal technische maatregelen met betrekking tot de minimum maaswijdten uitgevaardigd. Het beleid dat door de Europese Unie wordt gevoerd op het vlak van de

[112] www.noordzee.nl, geconsulteerd op 24 juli 2002

maaswijdten van de netten is vrij complex. Omtrent de efficiëntie en de effectiviteit van deze maatregelen kan op basis van wetenschappelijke rapporten geen eenduidig antwoord worden gegeven.

3.1.8 Verspreiding van de vloot over de kusthavens

De Belgische vloot is niet gelijk over de verschillende vissershavens verspreid. Hierna wordt eerst een korte omschrijving van de Belgische vissershavens gegeven. België telt vier vissershavens: Nieuwpoort, Oostende, Blankenberge en Zeebrugge. Blankenberge heeft weliswaar nog ingeschreven schepen, maar functioneert reeds geruime tijd niet meer als vissershaven. De meeste vaartuigen die in Blankenberge zijn geregistreerd, gebruiken Zeebrugge als thuishaven.

3.1.8.1 Vissershaven van Nieuwpoort

Nieuwpoort heeft de kleinste vissershaven. De vissershaven/visveiling van Nieuwpoort is een openbare instelling die door de stad Nieuwpoort wordt beheerd. Er is in de vissershaven van Nieuwpoort ongeveer 400 m kademuur beschikbaar, waar enkel kleinere kustvissersvaartuigen aanlanden.[113] Uit een bevraging van een aantal betrokkenen blijkt de stad Nieuwpoort geen intenties te hebben om de havencapaciteit uit te breiden en daarmee de concurrentie met de havens van Zeebrugge en Oostende op te voeren. De kleinschaligheid en de kwaliteit van de dagverse vis die wordt aangeboden zijn de belangrijkste kenmerken van de Nieuwpoortse haven/visveiling. De meerwaarde van de Nieuwpoortse vissershaven ligt in het aanbod van kwaliteitsvis, die in hoofdzaak in de omliggende viswinkels wordt verhandeld, alsook in de toeristische aantrekkingskracht van de vissershaven en zijn kleinschalige vloot.

Tabel 6 geeft een indicatie van de positie van de Nieuwpoortse vissershaven. In 2000 hadden 15 vaartuigen Nieuwpoort als thuishaven, met een gezamenlijke capaciteit van ca. 5.000 kW en ca. 1.200 BT. Tweederde daarvan zijn kleinere vaartuigen met een relatief lage capaciteit ($\leq$70 BT).[114]

Tabel 6: Overzicht van de positie van de Nieuwpoortse vissershaven, naar grootte en capaciteit van de thuisvloot voor de periode 1995-2000.

Jaartal	Aantal vaartuigen	Capaciteit in kW	Capaciteit in BT
1995	24	8.967	1.975
1996	23	8.632	1.877
1997	23	8.028	1.851
1998	22	7743	1.803
1999	20	6099	1.449
2000	15	5013	1.197

Bron: Ministerie van verkeer en infrastructuur, 2000

[113] SAMUELOV, I., VIAENE, J., *Uitrusting en infrastructuur van de Belgische vissershavens*, WES & Universiteit Gent, vakgroep landbouweconomie, november 1999, p. 23.
[114] Officiële lijst der Belgische vissersvaartuigen, *o.c.*, pp. 28-29.

3.1.8.2 Vissershaven van Oostende

Sedert 1 januari 2002 wordt de visveiling van Oostende bestuurd in de vorm van een autonoom stedelijk bedrijf. Ondermeer als gevolg van de stopzetting van de Ijslandvisserij en de teloorgang van de haringvisserij is de Oostendse vismijn de afgelopen decennia sterk achterop geraakt. Ook de vissersvloot die Oostende als thuisbasis heeft, is weinig of niet gemoderniseerd. Omwille van economische redenen en dienstverlening, zijn de laatste jaren heel wat reders uitgeweken, enerzijds naar de haven van Zeebrugge maar ook naar buitenlandse, in hoofdzaak Nederlandse havens. De omvorming van een stedelijk bedrijf naar een meer autonome structuur voor de visveiling moet ervoor zorgen dat de visveiling opnieuw een groeiperspectief heeft.[115] Een aantal moderniseringen op het vlak van het eigenlijke veilingsproces zijn reeds doorgevoerd, waarbij onder andere wordt samengewerkt met de visveiling van Urk (Nederland). Momenteel wordt sterk geïnvesteerd om de visveiling van Oostende terug een rol van betekenis te laten spelen op de internationale markt inzake kwaliteitsvis.

Een gedeelte van de kleinere kustvaartuigen meert aan in de Oostendse voorhaven om zijn vis te verkopen aan de 'vistrap'. Deze vis wordt niet geveild in de vismijn, maar rechtstreeks aan de consument verkocht.

In 2000 waren 32 visservaartuigen, met een gezamenlijke capaciteit van ca. 16.700 kW en ca. 3.800 BT, in Oostende geregistreerd.[116]

Tabel 7: Overzicht van de positie van de Oostendse vissershaven, naar grootte en capaciteit van de thuisvloot voor de periode 1995-2000.

Jaartal	Aantal vaartuigen	Capaciteit in kW	Capaciteit in BT
1995	47	21.321	5.244
1996	42	19.761	4.647
1997	42	19.209	4.509
1998	42	19.209	4.493
1999	40	18.679	4.253
2000	32	16721	3.829

Bron: Ministerie van verkeer en infrastructuur, 2000

3.1.8.3 De Zeebrugse visveiling

De vissershaven annex visveiling van Zeebrugge is de grootste in België. In 1988 werd de visveiling van Zeebrugge geprivatiseerd tot de Zeebrugse Visveiling nv, waarbij aandeelhouders werden aangetrokken uit de industrie. In 1993 opende het het European Fish Centre (EFC) zijn deuren.[117]

[115] *Een toekomst voor de Oostendse vismijn.* In: De grote klok, Oostende, april 2002.
[116] Officiële lijst der Belgische vissersvaartuigen, *o.c.*, pp. 28-29.
[117] Economische betekenis van het European Fish Centre (EFC) in de haven van Zeebrugge, studie uitgevoerd in opdracht van de nv Zeebrugse visveiling, WES, 2002, p. 3-14.

Sedert 1998 maakt de Zeebrugse visveiling onderdeel uit van het elektronische netwerk van Europese visveilingen (PEFA), waarbij de visaanlandingen in 'real time' via het internet worden verkocht.[118] De Zeebrugse Visveiling is in hoofdzaak gericht op de internationale aan- en verkoop van grote hoeveelheden verse vis, veelal ten behoeve van de verwerkende industrie.

Het European Fish Centre (EFC) beslaat ongeveer een oppervlakte van 22 ha in het noordwestelijk deel van de Zeebrugse achterhaven en omvat naast de eigenlijke visveiling, een groot aantal visateliers en opslagplaatsen voor reders en toeleveringsbedrijven. Zo'n 60 magazijnen, veelal gehuurd door groothandelaars of visverwerkende ondernemingen, zijn rechtstreeks via gekoelde gangen met de veiling verbonden.[119] In 2000 werd iets minder dan één derde van de in Zeebrugge geveilde vis aangevoerd via koeltransporten.[120] In 2000 was 60 % van de Belgische vissersvloot ingeschreven in Zeebrugge.

Tabel 8: Overzicht van de positie van de Zeebrugse vissershaven, naar grootte en capaciteit van de thuisvloot voor de periode 1995-2000.

Jaartal	Aantal vaartuigen	Capaciteit in kW	Capaciteit in BT
1995	93	62.588	16.802
1996	83	59.703	15.991
1997	77	57.980	15.764
1998	78	59.508	16.188
1999	76	60.454	16.430
2000	75	61.165	16.922

Bron: Ministerie van verkeer en infrastructuur, 2000

[118] www.pefa.com, geconsulteerd op 20 april 2001.
[119] http://www.zv.be, 10 mei 2002.
[120] Ministerie van Middenstand en Landbouw, Dient Zeevisserij, *Uitkomsten van de Belgische zeevisserij, 2000*, p. 14-15.

3.2 De activiteit van de Belgische visserijsector (output)

Om een volledig beeld van de Belgische visserijsector te krijgen, is het eveneens van belang na te gaan hoe deze vangstcapaciteit wordt aangewend. Doordat de omvang van de vangsten in grote mate wordt bepaald door de quota die aan België worden toegewezen, zal in eerste instantie een situatieschets worden gegeven van de evolutie en de samenstelling van deze quota. Vervolgens wordt een overzicht gemaakt van de samenstelling en de omvang van de Belgische aanvoer. Tenslotte wordt ingegaan op de benuttingsgraad van de Belgische quota.

3.2.1 De Belgische quota

Zoals hierboven (Hoofdstuk 21.3) reeds werd aangehaald vormt het aspect instandhouding een fundamenteel onderdeel van het Europese Gemeenschappelijk Visserijbeleid. Het instandhoudingsbeleid poogt een ecologisch verantwoorde exploitatie van de levende mariene rijkdommen tot stand te brengen met het oog op een duurzaam beheer van de visbestanden. Het TAC/quota systeem vormt de hoeksteen van dit beleid. Jaarlijks worden, voor een toenemend aantal visstocks, de totale toegestane vangsten vastgelegd, om vervolgens via een vaste verdeelsleutel te worden verdeeld onder de verschillende lidstaten. De lidstaten hebben de mogelijkheid deze quota onderling met elkaar te ruilen (swappen).

In België worden de quota nationaal beheerd. Met uitzondering van verschillende beperkingen (vb. dagplafonds) komt het quotabeleid in België neer op een 'first come first serve'-principe. Dit in tegenstelling tot bijvoorbeeld Nederland, waar de quota aan individuele groepen (rederijen) worden toegewezen. Deze quota worden door de rederijen zelfstandig beheerd, waarbij ze hun quota onderling kunnen verhuren of verkopen. (het zgn. Biesheuvelsysteem).

3.2.1.1 Samenstelling van de Belgische quota

De TACs en quota voor het jaar 2000 werden definitief vastgelegd bij EG-verordening 2742/1999[121]. Tabel 9 geeft een overzicht van de Belgische quota per soort voor het jaar 2000. Doordat de lidstaten de mogelijkheid hebben de hun toegewezen quota met elkaar te ruilen werd een onderscheid gemaakt tussen het initiële quotum (voor de ruil) en het effectieve quotum (na de ruil).[122]

[121] EG-verordening 2742/1999 van 17 december 1999.
[122] M., WELVAERT, *o.c.*, 2000, p. 93.

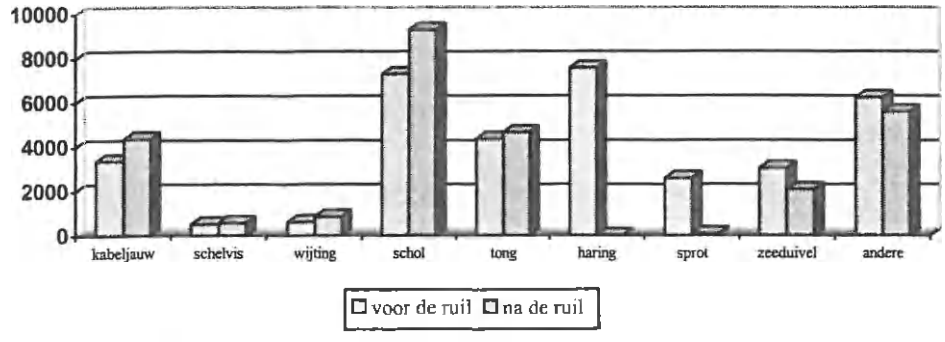
Tabel 9: Overzicht van de totale Belgische quota (initiële en effectieve) per soort, 2000 (uitgedrukt in ton)

Vissoort	Initieel quotum	Ruil	Effectief quotum
Schelvis	520	60	580
Kabeljauw	3370	999	4369
Koolvis	100	45	145
Wijting	615	240	855
Pollak	530	-10	520
Heek	250	-119	131
Schol	7290	1998	9288
Schar en bot	820	200	1020
Tong	4355	303	4658
Tarbot en griet	660	0	660
Tongschar en wijle	650	50	700
ScharTong	490	-320	170
Rog	1020	0	1020
Zeeduivel	3040	-959	2081
Roodbaars	50	-50	0
Doornhaai	150	0	150
Horsmakreel	80	0	80
Haring	7568	-7560	8
Makreel	530	-380	150
Sprot	2590	-2500	90
Langoest. (geh.)	900	-520	380
Andere soorten	60	400	460

Bron: De Belgische zeevisserij, aanvoer en besomming, 2000

Een aantal soorten vertonen een duidelijke verschuiving na de ruil. De quota voor roodbaars, haring en sprot worden vrijwel in hun geheel geruild. Traditioneel wordt het quotum voor haring met Nederland geruild voor Tong, waardoor België een quotum van ruim 400 ton Tong in de Golf van Biskaje verwerft. De toegewezen quota voor Makreel en Schartong worden voor resp. 70 % en 65 % geruild, en deze voor heek en langoustines voor nagenoeg de helft. Voornoemde soorten worden voornamelijk geruild ten voordele van voor België commercieel belangrijke soorten, in het bijzonder Kabeljauw, Schol en Tong . Door de quotaruil konden de totale quota van Kabeljauw, Schol, Tong met resp. 23 %, 22 % en 7 % toenemen. Voor België zijn Kabeljauw, Schol en Tong de belangrijkste quotasoorten (zie figuur 16).

Figuur 16: Belgische quota voor en na de ruil, 2000



Bron: Ministerie van Middenstand en Landbouw, Dienst Zeevisserij

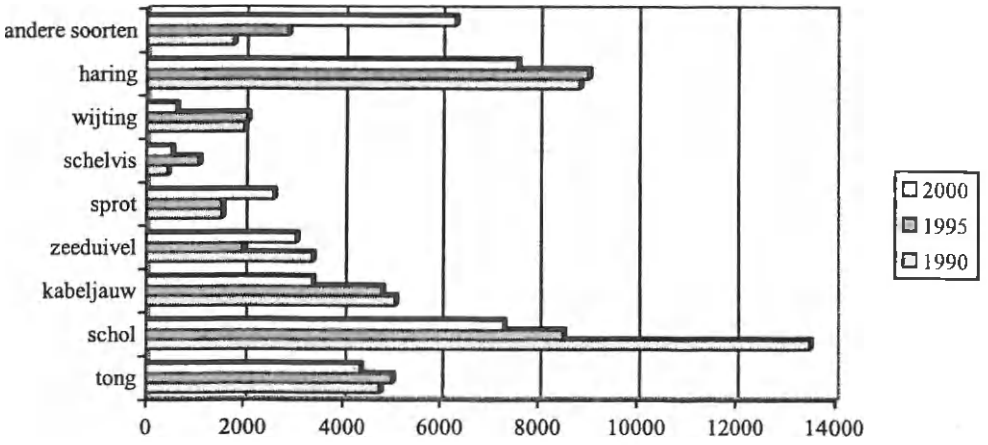
Het is van belang erop te wijzen dat een gedeelte van de Belgische vloot (voornamelijk de kleinere kustvaartuigen) in hoofdzaak (in een 13-tal gevallen zelfs exclusief) vist op garnaal, die niet aan het

quotabeleid zijn onderworpen. Omwille van de beperkte levensduur van de garnaal (gemiddeld één à twee jaar) is het technisch onhaalbaar om TACs voor deze soort vast te stellen.

3.2.1.2 Evolutie van de Belgische quota

Gedurende de afgelopen 10 jaar is de samenstelling van de Belgische quota enigszins gewijzigd. Onderstaande grafieken geven een overzicht van de Belgische quota in 1990, 1995 en 2000 weer.[123]

Figuur 17: Evolutie van de (initiële) Belgische quota in de periode 1990-2000

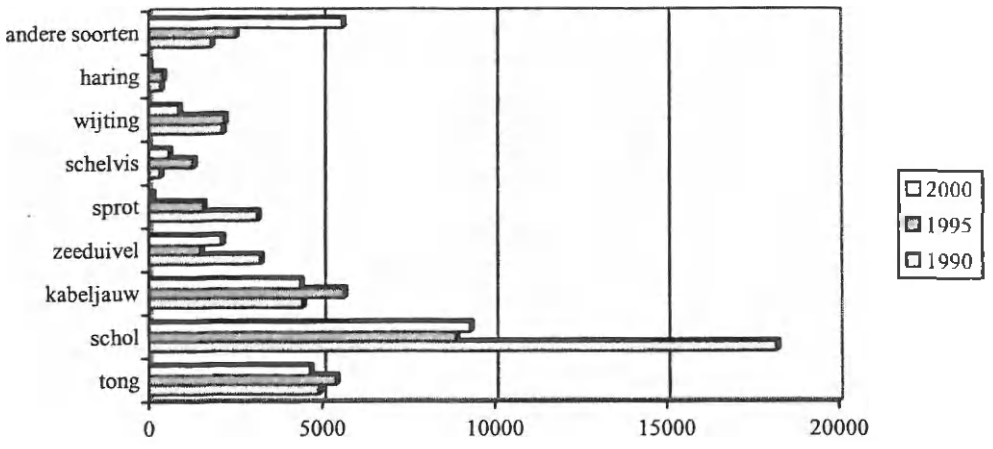


Bron: Ministerie van Middenstand en Landbouw, 1990-1995-2000

Opmerkelijk is het feit dat de commercieel minder belangrijke soorten (andere soorten) in 2000 een groter aandeel uitmaken in vergelijking met 1990. In vergelijking met 1990 en 1995 zijn – met uitzondering van sprot – alle aan België toegewezen quota verminderd. Schelvis, zeeduivel en Tong liggen in 2000 nog enigszins op het niveau van 1990. Schol, Kabeljauw en wijting daarentegen zijn aanzienlijk afgenomen. Het is echter vooral van belang na te gaan wat de evolutie is na de ruil. Figuur 18 geeft hiervan een overzicht.[124]

[123] M., WELVAERT, *o.c.*, 1990, 1995,2000, pp. 122, 115 en 93
[124] Ibid.

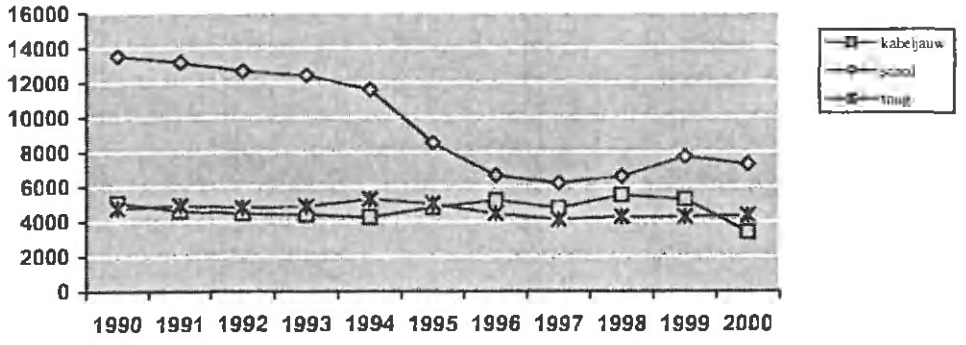
Figuur 18: Evolutie van de Belgische quota na ruil voor de periode 1990-2000



Bron: Ministerie van Middenstand en Landbouw, 1990-1995-2000

De evolutie van de quota na de ruil zijn vrij gelijklopend met degene voor de ruil. Ook hier wordt het aandeel van de voor België minder belangrijke soorten steeds groter. Een belangrijke oorzaak hiervan is het feit dat steeds meer soorten gequoteerd worden in vergelijking met 10 jaar eerder. Ten opzichte van 1990 zijn alle gequoteerde soorten voor België verminderd. Een aantal soorten, zoals Schol en wijting zijn zelfs voor de helft of meer afgenomen. De quota voor Kabeljauw en Tong liggen min of meer terug op het niveau van 1990. De onderstaande figuur geeft een meer gedetailleerd overzicht van de evolutie van de soorten Tong, Schol en Kabeljauw over de afgelopen 10 jaar.

Figuur 19: Evolutie van de Belgische quota voor de belangrijkste soorten, periode 1995-2000



Bron: *De Belgische zeevisserij, aanvoer en besomming,* Ministerie van Middenstand en Landbouw, Dienst Zeevisserij

Deze evolutie vertoont een scherpe daling van het Scholquotum (- 46 %). Het quotum voor Tong is in dezelfde periode zo goed als stabiel gebleven. Niettegenstaande de globale TACs voor Tong de afgelopen jaren sterk zijn teruggelopen is dit voor België beperkt gebleven. Dit is het gevolg van een samenloop van omstandigheden, waarbij de dalingen in één gebied gecompenseerd werden door stijgingen in andere gebieden. Nagenoeg 60 % van de Belgische Tongquota situeren zich in het Kanaal

en de Westelijke visgronden. Terwijl het quotum voor Kabeljauw in 1998 zijn hoogste punt in 10 jaar bereikte (5.525 ton) zakte het in 2000 voor het eerst onder de grens van 3.500 ton. De forse daling van het quotum in 2000 is een direct gevolg van het feit dat men zich op het einde van de jaren '90 gerealiseerd heeft dat de Kabeljauwstocks er zeer slecht aan toe waren. Een herziening van de stock assessments leverde een veel dramatischer beeld op wat heeft geleid tot een grondige bijsturing van de TACs en dus ook van de quota. Recent, in 2001, is men begonnen met het sluiten van een aantal belangrijke Kabeljauwgebieden.

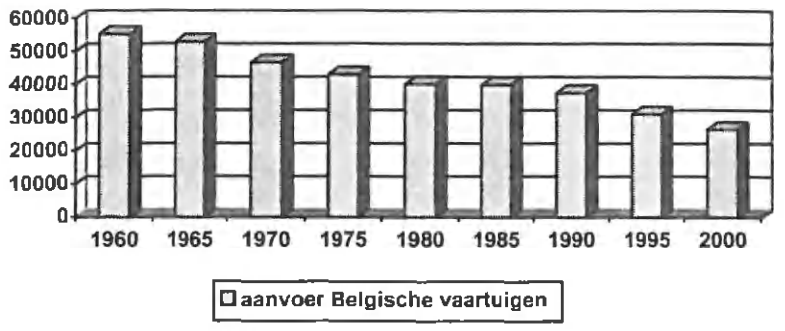
De toenemende graad van overbevissing van een steeds groter aantal visstocks, is een belangrijke verklaring voor de steeds verdere verlaging van de quota. Overbevissing is echter geen nieuw en ook geen Europees probleem. Naar schatting (FAO) wordt zo'n 70 % van de visgronden in de wereld ofwel overbevist, ofwel maximaal bevist of zijn ze volledig uitgeput. De voornaamste oorzaak van de overbevissing van onze zeeën en oceanen is een te grote capaciteit van vooral industriële vissersvaartuigen.[125]

3.2.2 Evolutie van de aanvoer door Belgische vissersvaartuigen

De totale aanvoer door Belgische vissersschepen (in Belgische en buitenlandse havens samen) bedroeg in 2000 ca. 26.500 ton.[126] Uit de evolutie van de aanvoer door de Belgische vissersvloot blijkt een algemeen dalende trend sinds 1960. Gedurende de afgelopen 40 jaar is de totale Belgische aanvoer van vis gehalveerd (zie Figuur 20)

[125] Greenpeace, dossier overbevissing, 1999, pp. 18-23.
[126] Ministerie van Middenstand en Landbouw, Dienst Zeevisserij, *Uitkomsten van de Belgische zeevisserij*, 2000, p. 13.

Figuur 20: Evolutie van de aanvoer (uitgedrukt in ton) – Belgische vissersvaartuigen, aangevoerd in Belgische en buitenlandse havens, periode 1960-2000

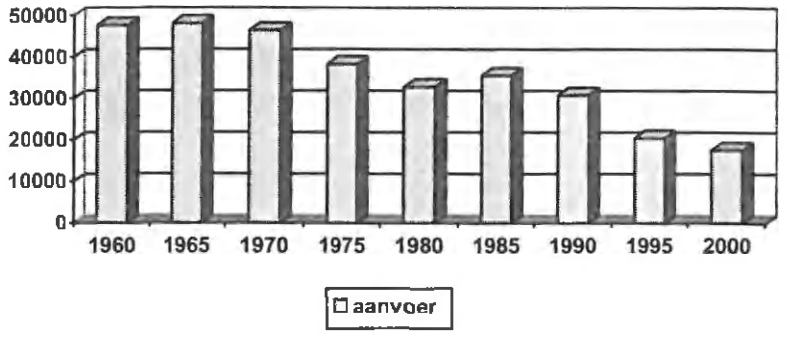


Bron: De Belgische zeevisserij, aanvoer en besomming, 2000, Ministerie van Middenstand en Landbouw

3.2.2.1 Aanvoer in Belgische havens

In het licht van deze studie is het van belang na te gaan hoeveel vis er in de Belgische havens wordt aangeland. In 2000 werd 17.580 ton vis, gevangen door Belgische vaartuigen, aangevoerd in Belgische havens. Dit betekent echter dat een kleine 35 % van de Belgische vangsten in het buitenland worden aangeland. Deze evolutie heeft een belangrijke impact op de tewerkstelling in de Belgische havens en visveilingen (zie Hoofdstuk 3.3.3.2). In de periode 1960-2000 vertoont de aanvoer in eigen havens een graduele daling. In de jaren '60 schommelden de vangsten tussen ca. 45.000 en 50.000 ton per jaar. Vanaf 1974 daalt de aanvoer in de Belgische havens voor het eerst beneden de ca. 40.000 ton per jaar. Gedurende de jaren '80 schommelde de jaarlijkse aanvoer rond de ca. 30.000 ton. In 1991 zakte hij voor het eerst onder de 30.000 ton. Tussen 1960 en 2000 zijn de aanlandingen in Belgische havens, aangevoerd door Belgische vissersvaartuigen, meer dan gehalveerd. Figuur 21 schetst een evolutie van dit verloop.[127]

Figuur 21: Evolutie van de aanvoer in Belgische havens, uitgedrukt in ton, periode 1950-2000



Bron: De Belgische zeevisserij, aanvoer en besomming, 2000, Ministerie van Middenstand en Landbouw

[127] Ibid.

Reeds halverwege de jaren 1970 zijn de aanvoercijfers sterk verminderd. Tot het midden van de jaren 1960 had België een haringvisserij van behoorlijke omvang. Door het verbod op de haringvisserij in het midden van de jaren 1970 is deze activiteit volledig gestopt (en zo goed als niet meer teruggekomen). In diezelfde periode kwam ook een einde aan de Ijslandvisserij, die toen reeds geruime tijd goed was voor zo'n kwart tot een derde van de Belgische aanvoer (hoofdzakelijk in de vismijn van Oostende). Deze beide factoren hebben een belangrijke bijdrage geleverd voor de forse terugval van de aanvoer in België.[128] Opmerkelijk is ook een toenemende rechtstreekse aanvoer door Belgische vissersvaartuigen in buitenlandse havens.[129]

Het grootste deel (ca. 70 %) van de visaanvoer in België wordt in de visveiling van Zeebrugge aangeland. Vooral de aanvoer in de haven van Oostende is sterk teruggevallen in vergelijking met het begin van de jaren 1990. In 1990 werd nog ruim 38 % van de vis in Oostende aangeland, terwijl in 2000 dit aandeel was teruggevallen tot iets meer dan een kwart van de totale aanvoer in Belgische havens. Tabel 10 geeft een overzicht weer van de evolutie van de aanvoer door Belgische vissersvaartuigen in de verschillende Belgische havens gedurende de periode 1990-2000.[130]

Tabel 10: Overzicht van de verspreiding van de aanvoer door Belgische vissersvaartuigen in Belgische visserhavens, periode 1990-2000

jaartal	Oostende	%	Zeebrugge	%	Nieuwpoort	%
1990	11.744	38 %	17.464	57 %	1.561	5 %
1991	10.421	37 %	16.553	59 %	1.208	4 %
1992	8.229	33 %	15.269	62 %	1.181	5 %
1993	7.653	33 %	14.233	62 %	1.011	4 %
1994	7.819	36 %	12.461	58 %	1.091	5 %
1995	7.026	34 %	12.684	62 %	809	4 %
1996	6.685	33 %	12.698	63 %	817	4 %
1997	6.407	33 %	12.089	63 %	821	4 %
1998	5.558	31 %	11.796	65 %	790	4 %
1999	5.277	29 %	12.218	67 %	709	4 %
2000	4.589	26 %	12.457	71 %	535	3 %

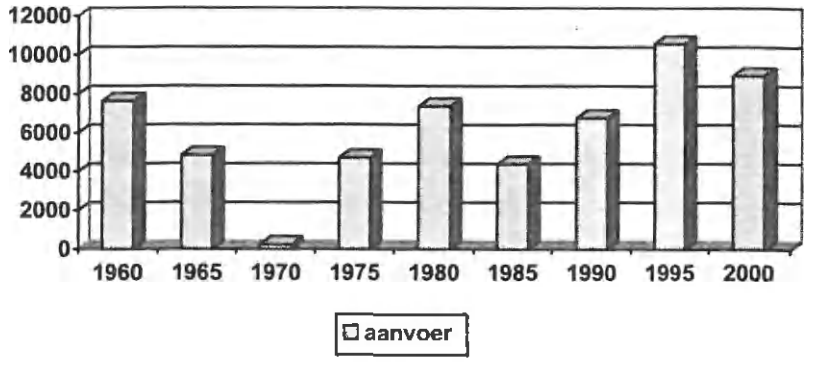
Bron: Ministerie van Middenstand en landbouw, 2000

[128] REDANT, F., *The Belgian Mollusk Fisheries. In: U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Rep. NMFS 129*, 1997, p. 101-114.
[129] SAMUELOV, I., & VIAENE, J., *Uitrusting en infrastructuur van de Belgische vissershaven*, Faculteit Landbouwkundige en Toegepaste Biologische Wetenschappen & WFS, november 1999, pp. 6.
[130] WELVAERT, M., *o.c.*, 2000, p. 17.

3.2.2.2 Aanvoer in buitenlandse havens

In 2000 bedroeg de totale aanvoer in buitenlandse havens door Belgische vissersvaartuigen ca. 8.950 ton. Vooral sedert de jaren 1990 is de aanvoer in buitenlandse havens fors toegenomen. In 2000 werd reeds meer dan een derde van de totale Belgische vangsten aangeland in het buitenland. In 1990 was dit slechts 18 % (zie Figuur 22).[131]

Figuur 22: Evolutie van de aanvoer in buitenlandse havens, uitgedrukt in ton, periode 1950-2000



Bron: De Belgische zeevisserij, aanvoer en besomming, 2000, Ministerie van Middenstand en Landbouw

In tegenstelling tot de vrijwel constante daling van de aanvoer in eigen havens, is er sinds het einde van de jaren '80 een algemene stijging van de aanvoer in buitenlandse havens. In 1995 bereikte de aanvoer in vreemde havens een piek van nagenoeg 10.600 ton. In 1996 daalde de aanvoer door Belgische vissersvaartuigen in vreemde havens terug tot het niveau van 1990.

Maar liefst 95 % van de Belgische aanvoer in buitenlandse havens gebeurt in Nederland.[132] Vooral de visafslagen van Urk, Colijnsplaat en Lauwersoog, profiteren hiervan. Ook Den Helder blijkt een steeds sterkere concurrent te worden van de Belgische havens.[133] Een aantal factoren, zoals hogere prijzen voor bepaalde soorten vis, betere service, lager kostenpercentage, gunstiger ligging ten opzichte van de visgronden in de Zuidelijke en Centrale Noordzee, enz., dragen ertoe bij dat het voor Belgische reders interessant wordt hun vangsten in Nederlandse havens aan te bieden.[134]

Opmerkelijk is de sterke stijging van de garnaalaanvoer in buitenlandse (Nederlandse) havens. Tot begin jaren '90 werd nagenoeg 20 % van de Belgische garnalenvangst in het buitenland aangeland. Sindsdien is de garnaalaanvoer in het buitenland zeer sterk gestegen, in 1995 was deze zelfs

[131] Ministerie van Middenstand en Landbouw, Dienst Zeevisserij, *Uitkomsten van de Belgische zeevisserij*, 2000, p. 13.
[132] WELVAERT, M., *o.c.*, 2000, p. 19.
[133] SAMUELOV, I., & VIAENE, J., *o.c.*, p. 31.
[134] SAMUELOV, I., & VIAENE, J., *o.c.*, pp. 31-37.

verdrievoudigd (60% van de Belgische garnaalvangsten). Het feit dat een aantal Belgische vaartuigen in Nederlandse handen zijn, zal hier wellicht niet vreemd aan zijn.[135]

Hierboven werd reeds kort ingegaan op de vaststelling dat ongeveer een vijfde van de Belgische vissersvaartuigen in handen van Nederlandse eigenaars is. Deze vaartuigen varen onder Belgische vlag en vissen op Belgische quota. De door hen gerealiseerde vangsten worden bijna systematisch in Nederlandse havens aangeland en verkocht. In 2000 werd naar schatting zo'n 40 % van de Belgische aanvoer in Nederlandse havens toegeschreven aan de problematiek van de quotahopping. Om deze vorm van 'quotahopping' een halt toe te roepen, werd via het KB van 3 februari 1999[136] een regeling ingevoerd waarbij aan de Belgische vissersvaartuigen de verplichting wordt opgelegd om een economische link met de kustregio van de vlaggenstaat te behouden en aan te tonen. De reglementering biedt verscheidene mogelijkheden om deze economische link in de praktijk uit te voeren. Hierbij dient echter gewezen te worden op het feit dat de omvang van de aanlandingen in de Belgische havens op basis van dit KB eerder gering zijn en enkel bedoeld om aan de wettelijke verplichtingen te voldoen. Het grootste gedeelte van de betreffende aanlandingen gebeurt nog steeds in Nederland.

Naast Nederland, wordt ook vis aangeland in Denemarken, Frankrijk, het Verenigd Koninkrijk en in mindere mate in Ierland. In 1998 en 2000 werd bij uitzondering een kleine hoeveelheid vis aangevoerd in Spanje (zie tabel 11).[137]

Tabel 11: Aanvoer in buitenlandse havens door Belgische vissersvaartuigen,uitgedrukt in ton, periode 1995-1999.

Land	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Denemarken	1.290	148	519	363	81	213
Frankrijk	445	493	563	468	345	144
Groot-Brittannië	198	85	72	160	99	33
Ierland	149	178	72	5	28	2
Nederland	8.500	6.021	6.270	8.031	7.710	8.528
Spanje	0	0	0	5	0	22
Totaal	10.583	6.925	7.496	9.032	8.262	8.942

Bron: De Belgische zeevisserij. Aanvoer en besomming, 1999

Eén van de voornaamste redenen voor het frequent aanlanden van vis in deze buitenlandse havens betreft de ligging van de door Belgische vaartuigen beviste gronden t.o.v. van de Belgische havens. Het zijn voornamelijk de grotere schepen, die de capaciteit hebben om de verder afgelegen visgronden op te zoeken, die op geregelde basis hun vis in buitenlandse havens aanlanden.[138]

[135] REDANT, F., POLET, H., *De garnaalvisserij : een kustgebruikersgroep met kopzorgen*. In: De Grote Rede, augustus 2002, pp. 13-17.
[136] KB van 3 februari 1999 houdende het instellen van een visvergunning en tijdelijke maatregelen voor de uitvoering van de communautaire regeling voor de instandhouding en het beheer van de visbestanden, *B.S.*, 12 februari 1999
[137] WELVAERT, M., *o.c.*, 2000, p. 19.
[138] SAMUELOV, I., & VIAENE, J., *o.c.*, p. 15.

Het markten van de vis in vreemde havens wordt tevens in de hand gewerkt door de soms meer flexibele administratie. Ook de druk om het aantal visdagen op te voeren nu het aantal zee- of vaardagen per jaar van overheidswege beperkt is geworden, ligt mee aan de basis. Kostenoverwegingen zoals hogere prijzen voor vissoorten of gunstige buitenlandse valuta kunnen eveneens een verklaring vormen.[139]

3.2.2.3 Niet-verhandelde vis

3.2.2.3.1 Opgehouden vis

Jaarlijks wordt een deel van de visproducten, die een door de EU vooropgestelde minimumprijs (ophoudprijs) niet bereiken, aan de markt onttrokken. Deze interventie heeft tot doel de prijsvorming op de consumptiemarkt te ondersteunen. De reder ontvangt hiervoor een vergoeding.[140]
In 2000 werd in de Belgische havens ruim een half procent (ca. 100 ton) van de totale visaanvoer opgehouden. De opgehouden vis betrof voornamelijk ponen, rog, wijting en schelvis. In buitenlandse havens werd ca. 2 ton Belgische vis aan de markt onttrokken, voornamelijk schar en wijting.[141] De opgehouden vis wordt doorgaans verwerkt tot dierenvoeding en vismeel.

3.2.2.3.2 Afgekeurde vis

Vis die niet geschikt wordt geacht voor consumptie en tegen een bepaalde vergoeding uit de markt wordt genomen.[142] Gedurende het jaar 2000 werd ca. 90 kg vis (schelvis) afgekeurd, omwille van onvoldoende kwaliteit. Opvallend is het feit dat het aandeel afgekeurde vis de voorgaande jaren heel wat hoger lag.[143] De afgekeurde vis wordt vernietigd.

3.2.2.4 Aanvoer volgens soort

In de aanvoer van vis door Belgische vaartuigen zijn vier grote groepen te onderscheiden: demersale vis of bodemvis, pelagische vis, schaal- en weekdieren. Ruim 90 % van de aanvoer bestaat uit demersale vis. De schaal- en weekdieren vertegenwoordigen samen net geen 7 % van de totale aanvoer. In 2000 werd tevens een klein gedeelte (0,6 %) pelagische vissoorten aangevoerd.

---

[139] MAES, F., CLIQUET, A., *Het Belgisch beleid inzake de bescherming van de Noordzee,* Universiteit Gent, november 1996, p. 277.
[140] Ibid., pp. 279-280.
[141] WELVAERT, M., *o.c.,* 2000, pp. 59-60.
[142] MAES, F., CLIQUET, A., *o.c.,* pp. 279-280.
[143] WELVAERT, M., *o.c.,* 2000, p. 59-61.

Tabel 12: Aanvoer van de voornaamste soorten (in ton) door Belgische vissersvaartuigen in Belgische en buitenlandse havens, 2000

Vissoort	Belgische havens	Vreemde havens	Totaal
1. Demersale vis			
Schelvis	318	165	483
Kabeljauw	2.278	1.590	3.869
Koolvis	56	120	176
Wijting	531	377	908
Pollak	80	11	91
Leng	86	1	87
Heek	48	30	77
Steenbolk	306	2	309
Schol	4.901	2.801	7.702
Bot	171	175	346
Schar	461	469	930
Tong	3.351	910	4.261
Tarbot	228	115	344
Griet	294	57	351
Tongschar	729	236	965
ScharTong	109	27	136
Rog	1.251	27	1.278
Rode Poon	255	7	262
Grauwe Poon	50	1	50
Engelse Poon	160	0	160
Zeewolf	81	90	171
Zeeduivel	206	64	271
Hondshaai	345	0	345
Andere demers.	312	469	781
Subtotaal	16.608	7.746	24.353
2. Pelagische vis			
Haring	1	0	1
Makreel	4	173	178
Andere pelag.	10	15	24
Subtotaal	16	188	204
3. Schaaldieren			
Garnaal	590	252	842
Langoestine (geh+st)	293	57	349
Noordzeekrab	80	1	80
Andere schaald.	0	1	1
Subtotaal	963	311	1.274
4. Weekdieren			
St. Jacobs-Schelp	239	8	247
Inktvissen	275	10	285
Wulk	83	0	83
Andere weekd.	22	0	22
Subtotaal	619	18	637
Algemeen totaal	18.205	8.262	26.468

Bron: De Belgische Zeevisserij. Aanvoer en Besomming, 1999

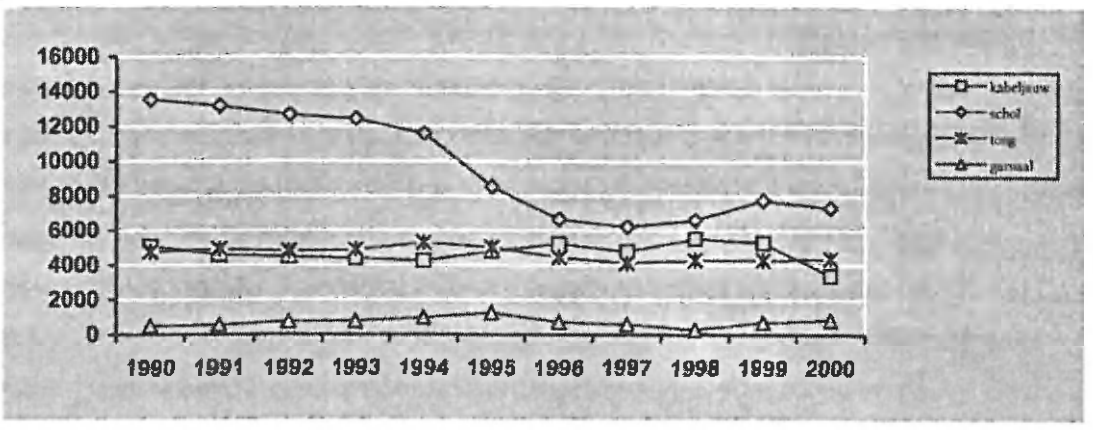
De verhouding tussen de verschillende soorten vis (demersale, pelagische, schaal- en schelpdieren) is de voorbije 10 jaar nauwelijks veranderd. In de beschouwde periode is vooral de vangst van demersale soorten sterk gedaald (- 30 %).

In 2000 was Schol de belangrijkste gevangen soort (één derde van de totale aanvoer), gevolgd door Tong (16 %), Kabeljauw (15 %), rog (4 %) en Tongschar (4 %). Grijze garnaal, een niet gequoteerde soort, is de voornaamste soort binnen de schaaldieren.[144]

[144] WELVAERT, M., *o.c.*, 2000, p. 22.

In figuur 23 wordt een evolutie geschetst van de visaanvoer van de belangrijkste soorten in de periode 1990-2000.[145] De grootste daling deed zich voor in de Scholvangst, wat vooral een gevolg is van een verlaagd quotum. De (internationale) Scholvangsten lagen echter sinds het begin van de jaren '80 op een zeer hoog peil en zijn begin jaren 1990 vrijwel continu gedaald. In 2000 ligt de garnaalvangst zo'n 42 % hoger dan in 1990 (489 ton). Voor de garnaalvisserij waren 1994-1995 en 1999-2000 duidelijk topjaren, met een gemiddelde van ca. 900 ton garnalen.

Figuur 23: *Evolutie van de aanvoer van de belangrijkste soorten, uitgedrukt in ton, periode 1990-2000*



Bron: De Belgische zeevisserij, aanvoer en besomming, Ministerie van Middenstand en Landbouw, 1990-2000.

Zo'n 20 % van de aanvoer bestaat uit soorten waar het quotabeleid niet van toepassing is. In 2000 betreft het leng, steenbolk, rog, rode poon, grauwe poon, engelse poon, zeewolf, hondshaai, garnaal, Noordzeekrab, St.-Jacobsschelpen, inktvissen en wulk. Garnaal is veruit de belangrijkste commerciële soort, waarvoor in 2000 een gemiddelde marktprijs van 4,20 euro/kg werd betaald.

3.2.2.5 Aanvoer per visgrond

De belangrijkste visgronden voor de Belgische zeevisserij zijn gesitueerd in de Noordzee (ICES gebied IV – zie kaart pag. ?). In 2000 werd ruim 64 % van de totale Belgische vangsten in de Noordzee gevangen (16.992 ton). Ruim 60 % daarvan werd in het centrale gedeelte van de Noordzee gevangen (ICES gebied IVb). Opvallend is dat ruim de helft van deze vangsten in buitenlandse havens werd aangeland. De vangst in het zuidelijk gedeelte van de Noordzee (ICES gebied Ive) vertegenwoordigde 37 % (ca. 6.200 ton), waarvan tevens ruim één derde in buitenlandse havens werd aangeland.[146] Tabel ? geeft een overzicht van de totale aanvoer per visgrond door Belgische vissersvaartuigen.[147] Op onderstaande kaart worden de zones tevens geografisch weergegeven.

[145] WELVAERT, M., *o.c.*, jaargangen 1990-2000.

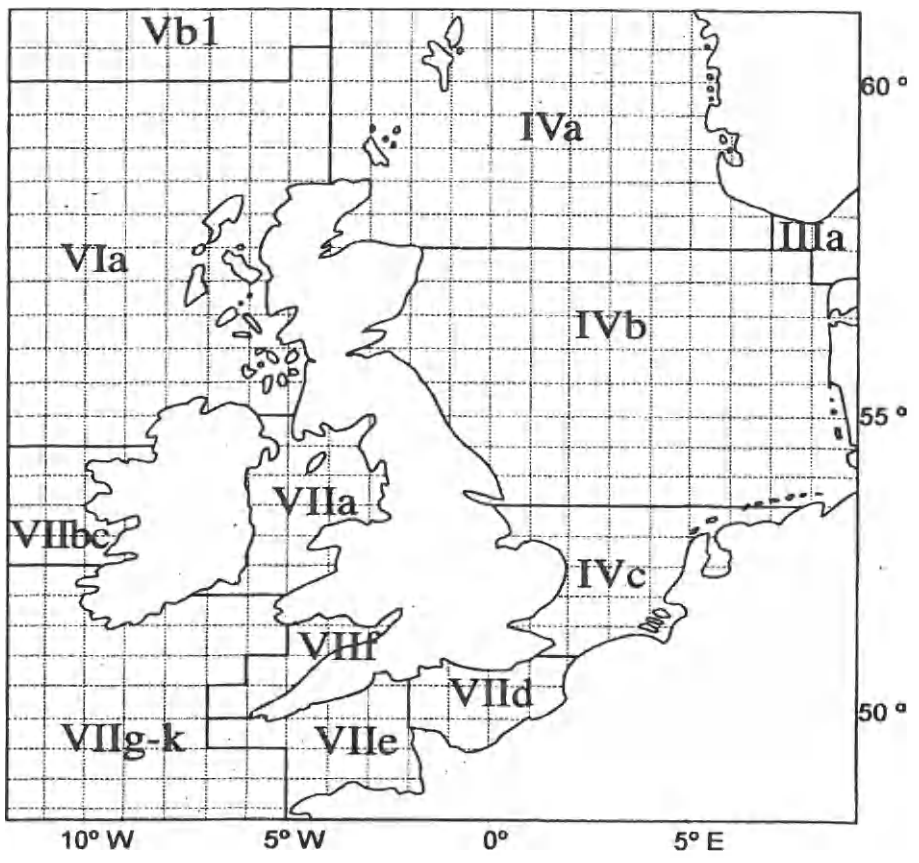
[146] WELVAERT, M., *o.c.*, 2000, pp. 64-65.
[147] WELVAERT, M., *o.c.*, 2000, p. 63.

Tabel 13: Aanvoer per visgrond, uitgedrukt in ton, aangevoerd door Belgische vissersvaartuigen (2000)

Visgrond	Belgische havens	Vreemde havens	Totaal
IIIa Skagerak	0	0	0
IVa Noordzee Noord	190	71	261
IVb Noordzee Centraal	4.757	5.733	10.490
IVc Noordzee Zuid	4.025	2.216	6.241
VIa West-Schotland	32	0	32
VIIa Ierse Zee	1.632	169	1.801
VIId Kanaal Oost	3.656	518	4.174
VIIe Kanaal West	20	0	20
VIIf Bristol kanaal	1.160	36	1.196
VIIg Zuidoost-Ierland	1.535	73	1.608
VIIh,j,k Zuidwest-Ierland	15	1	16
VIII Golf van Biskaje	558	125	683
Totaal	**17.580**	**8.942**	**26.522**

Bron: De Belgische Zeevisserij, aanvoer en besomming, Ministerie van Middenstand en Landbouw, Dienst Zeevisserij

Figuur 24: Indeling van de Noordzee volgens ICES-gebieden



Bron: Departement Zeevisserij, Ministerie van Landbouw, Oostende[148]

Vrijwel de gehele Belgische Kabeljauwaanvoer wordt in de Noordzee (ICES gebied IV) gevangen. De aanvoer van Schol wordt voor 75 % gevangen in dit gebied, het overige gedeelte wordt gevangen in het Kanaal (ICES gebied VIId,e), de Ierse Zee (ICES gebied VIIa) en de Keltische Zee (ICES gebied VIIf,g). Ca. 40 % van de Tong is afkomstig uit de Noordzee, 25 % uit het Kanaal, 30 % uit de Ierse en Keltische Zee en 7 % in de Golf van Biskaje (ICES gebied VIII).[149]

3.2.2.6 Aanvoer uit het Belgisch gedeelte van de Noordzee

Gedetailleerde cijfergegevens met betrekking tot de visserij-activiteiten in het Belgisch gedeelte van de Noordzee zijn vrij beperkt. De kennis die momenteel voor handen is, is in hoofdzaak gebaseerd op de gegevens uit de visvakken 102 en 103. Deze zone beslaat een iets grotere oppervlakte dan het Belgisch gedeelte van de Noordzee. Ondanks het gebrek aan meer gedetailleerd cijfermateriaal zal hiervan toch gebruik worden gemaakt, met de bedoeling een indicatie te krijgen van de visserij-

[148] POLET, H., FONTEYNE, R., *Huidige vistuigen en visserijmethodes in de Belgische Zeevisserij,* Departement voor Zeevisserij, Ministerie van Landbouw, 1994, bijlage 6.
[149] Introduction to the NDGP, Departement voor Zeevisserij, België, 2002, pp. 5.

activiteit in het Belgisch gedeelte van de Noordzee. Hierbij dient opgemerkt dat het enkel gaat om de activiteit van Belgische vissersvaartuigen.

Uit een beperkte steekproef bleek dat in 2000 31 % van de globale Belgische visvangst afkomstig was uit het Belgisch gedeelte van de Noordzee. Deze resultaten hebben betrekking op 63 vaartuigen (ca. 50 %) van de Belgische vloot, alle met een motorvermogen van 300 PK of kleiner. Nagenoeg een kwart van deze vaartuigen halen hun vangsten volledig uit het Belgische gedeelte van de Noordzee. Op 2 uitzonderingen na heeft geen van deze vaartuigen een bruto tonnage hoger dan 60 BT. Een kleine 25 % van de betrokken vaartuigen is helemaal niet of nauwelijks (< 7 %) afhankelijk van het Belgische gedeelte van de Noordzee. Opmerkelijk is dat de vaartuigen die niet afhankelijk zijn van het Belgisch gedeelte van de Noordzee allen een bruto tonnage hebben van > 70 BT en een motorvermogen van 300 PK. Hieruit kan worden geconcludeerd dat zo'n 20-tal vaartuigen (waarvan 8 vaartuigen met een bruto tonnage < 70 BT) voor gemiddeld ca. 63 % van hun aanvoer afhankelijk zijn van visgronden buiten het BCP. [150] Vermoedelijk liggen deze visgronden voornamelijk in het Nederlands gedeelte van de Noordzee. Gezien de omvang van de beide zones (Belgisch gedeelte van de Noordzee en visvakken 102/103) geografisch niet volledig overeenstemmen, kunnen geen sluitende conclusies met betrekking tot het belang van het Belgisch gedeelte van de Noordzee voor de Belgische visserij worden getrokken. De voornaamste soorten die in het Belgisch gedeelte van de Noordzee worden gevangen zijn garnaal (ca. 500 ton), Kabeljauw (ca. 420 ton), Schol (ca. 340 ton), Tong (ca. 260 ton).[151]

3.2.3 Benuttingsgraad van de Belgische quota

Wanneer de Belgische quota worden vergeleken met de geregistreerde vangsten kan daaruit de benuttingsgraad van de quota worden afgeleid. In Tabel 14 wordt een overzicht gegeven van de benuttingsgraad. In deze tabel wordt een vergelijking gemaakt van de vangsten ten opzichte van het initiële quotum (voor de ruil) enerzijds, en ten opzichte van het effectieve quotum (na de ruil) anderzijds.[152]

[150] *Beperkte studie naar het aandeel van de vangsten afkomstig uit het Belgisch gedeelte van de Noordzee,* 2000, Redercentrale, Oostende, 2000.
[151] Centrum voor Landbouwkundig Onderzoek, Departement Zeevisserij, 2000.
[152] WELVAERT, M., *o.c.*, 2000, p. 129.

Figuur 14: Benuttingsgraad van de effectieve Belgische quota per soort voor 2000, uitgedrukt in ton

Soort	Vangst 2000	Benutting graad initieel quotum	Initieel quotum (voor ruil)	Effectief quotum (na ruil)	Graad van benutting na de ruil
Kabeljauw	3588	106 %	3400	4399	82 %
Schelvis	512	99 %	520	580	88 %
Koolvis	126	126 %	100	145	87 %
Pollak	68	13 %	530	520	13 %
Wijting	769	125 %	615	855	90 %
Schol	8778	120 %	7290	9288	95 %
Tong	4221	97 %	4355	4358	97 %
Haring	-	0 %	7568	8	0 %
Ilieek	98	39 %	250	131	75 %
Makreel	137	26 %	530	90	152 %
Sprot	2	0 %	2590	150	1 %
Horsmakreel	24	30 %	80	80	30 %
Zeeduivel	829	27 %	3040	2081	40 %
Schar/tong	131	27 %	490	170	77 %
Roodbaars	0	0 %	50	0	0 %
Langoustines	226	25 %	900	380	59 %
Tarbot + griet	461	70 %	660	660	70 %
Roggen	327	32 %	1020	1020	32 %
Schar + bot	967	118 %	820	1020	95 %
Tongschar + witje	597	92 %	650	700	85 %
Doornhaai	9	6 %	150	150	6 %

Bron: De Belgische zeevisserij, aanvoer en besomming, 2000

Bovenstaande cijfers met betrekking tot de vangsten tonen aan dat – statistisch gezien – geen enkele soort meer wordt bevist dan het quotum aangeeft. Enkel makreel werd in 2000 voor meer dan de helft bevist dan het quotum toeliet. Makreel is echter een bijvangst in onze (demersale) visserij, en dus niet het voorwerp van een gerichte (pelagische) visserij. De soorten Tong, Schol, Wijting en Schar + Bot kennen een benuttingsgraad van gemiddeld 95 %. Kabeljauw heeft een onderbenutting van nagenoeg 20 %. De totale TAC voor Kabeljauw lag té hoog, waardoor het voor Belgische vaartuigen moeilijk bleek om het volledige quotum op te vissen. Koolvis en in mindere mate pollak zijn typische soorten van de noordelijke Noordzee, waar de benuttingsgraad sterk afhankelijk is van het aantal vaartuigen dat deze verre reis wil maken. Het quotum voor Zeeduivel, Roggen en Doornhaai is voor de helft onderbenut. Het betreft hier echter bijvangstsoorten, die eerder bij 'toeval' worden aangevoerd.

Algemeen kan worden gesteld dat het ruilen een aantal voordelen heeft: (a) het vermijdt dat onze vloot in de problemen raakt voor de echte doelsoorten (Kabeljauw, Tong, Schol, ...); (b) we raken van een aantal 'nutteloze' quota af (Haring, Sprot) en (c) het laat of creëert voldoende marge voor de aanvoer van bijvangstsoorten. De ruil komt echter niet steeds de vlootsegmenten ten goede die traditioneel op de 'weggeruilde' doelsoorten vissen (bijv. Langoustines).

3.3 De waarde van de aanvoer

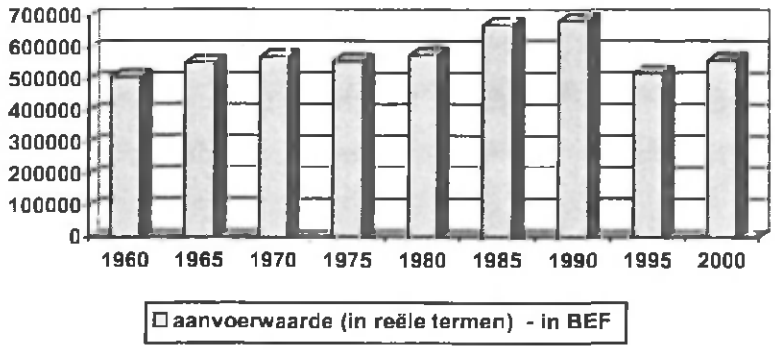
3.3.1 Evolutie van de totale aanvoerwaarde

De visserij-activiteit, en in eerste instantie de beroepsvisserij, is een economisch gebeuren. Het is bijgevolg van belang om de visaanvoer niet enkel in termen van tonnen te omschrijven, maar hieraan tevens een monetaire waarde te koppelen.

De besomming van de zeevisserij is de (bruto)opbrengst van de door het schip gevangen en in de afslag verkochte visserijproducten, zowel verhandelde als niet-verhandelde vis.
De globale aanvoerwaarde bedroeg in 2000 ruim € 87,5 miljoen (3,5 miljard BEF). Het prijsniveau in 2000 steeg voor het eerst sedert 10 jaar en bevindt zich nu opnieuw op het niveau van 1980. Een belangrijk gedeelte van de omzet (bijna 1/3) wordt gerealiseerd in buitenlandse havens, in hoofdzaak in Nederland. Geschat wordt dat hiervan zo'n 37 % van de omzet in buitenlandse havens wordt verwezenlijkt door de zogenaamde 'quotahoppers'.[153]

De precieze evolutie van de aanvoerwaarde kan slechts worden nagegaan wanneer daarbij rekening wordt gehouden met de muntontwaarding.[154]

Figuur 25: Evolutie van de waarde van de aanvoer door Belgische vissersvaartuigen voor de periode 1960-2000



Bron: Ministerie van Middenstand en Landbouw, Dienst Zeevisserij

Gedurende de beschouwde periode stijgt de aanvoerwaarde gemiddeld met 1,5 %. Uit bovenstaande gegevens blijkt duidelijk dat er zich recent terug een herstel aftekent. Tussen 1990-1995 nam de aanvoerwaarde met een bijna een kwart af. Tijdens de afgelopen 5 jaar werd deze voor een derde terug goedgemaakt.

[153] WELVAERT, M., *o.c.*, 2000, p. 33.
[154] WELVAERT, M., *o.c.*, 2000, pp. 29-30.

De gegevens met betrekking tot de aanvoerwaarde krijgen nog meer duiding wanneer ze worden vergeleken met de evolutie van de aanvoer zelf (zie figuur 20). Terwijl de totale aanvoer in de periode 1960-2000 een graduele daling vertoonde van gemiddeld 8,5 %, steeg de aanvoerwaarde in de dezelfde periode met 1,5 %. In de afgelopen 5 jaar (1995-2000) is deze trend nog sterker, m.n. een stijging van de aanvoerwaarde met 7 % ten opzichte van een daling van de aanvoer met 15 %. Hieruit blijkt dat de opbrengst stijgt bij een dalende aanvoer, zij het niet in gelijke mate. Uiteraard dient hierbij opgemerkt dat het gaat om geregistreerde vangsten en bruto-opbrengsten.

3.3.2 De prijzen naar vissoorten

Om een juiste indicatie te krijgen van de waarde van de vangsten is het van belang de prijzen van de verschillende soorten vis na te gaan. Tabel 15 geeft een overzicht weer van de prijzen per kg voor de voornaamste soorten.[155] De gemiddelde prijs wordt samengesteld uit: (a) de gemiddelde prijs over de verschillende marktsorteringen van de betreffende vis; (b) de gemiddelde prijs die in de verschillende vissershavens wordt geboden; en (c) de gemiddelde prijs per maand.

[155] WELVAERT, M., *o.c.*, 2000, p. 50.

Tabel 15: Gemiddelde prijzen van de voornaamste vissoorten (euro/kg), 2000

Vissoort	Belgische haven	Buitenlandse havens
1. Demersale vis		
Schelvis	1,39	1,65
Kabeljauw	2,6	2,89
Koolvis	0,84	1,2
Wijting	0,98	1,1
Pollak	2,53	2,71
Leng	1,97	2,06
Heek	1,56	1,77
Steenbolk	0,66	0,59
Schol	1,67	1,83
Bot	0,64	0,85
Schar	1,15	1,54
Tong	8,32	8,58
Tarbot	9,63	9,92
Griet	6,9	7,3
Tongschar	4,21	3,82
ScharTong	1,87	2,14
Rog	1,84	1,93
Rode Poon	0,85	0,98
Grauwe Poon	0,41	0,37
Engelse Poon	0,75	3,46
Zeewolf	2,94	3,19
Zeeduivel	10,14	8,64
Hondshaai	0,75	0,72
Andere demers.	2,85	2,18
2. Pelagische vis		
Haring	1,05	-
Makreel	0,8	0,62
Andere pelag.	0,48	0,51
3. Schaaldieren		
Garnaal	4,42	3,98
Langoestine (geh+st)	5,99	4,27
Noordzeekrab	0,72	0,92
Andere schaald.	3,05	4,98
4. Weekdieren		
St. Jacobs-Schelp	2,84	3,16
Inktvissen	1,51	1,74
Wulk	0,70	0,66
Andere weekd.	1,77	2,85

Bron: Ministerie van Middenstand en Landbouw, Dienst Zeevisserij

Uit bovenstaande gegevens komen zeeduivel, tarbot, Tong, griet, langoustine, garnaal, Tongschar, zeewolf, St.-jacobsschelp, Kabeljauw en pollak naar voor als de duurste soorten. De verhouding tussen de voornaamste soorten voor de Belgische visserij in termen van aanvoer wijzigt indien men deze verhouding in monetaire waarde uitdrukt. Uitgedrukt in ton zijn, in neergaande volgorde, Schol, Tong, Kabeljauw, rog, Tongschar, schar, wijting en garnaal de belangrijkste soorten. In termen van opbrengst evenwel is Tong de voornaamste soort, gevolgd door Schol, Kabeljauw, Tongschar, garnaal, rog, wijting en schar. De Tong-Schol prijsratio bedraagt 4.9, wat betekent dat in 2000 bijna 5 keer zoveel Schol dan Tong moet worden aangeland om een gelijkaardige opbrengst te kunnen realiseren. Gezien de visserij-activiteit een economische activiteit betreft, geeft de opbrengst van de verschillende vissoorten vermoedelijk een meer realistische indicatie van het belang van bepaalde soorten voor de Belgische visserij.

Opvallend is echter het feit dat buitenlandse havens systematisch een hogere visprijs bieden dan de Belgische havens. Voor Tong, Schol en Kabeljauw ligt het prijspeil in buitenlandse havens (vnl. Nederlandse) resp. 3 %, 9 % en 10 % hoger dan in Belgische havens. Door het feit dat meer dan 95 %

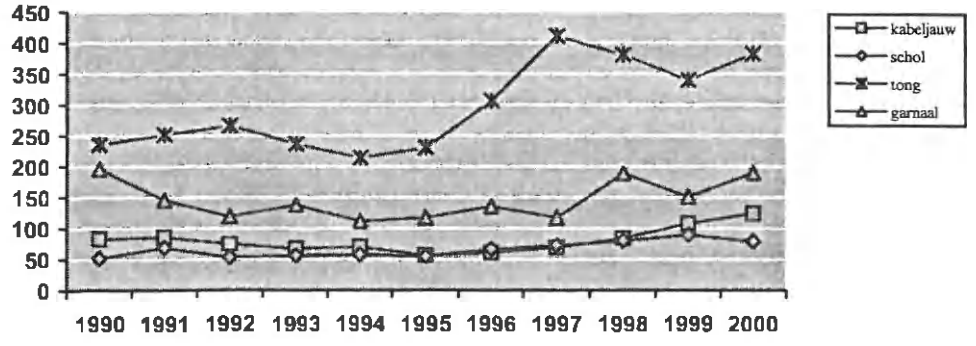
van de aanvoer in buitenlandse havens in Nederland wordt aangeland, vormt Nederland een belangrijke concurrentie voor de Belgische vissershavens. De prijs voor garnaal, een belangrijke soort voor de Belgische kustvisserij, volgt deze trend niet. De prijs voor een kilo garnaal ligt bijna 10 % hoger in Belgische havens in vergelijking met het buitenland.[156] Uit een bevraging met betrokkenen blijkt dit niet vrij verwonderlijk, gezien de garnaalprijs op de Nederlandse markt in zeer sterke mate wordt bepaald door de afspraken die worden gemaakt tussen de grootste garnaalafnemer (Heiploeg) en de Nederlandse vissers. De markt is er dus niet vrij en het spel van vraag en aanbod speelt er niet of nauwelijks.

3.3.3 Evolutie van het prijspeil

3.3.3.1 Prijsevolutie van de voornaamste soorten

In onderstaande figuur wordt een evolutie geschetst van de prijzen voor de voornaamste vissoorten voor de Belgische zeevisserij, met name Tong, Schol, Kabeljauw en garnaal. Om een reële prijsvergelijking[157] voor deze soorten te kunnen maken over de afgelopen 10 jaar werd zowel een correctie uitgevoerd aan de hand van de consumptieprijsindex als aan de prijsindex voor verse vis, schaal- en schelpdieren.[158]

Figuur 26: Vergelijking van de prijzen voor de soorten Tong, Schol, Kabeljauw en garnaal voor de periode 1990-2000, uitgedrukt in reële termen



Bron: Nationale Bank van België + Aanvoer en besomming van de Belgische zeevisserij + eigen berekeningen

Uit deze evolutie kunnen een aantal conclusies worden getrokken. Vooreerst tekent zich een zeer duidelijke verhoging af van de Tongprijs. Zoals in figuur 23 wordt aangetoond, is de aanvoer van Tong relatief constant gebleven in de periode 1990-2000. Uitgedrukt in reële waarde is de Tongprijs

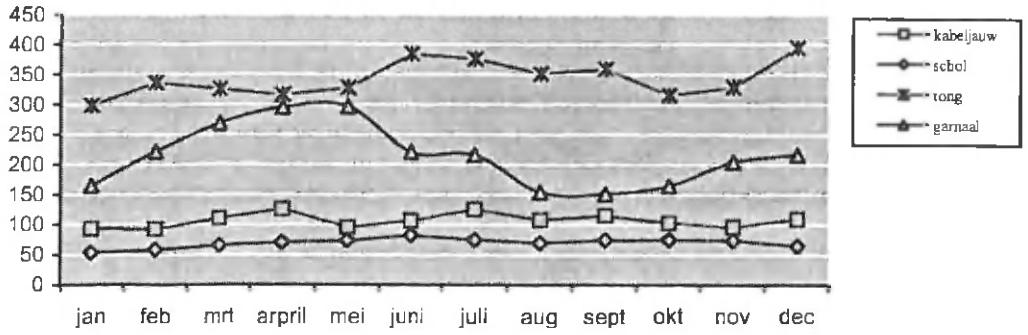
[156] WELVAERT, M., *o.c.*, 2000, p. 50.
[157] De visprijzen zijn een gemiddelde van de prijs in Belgische en in buitenlandse havens
[158] Voor prijsindexen zie: Nationale Bank van België, http://www.nbb.be, 23 april 2002.

de afgelopen 10 jaar met ruim 36 % gestegen terwijl de totale aanvoer van Tong in dezelfde periode met ca. 8 % is afgenomen. Ook voor garnaal zijn er sterke prijsschommelingen waar te nemen in de afgelopen 10 jaar. In 1998, wanneer de garnaalvangsten het laagste waren, werd hiervoor ook de hoogste prijs van de afgelopen 10 jaar uitbetaald. In 1995 bereikte de Kabeljauwprijs een dieptepunt, maar sedertdien is deze jaar na jaar gestegen. Deze prijstrend correspondeert niet met de evolutie in de aanvoer van Kabeljauw, gezien deze pas sinds 1999 sterk begon af te nemen. Sedert 1994 is de aanvoer van Schol zeer sterk gedaald. Deze evolutie is echter opnieuw niet terug te vinden in de prijs. Niettegenstaande de prijs per kg Schol sedert 1995 vrijwel jaar na jaar is gestegen, is dit in veel mindere mate dan bij de aanvoer het geval is. Wanneer de visaanvoer tijdens een bepaalde periode wordt vergeleken met de prijs die voor deze soorten wordt betaald, blijkt duidelijk dat de prijs slechts ten dele een indicatie geeft van de schommelingen in het aanbod. Men mag echter niet uit het oog verliezen dat de Belgische veilingen zich alsmaar meer in een Europese context gaan bewegen (cf. PEFA-veilingsysteem in Zeebrugse Visveiling). Bijgevolg worden de prijzen op de Belgische markt niet langer enkel en alleen beïnvloed door de schommelingen in de plaatselijke aanvoer.

3.3.3.2 Evolutie van de prijzen op jaarbasis

De visserij is een dynamische activiteit. Ze is afhankelijk van tal van biologische en natuurlijke factoren, waardoor een aantal soorten niet het hele jaar door in dezelfde mate beschikbaar zijn. Dit heeft ondermeer tot gevolg dat de prijzen voor de verschillende soorten gedurende het jaar niet steeds op het zelfde peil liggen.[159]

Figuur 27: Maandelijkse prijsevolutie voor Kabeljauw, Tong, Schol en garnaal,aangevoerd in Belgische havens, 2000



Bron: Ministerie van Middenstand en Landbouw, Dienst Zeevisserij

Bovenstaande figuur toont aan dat er zich grote prijsschommelingen kunnen voordoen in bepaalde perioden van het jaar. Vooral de prijs voor Tong en Garnaal fluctueert sterk. In het voorjaar vist de kustvisserij op Tong en in het najaar op garnaal. De reden hiervoor is niet de prijs, maar de

[159] WELVAERT, M., *o.c.*, 2000, p. 48.

beschikbaarheid. Tijdens het voorjaar bevindt de Tong zich in de kustzone om te paaien. In de zomer en het vroege najaar zijn de concentraties van Garnaal op hun maximum. Hierdoor vertoont de evolutie van de garnaalprijs op jaarbasis een vrijwel perfect spiegelbeeld van de garnaalaanvoer.[160]

De visprijzen op maandbasis worden verder ook beïnvloed door de kwaliteit. In de winter ligt de Scholprijs een stuk lager doordat deze in de wintermaanden graatmager is. Ook voor Tong kan een deel van de prijsschommelingen hierdoor worden verklaard.

[160] REDANT, F., POLET, H., *De garnaalvisserij: een kustgebruikersgroep met kopzorgen.* In: De Grote Rede, augustus 2002, pp.13-17.

HOOFDSTUK 4
SOCIO-ECONOMISCH BELANG VAN DE VISSERIJSECTOR

4.1 Inleiding

Het economisch belang van de visserijsector voor de Belgische economie zal worden ingeschat aan de hand van de omzet en het aandeel van de sector in het Bruto Nationaal Product. Het sociaal belang zal worden ingeschat via de tewerkstelling die de sector creëert.

4.2 Omzet

De omzet in de zeevisserijsector werd in 2000 geraamd op ca. € 13,4 miljoen.[161] Het aandeel van de gehele visserijsector, met inbegrip van de visverwerkende nijverheid en de aquacultuur, bedroeg in 2001 0,02 % van het Bruto Binnenlands Product van België.[162]

4.3 Tewerkstelling

4.3.1 Inleiding

Naast de omzet vormt de tewerkstelling een indicator voor het socio-economisch belang van de visserijsector in België. Niet alle tewerkstelling in de visserijsector is echter in dezelfde mate afhankelijk van de aanvoer van de vis door Belgische vissers.
Tussen de vangst van de vis op de visgronden en de bereidde vis op het bord van de consument zitten verschillende tussenstappen, die elk hun bijdrage leveren tot de sector. Het aantal actoren dat een deel heeft in de economische waardeketen van de Belgische zeevisserij is vrij groot. Een aantal van deze bedrijven zijn rechtstreeks betrokken bij het visserijgebeuren, terwijl andere onrechtstreeks door de Belgische visserijsector worden beïnvloed. Onderstaande figuur geeft een overzicht van deze waardeketen.[163]

[161] Dit omzetcijfer is gebaseerd op de NACE-code DE05 'Visserij en het kweken van vis, schaal- en schelpdieren', Nationale Bank van België.
[162] Gegevens verstrekt door de Nationale Bank van België.
[163] CRIJNS, H., *Een toekomst voor de Belgische visserij*, Studie in opdracht van Minister J. Gabriels, Minister van Landbouw en Middenstand, Vlerick Leuven Gent, Management School, 2001, pp. 11.

Figuur 28: Vereenvoudigde productieketen voor de Belgische visserijsector

Vloot (vissers-schepen)	⇒	Aanland-ingen (vismijnen)	⇒	Verwerking en groothandel	⇒	Detail en horeca	⇒	Consument

Bron: CRIJNS, *Een toekomst voor de Belgische visserij*, Vlerick, 2001

Om het belang van de tewerkstelling in de *Belgische* visserijsector in te schatten, moet een onderscheid worden gemaakt tussen de tewerkstelling die wordt gecreëerd door de Belgische visaanlandingen en de tewerkstelling die wordt gecreëerd via import van vis en visserijproducten. Niet elk segment uit de waardeketen wordt even sterk beïnvloed door de hoeveelheid en de regelmaat (of het gebrek daaraan) van de Belgische aanlandingen. In 1997 was ongeveer 8 % van de input van vis in de visverwerkende nijverheid afkomstig van Belgische visvangsten.[164] Het onderzoek naar de werkgelegenheid, gecreëerd door de Belgische visserijsector, zal zich bijgevolg concentreren op de eerste twee segmenten van de waardeketen, met name, de vissers/reders en de vismijnen. Immers, op het vlak van de visverwerking, groothandelsdistributie, detailhandel en horeca is het op dit ogenblik vrij moeilijk om na te gaan of het hier om 'Belgische' dan wel om geïmporteerde vis gaat.

4.3.2 Tewerkstelling op de vloot

In 2000 beoefenden 915 personen officieel het beroep van visser uit. Iets minder dan 75 % (ca. 620 vissers) presteerde in 2000 meer dan 120 monsterdagen, met een gemiddelde van ca. 276 zeedagen per jaar. Ongeveer 152 vissers presteerden in 2000 minder dan 50 zeedagen. [165] In deze cijfers zijn ook de zeelieden begrepen die tussen twee zeereizen in aan wal zijn, maar gedurende deze periode het statuut van 'aangemonsterde' behouden. Het overgrote gedeelte van deze personen woont in de kuststreek, in het bijzonder in Heist en Oostende.

Het uitvaren van een vissersvaartuig met een maximale lengte van 24 meter, dat vaart/vist binnen een gebied van 25 zeemijl en uitsluitend reizen onderneemt van één etmaal vereist de aanwezigheid van ten minste één schipper en één matroos. Een vaartuig met een maximale lente van 24 meter, maar dat vaart in een ruimer zeegebied (begrensd in het Westen door de meridiaan 2°W en in het Noorden door de parallel 55°N) moet ten minste één schipper en drie matrozen aan boord hebben. Deze vereisten

[164] *West-Vlaanderen 2010. Analyses ter voorbereiding van een strategie voor economische ontwikkeling*, GOM West-Vlaanderen, Brugge, 2001, pp. 223-232.
[165] *Lijst van vissers, actief in de Belgische vloot in 2000 en hun aantal in monsterdagen*, Ministerie van Verkeer en infrastructuur, Bestuur van Maritieme Zaken en Scheepvaart, Dienst Schepenbeheer Oostende, 27 juni 2001.

gelden tevens voor vaartuigen met een lengte van meer dan 24 meter, die vissen in het zeegebied dat in het westen begrensd wordt door de meridiaan 2°W en in het noorden door de parallel 55°N.[166] In de praktijk hebben de kleinere kustvaartuigen een bemanning van drie à vier personen, terwijl de grote vaartuigen gemiddeld zes à zeven bemanningsleden aan boord hebben.

Uit bevraging van betrokkenen blijkt dat er, zelfs voor een minimum personeelsbezetting, een groot tekort aan (potentiële) bemanningsleden heerst. De zeer lage instap van jongeren in de visserijsector is één van de voornaamste oorzaken van het bemanningstekort. In opdracht van de Provincie West-Vlaanderen werd, met steun van de Vlaamse Gemeenschap en de Europese Unie, het project 'Zeekiezen' opgestart, dat het beroep (en de studierichting) bij jongeren aantrekkelijker poogt te maken.[167]

In tweede instantie is het tekort aan vissers een gevolg van het systeem van de 'dubbele equipages'. Op de grotere vissersvaartuigen, die frequent op veraf gelegen visgronden opereren en daardoor voor langere tijd weg blijven, wordt gewerkt met een ploegenstelsel. Terwijl het schip op zee (of aan wal in het buitenland) blijft, wordt de bemanning, tussen twee reizen in, door een nieuwe ploeg afgelost. Vaak gebeurt deze bemanningswissel in combinatie met de koeltransporten, waarbij de vis die op verafgelegen gronden wordt gevangen, via wegtransport uit buitenlandse havens in België (of naburige havens) wordt aangeland.[168]

4.3.3 Tewerkstelling in de visveilingen

De rechtreekse tewerkstelling in de drie Belgische vismijnen bedraagt gezamenlijk ca. 100 personen.[169] De visveiling van Zeebrugge zorgt voor een rechtstreekse tewerkstelling van 85 personen, waarvan 70 arbeiders en 15 bedienden. De groep van arbeiders bestaat grotendeels uit tewerkstelling van vissorteerder, die hoofdzakelijk op de veildagen werken (dus: drie dagen in de week). Ongeveer 15 personen hebben een voltijdse betrekking. In de stedelijke visveiling van Nieuwpoort zijn 7 personen tewerkgesteld (administratie + vissorteerder en viswegers). De Oostendse visveiling creëert een rechtstreekse tewerkstelling voor 26 personen. Hiervan werken 19 personen in halftijds dienstverband als vislosser (-sorteerder) en 7 bedienden in voltijds dienstverband in administratieve functies.[170]

---

[166] KB van 12 juni 1996, tot wijziging van het koninklijk besluit van 20 juli 1973 houdende het zeevaartinspectiereglement, *B.S.*, 30 juli 1996.

[167] Project Zee Kiezen, in opdracht van de Provincie West-Vlaanderen, met steun van de Vlaamse Gemeenschap en de Europese Unie, Provinciaal Maritiem Instituut, 2001, 61 p. + bijlagen.

[168] Ministerie van Middenstand en Landbouw, Dient Zeevisserij, *Uitkomsten van de Belgische zeevisserij, 2000*, pp. 14-15.

[169] *Economische betekenis van het European Fish Centre (EFC) in de haven van Zeebrugge*, WES, juli 2002, p. 11.

[170] info@vismijnoostende.be

Naast deze rechtstreekse tewerkstelling zijn op het terrein van de Zeebrugse visveiling een 70 tal bedrijven gevestigd, die samen aan ca. 320 personen werkgelegenheid bieden.[171]

4.3.4 Tewerkstelling in de toeleveringsbedrijven

Het aantal tewerkgestelde personen in de toeleveringsbedrijven van de visserijsector wordt geschat op ca. 450. Dit cijfer omvat de tewerkstelling in een aantal gemengde bedrijven (metaalconstructie, machinebouw en scheepsherstellingen) in de onmiddellijke omgeving van de vissershavens van Oostende en Zeebrugge. Tevens is hier de tewerkstelling inbegrepen die wordt gecreëerd door de scheepswerf in Zeebrugge, die gespecialiseerd is in de vernieuwbouw en herstelling van vissersvaartuigen. Tenslotte zijn hier tevens een drietal specifieke toeleveringsbedrijven in vertegenwoordigd, die zich toeleggen op het aanleveren van netten, kabels en lieren en de installatie en het onderhoud van maritieme navigatie- en communicatieapparatuur.
De tewerkstelling in de toeleveringssector boet echter sterk aan belang in, enerzijds omwille van de prijsconcurrentie met lage loonlanden (dit is ondermeer het geval bij de bouw van scheepsrompen) en anderzijds omwille van de grotere specialisatie in landen met een grotere vloot.[172]

4.3.5 Tewerkstelling in de randsectoren

Uiteraard zijn er rond de visserijsector een aantal bedrijven en instanties die eveneens rechtstreeks afhankelijk zijn van het welzijn van de Belgische zeevisserijsector. Daartoe behoort in eerste instantie het zeevisserij-onderwijs. In België is het maritiem onderwijs gelokaliseerd in twee scholen: het Provinciaal Maritiem Instituut (PMI) met afdelingen in Knokke-Heist en Oostende en het Koninklijk Werk IBIS in Bredene. Daarnaast is er tevens een Centrum voor Maritieme Opleidingen in Zeebrugge, waar simulatieproeven worden gehouden. Het maritieme onderwijs in België creëert een 20-tal arbeidsplaatsen. Daarnaast zijn ook een aantal andere instanties bestrokken bij de vorming in de visserijsector, zoals de VDAB (opleiding voor visfileerders, etc.).

De openbare diensten die betrokken zijn bij de zeevisserij, zoals de Dienst Zeevisserij (adminstratie), Departement voor Zeevisserij (onderzoek) en het havenpersoneel, hebben een 60-tal personeelsleden in dienst

[171] *Economische betekenis van het European Fish Centre (EFC) in de haven van Zeebrugge*, WES, juli 2002, p. 11.
[172] Structurele Fondsen België, visserij buiten doelstelling 1, Enkelvoudig programmeringsdocument, periode 2000-2006, pp. 10.

HOOFDSTUK 5
KNELPUNTENANALYSE

Bij de omschrijving van de Belgische visserijsector kwamen reeds een aantal knelpunten naar voor. In dit vierde hoofdstuk worden de belangrijkste knelpunten binnen de Belgische visserijsector belicht.
In eerste instantie werd op basis van literatuuronderzoek een overzicht gemaakt van de verschillende knelpunten die zich in de visserijsector voordoen. Vervolgens werden deze getoetst en verder verfijnd aan de hand van interviews met verscheidene actoren in de Belgische visserijsector. Onderstaande lijst geeft een overzicht van de personen die in het licht van onderhavig onderzoek werden gecontacteerd en geïnterviewd.

NAAM	INSTELLING	DATUM INTERVIEW
Schiltz B.	Voorzitter Redercentrale	20 november 2001
Fonteyne R.	Departement Zeevisserij	17 augustus 2001
Redant F.	Departement Zeevisserij	-
Maertens L.	Ministerie van Landbouw, Dienst Zeevisserij - Diensthoofd	31 oktober 2001
Welvaert M.	Ministerie van Landbouw, Dienst Zeevisserij	24 augustus 2001
Demaeght M.	Ministerie van Landbouw, Dienst Zeevisserij	31 augustus 2001
Vermoortel M.	Ministerie van Landbouw, Dienst Zeevisserij	17 oktober 2001
Verheggen M.	Ministerie van Landbouw, Dienst Zeevisserij	17 oktober 2001
Versluys W.	reder	24 augustus 2001
Vandekerckhove F.	Redacteur Het Visserijblad	1 september 2001
Verhamme M.	Vlaams Visserij Informatiecentrum (thans verantwoordelijke visserij – kabinet Minister Dua V.)	26 april 2001
De Paepe R.	Vismijn/verwerkende sector	21 september 2001
Madou, M.	Directeur vismijn Nieuwpoort	23 oktober 2001
Vermandel P.	Directeur vismijn Oostende	23 oktober 2001
Bekaert M.	Gedelegeerd bestuur Zeebrugse visveiling	28 november 2001
Pollet F.	Directeur vismijn Oostende (sedert januari 2002)	10 september 2002

De knelpunten werden geanalyseerd en vervolgens opgesplitst naar een aantal thema's. Op basis van deze knelpuntenlijst zullen, met het oog op het tot stand brengen van een duurzaam beheer van de Noordzee, een aantal voorstellen tot mogelijke beleidsmaatregelen worden geformuleerd.

THEMA'S	KNELPUNTEN
Quotabeleid	- Grote discrepantie tussen de wetenschappelijk vastgestelde TACs en de som van de uiteindelijk verdeelde quota; - Het Europees Visserijbeleid is te sterk gebaseerd op output (quota/vangsten) in plaats van op input (capaciteit); - Divergentie input versus output, heeft als gevolg dat de rendabiliteit van de visserijactiviteit in het gedrang komt, door een té strikte reglementering ; - Zeer sterke specialisatie in de doelsoorten van de Belgische zeevisserij (m.n. Tong, Kabeljauw, Schol); wanneer zich bij één van deze soorten een probleem voordoet (zoals stillegperiode voor Kabeljauw) treft dit meteen een relatief groot gedeelte van de sector; - Stijgende omvang van discards, m.n. van de quotagebonden discarding en de discarding om economische redenen (zgn. 'highgrading'); - Bepaalde niet-gequoteerde soorten zijn mogelijk commercieel exploiteerbaar, maar hebben op dit ogenblik geen marktondersteuning (vb. strandschelpjes en kokkels);
Aanvoer + markt	- Gedeelte van de Belgische quota wordt door vaartuigen in Nederlands eigendom gevangen en eveneens in Nederlandse havens aangeland (verlies/verlies situatie voor Belgische visserij) – cf. 'quotahopping'; - Omvang van de aanlandingen en omzet van de sportvisserij is niet gekend (enkel suggesties en schattingen) - Afwezigheid van een markt en commerciële leefbaarheid voor alternatieve soorten; - Sterke geografische concentratie van de visaanlandingen; - Vrij eenzijdige vangsten. Bijna de helft van de aanvoer is Tong - Grote hoeveelheden vis (vooral Tong) wordt in Nederland aangeland - Systematisch hogere visprijzen (vooral Tong) in buitenlandse, in hoofdzaak Nederlandse, havens waardoor de druk om in buitenlandse havens aan te voeren verhoogt;

Structureel	- Onevenwicht in de machtsverhoudingen tussen de verschillende vlootsegmenten, waardoor het risico bestaat dat het economisch belangrijkste vlootsegment de spelregels gaat bepalen voor het economisch minder concurrentiële vlootsegment; - 'Conflict for resources' tussen sport- en beroepsvisserij (vnl. in de kustwateren – voor de soorten Kabeljauw en garnaal); - Afwezigheid van concrete gegevens omtrent de omvang van de illegale of 'zwarte' vis;
Kustvisserij	- lage officiële rendabiliteit in de kustvisserij; - grote druk op de kustvisserij vanwege toenemende schaalvergroting; - druk op de kustvisserij verhoogt omwille van nieuwe gebruiksfuncties in de Belgische territoriale zee; - sterke druk van andere vloten (zowel buitenlandse als andere vlootsgementen) in het gebied waar de kustvisserij actief is; - Gebrek aan flexibiliteit in de kustvisserij (gebruikte vismethoden /doelsoorten); - Garnaalvisserij sterk afhankelijk van jaarfluctuaties;
- macro-economisch	- Gebrek aan een (praktijkgerichte) algemene toekomstvisie op langere termijn voor de visserijsector; sector wordt te sterk benaderd vanuit het eigen belang; - Gebrek aan samenwerking in de sector, zowel horizontaal als verticaal; - Werkelijke concurrentieverhoudingen tussen de verschillende vissersvaartuigen niet gekend; - Sterke kapitalisatie van de licenties, waardoor de instap voor jonge reders wordt bemoeilijkt; - Gebrek aan afstemming van de behoeften tussen reders en kopers (eveneens van belang bij de introductie van alternatieve vistechnieken); - Onwetendheid bij het grote publiek omtrent de visserijsector, waardoor de interesse van de buitenwereld voor de problematiek in de visserijsector vrijwel nihil is; - Instapprijs in de visserijsector in België is veel lager (bijna ½)

	dan in Nederland, waardoor de druk op de Belgische visserij vanuit Nederland (vooral kustvisserij) sterk verhoogd;
- vloot	- Ca. 1/5 van de Belgische vloot is in Nederlandse handen; - Sterke eenzijdigheid van de vloot (+ 95 % boomkor); - Capaciteit van de vloot niet in evenwicht met de toegestane vangsten – input > output; - MOP-beleid heeft enkel geleid tot een versneld uit de vaart nemen van vaartuigen die in feite toch reeds niet meer werkelijk rendabel waren en bijgevolg toch zouden zijn stopgezet;
- bemanning	- Sociaal statuut voor de vissers op verschillende punten ontoereikend; - Stroeve werking van het fonds voor arbeidsongevallen; - Afnemende interesse voor het beroep van visser; - Visserijsector (vooral het kleinere vlootsegment) is nog steeds in grote mate familiaal georganiseerd; - Huidig verloningssysteem, dat is gebaseerd op de bruto-omzet, leidt tot een toename van de werkdruk met een geassocieerd verhoogd risico op arbeidsongevallen (weinig of niet vergoed); - Sterke druk uit andere maritieme sectoren, waar de bemanning een hogere verdienste heeft; - Sterke onderlinge concurrentie tussen de verschillende rederijen; - Tekort aan bemanning (vissers), terwijl een groot gedeelte van de vissers die gedurende een langere periode niet op zee gaan toch niet beschikbaar zijn voor andere rederijen; - Problematiek van 'dubbele equipages' waarbij verscheidene vaartuigen met een ploegenstelsel werken; - Vissers dragen een grote verantwoordelijkheid bij het overtreden van de reglementering; - Gebrek aan goed opgeleid varend personeel; - Weinig promotie voor het vissersberoep;
- Institutioneel	- Gebrek aan efficiënte controle en nalevingmaatregelen, die in alle EU-lidstaten aan dezelfde criteria zouden moeten

	beantwoorden; - Contradicties binnen de doelstellingen van de Europese Unie inzake visserij; - Moeilijkheden zowel inzake de organisatie als inzake de toekenning van de subsidies; - Organisatie van de viskeuring en de toekenning van kwaliteitslabels zou eerder op Europees niveau moeten worden geregeld; - Gebrek aan een efficiënt wettelijk kader voor de kustvisserij bij het installeren van nieuwe offshore gebruiksfuncties van het Belgisch gedeelte van de Noordzee; - De sportvisserij valt buiten de wettelijke reglementering voor de visserij in het algemeen (in tegenstelling tot Groot-Brittannië en Frankrijk); - Weinig participatie van de gebruikers (cf. vissers) bij het uitstippelen van het visserijbeleid;

GEBRUIKSFUNCTIE II
TOERISME EN RECREATIE

Inleiding

Het toerisme vormt een belangrijke gebruiksfunctie, alhoewel ze zich slechts gedeeltelijk op zee bevindt. De toeristische industrie wordt algemeen omschreven als de meest succesvolle economische sector van de 20e eeuw. Na de Tweede Wereldoorlog kende het toerisme een exponentiële groei. Na de aardolie en de motorindustrie is het toerisme de grootste exportindustrie ter wereld. De World Travel and Tourism Council voorspelde enkele jaren gelden dat de 'reis- en toerisme- industrie' rond de eeuwwisseling op wereldniveau voor meer dan 200 miljoen arbeidsplaatsen zou zorgen. Dit komt overeen met één arbeidskracht op negen in de wereldeconomie. De WTO (World Tourism Organization) schatte het aandeel van toerisme op 12 % in het wereld bruto product. Het toerisme zou naar schatting 7 % in de globale kapitaaluitgaven vertegenwoordigen.[173]

Ook België is in deze evolutie niet achter gebleven. Niettegenstaande de sterke concurrentie van de veelal goedkope buitenlandse reizen naar zonnige en exotische oorden, blijft de Belgische kustzone duidelijk een aantrekkelijke toeristische trekpleister. De evolutie van het totaal aantal aankomsten in België toont aan dat de kustzone de hoofdrol speelt in de Belgische toeristische sector.[174]

Tabel 1: Evolutie van het aantal aankomsten, 1994-1998

	1994	1995	1996	1997	1998	1994-1998 (%)
België	9.433.376	9.811.922	10.183.803	10.476.707	10.596.087	+ 2,9 %
Vlaamse gewest	5.332.223	5.687.681	5.786.277	5.945.466	6.110.767	+ 3,5 %
Brussels gewest	1.803.266	1.918.659	2.124.098	2.228.550	2.193.785	+ 5 %
Waalse gewest	2.297.887	2.205.582	2.273.428	2.302.691	2.291.535	+ 0,1 %

Bron: NIS

De groei van het toerisme dat naar België komt en er tevens verblijft, is gedurende 1994-1998 jaarlijks met 2,9 % gestegen. De jaarlijkse gemiddelde groei ligt in Vlaanderen en Brussel nog hoger dan het algemeen gemiddelde. Vooral in 1998 is het toerisme in Vlaanderen sterk gegroeid (+ 2,8 %). De sterke stijging in de aankomsten in Brussel is het gevolg van het verhoogd aantal zakenreizen. Uit een rondvraag, georganiseerd door het NIS, blijkt dat 82 % van de aankomsten in Vlaanderen vanuit een vakantiemotief gebeurt.[175]

Het grootste aantal kusttoeristen komt uit eigen land. Een kwart van de toeristen die overnachten aan de Belgische kust komt uit het buitenland, in hoofdzaak uit de ons omringende landen. Iets minder dan 30 % van de buitenlandse toeristen aan de kust is afkomstig uit Duitsland, ca. 22 % komt uit Nederland. Overige herkomstlanden zijn het Verenigd Koninkrijk (21 %), Frankrijk (13 %) en het G.H. Luxemburg (7 %). Zo'n 8 % van de buitenlandse kusttoeristen komt uit overige, niet nader

[173] LANDUYT, R., *Beleidsnota toerisme, 2000-2004*, Vlaams Ministerie van Tewerkstelling en Toerisme, 1999, pp. 9.
[174] Nationaal Instituut voor de Statistiek, 1994-1998
[175] Ibid.

gedefinieerde landen. De kusttoeristen uit eigen land hebben een gemiddelde verblijfsduur van 6,3 nachten, terwijl buitenlandse toeristen gemiddeld 4,5 nachten aan de kust spenderen.[176]

Zoals in onderstaande studie zal worden belicht, vormt het toerisme een voorname bron van tewerkstelling in de kustregio.
De sociaal-economische baten die het toerisme aan de kust creëert, moeten echter worden afgewogen aan de ecologische kosten die ze teweegbrengt. Het toerisme heeft een belangrijke impact op het mariene milieu van de kustzone, die een verstoring of een verlies van milieucomponenten kan teweegbrengen.

Het toerisme aan de kust kan worden ingedeeld in het verblijfstoerisme (Hoofdstuk 1) en het dagtoerisme (Hoofdstuk 2). Voor de socio-economische studie van het dag- en verblijfstoerisme (Hoofdstuk 3) werd vooral een beroep gedaan op het recent verschenen Strategisch beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de kust.[177] In dit rapport werden de cijfergegevens met betrekking tot het toerisme aan de kust op basis van verscheidene indicatoren gecorrigeerd, waardoor deze op dit ogenblik het meest correcte beeld geven van het toerisme aan de kust en zijn socio-economische belang.

In Hoofdstuk 4 wordt ingegaan op de toeristische recreatie aan de kust, waarbij een inschatting wordt gemaakt van hun socio-economisch belang. Deze recreatie wordt beperkt tot de offshore-recreatie.

Tot slot liet de beschrijving en de analyse van de toeristische sector toe een aantal aspecten aan te duiden die als een knelpunten worden aanzien (Hoofdstuk 5). Deze knelpunten vormen een bron van moeilijkheden, hetzij binnen de toeristische sector zelf, hetzij in relatie met andere gebruiken van de Noordzee.

[176] *Strategisch Beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust*, uitgevoerd door Westtoer, Toerisme Vlaanderen en Provincie West-Vlaanderen, Brugge, 2002, p. 95.
[177] Ibid., 355 p.

HOOFDSTUK 1
HET VERBLIJFSTOERISME

1.1 Evolutie van het verblijfstoerisme

De sterke wereldwijde stijging in de toeristische sector heeft tevens voor een toename aan de Belgische kust gezorgd. In de periode 1992-1999 is het aantal toeristen dat de Belgische kuststreek aandeed gestegen met ruim 10 %. Niettegenstaande een stijgend aantal toeristen aan de Belgische kust, is de gemiddelde verblijfsduur in de beschouwde periode gedaald met ruim 26 % (of een daling van gemiddeld 2,1 nacht). In tabel ? wordt een evolutie weergegeven van het aantal aankomsten, het aantal overnachtingen alsook de evolutie van de gemiddelde verblijfsduur gedurende de periode 1992-2000.[178]

Tabel 2: Evolutie van het aantal aankomsten, overnachtingen en de gemiddelde verblijfsduur in commerciële logiesvormen, periode 1992-2000

	Aankomsten/toeristen	Overnachtingen	Gemiddelde verblijfsduur
1992	2.660.418	21.001.212	7,9
1993	2.697.616	20.781.783	7,7
1994	2.788.170	19.505.258	7,0
1995	2.831.579	18.793.601	6,6
1996	2.799.185	18.500.613	6,7
1997	2.833.505	17.828.495	6,3
1998	2.794.168	17.518.331	6,3
1999	2.852.403	16.838.250	5,9
2000	2.963.857	17.263.454	5,8

Bron: Strategisch beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, Westtoer, Toerisme Vlaanderen, Provincie West-Vlaanderen

Bovenstaande figuur toont aan dat de daling in het aantal overnachtingen aan de kust niet het gevolg is van een dalende trend in het aantal toeristen die naar de kust komen. Integendeel, het aantal toeristen is ten opzichte van 1992 zelfs met ruim 300.000 personen toegenomen. De stijging in het aantal toeristen komt vooral de hotels, de vakantiecentra en –dorpen alsook de logies voor specifieke doelgroepen ten goede. Het aantal overnachtingen is in de periode 1992-2000 met bijna een kwart gedaald bij de individuele huurvakantiewoningen. De overnachtingen in hotels is in de betreffende periode met bijna een kwart toegenomen. In vergelijking met 1992 is de gemiddelde verblijfsduur afgenomen met ruim 25 %.

Uiteraard is het aantal toeristen dat naar de Belgische kust op vakantie komt, sterk afhankelijk van de weersomstandigheden. Tabel 3 geeft een overzicht van de weersomstandigheden van de afgelopen 5

[178]Ibid., p. 99.

jaar.[179] Hieruit blijkt dat in de jaren met het hoogste aantal uren zonneschijn en het hoogst aantal zonnige dagen, het aantal aankomende toeristen makkelijk de piek van 2,8 miljoen overschrijdt. Deze correlatie blijkt echter niet te kloppen voor het jaar 2000, waarin het aantal toeristen aan de kust de 2,9 miljoen overschreed. De gemiddelde verblijfsduur lag in 2000 dan weer historisch laag.

Tabel 3: Overzicht van de betreffende weersomstandigheden in de periode *1995-2000*

	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Zonneschijn duur in uren	1.628	1.572	1.706	1.326	1.609	1.392
Gemiddelde temperatuur	10.9°C	9.1°C	10.8°C	10.6°C	11.2°C	11.2°C
Gemiddelde max. temp.	14.7°C	12.7°C	14.6°C	14°C	14.6°C	14.5°C
Gemiddelde min. temp.	7.3°C	5.6°C	7°C	7°C	7.5°C	7.7°C
Neerslag (in mm)	763	745	698	948	879	852
Aantal dagen met neerslag	180	164	163	214	213	224
Aantal vriesdagen	52	82	36	36	35	29
Aantal winterse dagen	7	15	11	6	0	1
Aantal zomerse dagen	42	20	33	17	29	20
Aantal hittedagen	11	1	4	6	2	2

Bron: Nationaal Instituut voor de statistiek

Om de toevloed aan toeristen te kunnen herbergen is voldoende accommodatie nodig. Deze verblijfsaccommodatie kan in 2 groepen worden ingedeeld. Enerzijds is er het verblijf in commerciële logies, zoals hotels, campings, vakantiecentra, vakantiedorpen etc. Anderzijds verblijven een aantal toeristen in individuele tweede verblijven. In tabel 4 zijn geen gegevens opgenomen omtrent de tweede verblijven. Het weglaten van deze logiesvorm is echter niet in overeenstemming met het gewicht ervan. Een analyse, uitgevoerd door het West Economisch Studiebureau (WES) toont aan dat het toerisme in de individuele huurvakantiewoningen en tweede verblijven een belangrijke bijdrage leveren tot de toeristische stroom naar de Belgische kustzone.[180] Het toerisme in individuele huurvakantiewoningen en tweede verblijven wordt in Hoofdstuk 1.3 belicht.

1.2 Verblijfstoerisme in commerciële logies

In 2000 realiseerde de kustzone bijna 3 miljoen aankomsten en iets meer dan 17 miljoen overnachtingen in commerciële logiesvormen. De gemiddelde verblijfsduur van het verblijfstoerisme bedroeg in 2000 5,8 nachten. De verblijfsvorm van deze toeristen is verspreid over een aantal commerciële logiesvormen. Tabel 4 geeft een overzicht van het aantal overnachtingen in de verschillende logiesvormen.[181]

[179] Nationaal instituut voor de Statistiek

[180] [180] DE KEYSER, R., & HANDSAEME, V., *Het logiesaanbod aan de kust.* In: Facetten van West-Vlaanderen, West Economisch Studiebureau, 46, 1998, 56 p.

[181] *Strategisch beleidsplan voor Toerisme en Recreatie aan de Kust*, uitgevoerd door Westtoer, Toerisme Vlaanderen en de Provincie west-Vlaanderen, Brugge, 2002, 95 p.

Tabel 4: Aantal overnachtingen aan de kust, verspreid over de verschillende logiesvormen, 2000

Logiesvorm	Aantal aankomsten	Aantal overnachtingen	Gemiddelde verblijfsduur (in nachten)
Individuele huurvakantiewoningen	888.012	9.648.473	10,9
Hotels	1.280.518	3.254.128	2,5
Campings	204.036	1.577.929	7,7
Vakantiecentra	261.481	1.173.595	4,5
Vakantiedorpen	178.792	970.261	5,4
Specifieke doelgroepen	151.017	639.069	4,2
Totaal	**2.963.857**	**17.263.454**	**5,8**

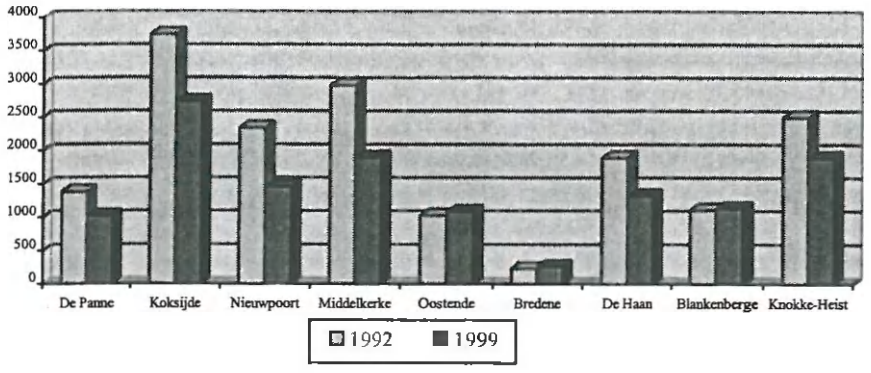
Bron: Strategisch beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, Westtoer, Toerisme Vlaanderen, Provincie West-Vlaanderen

De hotels hebben het grootste aantal aankomsten terwijl de gemiddelde verblijfsduur in de hotels het laagst ligt. De individuele huurvakantiewoningen herbergen met ruim 9,6 miljoen overnachtingen meer dan 55 % van het verblijfstoerisme. De hotels en de campings nemen in 2000 net iets minder dan 30 % van het verblijfstoerisme aan de kust voor hun rekening. In 2000 verbleven ruim 440.000 kusttoeristen in vakantiedorpen en –centra voor een gemiddelde duur van ongeveer 5 nachten. De logies voor specifieke doelgroepen noteerden in 2000 ca. 640.000 overnachtingen.

1.2.1 Spreiding en evolutie van het verblijfstoerisme naar kustgemeente

De overnachtingen aan de Belgische kust zijn niet gelijkmatig verdeeld over de 9 kustgemeenten. Figuur 1 geeft de spreiding weer van de overnachtingen naar kustgemeente, waarbij de gegevens voor 1999 worden vergeleken met 1992.[182]

Figuur 1: Spreiding en evolutie van de overnachtingen per kustgemeente, periode 1992-1999



Bron: Strategisch beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, Westtoer, Toerisme Vlaanderen, Provincie West-Vlaanderen

Met uitzondering van Oostende, Bredene en Blankenberge is het verblijfstoerisme in alle badplaatsen sterk gedaald. In Middelkerke en Nieuwpoort is het verblijfstoerisme in beide badplaatsen met zo'n 35 % gedaald. In Koksijde zijn de overnachtingen in commerciële logiesvormen met ruim een kwart

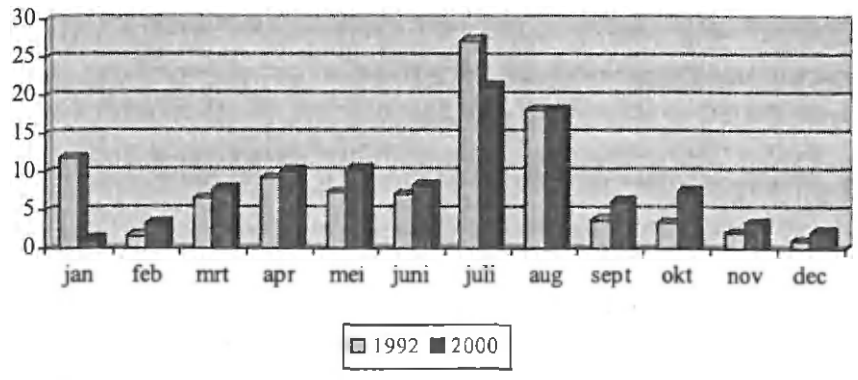
[182] *Strategisch beleidsplan voor Toerisme en Recreatie aan de Kust, o.c.*, 117 p.

gedaald. Niettegenstaande de sterke daling van het aantal overnachtingen in Koksijde, voert deze nog steeds de boventoon. In 1992 kwam Middelkerke nog duidelijk op de tweede plaats. In 1999 liggen de overnachtingen in Middelkerke op het niveau van deze in Knokke-Heist.

1.2.2 Spreiding van het verblijfstoerisme over het jaar

Het is duidelijk dat de toeristische activiteit aan de kust niet het hele jaar door even sterk is. Tijdens de maanden juli en augustus ligt het aantal overnachtingen het hoogst, terwijl de maanden november en december absolute dieptepunten zijn.[183]

Figuur 2: Spreiding van het toerisme over het jaar 2000 in vergelijking met 1992



Bron: Strategisch beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, Westtoer, Toerisme Vlaanderen, Provincie West-Vlaanderen

Figuur 2 toont aan dat tijdens de maanden juli en augustus ca. 40 % van alle overnachtingen werden gerealiseerd. Tijdens het voorjaar (maart, april, mei, juni) werden in 2000 zo'n 37 % van alle overnachtingen gerealiseerd. Tijdens het najaar (september, oktober, november) ligt het aantal overnachtingen beduidend lager (17 % van alle overnachtingen). Wanneer de gegevens met 1992 worden vergeleken, blijkt echter dat deze pieken enigszins worden afgevlakt. In 1992 werd tijdens de zomermaanden (juli en augustus) nog 45 % van alle overnachtingen geboekt, terwijl de overnachtingen in het voorjaar (maart-juni) 30 % uitmaakten en tijdens het najaar (september-november) 10 %. De overnachtingen zijn in 2000 duidelijk sterker verspreid over het ganse jaar. De lagere boekingen tijdens de zomermaanden hebben vooral een positief effect op de overnachtingen in het voorjaar.

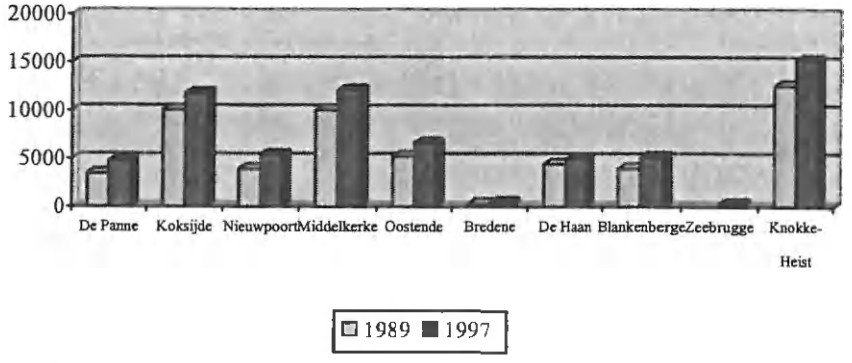
[183] *Strategisch beleidsplan voor Toerisme en Recreatie aan de Kust*, o.c., 117 p.

1.3 Verblijfstoerisme in tweede verblijven

Niettegenstaande de tweede verblijven niet zijn opgenomen in de evolutie van de commerciële logies, vormen zij een niet te onderschatten aspect van het kusttoerisme. Vooral de laatste jaren is het toerisme dat verblijft in tweede verblijven sterk gestegen. Onderstaand onderzoek naar de tweede verblijven werd gebaseerd op een studie uitgevoerd door het West Economisch Studiebureau (WES).[184] Het aantal tweede woningen werd opgesteld via de woningen die werden teruggevonden in de belastingkohieren van de verschillende kustgemeenten. Aan de hand van een telefonische enquête bij een steekproef van eigenaars van tweede woningen in de kustgemeenten heeft het WES gepoogd een onderscheid te maken tussen de tweede verblijven[185] en de individuele huurvakantiewoningen[186]. In 1997 zijn van de ca. 66.650 eenheden naar schatting 43.800 of 66 % individuele tweede verblijven en 34 % individuele huurvakantiewoningen.[187] Uit verscheidene bronnen blijkt echter dat het aantal individuele huurvakantiewoningen sterk wordt onderschat.

De tweede verblijven en individuele vakantiewoningen vertegenwoordigen 62,3 % van de totale (commerciële en niet-commerciële logiescapaciteit) aan de kust. Het grootste gedeelte tweede verblijven wordt aangetroffen in Knokke-Heist, Middelkerke en Koksijde. Figuur 3 schetst een evolutie en spreiding naar kustgemeente van het aantal individuele vakantiehuurwoningen en tweede verblijven aan de kust voor de periode 1989-1997. Voor Zeebrugge kan geen vergelijking worden getrokken met 1989, gezien deze gegevens niet beschikbaar zijn.[188]

Figuur 3: Evolutie en spreiding per kustgemeente van het aantal individuele huurvakantiewoningen en tweede verblijven aan de kust, periode 1989-1997



Bron: Facetten van West-Vlaanderen, West Economisch Studiebureau, 1997

[184] DE KEYSER, R., & HANDSAEME, V., *o.c.*, 56 p.
[185] Individuele tweede verblijven zijn woningen die meer dan 10 maanden per jaar ter beschikking staan van de eigenaar.
[186] Individuele huurvakantiewoningen zijn woningen die minstens voor een periode van twee maanden per jaar te huur worden aangeboden.
[187] DE KEYSER, R., & HANDSAEME, V., *o.c.*, pp. 50-51
[188] DE KEYSER, R., & HANDSAEME, V., *o.c.*, p. 10.

Het aantal tweede verblijven in 1997 is met bijna 20 % (+ ca. 12.620 woningen) gestegen ten opzichte van 1989. Deze stijging kwam alle kustgemeenten ten goede. De sterkste stijging werd in Nieuwpoort (+ 27%) en Blankenberge (+ 22 %) opgetekend.

Iets minder dan 30 % van deze tweede verblijven is aan de zeedijk gelegen. Het grootste gedeelte echter bevindt zich elders in de gemeente. Aan de middenkust (Middelkerke en Oostende) bevindt zich het grootste gedeelte van de tweede verblijven aan de zeedijk. In Koksijde en De Panne ligt respectievelijk 19 % en 15,1 % van de tweede verblijven aan de zeedijk. In Knokke-Heist, De Haan en Nieuwpoort is ¼ van de betreffende woningen aan de kust gelegen. Meer dan 2/3 van de individuele huurvakantiewoningen en tweede verblijven zijn appartementen, één vijfde heeft de vorm van een studio. Villa's en bungalows worden het vaakst aangetroffen in De Haan, Bredene en Koksijde, terwijl in Middelkerke en Nieuwpoort vooral studio's voorkomen.[189]

Deze tweede verblijven behoren voor 93 % toe aan Belgische eigenaars. Ruim 68 % hiervan is in het bezit van Vlamingen, waaronder meer dan één vijfde uit West-Vlaanderen. Ruim 18 % heeft Waalse eigenaars (voornamelijk afkomstig uit Henegouwen) en iets minder dan 14 % is in handen van Brusselaars. Vooral 55-plussers zijn eigenaar van de tweede verblijven.[190]

1.3.1 Bezettingsgraad in tweede verblijven

In 1997 waren de individuele huurvakantiewoningen en tweede verblijven aan de Belgische kust gemiddeld zo'n 100-tal nachten in gebruik. De individuele huurvakantiewoningen hebben een gemiddelde bezetting van 156 overnachtingen of ca. 43 % brutobezetting per jaar. Hiervan zijn naar schatting 127 overnachtingen in verhuur aan derden en 29 overnachtingen door de eigenaar. De bezetting van tweede verblijven zou op 66 overnachtingen of een brutobezetting van 18 % per jaar worden geraamd. Er wordt echter op gewezen dat deze raming een onderschatting inhoudt en dat de werkelijke bezetting vermoedelijk een stuk hoger ligt.[191]

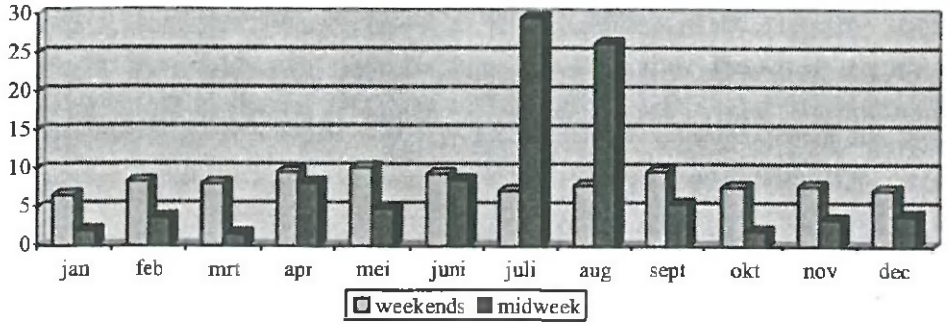
Dit betekent dat deze woningen bijna ¾ van het jaar onbewoond zijn. De omvang van bezetting is voor alle kustgemeenten min of meer gelijk. Enkel de tweede verblijven in De Haan, Nieuwpoort en De Panne zijn gemiddeld iets minder vaak bewoond. In Bredene, Oostende en Knokke-Heist ligt de bezettingsgraad iets hoger dan het gemiddelde.

[189] DE KEYSER, R., & HANDSAEME, V., *o.c.*, pp. 17-19.
[190] DE KEYSER, R., & HANDSAEME, V., *o.c.*, pp. 23-24.
[191] DE KEYSER, R., & HANDSAEME, V., *o.c.*, pp. 35-47.

1.3.2 Spreiding van de bezetting in tweede verblijven gedurende het jaar

De overnachtingen in tweede verblijven en individuele huurvakantiewoningen zijn gelijkmatiger verspreid over het ganse jaar, dan de overnachtingen in de commerciële logies. Er werd een onderscheid gemaakt tussen de overnachtingen tijdens de week en deze tijdens het weekend. Figuur 4 geeft van deze spreiding een overzicht voor het jaar 1997.

Figuur 4: Spreiding van het aantal weekends en weken dat de individuele huurvakantiewoningen en tweede verblijven aan de kust worden gebruikt door de eigenaar of zijn familie of vrienden



Bron: Facetten van West-Vlaanderen, West Economisch Studiebureau, 1997

De weekendverblijven komen het hele jaar door voor. Tijdens de zomermaanden liggen deze iets lager dan in het voorjaar (april-juni) en in september. Opvallend is dat, behalve tijdens de zomermaanden, het aantal verblijven tijdens de week hoger ligt dan gedurende het weekend.

Ongeveer 38 % van de individuele huurvakantiewoningen en tweede verblijven worden door de eigenaar tegen betaling te huur aangeboden. Naar schatting 80 % van deze woningen worden tijdens de zomermaanden juli en augustus te huur aangeboden, wat een verklaring kan zijn voor de lage bezetting door de eigenaar zelf tijdens deze periode. Tijdens de wintermaanden (oktober-maart) is 30 % van deze woningen voor huur beschikbaar. Deze bemerkingen leiden tot de conclusie dat de werkelijke bezetting relatief hoger ligt en vermoedelijk zelfs een ander verspreidingspatroon zal opleveren dan uit bovenstaande gegevens naar voor komt.[192]

[192] DE KEYSER, R., & HANDSAEME, V., *o.c.*, pp. 43-47.

HOOFDSTUK 2
HET DAGTOERISME

2.1 Omschrijving

Naast het verblijfstoerisme vormt het dagtoerisme een tweede belangrijke pijler van de toeristische activiteit aan de Belgische kust. Gunstige weersvoorspellingen lokken telkens heel wat dagtoeristen richting zon, zee en strand.

Daguitstappen kunnen als volgt worden omschreven[193]:

> Verblijven buiten de woning die ongeveer een volledige dag in beslag nemen zonder dat hiermee evenwel een overnachting gepaard gaat. Het middagmaal wordt niet thuis gebruikt, de uitstap heeft een recreatief doeleinde (dus geen familiebezoeken of uitstappen met een routinematig karakter), waarbij men minstens 20 km van huis weggaat.

Hoewel het grote belang van het dagtoerisme voor de kustzone alom wordt erkend, bestaat er momenteel geen accuraat systeem om het dagtoerisme aan de kust op een betrouwbare wijze te ramen. Als gevolg hiervan zijn de conclusies met betrekking tot het dagtoerisme gebaseerd op een ruwe inschatting van het aantal dagjesmensen aan de kust. Onderstaande gegevens zijn in hoofdzaak gebaseerd op de studie 'Daguitstappen van de Belgen'[194] dat tweejaarlijks wordt uitgevoerd door het West Economisch Studiebureau (WES) in het kader van het onderzoek naar het reisgedrag van de Belgen.

2.2 Evolutie van het dagtoerisme

De evolutie van het dagtoerisme naar de kust is niet eenduidig vast te stellen. Verscheidene bronnen geven een ander beeld van de evolutie van het dagtoerisme naar de Belgische kust.

Het aantal daguitstappen naar de Belgische kust gedurende 1998 werd door het WES geschat op 17,2 miljoen. Volgens het WES zou dit een lichte daling betekenen in vergelijking met 1991 (1991: 18,6 miljoen).[195] Volgens de cijfers van de provincie West-Vlaanderen (zie onderstaande tabel) wordt het aantal daguitstappen naar de Belgische kust veel hoger geschat. Volgens de gegevens van de provincie West-Vlaanderen kan het totaal aantal daguitstappen in 2000 worden geschat op ruim 30 miljoen, wat in vergelijking met 1992 een stijging zou betekenen van 7,5 %. De provincie West-Vlaanderen maakt

[193] VERHAEGHE, A., *Dagtoerisme aan de Vlaamse kust*. In: West Vlaanderen werkt, WES, 3, 2000, p. 92.
[194] Ibid., pp. 92-96.
[195] Ibid., p. 93.

tevens een onderscheid tussen lange en korte dagtrips. Tabel 5 geeft van deze ramingen een overzicht, waarbij de gegevens voor 2000 worden vergeleken met de schattingen voor 1992.[196]

Tabel 5: Schatting van de evolutie van het aantal daguitstappen naar de Kust (uitgedrukt in miljoenen) periode 1992-2000

Type dagtrips	1992	2000
Lange dagtrips	18,6	20,1
Korte dagtrips	9,7	10,5
Totaal dagtrips	28,3	30,6

Bron: Strategisch beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, Westtoer, Toerisme Vlaanderen, Provincie West-Vlaanderen

De toename in het aantal dagtoeristen zou zich niet tijdens de seizoenspieken manifesteren, maar eerder gespreid zijn over het hele jaar. Het WES daarentegen duidde op een neergaande trend (- 7,5 %) in het aantal daguitstappen naar de kust gedurende de periode 1991-1998.

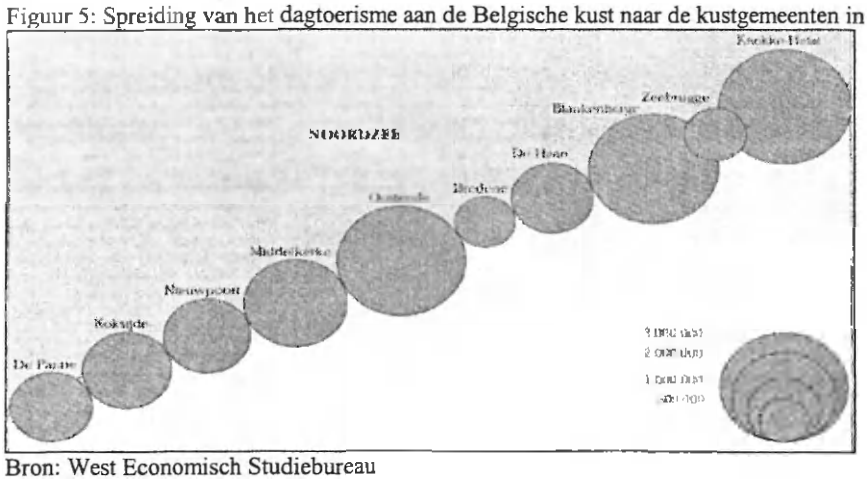
Bij de toeristische sector leeft de indruk dat het dagtoerisme naar de kust sterk wordt onderschat. Enerzijds wordt het dagtoerisme naar de Belgische kust uit de naburige landen niet in overweging genomen.[197] Anderzijds is er, zoals reeds aangehaald, op dit ogenblik geen goed meetsysteem, dat de omvang van het dagtoerisme kan inschatten. In het kader van het Kustactieplan 2 werd door Westtoer een project opgestart, waarbij een methodologie wordt ontwikkeld voor een Permanent Meetsysteem, waarbij de dagtoeristische verkeersstromen naar de kust, zowel met de wagen als met het openbaar vervoer, zo juist mogelijk in kart worden gebracht. De eerste globale cijfergegevens voor het zomerseizoen 2002 zullen beschikbaar zijn vanaf oktober-november 2002.[198]

2.3 Spreiding van het dagtoerisme naar kustgemeenten

De spreiding van de daguitstappen naar de verschillende kustgemeenten, werd gebaseerd op de ramingen die werden gemaakt door het WES. Volgens het WES ging gedurende 1998 ca. 17 % (2,8 à 3,1 miljoen dagtoeristen) van het totaal aantal dagtoeristen naar Knokke-Heist, Blankenberge en Oostende. De Haan, Middelkerke, Nieuwpoort, Koksijde en de De Panne nemen elk een aandeel van circa 7 à 11 % (1,2 à 1,9 miljoen) dagtoeristen voor hun rekening. Iets minder dan 5 % van de dagtoeristen naar onze kust gaat naar Bredene en Zeebrugge.[199]

[196] *Strategisch beleidsplan voor Toerisme en Recreatie aan de Kust*, *o.c.*, 152 p.
[197] Het WES schatte het aantal dagtoeristen aan de Belgische kust, afkomstig uit de ons omringende landen op zo'n 10 %. Zie hiervoor: VERHAEGHE, A., *Dagtoerisme aan de Vlaamse kust*. In: West Vlaanderen werkt, WES, 3, 2000, p. 92.
[198] www.westtoer.com, geconsulteerd op 3 juli 2002.
[199] VERHAEGHE, A., *o.c.*, pp. 93-94.

Figuur 5: Spreiding van het dagtoerisme aan de Belgische kust naar de kustgemeenten in 1998



Bron: West Economisch Studiebureau

2.4 Wijze van verplaatsing van het dagtoerisme

Volgens het WES is meer dan 80 % van de dagjesmensen afkomstig uit Vlaanderen, waarbij ruim 27 % uit West-Vlaanderen komt.

Een enquête in de zomer van 1991 en het Vakantieonderzoek van 1991, beiden uitgevoerd door het WES, tonen aan dat in 1991 zo'n 12 % van de dagtoeristen met de trein naar de kust kwamen. De provincie West-Vlaanderen nuanceert deze cijfers, omwille van de beperkte definitie van daguitstappen die door het WES wordt gehanteerd.

Het aantal vervoerde reizigers per trein van en naar de kust kan een parameter bieden voor het ramen van het dagtoerisme dat met de trein naar de kust komt. Deze parameter heeft echter ook een aantal beperkingen. Zo zijn niet alle treinreizigers naar en van de kuststations (dag)toeristen. Anderzijds kan de bestemming van reizigers met een Rail-pass of Go-pass niet worden nagegaan. Ook personen die gratis gebruik kunnen maken van het treinverkeer zijn niet meegerekend. Tabel 6 geeft een overzicht van de verkochte treinbiljetten naar de verschillende kuststations.[200]

Tabel 6: Aantal verkochte treinbiljetten van en naar de kuststations, periode 1998-2000

Kustzone	1998	1999	2000
Knokke	133.491	152.798	171.373
Zeebrugge	28.705	35.573	34.800
Blankenberge	241.630	308.559	338.397
Oostende	400.574	508.079	604.362
Veurne	16.914	18.045	19.858
Koksijde	20.431	21.662	22.698
De Panne	48.291	61.164	85.777
Totaal Kuststations	**890.036**	**1.105.880**	**1.277.265**

Bron: Strategisch beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, Westtoer, Toerisme Vlaanderen Provincie West-Vlaanderen

[200] *Strategisch beleidsplan voor Toerisme en Recreatie aan de Kust*, *o.c.*, p. 153.

Ten opzichte van 1998 is de verkoop van treinbiljetten in 2000 van en naar de kuststations gestegen met ruim 30 %. Met uitzondering van Zeebrugge, is het treinverkeer in alle kuststations gestegen. Het aantal treinreizigers steeg het sterkst van en naar Oostende (+ 200.000 reizigers t.o.v. 1998). Deze stijging blijkt voornamelijk het gevolg te zijn van de invoering van het 'Seniorenbiljet', waarbij personen ouder dan 65 jaar aan € 2,48 naar alle Belgische stations kunnen reizen.[201]

Bovenstaande gegevens tonen aan dat het merendeel van de dagtoeristen nog steeds met de wagen naar de kust komt. De meest gebruikte invalsweg naar de kust is de E40/A10 (autosnelweg Brussel-Oostende/Veurne). Vooral op traditionele topweekends en zonnige (verlengde) weekends zorgt dit voor de gekende fileproblemen op de autosnelwegen.

[201] *Strategisch beleidsplan voor Toerisme en Recreatie aan de Kust*, *o.c.*, p. 153.

HOOFDSTUK 3
SOCIO-ECONOMISCH BELANG VAN HET TOERISME

3.1 Inleiding

Het socio-economisch belang van het kusttoerisme zal worden geraamd aan de hand van de bestedingen (omzet) en de tewerkstelling. Telkens wordt een onderscheid gemaakt tussen het verblijfs- en het dagtoerisme.
De cijfergegevens die via de genoemde parameters het socio-economisch belang van het kusttoerisme zullen inschatten, zijn slechts een ruwe raming. Een degelijke en betrouwbare schatting van het belang van het kusttoerisme zou omvangrijk onderzoek vergen, wat in het kader van onderliggend onderzoek niet haalbaar bleek. Enige nuancering met betrekking tot het interpreteren van de cijfers is derhalve op zijn plaats.

3.2 Omzet

3.2.1 Omzet van het verblijfstoerisme

De omzet die wordt gerealiseerd door het verblijfstoerisme werd opgesplitst in omzet van de toeristen die verblijven in commerciële logiesvormen enerzijds en deze in het tweede verblijfstoerisme anderzijds.

3.2.1.1 Omzet van het verblijfstoerisme in commerciële logies

De Provinciale Dienst voor Toerisme en Recreatie (Westtoer) voerde, in samenwerking met het WES, in 1999 een onderzoek uit waarin werd gepeild naar de bestedingen van personen in commerciële logiesvormen. In 2000 werd de totale omzet van het verblijfstoerisme in commerciële logies op ca. € 664.000.000 geraamd. In vergelijking met 1992 blijkt de omzet in de commerciële logies in 2000 met bijna 12 % te zijn afgenomen. Tabel 7 geeft een evolutie weer van de geraamde omzet in de commerciële logies aan de kust in 1992 en 2000.[202]

[202] *Strategisch beleidsplan voor Toerisme en Recreatie aan de Kust, o.c.*, p. 158.

Tabel 7: Raming en evolutie van de omzet (uitgedrukt in miljoen €) gegenereerd door het verblijfstoerisme in commerciële logiesvormen aan de kust, periode 1992-2000

Logiesvorm	Geraamde gemiddelde bestedingen per overnachting (in € - constant prijzen)a	Geraamde omzet in constante prijzen van 2000 (x €1.000.000)	
		1992	2000
Individuele huurwoningen	33,42	424,4	322,5
Hotels	66,01	161,2	214,8
Campings	24,39	70,1	38,5
Vakantiecentra	35,82	48,9	42,0
Vakantiedorpen	32,85	30,8	31,9
Specifieke doelgroepen b	22,88	15,7	14,6
Totaal	39,32	751,1	664,3

a)De bestedingen werden aangepast aan de inflatie voor 1999-2000, waardoor de cijfers voor 2000 werden verkregen.

b) De gemiddelde bestedingen in logies voor specifieke doelgroepen werden door de Provinciale Dienst Toerisme en Recreatie geraamd op € 22,88 per persoon per overnachting. Deze raming is niet het resultaat van een bevraging.

Bron: Strategisch beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, Westtoer, Toerisme Vlaanderen, Provincie West-Vlaanderen

Opmerkelijk is het feit dat de omvang van de gemiddelde bestedingen in 2000 hoger ligt dan in 1992. Het aantal overnachtingen in commerciële logiesvormen daalde met 18 % in de periode 1992-2000, terwijl de totale omzet slechts met 12 % daalde gedurende de beschouwde periode. Hieruit kan worden geconcludeerd dat de omvang van de gemiddelde bestedingen per overnachting is gestegen.

3.2.1.2 Omzet in het tweede verblijfstoerisme

Omtrent de bestedingen van toeristen die in een tweede verblijf aan de kust logeren zijn zo goed als geen gegevens beschikbaar. Om de gemiddelde bestedingen in het tweede verblijfstoerisme te kunnen inschatten werd door de Provinciale Dienst Toerisme en Recreatie (thans Westtoer) een raming gemaakt van de omzet op basis van hypothesen. Deze hypothesen werden opgesteld op basis van een vergelijking met het bestedingspatroon in de commerciële logiesvormen. Tabel 8 geeft een overzicht van deze ramingen.[203]

[203] *Strategisch beleidsplan voor Toerisme en Recreatie aan de Kust, o.c.,* pp. 158-159.

Tabel 8: Raming en evolutie van de omzet in het tweede verblijfstoerisme aan de kust, uitgedrukt in miljoen €, periode 1992-2000

Omschrijving	Individuele tweede verblijven	
	1992	2000
Geraamde bestedingen per nacht (in €)	25,00	25,00
Raming totale bestedingen (x € 1.000.000)	187,6	265,5
Raming vaste jaarlijkse kost per woning/standplaats (in €)	3.470,00	3.470,00
Raming bestedingen aan vaste kosten (x € 1.000.000)	112,8	159,5
Totale omzet (x € 1.000.000)	**300,4**	**425,0**

Bron: Strategisch beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, Westtoer, Toerisme Vlaanderen, Provincie West-Vlaanderen

De omzet die in 2000 werd gegenereerd in het tweede verblijfstoerisme werd geraamd op € 425 miljoen €. In vergelijking met 1992 zou de omzet in 2000 met bijna 30 % zijn gestegen. Vermits deze cijfers slechts hypothetische ramingen zijn, moeten de conclusies met de nodige omzichtigheid worden gehanteerd.

3.2.2 Omzet bij het dagtoerisme

Ook omtrent de bestedingen van het dagtoerisme is nog maar weinig onderzoek verricht. Op dit ogenblik zijn geen accurate en wetenschappelijk betrouwbare gegevens voorhanden met betrekking tot de omzet die het dagtoerisme aan de kust genereert.

De Provinciale dienst voor Toerisme en Recreatie maakte op basis van een hypothetisch bestedingspatroon een inschatting van de omzet in het dagtoerisme. Hierbij werd een onderscheid gemaakt tussen lange en korte dagtrips. Volgens de Provinciale Dienst voor Toerisme en Recreatie gaat het hier om een eerder minimale inschatting.[204]

Tabel 9: Evolutie van de geschatte omzet die werd gegeneerd door het dagtoerisme aan de kust, periode 1992-2000, uitgedrukt in miljoen €

Type dagtrips	Aantal trips (in miljoen)		Bestedingen per persoon per dagtrip (€)		Geraamde omzet (in € 1.000.000)
	1992	2000		1992	2000
Langere dagtrips	18,6	20,1	20,00	372,00	301,00
Kortere dagtrips	9,7	10,5	10,00	97,00	105,00
Totaal	28,3	30,6		469,00	507,00

Bron: Strategisch beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, Westtoer, Toerisme Vlaanderen, Provincie West-Vlaanderen

Een ruwe schatting van de totale omzet die door de het dagtoerisme aan de kust werd gerealiseerd bedroeg in 2000 ca. € 507 miljoen. Volgens bovenstaande cijfers steeg deze omzet met 7,5 % ten opzichte van 1992.

[204] *Strategisch beleidsplan voor Toerisme en Recreatie aan de Kust*, *o.c.*, pp. 159-160.

Zoals reeds eerder vermeld varieert de omvang van het aantal dagtoeristen aan de Belgische kust al naargelang de geraadpleegde bron. Bijgevolg kunnen noch naar omvang, noch naar omzet eenduidige conclusies worden getrokken. Een duidelijk inzicht in het socio-economisch belang van het dagtoerisme aan de kust vereist intensief en uitgebreid onderzoek. Dat bleek in het kader van dit project niet haalbaar.

3.3 Tewerkstelling

Het kan niet ontkend worden dat het kusttoerisme een grote bron van tewerkstelling vormt voor de Belgische kustzone. Naast de bezoldigde tewerkstelling zijn tevens een groot aantal (kleinere) zelfstandigen in de toeristische sector actief. Niettegenstaande het vaststaand belang van het toerisme voor de lokale werkgelegenheid, bleken accurate en wetenschappelijk betrouwbare cijfers met betrekking tot de directe tewerkstelling als gevolg van toerisme en recreatie niet voorhanden. Derhalve werd een beroep gedaan op de cijfergegevens van de Provinciale Dienst voor Toerisme en Recreatie (Westtoer). Momenteel kunnen deze worden gezien als de meest volledige en recente cijfergegeven met betrekking tot de tewerkstelling gegenereerd door het toerisme aan de Belgische kust.[205] Om een evolutie van de tewerkstelling in de toeristische sector te kunnen opmaken werd een vergelijking gemaakt met de cijfergegevens voor 1992.[206]

Alvorens de omvang en evolutie te schetsen van de tewerkstelling in de kustzone als gevolg van toerisme en recreatie, dienen de volgende bemerkingen met betrekking tot de cijfergegevens in acht te worden genomen:

- De tewerkstelling die door het toerisme (en de recreatie) wordt gegeneerd is over een groot aantal sector verspreid. Door de moeilijke scheiding tussen de tewerkstelling die wordt gecreëerd door het toerisme en deze gecreëerd door de lokale bevolking, zijn enkel de sectoren opgenomen die een rechtstreekse band met toerisme en recreatie hebben, m.n. logies, horeca, immobiliën en recreatie. Enerzijds is niet alle tewerkstelling in deze sectoren het gevolg van het toerisme. Anderzijds wordt een gedeelte van de tewerkstelling in ondernemingen zoals winkels, bakkers, kapsalons,..., gecreëerd door het toerisme, die op hun beurt niet in deze cijfers zijn opgenomen;
- Er wordt geen rekening gehouden met de indirecte tewerkstelling als gevolg van het toerisme, zoals bijvoorbeeld in de toeleveringsbedrijven,...;

[205] *Strategisch beleidsplan voor Toerisme en Recreatie aan de Kust, o.c.,* 355 p.
[206] SAMUELOV, I., *Werkgelegenheid in de toeristische sector in West-vlaanderen.* In: West-Vlaanderen Werkt, 3, 1999, pp. 98-105.

- Ondernemingen die in de kustregio actief zijn, maar waarvan de maatschappelijke zetel in een andere dan de kustgemeente is gelokaliseerd, vallen tevens buiten de door het toerisme gegenereerde tewerkstelling aan de kust;
- De cijfers, zoals hieronder voorgesteld, zijn een momentopname, respectievelijk 30 juni 1992 en 30 juni 2000. Derhalve wordt geen rekening gehouden met fluctuaties in bepaalde periodes van het jaar, wanneer er een hoge graad van tijdelijke tewerkstelling is (cf. jobstudenten tijdens de zomermaanden);
- Er wordt geen onderscheid gemaakt tussen een voltijdse of een halftijdse tewerkstelling;
- Tenslotte wordt geen aandacht besteed aan de spreiding van de tewerkstelling over het jaar. Zo is tijdens het hoogseizoen, d.i. april-september, de toeristische activiteit en bijgevolg de tewerkstelling in het toerisme heel wat hoger dan tijdens de winterperiode (laagseizoen).

3.3.1 De bezoldigde directe tewerkstelling

Op 30 juni 2000 bedroeg het aantal geregistreerde bezoldigde tewerkgestelden in de toeristisch-recreatieve sector aan de kust iets meer dan 8.600 werknemers. Ruim de helft van de tewerkstelling in de toerisch-recreatieve sector in de gehele provincie West-Vlaanderen wordt gegenereerd in de kustzone. Tabel 10 geeft een indicatie van de bezoldigde directe werkgelegenheid in de sector toerisme en recreatie aan de kust.[207]

Tabel 10: Evolutie van de bezoldigde tewerkstelling aan de kust en in West-Vlaanderen in de sector toerisme en recreatie *(gebaseerd op subcategorieën), periode 1992-2000*

Subsectoren	Kust			West-Vlaanderen		
	1992	2000	index	1992	2000	index
Logies	2.704	2.562	95	4.018	4.235	105
Restaurants, cafés, eetgelegenheden	3.120	3.923	126	9.175	10.127	110
Immobiliën	1.085	1.102	102	1.085	1.102	102
Recreatie (incl diensten voor toerisme)	873	1.023	17	1.976	1.721	87

Bron: Strategisch beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, Westtoer, Toerisme Vlaanderen, Provincie West-Vlaanderen

In 2000 is de geregistreerde bezoldigde tewerkstelling in de aan toerisme gerelateerde sectoren aan de kust gestegen met 11 % in vergelijking met 1992. Deze stijging in de tewerkstelling kwam vooral de restaurants, cafés en eetgelegenheden alsook de recreatieve sector ten goede. Enkel in de logiessector werd een daling (- 5 %) in de tewerkstelling geconstateerd ten opzichte van 1992.

[207] *Strategisch beleidsplan voor Toerisme en Recreatie aan de Kust, o.c.,* p. 163.

In dezelfde periode steeg het aantal tewerkgestelde personen in de betreffende subsectoren in de provincie West-Vlaanderen slechts met 6 %. Opmerkelijk is dat in de gehele provincie West-Vlaanderen de tewerkstelling in alle betreffende subcategorieën toeneemt, met uitzondering van de recreatieve sector. De grootste stijging (9,5 %) in de geregistreerde bezoldigde tewerkstelling in de provincie West-Vlaanderen doet zich ook voor in de sector restaurants, cafés en andere drank- en eetgelegenheden.

Het aantal tewerkgestelde personen in de toeristisch-recreatieve sector in de verschillende kustgemeenten is enigszins vergelijkbaar met het toerisme in de betreffende gemeenten. Tabel 11 geeft een overzicht van de toeristische geregistreerde bezoldigde tewerkstelling in de verschillende kustgemeenten.[208]

Tabel 11: Geregistreerde bezoldigde tewerkstelling in de toeristisch-recreatieve sector in de verschillende kustgemeenten, periode 1992-1997

	1992					1997				
Gemeente	logies	reca	immobiliën	recreatie	Totaal	logies	reca	immobiliën	recreatie	totaal
Knokk-Heist	396	702	301	188	1.587	342	867	314	176	1.699
Blankenberge	251	339	42	161	793	371	406	47	204	1.028
De Haan	433	167	57	1	658	351	209	62	1	623
Bredene	38	40	4	5	87	33	45	9	6	93
Oostende	604	913	278	246	2.041	604	917	300	251	2.072
Middelkerke	172	213	149	170	704	150	277	130	132	689
Nieuwpoort	223	126	68	6	423	303	150	62	5	520
Koksijde	396	331	126	17	870	340	384	122	22	868
De Panne	211	289	60	161	721	195	276	53	153	677
Totaal Kust	2.724	3.120	1.085	955	7.884	2.689	3.531	1.099	950	8.269

Bron: Strategisch beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, Westtoer, Toerisme Vlaanderen, Provincie West-Vlaanderen

Het grootste aantal tewerkgestelden in de toeristische sector bevond zich in 1997 in Oostende en Knokke-Heist (45 %). De laagste tewerkstelling wordt gegenereerd in de kustgemeenten Bredene, Nieuwpoort en de De Haan. Niettegenstaande een aantal gemeenten gedurende de periode 1992-1997 een dalende werkgelegenheid hebben in de toeristisch-recreatieve sector, stijgt de totale geregistreerde bezoldigde tewerkstelling in de kustregio met bijna 5 %. Vooral in Blankenberge is de tewerkstelling in de toeristisch-recreatieve sector sterk gestegen in 1997 (+ 23 %).

3.3.2 De zelfstandige directe tewerkstelling

Aan de Belgische kust waren in juni 2000 ca. 1.870 zelfstandigen actief in de sector toerisme en recreatie, waarvan ruim 85 % in de horecasector.[209]

[208] SAMUELOV, I., *o.c.*, pp. 98-105.
[209] *Strategisch beleidsplan voor Toerisme en Recreatie aan de Kust*, uitgevoerd door Westtoer, Toerisme Vlaanderen en de Provincie west-Vlaanderen, Brugge, 2002, p. 163.

Tabel 12: Evolutie van het aantal zelfstandige directe tewerkstelling in de sector toerisme en recreatie in de kustregio en de provincie West-Vlaanderen, periode 1995-2000

subsectoren	kust			West-Vlaanderen		
	1995	2000	index	1995	2000	index
Horeca	1.771	1.605	91	5.012	4.579	91
Vermakelijkheden	169	264	156	739	1.081	146
Totaal	**1.940**	**1.869**	**96**	**5.751**	**5.660**	**98**

Bron: Strategisch beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, Westtoer, Toerisme Vlaanderen, Provincie West-Vlaanderen

Bovenstaande cijfers tonen aan dat het aantal zelfstandigen dat actief is in de toeristisch-recreatieve sector in de kustregio afneemt ten opzichte van 1995 (- 4 %). Deze daling is volledig te wijten aan een vermindering van de zelfstandige activiteit in de horecasector. De zelfstandige tewerkstelling in de categorie 'vermakelijkheden' is daarentegen sterk toegenomen (kust: + 36 %).

Ook in West-Vlaanderen is het aantal zelfstandigen in de toeristisch-recreatieve sector afgenomen, zij het in mindere mate dan aan de kust (West-Vlaanderen: - 1,6 %). En ook hier gaat deze daling ten koste van de horecasector, terwijl de zelfstandige tewerkstelling in de sector 'vermakelijkheden' stijgt met 32 %.

Uit de hierboven vermelde cijfergegevens kan worden geconcludeerd dat in 2000 ca. 10.500 personen tewerkgesteld waren in het kusttoerisme. Volgens de Provinciale Dienst voor Toerisme en Recreatie is dit tewerkstellingscijfer eerder een onderschatting van de werkelijke tewerkstelling in de kustregio.

HOOFDSTUK 4
RECREATIE AAN DE BELGISCHE KUST

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk werd een socio-economische studie gemaakt van de recreatie aan de Belgische kust. De analyse beperkt zich tot de recreatieve voorzieningen op zee, die werden opgedeeld in 3 delen: (a) de jachthavens; (b) de recreatieve visserij; en (c) de commerciële recreatieve activiteiten die aan de vergunningsplicht zijn onderworpen[210].

4.2 De jachthavens

De Belgische kust telt vier jachthavens, Nieuwpoort, Blankenberge, Oostende en Zeebrugge, met in totaal ruim 3.000 ligplaatsen. Nieuwpoort heeft een capaciteit van ca. 1.700 ligplaatsen en is de op één na grootste jachthaven in Noord-West Europa. De interesse voor watersport, en voor het zeilen in het bijzonder, neemt reeds een aantal jaren sterk toe. Om aan deze toenemende vraag te kunnen voldoen worden de bestaande kusthavens verder uitgebreid. Zo is voorzien om de jachthaven van Blankenberge (in 2000: ca. 650 ligplaatsen) met 250 ligplaatsen uit te breiden, het Vuurtorendok of het Visserijdok in Oostende om te vormen tot een jachthaven en ook in Zeebrugge zijn beperkte uitbreidingsplannen in voorbereiding. Het grootste gedeelte van de investeringen hiervoor worden door de overheid gefinancierd, waarvan slechts een klein gedeelte wordt doorgerekend aan de gebruiker.[211]

4.2.1 Bezettingsgraad in de kustjachthavens

Momenteel zijn weinig accurate gegevens beschikbaar met betrekking tot de toeristische activiteit in de jachthavens. Volgens schattingen van de Provincie West-Vlaanderen, realiseren de jachtvaartuigen ca. 340.000 overnachtingen per jaar en dit met een gemiddelde bezetting van 3 personen per nacht per vaartuig en ca. 30 overnachtingen in de thuishaven (of een andere haven aan de Belgische Kust). [212]

[210] In het kader van de wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België, *B.S.*, 12 maart 1999, zijn de volgende activiteiten onderworpen aan een vergunningsplicht: (a) de burgerlijke bouwkunde; (b) het graven van sleuven en het ophogen van de zeebodem; (c) het gebruik van explosieven en akoestische toestellen met een groot vermogen; (d) het achterlaten en het vernietigen van wrakken en gezonken scheepsladingen; (e) industriële activiteiten; (f) de activiteiten van publicitaire en commerciële ondernemingen.
[211] *Strategisch Beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, o.c.*, p. 37.
[212] *Strategisch Beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, o.c.*, p. 156.

4.2.2 Omzet in de jachthavens

Omtrent de bestedingen van de kusttoeristen die verblijven op hun jacht in de kustjachthavens, zijn vrijwel geen gegevens beschikbaar. Daardoor kan enkel een ruwe inschatting worden gemaakt van de omzet in de jachthavens. De bestedingen kunnen worden ingedeeld in de jaarlijks terugkerende kosten enerzijds en de uitgaven tijdens het verblijf in de jachthaven anderzijds. De Provincie West-Vlaanderen raamt de bestedingen per nacht op ca. € 32.00 voor verblijven aan boord met overnachting. De vaste kost per vaartuig wordt op ca. € 1.735 per jaar geschat.[213]

Tabel 13: Raming van de omzet in de jachthavens aan de Kust, 2000

Eenheden	Bestedingen per eenheid (€)	Totale geraamde bestedingen (€ 1.000.000)
Vaste kosten (3.057 vaartuigen)	1.735	5,3
Overnachtingen (340.000)	32	10,9
Totaal		**16.2**

Bron: ramingen door Westtoer, Provincie West-Vlaanderen

De totale jaarlijkse omzet in de kustjachthavens wordt geraamd op € 16,2 miljoen. Dit cijfer houdt echter geen rekening met passanten uit andere jachthavens die aan de Belgische kust overnachten. Daarnaast speelt de aanwezigheid van een jachthaven een belangrijke rol in de aantrekkingskracht van de badstad.[214]

Het blijkt echter duidelijk dat het socio-economische belang van de overnachtingen in de kustjachthavens nog niet volledig kan worden ingeschat en verder onderzoek vereist.

4.3 De recreatieve visserij

De recreatieve visserij is een activiteit die als vrijetijdsbesteding wordt uitgeoefend, waarbij de vangsten – in principe althans – enkel voor persoonlijke gebruik dienen. De recreatieve visserij kan in de volgende categorieën worden ingedeeld:[215]

4.3.1 Strandvisserij

De strandvisserij wordt vooral aan de Westkust op grote schaal beoefend. Deze vorm van visserij wordt beoefend bij laag tij, waarbij de netten op het strand of even beneden de laagwaterlijn (max. 150m in zee) worden uitgezet. Tijdens het voorjaar wordt op Tong gevist, terwijl in het najaar vooral

[213] *Strategisch Beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, o.c.*, pp. 160-161.
[214] *Strategisch Beleidsplan voor toerisme en recreatie aan de Kust, o.c.*, p. 156.
[215] *Terra Coastal Zone Management*, Administratie Waterwegen en Zeewezen, Provincie West-Vlaanderen, Terra Programme, juni 2000, p. 41.

gul (jonge Kabeljauw) en wijting de doelsoorten zijn. Door de geringe informatie hieromtrent is het niet mogelijk een economische inschatting van deze activiteit te maken.

4.3.2 Kruien

Deze activiteit wordt het hele jaar door beoefend, behalve bij slechte (stormachtige) weersomstandigheden. Tijdens het kruien wordt een net gesleept of voortgeduwd bij laag water. De doelsoort is garnaal.

4.3.3 Hengelen

Het hengelen kan worden beoefend vanop het strand, vanop een strandhoofd of vanuit een bootje. Op dit ogenblik is het niet duidelijk welke omvang deze vorm van recreatieve visserij (de zgn. sportvisserij) heeft. In punt 4.4.2.3 wordt een ruwe inschatting gemaakt van het hengelen op zee. Vooral vanuit de beroepsvisserij is deze vorm van sportvisserij veelvuldig het voorwerp van kritiek. Eén van de voornaamste doelsoorten zijn Tong. Ze wordt zowel beoefend door de lokale bewoners als door de toeristen.

4.3.4 Paardenvisserij

Er zijn in België nog een 7-tal vissers die deze (folklorische) activiteit beoefenen. Het net (met borden) wordt bij laag tij gesleept door een paard. De enige soort die hiermee wordt gevangen is garnaal. Deze visserij wordt beoefend van maart tot december en dit vooral tussen Koksijde en Nieuwpoort.

4.4 De commerciële recreatieve activiteiten onderworpen aan een vergunningsplicht

4.4.1 Overzicht

In een studie omtrent de vergunningsplichtige activiteiten in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België, uitgevoerd door ECOLAS[216], werden een 80-tal commerciële en publicitaire offhore-activiteiten aangetroffen aan de kust. Deze activiteiten werden in 7 categorieën ingedeeld. Vervolgens werd aan de hand van de omzet hun socio-economisch belang ingeschat.

[216] ECOLAS, *Identificatie en inventarisatie van de vergunningsplichtige activiteiten in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België*, opdrachtgever: BMM, Brussel, december 2000, 34 p. + bijlagen.

4.4.1.1 Clubs en verenigingen

Aan de kust bevinden zich een 29-tal clubs en verenigingen, die doorgaans het hele jaar toegankelijk zijn voor het publiek. Ze kunnen als volgt kunnen worden ingedeeld:

- zeil- en surfclubs op het strand (14)
- zeil- en jachtclubs in de jachthavens (11)
- hengelverenigingen (4)

De hengelverenigingen zijn eerder kleinere ondernemingen en houden zich in hoofdzaak bezig met de organisatie van wedstrijden, in hoofdzaak zonder winstoogmerk.

4.4.1.2 Excursies

Aan de kust organiseren 13 commerciële ondernemingen offshore-excursies (vooral zeilexcursies). Afgezien van zeiltochten (van april tot oktober), vinden de excursies vooral plaats tijdens de maanden juli en augustus. Ze kunnen in 5 groepen worden ingedeeld:

- tocht met amfibieboot (3)
- zeildopen (4)
- zeiltochten en verhuur van zeilboten (3)
- rondvaarten in haven of tussen 2 badsteden (2)
- overtocht (1)

4.4.1.3 Cursussen en stages

Niettegenstaande ook een aantal cursussen en stages door particulieren worden georganiseerd, vallen de meeste onder de accommodatie van clubs en verenigingen. Deze laatste kunnen in twee categorieën worden ingedeeld:

- Zeilschool (4)
- Wavekatering (1)

4.4.1.4 Wedstrijden

Aan de kust worden een 11-tal offshore-wedstrijden georganiseerd, in hoofdzaak door verenigingen of clubs. Deze omvatten:

- Rafting race (1)
- Zeilwedstrijden (6)
- Zwemwedstrijden (3)
- Surfwedstrijd (1)

4.4.1.5 Eenmalige activiteiten

De eenmalige activiteiten die aan de Belgisch Kust worden georganiseerd, zijn van uiteenlopende aard. Hierna volgt een kort overzicht:

- Zwemoefening (1)
- Zeefakkeltocht (1)
- Rafting (1)
- Promotie van een merk (1)
- Sportactiviteiten met motorboten (1)
- Sportactiviteiten op zee (1)

4.4.2 Socio-economisch belang

Aan de hand van de omzet die door bovenstaande recreatieve activiteiten wordt gecreëerd, kan een inschatting worden gemaakt van hun socio-economische belang. In 2000 werd de totale omzet van recreatieve offshore activiteiten geraamd op ca. € 8.530.000. Dit cijfer werd bekomen via een inschatting van de omzet van bovenstaande activiteiten die werden opgedeeld in de volgende categorieën:[217]

4.4.2.1 Clubs, verenigingen en particulieren die stagen of cursussen organiseren met betrekking tot zeilen en surfen

De activiteiten binnen deze categorie zijn verspreid over de gemeenten Blankenberge, Oostende, Nieuwpoort, Zeebrugge en Knokke-Heist. Alhoewel ze het hele jaar door toegankelijk zijn, zijn ze tijdens de wintermaanden enkel in de weekends geopend. Ze hebben een vast, breed cliënteel van alle leeftijden. De meeste zeil- en surfstages zijn bedoeld voor jongeren. De (nationale) wedstrijden lokken geregeld enkele honderden toeschouwers. Deze ondernemingen worden meestal door 1 persoon uitgebaat, die in de zomerperiode wordt bijgestaan door jobstudenten.

[217] De éénmalige activiteiten zijn hierin niet opgenomen omdat de initiatiefnemers niet bedoeling hebben winst uit de activiteit te halen

De omzet in de surf- en zeilclubs wordt gerealiseerd door meerdere activiteiten, waaronder het organiseren van stages en cursussen en het verhuren en opslaan van zeil- en surfmateriaal. Daarnaast wordt meestal nog een vast lidgeld gevraagd.
In 2000 bedroeg de gemiddelde omzet van deze clubs ca. € 1.066.000. Hierbij werd rekening gehouden met een gemiddelde van 300 leden, verhuur voor ca. 120 u/jaar, het bewaren van materiaal voor 25 personen en 6 stages met telkens 15 deelnemers.

De omzet in 2000 van de cursussen en stages die door particulieren worden georganiseerd, werd geschat op ca. € 645.000. Hierbij werd rekening gehouden met de kostprijs van 2 tot 5 tewerkgestelden.

4.4.2.2 Bedrijven of particulieren die een zeetocht organiseren met een (amfibie)boot of zeilboot

Deze activiteiten worden hoofdzakelijk in Oostende ingericht. Het al of niet doorgaan van deze activiteiten is sterk afhankelijk van de weersomstandigheden en lopen van april tot oktober. Ze hebben geen vast publiek, maar trekken voor het grootste deel dagtoeristen aan. De zeiltochten worden vooral op afspraak georganiseerd.

De omzet van zeildopen en boottochten werd in 2000 geschat op ca. € 1.240.000, waarbij werd rekening gehouden met een tijdsgebruik van 80 %. De verhuur van zeilboten en het organiseren van zeiltochten creëerde in 2000 naar schatting een omzet van ca. € 521.000.

4.4.2.3 Hengelverenigingen, particulieren en bedrijven die hengelen en andere activiteiten aan of op zee organiseren

De activiteiten met betrekking tot het hengelen worden hoofdzakelijk in Oostende en Nieuwpoort georganiseerd en dit enkel tijdens de maanden juli en augustus. Ze hebben een vast publiek, die voor het grootste deel uit de streek afkomstig is. Rekening houdend met een tijdsgebruik van 65 % à 80 %, wordt de omzet van het hengelen op zee op ca. € 2.500.000 geraamd. De hengelverenigingen op zich organiseren hoofdzakelijk wedstrijden in clubverband en hebben niet de bedoeling winst te maken.

HOOFDSTUK 5

KNELPUNTENANALYSE

Uit de analyse en de beschrijving van de huidige toeristische sector aan de Belgische kust, kwamen een aantal aspecten naar voor die als een bron van moeilijkheden kunnen worden aanzien. Deze knelpunten en issues werden samengebracht aan de hand van een studie van de bestaande literatuur. Ze kunnen worden opgesplitst in een aantal thema's. Deze knelpuntenlijst zal, met het oog op een duurzaam beheer van de Noordzee, de basis vormen bij het voorstellen van een aantal mogelijke beleidsmaatregelen.

Structureel	- Hoge densiteit door teoristische stroom (druk voor lokale bevolking); - Druk op kwaliteit van de dijk door de stedenbouwkundige structuur; - Files op de wegen naar de kust en in de stadskernen; - Nood aan duurzaam structureel overleg (communicatie) met andere gebruikers van de Noordzee;
Economisch/sociaal	- Verhoging van de huisvestingsprijzen; - Visuele pollutie (vb. grote parkeer gelegenheden langs duingebieden);
Infrastructuur	- Tekort aan ligplaatsen voor pleziervaartuigen in de jachthavens; - Tekort aan terreinen voor watergebonden toeristisch-recreatieve activiteiten; - Tekort aan parkeerplaatsen; - Gebrek aan voldoende kwaliteitszorg in toeristisch aanbod, waardoor sterke afhankelijkheid van de weersomstandigheden;
Beleid	- Gebrek aan essentiële beleidsrelevante informatie;

GEBRUIKSFUNCTIE
SCHEEPVAART

INLEIDING

Het is een bekend gegeven dat de scheepstrafiek op wereldniveau een sterk groeiende sector is. De containermarkt groeide op wereldvlak van 15 miljoen TEU[218] in 1973 tot 188 miljoen TEU in 1998. Naar verwachting zal de containeroveslag tegen 2010 nog eens verdubbelen. De oorzaken van deze enorme groei liggen bij een aantal evoluties die wereldwijd opgelding maken. Vooreerst is er een stijging van de vraag naar consumptiegoederen. Daarnaast is er reeds geruime tijd een trend aan de hang waarbij grote ondernemingen hun productiecentra verhuizen naar regio's waar de productie kan gebeuren tegen lagere kostprijs, wat kan omschreven worden als de globalisatie van de wereldeconomie. Ten derde verloopt een groot gedeelte van de stukgoedstroom tegenwoordig per container, waar voorheen het transport van de goederen op conventionele wijze gebeurde. Tenslotte is er wereldwijd tevens een toenemende transhipment in de overblijvende aanloophavens merkbaar.[219]

Deze evoluties hebben uiteraard hun implicaties op het Vlaams niveau. In 1999 werd in totaal in de vier Vlaamse havens samen ca. 180 miljoen ton goederen gelost en geladen. In 1999 bedroeg de totale toegevoegde waarde, die in de Vlaamse havens werd gerealiseerd, maar liefst ca. € 10 miljard. In deze havens werden in datzelfde jaar ca. 95.000 personen tewerkgesteld en werd er voor ca. € 2 miljard geïnvesteerd.

Belgie telt vier belangrijke zeehavens: Antwerpen, Gent, Zeebrugge en Oostende, die kunnen worden beschouwd als het volledige Vlaamse havenpotentieel. Op verschillende vlakken leveren de Vlaamse zeehavens een belangrijke bijdrage aan de Belgische economie. De scheepstrafiek naar deze havens is een belangrijke indicatie voor hun socio-economisch belang. In dit hoofdstuk wordt de directe bijdrage van de verschillende havenszones tot de Belgische economie bepaald en dit aan de hand van de toegevoegde waarde, de werkgelegenheid, de investeringen alsook hun bijdrage aan de schatkist. De gegevens zijn gebaseerd op het boekjaar 1999, waarbij tevens een aantal vergelijkingen worden gemaakt met voorgaande jaren.

De *toegevoegde waarde* omvat de waarde die de onderneming of de overheid toevoegt aan de inputs van grondstoffen en hulpstoffen. De *tewerkstellingscijfers* van de private sector in de havens zijn het resultaat van de optelling van de cijfers uit de jaarrekeningen van de individuele ondernemingen. Voor de *investeringen* voor de private ondernemingen wordt enkel rekening gehouden met de netto-investeringen (dus exclusief afschrijvingen). De overheidsinvesteringen omvatten de uitgaven voor infrastructuur en nieuwe overheidsgebouwen.

[218] TEU: Twenty foot Equivalent Unit
[219] Door de inzet van steeds grotere schepen werd het noodzakelijk om het aantal aanloophavens in de krimpen.

Om het geheel overzichtelijk te houden werd gekozen voor een individuele aanpak van de verschillende Vlaamse havens. Telkens werd eerst de actuele situatie van de haven belicht, gevolgd door een analyse van hun socio-economische belang. Tenslotte werd op basis van een literatuurstudie een knelpuntenanalyse gemaakt.

HOOFDSTUK 1
DE HAVENZONE OOSTENDE

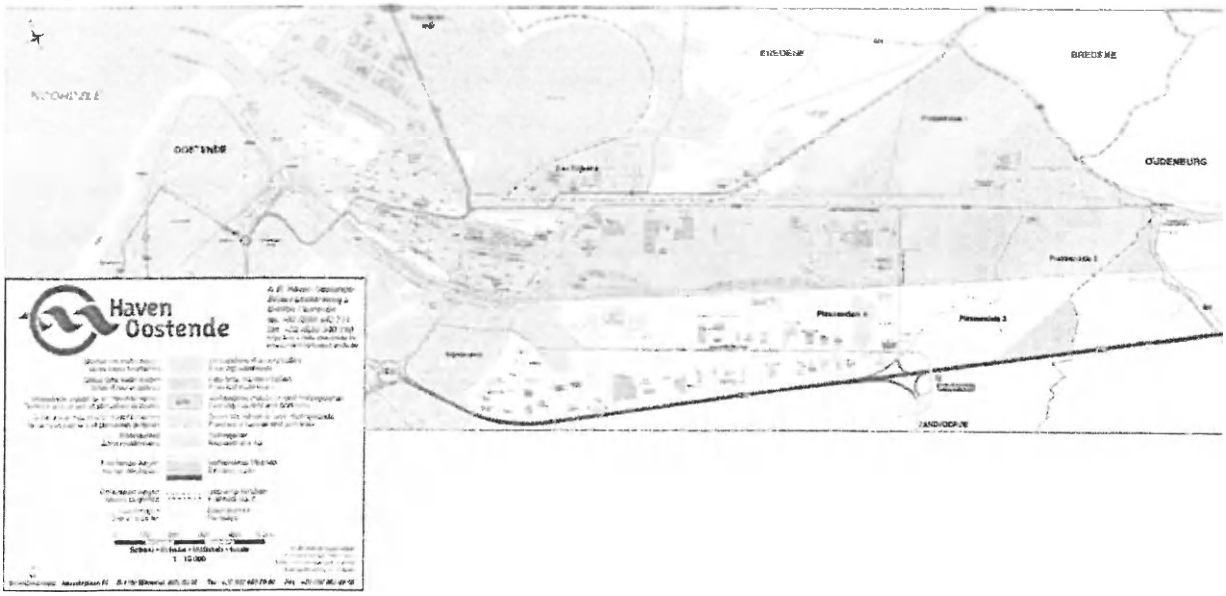
1.1 Omschrijving van het domein 'havenzone Oostende'

Het Koninklijk Besluit van 2 februari 1993[220] wordt het Havengebied Oostende als volgt omschreven:

De havenzone van Oostende wordt begrensd door:

- ten noorden: de Noordzee
- ten oosten: de grens Oostende en Bredene (van de zeedijk tot de snijding met de Noord-Ede); vervolgens de Noord-Ede tussen de Spuikom en de Blauwe Sluis. Rijksweg N 320 tussen de Blauwe Sluis en de Passendalebrug;
- ten zuiden: Kanaal Plassendale-Nieuwpoort;
- ten westen:
  - spoorweg tussen het kanaal Plassendale-Nieuwpoort en het Zwaaidok;
  - de Konterdamstraat tot de snijding met de N34
  - de N34 tot de snijding met de N334
  - de N334 tot aan de snijding met de zeedijk.

Figuur 1: Havenzone Oostende, 2001[221]



Bron: Nationale Bank van België, 2001

[220] KB van 2 februari 1993 omtrent de overdracht van de verschillende havengebieden van de Staat aan het Vlaams Gewest, *B.S.*, 4 maart 1993.
[221] *Het economische belang van de havenzone van Oostende*, Nationale Bank van België, februari 2001.

1.2 Situatieschets van het maritiem verkeer in de havenzone Oostende[222]

1.2.1 Algemeen

Van het volledige Vlaamse havenpotentieel is Oostende de kleinste haven met een totale overslag van 4,3 miljoen ton. Oostende neemt wel het grootste aandeel van het maritiem passagiersvervoer voor zijn rekening.

Gedurende het jaar 2000 hebben 4.103 schepen aangelegd in de haven van Oostende. Hiermee is terug een stijging ingezet, waarmee het aantal binnengekomen schepen in de haven van Oostende iets hoger ligt van het niveau van 1997. In vegelijking met 1980 is het aantal binnenkomende zeeschepen met een kleine 40 % gedaald. De binnenkomende zeeschepen vertegenwoordigen in totaal 23,4 miljoen BT[223] en hebben een gemiddelde scheepsgrootte van 5.709 BT. Ook het totale brutotonnage is in vergelijking met 1999 sterk gestegen (1999: 15,8 miljoen BT). Het gemiddelde brutonnage per aangekomen zeeschip is ten op zichte van het referentiejaar 1980 gestegen met ca. 33 %.

Tabel 1: Verkeersevolutie haven van Oostende, 2000

	Miljoen ton 2000	Evolutie 1999-2000	Aandeel 2000
Droge massagoederen	1,60	+ 14,5 %	37,2 %
Vloeibare massagoederen	0,03	- 19,4 %	0,7 %
Containers	0,00	0,0 %	0,0 %
Roll-on-roll-off	2,64	+ 61,2 %	61,4 %
Conventionele stukgoederen	0,03	- 2,8 %	0,7 %
Totaal maritiem verkeer	**4,31**	**+ 38,6 %**	**100 %**

Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000

In 2000 werd in de haven van Oostende een totale overslag gerealiseerd van 4,3 miljoen ton. In vergelijking met 1999 is dit een stijging met maar liefst 38,6 %. Hierdoor komt een einde aan de steeds verder dalende trend, waarmee het totale maritiem verkeer terug op het niveau van 1997 komt. Het roro-verkeer van en naar Groot-Brittannië neemt meer dan de helft in. De forse stijging (+ ruim 61 % t.o.v. 1999) is vooral toe te schrijven aan het dagelijks aantal afvaarten naar Dover (Hoverspeed), Ramsgate (Transeuropa Ferries) en Ipswich (Ferryways). De aanvoer van droge massagoederen, die voornamelijk bestaat uit zand en grind, wordt steeds belangrijker voor de haven van Oostende. Het aandeel hiervan bedroeg in 2000 ruim 37 % (1,6 miljoen ton). In tegenstelling tot de andere Vlaamse havens heeft de haven van Oostende geen containerverkeer. De passagierstrafiek kende in 2000 een verlies van bijna 8 % (905.235 personen).

[222] SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000, 2001, pp. 87-88
[223] Bruto Tonnage

1.2.2 Goederenverkeer

Onderstaande tabel geeft een indicatie van het aantal ladingen en lossingen in de haven van Oostende. Op het vlak van het maritiem goederenverkeer neemt Oostende – in vergelijking met de andere Vlaamse havens - slecht een geringe plaats in. Binnen het totaal aantal ladingen in de Vlaamse havens vertegenwoordigt Oostende in 2000 1,9 %, de lossingen 2,4 %.

Tabel 2: Ladingen en lossingen in de haven van Oostende (in 1000 ton) – periode 1980-2000

	Ladingen	Lossingen	Ladingen en lossingen
1980	1.279	2.481	3.759
1985	2.008	2.505	4.629
1990	1.910	2.642	4.629
1995	1.878	2.715	4.593
1996	1.722	2.744	4.466
1997	1.583	2.694	4.277
1998	1.435	2.502	3.938
1999	1.002	2.106	3.108
2000	1.511	2.796	4.307

Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag, 2000

Een overzicht van de trafiek naar goederencategorie toont aan dat van de 2,8 miljoen ton goederen die in Oostende worden gelost, ruim de helft door zand en grind wordt ingenomen. De algemene goederen maken ruim 58 % uit. Overige lossingen zijn in volgorde van dalend belang sepeoliet, ferrochrome, hout, cement, steenkool, orthoxyleen, magnesiumoxide, waterglass, gasolie, zout, kassei, turf, schroot en microsilica.

Alle scheepvaarttrafiek die vertrekt vanuit de haven van Oostende is voor Europa bestemd. De trafiek bestemd voor de haven van Oostende is voor 49 % afkomstig uit Europa. Ca. 51 % wordt gespecifieerd als 'andere', waarbinnen ook de oorsprong 'zee' zit vervat (bijv. zand- en grindwinning op zee).

1.2.3 Passagiersverkeer

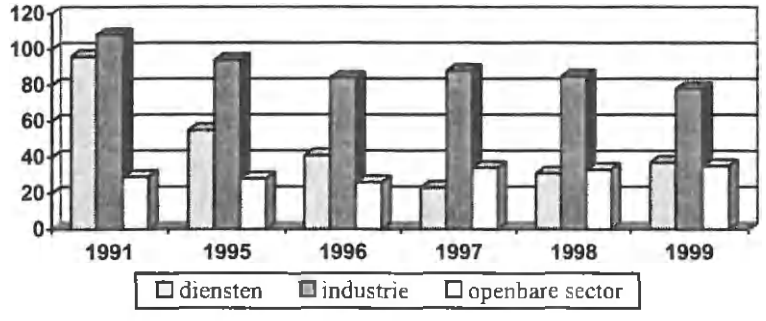
Oostende neemt nog steeds het grootste aandeel passagiersvervoer voor zijn rekening. Van het totale aantal in- en ontscheepte passagiers in de Vlaamse havens (1.562.350 passagiers in 2000), was hiervan 58 % voor Oostende. In vergelijking met 1980 is het passagiersvervoer in Oostende spectaculair gedaald (- 67 % %). Onderstaande tabel geeft een overzicht van het aantal ontscheepte en ingescheepte passagiers in de haven van Oostende.

job heeft bij de Oostendse havenzone. De werkgelegenheid in de havenzone stabiliseerde zich in 1999 (+ 0,5 %) terwijl de werkgelegenheid in het arrondissement Oostende verder toenam (+ 1,5 %)

1.3.2 De toegevoegde waarde

De toegevoegde waarde in de havenzone Oostende bedroeg in 1999 naar schatting € 150 miljoen, waarvan ruim ¾ gerealiseerd werd in de particuliere sector (industrie + diensten). De 10 grootste bedrijven creëren 55 % van de toegevoegde waarde in de particuliere sector. Sedert 1996 is de totale toegevoegde waarde van de havenzone Oostende opnieuw gestegen. Deze stijging is voornamelijk voor rekening van de dienstensector, in het bijzonder het wegvervoer.

Figuur 4: Totale toegevoegde waarde, uitgedrukt in miljoenen €, periode 1995-1999, met een vergelijking naar het referentiejaar 1991



Bron: Nationale Bank van België, 2001

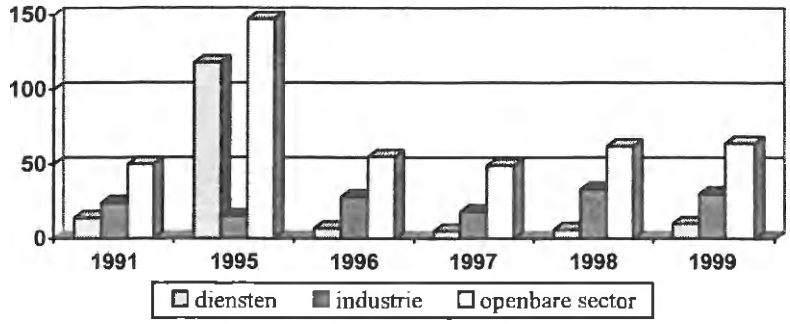
In vergelijking met het voorgaande jaar is, niettegenstaande een toename in de dienstensector met bijna 15 %, de toegevoegde waarde in de particuliere sector afgenomen (- 0,6 %). De daling is bijgevolg vrijwel integraal voor rekening van de industrie (- 8 %). De toegevoegde waarde in de openbare sector is in vergelijking met 1998 toegenomen met ruim 3 %. Wanneer een vergelijking wordt getrokken met het referentiejaar 1991 zien we bijna een halvering (- 44 %) van de toegevoegde waarde in de particuliere sector. Deze daling doet zich voornamelijk voor in de rederijen (- 86 %), de chemie (33 %), de scheepsbouw (- 57 %) en de voedingsindustrie (- 48 %). In vergelijking met 1991 is de toegevoegde waarde in de openbare sector gestegen met ruim 17 %.

1.3.3 De investeringen

In 1999 werd om en bij de 64 miljoen euro geïnvesteerd in de havenzone Oostende, waarvan ruim 60 % in de particuliere sector. De tien grootste bedrijven realiseren 64 % van de investeringen in de

particuliere sector. Onderstaande figuur toont aan dat de investeringen in de Oostendse havenzone met ruim 3 % gestegen zijn ten opzichte van het voorgaande jaar.

Figuur 5: Evolutie van de investeringen in de havenzone Oostende, periode 1995-1999 in vergelijking met referentiejaar 1991



Bron: Nationale Bank van België, 2001

Zowel in de particuliere als in de publieke sector zijn de investeringen licht toegenomen. De investeringen zijn in vergelijking met 1995 echter wel meer dan gehalveerd (totaal -56 %). De evolutieschets in figuur 5 toont duidelijk aan dat 1995 een topjaar was. De sterke investeringen in 1995 werden in hoofdzaak gerealiseerd bij de rederijen. In 1999 stabiliseerden de investeringen per werknemer zich op € 20.000. In de particuliere sector liggen ze iets lager, op € 17.000 per werknemer.

1.3.4 De bijdrage aan de schatkist

De bijdragen van de havenzone van Oostende aan de schatkist en aan de sociale zekerheid werd in 1999 geschat op € 74 miljoen.

HOOFDSTUK 2

DE HAVENZONE GENT

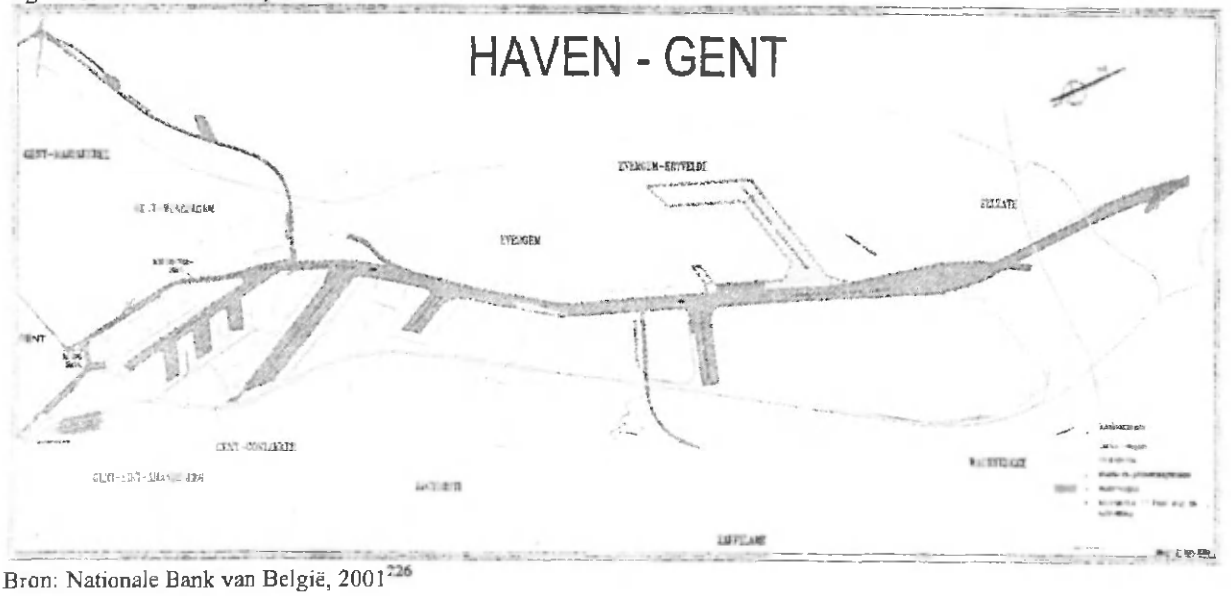
2.1 Omschrijving van het domein 'havenzone Gent'[225]

Het gebied dat wordt omschreven als de havenzone Gent wordt afgebakend door:

- De Koning Boudewijnlaan ten westen van het kanaal Gent-Terneuzen;
- Ten noorden: de Belgisch-Nederlandse grens;
- Ten oosten: de Kennedylaan;
- Ten zuiden: de Dampoort.

Hierbij zijn tevens bijgerekend: - de bedrijvenzone ten noorden van de baan R4;
- de bedrijvenzone ten oosten van de Kennedylaan.

Figuur 6: Havenzone Gent, 2001



Bron: Nationale Bank van België, 2001[226]

2.2 Situatieschets van het maritiem verkeer in de havenzone Gent

2.2.1 Algemeen

Tijdens het jaar 2000 is het aantal binnengekomen zeeschepen in de haven van Gent afgenomen tot ca. 3.000. Hiermee wordt de dalende trend, ingezet na het hoogtepunt van 1984 (4.786 zeeschepen),

[225] KB van 2 februari 1993 omtrent de overdracht van de verschillende havengebieden van de Staat aan het Vlaams Gewest, *B.S.*, 4 maart 1993.

[226] *Het economische belang van de havenzone van Gent,* Nationale Bank van België, februari 2001.

verdergezet. De binnengekomen zeeschepen in de Gentse havenzone hebben een totaal brutotonnage van 29, 2 miljoen BT. Ze hebben een gemiddelde scheepsgrootte van 10.102 BT. De gemiddelde grootte van de zeeschepen die de haven van Gent binnenkomen is de op een na hoogste van de Vlaamse kusthavens. [227] Onderstaande tabel geeft een indicatie van de algemene verkeersevolutie in de haven van Gent.[228]

Tabel 4: Verkeersevolutie haven van Gent, 2000

	Miljoen ton 2000	Evolutie 1999-2000	Aandeel 2000
Droge massagoederen	16,8	- 4,1 %	69,7 %
Vloeibare massagoederen	2,8	+ 33,9 %	11,8 %
Containers	0,1	- 34,3 %	0,6 %
Roll-on-roll-off	1,3	- 5,3 %	5,3 %
Conventionele stukgoederen	3,0	+ 10,1 %	12,6 %
Totaal maritieme verkeer	24,0	+ 0,6 %	100 %

Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000

In de haven van Gent werd gedurende het jaar 2000 een totale overslag gerealiseerd van ca. 24 ton miljoen ton goederen. Dit is een lichte stijging in vergelijking met 2000 (+ 0,6 %), waarmee de sterke groei van 1999 (+ 1,2 % t.o.v. 1998[229]) terug geneutraliseerd werd. Een aanzienlijk aandeel wordt ingenomen door het vervoer van droge massagoederen. De daling van ruim 4 % in het vervoer van droge massagoederen (17,5 miljoen ton in 1999 tot 16,8 miljoen ton in 2000) is voornamelijk te wijten aan een afname in het vervoer van granen (46 % in vergelijking met 1999). De overslag van vloeibare massagoederen nam sterk toe (+ 34 %). Het containervervoer nam daarentegen met een gelijkaardig percentage af, waardoor het aandeel van de containertrafiek in 2000 vrijwel te verwaarlozen is (lossing en lading containers: 6.718 eenheden). Dit in tegenstelling tot het jaar ervoor, wanneer de containertrafiek nog een sterke stijging van 7 % vertoonde. De toename van ruim 10 % in het maritiem verkeer van de conventionele stukgoederen is vooral toe te schrijven aan een verhoging van het transport van staalproducten naar de Gentse haven.[230]

2.2.2 Goederenverkeer

Onderstaande tabel geeft een indicatie van het aandeel ladingen, lossingen alsook ladingen + lossingen in de haven van Gent over de periode 1980-2000.[231] In vergelijking met de overige Vlaamse havens werpt de Gentse havenzone een net iets lichter gewicht in de schaal dan de haven van Zeebrugge.
De Gentse havenzone neemt in 2000 17 % van de lossingen en ruim 5 % ladingen voor zijn rekening.

[227] SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000, 2001, pp. 87-88.
[228] Ibid., p. 58.
[229] Ibid., p. 93.
[230] Ibid., p. 58.
[231] Ibid., pp. 61-62.

Het aantal lossingen in de haven van Gent ligt in 2000 net iets hoger dan deze in de haven van Zeebrugge. Dit in tegenstelling tot de ladingen, waarbij Zeebrugge ver voorop ligt in vergelijking met Gent.

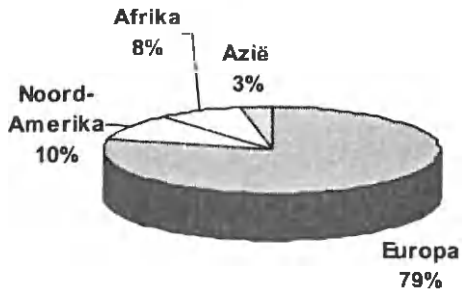
Tabel 5: Ladingen en lossingen in de haven van Gent (in 1000 ton) – periode 1980-2000

	Ladingen	Lossingen	Ladingen + lossingen
1980	3.277	15.147	18.424
1985	6.904	19.769	26.673
1990	5.372	19.066	24.439
1995	3.250	18.332	21.582
1996	3.495	17.513	21.008
1997	3.677	19.299	22.976
1998	3.838	19.794	23.632
1999	4.980	18.925	23.905
2000	4.066	19.973	24.039

Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000

Een nadere bestuderingen van de trafiek naar goederencategorie toont aan dat van de 24 miljoen ton goederen die via de Gentse haven worden vervoerd voor ruim 21 % aan ertsen en metaalresiduen bestaat, waarvan voornamelijk ijzerertsen. Zowel vaste minerale brandstoffen (vnl. steenkool) als voedingsproducten en veevoeder nemen elk zo'n 18 % van het totale goederenverkeer in Gent voor hun rekening. Het overige goederentrafiek bestaat uit producten van de metaalindustrie (vb halffabrikaten van ijzer en staal) (11 %), petroleum en petroleumproducten (9,5 %), chemische producten (5,3 %), meststoffen (3,8 %), ruwe mineralen en bouwmaterialen (4 %) en landbouwproducten (3,3 %). De overige 7 % bestaat uit andere goederen, waaronder voornamelijk halffabrikaten.[232] Het overgrote gedeelte van de scheepstrafiek die vertrekt vanuit de haven van Gent heeft een bestemming in Europa. Andere bestemmingen zijn Noord-Amerika, Afrika, Azië en Zuid-Amerika. De verhoudingen kunnen als volgt worden weergegeven:

Figuur 7: Plaats van bestemming van de goederen die vertrekken vanuit de haven van Gent in 2000[233]

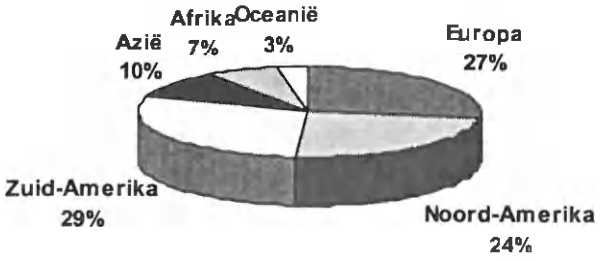


Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000

[232] Ibid., p. 65.
[233] Ibid., pp. 82-83.

Onderstaande figuur toont aan dat de goederen die de haven van Gent binnenkomen een zeer diverse herkomst kennen. De voornaamste plaatsen van herkomst zijn Zuid-Amerika, Europa en Noord-Amerika. In tegenstelling tot de havens van Zeebrugge en Oostende worden in Gent geen goederen aangevoerd die de 'zee' als oorsprong hebben.

Figuur 8: De herkomst van de goederen die aankomen in de haven van Gent in 2000[234]



Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000

2.2.3 Passagiersverkeer

Gent kent slechts een zeer geringe traditie in het maritiem vervoer van passagiers. In 2000 werd slechts 0,09 % van alle in- en ontscheepte passagiers in de Vlaamse havens via Gent vervoerd. Hoewel het passagiersverkeer nooit erg hoog is geweest in de Gentse havenzone, deed zich midden jaren '90 toch een belangrijke stijging voor. In 1995 kende het passagiersvervoer in Gent een hoogtepunt met 4.224 passagiers, vooral ten koste van de havens Oostende en Zeebrugge.[235]

Tabel 6: Aantal ontscheepte en ingescheepte passagiers in de haven van Gent, periode 1980-2000

	Ontscheepte passagiers	Ingescheepte passagiers	Ingescheepte + ontscheepte passagiers
1980	n.b.	n.b.	n.b.
1985	n.b.	n.b.	n.b.
1990	123	351	474
1995	1.698	2.526	4.224
1996	1.110	2.130	3.240
1997	207	1.274	1.448
1998	251	427	678
1999	137	1.340	1.477
2000	198	1.295	1.493

Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag, 2000

[234] Ibid.,
[235] Ibid., pp. 85-86.

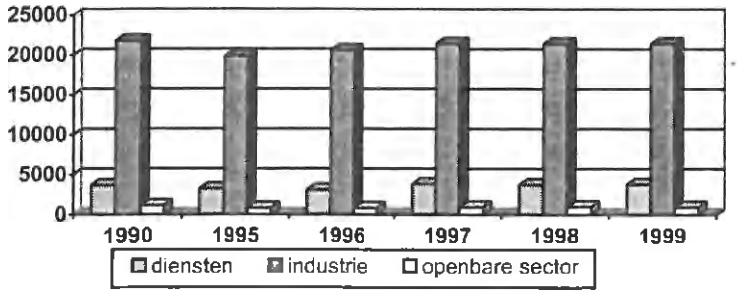
2.3 Socio-economische analyse van de havenzone Gent[236]

Aan de hand van 4 parameters, de tewerkstelling, de toegevoegde waarde, de investeringen en de bijdrage aan de schatkist, zal het socio-economisch belang van de havenzone Gent worden geraamd. Zowel de private (havengebonden diensten en industriële bedrijven) als de overheidsbedrijven (havenondersteunende instanties) die bij het havengebeuren betrokken zijn werden in de studie opgenomen.

2.3.1 De tewerkstelling

Gedurende 1999 stelde de havenzone Gent 26.232 personen tewerk. Ruim 96 % van de tewerkstelling werd gecreëerd in de private sector. Sedert 1995 stijgt de totale tewerkstelling in de Gentse havenzone. Figuur 7 geeft een overzicht van de evolutie van de tewerkstelling in de Gentse havenzone.

Figuur 7: Tewerkstelling in de havenzone Gent, periode 1990-1999, uitgedrukt in absolute cijfers



Bron: Nationale Bank van België, 2001

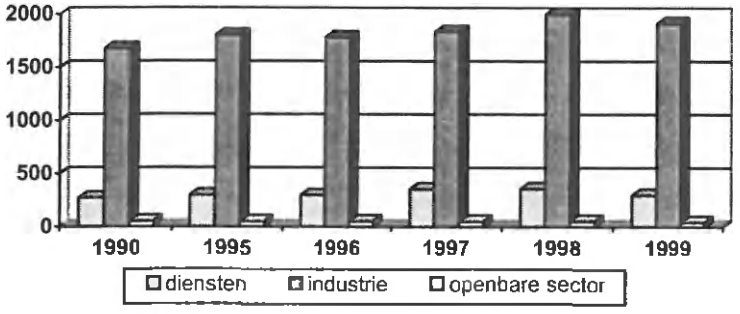
In 1999 nam de totale tewerkstelling in de Gentse havenzone met 0,4 % toe. Deze stijging is volledig voor rekening van de private sector. De tewerkstelling in de publieke sector (vooral bij de NMBS) ging er in 1999 zelfs licht op achteruit (- 2,2 %). In de private sector gingen de voedingsnijverheid en de automobielnijverheid er op vooruit, terwijl de grootste verliezen werden geleden in de petroleumindustrie. Slechts 5 % van de tewerkstelling in de private sector heeft betrekking op tijdelijke arbeidskrachten. De metaalverwerkende nijverheid, de automobielnijverheid, de chemische nijverheid en de goederenbehandelaars vormen de voornaamste sectoren in termen van werkgelegenheid. Samen creëren ze 64 % van de tewerkstelling in de Gentse havenzone.

[236] *Het economische belang van de havenzone van Gent*, Nationale Bank van België, februari 2001.

2.3.2 De toegevoegde waarde

In 1999 werd de totale toegevoegde waarde, gegenereerd door de Gentse havenzone, geraamd op ca. € 2,3 miljard. Hiervan werd 98 % gecreëerd in de private sector. De 10 belangrijkste bedrijven realiseerden 63 % van de totale toegevoegde waarde. Figuur 8 toont het verloop van de evolutie in de toegevoegde waarde.

Figuur 8: Totale toegevoegde waarde, uitgedrukt in miljoenen €, periode 1995-1999, in vergelijking met het referentiejaar 1990



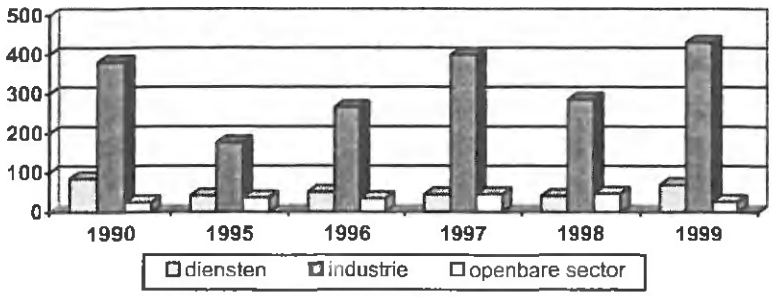
Bron: Nationale Bank van België, 2001

Globaal gezien is de toegevoegde waarde in de Gentse havenzone gedurende het afgelopen decennium vrijwel onafgebroken gestegen. In 1999 is de toegevoegde waarde echter met 7 % afgenomen ten opzichte van 1998. De grootste verliezen werden geleden in de havengebonden diensten (- 17 %). In vergelijking met 1990 is de toegevoegde waarde met ruim 11 % toegenomen. 1998 was duidelijk een topjaar, waarbij ruim € 2,4 miljard aan toegevoegde waarde werd gegenereerd. De metaalverwerkende nijverheid, de automobielnijverheid, de chemische nijverheid en de petroleumnijverheid vertegenwoordigen het grootste aandeel in de toegevoegde waarde.

2.3.3 De investeringen

In 1999 werd in het Gentse havengebied ruim € 526 miljoen geïnvesteerd. Ruim 95 % van de investeringsinspanningen kwamen de private sector ten goede. Figuur 9 geeft een evolutie weer van de investeringen in de havenzone van Gent.

Figuur 9: Evolutie van de investeringen in de havenzone Gent voor de periode 1990-1999



Bron: Nationale bank van België, 2001

Ten opzichte van 1998 zijn de investeringen in zijn geheel toegenomen met 29 %. Deze groei werd volledig ten gunste van de private sector gerealiseerd. Zowel de diensten als de industrie (vooral de voedingsnijverheid en de automobielnijverheid) gingen er op vooruit. De investeringen in de publieke sector namen af met ruim 43 %. In 1999 lag de investeringsgraad per werknemer op € 20.074, wat een stijging inhoudt van ruim 40 % ten opzichte van 1998. De automobielsector en de metaalverwerkende nijverheid nemen samen meer dan de helft van de totale investeringen in de Gentse havenzone voor hun rekening.

2.3.4 De bijdrage aan de schatkist

De bijdrage van de Gentse haven aan de Schatkist en de sociale zekerheid wordt geraamd op ca. € 1.150 miljoen . De bijdrage is uiteraard slechts bij benadering vast te stellen.

HOOFDSTUK 3

DE HAVENZONE ZEEBRUGGE

3.1 Omschrijving van het domein 'havenzone Zeebrugge'

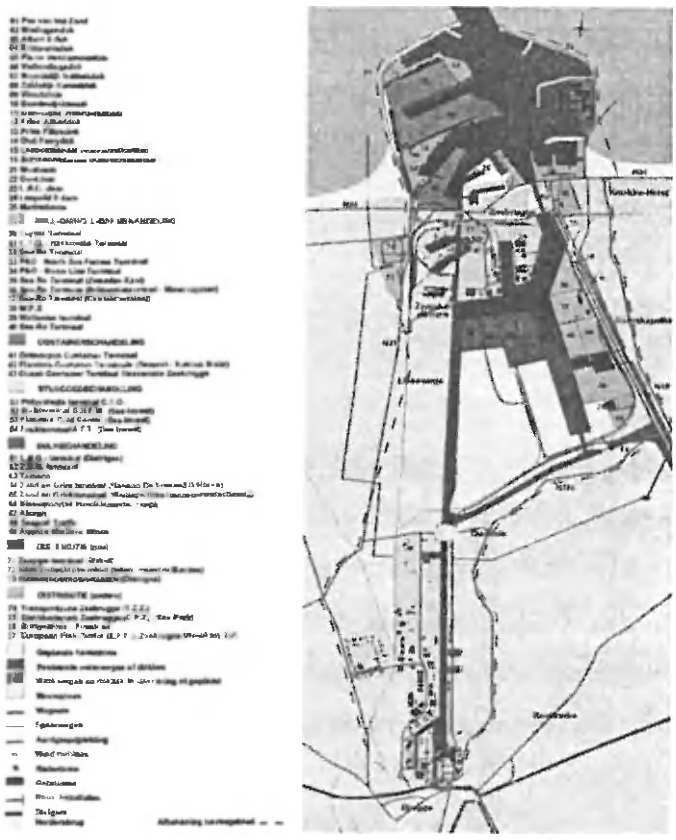
In het Koninklijk Besluit van 2 februari 1993[237] wordt de haven van Zeebrugge als volgt afgebakend:

- Ten noorden: de Noordzee, met als grens de westelijke en oostelijke dam van de Buitenhaven en de verbindingslijn tussen de damkoppen;
- Ten oosten: - de De Maerestraat tussen de zeedijk en de Kustlaan N 34;
  - de rijksweg N 300 tot snijding met N 376;
  - de rijksweg N 376 tot snijding met de R 30;
- Ten zuiden: de rijksweg R 30 tussen de snijding met de N 376 en de Krakelebrug;
- Ten westen: - de spoorweg tussen de Krakelbrug en de snijding met het verlengde van de geplande N 31a;
  - de N 31a tussen voormelde snijding en de Kustlaan N 34;
  - de Baron de Maerelaan tussen de Kustlaan N 34 en de zeedijk.

Het havengebied wordt ingedeeld in een havenzone Zeebrugge, dat het gebied ten noorden van de Herdersbrug omvat en een havenzone Brugge, dat zich ten zuiden van de Herdersbrug bevindt.

[237] KB van 2 februari 1993 omtrent de overdracht van de verschillende havengebieden van de Staat aan het Vlaams Gewest, *B.S.*, 4 maart 1993.

Figuur 10: Havenzone Brugge-Zeebrugge, 2001



Bron: Nationale Bank van België, 2001[238]

3.2 Situatieschets van het maritieme verkeer in de havenzone Zeebrugge

3.2.1 Algemeen

Tijdens het jaar 2000 zijn 10.689 zeeschepen de haven van Zeebrugge binnengekomen. In vergelijking met het voorgaande jaar vertoont dit cijfer voor het eerst sedert 1998 opnieuw een lichte daling van 2,7 %. Het totale brutotonnage van de binnengekomen zeeschepen lag eind 2000 op 90.917 BT. De stijging van 7 % in vergelijking met 1999 bevestigd de trend van een steeds hoger liggend brutotonnage. De gemiddelde scheepsgrootte in de haven van Zeebrugge ligt op 8.506 BT, zijnde 9,4 % hoger dan het voorgaande jaar.

In de haven van Zeebrugge werden in 2000 globaal gezien ca. 35,5 miljoen ton goederen overgeslagen. Een samenvattend overzicht van de verkeersevolutie in de haven van Zeebrugge wordt in onderstaande tabel weergegeven.[239]

[238] *Het economisch belang van de haven van Brugge-Zeebrugge,* Nationale Bank van België, februari 2001
[239] SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000, 2001, p. 59.

Tabel 7: Overzicht van de verkeersevolutie in de haven van Zeebrugge

	Miljoen ton 2000	Evolutie 1999-2000	Aandeel 2000
Droge massagoederen	2.5	- 50,0 %	6,9 %
Vloeibare massagoederen	5,1	+ 0,8 %	14,3 %
Containers	11,6	+ 16,6 %	32,7 %
Roll-on-roll-off	15.4	+ 4,0 %	43,3 %
Conventionele stukgoederen	1,0	+ 25,9 %	2,8 %
Totaal Maritiem verkeer	35,5	+ 0,1 %	100 %

Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000

In vergelijking met 1999 heeft het maritiem verkeer in de haven van Zeebrugge zich min of meer gestabiliseerd (toename van 0,1 %). Dit is in tegenstelling tot 1998-1999, toen er nog een vooruitgang van 6,5 % werd geboekt, voornamelijk voor rekening van de aanvoer van conventionele stukgoederen en droge massagoederen. Binnen de samenstelling van het goederenpakket hebben zich in 2000 belangrijke verschuivingen voorgedaan.

De droge massagoederen zijn in 2000 maar liefst met de helft gereduceerd. Deze terugloop is vrijwel geheel te wijten aan de stopzetting begin 2000 van de activiteiten in de kolen- en ertsenterminal in de achterhaven. De aanvoer van zand en grind vanuit zee (eveneens vervat in de droge massagoederen) zijn daarentegen met 5 % toegenomen tot 2,1 miljoen ton.
De overslag van roll-on-roll-off goederen vormt ruim 43 % van het totaal maritiem verkeer in Zeebrugse haven. De toename van 4 % wordt voor een belangrijk gedeelte toegeschreven aan een sterke stijging van de overslag van auto's.
Het containervervoer vormt met een aandeel van bijna 1/3 momenteel de tweede grootste vorm van goederentrafiek in de haven van Zeebrugge. Het containervervoer is opgelopen van 10 miljoen ton in 1999 tot 11,6 miljoen ton in 2000, een toename van net geen 17 %.
De trafiek van conventionele stukgoederen is opnieuw met ruim een kwart toegenomen in vergelijking met 1999. Vooral de verhoogde aanvoer van fruitsappen, groenten en fruit, houtpulp en agribulk hebben ertoe geleid dat de deze vorm van goederentrafiek goed is voor bijna 1 miljoen ton. De verhoogde transport van stukgoederen vormt samen met de toename van het containervervoer een voldoende compensatie voor het verlies dat in de bulksector werd geleden.

3.2.2 Goederenverkeer

In onderstaande tabel wordt het aantal ladingen en lossingen weergegeven. Binnen het totale Vlaamse haventrafiek neemt de haven van Zeebrugge een aandeel van 16,5 % van de ladingen en bijna 21 % van de lossingen voor zijn rekening. Hiermee is Zeebrugge de op één na grootste Vlaamse Zeehaven.[240]

[240] Ibid., pp. 61-62.

Tabel 8: Ladingen en lossingen in de haven van Zeebrugge (in 1000 ton) periode 1980-2000

	Lossingen	Ladingen
1980	10.088	4.102
1985	7.352	6.814
1990	19.489	10.860
1995	18.651	11.923
1996	17.185	11.314
1997	18.462	13.946
1998	18.431	14.853
1999	19.439	16.002
2000	19.409	16.066

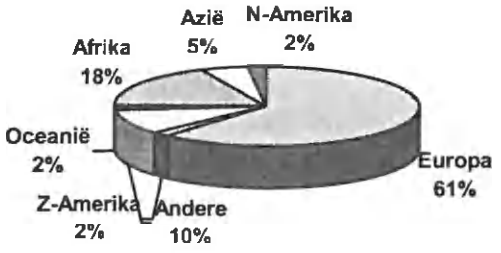
Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000

De goederen die gedurende 2000 de haven van Zeebrugge worden aangevoerd zijn over diverse categorieën verspreid. Ca. 76 % van de goederen die in Zeebrugge overgeslagen worden bestaan uit vervoermateriaal (voornamelijk auto's), roro en goederen in container. Ruim 10 % van de goederentrafiek wordt gelost in de vorm van vloeibare brandstoffen en energiegassen. Ruwe mineralen en bouwmaterialen (in hoofdzaak zand- en grind) hebben een aandeel van 6 % in het goederenpakket. De trafiek van landbouwproducten is in vergelijking met het voorgaande jaar toegenomen van ca. 400.000 ton in 1999 tot 494.000 ton in 2000 (+ ruim 19 %) en maakt bijna 1,4 % uit van het totale goederenpakket. Deze toename is voornamelijk toe te schrijven aan een verhoging in lossing van verse groenten en vruchten, granen en aardappelen. De overige trafiek bestaat verder uit voedingproducten (andere dan landbouwproducten, in het bijzonder suiker en dranken) en veevoeders (1,4 %), vaste minerale brandstoffen (steenkool) (0,6 %), chemische producten (0,5 %), ijzer, staal en non-ferrometalen (0,06 %), ertsen, metaalafval en geroost ijzerkies (0,03 %) en tenslotte kunstmeststoffen (0,003 %).

Van de goederen die tijdens het jaar 2000 in de haven van Zeebrugge werden gelost was 61 % afkomstig uit Europa (voornamelijk uit Groot-Brittannië). Een aanzienlijk gedeelte (18 %) is afkomstig van het Afrikaanse continent. Een tiende van de goederen wordt in de categorie 'andere' ondergebracht, die de categorieën 'onbekende oorsprong/bestemming' alsook de zee als oorsprong/bestemming omvat. Deze slaat voornamelijk op de aanvoer van zand, grind en slakken in de haven van Zeebrugge.[241]

[241] Ibid., pp.82-84.

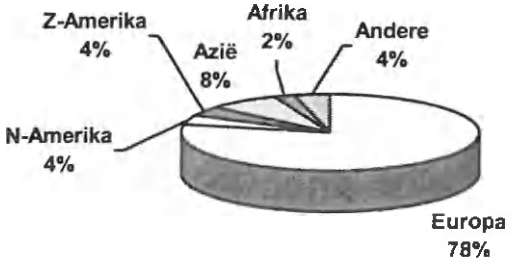
Figuur 11: Herkomst van de goederen die aankomen in de haven van Zeebrugge



Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000

Ook de bestemming van de goederen die in de haven van Zeebrugge worden ingescheept is divers. Ze hebben echter wel in hoofdzaak een Europese bestemming. Andere bestemmingen zijn Azië, noord en zuid Amerika, Afrika. Een klein gedeelte van de goederen heeft een ongekende bestemming.[242]

Figuur 12: Bestemming van de goederen die vertrekken uit de haven van Zeebrugge



Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000

3.2.3 Passagiersverkeer

Zeebrugge heeft het op één na grootste aandeel (na Oostende) in de maritieme passagierstrafiek. In 2000 nam Zeebrugge net geen 42 % (651.083 passagiers) van het totale Vlaamse passagierstrafiek voor zijn rekening. In vergelijking met 1980 is het passagiersverkeer echter spectaculair gedaald (1980: 2.313.831 passagiers). De laatste 3 jaren wordt echter terug een, weliswaar lichte, stijging waargenomen (jaarlijks gemiddeld + 1,14 %). Deze stijging gaat ten koste van het passagiersvervoer in de haven van Oostende. Deze gaat in dezelfde periode jaarlijks gemiddeld ruim 11 % achteruit.[243]

[242] Ibid.,
[243] Ibid., p. 85.

Tabel 9: Aantal ontscheepte en ingescheepte passagiers in de haven van Zeebrugge, periode 1980-2000

	Ontscheepte passagiers	Ingescheepte passagiers
1980	1.143.171	1.170.660
1985	974.689	989.522
1990	839.444	891.286
1995	532.168	507.895
1996	331.876	299.866
1997	342.178	321.800
1998	320.567	310.348
1999	325.871	315.831
2000	328.622	322.461

Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000

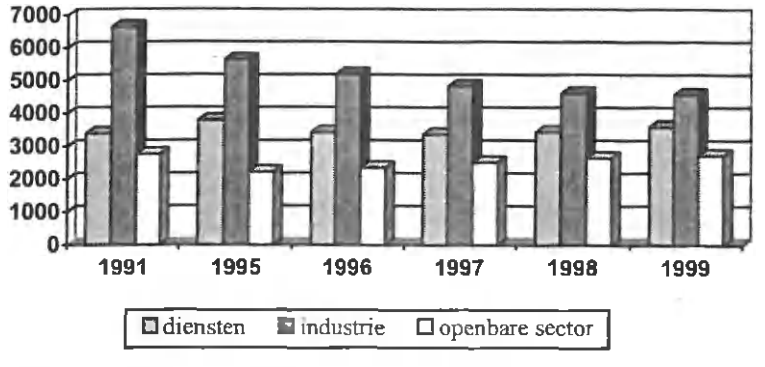
3.3 Socio-economische analyse van de havenzone van Zeebrugge[244]

Aan de hand van 4 parameters zal het socio-economisch belang van de haven van Zeebrugge worden geraamd. De parameters zijn de tewerkstelling in de haven, de toegevoegde waarde, de investeringen en de bijdrage van de Zeebrugse havenzone aan de nationale schatkist. Zowel de private (havengebonden diensten en industriële bedrijven) als de overheidsbedrijven (havenondersteunende instanties) die bij het havengebeuren betrokken zijn werden in de studie opgenomen.
In totaal werden 320 bedrijven opgenomen in de studie. Iets minder dan 65 % van de bedrijven behoort tot de havengebonden diensten, terwijl ruim 35 % een industrieel karakter heeft.

3.3.1 De tewerkstelling

In 1999 werden 10.923 personen in de Zeebrugse havenzone tewerkgesteld. Iets minder dan 75 % van deze tewerkstelling werd gecreëerd in de particuliere sector. In vergelijking met 1998 is de tewerkstelling met 1,8 % gestegen. In het arrondissement Brugge is er stijging in de tewerkstelling met 2,2 %.

Figuur 13: Tewerkstelling in de havenzone Zeebrugge, periode 1990-1999, uitgedrukt in absolute cijfers



Bron: Nationale Bank van België, 2001

[244] *Het economische belang van de havenzone van Zeebrugge*, Nationale Bank van België, februari 2001.

De toename in de werkgelegenheid doet zich zowel in de particuliere als in de openbare sector voor. In particuliere sector loopt de tewerkstelling in de industriële bedrijven met ca. 1 % terug ten opzichte van 1998. Vooral de elektronicasector en de metaalverwerking hebben aan belang ingeboet. De dienstensector neemt toe met ruim 4 %, wat in hoofdzaak de goederenbehandeling en het wegtransport ten goede komt.

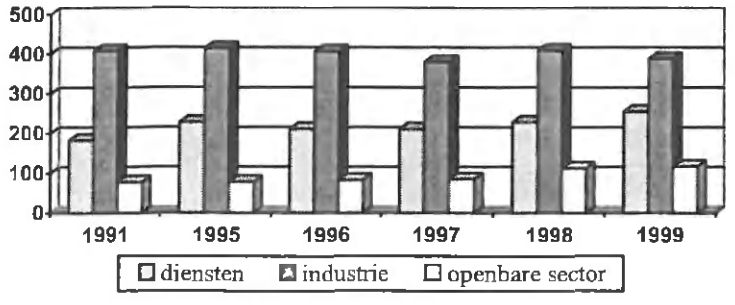
In de openbare sector verhoogt de tewerkstelling met 80 werknemers of 3 %, waardoor het belang van de openbare sector in de totale werkgelegenheid verder toeneemt tot 25 %. In 1991 bedroeg dit aandeel 21 %. De Zeemacht blijft de belangrijkste werkgever in de regio, gedeeltelijk als gevolg van de overheveling van personeel bij de Zeemacht van Oostende naar Zeebrugge.

De Zeemacht, de goederenbehandeling, het wegtransport, de elektronicasector en de bouw- en betonindustrie creëren samen ruim de helft van de totale tewerkstelling in de havenzone van Zeebrugge. De Zeebrugse havenzone is verantwoordelijk voor 12 % van de totale tewerkstelling in het arrondissement Brugge.

3.3.2 Toegevoegde waarde

De totale toegevoegde waarde in de havenzone van Zeebrugge bedroeg in 1999 naar schatting € 760 miljoen. De particuliere sector heeft een aandeel van 85 % in de toegevoegde waarde. In vergelijking met 1998 stijgt de totale toegevoegde waarde met 1,6 %.

Figuur 14: Totale toegevoegde waarde, uitgedrukt in miljoenen €, periode 1995-1999, in vergelijking met het referentiejaar 1990



Bron: Nationale Bank van België, 2001

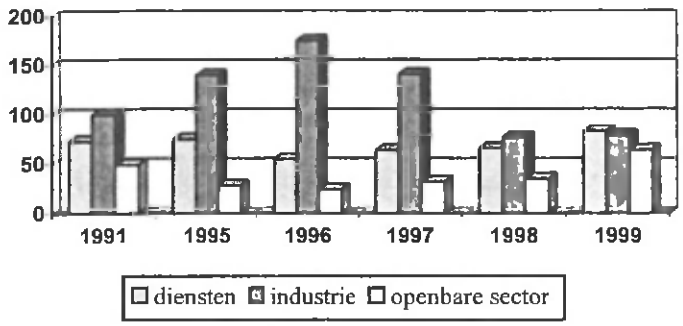
Bovenstaande figuur toont aan dat de stijging in de toegevoegde waarde in 1999 in hoofdzaak in de particuliere sector werd gerealiseerd. De toegevoegde waarde in de dienstenbedrijven nam toe met ruim 10 % tengevolge van de positieve cijfers in de goederenbehandeling en de rederijen (P&O North Sea Ferries). Dit in tegenstelling tot de toegevoegde waarde in de industriële sector die met iets minder

dan 5 % afnam. Hierdoor stijgt het relatieve belang van de diensten (in 1999: 34 %) terwijl het aandeel van de industrie verder afneemt (51 %). De toegevoegde waarde in de openbare sector ging er met ruim 4 % op vooruit. De elektronicasector blijft de grootste bijdrage leveren in de toegevoegde waarde van de gehele havenzone, dit als gevolg van de dominantie van één bedrijf, m.n. Philips (toegevoegde waarde in 1999: € 95 miljoen .

3.3.3 De investeringen

In 1999 werd naar schatting voor 226 miljoen € geïnvesteerd in de havenzone van Zeebrugge. De particuliere sector nam ruim 70 % van de totale investeringen voor hun rekening. Ten opzichte van 1998 steeg de totale omvang in de investeringen met ruim 21 %. In figuur ? wordt het verloop geschetst van de investeringen in de havenzone van Zeebrugge.

Figuur 15: Evolutie van de investeringen in de havenzone Gent voor de periode 1990-1999



Bron: Nationale bank van België, 2001

In 1998 lagen de investeringen op een dieptepunt. In 1999 ligt de omvang van de investeringen terug op het niveau van 1991. Opmerkelijk zijn de grote schommelingen in het belang van de verschillende sectoren op het vlak van investeringen. In de periode 1995-1997 werd in de industriële bedrijven sterk geïnvesteerd. Deze piekperiode is voornamelijk het gevolg van de hoge investeringen in de energie- en de elektronicasector. In 1999 werd het grootste aandeel investeringen gerealiseerd in M.B.Z. (15 %), de goederenbehandeling (15 %) en de bouw- en betonindustrie (14 %).
De investeringen per werknemer bedroegen in 1999 € 21.000, wat in werkelijke prijzen een stijging betreft van 19 % ten opzichte van 1998.

3.3.4 Bijdragen aan de schatkist

De bijdrage aan de schatkist en de sociale zekerheid door de havenzone van Zeebrugge bedroeg in 1999 bij benadering € 373 miljoen.

HOOFDSTUK 4
DE HAVENZONE ANTWERPEN

4.1 Omschrijving van het domein 'havenzone Antwerpen'

Het Koninklijk Besluit van 2 februari 1993[245] beschrijft de haven van Antwerpen als volgt:

A. Linkoever:

- ten oosten, de grens van de stad Antwerpen vanaf de rijksgrens met Nederland tot de snijding met rijksweg nr. 617;
- ten zuiden, de rijksweg nr. 617, vanaf voormeld snijpunt tot de snijding met de provincieweg nr. 356;
- ten westen, de westelijke grens van de aan te leggen groenzone;
- ten noorden, de rijksgrens met Nederland.

B. Rechteroever:

- ten noorden, begrensd door de rijksgrens met Nederland vanaf de grens met de gemeente Beveren (het midden van de stroom) tot, oostwaarts, de snijding met de gemeentegrens Antwerpen-Stabroek;
- ten oosten de grens Antwerpen-Stabroek tot de ontworpen rijksgrens A12 zuidwaarts tot rijksweg N114a (Ekersesteenweg) via rijksweg N180 (Noorderlaan) tot de noordelijke oever van het Albertkanaal. Oostwaarts tot rijksweg N129 (Minister Delbekelaan) tot aan Schijnpoort, De Slachthuislaan, Bredastraat, Viaduct Express, Ellermanstraat tot rijksweg N1 (Italiëlei) zuidelijk tot de Tunnelplaats, Ankerrui, Brouwersvliet tot de Tavernierskaai (waterkerende muur inbegrepen)
- ten zuiden, langsheen de waterkerende muur (inbegrepen) van de Scheldekaaien tot Schelde nr. 8. Vervolgens de Generaal Armstronglaan tot aan de spoorlijn Antwerpen-Zuid-Boom verder tot de Krugerbrug, Naftaweg, de Grensgracht, de grenzen van lot B en J van de Petroleuminstellingen Zuid en de vroegere stadsgrens Antwerpen-Hoboken tot de grens Antwerpen-Zwijndrecht in de stroom
- ten westen de grens Antwerpen-Zwijndrecht in de Scheldebedding. Vervolgens de linkerscheldeoever op Antwerps grondgebied tot aan de grens Zwijdrecht-Antwerpen ter hoogte van Pijp Tabak aan de Schelde. Vanaf hier noordwaarts in het midden van de stroom, de gemeentegrens met Zwijndrecht en Beveren tot aan de rijksgrens met Nederland.

[245] KB van 2 februari 1993 omtrent de overdracht van de verschillende havengebieden van de Staat aan het Vlaams Gewest, *B.S.*, 4 maart 1993.

Figuur 16: Havenzone Antwerpen, 2001

Bron: Nationale Bank van België[246]

4.2 Situatieschets van het maritiem verkeer in de havenzone Antwerpen

4.2.1 Algemeen

Antwerpen neemt met een totale overslag van ruim 130 miljoen ton het grootste aandeel (41 %) van het maritiem transport naar de Vlaamse havens voor zijn rekening. In tegenstelling tot 1998 kende de haven van Antwerpen in 2000 een spectaculaire groei (+ 13 %). In 2000 kwamen 16.105 zeeschepen de haven van Antwerpen binnen, wat slechts een lichte achteruitgang betekent ten opzichte van 1980. Samen vertegenwoordigen ze een bruto tonnage van ruim 203 BT. De gemiddelde grootte van een zeeschip die de haven van Antwerpen binnenvaart bedraagt 12.609.[247]

Tabel 10: Verkeersevolutie haven van Antwerpen, 2000

	Miljoen ton 2000	Evolutie 1999-2000	Aandeel 2000
Droge massagoederen	27,8	+ 6,2 %	21,3 %
Vloeibare massagoederen	34	+ 16,5 %	26,1 %
Containers	44,5	+ 12,9 %	34,1 %
Roll-on-roll-off	6,0	+ 4,4 %	4,6 %
Conventionele stukgoederen	18,2	+ 20,5 %	14,0 %
Totaal maritiem verkeer	**130,5**	**+ 12,9 %**	**100 %**

Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag 2000

[246] *Het economische belang van de haven van Antwerpen*, nationale Bank van België, april 2001
[247] SERV, Vlaamse havencommissie, jaarverslag 2000, 2001, pp. 57.

Opvallend is dat elke transportcategorie een positieve evolutie vertoont. Een belangrijke oorzaak van de sterke stijging is de toename van de aanvoer van conventionele stukgoederen met ruim 20 %. Er is in vergelijking met 1999 vooral een verhoging merkbaar in de overslag van ijzer en staal (+ 23 % of 2,4 miljoen ton) alsook suiker (+ 37,5 % of 300.000 ton).
De vloeibare massagoederen zijn toegenomen met ruim 16 % en hebben in 2000 een totale overslag van 34 miljoen ton. Deze stijging is vooral toe te schrijven aan de verhoogde overslag van ruwe aardolie en aardoliederivaten.
De toename in de droge massagoederen is vooral toe te schrijven aan de stijging in de transport van kolen (+ 15 % of + 1,1 miljoen ton). De totale overslag van droge massagoederen bedraagt in 2000 ca. 28 miljoen ton. Ook het containervervoer kent een gunstige evolutie. Ruim 34 % van het maritiem verkeer gebeurt via containers, wat omgerekend neerkomt op een recordcijfer van 44,5 miljoen ton.
Het roll-on-roll-off trafiek in de Antwerpse haven bestaat voornamelijk uit auto's en nam toe met ruim 4 %.

4.2.2 Goederenverkeer

Tabel 11 geeft een indicatie van het aantal ladingen en lossingen in de haven van Antwerpen. In het totale Vlaamse havenverkeer neemt de haven van Antwerpen een aandeel van ruim 64 % lossingen en bijna 72 % ladingen voor zijn rekening. In vergelijking met 1980 is dit slechts een geringe stijging in de lossingen (1980 : lossingen 63 %). De ladingen vertonen een significante daling (1980: ladingen 80 %).[248]

Tabel 11: Ladingen en lossingen in de haven van Antwerpen, periode 1980-2000

	Ladingen	lossingen	Ladingen + lossingen
1980	35.387	46.549	81.935
1985	38.124	48.122	86.246
1990	39.676	62.333	102.009
1995	42.962	65.112	108.073
1996	46.632	59.894	106.526
1997	48.829	63.066	111.895
1998	47.998	71.791	119.789
1999	49.504	66.150	115.654
2000	55.321	75.210	130.531

Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag, 2000

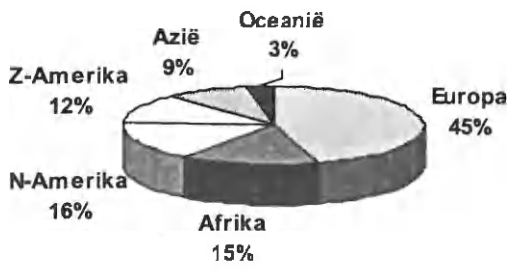
De ruim 130 miljoen ton aangevoerde goederen bestaat voor net iets meer dan de helft uit *stukgoederen*. Hiervan zijn ca. 16 % goederen vervaardigd uit ijzer, staal en non-ferrometalen. Hout, houtcellulose en papierpulp vertegenwoordigen hierin een kleine 8 %. De aanvoer van fruit vormt een aandeel van ruim 2 %, meel en graangewassen 1,5 %. Verder vormt de aanvoer van rollend materieel, waaronder voornamelijk auto's, een aandeel van een kleine 2,5 %.

[248] Ibid., pp. 61-62.

Het overige gedeelte (47 %) omvat *massagoederen*. Ruwe aardolie en aardoliederivaten nemen hierin het grootste aandeel, m.n. 46 %. Kolen en ertsen zijn de tweede grootste groep met 28 %. Verder bestaan de massagoederen uit chemicaliën (ruim 9 %), meststoffen (9 %), granen (3 %). In de haven van Antwerpen wordt slechts een gering aandeel zand en grind (2,8 %) aangevoerd.

De herkomst van de goederen die worden aangevoerd in de haven van Antwerpen is vrij verscheiden. Net iets minder dan de helft is afkomstig uit Europa. Noord-Amerika en Afrika nemen elk ongeveer zo'n 15 % voor hun rekening. Verder zijn ook goederen afkomstig uit Zuid-Amerika, Oceanië en Azië.[249]

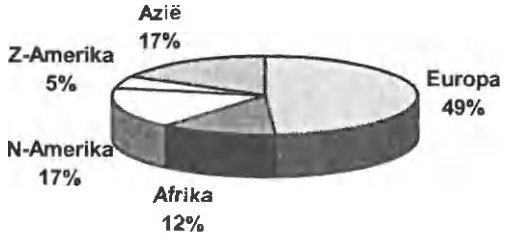
Figuur 17: Herkomst van de aangevoerde goederen uit de haven van Antwerpen



Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag, 2000

De bestemming van de goederen die vertrekken uit de haven van Antwerpen is enigszins gelijklopend. Iets meer dan de helft van de goederen heeft een Europese bestemming. Zo'n 22 % van de goederen vertrekt richting Amerika, waarvan 17 % naar het noorden en 5 % naar het zuiden. De overige 29 % gaat enerzijds naar het Oosten (Azië) en naar Afrika. In 2000 waren geen goederen voor Oceanië bestemd.[250]

Figuur 18: Bestemming van de goederen die vertrekken uit de haven van Antwerpen



Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag, 2000

[249] Ibid., pp. 82-83.
[250] Ibid.

4.2.3 Passagiersverkeer

Slechts een klein gedeelte van de passagiers die de Vlaamse havens binnenvaren doet de haven van Antwerpen aan. In 2000 zijn 4.169 passagiers ontscheept in de haven van Antwerpen terwijl slechts 370 personen zijn ingescheept. Op het vlak van ingescheepte passagiers neemt Antwerpen het kleinste aandeel (0,04 %) in. Onderstaande tabel toont aan dat er in vergelijking met 1980 weliswaar een significante daling is vast te stellen, maar het aandeel in percentages toch enigszins gelijk zijn gebleven.

Tabel 12: Aantal ontscheepte en ingescheepte passagiers in de haven van Antwerpen, periode 1980-2000

	Ontscheepte passagiers	Ingescheepte passagiers	In + ontscheepte passagiers
1980	7.134	2.675	9.809
1985	3.803	2.268	6.071
1990	3.008	821	3.829
1995	4.981	554	5.535
1996	3.830	420	4.250
1997	4.882	431	5.313
1998	4.262	379	4.614
1999	3.960	352	4.312
2000	4.169	370	4.539

Bron: SERV, Vlaamse Havencommissie, jaarverslag, 2001

4.3 Socio-economische analyse van de havenzone Antwerpen[251]

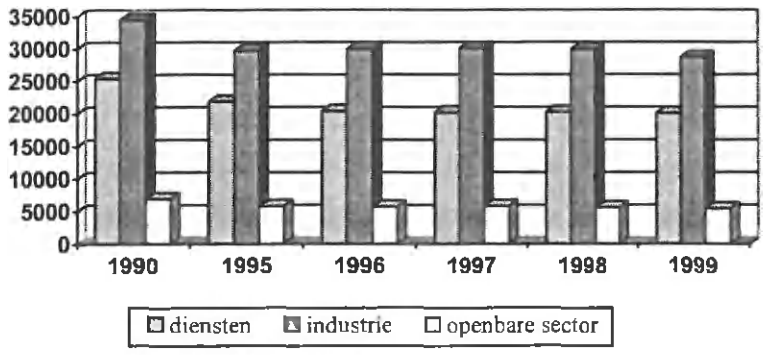
Aan de hand van de tewerkstelling in de haven, de toegevoegde waarde, de investeringen en de bijdrage aan de nationale schatkist en de sociale zekerheid zal een raming worden gemaakt van het socio-economisch belang van de havenzone van Antwerpen. In de studie werden zowel private (havengebonden diensten en industriële bedrijven) als overheidsbedrijven (havenondersteunende instanties) die bij het havengebeuren betrokken zijn opgenomen.

4.3.1 De tewerkstelling

In de haven van Antwerpen waren in 1999 54.046 personen tewerkgesteld. Iets minder dan 90 % van de tewerkstelling werd gecreëerd in de private sector, waarbij de industriële bedrijven een aandeel vertegenwoordigen van om en bij de 60 %.

[251] *Het economische belang van de havenzone van Antwerpen*, Nationale Bank van België,april 2001.

Figuur 19: Tewerkstelling in de havenzone Antwerpen, periode 1991-1999, uitgedrukt in absolute cijfers



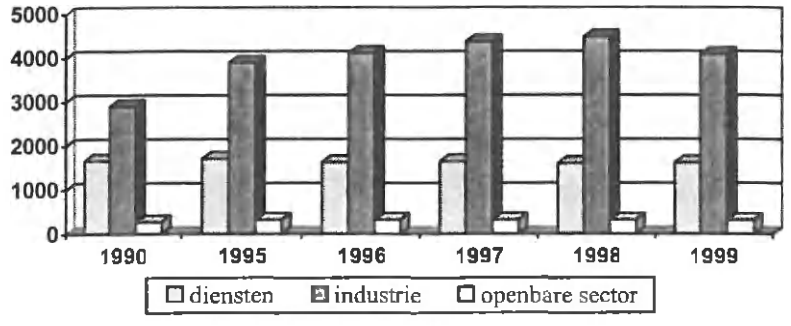
Bron: Nationale Bank van België, 2001

De verhoudingen tussen de verschillende sectoren (diensten, industrie en openbare sector) is gedurende de beschouwde periode relatief constant gebleven. De sterke daling in de tewerkstelling in 1999 is in belangrijke mate het gevolg van de reorganisatie bij Opel Belgium, waar de tewerkstelling met ruim 11 % afnam. Ook in de openbare sector nam de tewerkstelling af met ruim 2 %.
Een belangrijke tendens is het toenemend belang van deeltijdse arbeidskrachten, wat niet noodzakelijk een afname van de effectief tewerkgestelde personen betekent.
De belangrijkste sectoren, de chemie en petrochemie, de automobielindustrie, de scheepsagenten en expediteurs creëren samen met de goederenhandelaars iets minder dan 65 % van de totale tewerkstelling in de Antwerpse havenzone.

4.3.2 De toegevoegde waarde

Na een continue groei van meer dan 5 jaar viel de toegevoegde waarde, gerealiseerd door de Antwerpse haven gedurende 1999 terug op € 6.017 miljoen. Bijna 95 % van deze toegevoegde waarde werd door de particuliere sector gerealiseerd.

Figuur 20: Totale toegevoegde waarde, uitgedrukt in miljoenen euro, voor de periode 1990-1999.



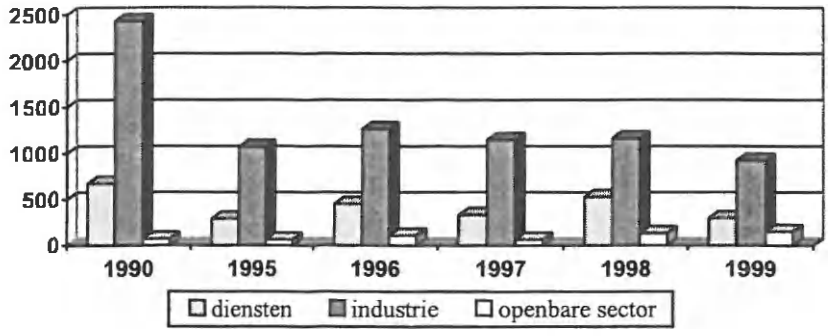
Bron: Nationale Bank van België, 2001

De afname in de toegevoegde waarde ten opzichte van 1998 gaat in hoofdzaak ten koste van de industriële sector. Vooral de automobielindustrie en de petroleumindustrie kennen een opmerkelijke afname in de toegevoegde waarde, respectievelijk 21 % en 19 %. Ten opzichte van 1990 is het aandeel van de havenindustrie in de totale toegevoegde waarde gestegen met maar liefst 30 %.
De toegevoegde waarde in de dienstensector gaat er licht op vooruit, een stijging die voornamelijk werd gerealiseerd door de rederijen en de scheepsagenten en expediteurs. De toename in de toegevoegde waarde bij de rederijen is eerder opvallend gezien de continue daling van de afgelopen jaren.
De chemie en petrochemie blijft de grootste bijdrage leveren in de toegevoegde waarde van de gehele havenzone. In 1999 ligt de toegevoegde waarde per werknemer op ca. € 111.300. De toegevoegde waarde per werknemer ligt het hoogst in de industriële sector (€ 142.777).

4.3.3 De investeringen

In 1999 werd naar schatting ca. € 1,1 miljard geïnvesteerd in de Antwerpse havenzone. Na de toename van de investeringen tijdens de afgelopen jaren, dalen deze nu opnieuw waardoor terug het niveau van 1994 wordt bereikt. In 1999 nam de private sector (diensten en industrie) 86 % van de totale investeringen voor hun rekening.

Figuur 21: Evolutie van de investeringen in de havenzone Antwerpen, periode 1990-1999



Bron: Nationale bank van België, 2001

De omvang van de investeringen (€ 2,5 miljard) lag in 1990 duidelijk op een absoluut hoogtepunt. In 1995 waren deze meer dan gehalveerd. Gedurende de afgelopen 5 jaar (1995-1999) werd gemiddeld € 1,2 miljard geïnvesteerd in de Antwerpse havenzone. Het topjaar 1990 was in hoofdzaak het gevolg van het grote aantal investeringen in de private sector, vooral bij de goederenbehandelaars, de rederijen en de chemie en petrochemiesector. In deze laatste categorie waren de investeringen in 1990 negen keer zo hoog als in 1985 (1990: € 1,2 miljard). Sedertdien schommelen de investeringen in de private sector rond de € 450 miljoen. Gedurende de periode 1995-1999 investeerde de overheid gemiddeld € 104,4 miljoen in de Antwerpse havenzone. Opvallend is de relatief sterke toename aan

investeringen in de openbare sector (+ 12,6 % ten opzichte van 1998). Deze verhoging is vooral het gevolg van de toename van de investeringen door de NMBS, die iets minder dan € 49 miljoen investeerde, met als belangrijkste lopende projecten het station Antwerpen-Noord en de nieuwe container Terminal.
De gemiddelde investeringen per werknemer lagen in 1999 op € 19.895 per tewerkgestelde. In de publieke sector belopen de investeringen per werknemer ca. € 28.014.

4.3.4 De bijdrage aan de schatkist

De bijdrage van de Antwerpse havenzone aan de schatkist en de sociale zekerheid werden in 1999 geraamd op een gemiddelde van ca. € 3.183,6 miljoen. Ruim 32 % van dit bedrag wordt besteed aan de personenbelasting en RSZ.

HOOFDSTUK 5

KNELPUNTENANALYSE

Aan de hand van bovenstaand onderzoek en een bestudering van de bestaande literatuur werd een lijst opgemaakt met een aantal aspecten die in de havensector als knelpunten worden aanzien. De geraadpleegde werken werden opgenomen in de bibliografie. De knelpunten werden in overeenstemming met de indeling voor de andere sectoren in een aantal thema's ingedeeld.

THEMA's	KNELPUNTEN
Structureel	- Gebrek aan een duurzaam structureel overleg met de andere gebruikers van de Noordzee (vb toerisme) - Weinig betrokkenheid van de betrokken actoren bij de beleidsvorming; - Onvoldoende middelen om aan de vereiste grenscontroles te voldoen in de havens;
Economisch	- Omslachtige procedures omtrent veterinaire keuring (kan concurrentiepositie schaden); - Hoge salarissen en zware sociale bijdragen; - Zee strenge veiligheidsvoorschriften;
Beleid	- Weinig transparantie in het beleid ten aanzien van de havens, zowel korte als lange termijn; - Onvoldoende beleidsvisie op lange termijn; - Onvoldoende coherentie in het havenbeleid;

GEBRUIKSFUNCTIE
BAGGERWERKEN

HOOFDSTUK 1
BAGGERWERKEN IN HET BELGISCH GEDEELTE VAN DE NOORDZEE - SITUATIESCHETS

1.1 Inleiding

De centrale ligging van België leidt ertoe dat de Belgische wateren een belangrijke doorvaartroute voor de scheepvaart vormen. De havens van Antwerpen, Zeebrugge, Gent, Oostende en volledigheidshalve ook Brussel vormen samen het totale Vlaamse havenpotentieel.
Om de mariene toegangswegen van en naar de Belgische havens in stand te houden en hun diepte te verzekeren moeten de toegangswegen en de havengeulen worden gebaggerd.
De baggerwerken kunnen worden ingedeeld in de baggerwerkzaamheden enerzijds en het storten van baggerspecie anderzijds.

De baggerwerken zelf bestaan uit aanlegbaggerwerken, zoals het opspuiten van stranden en kaaien en het aanleggen van de havens. Een recent voorbeeld is de uitbreiding van de haven van Zeebrugge. Daarnaast zijn er de verdiepings- of investeringsbaggerwerken, met als doel het verdiepen van de vaargeulen naar en in de Vlaamse havens. Tenslotte zijn er de onderhoudsbaggerwerken, die ervoor zorgen dat de vaargeulen hun streefdiepte blijven behouden.

Met het oog op de reikwijdte van het onderzoeksdomein omvatten de baggerwerken enkel deze uitgevoerd in het Belgisch gedeelte van de Noordzee (inclusief de Belgische Noordzeehavens). De baggerwerken in de binnenwateren vallen buiten het bereik van dit onderzoek. Doordat het storten van baggerspecie onlosmakelijk verbonden is met de baggerwerken zelf, wordt hier eveneens aandacht aan besteed.

1.2 Het baggeren

1.2.1 Bevoegdheid en locatie van de baggerwerken

De bevoegdheid voor de baggerwerken in het Belgische gedeelte van Noordzee, komt het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Administratie Waterwegen en Zeewezen (AWZ) toe. Het Vlaamse gewest voert de baggerwerken echter niet zelf uit, maar besteedt ze uit aan privé-ondernemingen. Sedert 1984 worden de baggerwerken in het Belgisch gedeelte van de Noordzee en in de Vlaamse kusthavens, in opdracht van het Vlaams Gewest, uitgevoerd door de Tijdelijke Vereniging 'Noordzee en Kust', die is samengesteld uit

baggerondernemingen Dredging International nv, Ondernemingen Jan De Nul nv en Baggerwerken Decloedt & Zonen nv. Deze overeenkomst loopt tot 30 maart 2005.

De onderhoudsbaggerwerken gaan het hele jaar door en omvatten het uitbaggeren van vaarroutes en vaargeulen van en in de Belgische kusthavens, zodanig dat deze een bepaalde streefdiepte behouden. Ze worden vrijwel continu bewerkt met 3 à 4 grotere of kleinere sleephopperzuigers. Op jaarbasis zijn de baggerwerken vrij gelijkmatig verdeeld.

1.2.2 Omvang van de baggerwerken

Tot april 1997 werd de manuele 'emmer'methode gebruikt om de hoeveelheid baggerspecie te meten. Dit resulteerde in een hoeveelheid uitgedrukt in m^3 of 'natte ton'. Nu gebeurt de meting aan de hand van automatische HWD meetapparatuur, dat zich aan boord van het schip bevindt en dat de hoeveelheid rechtstreeks in ton droge stof uitdrukt. De vergelijking tussen beide eenheden is moeilijk.

Onderstaande tabel geeft een overzicht van de gebaggerde hoeveelheden gedurende de periode 1990-2001.[252] Deze omvatten zowel de onderhouds- als de aanlegbaggerwerken, uitgevoerd in de verschillende Vlaamse havens en in de toegangsroutes tot de havens en tot de Westerschelde (belangrijk voor de toegang tot de haven van Antwerpen). In vergelijking met de baggerwerken in het hele Belgische gedeelte van de Noordzee zijn de baggerwerken voor de haven van Gent eerder te verwaarlozen en daarom niet in deze studie opgenomen.

Tabel 1: Gebaggerde hoeveelheden voor onderhoud en aanleg (afgerond op 1000 m^3)

Jaartal	Hoeveelheden (m3)
1990-1991	23.434.000
1991-1992	23.836.000
1992-1993	21.884.000
1993-1994	21.556.000
1994-1995	20.139.000
1995-1996	19.807.000
1996-1997	17.748.000
1997-1998	10.100.000
1998-1999	12.078.000
1999-2000	12.111.000
2000-2001	10.163.000

Bron: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, afdeling Waterwegen Kust

De totale hoeveelheid gebaggerde specie die in het Belgisch gedeelte van de Noordzee naar boven wordt gehaald bedroeg aan het eind van de jaren '80 nog 25 miljoen m^3. Vanaf deze periode is de omvang van de baggerwerken gestaag gedaald en lag in 1998 zelfs voor het eerst op 10 miljoen m^3. Hierna worden bovenstaande gegevens verder uitgesplitst naar de plaats waar ze werden gebaggerd.

[252] Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Afdeling Waterwegen Kust, 20 februari 2002.

Tabel 2: Gebaggerde werkelijke hoeveelheden (afgerond op 1000 m³)

	Vaarpassen	Zeebrugge	Oostende	Nieuwpoort	Blankenberge
1990-1991	17.473.000 m3	2.840.000 m3	2.263.000 m3	577.000 m3	281.000 m3
1991-1992	17.358.000 m3	2.796.000 m3	2.836.000 m3	566.000 m3	280.000 m3
1992-1993	16.494.000 m3	2.364.000 m3	2.135.000 m3	621.000 m3	270.000 m3
1993-1994	15.670.000 m3	2.499.000 m3	2.550.000 m3	554.000 m3	283.000 m3
1994-1995	14.541.000 m3	2.348.000 m3	2.260.000 m3	643.000 m3	347.000 m3
1995-1996	13.401.000 m3	2.591.000 m3	2.766.000 m3	546.000 m3	503.000 m3
1996-1997	12.478.000 m3	2.366.000 m3	1.935.000 m3	731.000 m3	238.000 m3
1997-1998	7.189.000 TDS[253]	1.641.000 TDS	654.000 m3	378.000 m3	238.000 m3
1998-1999	9.165.000 TDS	1.733.000 TDS	447.000 m3	489.000 m3	244.000 m3
1999-2000	10.772.000 TDS	2.088.000 TDS	639.000 m3	275.000 m3	217.000 m3
2000-2001	6.454.000 TDS	2.533.000 TDS	599.000 m3	412.000 m3	165.000 m3

Bron: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, afdeling Waterwegen Kust

Het uitbaggeren van de vaarpassen neemt het grootste deel van de baggerwerken in (63,5% in 2000-2001).Bijna de helft van de totale baggerwerken wordt uitgevoerd in de haven van Zeebrugge.

In de nabije toekomst wordt vermoedelijk een verhoging verwacht van de onderhoudsbaggerwerken in de jachthavens van Blankenberge en Nieuwpoort. Op het gebied van de investeringsbaggerwerken wordt de verdieping van het 55-voetprogramma in Zeebrugge vooropgesteld. Ook de vernieuwing van de vaargeul en de toegang tot de (vernieuwde) haven van Oostende zal een verhoging van de investeringsbaggerwerken met zich meebrengen.

1.2.3. Beheer van de baggerwerken

1.2.3.1 Nationaal

Door de Bijzondere Wet van 8 augustus 1980 tot hervorming van de instellingen[254], gewijzigd door de Bijzondere Wet van 8 augustus 1988[255] en de Bijzondere Wet van 16 juli 1993[256] werd de bevoegdheid voor het uitvoeren van baggerwerken overgedragen aan het Vlaamse Gewest:

> Het Vlaamse Gewest is bevoegd om baggerwerken uit te voeren. Krachtens artikel 6, §1, X heeft ze inzake de openbare werken en het vervoer het recht om in de territoriale wateren en op het continentaal plat de werken en de activiteiten uit te voeren, met inbegrip van het baggeren, die noodzakelijk zijn voor de uitoefening van de bevoegdheden die ze heeft krachtens dit artikel.[257]

Sinds 1 januari 2002 is de nieuwe afdeling "Maritieme Toegang" binnen de administratie Waterwegen en Zeewezen operationeel. De baggerwerken zijn in die afdeling ondergebracht in twee operationele

[253] TDS = Ton Droge Stof; In 1997 werd aanboord van de baggervaartuigen een automatisch meetsysteem geïnstalleerd die de hoeveelheden rechtstreeks in ton droge stof uitdrukken. Beide eenheden zijn moeilijk met elkaar te vergelijken, daar ze van vele factoren afhankelijk zijn.
[254] Bijzondere wet van 8 augustus 1980 tot hervorming der instellingen, *B. S.*, 15 augustus 1980.
[255] Bijzondere wet van 8 augustus 1988, *B. S.*, 13 augustus 1988.
[256] Bijzondere wet van 16 juli 1993, *B. S.*, 20juli 1993.
[257] Ibid.

cellen.[258] Enkel de cel "Maritieme Baggerwerken" staat in voor de baggerwerken in de vaargeulen van de Noordzee en in de Schelde, en de toegang tot de Vlaamse havens tot aan de zeesluizen, met inbegrip van het tijgebonden gedeelte van de kusthavens. De cel "Baggerwerken Havens" staat in voor de baggerwerken in de havens achter de zeesluizen en de baggerspecie wordt in deze gevallen geborgen op het land. Dat gedeelte valt buiten het kader van de huidige studie.

In de havens van Blankenberge en Nieuwpoort wordt gezocht naar een meer ecologische manier van baggeren teneinde de baggerspecie zo compact mogelijk te houden met toevoeging van zo weinig mogelijk water.[259] Een onderzoeksproject, gelanceerd door de Vlaamse overheid en in samenwerking met baggerfirma's, concentreerde zich op de baggerefficiëntie, bagger-informatiesystemen en de ecologische impact (fysisch, chemisch, biologisch en ecotoxicologisch) van baggerwerken in de vaarpassen in de Noordzee en de Belgische kusthavens. Ook werd onderzocht wat de impact is van milieuvriendelijke baggertechnieken zoals de "groene of recirculatiepijp" en de "milieuklep" op de turbiditeit. In beide gevallen wordt gestreefd naar een vermindering van de turbiditeit in het water, respectievelijk door het overvloeiwater in de beun te hergebruiken als proceswater of door de stroming van het overvloeiwater te temperen.[260]

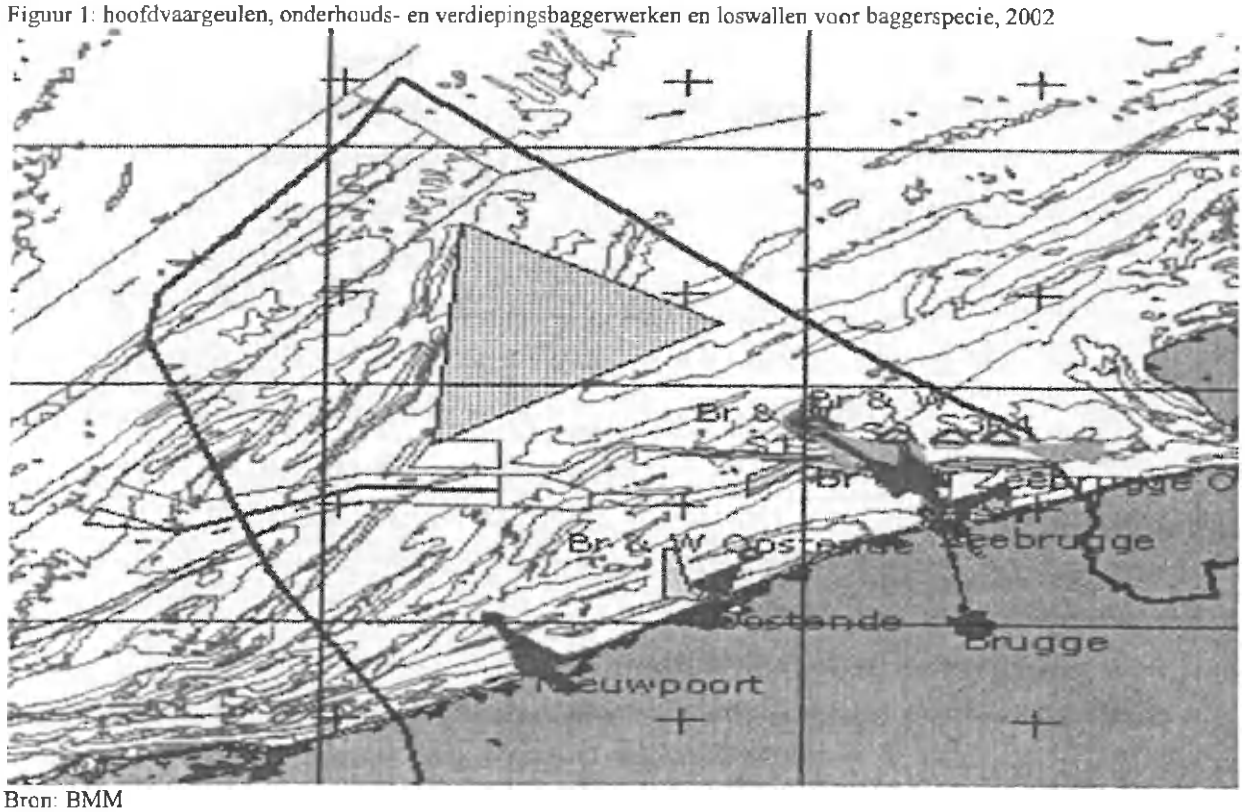
1.3. De baggerspecielossing

1.3.1. Locatie van de lossing

Een belangrijk aspect van de baggerpraktijk is het beheer van de gebaggerde specie. De gewonnen specie kan worden gebruikt voor het ophogen van terreinen (cf. stranden en vooroevers), voor het aanleggen van wegen en dijken of als grondstof bij het verwerken van bouwmaterialen. Een groot, niet-herbruikbaar gedeelte van de gewonnen baggerspecie wordt echter terug in zee gestort, en dit op vaste stortplaatsen of loswallen. Momenteel zijn 6 machtigingen voor het storten van baggerspecie toegekend. Het toewijzen van een specifieke stortzone is afhankelijk van de herkomst van de baggerspecie en zijn pollutiebelasting.
De loswallen (S1, S2, S3, R4, Br & W Zeebrugge Oost en Br & W Oostende) worden op onderstaande kaart visueel weergegeven. Een nieuwe stortplaats Br & W Nieuwpoort is sinds april 2002 in gebruik vóór de kust van Nieuwpoort. Deze plaatsen zijn zo gekozen dat de vaarafstand minimaal is, maar toch voldoende groot om recirculatie van de stortverliezen tot een minimum te beperken.[261]

[258] VLIZ Nieuwsbrief (2002). Een diepgravend onderzoek naar de milieu-impact van baggerspecielossingen op zee, nummer 5, juli 2002, p 3-8
[259] Ibid.
[260] Onderzoeksproject MOBAG 2000 ("MOnitoring BAGgerwerken")
[261] www.mumm.ac.be, geconsulteerd op 18 februari 2002.

Figuur 1: hoofdvaargeulen, onderhouds- en verdiepingsbaggerwerken en loswallen voor baggerspecie, 2002



Bron: BMM

1.3.2. Omvang van de lossing

Gegevens uit 1996 tonen aan dat België een grote hoeveelheid baggerspecielossing uitvoert in vergelijking met andere landen van de OSPAR regio II (29 miljoen ton (droge stof) ten opzichte van bijna 90 miljoen ton).[262]

De hoeveelheid baggerspecie die jaarlijks wordt gestort blijkt echter jaar na jaar te verminderen. In tabel 3 wordt een overzicht gegeven van de door België gestorte baggerhoeveelheden in de periode 1991-2001.

Tabel 3: Gestorte hoeveelheden uitgedrukt **in natte ton**, periode april 1991-maart 1997

Periode	S1	S2	Br & W Zeebrugge Oost	Br & W Oostende	R4	S3	Totaal
April 1991-maart 1992	14.176.222	7.426.064	10.625.173	4.416.386			36.643.845
April 1992-maart 1993	13.590.355	5.681.086	10.901.837	3.346.165			33.519.443
April 1993-maart 1994	12.617.457	5.500.173	10.952.205	3.614.626			32.684.461
April 1994-maart 1995	15.705.346	2.724.157	8.592.891	3.286.965			30.309.359
April 1995-maart 1996	14.308.502	2.626.731	8.432.349	4.165.995			29.533.577
April 1996-maart 1997	14.496.128	1.653.382	7.609.927	2.763.054			26.522.191

Bron: BMM

[262] *Quality Status Report*, Region II Greater North Sea, OSPAR Commission, Londen, 2000, p. 39.

Tabel 4: Gestorte hoeveelheden uitgedrukt in **ton droge stof**, periode 1997-2001

Periode	S1	S2	Br & W Zeebrugge Oost	Br & W Oostende	R4	S3	Totaal
April 1997-maart 1998	6.045.581	1.563.485	6.593.905	745.147			14.948.118
April 1998-maart 1999	7.455.619	482.108	2.976.919	467.107			11.381.753
April 1999-maart 2000	2.885.801	89.556	3.189.077	591.605			6.756.039
	6.187.601*	41.583*					6.229.184
April 2000-maart 2001	1.684.517	784.343	4.971.782	559.332	310.670	51.150	8.361.794
	3.873.444*	614.657*					4.488.101

* investeringsbaggerwerken
Bron: BMM

Telkens wordt de maximaal toegelaten te storten hoeveelheid vastgelegd door de bevoegde overheid. Onderstaande tabel geeft een overzicht van de maximale vergunde hoeveelheden te storten baggerspecie, uitgesplitst per baggergebied.[263]

Tabel 5: Maximale vergunde te storten hoeveelheden baggerspecie (in ton droge stof) uitgesplitst per baggergebied – *geldigheidsperiode 01.04.00-31.03.02*

Baggergebieden	**Stortingsplaatsen**							
Baggergebied	Soort	S1	S2	S3	R4	Br & W *Zeebrugge oost*	Br & W *Oostende*	
Centraal deel	onderhoud	5.000.000	1.700.000	200.000	200.000	5.000.000		
Nieuwe buiten haven en Pas van het Zand	verdieping	1.500.000	200.000			500.000		
Scheur Oost	onderhoud	2.200.000	400.000	150.000	150.000			
	verdieping	1.500.000	450.000					
Scheur West	onderhoud	2.200.000	400.000	150.000	150.000			
	verdieping	1.000.000	250.000					
Voorhaven Zeebrugge	onderhoud					2.500.000		
	verdieping					500.000		
Haven van Oostende	onderhoud						700.000	
	verdieping							
Stroombank en ingangsgeul Oostende	onderhoud						900.000	
	verdieping							
Totaal	onderhoud	9.400.000	2.500.000	500.000	500.000	7.500.000	1.600.000	22.000.000
	verdieping	4.000.000	900.000			1.000.000		5.900.000
Algmeen totaal				500.000	500.000	8.500.000	1.600.000	27.900.000
Geldigheidsperiode : 01.04.01 – 31.03.02								
Haven van Nieuwpoort	Onderhoud						700.000	
	Verdieping							
Haven van Blankenberge	Onderhoud						120.000	
	verdieping							
Totaal	onderhoud						820.000	820.000
	verdieping							
Algemeen totaal							820.000	820.000

Bron: BMM

[263] Zie: www.mumm.ac.be, geconsulteerd op 18 februari 2002.

1.3.3. Beheer van de lossing

1.3.3.1. Internationaal

De manier waarop baggerspecie in België beheerd wordt, loopt volledig parallel met internationale verplichtingen, zowel op regionaal (OSPAR Conventie) als op internationaal (LondenConventie) gebied. De Londen Conventie ("London Convention on the Prevention of Marine Pollution as a Result of Dumping Waste) is het wereldwijde equivalent van de OSPAR Conventie. In de OSPAR context worden de "1998 Guidelines for the Management of Dredged Material" gevolgd, daar waar onder de London Conventie de "Waste-specific Guidelines for Dredged Material" gelden.[264]
Conform de OSPAR Conventie ("Verdrag inzake de bescherming van het mariene milieu van de Noord-Oostelijke Atlantische Oceaan, 1992") is het storten van eender welke materie op zee verboden. Uitzondering hierop wordt gemaakt voor het dumpen van o.a. baggerspecie, afval van visverwerking, inert materiaal van natuurlijke oorsprong en, tot einde 2004, vaartuigen en vliegtuigen, mits het storten begeleid wordt door een degelijke monitoring.[265]

1.3.3.2. Nationaal

De Vlaamse overheid is bevoegd voor de baggerwerken (de opdrachtgever), terwijl het storten van de baggerspecie een bevoegdheid is van de federale overheid. Teneinde de internationale verplichtingen met betrekking tot het storten van baggerspecie te kunnen opvolgen, werd in 1990 een samenwerkingsakkoord gesloten tussen de Vlaamse en de federale overheid.[266] Dit akkoord voorziet ondermeer in de oprichting van een werkgroep bestaande uit ambtenaren van de federale overheid en van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap.
In overeenstemming met de wet mariene milieu van 20 januari 1999 is het storten van baggerspecie gebonden aan een vergunning waaraan een milieu-effectrapportering is gekoppeld.[267] De BMM is de bevoegde overheid voor het uitreiken van stortvergunningen in het Belgisch gedeelte van de Noordzee. Het KB van 12 maart 2000 bepaalt de procedure voor het bekomen van een vergunning voor het storten van baggerspecie in zee.[268] Tweejaarlijks wordt een syntheseverslag met resultaten van biologisch en chemisch monitoringswerk en modelleringsoefeningen opgemaakt aan de bevoegde minister (Ministerie van Economische Zaken). In de schoot van een ambtelijke werkgroep kunnen ook

[264] Zie: www.mumm.ac.be, geconsulteerd op 22 juli 2002.
[265] *Quality Status Report*, o.c.,
[266] Samenwerkingsakkoord van 12 juni 1990 tussen de Belgische Staat en het Vlaamse Gewest ter vrijwaring van de Noordzee van nadelige milieu-effecten ingevolge baggerspecieoplossingen in de wateren die vallen onder de toepassing van de Conventie van Oslo, *B.S.*, 22 augustus 1990.
[267] Wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België, *B.S.* , 12 maart 1999.
[268] Zie: www.mumm.ac.be, geconsulteerd op 22 juli 2002

bijkomende onderzoeksinspanningen gevraagd worden van de Vlaamse overheid. Al deze bevindingen samen stellen de minister tenslotte in staat te oordelen of een nieuwe tweejaarlijkse vergunning kan uitgereikt worden en onder welke voorwaarden.

Tijdens het uitleveren van vergunningen wordt vooral aandacht besteed aan de pollutiebelasting van de te lossen sedimenten. De BMM kan daarenboven op elk ogenblik opdracht geven om monsters te laten nemen en die te vergelijken met sedimentkwaliteitscriteria (SQC). Als bij een dergelijke monitoring blijkt dat de grenswaarden voor drie of meer polluenten gelijktijdig wordt overschreden, kan eventueel een verbod op storting worden uitgevaardigd. Kritische polluenten blijken vooral chroom en tributyltin (TBT), gebruikt in aangroeiwerende verven voor schepen, te zijn.

Om te beoordelen wat de globale en werkelijke milieu-impact is, wordt bij elke tweejaarlijkse stortvergunning die verleend wordt door de federale minister een pakket onderzoeksmiddelen vrijgemaakt voor rekening van de vergunninghouders. Daarnaast schrijft de Vlaamse overheid zelf ook onderzoeksopdrachten uit die de efficiëntie van de stortplaatslocaties dienen te optimaliseren.

HOOFDSTUK 2

SOCIO-ECONOMISCHE ANALYSE VAN DE BAGGERSECTOR IN HET BELGISCH GEDEELTE VAN DE NOORDZEE

2.1 Inleiding

Zoals hierboven reeds aangegeven wordt de opdracht tot het uitvoeren van baggerwerken gegeven door het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, maar wordt de uitvoering van de werken door privé ondernemingen waargenomen.

Tussen de Vlaamse overheid en de tijdelijke vereniging "Noordzee en Kust" werd in 1984 een overeenkomst gesloten die tot nog toe telkens werd vernieuwd. Deze overeenkomst loopt af in 2005. Conform de Europese wetgeving zal een nieuwe onderhandse verlenging van deze overeenkomst niet meer mogelijk zijn. Vanaf 2005 zal een aanbesteding gebeuren, waarbij verschillende (bagger)ondernemingen, en dus ook buitenlandse, een offerte voor de uit te voeren baggerwerken zullen kunnen indienen.

Een indicatie van het socio-economisch belang van de baggerwerken voor de Belgische economie zal worden bepaald aan de hand van de omzet en de tewerkstelling in de sector.

2.2 De omzet

Een inschatting van de omzet die de baggerwerken in het Belgisch gedeelte van de Noordzee (en de kusthavens) creëren, kan worden gemaakt aan de hand van de bestede budgetten.[269]

Tabel 6: Gespendeerde bedragen voor de onderhouds- en investeringsbaggerwerken in de Noordzee en de kusthavens, 1991-2001, uitgedrukt in €

Jaartal	Bedrag voor onderhoud havens en vaargeulen	Bedrag voor investeringen
1991-1992	45.821.409	
1992-1993	44.476.239	
1993-1994	45.967.989	
1994-1995	42.873.691	
1995-1996	43.321.482	
1996-1997	50.637.117	
1997-1998	48.498.692	
1998-1999	45.803.914	
1999-2000	40.735.311	19.928.173
2000-2001	47.899.076	8.927.204

Bron: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, afdeling Waterwegen Kust

[269] Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, afdeling Waterwegen Kust, 20 februari 2002.

In 2000-2001 creëerden de baggerwerken in het Belgisch gedeelte van de Noordzee een omzet van ca. € 57 miljoen. Zoals in bovenstaande tabel wordt aangetoond, is het budget dat hieraan wordt gespendeerd in de afgelopen 10 jaar nog licht gestegen. Dit is vooral het gevolg van de bijkomende budgetten voor investeringsbaggerwerken tijdens de voorbije 3 jaar.

2.3 De tewerkstelling

De werkgelegenheid die wordt gecreëerd via de baggeractiviteiten op het Belgisch Continentaal Plat (BCP), is vrijwel geheel ten gunste van de privé-sector. De structuur en activiteiten van de ondernemingen binnen de Tijdelijke Vereniging is een belangrijk aspect bij het ramen van de tewerkstelling in de baggersector op het BCP. De betreffende firma's hebben immers niet steeds de baggerwerken als hoofdactiviteit. Hun baggeractiviteiten zijn gerelateerd aan de winning van zand- en grind en andere nevenactiviteiten, zoals de bouwindustrie. Anderzijds beperken de baggeractiviteiten van deze ondernemingen zich niet tot het Belgisch gedeelte van de Noordzee, waardoor de werkgelegenheid die de baggerindustrie levert aan de Belgische economie niet rechtstreeks kan worden afgeleid.

Enerzijds werd de tewerkstelling die door de baggeractiviteiten op het BCP wordt gecreëerd geraamd op basis van de formule die door de Vlaamse overheid wordt toegepast bij de vastlegging van het jaarlijks budget voor baggerwerken. Via het gemiddelde uurloon van een tewerkgestelde in de baggersector kon een benadering van de werkgelegenheid in de sector worden bekomen. Anderzijds werd, als toetsing, bij de betreffende baggerondernemingen een navraag gedaan naar de werkgelegenheid in baggersector op het BCP.

2.3.1 De tewerkstelling op basis van de herzieningsformule

Zoals hierboven reeds werd aangegeven houdt de Vlaamse Gemeenschap jaarlijks een budget ter beschikking dat wordt aangewend voor de baggerwerkzaamheden in het Belgisch gedeelte van de Noordzee en de Kusthavens. Voor 2000-2001 kwam het werkelijk besteedde budget neer op ca. € 57.000.000. Hierin zijn zowel de onderhouds- als de investeringsbaggerwerken begrepen.

Het totale budget wordt opgesteld aan de hand van een lijst van eenheidsprijzen per m^3 gebaggerde specie (die verschillen al naar gelang het type werk), vermenigvuldigd met de hoeveelheid aan baggerspecie die gebaseerd is op kennis uit ervaring. De som hiervan geeft een eerste raming van het algemene budget voor de baggerwerken in het Belgisch gedeelte van de Noordzee. Op dit basisbedrag worden de coëfficiënten van de herzieningsformule toegepast, waarbij vastlegging van het werkelijk jaarlijks budget wordt beïnvloed door 4 factoren, zoals weergegeven in onderstaande formule:

$$P = P_{ox}\,(0{,}37\,\frac{s}{S} + 0{,}13\,\frac{g}{G} + 0{,}18\,\frac{i}{I} + 0{,}32)$$

Dit betekent dat het jaarlijks budget voor de baggerwerken wordt beïnvloed door de *(S)* loonkost (37 %), door de prijs van de *(G)* brandstof (13 %), door de *(I)* index (18 %) en tenslotte door een constante waarde voor de afschrijvingen.

De naakte kostprijs van de baggerwerken wordt berekend door het betreffende bedrag te verminderen met 21 % BTW en met 19,52 % als toeslagpercentage op de baggerkostprijs[270]. Voor de periode 2000-2001 geeft de berekening van de naakte kostprijs van het baggeren de volgende resultaten:

gespendeerd bedrag	56.826.280 euro
- 21 % BTW	- 11.933.519 euro
- 19,52 % toeslagpercentage op kostprijs	- 11.092.490 euro
naakte kostprijs baggeren	33.800.271 euro

Van het totale budget dat is voorbehouden voor de baggersector op het BCP, wordt 37 % besteed aan de loonkost. Voor de periode 2000-2001 geeft de berekening van de loonkost het volgende resultaat:

Naakte kostprijs baggeren	33.800.271 euro
- 63 %	21.294.171 euro
bedrag aan loonkost	12.506.100 euro

Een indicatie van de tewerkstelling in de baggersector in het Belgisch gedeelte van de Noordzee wordt weergegeven door het totale bedrag aan loonkost (voor 2000-2001: € 12.506.100) te koppelen aan het gemiddeld uurloon van een tewerkgestelde in de betreffende sector.

Het basisbedrag voor het gemiddelde uurloon voor een tewerkgestelde in de baggersector werd berekend aan de hand van de loonschalen voor de bouwsector[271], die werden vermeerderd met de

[270] Het toeslagpercentage op de kostprijs is samengesteld uit een vast percentage voor de research, know-how, zetelkosten, een vast percentage financieringskosten, een vast percentage voor de vergoeding van de eigen middelen alsook een percentage winst.

[271] Deze loonschalen zijn vastgelegd in de collectieve arbeidsovereenkomst van toepassing op de werkgevers die ressorteren onder het Paritair Comité voor het Bouwbedrijf en de arbeiders die zij tewerkstellen, gegevens verkregen via de Confederatie Bouw.

percentages voor een tewerkgestelde in de baggersector. Onderstaande tabel geeft een overzicht van de gehanteerde basisbarema's en berekende barema's.

Tabel ?: *Basisbarema's en aanvullende percentages van het gemiddeld loon voor tewerkgestelden op baggermaterieel*

categorie	basisbarema	Aanvullend percentage Tewerkgestelden op de baggermaterieel (gemiddelde)	Bekomen Loon tewerkgestelden Op baggermaterieel
ongeschoolden	10,161 euro	-	10,161 euro
geoefenden	10,835 euro	+ 5 %	11,376 euro
Geschoolden 1e graad	11,517 euro	+ 2,38 %	11,791 euro
Geschoolden 2e graad	12,214 euro	+ 3,16 %	12,599 euro
Gemiddeld loon	**11,181 euro**		**11,482 euro**

Bron: Nationale Confederatie Bouw + eigen berekeningen.

Minstens 33 % van het totale aantal geschoolde arbeiders, die aan boord van het baggermaterieel werken, heeft recht op een uurloon van de tweede graad. Bij de berekening van het gemiddelde uurloon werd hiermee rekening gehouden. Het gemiddelde uurloon voor een tewerkgestelde in de baggersector werd geraamd op € 11,57.

Een koppeling van de totale loonkost en het gemiddelde uurloon geeft een ruwe indicatie van het globaal aantal gepresteerde werkuren. Voor de periode 2000-2001 bedroeg dit ca. 1.080.907 uren. Een werknemer in de baggersector werkt gemiddeld 1920 uren/jaar. Ruw geschat kan uit bovenstaande gegevens worden afgeleid dat in de periode 2000-2001 ca. 560 personen in de baggersector op het Belgisch Continentaal plat tewerkgesteld waren. Doorgaans werkt het personeel aan boord van het baggerschip 2 weken van 60 u/week, waarop een week 'recuperatie' volgt.

2.3.2 De tewerkstelling op basis van navraag bij de ondernemingen

In overleg met de Tijdelijke Vereniging zelf, werd een raming gemaakt van de totale tewerkstelling. Uit deze bevraging bleek dat in 2000 ca. 240 personen tewerkgesteld werden in de baggersector op het BCP. Ruim 65 % hiervan werkt aan boord van het baggervaartuig. De overige personeelsleden zijn stafmedewerkers of atelier- en walpersoneel (telkens zo'n ca. 40 werknemers). Nagenoeg 40 % van de werknemers hebben een hogere (niet-universitaire) opleiding genoten, wat vooral voor de personeelsleden aan boord van de vaartuigen een duidelijk vereiste is. Slechts anderhalf procent van de werknemers werkt in halftijds dienstverband, en dit enkel in de dienstensector.[272]

[272] Personeelsdienst Tijdelijke Vereniging 'Noordzee en Kust', juli 2002.

HOOFDSTUK 3

KNELPUNTENANALYSE

Aan de hand van een literatuurstudie van de bestaande informatie omtrent de baggersector werd een knelpuntenanalyse opgesteld. De geraadpleegde werken werden opgenomen in de bibliografie. Een aantal aspecten werden vervolgens verfijnd op basis van interviews met betrokkenen in de sector. Onderstaande lijst geeft een overzicht van de personen die in het licht van het onderzoek werden gecontacteerd.

NAAM	INSTELLING	DATUM INTERVIEW
Ir. De Brauwer D.	Administratie Waterwegen en Zeewezen	27 november 2001
Raes E.	Baggerwerken Decloedt & zoon	14 december 2001
Van Lancker V.	Genootschap van Geologen, Universiteit Gent	9 augustus 2002

De knelpunten kunnen worden ingedeeld in een aantal thema's. Onderstaand knelpuntenschema vormt de basis voor het opstellen van een aantal mogelijke beleidsmaatregelen, die een bijdrage kunnen leveren tot een duurzaam beheer van de Noordzee.

THEMA'S	KNELPUNTEN
Structureel	- Gebrek aan duurzaam structureel overleg met de andere gebruikers van de Noordzee (vb toerisme); - Continuïteit van de monitoring;
Economisch	- minimale afstand tussen baggergebied en baggerlossingsplaatsen; - toekomstige intensivering van de onderhoudsbaggerwerken;
Beleid	- Weinig transparantie in het baggerbeleid;

GEBRUIKSFUNCTIE
WINNING VAN ZAND EN GRIND

HOOFDSTUK 1
ZAND- EN GRINDONTGINNING IN HET BELGISCH GEDEELTE VAN DE NOORDZEE - SITUATIESCHETS

1.1 Inleiding

Op het Belgisch Continentaal Plat (BCP) wordt aan zand- en grindwinning gedaan. De winningen gebeuren op welbepaalde locaties waarvoor een concessie wordt verleend. In de volgende hoofdstukken wordt de locatie, de omvang, het beheer en de bestemming van de zand- en grindwinningen beschreven. Vervolgens wordt een aantal socio-economische aspecten met betrekking tot zand- en grindwinning belicht.

1.2 Bestemming van het mariene zand en grind uit het BCP

Het zand en grind dat ontgonnen wordt op het BCP heeft drie specifieke gebruiken. Het grootste aandeel zeezand wordt gebruikt in de bouwsector, waar het dient voor de aanmaak van beton. Het zand wordt tevens gebruikt voor strandsuppletie om de erosie van de Belgische kust ten gevolge van natuurlijke fenomenen of menselijke activiteiten af te remmen. In tegenstelling tot andere landen (Nederland) wordt het zand in België slechts uitzonderlijk aangewend voor landuitbreiding (bijvoorbeeld tijdens de uitbreiding van de haven van Zeebrugge). In 1991 en 1997 werd een uitzonderlijk grote hoeveelheid zand en grind aangewend voor de aanleg van nieuwe pijpleidingen doorheen het BCP.[273]

1.3 Locatie van de zand- en grindwinningsgebieden op het BCP

In het KB van 16 mei 1977[274] werden de zones vastgelegd waarbinnen concessies en vergunningen voor de exploitatie en exploratie van minerale en andere niet-levende rijkdommen van de zeebedding en de ondergrond ter hoogte van het BCP, kunnen worden verleend. In het overige gedeelte van het BCP zijn geen zandwinningen toegelaten. Hierop kan een uitzondering worden gemaakt indien de exploitatie van zand en grind gebeurt in het kader van wetenschappelijk onderzoek of voor doeleinden van algemeen belang.[275]

---

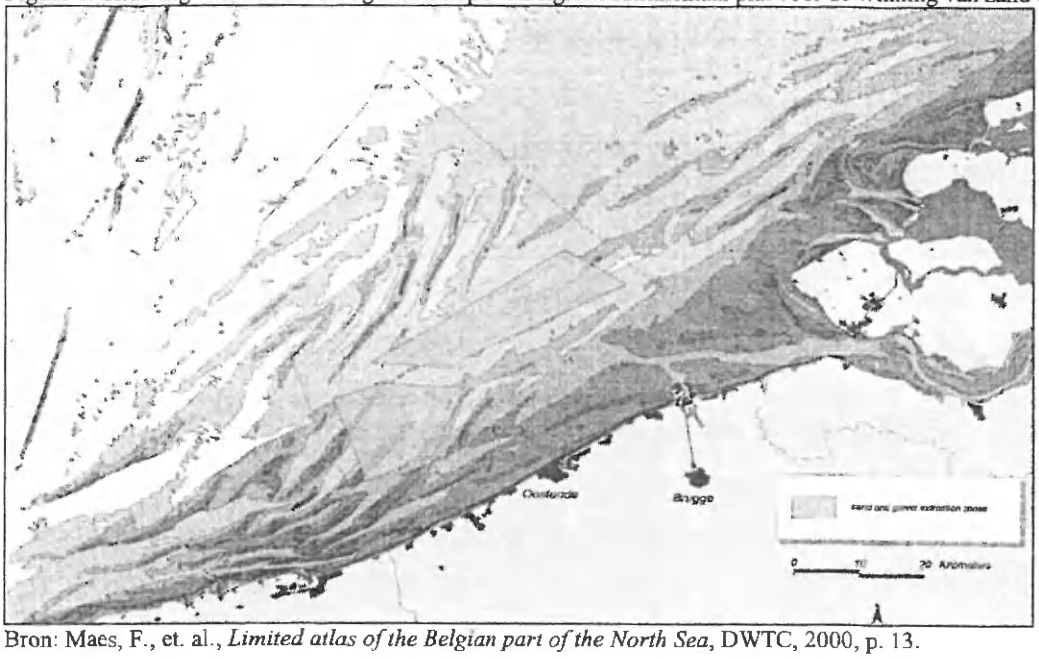
[273] *Effecten op het marien leefmilieu van de zand- en grindwinning op het Belgisch continentaal plat,*. In: Annalen der mijnen van België, 1993, 2, p. 10.

[274] KB van 16 mei 1977 houdende maatregelen tot bescherming van de scheepvaart, de zeevisserij, het milieu en andere wezenlijke belangen bij de exploratie en exploitatie van minerale en andere niet-levende rijkdommen van de zeebedding en de ondergrond in de territoriale zee en op het continentaal plat, *B.S.*, 21 juli 1977.

[275] KB van 16 mei 1977 houdende maatregelen tot bescherming van de scheepvaart, de zeevisserij, het milieu en andere wezenlijke belangen bij de exploratie en exploitatie van minerale en andere niet-levende rijkdommen van de zeebedding en de ondergrond in de territoriale zee en op het continentaal plat, *B.S.*, 21 juli 1977.

De offshore winningen van zand en grind gebeuren voornamelijk op de zandbanken. De Thorntonbank en de Gootebank, die deel uitmaken van de West Zeeland ruggen, behoren tot het eerste concessiegebied. De Kwintebank, Buiten Ratel en de Oost Dyck bevinden zich in concessiegebied 2 en behoren tot de Vlaamse banken.[276] Onderstaande figuur geeft de zones aan waar zand- en grindwinningen plaatsvinden op het Belgisch continentaal plat.[277]

Figuur 1: Situering van de concessiegebieden op het Belgisch continentaal plat voor de winning van zand en grind



Bron: Maes, F., et. al., *Limited atlas of the Belgian part of the North Sea*, DWTC, 2000, p. 13.

Concessiegebied 1 is voorbehouden voor ontginning ten behoeve van het Ministerie van Openbare Werken, maar wordt pas recent opnieuw geëxploiteerd. Concessiegebied 2 staat open voor ontginningen door privé-ondernemingen. Op 10 augustus 2001 hadden 16 ondernemingen een concessie. Drie ondernemingen hadden op dat ogenblik een procedure opgestart voor het bekomen van een concessie.[278]

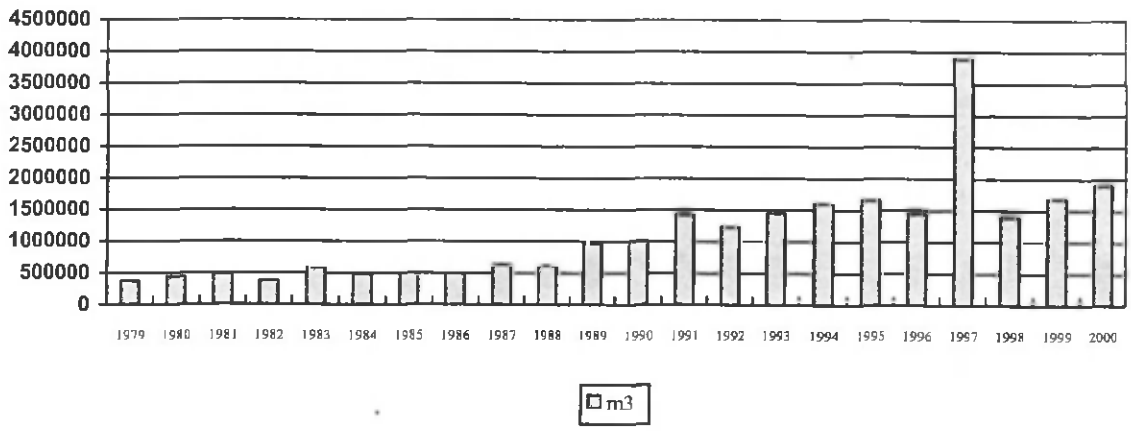
1.4 Omvang van de zand- en grindwinning op het BCP

Het Noordzeegebied (OSPAR regio II van de ruimere Noordzee) kent een bijzonder grote vraag naar zand- en grindontginning. De productie steeg van 34 miljoen m³ in 1989 tot ca. 40 miljoen m³ in 1996.[279] Voor een aantal landen komt tot 15% van de totale vraag naar zand en grind uit dergelijke ontginning. De eerste winningen van zand en grind op het BCP dateren van 1979. Gedurende de eerste

[276] Effecten op het marien leefmilieu van de zand- en grindwinning op het Belgisch continentaal plat,. In: *Annalen der mijnen van België*, 1993, nr. 2 – ISSN 0003-4290, pp. 8.
[277] F., MAES, et.al., *Limited atlas of the Belgian part of the North Sea*, DWTC, Brussel, 2000, pp. 12-13.
[278] Ministerie van Economische Zaken, Bestuur kwaliteit en veiligheid, afdeling veiligheid.
[279] *Quality Status Report, o.c.*, p. 38.

10 jaar bleef de omvang van de zandwinning eerder constant. Pas vanaf de jaren 1990 is deze sterk toegenomen. In figuur 2 wordt een overzicht gegeven van de evolutie van de zandwinning op het Belgisch continentaal plat gedurende de periode 1979-2000.[280]

Figuur 2: Evolutie van de zandwinning in m³ op het Belgisch continentaal plat van 1979-2000



Bron: Ministerie van Economische Zaken

Uit de evolutie van zandwinningen blijkt dat van 1979 tot 1986 gemiddeld ca. 0,5 miljoen m^3 werd ontgonnen. Vanaf 1987 zijn de ontginningen in omvang toegenomen. Vanaf 1990 werd jaarlijks meer dan 1 miljoen m^3 zand ontgonnen. In 1997 werd een ongewoon grote hoeveelheid zand ontgonnen (bijna 3,9 miljoen m^3) die werd gebruikt voor de aanleg van de nieuwe pijpleidingen Interconnector en NorFra in het BCP (zie onderdeel Energie). In 2000 bedroeg de omvang van zand- en grindwinning ruim 1,9 miljoen m^3. De 16 concessiehouders zijn vergund voor een totale hoeveelheid van ca. 6,5 miljoen m^3 per jaar.[281]

De algemeen stijgende trend van de ontginningen op de zeebodem hangt samen met de uitputting van zandgroeven op land en het alternatief gebruik ervan voor residentiële en hydrologische doeleinden, voor landbouw en voor natuurbescherming. Maar ook de groeiende vraag naar zand en grind is een stimulerende factor. Er werd ondermeer becijferd dat West-Vlaanderen ca. 5.000.000 m^3 bouwzand zal nodig hebben in de komende 5 jaar.[282] Het aanbod wordt verzekerd door de winning op het BCP en de aanvoer van grof zand dat wordt gewonnen op het Engels Continentaal Plat.[283]

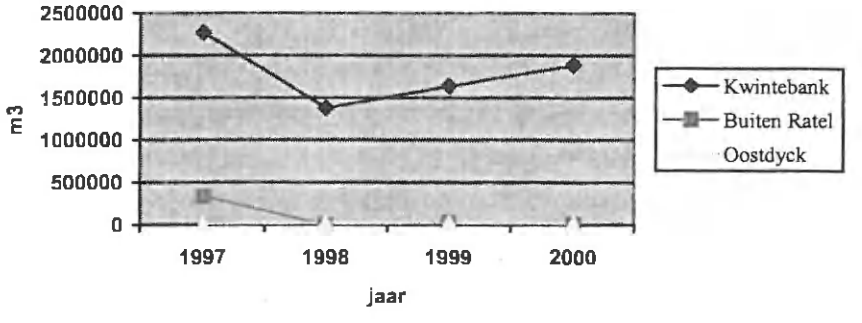
Van 1977 tot 1979 werd het concessiegebied 1 ontgonnen voor zand dat werd aangewend voor de suppletie van het strand van Knokke in het kader van de uitbouw van de buitenhaven van Zeebrugge.

[280] Ministerie van Economische Zaken, Bestuur kwaliteit en veiligheid, afdeling veiligheid.
[281] *Report of the Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem*, Marine Habitat Committee, ICES, April 2001, 78 p.
[282] *Economische studie met betrekking tot de bepaling van de zand- en grindbehoefte in Vlaanderen ter onderbouwing van delfstoffenplannen*, Ministerie van de Vlaamse Gemeenchap, december 2000.
[283] F., DE MOOR, *Moet er nog zand zijn ?* In: Knack, 9 mei 2001, pp. 42-44.

Sedertdien werd concessiegebied 1 niet meer ontgonnen voor strandsuppletie. Vanaf 2000 wordt dit gebied opnieuw ontgonnen maar in mindere mate dan concessiegebied 2.

In concessiegebied 2 wordt het meeste zand ontgonnen op de Kwintebank (2000: 99 % van de totale zand- en grindwinning), gevolgd door de Oost Dyck en de Buiten Ratel.[284] Vooral de laatste jaren worden de banken Oost Dyck en Buiten Ratel vrijwel niet meer ontgonnen. Figuur 3 geeft een evolutie van de zand- en grindwinningen op de verschillende banken in concessiegebied 2 sedert 1997.

Figuur 3: Evolutie van de zand- en grindwinning in m³ per bank op het Belgisch continentaal plat in concessiegebied 2, periode 1997-2000



Bron: Ministerie van Economische Zaken

Een verklaring voor het hoge aantal ontginningen op de Kwintebank is het gebruik van het mariene zand voor de bouwindustrie. De beste zandkwaliteit voor de aanmaak van beton, is zand met een korrelgrootte tussen 300 en 500 µm en met een kalkgehalte van minder dan 30 %. Het zand op de Kwintebank voldoet in hoge mate aan deze kwaliteitscriteria en wordt bijgevolg in een veel grotere mate ontgonnen dan de andere gebieden.[285] Er wordt echter op gewezen dat het raadzaam zou zijn niet uitsluitend op de Kwintebank te graven, maar ook de verder van de kust gelegen Oost-, West- en Noordhinderbanken te exploiteren.[286] Gezien de grote fysische impact die de veelvuldige ontginningen op de Kwintebank hebben gehad, worden momenteel een aantal initiatieven gelanceerd om de bank voor een bepaalde tijd (vermoedelijk 3 jaar) te sluiten voor herstel.

[284] MAES, F., CLIQUET, A., *Het Belgisch beleid inzake de bescherming van de noordzee*, Universiteit Gent, november 1996, pp. 371.
[285] *Effecten op het marien leefmilieu van de zand- en grindwinning op het Belgisch continentaal plat*,. In: Annalen der mijnen van België, 1993, 2, p. 11.
[286] DE MOOR, F., *Moet er nog zand zijn ?* In: Knack, 9 mei 2001, pp. 42-44.

1.5 Beheer van de zand- en grindwinning op het BCP

De ontginning van zand en grind wordt gereglementeerd door de wet van 13 juni 1969 inzake de exploratie en de exploitatie van niet-levende rijkdommen van het BCP.[287] Deze wet werd gewijzigd bij de Wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België (WMMM)[288] en bij de Wet van 22 april 1999 betreffende de exclusieve economische zone van België in de Noordzee[289].

Voor de exploratie en exploitatie van de minerale en andere niet-levende rijkdommen van de zeebodem en van de ondergrond is een concessie vereist.[290] Het KB van 7 oktober 1974[291], gewijzigd bij het KB van 22 april 1983 legt de procedure vast inzake het indienen van concessieaanvragen (of aangiften) en het toekennen van concessies. Deze concessies worden toegekend door het Ministerie van Economische Zaken, waarbij een voorafgaandelijk advies wordt gevraagd aan het Ministerie van Leefmilieu (BMM) en het Departement Zeevisserij.[292]

Gezien het continue karakter en de omvang van de ontginning, is permanent onderzoek naar de gevolgen ervan op het mariene milieu noodzakelijk. Tot voor kort werd dit onderzoek uitgevoerd via studies die werden uitgeschreven aan universiteiten. Sedert 1998 worden deze taken waargenomen door het Fonds voor Zandwinningen van het Ministerie van Economische zaken. Het beheer van de toegekende concessies, het toezicht op de exploitatie en exploratie van de zand- en grindontginningen en het onderzoek naar de effecten en mogelijke gevolgen van deze ontginnging wordt nu, al of niet in samenwerking met deskundigen op dit gebied, uitgevoerd door of in opdracht van het Fonds.[293]

---

[287] Wet van 13 juni 1969, inzake de exploratie en exploitatie van niet-levende rijkdommen van het continentaal plat, *B. S.*, 8 oktober 1969.

[288] Wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België, *B. S.*, 12 maart 1999.

[289] Wet van 22 april 1999 betreffende de exclusieve economische zone van België in de Noordzee, *B.S.*, 10 juli 1999.

[290] Wet van 13 juni 1969, inzake de exploratie en exploitatie van niet-levende rijkdommen van de territoriale zee en het continentaal plat, *B. S.*, 8 oktober 1969.

[291] KB van 7 oktober 1974 betreffende het verlenen van concessies voor de exploratie en de exploitatie van de minerale en andere niet-levende rijkdommen van het continentaal plat, *B. S.*, 1 januari 1975, gewijzigd bij het KB van 22 april 1983, *B. .*, 18 juni 1983.

[292] LAUWAERT, B., *Het beheer van de niet-levende rijkdommen op het Belgisch Continentaal Plat.* In: VAN LANCKER, V., et al. (eds.), colloquium *Kustzonebeheer vanuit geo-ecologische en economische invalshoek*, Oostende, 16-17 mei 2002. Genootschap van Gentse Geologen (GGG)- Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ). VLIZ, Special Publication 10, Oostende.

[293] DEGRENDELE, K. et al., *Project zandwinningen: monitoring van de impact van de zandwinningen op de morfologie van de banken.* 2002. In: V. Van Lancker et al. (eds.) Colloquium 'Kustzonebeheer vanuit geo-ecologisch en economische invalshoek'. Oostende, 16-17 mei 2002. Genootschap van Gentse Geologen (GGG) – Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ). VLIZ Special Publication 10: Oostende.

Op basis van de WMMM van 20 januari 1999 wordt de aanvraag van een concessie voor de exploratie en exploitatie ook onderworpen aan een milieueffectenbeoordeling. Elke aanvraag tot concessie of machtiging zal bijgevolg een milieueffectenrapport omvatten, dat wordt opgesteld onder de verantwoordelijkheid en op kosten van de aanvrager. De federale minister van Leefmilieu brengt vervolgens advies uit over het milieueffectenrapport en de resultaten van de milieueffectenbeoordeling.[294]

De controle op de winning van zand en grind wordt waargenomen door het Belgisch Mathematisch Model van de Noordzee (BMM), onder de bevoegdheid van het federale ministerie van Leefmilieu, en dit in opdracht van het Ministerie van Economische Zaken. De concessiehouders hebben de verplichting elk ontginningsvaartuig uit te rusten met een automatisch registratiesysteem, de zgn. black box. Deze black box registreert onder andere gegevens met betrekking tot de identificatie van het vaartuig, het traject van het vaartuig, de datum, de tijdsduur, de positie, de snelheid, de status van de baggerpompen en de plaats van ontginning. Zowel het beheer van het registratietoestel zelf als de verwerking van de gegevens ervan worden uitgevoerd door de Meetdienst van het BMM.[295]

1.5 De impact van de zand- en grindontginning

Het meest opvallend is de fysische impact van zand- en grindontginningen. Deze impact heeft op zijn beurt mogelijke negatieve gevolgen voor de kustverdediging, vooral indien de ontginning dichtbij de kust gebeurt. Een mogelijk interactie en competitie met visserij en benthische flora en fauna wordt ook niet uitgesloten. Vandaar de vraag naar duurzaamheid en maatregelen m.b.t. deze ontginningen. Aspecten omtrent mogelijke milieu-impacten worden wettelijk omkaderd, zowel op internationaal (OSPAR Conventie[296] en de ICES Code of Practice on Commercial Extraction of Marine Sediments[297]) als op federaal niveau (Wet van 20 januari 1999[298] aangaande de bescherming van het mariene milieu). Om mogelijke veranderingen in de algemene morfologie van de zandbanken te ontdekken, wordt tenminste tweemaal per jaar een onderzoek door de BMM uitgevoerd.[299]

---

[294] Wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België, *B.S.*, 12 maart 1999.
[295] http://mumm.ac.be, geconsulteerd op 30 april 2002.
[296] http://www.ospar.org/eng/html/convention/ospar_conv10.htm, geconsulteerd op 23 juli 2002
[297] ICES 1992.Effects of Extraction of Marine Sediments on Fisheries. ICES Cooperative Research Report, No. 182, 78 pp.
[298] Wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België, *B.S.*, 12 maart 1999.
[299] *Quality Status Report, o.c.*, p. 38.

HOOFDSTUK 2
SOCIO-ECONOMISCHE ANALYSE VAN DE ZAND- EN GRINDONTGINNING IN HET BEGISCH GEDEELTE VAN DE NOORDZEE

2.1 Inleiding

Zoals hierboven reeds werd aangegeven, gebeurt de ontginning van zand en grind in hoodzaak in concessiegebied 2, welke openstaat voor privé-ondernemingen. Momenteel zijn 16 ondernemingen in het bezit van een concessie.

Een indicatie van het socio-economische belang van de zand- en grindwinning op het BCP, zal worden nagegaan aan de hand van de omzet en de tewerkstelling in de sector.

2.2 De omzet

De totale omzet van de zand- en grindwinning op het BCP, bedroeg in 2000 ca. € 125.500.000.[300] Dit cijfer is de som van de omzet van de verschillende concessiehouders. De totale omzet van zand en grind in gans België bedroeg in 2000 ca. € 195.000.000.[301]

2.3 De tewerkstelling

Hieronder wordt een overzicht gegeven van de werkgelegenheid in de sector zand- en grindwinning. Hiervoor werd gebruik gemaakt van de gegevens van de Rijksdienst voor Sociale Zekerheid (RSZ). In het kader van dit onderzoek bleek het echter niet mogelijk de volledige directe en indirecte tewerkstelling in de zand- en grindwinning op het Belgisch Continentaal Plat te becijferen. Derhalve moet met een aantal criteria rekening worden gehouden bij het interpreteren van de cijfers:

- Verschillende bedrijven die in deze sector werkzaam zijn hebben tevens verschillende nevenactiviteiten. Sommige ondernemingen doen aan zand- en grindwinning om deze vervolgens te kunnen aanwenden voor het maken van beton. Deze ondernemingen zijn ook frequent actief in de bouwindustrie. Ook de baggerwerken zijn hieraan nauw verbonden. Er kunnen bijgevolg overlappingen voorkomen met betrekking tot de tewerkstelling in andere verwante sectoren. Die kunnen vrijwel niet getraceerd worden;
- Sommige bedrijven onder de concessiehouders zijn grote multinationals en hebben werkzaamheden over de hele wereld. Hun maatschappelijke zetel bevindt zich in België maar

[300] Gegevens van de Nationale Bank van België, dienst Balanscentrale, augustus 2002.
[301] Ibid.

het grootste gedeelte van hun werkzaamheden worden in het buitenland uitgevoerd. Ook hier kan moeilijk een scheiding worden gemaakt m.b.t. de tewerkstelling in de zand- en grindwinningssector op het BCP;

- Recent zijn tevens een aantal verschuivingen gebeurd binnen de NACE-BEL codes zelf, omwille van een harmonisering van de verschillende statistieken van de Nationale Bank van België (NBB), het Nationaal Instituut voor de Statistiek (NIS) en de Rijksdienst voor de Sociale Zekerheid (RSZ). Op deze manier zullen in de toekomst meer vergelijkingen mogelijk zijn;
- Een deel van de zand- en grindwinning in België gebeurt op het land. Ook deze tewerkstelling is in het globale cijfer opgenomen;
- Er wordt in de cijfergegevens geen onderscheid gemaakt tussen deeltijdse en voltijdse jobs. De cijfers betreffen een momentopname (30 juni 2001) in de tewerkstelling binnen de sector.

Gedurende het jaar 2000 waren in totaal ca. 22.000 werknemers actief in de zand- en grindwinningssector.[302] Dit tewerkstellingscijfer is samengesteld uit de volgende categorieën:

- winning van zand;
- winning van grind;
- winning van klei, vuurvaste klei en kaolien;
- vervaardiging van artikelen van beton voor de bouw.

Zoals reeds eerder werd vermeld, heeft het grootste gedeelte van de ondernemingen die een vergunning heeft, zich niet enkel toegespitst op het winnen van zand- en grind zelf. Het is daarentegen verweven met het hele traject van het winnen van de grondstof tot en met het afgewerkt produkt. Ruim twee derde van de huidige concessiehouders, die op dit ogenblik ook daadwerkelijk aan zand- en grindwinning doen, worden – naar hoofdactiviteit – ondergebracht bij de groothandel in verf, vernis en bouwmaterialen inclusief sanitair, met als subklassen groothandel in zand, grind, cement en vlakglas. Anderzijds zijn 2 concessiehouders ondergebracht bij de ondernemingen die het vervaardigen van artikelen van beton voor de bouw als hoofdactiviteit omvatten.
Uit de bovenvermelde bedenkingen kan men afleiden dat niet alle personen die in het globale cijfer zijn opgenomen ook rechtstreeks betrokken zijn bij het ontginnen van zand- en grind. Men kan dan ook concluderen dat het cijfer een overschatting van de tewerkstelling weergeeft.

[302] Rijksdienst voor Sociale Zekerheid, juli 2001.

Anderzijds moet worden opgemerkt dat het aantal mensen dat tewerkgesteld is in de ondersteunende sectoren, zoals douaneposten, zeevaartinspectie, loodswezen, het laden en lossen en het administratief personeel. Deze zijn niet opgenomen in het aangegeven cijfer.

HOOFDSTUK 3

KNELPUNTENANALYSE

Aan de hand van een studie van de bestaande literatuur, werd in onderstaand hoofdstuk een knelpunten analyse opgemaakt. De geraadpleegde werken werden opgenomen in de bibliografie. De knelpunten kunnen worden ingedeeld in een aantal thema's. Deze zullen tevens de basis vormen, wanneer, met het oog op een duurzaam beheer van de Noordzee, een aantal voorstellen tot mogelijke beleidsmaatregelen zullen worden geformuleerd.

THEMA's	KNELPUNTEN
Structureel	- Gebrek aan duurzaam structureel overleg met de andere gebruikers van de Noordzee; - Continuïteit van de monitoring; - Gebrek aan kennis omtrent de brongebieden voor regeneratie van de banken;
Economisch/Sociaal	- stijgende vraag naar kwaliteitsvol zand (voor bouwsector); - stijgende vraag naar strandsuppletie; - dalend aanbod van zand op het land; - sluiting van de grindvoorraden aan land in 2005; - kwalitatief goede zandgronden liggen verder uit de kust; - potentiële kabels voor windmolenparken en daaraan verbonden grote hoeveelheden zand en grind;
Beleid	- tekort aan zand en grind in de omringende landen, met extra belasting van de eigen rijkdommen als gevolg; - Gebrek aan overleg binnen de sector bij het nemen van overheidsmaatregelen (vb sluiting Kwintebank, windmolens); - Plaats van ontginning economisch geïnspireerd; - Zwakke afstemming van vraag en aanbod;

GEBRUIKSFUNCTIE
ENERGIE

HOOFDSTUK 1
GAS EN OLIE EXPLOITATIE IN HET BELGISCH GEDEELTE VAN DE NOORDZEE

Op het Belgisch continentaal plateau vinden geen offshore olie- en gasexploitaties plaats.
Doorheen het Belgisch continentaal plat lopen wel drie pijpleidingen voor de aanvoer van gas. De eerste pijpleiding, de "*Zeepipe*" genaamd, is sinds 1 oktober 1993 in gebruik en zorgt voor het transport van aardgas tussen Sleipner (Noorse continentaal plat) en de haven van Zeebrugge. De tweede pijpleiding, de "*Interconnector*", is operationeel sedert oktober 1998 en verzorgt het transport van aardgas tussen Bacton (zuidkust van Engeland) en Zeebrugge.
Een derde pijpleiding, de "*NorFra*", eveneens operationeel sedert 1998, loopt van het Draupner E-platform (Noorse continentaal plat) naar de haven van Duinkerke (Frankrijk) en loopt bijgevolg eveneens gedeeltelijk over het Belgisch continentaal Plat.[303]

[303] MAES, F., et. al., *Cables and pipelines in the maritime area within Belgian jurisdiction*, Limited atlas of the Belgian part of the North Sea, DWTC, Brussel, 2000, pp. 22-23.

HOOFDSTUK 2
WINNING VAN WINDENERGIE IN HET BELGISCH GEDEELTE VAN DE NOORDZEE

2.1 Inleiding

Gedurende de laatste decennia worden de invloeden van onze industriële activiteiten op het milieu – en op klimaatswijzigingen in het bijzonder – met toenemende belangstelling gevolgd. De snel toenemende omvang van de uitstoot van broeikasgassen vormt hierbij één van de voornaamste aandachtspunten. Hoewel de effecten van deze verhoogde uitstoot moeilijk kunnen worden voorspeld, wordt algemeen aangenomen dat de opwarming van de aarde met 1,5 tot 4,5° in de eerst volgende 100 jaar, een direct gevolg ervan zal zijn. Deze evolutie zal op zijn beurt een belangrijke invloed hebben op tal van processen.

Er zijn verschillende vormen van uitstoot. Het grootste gedeelte van de emissie is echter afkomstig van de energiesector, waar door het gebruik van fossiele brandstoffen enorme hoeveelheden koolstofioide (CO2) vrijkomt. In 1992 werd het Klimaatsverdrag[304] ondertekend, waarbij de lidstaten zich verbonden maatregelen te nemen om deze uitstoot te reduceren. Deze intenties werden verder geconcretiseerd in het Protocol van Kyoto van 1997.[305]

2.2 Kort overzicht van het energiebeleid

2.2.1 Internationaal

Het Klimaatverdrag van de Verenigde Naties (1992)[306] had ondermeer tot doel om het wereldklimaat voor zowel de huidige als de toekomstige generaties te vrijwaren. In december 1997 werd tijdens de conferentie van Kyoto een protocoltekst ondertekend waarin, naast een aantal andere landen, de Europese Unie (EU) en haar lidstaten zich engageerden om de uitstoot van zes broeikasgassen, waarvan CO^2 de belangrijkste is, gedurende de periode 2008-2012 met 8 % te verminderen ten opzichte van 1990 (de zgn. Annex I-landen).

In het Witboek van de EU betreffende duurzame en hernieuwbare energie[307] werd vooropgesteld om uiterlijk tegen 2010 12 % van het Europese energieverbruik te winnen uit hernieuwbare energiebronnen.

---

[304] Raamverdrag van de Verenigde Naties inzake Klimaatverandering, New York, 1992.
[305] Protocol van Kyoto bij het Raamverdrag van de Verenigde Naties inzake Klimaatverandering, Kyoto, 1997.
[306] Ibid., voetnoot 2.
[307] *Witboek Energie voor de toekomst: duurzaam en hernieuwbare energieën*, COM(97) 599, novemher 1999, zie www.europa.eu.int, geconsulteerd op 28 april 2002.

2.2.2 België

In het kader van het Europese *'burden sharing'*-akkoord heeft België de verplichting op zich genomen om de uitstoot van 5 broeikasgassen gedurende 2008-2012 met 7,5 % te verminderen ten opzichte van de emissies in 1990.
Om aan deze afspraken te voldoen werd in België het Federaal Plan inzake Duurzame Ontwikkeling opgesteld.[308] Hierin werd vooropgesteld dat van het totale elektriciteitsverbruik in België, uiterlijk tegen 2010, voor 3 % afkomstig moet zijn uit hernieuwbare energiebronnen. In het kader van deze afspraken werd er in Vlaanderen voor gekozen om een gedeelte van deze 3 % energie te winnen uit de windstromen, en dit via offhore-windturbines.

2.3 Bevoegdheden en procedures voor het plaatsen van offhore-windmolens in België

De aanvraagprocedure voor de bouw van een windmolenpark verloopt in twee fasen. In een eerste fase moet een domeinconcessie worden aangevraagd. Deze domeinconcessie wordt afgeleverd door de Staatssecretaris voor Energie en Duurzame Ontwikkeling. Om deze domeinconcessie te kunnen bekomen moet een aanvraag worden ingediend bij de Commissie voor de Regulering van de Elektriciteit en het Gas (CREG). De CREG verleent vervolgens een advies op deze aanvraag. Op basis van dit advies wordt de concessie al of niet verleend

De verleende domeinconcessie is echter niet geldig zolang niet alle vergunningen en/of vereiste machtigingen die aan de activiteit zijn verbonden, werden verleend. Om tot de effectieve bouw van een offshore-windmolenpark te kunnen overgaan, is naast de domeinconcessie tevens een milieuvergunning vereist. Ingevolge de WMMM zijn bepaalde activiteiten onderworpen aan een voorafgaande vergunning en/of machtiging.[309] Om deze milieuvergunning te bekomen moet de aanvrager van de vergunning zijn aanvraag richten aan de Minister van Leefmilieu en aan de Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee (BMM). De aanvraag voor het bekomen van een vergunning moet vergezeld zijn van een milieu-effectenrapport (MER). De aanvraag wordt vervolgens bekendgemaakt in het Belgisch Staatsblad, waarna gedurende één maand alle belanghebbenden bezwaarschriften ten aanzien van het project aan het BMM kunnen overgemaken. Bij de opmaak van het rapport omtrent de milieu-effectenbeoordeling houdt het BMM rekening met de ingediende bezwaren. Vervolgens maakt het BMM een advies op over de aanvraag, op basis waarvan de Minister van Leefmilieu een beslissing neemt over het al of niet toekennen van een vergunning.

[308] *Federaal Plan inzake Duurzame Ontwikkeling 2000-2004*, goedgekeurd door de Ministerraad van 20 juli 2000 en vastgesteld door het KB van 19 september 2000, *B.S.* 17 oktober 2000.
[309] KB van 20 december 2000 houdende de procedure tot vergunning en machtiging van bepaalde activiteiten in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België, *B.S.*, 25 januari 2001.

Nadat de vergunning of machtigingen zijn toegestaan, kunnen de projecten in uitvoering worden gebracht. De activiteiten blijven echter onderworpen aan toezichtsprogramma's (op kosten van de aanvrager) en aan een permanent milieu-effectenonderzoek.

2.4 Overzicht van de actuele activiteiten inzake offshore-windmolenparken

2.4.1 Europa

Tijdens het afgelopen decennium is windenergie uitgegroeid tot één van de snelst groeiende vormen van energievoorziening. Het gebruik van deze energievorm wordt door de overheid nog extra aangemoedigd, via groenestroomcertificaten. Vooral in Denemarken, Duitsland en Spanje wordt reeds een – weliswaar gering – gedeelte van de energievoorziening gewonnen uit windenergie. Gezien op zee gemiddeld zo'n 20 % meer wind is en opvallend minder turbulenties voorkomen, zijn offshore-windmolens veel aantrekkelijker dan op het vasteland.

Eind 2001 waren in Europa ca. 60 offshore-windturbines, met een gezamenlijke capaciteit van ca. 80 MW operationeel (tabel 1). Denemarken en Zweden zijn de koplopers inzake offshore-windenergie. In de komende 10 jaar zijn offshore-windmolenparken gepland voor een totale capaciteit van meer dan 20.000 MW.[310]

Tabel 1: Operationele offshore windmolenparken in Europa, 2001

Bouwjaar	land	plaats	Aantal turbines	Totale capaciteit (MW)	Afstand tot de kust (km)	Waterdiepte (m)
1990	Zweden	Nogersund [a]	1	0,22	0,35	6
1991	Denemarken	Vindeby	11	4,95	1,5-3	2-6
1995	Denemarken	TunØ Knob	10	5	6	3-5
1997	Zweden	Bockstigen (Gotland)	5	2,75	4	6
2000	Zweden	Utgrunden	7	10,5	12,5	6-10
2000	V.K.	Blyth	2	4	0,9	8
2000	Denemarken	Middelgrunden (Kopenhagen)	20	40	2-3	4-5
2001	Zweden	Yttre Stengrund (öland)	5	10	5	6-9

(a) niet meer operationeel sedert 1998
Bron: VLIZ

[310] *Windmolens op zee: hoge molens vangen veel wind aan onze kust.* In: De Grote Rede, VLIZ, april 2002, pp. 2-7.

2.4.2 België

België heeft op het vasteland momenteel een 50-tal windmolens met een totale capaciteit van 32 MW.[311] Een aantal consortia hebben reeds een aanvraag ingediend voor het bouwen van een windmolenpark op zee. Tabel 2 geeft hiervan een overzicht. Voor de projecten Seanergy I en C-Power werd een domeinconcessie toegekend. Voor Seanergy I werd eveneens een milieuvergunning toegekend, waarmee de aanvraagprocedure is voltooid. Voor het project C-power werd na een negatieve milieu-effectenbeoordeling geen milieuvergunning toegekend. Het tweede project van Seanergy en het project van FINA-Eolia hebben beide een aanvraag ingediend bij de Staatssecretaris voor Energie. Hierover zijn nog een geen uitspraken bekend.[312]

Tabel 2: Overzicht van de stand van zaken betreffende offshore windmolenparken in België[313]

Ingediende voorstellen	Locatie van het windmolenpark	Aantal windmolens	Totale capaciteit en oppervlakte	Procedure
Seanergy I	Vlakte van de Raan	50	100 MW 5,8 km2	Domeinconcessie toegekend op 01.03.02 Milieuvergunning toegekend op 25.06.02
Seanergy II	Vlakte van de Raan	50 x 2 MW 80 x 2,5 MW	300 MW	Domeinconcessie geweigerd
C-Power	Wenduinebank	50	115 MW	Domeinconcessie toegekend op 29.01.02 Milieuvergunning geweigerd
FINA-Eolia	Vlakte van de Raan	33-40	100 MW	Domeinconcessie geweigerd
SPE/Shell	Thorntonbank	110	300 MW	Domeinconcessie in aanvraag (eerste aanvraag Thorntonbank)
C-Power	Thorntonbank	60	216-300 MW	Domeinconcessie in aanvraag (mededingingsprocedure)
Fina Eolia	Noorden van de Vlakte van de Raan	36	108-130 MW	Domeinconcessie in aanvraag

Bron: BMM

2.4.2.1 Het project Seanergy I

Het Seanergy I project is opgesteld door een Tijdelijke Vereniging, die bestaat uit nv Electrabel en nv Jan de Nul. De doelstelling van het project betreft de bouw van een offshore-windmolenpark met 50 windturbines, met een totale capaciteit van 100 MW. De Tijdelijke Vereniging diende tevens een tweede project in waarbij een vergunning wordt aangevraagd voor een uitbreiding van deze capaciteit tot 400 MW. De locatie van beide parken bevindt zich op de Vlakte van Raan, op ca. 15 km van de kust van Knokke-Heist. De eerste fase van het project moet in de energie voorzien van ca. 85.000 gezinnen. Op 1 maart 2002 werd een domeinconcessie voor het Seanergy I project toegekend. De

[311] Ibid.
[312] www.mumm.ac.be, geconsulteerd op 25 augustus 2002.
[313] Ibid.

milieuvergunning werd afgeleverd op 25 juni 2002. Er werd een negatief advies uitgevaardigd door de Raad van State die de bouw van het windmolenpark alsnog zou kunnen tegenhouden. De domeinconcessie voor het Seanergy II project werd geweigerd.

2.4.2.2 Het project C-Power[314]

De nv C-Power is een consortium tussen nv. Interelectra, nv Dredging International en nv. Turbowinds. Het project heeft als doelstelling een offshore-windmolenpark te bouwen van 50 windmolens van elk 2 MW, met een totale capaciteit van 100 MW. Rond elke molen zou een veiligheidszone komen van ca. 500 m. Het park zou een totale energieproductie kennen van 330.000 MWh, wat zou corresponderen met een energievoorziening voor 100.000 gzinnen. De locatie van het windmolenpark bevindt zich op de Wenduinebank, op ca. 6 tot 12 km van de kust van Bredene. Het vooropgestelde park neemt een totale oppervlakte in van ca. 12,4 km^2. Op 29 januari 2002 verkreeg het C-Power project een domeinconcessie. Het milieueffectenrapport werd negatief beoordeeld, waardoor de milieuvergunning werd geweigerd.
Inmiddels werd een tweede project opgestart door C-Power. Er werd een aanvraag voor domeinconcessie ingediend voor de bouw van een windmolenpark met een totale capaciteit tussen 216-300 MW. Het project is gelokaliseerd op de Thorntonbank. C-Power bevindt zich met dit project in een mededingingsprocedure met SPE/Shell voor een domeinconcessie op de Thorntonbank.

2.4.2.3 Het Fina-Eolia project

De Fina-Eolia groep is een filiaal van de oliegroep TotalFinaElf. Deze groep heeft tevens een aanvraag ingediend voor de bouw van een offshore-windmolenpark op de Vlakte van de Raan. Het project beslaat een totale oppervlakte van ca. 7,3 km^2. Het project voorziet in de bouw van 33 tot 40 turbines met een totaal vermogen van 100 MW, die tussen de 8 en de 17 km van de kust van Knokke-Heist zullen verwijderd zijn. Dit windmolenpark zou in de energie van ca. 85.000 gezinnen moeten voorzien. De domeinconcessie voor dit project werd geweigerd.
Ook dit consortium heeft intussen een nieuwe aanvraag ingediend voor het Noorden van de Vlakte van de Raan, voor de plaatsing van 36 windturbines met een totale capaciteit tussen de 108 en 130 MW.

2.4.2.4 SPE/Shell

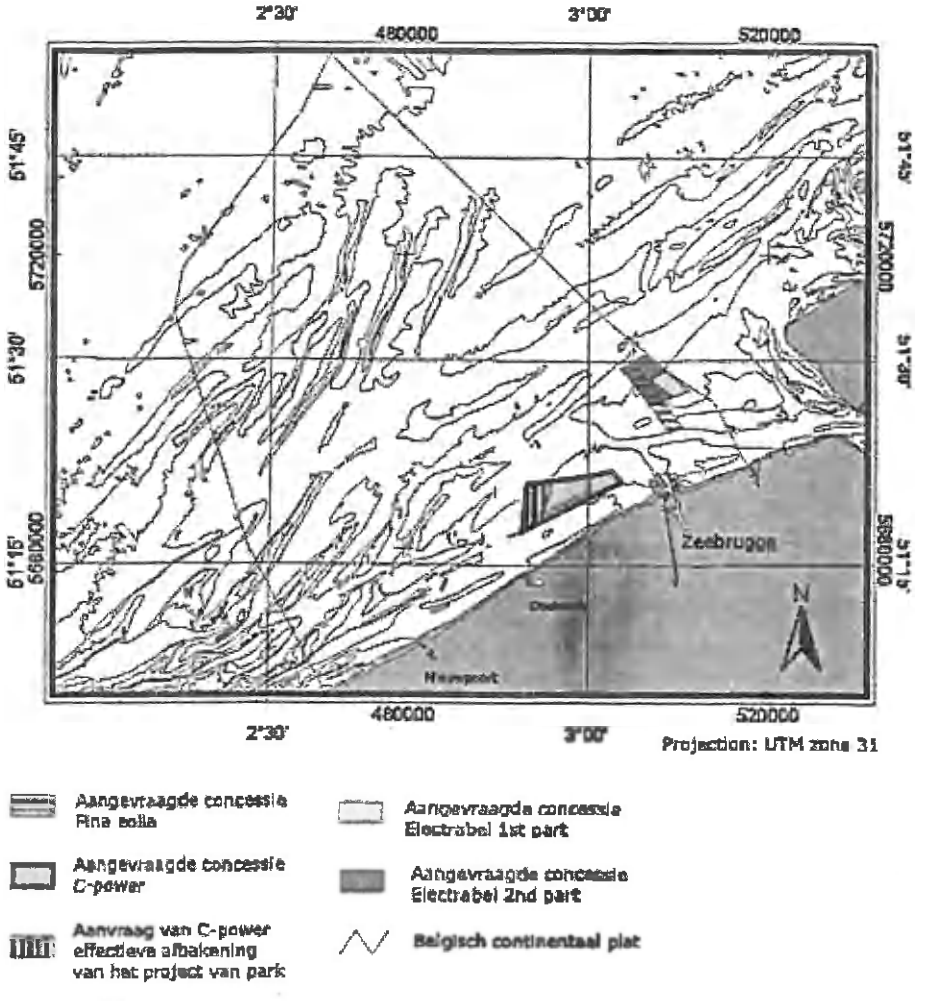
Door het consortium SPE/Shell werd een domeinconcessie aangevraagd voor een windmolenpark van 110 turbines met een totale capaciteit van 300 MW op de Thorntonbank.

[314] *Milieueffectenrapport bij de aanvraag van een vergunning voor de bouw van een windenergiepark aan de Belgische kust*, C-Power, 31 juni 2001, 250 p + bijlagen

2.4.2.4 Locatie van de windmolenparken waarvoor een domeinconcessie werd afgeleverd

De Belgische projecten die hierboven werden beschreven worden omwille van de technische haalbaarheid gebouwd op zandbanken. Op onderstaande kaart worden de locaties aangeduid van de 2 Belgische projecten Seanergy I (Vlakte van de Raan) en C-Power (Wenduinebank).[315]

Figuur 1: Locatie van de offshore-windenergie projecten Seanergy I en C-Power



Bron: BMM

[315] www.mumm.ac.be, geconsulteerd op 25 augustus 2002.

HOOFDSTUK 3

KNELPUNTENANALYSE

Aan de hand van een literatuurstudie, het bezoeken van verscheidene hoorzittingen en studiedagen en lectuur van de actualiteit werd in onderstaande tabel een kort overzicht gegeven van de voornaamste knelpunten met betrekking tot het bouwen van offshore-windmolenparken. De knelpunten die uit deze analyse naar voor kwamen, kunnen worden ingedeeld in een aantal thema's.

THEMA'S	**KNELPUNTEN**
Structureel	- Gebrek aan duurzaam structureel overleg met de andere gebruikers van de Noordzee; - Gebrek aan essentiële kennis ondermeer inzake veiligheidsaspecten;
Economisch/sociaal	- mogelijke teloorgang van visgronden; - locatie van de windmolens sterk economisch bepaald;
Beleid	- Gebrek aan een geïntegreerd beleid ten aanzien van de andere gebruiken van de Noordzee; - Gebrek aan een ruimtelijke planning ten aanzien van de Noordzee;

DEEL III
INVLOED VAN DE GEBRUIKSFUNCTIES OP HET MARIENE MILIEU

Prof. Dr. F. Maes
Dr. Jan Schrijvers

INLEIDING

Naast de intrinsieke bestaanswaarde van het mariene systeem op zichzelf (zoals aangehaald en gekwantificeerd door Ecolas in dit project), zullen veranderingen in de biofysische aspecten van het systeem eveneens een onvermijdelijke invloed hebben op de socio-economische gebruikswaarden. Deze veranderingen zijn echter op hun beurt veroorzaakt door de socio-economische ontwikkeling zelf.

De socio-economische gebruiksfuncties kunnen opgedeeld worden in een marien gedeelte en een deel dat zich volledig of tenminste gedeeltelijk op het land afspeelt. Daar waar mariene gebruikers een directe invloed uitoefenen op het mariene biofysische systeem, zullen structuren op het land het mariene milieu indirect beïnvloeden. Deze onrechtstreekse inbreng van stoffen uit zich onder de vorm van diffuse lozingen of puntbronnen vanaf het land door afwatering naar zee. Daarnaast is ook de luchtvervuiling en atmosferische depositie vanuit landbronnen een mogelijke indirecte aanleiding tot mariene degradatie. En volledigheidshalve moeten hier ook de randconcentraties worden aangehaald die belast worden door instromend oceaan- en zeewater naar het Belgisch gedeelte van de Noordzee.

Dit project spitst zich enkel toe op de mariene gebruikers van het Belgische deel van de Noordzee. Dus ook mariene gebruikers buiten het Belgische Continentale Plat (BCP) die indirect een invloed hebben op de Belgische wateren door stromingen, worden hier buiten beschouwing gelaten. De besproken gebruikers zijn:

- scheepvaart en havens
- visserij
- zand- en grindontwinningen
- baggeren en baggerspecielossingen
- toerisme
- energie

Repercussies van verschillende aspecten van mariene degradatie op deze mariene gebruikers zijn legio. Belangrijk is om in eerste instantie de aard van deze degradatie kwalitatief te beschrijven en de oorzaken ervan na te gaan. Daarna kan er i.f.v. gegevens rond socio-economische intensiteit getracht worden deze milieudegradatie te kwantificeren. Mogelijke vervuilingen die in dit project aan bod dienen te komen zijn:

- toxische vervuiling

- eutrofiëring
- fysische vervuiling
- onttrekken van organismen
- biologische vervuiling
- perceptuele vervuiling

De aspecten rond de vervuiling van het land, het zoetwater en de lucht zijn voornamelijk gekoppeld aan landbronnen alhoewel ook bepaalde mariene gebruikers, waaronder vooral scheepvaart, een mogelijke bron van luchtvervuiling en dus atmosferische depositie kunnen zijn. De identificatie en kwantificering van de belangrijkste milieufactoren die bijdragen tot de degradatie van het Belgisch deel van de Noordzee vanaf het land, worden binnen dit project uitvoerig behandeld door het Laboratorium voor Milieutoxicologie en Aquatische Ecologie van de Universiteit Gent.

Zoals reeds aangehaald wil dit hoofdstuk rond mariene milieudegradatie zich vooral richten op de mariene gebruiksfuncties. Het wil dit doen in twee richtingen. Enerzijds is het van belang te weten te komen in hoeverre de verschillende mariene gebruikers bijdragen tot de mogelijke mariene milieudegradaties. Anderzijds dient nagegaan te worden in hoeverre deze gebruikers op hun beurt beïnvloed worden door deze vervuiling, m.a.w. wat hun gevoeligheid is ten aanzien van de mariene milieudegradatie. Dit hoofdstuk ambieert niet meer dan een kwalitatieve omschrijving van deze wederzijdse link met nadruk op de meest belangrijke knelpunten. In tweede instantie zal deze beschrijving aanleiding dienen te geven tot een kwantitatieve socio-economische waardering van mariene gebruiksfuncties binnen het kader van een mogelijke milieudegradatie van de zee.

HOOFDSTUK 1
TYPES VAN MARIENE MILIEUDEGRADATIE

1.1 Toxische vervuiling

Fysicochemische parameters en anorganische bestanddelen zijn het belangrijkst aangaande toxisch vervuild zeewater. Maar ook organische bestanddelen en bepaalde nutriënten kunnen, naast het feit dat ze aan de basis liggen van eutrofiëring (zie verder), ook aanleiding geven tot toxische effecten.
Toxische vervuiling kan een directe invloed uitoefenen op het mariene ecosysteem door een aantasting van de biologische gezondheid en door een verandering in gedragspatronen van organismen.[316] Alhoewel zij daarnaast ook een visuele impact kunnen hebben, is het vooral de waterkwaliteit op zich die hier belangrijk is. De standaarden voor waterkwaliteit ten aanzien van socio-economisch gebruik kunnen dan ook door deze toxische vervuiling op termijn leiden tot een beperking van economische omzet en algemene volksgezondheid.

De aanleiding tot toxische vervuiling kan daarom samengevat worden als volgt:

- fysicochemische parameters
    - temperatuur
    - saliniteit
    - pH
    - opgeloste zuurstof
- anorganische bestanddelen
    - cyanide
    - fluoride
    - chlorine
    - waterstofsulfide
    - metalen
        - arseen
        - cadmium
        - chroom
        - koper
        - kwik
        - lood
        - nikkel
        - vanadium

[316] DWAF Natural Environment

        - zink
- nutriënten
    - reactieve fosfaten
    - reactieve silicaten
    - totale anorganische stikstof
        - ammonium en ammoniak
        - nitrieten en nitraten
- organische bestanddelen
    - PCB-153
    - olie met PAKs
        - benzoapyreen
        - fluorantheen
        - ...
    - dioxines
    - overige chloorhoudende organische verbindingen
        - hexachloorbenzeen
        - ...
    - lindaan
    - endosulfan
    - pentachloorfenol
    - tributyltin (TBT)
    - DNOC
    - parathion-ethyl
    - malathion
    - azinfos-methyl
    - ...
- radioactieve stoffen
    - artificiële radionucliden
    - natuurlijke radionucliden

1.2 Eutrofiëring

Eutrofiëring verwijst rechtstreeks naar het voorkomen van excessieve hoeveelheden algen, en soms zelfs toxische algen, diatomeëen, fytoplankton, schorren en macrofyten. De afbraak van deze primaire producenten zal zorgen voor een daling van opgeloste zuurstof in het water waardoor de mortaliteit van andere mariene organismen zal stijgen.

Deze grote primaire productie bevordert daarenboven ook de hoeveelheid zwevend en drijvend materiaal in het water. Deze aspecten zijn veelal aanleiding tot een verstikking van de benthische levensgemeenschap of een belemmering van de kieuwwerking, en ze zijn eerder onder te brengen bij fysische vervuilingsaspecten. Sulfidicatie met vorming van H2S leidt tijdens dit afbraakproces tot een geur die vooral bijdraagt tot perceptuele vervuiling.
Afgezien van natuurlijke triggers is eutrofiëring meestal het resultaat van een abnormale hoge input van opgeloste anorganische nutriënten zoals nitraten en fosfaten. Maar ook organische verbindingen waaronder oliederivaten en aangroeiwerende producten kunnen bijdragen tot eutrofiëring.
De effecten van eutrofiëring kunnen nefast zijn maar beperken zich, op directe wijze, vooral tot een aantasting van het mariene milieu door in te werken op de primaire producenten en daardoor ook op de primaire en secundaire consumenten van het systeem.

De aanleiding tot eutrofiëring kan daarom samengevat worden als volgt:

- nutriënten (zie eerder)
- organische microverontreinigingen (zie eerder)

1.3 Fysische vervuiling

Naast een natuurlijke hydrodynamica bestaat de kans dat de constructie van structuren en technische infrastructuur deze stromingspatronen ernstig gaan wijzigen. Ook een fysische modificatie van de zeebodem en iedere andere vorm van directe schade aan of vernietiging van natuurlijke hulpbronnen kunnen hiertoe bijdragen. De beweging en vibratie vanwege zware scheepvaart, constructiewerken en recreatie kunnen ook aanleiding geven tot fysische vervuiling. Uiteindelijk zijn ook zwevend en drijvend materiaal dat via menselijke activiteiten in het water terechtkomt, en eventueel onrechtstreeks door eutrofiëring ontstaat, een wezenlijk onderdeel van fysische vervuiling.
Hydrodynamische patronen en hun modificatie beïnvloeden de verspreiding en het transport van vervuilende stoffen in zee. Ze liggen eveneens aan de basis van erosie- en aanslibbingsprocessen. Daarnaast kan fysische vervuiling ook leiden tot een omwoeling van de zeebodem waardoor anorganische en organische bestanddelen en nutriënten vrijkomen in de waterkolom. Zij kunnen op hun beurt weer aanleiding geven tot eutrofiëring en toxische vervuiling, zoals eerder beschreven. De gezondheid en de externe gedragspatronen van organismen in het ecosysteem worden ook beïnvloed door een fysische modificatie van de zeebodem, door vibraties, door visuele verstoring en door mogelijke mechanische obstructies en schade. Een stijging van zwevend materiaal heeft een invloed

op de turbiditeit en helderheid van het water en daardoor ook op planten en filtrerende organismen, en op zichtafhankelijke predators.[317]

De aanleiding tot fysische vervuiling kan daarom samengevat worden als volgt:

- mechanische verstoring
    - obstructie
    - modificatie, schade en vernietiging (vooral van de zeebodem)
- visuele verstoring
- akoestische verstoring
- drijvend materiaal
- zwevend materiaal
- kleur/turbiditeit/helderheid
- innemen van ruimte (zowel van zeeoppervlak als van zeebodem)

1.4 Onttrekken van organismen

De voorraad van natuurlijke hulpbronnen kan direct aangetast worden. Binnen het kader van het huidig project komt dit neer op twee specifieke aspecten. De visserij zorgt voor een direct gebruik van de aanwezige vispopulatie en kan daarom aanleiding geven tot overexploitatie.
Daarnaast is een fysische omwoeling van de bodem en een onttrekken van een deel van die bodem ook aanleiding tot het onttrekken van bodemorganismen.
Alhoewel het aspect van ruimtelijke ordening op zee ook gezien kan worden binnen het licht van een aantasting van een "ruimtelijke voorraad", werd het innemen van die ruimte ondergebracht bij fysische vervuiling.

De aanleiding tot het onttrekken van organismen kan daarom samengevat worden als:

- onttrekken van vis
- onttrekken van bodemdieren

1.5 Biologische vervuiling

Het lozing van rioolwater is overwegend de belangrijkste bron van microbiologische indicatororganismen en menselijke pathogenen. Deze lozing kan ook diffuus of indirect gebeuren zoals tijdens het doorsijpelen van septische putten, de afvloei van stormwater en de uitmonding van rivieren. Daarnaast zijn de badgasten zelf, vooral aan drukbezochte stranden, ook een belangrijke

[317] *Quality Status Report, o.c.,* 136 p.

aanleiding tot fecale contaminatie.[318] Naast fecale contaminatie heeft de introductie van mariene planten, dieren en pathogene organismen vanuit vreemde wateren ook aandeel in de biologische vervuiling. Dit probleem is vooral gekoppeld aan de opname en lozing van zeewater als ballastwater in of uit schepen.

De aanleiding tot biologische vervuiling kan daarom samengevat worden als:

- fecale coliformen
- enterococcen
- menselijke pathogenen
- mariene organismen uit vreemde wateren

1.6 Perceptuele vervuiling

Alhoewel deze vervuiling bestaat uit een gamma van andere types van vervuiling, kan toch gesteld worden dat de impact van esthetiek en overlast ten aanzien van menselijke perceptie, een vervuiling op zich is. Perceptuele vervuiling beïnvloedt per definitie de perceptie van omwonenden en bezoekers en bepaalt daarom de aantrekking tot de kust en de lengte van verblijf aan de kust. Het is een aanzienlijke factor in de bepaling van de "sense-of-place".

Aanleiding tot perceptuele vervuiling kan daarom samengevat worden als volgt:

- geluid (niet steeds samenvallend met akoestische verstoring)
- zicht (niet steeds samenvallend met visuele verstoring)
- geur

[318] World Health Organization, 1982.. Waste discharge into the marine environment. Principles and guidelines for the Mediterranean action plan. Published under the joint sponsorship of the World Health Organization and the United Nations Environment Programme. Pergamon Press. 422 pp.

HOOFDSTUK 2
INVLOED VAN MARIENE GEBRUIKSFUNCTIES OP HET MARIENE MILIEU

2.1 Scheepvaart en havens

Scheepvaart omvat een drietal deelactiviteiten waaronder het varen zelf, het ankeren of stilliggen, al dan niet in havens, en het baggeren. Het baggeren zal als afzonderlijke gebruiksfunctie worden behandeld.

2.1.1. Varen

Toxische vervuiling

De vaart zelf draagt vooral bij tot de toxische vervuiling. De verontreiniging wordt veroorzaakt door:

- de lozing van bilge- en sludgewater
  - olie
- de lozing van ballast- en waswater van tankers
  - olie
- de emissie van uitlaatgassen en de atmosferische depositie daarvan
  - olie
  - PCB-153
  - vanadium
  - nikkel
- de uitloging van aangroeiwerende verven op de scheepshuid
  - koper
  - tributyltin
- zink uit zinkanodes

De emissies van bovenstaande stoffen zijn onder meer afhankelijk van het scheepstype en de scheepsgrootte, van de vaarsnelheid en van de kwaliteit van de olie.
Van de emissies naar de lucht komt slechts een gedeelte via atmosferische depositie in de zee terecht. De anorganische stikstofgassen worden verder verspreid in de lucht dan de aan stofdeeltjes gebonden stoffen zoals PAKs (olie) en PCBs. Vandaar dat toch kan aangenomen worden dat de geëmitteerde PAKs en PCBs voor 100% in het zeewater terechtkomen. Samen met uitlaatgassen worden ook zware

metalen uitgestoten. Uitgezonderd voor nikkel en vanadium zijn de hoeveelheden klein en dus verwaarloosbaar.[319]

De emissies direct naar het water worden gevormd door koper, TBT en zink. Koper en tributyltin logen uit vanuit aangroeiwerende verven. De Risico Analyse Mariene Systemen schat de emissie van deze stoffen, gebruik makend van het MANS-scheepvaartmodel, op 1.5 g koper per afgelegde km en op 0.6 g TBT per afgelegde km.. Blootstelling aan TBT van aangroeiwerende verven lokt specifieke reacties uit vooral in mollusken, maar ook in fytoplankton, zoöplankton en vissen. Deze reacties zijn ondermeer verdikking van de schaal, daling van het grazen en vooral "imposex". Imposex is een vorm van pseudo-hermafroditisme waarin vrouwelijke organismen niet-functionele penissen en vasa deferentia vormen.[320]
Daarnaast gebruiken schepen aluminium of zink-anodes om corrosie van de schroef en dergelijke te voorkomen. Bij de kathodische bescherming met zink gaat zink in oplossing en geraakt in zee. De Risico Analyse Mariene Systemen schat de gemiddelde emissie per schip op de Noordzee op 0.7 mg per afgelegde km.[321]

De olie-emissies bestaan uit lozing door schepen en tankers van bilgewater, van sludge, en van ballast- en waswater. Berekeningen schatten de totale geproduceerde hoeveelheid olie o.v.v. bilgewater en sludge (Annex-I waste) aan boord van schepen op 68500 ton per jaar voor de gehele Noordzee waarvan 42 % wordt geloosd. De rest komt terecht buiten de Noordzee of wordt afgegeven aan land in havenontvangstinstallaties. Er werd voor de haven van Antwerpen berekend dat slechts 5 % van het geproduceerde bilgewater en sludge uiteindelijk aan land wordt gebracht.[322] De in de zee geloosde olie bevat PAK's, waaronder benzoapyreen (BaP) en fluorantheen (Flu). Bilgewater en sludge bevatten voornamelijk smeerolie en zware stookolie waarvan de gehaltes kunnen oplopen tot 44 mg/kg voor BaP en 240 mg/kg voor Flu. De Risico Analyse Mariene Systemen schat de emissie van deze stoffen gebruik makend van het MANS-scheepvaartmodel. De gemiddelde emissies komen neer op 1500 g olie, 0.025 g BaP en 0.15 g Flu per afgelegde km.[323]

Eutrofiëring

Ook gassen zoals NOx worden tijdens het varen in de lucht verspreid. Slechts een deel van deze emissie komt via atmosferische depositie in zee terecht. Hiervoor kan een percentage van 40 %

[319] Wulffraat, K.J. & Evers, E.H.G. (1993). Atmospheric emissions of microcontaminants from North Sea ship traffic. RIKZ-rapport GWWS-93.157X.
[320] *Quality Status Report, o.c.*, 136 p.
[321] RAM
[322] Teurelincx, D., Thues, G. & Van Meel, G. (eds.). Ecoware: Ecology cluster for overall waste re-engineering -- The innovative approach by the Flemish seaports. EC Life project 98/254.
[323] RAM

worden aangenomen.[324] Deze stofbelasting is vervolgens volledig toegerekend aan de scheepvaartroutes. De Risico Analyse Mariene Systemen schat de gemiddelde emissie van NOx op de Noordzee op 730 g per afgelegde km waarvan dus 40 % in zee terechtkomt.

Fysische vervuiling

De fysische vervuiling uit zich op twee domeinen. Enerzijds zorgt de olielozing voor de vorming van olievlekken die bijdragen tot een toename van drijvend materiaal. Anderzijds is de scheepvaart ook een bron van akoestische en visuele verstoring.
Of en in welke mate olievlekken uit geloosde olie ontstaan en hoelang deze blijven bestaan is onder meer afhankelijk van:

- de geloosde hoeveelheid per km
- de druppelgrootteverdeling
- de samenstelling van de olie
- de ruwheid van het water

Er kan uitgegaan worden van een gemiddelde olievlek (met dikte 0.3 mm) van circa 0.5 m^2 per kg geloosde olie per dag. In combinatie met een gemiddelde vlekgrootte van 0.5 mm^2 per kg olie per dag is het oppervlak aan oliefim te berekenen.[325] Vogels zijn de meest duidelijke slachtoffers van olievlekken maar ook mariene zoogdieren kunnen erdoor bedreigd worden. Chemische analyses van zowel gestrande vogels als vervuilde stranden wijzen geloosd bilgewater en sludge als belangrijkste bron aan. Binnen de IMO werden recent maatregelen genomen om dit soort lozingen tegen te gaan (MARPOL 73/78 Annex I), maar ze zijn nu nog steeds wijdverspreid. Wel duiden recente Nederlandse studies op een daling van dit soort olievervuiling sinds 1970 in het zuidelijk deel van Noordzee.[326]
Varen draagt ook bij tot een visuele verstoring. Deze visuele verstoring kan uitgedrukt worden in het aantal voorbijvarende schepen per km en per vaarroute per dag. Daarenboven kan deze visuele verstoring ook bijdragen tot een perceptuele vervuiling maar deze is objectief moeilijk na te gaan.
Varen draagt bij tot een akoestische verstoring onder water. De scheepvaart produceert vooral geluid tussen 20 en 200 Hz, met een maximale sterkte van 160-170 dB bij 40-120 Hz. Bij gebrek aan concrete informatie wordt aangenomen dat de effecten beperkt zijn.[327]

---

[324] RAM
[325] RAM
[326] *Quality Status Report,* 136 p.
[327] Integrale Risico Analyse (1991). Achtergronddocument 2: Onderzoek naar akoestische verstoring, CATO Marine Ecosystems en TNO-TPD. en Schobben (1993).

Volledigheidshalve moet binnen de fysische verstoring ook gewezen worden op het ruimtelijk gebruik van de zeeoppervlakte door de scheepvaartroutes. Dit gebruik is naast de ligging ook sterk bepaald door de frequentie of de intensiteit waarmee de vaarroutes gebruikt worden.

Biologische vervuiling

Ballastwater van schepen, opgeslaan in speciale ballasttanks of in lege cargoruimten, wordt gebruikt om het schip stevigheid en stabiliteit te verlenen. Ter hoogte van de nieuwe haven van aankomst wordt het ballastwater geloosd en een nieuwe cargo geladen.[328]
Veel organismen die in het ballastwater terechtkomen worden gedood tijdens transit of op het ogenblik dat het ballastwater geloosd wordt. Sommigen kunnen echter overleven en daarom een mogelijke bedreiging vormen voor de oorspronkelijke soorten.[329] Niet alleen ballastwater maar ook het vervoer van vis en schaaldieren als dusdanig en organismen die zich vasthechten aan de scheepsromp kunnen aanleiding geven tot deze biologische vervuiling.[330]

Perceptuele vervuiling

Zie vooral visuele verstoring onder *Fysische vervuiling*

2.1.2 Ankeren en stilliggen

Toxische vervuiling

Ankeren en stilliggen dragen vooral bij tot de toxische vervuiling door een verontreiniging op basis van het uitlogen van de scheepshuiden en door een emissie van zink uit zinkanodes. Beroepsvaart maakt vooral gebruik van zelfslijpende verven die opmerkelijk minder actieve stoffen afgeven tijdens het stilliggen (een factor 4-5 minder).[331] De Risico Analyse Mariene Systemen schat de emissiewaarde van TBT tijdens stilliggen voor een gemiddeld schip van 10000 tot 30000 ton op de Noordzee op ongeveer 50 g/etmaal per schip.[332]
De uitloging van koper gaat - in tegenstelling tot die van TBT - verder tijdens stilliggen alhoewel de uitloogsnelheid met een factor 1.8 lager ligt dan tijdens het varen. Op dezelfde wijze als voor TBT werd een gemiddelde van 300 g Cu per etmaal en per schip berekend voor de Noordzee.

[328] Department of Water Affairs and Forestry. 1995. South African Water Quality Guidelines for Coastal Marine Waters. Volume 3. Industrial Use.
[329] DWAF industrial
[330] *Quality Status Report, o.c.,* 136 p.
[331] Evers et al. (1993). Watersysteemverkenningen 1996: butyltinverbindingen, een analyse van de problematiek in het aquatisch milieu, rapport DGW-93.015.
[332] RAM

Uiteraard is de emissie van zink uit zinkanodes gelijk tijdens varen en stilliggen. Ook hiervoor werd berekend dat ongeveer 200 g Zn per etmaal en per schip in de Noordzee terechtkomt.

Fysische vervuiling

Ankeren en stilliggen dragen uiteraard ook bij tot een visuele verstoring. Het gemiddeld aantal schepen dat stilligt per oppervlakte kan gezien worden als maat voor de visuele verstoring. Daarenboven kan deze visuele verstoring ook bijdragen tot een perceptuele vervuiling maar deze is objectief moeilijk na te gaan.
Volledigheidshalve moet binnen de fysische verstoring ook rekening gehouden worden met het havengebied en de havenconstructie op zich. Deze kunnen naast een visuele verstoring ook bijdragen tot een permanente inname van de ruimte die het zeeoppervlak te bieden heeft.

Perceptuele verstoring

Zie vooral visuele verstoring onder *Fysische vervuiling*

2.2 Visserij

Visserij-activiteiten die van belang zijn voor het watersysteem van de Noordzee zijn varen, ankeren en stilliggen, en het vissen zelf.
Het varen, ankeren en stilliggen stellen dezelfde problemen als die behandeld bij scheepvaart. Het vissen zelf draagt bij tot een fysische verstoring (omwoelen van de bodem) en onttrekken van organismen. De mate van verstoring is erg afhankelijk van het type visserij en de vistuigen die daarbij worden gebruikt. De zware boomkorvisserij vertegenwoordigt ongeveer 95 % van de visserij in het Belgische deel van de Noordzee. De garnalenvisserij dichter bij de kust is eigenlijk een lichtere vorm van boomkorvisserij.

2.2.1 Varen, ankeren en stilliggen

Toxische vervuiling

De zware boomkorvisserij is energie-intensief en gebruikt veel olie. Dat leidt tot emissie van PAK's en lood. Het gebruik van aangroeiwerende verven resulteert in een emissie van koper en TBT, en de kathodische corrosie-bescherming met zinkblokken in een emissie van zink.

- de emissie van uitlaatgassen en de atmosferische depositie daarvan

        - olie met vooral BaP en Flu
        - lood
    - de uitloging van aangroeiwerende verven op de scheepshuid
        - koper
        - tributyltin
    - zink uit zinkanodes

De verwachting is dat vissersschepen geen olie op zee lozen en/of morsen, omdat ze regelmatig in de haven terugkeren en daar hun afval kwijt kunnen. De bijdrage van de garnalenvisserij aan de toxische vervuiling is relatief gering vergeleken met andere takken van de visserij en blijft daarom hier buiten beschouwing..

De snelheid waarmee organotinverbindingen uitlogen uit aangroeiwerende verven is afhankelijk van de soort verf die wordt gebruikt. Zelfslijpende verven logen vooral uit tijdens het varen en minder tijdens het stilliggen. Conventionele verven logen continu uit. In de zeescheepvaart gebruikt 75 % van de schepen zelfslijpende en 25 % conventionele antifoulings.[333]
De emissie van TBT door de visserij in het Belgisch deel van de Noordzee kan verkregen worden door rekening te houden met de volgende factoren:

- de gemiddelde emissiefactoren per m^2 scheepshuid en per dag voor het varen en stilliggen nl. resp. 42.6 mg en 12.7 mg
- het "natte oppervlak" van een schip, gerelateerd aan de grootte van dat schip in PK of BRT (zie tabellen in Risico Analyse Mariene Systemen)
- het aantal dagen dat uitgevaren en stilgelegen wordt

Net als TBT komt koper vrij uit aangroeiwerende verven. De emissie van koper door de visserij in het Belgisch deel van de Noordzee kan op identieke manier verkregen worden door rekening te houden met de volgende factoren

- de gemiddelde emissiefactoren per m^2 scheepshuid en per dag voor het varen en stilliggen nl. resp. 88 mg en 49 mg
- het "natte oppervlak" van een schip, gerelateerd aan de grootte van dat schip in PK of BRT (zie tabellen in Risico Analyse Mariene Systemen)
- het aantal dagen dat uitgevaren en stilgelegen wordt

[333] Evers, E.H.G., van Meerendonk R., Ritsema R., Pijnenburg J. & Lourens J.M. (1993). Butyltinverbindingen. Rapport RIKZ-95.007.

Vissersschepen worden kathodisch beschermd tegen corrosie door zinkblokken. De hoeveelheid zink die jaarlijks op een gemiddeld vissersschip wordt aangebracht dient volgens de richtlijnen van het Instituut voor Materiaalmetingen Europa ongeveer 250 kg te zijn. De oplossnelheid is onafhankelijk van de snelheid van het schip. Per vaardag of stilligdag gaat 0.514 kg Zn in oplossing.[334] De totale emissie van zink wordt verkregen door de emissiefactor te vermenigvuldigen met het aantal vaardagen of havendagen.

De visserij gebruikt veel gasolie. De microverontreinigingen die in de olie zitten worden bij het verbrandingsproces naar buiten gestoten. Alhoewel ze deels verbranden in de motor, kan aangenomen worden dat de emissie van PAK's en lood naar de lucht gelijk is aan de hoeveelheid die in de olie aanwezig is. De emissies naar de lucht zullen vervolgens lokaal in de zee terechtkomen. De concentraties in gasolie kunnen gelijkgesteld worden aan die van dieselolie alhoewel gasolie iets lichter is:

- 1.5 mg BaP/kg
- 37 mg Flu/kg
- 20 mg Pb/kg

De emissie van BaP, Flu en Pb door de visserij in het Belgisch deel van de Noordzee kan verkregen worden door rekening te houden met de volgende factoren:

- het gemiddeld gasolieverbruik per schip (liter per vaardag), gerelateerd aan de grootte van dat schip in PK of BRT (zie tabellen Risico Analyse Mariene Systemen)
- het aantal dagen dat uitgevaren wordt (omdat de emissies alleen ontstaan tijdens het varen)

Fysische vervuiling

Gedurende het vissen zullen de schepen ook bijdragen tot een mogelijke visuele verstoring. De potentiële blootstelling aan visuele verstoring is het aantal "bootjaren" per jaar en per km². Het aantal bootjaren is het aantal vaaruren in een bepaald gebied. Daarnaast is de snelheid van de schepen van belang.

[334] RAM

2.2.2 De visvangst

Er zijn drie belangrijke effecten van de visactiviteit op de Noordzee. De eerste is direct verbonden met de visserijdruk zelf, waarbij zowel doelsoorten als bijvangstsoorten gedood worden. Daarnaast zijn er directe en indirecte effecten op de benthische gemeenschap door fysische verstoring en door een toename van organisch materiaal door de lozing van visafval. Deze lozing draagt daarenboven bij tot een significante impact op de gehele ecologie van het mariene systeem.[335]

Eutrofiëring

Vis en benthos dat wordt gevangen en teruggegooid in zee is gekend als "discard". Hiertoe hoort ook het afval dat overblijft na het schoonmaken van de vis op zee. Het algemeen effect van de "discard" op het Noordzee-ecosysteem is onzeker. Wel is het duidelijk dat het een belangrijke lokale bron zal zijn voor mogelijke eutrofiëringsprocessen. Daarenboven is het een bron van voedsel voor een heel aantal zeevogels.[336]

Fysische vervuiling

Boomkorren veranderen het bodemoppervlak door een omwoeling en een resuspensie van sediment. Het sediment wordt telkens over tenminste 1-8 cm omgewoeld en de sporen kunnen in diepere gebieden tot jaren blijven bestaan.[337]
De mechanische verstoring door de visserij kan uitgedrukt worden als de fractie van de bodem die in een jaar wordt omgewoeld. De fractie bodemomwoeling door de zware boomkorvisserij wordt bepaald door de volgende factoren:

- Het aantal visuren: dit kan gelijk gesteld worden aan het aantal afwezigheidsuren uit de haven of aan het aantal vaaruren
- De breedte van het vistuig: er mag binnen Europa niet gevist worden met een boomlengte van meer dan 12 meter dus twee vistuigen hebben een maximale lengte van 24 meter.
- De snelheid van het schip: de relatie tussen snelheid en motorvermogen wordt gegeven als snelheid (km/u) = 5.92 + 0.00423 x motorvermogen (PK)[338]

[335] Status
[336] Status
[337] Status
[338] RAM schriftelijke mededeling door Blom

Er dient wel op gewezen dat de verstoring niet homogeen verdeeld is waardoor bepaalde gebieden veel intenser worden beïnvloed dan anderen.[339] Dit aspect is dus ook uiterst belangrijk aangaande de ruimtelijke ordening van het gebruik van de zeebodem.
De maximale boomkorlengte van de garnalenvisserij is 18 meter. Gemiddeld is de lengte 15.4 meter en ligt de snelheid tussen de 3 en 3.5 knoop (gemiddeld 5.4 km/u).[340]
De modificatie van het substraat heeft directe en indirecte effecten op de samenstelling en de diversiteit van benthische gemeenschappen zowel met betrekking tot infauna als tot epifauna.

Onttrekken van organismen

De zware boomkor vangt vooral schol en kabeljauw. De Risico Analyse Mariene Systemen tracht de intensiteit van het vissen en dus van de onttrekking van organismen uit te drukken in PK-uur: het produkt van het aantal visuren (benaderd door afwezigheidsuren uit de haven of vaaruren) en het vermogen van de motor.[341] Naast het type van vistuig is het aantal visuren en het vermogen van de hoofdmotor bepalend voor de grootte van de vangst. Het vermogen van de hoofdmotor is van belang voor de snelheid van het vissen en de zwaarte van het vistuig dat voortgetrokken kan worden.
Naast de doelsoorten, worden ook vissoorten gevangen waar de visvangst niet op gericht was en zijn er bijvangstsoorten die meestal terug in zee wordt geloosd.

- doelsoorten met vooral een effect op
    - de totale densiteiten en vooral op de oudere leeftijdsklassen
    - de groottesamenstelling
    - de fenotypische samenstelling ten aanzien van grootte en leeftijd van vruchtbaarheid
- niet-doelsoorten met slechts een gering effect tenzij op de elasmobranchia
- bijvangst met een onzeker effect op
    - de totale densiteiten van de bijvangstsoorten die de vangst meestal niet overleven
    - het voedsel van zeevogels

2.3 Zand- en grindontwinningen

Toxische vervuiling

Zand- en grindextractie leidt tot een fysische verstoring en een verwijderen van zand- en grindvolume. Niet het hele volume wordt echter aan boord gehouden. Overtollig water en slib komen via de

[339] Status
[340] RAM schriftelijke mededeling door Blom
[341] RAM²

overstort in het water terecht.. Vermits veel verontreinigende stoffen in zee aan het sediment gebonden zijn, gaan de concentraties van allerlei stoffen in de waterkolom veranderen.[342] Zandwinning leidt dus lokaal tot een aanzienlijke verhoging van het zwevende stofgehalte en de daaraan verbonden verontreinigingen. Het effect op de concentratie aan stoffen in de waterfase is echter gering en verwaarloosbaar.[343]

Fysische vervuiling

De verhoging van de concentratie aan zwevende stof bij zandontginning is van tijdelijke aard, want in de waterkolom gesuspendeerde deeltjes blijken snel te zakken. Een Nederlandse studie drukte de concentratie zwevende stof uit in het aantal dagen dat de grenswaarden van 200 mg/l en 500 mg/l worden overschreden voor de onderste meter van de waterkolom.[344] Rekening houdend met stromings- en verdunningssnelheden, met de bezinkingssnelheid en met de duur van de winning werden verhoudingsgetallen bepaald vertrekkende van de uitgegraven oppervlakte. Vertrekkende van het gebruik van een sleephopperzuiger, zoals ook gebruikt voor het Belgische deel van de Noordzee, leidde deze berekening tot de volgende verhoudingsgetallen:

Afgegraven opp (m^2 per m^3 winning)	2
Omvang gebied met overschrijding van 200 mg/l (gedurende 5 uur) voor zwevende stof (m^2 per m^3 winning)	24
Omvang gebied met overschrijding van 500 mg/l (gedurende 1 uur) woor zwevende stof (m^2 per m^3 winning)	12

Op die manier kan uit de hoeveelheid gewonnen zand per uur ook voor het Belgisch deel van de Noordzee afgeleid worden wat de totale mechanische verstoring en omwoeling van de bodem is, en wat de oppervlakte is waarover zwevende stof zijn grenswaarde bereikt.

Uiteraard zijn de localisatie en de aanwijzing van vergunningsgebieden voor de winning van zand en grind belangrijke aspecten in de ruimtelijke ordening voor het gebruik van de zeebodem. Zo blijkt een sterke concentratie van de ontginning ter hoogte van de Kwintebank een centrale depressie tot gevolg te hebben. Dit zou kunnen opgelost worden door een betere ruimtelijke ordening en een afwisseling van vergunningsgebieden.[345]

---

[342] Bryan, G.W. (1985). Bioavailability and effects of heavy metals in marine deposits. In: Ketchum et al. (eds.), Wastes in the Ocean, volume 6, nearshore waste disposal, Wiley, New York.
[343] Tramontana & Bohlen (1984)
[344] Essink K. & Bos A.H. (1985). Growth of three bivalve molluscs along the axis of the Ems Estuary. Neth. J. Sea Res. 19: 45-51
[345] Vera Vanlancker pers. comm.

Onttrekken van organismen

Het totaal afgegraven oppervlak geeft een indicatie van de onttrokken hoeveelheden als gevolg van zandwinningsactiviteiten in het Belgisch deel van de Noordzee. Deze dienen uiteraard gekoppeld te worden aan gegevens over densiteiten van het benthos.
Benthische effecten zijn het resultaat van het verwijderen en het transport van zand maar ook van het neerslaan van geresuspendeerd zand. Extractie resulteert in een reductie tot 80 % van de benthische biomassa met een volledig herstel over 1-10 maanden na het stopzetten van de winning.[346]

2.4 Baggeren en baggerspecielossingen

De baggeractiviteit op zee kan opgedeeld worden in twee belangrijke deelactiviteiten: het baggeren zelf en het lossen van de baggerspecie.

2.4.1 Baggeren

Toxische vervuiling

Baggeren leidt vooral lokaal tot een aanzienlijke verhoging van het gehalte gesuspendeerde deeltjes en de daaraan gebonden verontreiniging zoals fosfaten, ammonium, silicaten, mangaan en koper. Deze impact is te vergelijken met zware stormen maar dan over een kleiner oppervlak.[347] Alleen wanneer gesuspendeerde deeltjes, die als gevolg van baggeren in de waterfase komen, lang in het water blijven zweven is een mogelijk effect te verwachten door resuspensie van toxische stoffen. Maar ook dan nog is het effect op de concentratie in de waterfase alleen significant als het duidelijk hoger is als de evenwichtsconcentraties. In gebieden waar regelmatig gebaggerd wordt zal dat meestal niet het geval zijn en is er dan ook geen sprake van emissie van toxische stoffen naar de waterfase. Daarom is de bijdrage tot de toxische vervuiling verwaarloosbaar.[348] Toch blijft het essentieel om de pollutiebelasting van de te baggeren sedimenten nauwgezet te volgen, vooraleer ze elders te lossen.[349] Toxische vervuiling zal zich namelijk vooral kunnen manifesteren tijdens het storten van de opgehaalde baggerspecie (zie verder). De havens (vooral die van Oostende en Zeebrugge) zijn meestal veel zwaarder vervuild dan de toegangsgeulen wegens hun hoger gehalte aan slib en organisch materiaal. Het gaat hier vooral over aanrijkingen van stikstof, metalen, PAKs en TBT.

---

[346] Status
[347] Tramontana J.M. & Bohlen W.F. (1984). The nutrient and trace metal geochemistry of a dredged plume. Est. Coast. Shelf. Sci. 18: 385-401.
[348] RAM
[349] VLIZ

Fysische vervuiling

De verhoging van de concentratie aan zwevende stof bij baggeren is van tijdelijke aard, want in de waterkolom gesuspendeerde deeltjes blijken snel te zakken. Een Nederlands studie drukte de concentratie zwevende stof uit in het aantal dagen dat de grenswaarden van 200 mg/l en 500 mg/l worden overschreden voor de onderste meter van de waterkolom.[350] Rekening houdend met stromings- en verdunningssnelheden, met de bezinkingsnelheid en met de duur van het baggeren werden verhoudingsgetallen bepaald vertrekkende van de gebaggerde oppervlakte. Vertrekkende van het gebruik van een sleephopperzuiger, zoals ook gebruikt voor het Belgische deel van de Noordzee, leidde deze berekening tot de volgende verhoudingsgetallen:

Gebaggerd opp (m^2 per m^3 baggerspecie)	2
Omvang gebied met overschrijding van 200 mg/l (gedurende 5 uur) voor zwevende stof (m^2 per m^3 baggerspecie)	100
Omvang gebied met overschrijding van 500 mg/l (gedurende 1 uur) voor zwevende stof (m^2 per m^3 baggerspecie)	50

Op die manier kan uit de hoeveelheid gebaggerde specie per uur ook voor het Belgisch deel van de Noordzee afgeleid worden wat de totale mechanische verstoring en omwoeling van de bodem is, en wat de oppervlakte is waarover zwevende stof zijn grenswaarde bereikt. Investeringsbaggerwerken voorspellen trouwens een toekomstige stijging in de hoeveelheden gebaggerd materiaal.[351]
Milieuvriendelijkere baggertechnieken zoals de "groene pijp" en in mindere mate de "milieuklep" streven naar een vermindering van de troebelheid in het water door o.a. het overvloeiwater in de beun te hergebruiken als proceswater.[352]

Uiteraard kan het baggeren ook als een inname van ruimte op de bodem gezien worden. Deze ruimte komt steeds overeen met de scheepvaartroutes of havengeulen die juist door het baggeren worden onderhouden. De ruimtelijke ordening van scheepvaartroutes op zee en van de havengeulen is dus onvermijdelijk verbonden met de ruimtelijke ordening van het baggeren t.h.v. de zeebodem.

[350] RAM uit Essink K. & Bos A.H. (1985). Growth of three bivalve molluscs along the axis of the Ems Estuary. Neth. J. Sea Res. 19: 45-51
[351] Mobag-studie
[352] Mobag-studie

Onttrekken van organismen

Het totaal weggebaggerde oppervlak geeft een indicatie van de onttrokken hoeveelheden als gevolg van baggeractiviteiten in het Belgisch deel van de Noordzee. Deze dienen uiteraard gekoppeld te worden aan gegevens over densiteiten van de benthische gemeenschappen.

2.4.2 Baggerspecielossing

Toxische vervuiling

De mobiliteit van verontreinigende bestanddelen verhoogt in geringe mate ten gevolge van het baggerproces. Het blijft dus essentieel om de pollutiebelasting van het te baggeren sediment nauwgezet op te volgen, vooraleer ze elders te lossen.[353] Gespiegeld tegen sedimentkwaliteitscriteria, is een positieve tendens voor 11 van de 12 belangrijke verontreinigende bestanddelen aan onze kust vast te stellen. Zo is van alle metalen enkel de chroomverontreiniging toegenomen t.o.v. 1989. Vooral TBT blijft echter een kritische factor.[354] De historische vervuiling van havens met TBT is een internationaal probleem. De ecologische status van de baggerloswallen in de Belgische Noordzee met name de invloed op bodemvissen en benthische gemeenschappen, werd uitvoerig bestudeerd.[355] Er wordt hier echter niet verder op ingegaan.

Eutrofiëring

Gegevens over de vrachten aan fosfor en stikstof in de baggerspecie kunnen verkregen worden uit de jaarlijkse rapportage aan de OSPAR Commissie.[356] Er wordt echter aangenomen dat de stofvracht aan nutriënten door het dumpen van baggerspecie alleen op lokale schaal een significante bijdrage levert tot eutrofiëring.[357]

Fysische vervuiling

Dumpen en lozen van vaste stoffen in zee draagt bij tot een mechanische verstoring door een vertroebeling en bodembedekking. De omvang van de mechanische verstoring als gevolg van het storten van baggerspecie is van een groot aantal factoren afhankelijk, onder andere de soort baggerspecie (deeltjesgrootteverdeling en compactheid), de sleephoppercapaciteit en de dichtheid van

[353] VLIZ
[354] Mobag-studie
[355] Mobag-studie
[356] OSPAR website
[357] Eutrofiëringsmodel p 9-5 RAM

het slib, die bepalend is voor de snelheid van de verspreiding van het slib. De wijze van storten is ook belangrijk. Het in één keer storten van het slib, zeker als het slib compact is, geeft een lagere vertroebeling dan wanneer het al varend over enige afstand wordt gestort. Verwacht wordt dat de vertroebeling dieper in de waterfase snel verdwenen zal zijn. Nieuwe metingen en meer verfijnde modellen zullen nodig zijn om de betrouwbaarheid aangaande modellen van slibprocessen te vergroten.[358]

Om een beeld te krijgen van het beïnvloede gebied tijdens het lossen van baggerspecie, kan uitgegaan worden van de aanname dat de vertroebeling van het storten zich over eenzelfde afstand uitstrekt als bij het baggeren zelf. Ook hiervoor heeft de Risico Analyse Mariene Systemen verhoudingsgetallen afgeleid voor het beïnvloede gebied.[359] De studie gaat uit van een gemiddelde beuninhoud van 6500 m^3, een lozingsgebied van 50 x 50 tot 100 x 100 m^2 en een laagdikte van 10 cm.

Bedekt bodemopp (m^2 per m^3 baggerspecie)	10
Omvang gebied met overschrijding van 200 mg/l (gedurende 5 uur) voor zwevende stof bij baggerstort (m^2 per m^3 baggerspecie)	3
Omvang gebied met overschrijding van 500 mg/l (gedurende 1 uur) voor zwevende stof bij baggerstort (m^2 per m^3 baggerspecie)	0.8

Het is duidelijk dat de keuze van de plaats en de grootte van de loswallen een belangrijke factor vormt in de ruimtelijke ordening van het gebruik van de zeebodem. Deze loswallen komen, in tegenstelling met de te baggeren plaatsen, niet overeen met de scheepvaartroutes of havengeulen.

Onttrekken van organismen

Het is duidelijk dat het neerslaan van de zwevende stof op het sediment een invloed zal uitoefenen op de benthische gemeenschappen. Zoals vermeld bij zand- en grindwinningen zijn benthische effecten niet enkel het resultaat van het verwijderen en het transport van zand maar ook van het neerslaan van geresuspendeerd zand. Dit laatste treedt onvermijdelijk op tijdens baggerspecielossingen. De ecologische status van de baggerloswallen in de Belgische Noordzee met name de invloed op bodemvissen en benthische gemeenschappen, werd uitvoerig bestudeerd.[360] Er wordt hier echter niet verder op ingegaan.

[358] Mobag-studie
[359] RAM
[360] Mobag-studie

2.5 Toerisme

Toeristische activiteiten of de zuivere aanwezigheid van toerisme aan de kust kan ingedeeld worden in strandrecreatie, buitendijkse activiteiten en recreatievaart. De strandrecreatie omvat recreatie-activiteiten aan en vanaf het strand zoals zwemmen en zonnen, sportvissen, wandelen, en surfen en zeilen. Buitendijkse gebieden ondergaan ook een aantal activiteiten zoals wandelen en fietsen, en sportvliegen. Maar het staat buiten twijfel dat het verblijf van de toeristen op zich, vooral binnen dit gebied plaatsvindt. Afwatering naar de zee is hierdoor bijgevolg onvermijdelijk beïnvloed. Tenslotte behelst de recreatievaart het varen met een motorboot, het zeilen en het sportvissen op zee.

2.5.1 Strandrecreatie

Toxische vervuiling

Bij zwemmen en zonnen is er een belasting van het milieu met zonnebrandolie die mogelijk significant bijdraagt aan olieverontreiniging. Zonnebrandolie bevat geen minerale olie, maar veeleer de minder schadelijke plantaardige oliën zoals paraffine en stearine. Daarnaast bevat het ook emulgatoren en UV-vangers waarvan het effect op het watersysteem onduidelijk is. De belasting van de gehele Noordzee met olie wordt geschat tussen de 71000 en 150000 ton per jaar.[361] Het is duidelijk dat de input van zonnebrandolie verwaarloosbaar is t.o.v. deze cijfers.

Eutrofiëring

De excretieproducten van badgasten (urine en zweet) kunnen bijdragen tot de eutrofiëring. In de kustzone is de bijdrage van strandrecreatie tot de totale stikstof- en fosforemissie maximaal 0.1 % en dus een verwaarloosbare bijdrage.[362]

Fysische vervuiling

Mogelijke akoestische en visuele verstoring vanwege strandrecreanten, surfers en catamarans kunnen een invloed hebben op het watersysteem. Deze zouden eventueel uitgedrukt kunnen worden als aantallen per ha. Steeds weerkerende verstoringen kunnen bepaalde gebieden op het strand en in de

[361] Clark boek
[362] RAM

duinen onbruikbaar maken ten aanzien van voedsel-, rust- en broedplaatsen voor vogels en mariene zoogdieren. Er wordt echter niet verwacht dat zij een effect op ruime schaal zullen hebben.[363]

Biologische vervuiling

Badgasten kunnen een directe oorzaak zijn voor de input van fecale coliformen zoals Escherichia coli, enterococci en menselijke pathogenen. Alhoewel zij niet natuurlijk voorkomen in mariene wateren, kunnen zij vrij gemakkelijk uitgescheiden worden door mensen en andere warmbloedige dieren. Typische problemen die geassocieerd zijn met de aanwezigheid van deze microbiologische indicatororganismen en humane pathogenen zijn vooral gerelateerd aan menselijke gezondheid zoals gastrointestinale problemen en irritaties van huid, ogen, oren en ademhaling.[364]

Perceptuele vervuiling

Uiteraard kan geluid en zicht vanwege drukke strandrecreatie een negatief effect hebben op de "sense-of-place" aan de kust.

2.5.2 Buitendijks gebied

Toxische vervuiling

De concentratie van toeristen en residenten in het buitendijks gebied kan onrechtstreeks een invloed uitoefenen op het kustwater. Mensen worden aangetrokken door de kust, verblijven aan de kust en zorgen daarom voor een verhoging van de menselijke druk op de kust.
Binnen het kader van mogelijke toxische vervuiling vanwege deze druk zijn drie aspecten belangrijk: behandeling van afvalwater, het afvloeien van stormwater en de lozing van riolen.
Chloor is een stof die gebruikt wordt om gemeentelijk afvalwater te ontsmetten en kan daarom onrechtstreeks in het mariene kustwater terechtkomen. Chlorine heeft een ander chemisch gedrag en vandaar ook een andere impact naargelang zijn concentratie en de saliniteit van het omringende water.[365] Stormwater kan olie bevatten die zijn oorsprong vindt in landtransport maar uiteindelijk in zee terechtkomt. Ze kan daarom bijdragen tot de algemene olievervuiling die echter vooral gedragen wordt door bilgewater en sludge van de scheepvaart (zie eerder). Uiteindelijk kan ook slib van

[363] Status
[364] DWAF Recreational use
[365] DWAF Recreational use

afvalwater in zee belanden door een indirecte afwatering via riolen. Hierin blijkt nikkel een mogelijk verontreinigend bestanddeel te zijn.[366]

Eutrofiëring

Uiteraard kunnen stormwater, rioollozingen en het doorsijpelen van septische tanken ook bijdragen tot een verregaande eutrofiëring.[367] De druk vanwege deze indirecte lozing is een direct gevolg van een recreationele druk en verblijfsconcentratie in het buitendijks gebied. Ze veroorzaakt een input van ammonium, en anorganische stikstof en fosfor met een daling van de opgeloste zuurstof en een verregaande sulfidicatie als gevolg. Vooral detergenten spelen hierin een grote rol.

Fysische vervuiling

De reeds besproken verhoogde rioollozing en verandering van de kwaliteit van het stormwater als gevolg van de toeristische druk, geeft ook een mogelijke aanleiding tot een fysische vervuiling. Deze vervuiling uit zich als een verhoging van drijvend materiaal, gesuspendeerd (of zwevend) materiaal en een verandering in kleur, turbiditeit en helderheid van het water. Daarenboven kan olie die wordt aangevoerd door stormwater op zijn beurt bijdragen tot de vorming van olievlekken waarvan het mogelijk effect reeds werd besproken voor de scheepvaart (zie eerder).

Biologische vervuiling

De inbreng van fecale coliformen, enterococcen en humane pathogenen, zoals reeds besproken voor de strandrecreatie, is ontegensprekelijk sterk verbonden met aspecten van verhoogde rioollozing en doorsijpelen van septische tanken. Ook de verandering van de kwaliteit van stormwater kan hiertoe bijdragen.[368] Een bijkomende factor is de inbreng en stimulering van de groei van toxische algen. Dit probleem is echter van minder groot belang aan de Belgische kust.

Perceptuele vervuiling

Drijvend en zwevend materiaal, een verandering in kleur en helderheid van het water en mogelijke olievlekken zijn een mogelijk gevolg van toeristische druk. Ze zorgen voor een negatief aspect op "het proper zijn" van het zeewater. Daarnaast leidt lokale eutrofiëring tot sulfidicatie waardoor H2S

[366] World Health Organization, 1982.. Waste discharge into the marine environment. Principles and guidelines for the Mediterranean action plan. Published under the joint sponsorship of the World Health Organization and the United Nations Environment Programme. Pergamon Press. 422 pp.
[367] DWAF
[368] DWAF

ontstaat. Het uiteindelijk gevolg daarvan is een sterke negatieve impact op geur. Zowel zicht als geur doen de "sense-of-place", vooral gebonden aan de kwaliteit van het kustwater, sterk dalen.

2.5.3 Recreatievaart

Toxische vervuiling

De Risico Analyse Mariene Systemen geeft informatie omtrent de mogelijke emissie van olie met benzoapyreen (BaP) en fluorantheen (Flu), koper, zink, lood en TBT. Het gaat hier voornamelijk over kajuitzeilboten.[369]

De snelheid waarmee organotinverbindingen uitlogen uit aangroeiwerende verven is afhankelijk van de soort verf die wordt gebruikt. Zelfslijpende verven logen vooral uit tijdens het varen en minder tijdens het stilliggen. Conventionele verven logen continu uit. In tegenstelling tot de beroepsvaart, worden bij recreatievaartuigen voornamelijk conventionele verven gebruikt omdat deze schepen vooral stilliggen. Tijdens het stilliggen en het schoonmaken komt TBT in de haven terecht. Het water in jachthavens wordt ververst als gevolg van getijbewegingen en ze vormen dan ook een bron van TBT-belasting voor de Noordzee. De aangehaalde studie berekende een gemiddelde emissie van 1 g TBT per dag tijdens stilliggen en van 2.5 g TBT per dag tijdens varen, voor een kajuitzeilboot van 40 m^2.

Zink wordt in de vorm van zinkanodes in de recreatievaart gebruikt als kathodische bescherming. De zink-anode lost langzaam op en voorkomt daarmee corrosie van de metalen onderdelen zoals de schroef en de scheepshuid. Geschat wordt dat ongeveer 50 % van de Nederlandse vaartuigen op zee beschermd wordt met een zinkanode en dat de zinkemissie ongeveer 600 g per jaar en per schip bedraagt.[370] Gelijkaardige gegevens zijn te verwachten voor de Belgische recreatievaart.

In de recreatievaart wordt "bronze-bottom" verf gebruikt. Die verf bevat koper. Het is echter niet bekend welk deel van het totaal aantal zeegaande recreatievaartuigen in België, koperhoudende verf gebruikt.

Mogelijke bronnen van BaP en Flu in de recreatievaart zijn uitloging en slijtage van de scheepshuid (vanuit aangroeiwerende teerproducten) en uitlaatgassen van zowel buiten- als binnenboordmotoren. Voor Nederlandse recreatievaartuigen werd een gemiddelde emissie van 0.11 g BaP en 3.4 g Flu per

[369] RAM

[370] RIZA (1993). Sacrificial anodes, some preliminary calculations, note for fourth meeting of the working group on diffuse sources of PARCOM on 19-22 October 1993.

jaar en per vaartuig vanuit de scheepshuid berekend. Op de Noordzee bestaat de recreatievaart vooral uit kajuitzeilboten en slechts voor 5 % uit motorboten. De totale emissie van BaP en Flu vanuit de recreatievaart blijkt relatief klein en vooral bepaald door de emissie vanuit de scheepshuid.[371]

Benzine en diesel bevatten lood. Dit lood kan met uitlaatgassen in het zeewater terechtkomen. Er kan aangenomen worden dat bij binnenboordmotoren 85 % van de uitlaatgassen onder water wordt uitgescheiden en voor buitenboordmotoren 100 %. Bij sportvisserij zal daarenboven lood direct in zee terechtkomen. Dit lood zal echter zeer snel in de bodem wegzakken terwijl bovendien geldt dat de uitloogsnelheid van lood zeer traag is. Dat betekent dat de belasting van het zeewater door lood kan verwaarloosd worden.[372]

Eutrofiëring

In een Nederlandse studie wordt de bijdrage van NOx naar de Noordzee door recreatievaartuigen verwaarloosbaar klein genoemd.[373] Er kan vanuit gegaan worden dat dit ook geldt voor de Belgische situatie.

Fysische vervuiling

Varen met motorboten draagt bij tot de akoestische verstoring. Concrete informatie over de effecten ontbreken echter en er wordt aangenomen dat die effecten beperkt zijn. De visuele verstoring door de recreatievaart is te berekenen door het aantal boten in het zomerseizoen en de geografische verspreiding van de recreatievaart te combineren.. Het is echter duidelijk dat de recreatievaart vooral geconcentreerd is in geulen en bepaalde routes.
Het gebruik van buitenboordmotoren (mengsmering) in de recreatievaart leidt tot een emissie van olie naar het oppervlaktewater. De emissie naar het water werd berekend als zijnde 5.2 g olie per kg benzine.[374] Op basis van de aanname dat een kg geloosde olie per dag aanleiding geeft tot de vorming van een olievlek van 0.5 m^2 (met een oliefilm van 0.3 mm^2), zoals gedaan voor de scheepvaart, kan de oppervlakte van de oliefilm ook hier berekend worden.

Onttrekken van organismen

Gegevens omtrent vangst door sportvissers op zee zijn moeilijk verkrijgbaar. Wel bleek uit verschillende mondelinge bronnen dat het aandeel van de sportvisserij in de kabeljauwvangst niet

[371] RAM
[372] De Gee (1991)
[373] KNWV (1991). De verontreiniging van het oppervlaktewater door de pleziervaart. Bunnink.
[374] Van Bentum, F. (1993). Procesbeschrijving scheepvaart en havenfaciliteiten. RIZA Werkdocument 93.099x.

onderschat mag worden. Het toezicht op de vangsten is niet waterdicht en de sportvissers dienen zich niet aan bepaalde quota te houden.[375]

2.6 Energie

2.6.1 Olie- en gaswinning

Voor het Belgische Continentale Plat is enkel de deelactiviteit aangaande de aanleg, het onderhoud en de verwijdering van pijpleidingen van belang.

Toxische vervuiling

Hier is enkel zink van belang. Pijpleidingen worden via zink beschermd tegen corrosie. Geschat wordt dat 40 % van de pijpleidingen op zee met zink wordt beschermd. Daartoe wordt de pijpleiding voorzien van circa 2 ton zink per km in de vorm van armbanden. Geschat wordt dat van deze hoeveelheid zink per jaar 4 % in oplossing gaat, ofwel 80 kg zink per km. Omdat het niet bekend is welke pijpleidingen juist met zink worden beschermd en welke niet, wordt om pragmatische redenen een gemiddelde emissie van 32 kg zink per km aangenomen.[376] Indien de totale lengte van pijpleidingen op het BCP gekend is, kan dus de totale hoeveelheid zinkemissie geschat worden.

Fysische vervuiling

Pijpleidingen, voorzover niet ondergegraven, vormen oppervlakken van hard substraat. Bij de berekening van het oppervlak aan hard substraat (in m^2 per km pijpleiding) kan ervan uitgegaan worden dat enkel die pijpleidingen met een diameter groter dan 0.4 m en aangelegd na 1980 niet zijn ingegraven.

2.6.2 Windmolens

In recent opgemaakte milieueffectrapporten worden de parken zelf en de bekabeling ervan als twee deelactiviteiten omschreven.[377] Tijdens deze samenvattende bespreking van de mogelijke effecten wordt enkel ingegaan op de exploitatie- en niet op de uitvoeringsfase.

---

[375] Pers. Comm.
[376] RIZA (1993)
[377] Haecon Harbour & Engineering Consultants (2001). Milieueffectrapport voor het C-Power windenergiepark aan de Belgische kust. BKW1967-00181.

2.6.2.1 Parken

Toxische vervuiling

Luchtvervuiling heeft een indirect effect op de toxische vervuiling van het zeewater. In die zin worden windmolenparken gezien als een bijdrage tot het tegengaan van zowel het broeikaseffect en van de zure regen.
Er wordt aangenomen dat, eenmaal het windmolenpark zich in de operationele fase bevindt, geen onmiddellijke en directe gevolgen voor de waterkwaliteit verwacht worden.

Fysische vervuiling

Onderwatertrillingsrisico's, die vooral effect zouden kunnen hebben op commerciële vissoorten en bijvangstsoorten, worden door een combinatie van verschillende technieken vermeden. Wat betreft de invloed van het park op de hydrodynamica, wordt gesteld dat deze slechts beperkt blijft tot geringe, lokale wijzigingen van stroming en golven rond elke individuele paal. Er zijn geen grootschalige veranderingen te verwachten. Tengevolge van de verhoogde turbulentie in het zog van een paal, die over een grote afstand van de paal voelbaar blijft, is echter niet uit te sluiten dat elders lichte erosie zal optreden. Het kustwaarts zandtransport via kustbanken en transversaal op de kust zal eventueel ook verstoord worden.
De vervanging van de actuele zeebodem door een hard substraat (stortsteen) aan de basis van de palen, heeft vooral een invloed op het benthos. Op het onderwatergedeelte van een windturbine wordt een totaal andere levensgemeenschap verwacht dan op een kale zandbodem. De waardering hiervan is een subjectieve zaak. Daarenboven zal een nieuw substraat met een verhoogd oppervlak ongetwijfeld kunnen fungeren als geschikte paaiplaats en kinderkamer voor vissen en andere diersoorten. Dankzij het grote herkolonisatiepotentiaal van de benthische algen, zullen de gevolgen van de ingreep een minimale invloed hebben op deze gemeenschappen. Het "eiland" zal bovendien – en dankzij de harde substraten – spontaan evolueren naar een vegetatie van "hogere" wieren zoals typisch voor de rotskusten in het noorden van Frankrijk.
Over de effecten van windenergieparken op de vogelpopulatie (aanvaringsrisico's, barrièrewerking en verstoring) is tot op heden slechts in beperkte mate informatie beschikbaar. Globaal wordt er gesteld dat er geen aanwijzingen zijn dat het inplanten van een offshore windpark rampzalig zal zijn voor de vogels.

Onttrekken van organismen

Volledigheidshalve moet hier het mogelijk effect van de windmolenparken op de vogelpopulatie aangehaald worden. Hiervoor wordt echter verwezen naar het hoofdstuk i.v.m. *Fysische vervuiling*.

Perceptuele vervuiling

Op basis van de huidige ter beschikking staande gegevens zal de bovenwatergeluidshinder zich beperken tot een afstand van ongeveer 1.5-3.5 km.
Eén van de meest belangrijke aspecten rond de windmolenparkeffecten is de invloed op het landschap. Zichtbaarheidsgrenzen en waarnemingsafstanden zijn daarbij cruciaal. Het zeezicht is één der meest structureel eenvoudige landschappen. Ofwel leidt de geografische inplanting van een windmolenpark tot een niet of nauwelijks, en dus aanvaardbare visuele perceptie, ofwel zal de inplanting in een storend, en dus onaanvaardbaar, landschappelijk gegeven resulteren. Het debat herleidt zich hiermee tot een louter subjectieve discussie.

2.6.2.2 Bekabeling

Het is vanzelfsprekend dat de kabelinfrastructuur een nog nauwelijks merkbare invloed uitoefent op het milieu, eenmaal in operationele fase. Maar ook de milieu-effecten van de bekabeling tijdens het aanleggen ervan, krijgen over de hele lijn een nulwaardering.

	Toxische vervuiling	Eutrofiëring	Fysische impact	Onttrekken van organismen	Biologische vervuiling	Perceptuele vervuiling
Scheepvaart en havens						
Varen	➢ vooral olie met PAKs in bilgewater, sludge en waswater ➢ ev. koper, TBT en zink	➢ locale depositie van nutriënten	➢ olievlekken ➢ visuele verstoring ➢ ruimte	➢ -	➢ introductie van mariene organismen uit vreemde wateren via ballastwater	➢ zicht
Ankeren en stilliggen	➢ vooral koper TBT en zink	➢ -	➢ visuele verstoring ➢ ruimte	➢ -	➢ -	➢ zicht
Visserij						
Varen, ankeren en stilligen	➢ geen olielozing ➢ vooral koper, TBT en zink (vgl. met scheepvaart)	➢ -	➢ visuele verstoring	➢ -	➢ -	➢ -
De visvangst	➢ -	➢ discards	➢ bodemomwoeling ➢ ruimte	➢ overexploitatie van doelsoorten ➢ overexploitatie van bijvangst (vooral elasmobranchia en benthos)	➢ -	➢ -
Zand- en grind-ontginningen	➢ -	➢ -	➢ bodemomwoeling ➢ resuspensie van bodemmateriaal ➢ ruimte (concentratie op Kwintebank)	➢ benthos door wegnemen en door neerslaan van resuspensiemateriaal	➢ -	➢ -
Baggeren						

Het baggeren	➢	-	➢	-	➢ ➢ ➢ ➢	bodemomwoeling resuspensie van bodemmateriaal ruimte voorspelling van stijgend baggervolume door investeringswerken	➢	(benthos door wegnemen en door neerslaan van resuspensiemateriaal)	➢	-	➢	-
Baggerspecie-lossing	➢	vooral chroom en TBT	➢	-	➢ ➢ ➢	bodemomwoeling suspensie van baggerspecie ruimte	➢	benthos door neerslaan van baggerspecie	➢	-	➢	-
Toerisme												
Strandrecreatie	➢	-	➢	-	➢ ➢	akoestische verstoring visuele verstoring	➢	-	➢	uitscheiding van micro-organismen afh. van aantal strandrecreanten	➢	verandering van sense-of-place door geluid en zicht
Buitendijks gebied	➢ ➢	(chloor door waterzuivering) (olie in stormwater)	➢	(nutriënten door stormwater, rioollozing, doorsijpelen van septische tanks en sludge van waterzuivering)	➢	olievlekken door olie in stormwater en rioollozing	➢	-	➢	micro-organismen door stormwater, rioollozing en doorsijpelen van septische tanks	➢	verandering van sense-of-place door zicht en geur (kustwater)
Recreatievaart	➢ ➢	vooral TBT, zink en eventueel koper lood	➢	-	➢	(olievlekken, akoestische verstoring en visuele verstoring geconcentreerd rond vaarroutes en geulen)	➢	vis?	➢	-	➢	-

Energie										
Olie- en gaswinning	➢	zink	➢	-	➢	harde substraten met invloed op gemeenschappen	➢	-	➢ -	➢ -
Windmolen-parken	➢	-	➢	-	➢	harde substraten met invloed op gemeenschappen	➢	vogels?	➢ -	➢ zicht?
					➢	vogels?				
Bekabeling voor parken	➢	-	➢	-	➢	-	➢	-	➢ -	➢ -

DEEL IV
CONCLUSIES
EN VOORSTELLEN TOT
BELEIDSMAATREGELEN

HOOFDSTUK 1
CONCLUSIES

1.1 Visserij

1.1.1 Sociaal-economisch

De Belgische visserijsector is de kleinste van de Europese Unie (EU). Het Belgische beleid ten aanzien van de visserijsector wordt in grote mate gestuurd door het Europese Gemeenschappelijke Visserijbeleid (GVB). Ondermeer de toegang tot de visgronden en de omvang van de vangsten wordt beperkt via het GVB. In 2001 telde de Belgische vloot 126 vaartuigen, met een totale capaciteit van ca. 63.000 kW en ca. 23.000 BT. Sedert 1996 heeft België op het vlak van de opgelegde vlootreducties, in het kader van Meerjarige Oriëntatieprogramma's van de EU, het statuut van *'minimum vitalis'*, waardoor geen verdere vermindering van de vlootcapaciteit wordt opgelegd. Ruim 93 % van de Belgische vloot beoefent de boomkorvisserij.

In 2001 voerden de Belgische vissersvaartuigen ca. 27.000 ton vis, schaal- en weekdieren aan, voor een totale waarde van ca. € 97 miljoen. De voornaamste soorten die de Belgische zeevisserij vangt zijn schol, tong, kabeljauw en rog. In 2001 waren ze samen goed voor bijna tweederde van de totale aanvoer. Een gedeelte van de Belgische zeevisserijvloot (voornamelijk de kleine kustvisserij) vist in hoofdzaak (en in een 13-tal gevallen zelfs exclusief) op garnaal, een soort die buiten het quotabeleid van EU valt.

Socio-economisch gezien is het Belgisch gedeelte van de Noordzee voor de Belgische zeevisserij eerder van gering belang. Bijna 65 % van de Belgische visaanvoer is afkomstig uit de centrale en zuidelijke Noordzee. Daarnaast zijn de oostelijke Kanaalzone, het Bristolkanaal en het zuidoostelijke gedeelte van de Ierse zee de belangrijkste visgronden. Het zijn de grotere vaartuigen (motorvermogen < 221 kW) die deze verder afgelegen visgronden bezoeken. Het kleine vlootsegment (en de kustvisserij in het bijzonder) is daarentegen wel voor zijn vangsten en inkomsten afhankelijk van het Belgisch gedeelte van de Noordzee. Uit een beperkte steekproef bleek dat in 2000, ruw geschat, ca. 31 % van de visvangsten van het kleine vlootsegment (motorvermogen > 221 kW) uit het Belgisch gedeelte van de Noordzee afkomstig waren.

De Belgische zeevisserij creëert een rechtstreekse tewerkstelling van naar schatting ca. 1.550 personen (deeltijdse en voltijdse tewerkstelling). Dit cijfer geeft echter slechts een ruwe indicatie van de rechtstreekse werkgelegenheid. Hierin is geen detailhandel begrepen. Ook andere personen, zoals deeltijds personeel aan wal of meewerkende gezinsleden, werden in de berekening niet opgenomen.

Het cijfer kan bijgevolg enkel met de nodige voorzichtigheid worden gehanteerd. Het aandeel van de gehele visserijsector, met inbegrip van de visverwerkende nijverheid en de aquacultuur, bedroeg in 2001 0,02 % van het Bruto Binnenlands Product van België.

België telt 3 vissershavens, Zeebrugge, Oostende en Nieuwpoort. Iets meer dan 65 % van de totale Belgische vangsten wordt in Belgische havens aangevoerd, in hoofdzaak in Zeebrugge. Het overige gedeelte wordt voornamelijk (95 %) in Nederlandse havens aangevoerd. Deze laatste vormen een steeds grotere concurrent voor de Belgisch visveilingen.

1.1.2 Milieudegradatie

Overwegend blijkt de visserij vooral invloed te hebben op twee deelaspecten van de milieudegradatie. Enerzijds is er uiteraard het onttrekken van organismen – vissen en bijvangst – uit het water. Dit kan leiden tot een mogelijke overexploitatie. Anderzijds is er de vistechniek die leidt tot een sterke modificatie van de zeebodem door omwoeling.

1.2 Toerisme

1.2.1 Sociaal-economisch

Het grootste aantal toeristen dat naar de Belgisch kust komt, is afkomstig uit eigen land. Tussen 1992-2000 is het aantal toeristen in de Belgische kuststreek met ruim 10 % gestegen. De gemiddelde verblijfsduur is daarentegen gedaald met ruim 26 %. Koksijde, Middelkerke en Knokke-Heist genieten het meest van het toerisme aan de kust. De zomermaanden, juli en augustus, zijn nog steeds toeristische topmaanden, hoewel de spreiding van het toerisme over het hele jaar in vergelijking met 1992 sterk is toegenomen.

Het toerisme aan de kust kan worden opgedeeld in verblijfstoerisme en dagtoerisme. In 2000 werden aan de Belgische kust ca. 17 miljoen overnachtingen geboekt. In 2000 werd het verblijfstoerisme in commerciële logies geschat op ca. € 664 miljoen, wat bijna 12 % minder is dan in 1992. Een gedeelte van de toeristen verblijft in een eigen of gehuurd tweede verblijf aan de kust. Gemiddeld zijn deze verblijven zo'n 100-tal nachten in gebruik, gespreid over het hele jaar. De omzet die in 2000 werd gegenereerd in het tweede verblijfstoerisme werd geraamd op ca. € 425 miljoen. In vergelijking met 1992 zou de omzet in 2000 met bijna 30 % zijn gestegen. Deze berekeningen zijn gebaseerd op hypothesen, waardoor ze met de nodige omzichtigheid moeten worden gehanteerd.

Een schatting van de omvang en evolutie van het dagtoerisme loopt uiteen naargelang de bron die wordt gehanteerd. Het aantal dagtoeristen naar de kust werd in 2000 geschat tussen 17,2 miljoen en 30 miljoen per jaar. Vooral Oostende, Blankenberge en Knokke-Heist genieten van de stroom dagtoeristen naar de Belgische kust. Een ruwe inschatting van de totale omzet die door het dagtoerisme aan de kust werd gerealiseerd bedroeg in 2000 ca. € 507 miljoen, wat in vergelijking met 1992 een stijging zou betekenen met 7,5 %.

Het kusttoerisme vormt eveneens een belangrijke bron van tewerkstelling voor de Belgische kust. Op 30 juni 2000 bedroeg het aantal geregistreerde bezoldigde tewerkgestelden in de toeristische sector aan de kust iets meer dan 8.600 werknemers. Dit is ruim de helft van de totale tewerkstelling in deze sector in de provincie West-Vlaanderen. In vergelijking met 1992 is de tewerkstelling in de toeristische sector aan de kust met 11 % gestegen. Naast de bezoldigde tewerkstelling waren in juni 2000 ca. 1.870 zelfstandigen actief in de sector toerisme en recreatie. In vergelijking met 1995 is het aantal toeristen in deze sector licht gedaald (- 4 %).

Ook de recreatieve sector aan de kust creëert een belangrijke omzet aan de kust. België telt vier jachthavens, Nieuwpoort, Blankenberge, Oostende en Zeebrugge met in totaal ruim 3.000 ligplaatsen. In 2000 werd de omzet in de jachthavens geschat op ca. € 16,2 miljoen. Er werd bij deze raming geen rekening gehouden met 'passanten' uit andere jachthavens en met de (toeristische) aantrekkingskracht die de aanwezigheid van een jachthaven heeft voor de badstad. Naast de jachthavens, vormen andere recreatieve voorzieningen, zoals de recreatieve visserij, clubs, verenigingen, excursies, stages, wedstrijden, cursussen een socio-economische meerwaarde voor de kust. In 2000 werd de totale omzet van recreatieve offshore activiteiten geraamd op ca. € 8,5 miljoen.

1.2.2 Milieudegradatie

De recreatievaart zelf wordt voor een groot deel uitgemaakt door sportvissers. Alhoewel geen concrete informatie beschikbaar is over mogelijke visvangst, blijkt een mogelijke overexploitatie niet onwaarschijnlijk te zijn.
De recreatiedruk zowel op het strand maar vooral als verblijfsdruk in het buitendijks gebied is vooral aanleiding tot een biologische en perceptuele vervuiling. Mogelijke vervuilde afwatering kan micro-organismen introduceren in het kustwater. De recreatiedruk op zich kan ook aan de basis liggen van een verandering van de sense-of-place zowel van de omgeving als van het kustwater.

1.3 Scheepvaart en havens

1.3.1 Sociaal-economisch

De centrale ligging van België leidt ertoe dat de Belgische wateren een belangrijke doorvaartroute voor de scheepvaart vormen. België telt vier zeehavens: Antwerpen, Zeebrugge, Gent en Oostende. In de vier havens samen werd in 2000 ca. 195 miljoen ton goederen gelost en geladen. Er werden in 2000 ca. 1,5 miljoen passagiers in- en ontscheept. De totale toegevoegde waarde werd in 2000 geschat op ca. € 10 miljard. Er werden ongeveer 95.000 personen tewerkgesteld, waarvan zo'n 85 % tewerkgesteld wordt door de private sector. In de vier Vlaamse havens samen werd in 2000 voor ruim € 2 miljard geïnvesteerd. Antwerpen heeft de grootste scheepstrafiek. Ruim 65 % van de goederen werden in Antwerpen geladen en gelost en de toegevoegde waarde van de Antwerpse haven bedroeg 60 % van het totaal. Oostende is momenteel de kleinste haven, maar neemt iets meer dan 60 % van het passagiersvervoer voor zijn rekening.

1.3.2 Milieudegradatie

Het is duidelijk dat de olieverontreiniging die uitgaat van accidentele of gewilde lozingen van bilgewater, sludge en waswater door de beroepsvaart, nog steeds een belangrijk deel uitmaakt van milieudegradatie. Het uitlogen van stoffen zoals koper, TBT en zink zijn van minder belang. Ook het lozen van ballastwater heeft een niet te onderschatten invloed op het milieu. Het is een mogelijke bron voor de introductie van mariene organismen uit vreemde wateren. Uiteindelijk zijn de scheepvaart en vooral de havens ingrijpend voor wat betreft de perceptuele vervuiling en de daarmee samenhangende verandering van de sense-of-place.

1.4 Zand- en grindontginning

1.4.1 Sociaal-economisch

De winningen van zand en grind in het Belgisch gedeelte van de Noordzee gebeuren in twee welbepaalde locaties (zandbanken) waarvoor aan ondernemingen een concessie wordt verleend. Momenteel zijn er 16 concessiehouders die vergund zijn voor een totale hoeveelheid van ca. 6,5 miljoen m^3 per jaar. De ontginning van zand en grind bedroeg in 2000 ruim 1,9 miljoen m^3. In vergelijking met 1979 steeg de ontginning met ca. 80 %.

De omzet van de zand- en grindwinning in het Belgisch gedeelte van de Noordzee werd in 2000 geraamd op ca. € 125 miljoen. De directe en indirecte tewerkstelling in de zand en grindsector werd

geschat op ca. 22.000 werknemers. Dit cijfer moet met de nodige nuancering worden gebruikt, gezien het naast de rechtstreekse winning ook de werkgelegenheid in de verwerking omhelst.

1.4.2 Milieudegradatie

Het winnen van zand en grind zorgt voor een omwoeling van de zeebodem waardoor bodemmateriaal in resuspensie komt. Een te sterke concentratie in één gebied (zoals de Kwintebank) kan eventueel leiden tot een overdreven depressie van de zeebodem. Ruimtelijke ordening aangaande winningen is dus een noodzaak. Anderzijds is de invloed op bodemgemeenschappen niet onaanzienlijk.

1.5 Baggeren

1.5.1 Sociaal-economisch

Om de mariene toegangswegen van en naar de Belgische havens vrij te houden en hun diepte te verzekeren moeten de toegangswegen en de havengeulen worden gebaggerd. De baggerwerken worden ingedeeld in de baggerwerkzaamheden enerzijds en het storten van baggerspecie anderzijds. De baggerwerkzaamheden zelf bestaan uit aanlegbaggerwerken en onderhoudsbaggerwerken. In 2000-2001 werd ca. 10 miljoen m^3 gebaggerd, wat een sterke daling is in vergelijking met 10 jaar geleden (24 miljoen m^3). Het uitbaggeren van de vaarpassen neemt bijna 65 % van de baggerwerkzaamheden in beslag.

Een belangrijk aspect van de baggerpraktijk is het beheer van de gebaggerde specie. In het Belgische gedeelte van de Noordzee zijn er 6 machtigingen voor het storten van baggerspecie toegekend. In de periode 2000-2001 werd ca. 4,5 miljoen ton droge stof baggerspecie in zee gestort.

In 2000-2001 spendeerde de Vlaamse overheid ca. € 57 miljoen aan baggerwerken in het Belgisch gedeelte van de Noordzee. Van dit bedrag werd 37 % aan loonkosten besteedt. Op basis van de loonkost van de Vlaamse overheid werd de tewerkstelling in de baggersector in het Belgisch gedeelte van de Noordzee geschat op ca. 560 personen. Een raming van de tewerkstelling op basis van een bevraging bij de betreffende ondernemingen lag enigszins lager (ca. 240 werknemers in 2000).

1.5.2 Milieudegradatie

Enkel de baggerspecielossing blijkt een mogelijk negatief effect te hebben op de toxische vervuiling van het zeewater met vooral de nadruk op chroom en TBT. Daarnaast zijn zowel het baggeren zelf als de lossing van de specie aanleiding tot een sterke fysische impact op de zeebodem met suspensie en

resuspensie van bodemmateriaal. Uiteraard is de druk op de benthische gemeenschappen hier ook duidelijk. In het kader van toekomstige investeringsbaggerwerken en een stijging van het daaraan gekoppelde baggervolume zal de keuze en organisatie van loswallen cruciaal worden.

1.6 Energie

1.6.1 Sociaal-economisch

In het Belgisch gedeelte van de Noordzee kan op dit ogenblik enkel gesproken worden van een potentiële winning van energie door middel van de windstromen.

Een inschatting van het socio-economische belang van deze gebruiksfunctie werd niet gemaakt, gezien het gaat om een potentiële toekomstige gebruiksfunctie.

1.6.2 Milieudegradatie

De rol van de olie- en gasontwinning en van de aanleg van windmolenparken in de mariene milieudegradatie, beperkt zich vooral tot een fysische impact op het substraat. Deze impact kan aanleiding geven tot een invloed op de levensgemeenschappen – benthos en vissen – die zowel negatief als positief kan zijn. Ook de invloed van de windmolens op overtrekkende vogels staat nog ter discussie. Daarnaast is het aanbrengen van structuren zoals windmolens uiteraard van invloed op het zicht en daardoor op de sense-of-place aan de kust.

Bovenstaande conclusies worden hierna in een tabel samengevat.

GEBRUIKSFUNCTIE	SOCIO-ECONOMISCHE WAARDE	MARIENE DEGRADATIE	JURIDISCHE RANDVOORWAARDEN
Visserij	- Omzet: € 13,4 miljoen - Tewerkstelling: 1.550 personen (rechstreeks)	- overexploitatie door vis-en bijvangst - fysische bodemimpact	- Gemeenschappelijk Visserijbeleid EU
Toerisme/recreatie	- Omzet: € 1,6 miljard - Tewerkstelling: 8.600 werknemers 1.870 zelfstandigen	- biologische vervuiling van het kustwater - verandering van sense-of-place - overexploitatie door sportvisserij?	
Scheepvaart	- Toegevoegde waarde: € 10 miljard - Tewerkstelling: 94.513 werknemers - Investeringen: € 2 miljard - Bijdragen schatkist: € 4,5 miljard	- toxische vervuiling door olielozing - introductie van mariene organismen via ballastwater uit vreemde wateren - verandering van sense-of-place	
Winning van zand en grind	- Omzet: € 125 miljoen - Tewerkstelling: 22.000 werknemers (rechtstreeks en onrechtstreeks)	- onttrekken van bodemfauna - fysische bodemimpact met mogelijke depressie - ruimtelijk gebruik	- vergunningsplicht
Baggerwerken	- Omzet: € 57 miljoen - Tewerkstelling: 400 werknemers (gemiddelde van de twee studies)	- toxische vervuiling door Cr en TBT tijdens specielossing - fysische bodemimpact impact op bodemfauna - ruimtelijk gebruik	- vergunningsplicht voor lossing specie
Winning van energie	<->	- fysische bodemimpact? - impact op avifauna? - verandering van sense-of-place?	- vergunningsplicht

VOORSTELLEN TOT BELEIDSMAATREGELEN

Op basis van de gegeven knelpuntenanalyse in voorgaande hoofdstukken kunnen voor de onderzochte gebruiksfuncties een aantal voorstellen tot beleidsmaatregelen worden geformuleerd. Veeleer dan per gebruikersfunctie een gedetailleerde opsomming te geven, werd er gekozen voor een samenvatting in drie punten.

1. Gebrek aan beschikbare informatie

Een goed doordacht beleid ten aanzien van de Noordzee vereist de beschikbaarheid van voldoend gedetailleerde gegevens. Zowel het vastpinnen van knelpunten en onvolkomenheden, als het beantwoorden van deze aspecten met juiste beleidsmaatregelen, vragen om een nauwkeurige wetenschappelijke ondersteuning. Vooral de gebruiksfuncties waarin monitoring en gestructureerde gegevensvergaring vaag zijn, zoals de visserij en het toerisme, vertonen veel hiaten in de aanwezigheid en de beschikbaarheid van wetenschappelijk voldoend onderbouwde gegevens. Deze lacunes blijken anderzijds veel minder waar voor gebruiksfuncties zoals baggeren, zand- en grindontginningen, scheepvaart en windenergie. De in voege zijnde vergunninsstelsels, controlemechanismen, onderzoekstechnieken en monitoringsschema's zullen daarvan vooral aan de basis liggen. Als voorbeeld worden enkele belangrijke hiaten in de aanwezigheid en beschikbaarheid van gegevens in het kader van visserij en toerisme aangehaald:

Visserij:

- vangstgebieden in het Belgisch gedeelte van de Noordzee;
- geografische spreiding en intensiteit van de visvangsten in het Belgisch gedeelte van de Noordzee;
- omvang van de visserijvaart in het Belgisch gedeelte van de Noordzee;
- concurrentieverhoudingen tussen de verschillende vaartuigen en vlootsegmenten;
- sociale en economische structuur van de visserijsector;
- omvang en omzet van de sportvisserij;
- omvang van niet-gerapporteerde visvangsten;
- tewerkstelling in de visserijsector.
- ...

Toerisme:

- omvang van het dagtoerisme;
- omzet die door het toerisme wordt gecreëerd (enkel zeer ruwe schattingen);

- tewerkstelling die door het toerisme wordt gecreëerd (enkel zeer ruwe schattingen).
- ...

2. Gebrek aan ruimtelijke planning op zee

De uitgebreide discussie en publieke controverse wanneer zich nieuwe gebruiksfuncties in de Noordzee opdringen, tonen aan dat er een dringende behoefte is aan ruimtelijke planning op zee. België beschikt over een relatief kleine mariene zone in vergelijking met andere Noordzeestaten. Voorliggende studie maakt duidelijk dat de Belgisch zeegebieden zeer intensief geëxploiteerd en gebruikt worden. Een duurzaam beheer van de Noordzee vereist dat de verschillende gebruikers, rekening houdend met de specifieke aard van het gebruik (geografische verspreiding en intensiteit), ruimtelijk op elkaar afgestemd raken. Zowel de huidige als de reeds gekende toekomstige gebruiksfuncties (zoals mariene beschermde gebieden en windmolenparken) moeten in een dergelijke mariene ruimtelijke ordening worden opgenomen. Uitgaande van de idee dat een duurzaam beheer van de Noordzee dient te kaderen binnen een voldoende uitgebalanceerd draagvlak, lijkt een ecosysteembenadering de meest logische vertrekbasis voor een dergelijk ruimtelijk plan.

3. Gebrek aan bestuurlijke verankering en permanent overleg

Ook de integratie van het beleid van kustgebieden en de mariene zone in België wordt een noodzaak. Het kan slechts tot stand komen via een degelijke bestuurlijke verankering. Die verankering dient het beleid inzake beheer van het Belgisch deel van Noordzee, inclusief het kustgebied, te stroomlijnen op een bestuurlijk niveau. Een dergelijke ingreep is slechts geslaagd indien:

- verschillende beleidsdomeinen of -bevoegdheden binnen eenzelfde beleidsniveau onderling op mekaar zijn afgestemd (***horizontale en externe integratie***).
- verschillende beleidsdomeinen of -bevoegdheden van verschillende beleidsniveaus onderling op mekaar zijn afgestemd (***verticale en externe integratie***).

Hierin moet plaats gemaakt worden voor een institutioneel verankerd overlegorgaan waarin zowel horizontale als vertikale beleidsintegratie mogelijk worden en waarmee een continu overlegplatform met het maatschappelijk draagvlak en het publiek verzorgd wordt.

THEMA II

ACCIDENTELE OLIELOZINGEN IN HET MARIENE MILIEU ONDER DE RECHTSBEVOEGDHEID VAN BELGIE

TAAK II.1

ONTWIKKELEN VAN MATHEMATISCHE MODELLEN DIE DE KANS OP ACCIDENTELE LOZINGEN EN DE HIERDOOR AANGERICHTE SCHADE BEPALEN, ZOWEL OP LEEFMILIEUVLAK ALS OP SOCIO-ECONOMISCH VLAK

Dr. ir. G. Pichot

Serge Scory

Laurence Vigin

TABLE OF CONTENT

Chapter 1: Objectives 583

Chapter 2 : Models 584
2.1 Environmental conditions 585
2.2 Oil spill modelling 586
2.2.1 General behaviour 586
2.2.2 Surface behaviour model 590
2.2.3 Fate in the water column 592
2.2.4 Fate in the atmosphere 593
2.3 Global repartition in the various compartments of the environment 593
2.4 Effects 594
2.5 Impacts, valuation and costs 596
2.6 Other pollutants 597

Chapter 3: Integration and implementation 598

Chapter 4: Case study 600

Chapter 5: Discussion 601

Chapter 6: Credits 602

Chapter 7: References 603

Chapter 8: Annex 1: The MU-SLICK and the MU-SLICKLETS models 605
8.1 The MU-SLICK model 605
8.1.1 Transport 605
8.1.2 Spreading 606
8.1.3 Weathering 606
8.2 The MU-SLICKLETS model 608
8.2.1 Transport 609
8.2.2 Sub-surface drift 609
8.2.3 Weathering 610
8.3 Outputs 610
8.4 Specific references 610

Chapter 9: Annex 2: Repartition of the toxic substances in the environment 611

Chapter 10: Annex 3: short and long-term biological effects 612
10.1 The biological effects sub-model (BESM) 612
10.1.1 Direct losses 613
10.1.2 Indirect losses 614
10.2 Seabirds 615
10.3 The long term effects model (LTEM) 615

Chapter 11: Annex 4: Impact and costs functions 617
11.1 Impact at sea 617
11.2 Impact at the coast 617
11.3 Cost functions at sea 618
11.3.1 Fishery 618
11.3.2 Other 618
11.4 Cost functions at the coast 618
11.4.1 Costs of clean-up 618
11.4.2 Valuation of impact on tourism 619

Chapter 12: Annex 5: User interface 624

Chapter 13 : Annex 6: Case study 628
13.1 Description 628
13.1.1 Input data of the spill model 628
13.2 Outputs of the spill model 628
13.3 Physical impact on the coastline 633
13.4 Physical impact at sea 634
13.5 Impact on the biota 635
13.6 Impact on the seabirds 636
13.7 Valuation 637
13.7.1 Loss of incomes for the fisheries 637
13.7.2 Loss of incomes for tourism 638
13.7.3 Beach cleaning costs 638

CHAPTER 1
OBJECTIVE

The objective of this study was to develop a system of integrated models aiming at "assessing the consequences of accidental spillage of oil and other chemicals at sea at the environmental and socio-economic levels".

This task implied to improve existing models, to develop missing ones and to incorporate the findings of two other studies performed within the project, namely the definition of socio–economic criteria for assessing the cost bound to the degradation of the marine environment due to the pollution, performed by Ecolas under the auspices of the Maritime Institute, and the refinement of the Biological Effect SubModel, performed by the *Laboratorium voor Milieutoxicologie & Aquatische Ecologie*.

CHAPTER 2
MODELS

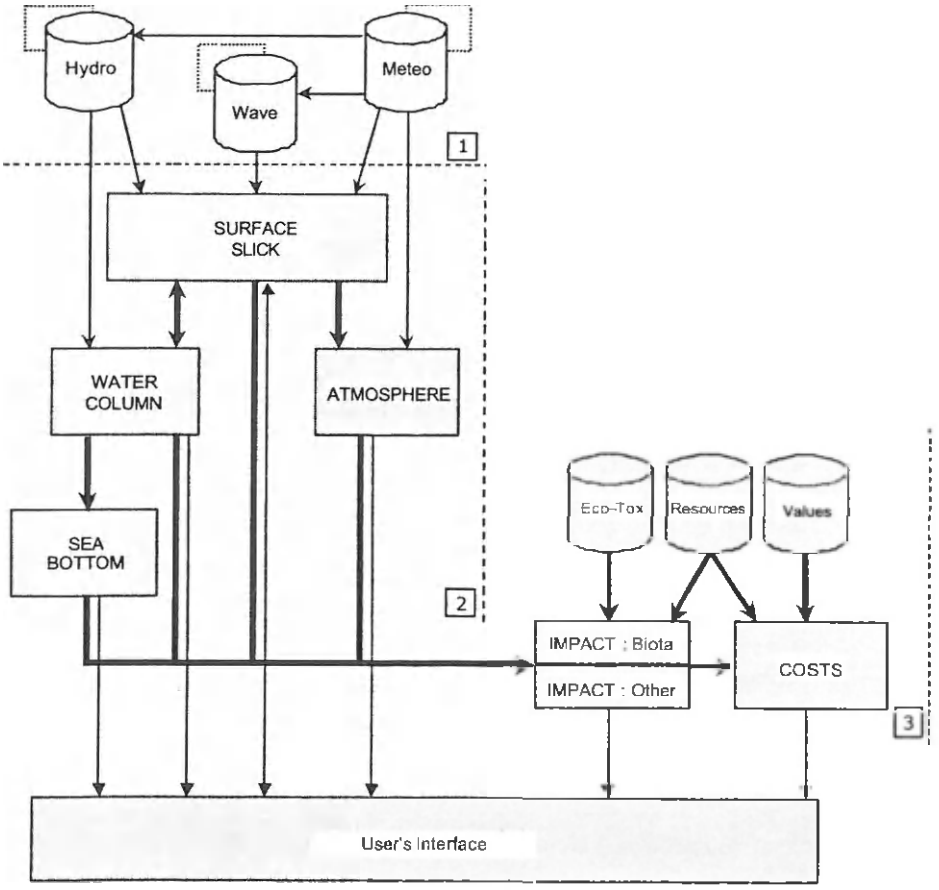
Assessing the consequences of an accidental release of a pollutant at sea implies to consider a chain of information and processes :

- the event occurs in given environmental conditions (meteorology, sea state, ...),
- the pollution has its own specific characteristics (type of pollutant, quantity, location of the release, ...),
- it occurs in a specific natural and human environment,
- the intrinsic characteristics of the pollution evolve over space and time, and so do the induced effects,
- resources (*i.e.* living or non–living resources and human activities that use them) that occur to be hit by the pollution might be affected instantaneously or on the long term,
- cross–connections between resources might induce indirect effects,
- ...

To meet the objective of an integrated system, several "models" have thus to be considered. Their integration further implies that these models run in a coherent functional framework, with consistent time and space scales, using the appropriate variables to feed downstream modules.

Conceptually, the set of models has been divided as shown on Figure 1.

Figure 1: Reference conceptual scheme of the integrated MARE–DASM system of models. 1 : Environmental conditions; 2 : Physical–chemical behaviour of the pollutant; 3 : Effects, impacts and quantification.



The various models being considered are succinctly described hereafter. A more detailed description is either given in Annex for the models developed or improved in the frame of the present contribution or in the respective final reports of the other contributors.

2.1 Environmental conditions

Basically, the environmental conditions which are relevant for the MARE–DASM system of models are provided by the operational forecasting system available at MUMM. The meteorological conditions (wind intensity and direction) are forecasts issued by the UK Met. Office. The currents are provided by a 2D storm–surge model. Work is currently in progress at MUMM to implement a 3D storm–surge model in the operational system. For the purpose of this study, the extrapolation from the depth–averaged current to the surface current is handled by the "wind transfer coefficient" in the advection module of the oil spill model. Sea state (which is used in the oil spill model as a measure of

the surface turbulence intensity), at last, is given by a second–generation wave model.

For these environmental conditions, the word "forecast" should not be misleading. Although MUMM's "operational forecasting system" is primarily designed to run in operational mode –i.e. twice a day, following the current updating scheme of the meteorological forecasts– it is also able to provide information for a given elapsed period of time ("hindcast"). In this case it normally uses meteorological information reconstructed from analysed fields (gridded observations).
Furthermore, the oil spill model can handle meteorological forecasts provided by the user as a time series of wind intensity and direction. In this case, however, the currents –if used for describing the fate of the pollution– are not guaranteed to be consistent with meteorological conditions.

2.2 Oil spill modelling

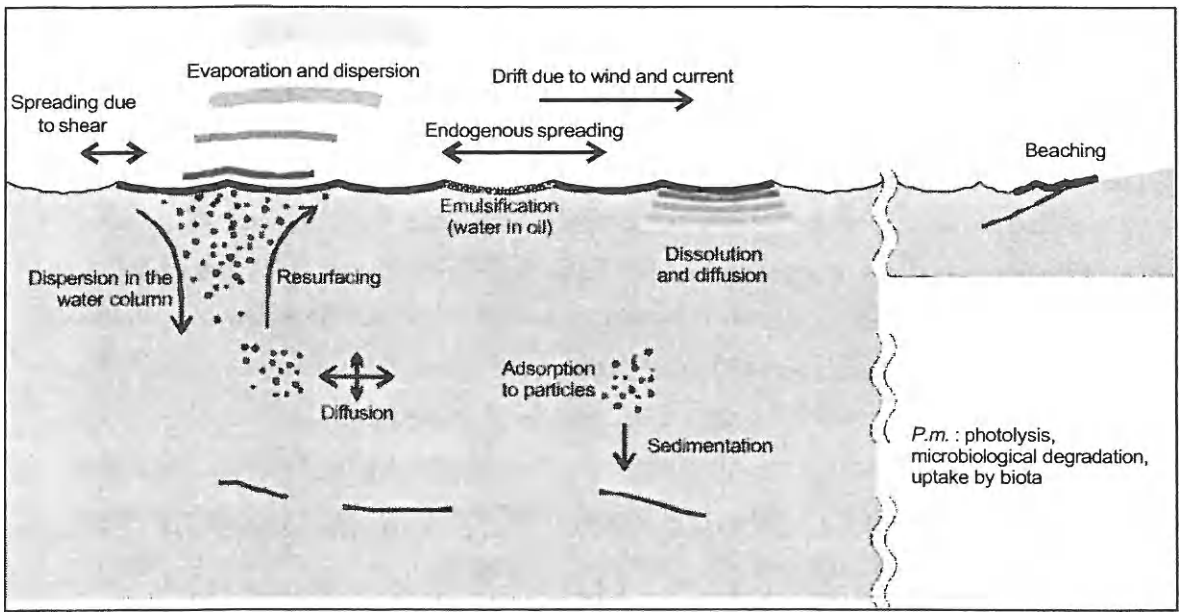
2.2.1 General behaviour

The balance of mass and the physical characteristics of oil spilt at sea (and of most of the other liquid pollutants) evolve under the combined influence of endogenous processes and environmental constrains.
The main processes are shown on Figure 2. An oil slick drifts under the combined influence of the wind and the surface currents. It spreads due to endogenous processes (spreading forces like gravity and surface tension, damped by inertia, the viscosity of the fluid and the stress at the oil/water interface) and to turbulence processes (oil droplets that have entered the water column due to wave movements drift at slower velocity that the surface slick and they resurface –due to their buoyancy– farther with respect to the centre of the slick than if they had remained at the surface). The volume of oil remaining at the sea surface decreases with time due to the evaporation of its lighter compounds, the dissolution of its soluble compounds, the adsorption of oil to particles or when part of the pollution hits the coast.
Oil at sea "weathers" rapidly, mainly due to the evaporation and the dissolution that modify the relative proportion of the various compounds constituting the "oil". These processes affect the apparent physical properties of the oil, i.e. the properties of the oil considered as a homogeneous product. The properties that are most of the time taken into consideration when studying the fate of an oil pollution at sea are the apparent density and viscosity, as these parameters greatly influence the effectiveness of some of the possible counter–pollution measures.
Some oil products also show a tendency to form emulsion with water (water in oil)., resulting in higher values of the apparent gravity and viscosity. Compared to the oil alone, such an emulsion can be considered as stable: light and soluble compounds are "trapped" inside and, consequently, evaporation and dissolution slow down.

Some other processes affecting the fate of an oil slick are to be mentioned for completeness: photolysis, microbiological degradation, uptake by biota, ... As they are most of the time of several orders of magnitude weaker (at least in the early life –up to a fortnight– of a spill) they will not be considered further in this study.

Finally human actions (counter–pollution measures at sea) might influence the "natural" processes" described above. These actions either increase or decrease the natural processes (mechanical increase of turbulence, chemical dispersion, ...) and influence accordingly the characteristics of the pollution like its extent and the repartition of mass between the various compartments. They also can directly influence the extent of the polluted area (use of booms, ...) and the global mass balance (skimming, pumping, ...).

Figure 2: Major natural processes that affect the repartition of oil in the marine environment.



Various techniques have been developed to model these physical and chemical processes. Table 1 adapted from Reed *et al.* (1999) gives an overview of these techniques and a short description of the corresponding techniques in the reference model MU–SLICK.

Table 1: A synthetic comparison between the present state of the art in oil spill modelling (Reed *et al.*, 1999) and the MU-SLICK model. "–", "~" and "+" indicate in a schematic way how the authors rank the methods with respect to their ability to yield useful results.

	Processes		Methods	
	"State of the Art"	MU-SLICK	"State of the Art"	MU-SLICK
Advection	3D : Influenced by surface current, wind & waves, vertical turbulent mixing & buoyancy.	2D : Influenced by surface current & wind. Vertical transport not explicitly taken into account.	▪ Direct or indirect linking to hydrodynamical models (+); ▪ Current atlases or static approximations (–).	▪ Indirect linking to a 2D hydrodynamical model, provision for manual data entry.
Spreading	Due to gravity & surface tension, limited by inertia and viscosity	Due to gravity & surface tension, limited by inertia and viscosity	▪ Classical Fay & Hoult equations (~), ▪ Inclusion of effects of shear spreading and other environmental stresses (+). ▪ Spreading should be linked to vertical dispersion.	▪ Differential equation based on Fay's concept. ▪ MU–SLICKLETS has the potential to take environmental stresses and vertical dispersion into account.
Evaporation	Rate depends on : oil characteristics, oil thickness & environmental conditions (t°, wind speed, ...)	Rate depends on : oil characteristics, oil thickness & wind speed.	▪ Pseudo component method (–), ▪ Analytical method (–), ▪ Empirical correlation's (–). (N.B., though commonly used the three methods receive a "–" due to the usual lack of data necessary to run them.)	▪ Empirical correlation
Natural dispersion	Rate depends on : oil characteristics, oil thickness and sea–state.	Rate depends on : oil thickness and sea–state.	Dispersion rate as a function of oil type, wave energy and %–age of breaking waves, according to Delvigne & Sweeney. (~+)	Dispersion rate proportional to significant wave height and volume of oil available for dispersion.

	Processes		Methods	
	"State of the Art"	MU-Slick	"State of the Art"	MU-Slick
Emulsification	Water–in–oil emulsion.	Water–in–oil emulsion.	▪ Rate as a function of maximum water content and water uptake rate scaled to sea state. (~) ▪ Prediction based on oil composition should be available in the near future. (+)	▪ Rate as a function of maximum water content and significant wave height.
Oil–ice interaction	Complex phenomenon, due to the many oil–ice interactions and the difficulty to compute ice formation at scales valid for oil spill modelling.	N/A		N/A But it should be noted that the MU–Slick model, with a few modifications, has already been coupled to a sea–ice model of Weddel Sea.
Oil–shoreline interaction	Interaction as a function of oil viscosity, tide level and type of sediments	A spill that hits the coast doesn't move anymore	Mass remaining ashore calculated as a first–order process, with a constant or variable removal rate. (–)	When the centre of mass of a slick hits a boundary of the "wet" domain, it stops. MU–Slicklets allows for a much more detailed behaviour description.
Oil properties	Changes in density, viscosity, pour point, flash point, ..., depending on t°, evaporation, water content,...	Changes in density, viscosity & surface tension, depending on weathering processes.	Simple extrapolation formulae (~), Empirical data (+).	Empirical relationships, coupled with the set of equations describing the weathering processes.
Spill response	To reduce the environmental impact of spills to improve the selection of response strategies.	Allows to take mechanical recovery and chemical dispersants action into account;	Not often implemented	A net removal rate can be imposed, corresponding to the mechanical recovery rate, The natural dispersion rate can be increased, to account for the use of chemical dispersants.

2.2.2 Surface behaviour model

As already mentioned the surface behaviour model used in this study is an improved version of the "MU–SLICK" model (Scory S., 1982, 1991, 1995), called "MU–SLICKLETS". A textual description of this model is given here. A full description of the formulae and parameters is given Annex.

The original model is based on the concept of a circular (cylindrical) slick, spreading under the influence of the endogenous forces (gravity, viscosity, inertia and net surface tension at its edge) and drifting as a whole under the combined influence of the wind and the currents. As this model has always been coupled to a 2D storm–surge model, providing for depth–averaged currents, the difference between the mean current and the surface current that actually drives the oil is modelled through an increased wind drag coefficient in the formula giving the drift velocity of the oil.

This model includes functions to describe the major processes described in the previous section:

- evaporation, as a function of the surface of the slick, of the wind speed, of the percentage of emulsified oil and of a a priori splitting of the initial oil volume into an evaporable and a non–evaporable fraction,
- vertical dispersion, as a function of the volume of the slick, of the percentage of emulsified oil and of the sea surface turbulence (characterised by the significant wave height),
- emulsification, as the function of the surface of the slick, of the percentage of non–emulsified oil and of the sea surface turbulence (characterised by the significant wave height),
- dissolution in water, as a function the surface of the slick.

The time evolution of the apparent gravity, viscosity and net surface tension are also computed, consistently with the changes induced by the processes mentioned here above.

Although it as proven to give valuable and sufficient information to cover the needs of the people in charge of setting up the counter pollution measures in case of actual accidental spills in the past, this model suffers several limitations with respect to the needs of the Mare–Dasm project.

The major limitations that were identified were mainly bound to the unrealistic shape of the oil slick, leading to a lack of precision about what was actually happening and where. The interaction with the coastline, especially, couldn't be described satisfactorily.

It has therefore be decided to move to a hybrid model, taking advantage of the functions that proved to give satisfactory results but modelling the slick as an ensemble of particles having their own characteristics and behaviour. The "MU–SLICKLETS" model iterates between the two formalisms: most of the processes are modelled as advective processes (horizontal drift under the influence of the current and of the wind, endogenous spreading horizontal spreading due to turbulence, dispersion in the water column and resurfacing) that affect for each of the particles individually. Concurrently, at

each time step, a circular slick corresponding to the characteristics (relative positions and individual volumes) of the particles present at the surface is defined and reference rates for evaporation, dissolution, dispersion, emulsification are computed. These rates, in turn, are used to define the statistical distribution to randomly select the particles that, during the next step, will either evaporate, dissolve, disperse or mix with water in a stable emulsion.

A particle that has been "selected" for entering the water column due to the vertical mixing induced by the sea surface turbulence goes down up to a depth defined as a function of the significant wave height. If not selected as a particle that eventually sinks up to the bottom (due to its adsorption to suspended materials, for instance), it drifts vertically, according to its buoyancy, and horizontally, at a speed that takes into account the diminishing influence of the wind stress on the water current with depth.

The corresponding behaviour generates patterns that "look" closer to actual ones (see Figure 3 and 4). It is however difficult to compare in a more quantitative manner results of the model with observations of actual spills.

Figure 3: A snapshot of the outputs of the MU-Slick and the MU-Slicklets models. The trajectory was calculated by MU-Slick.

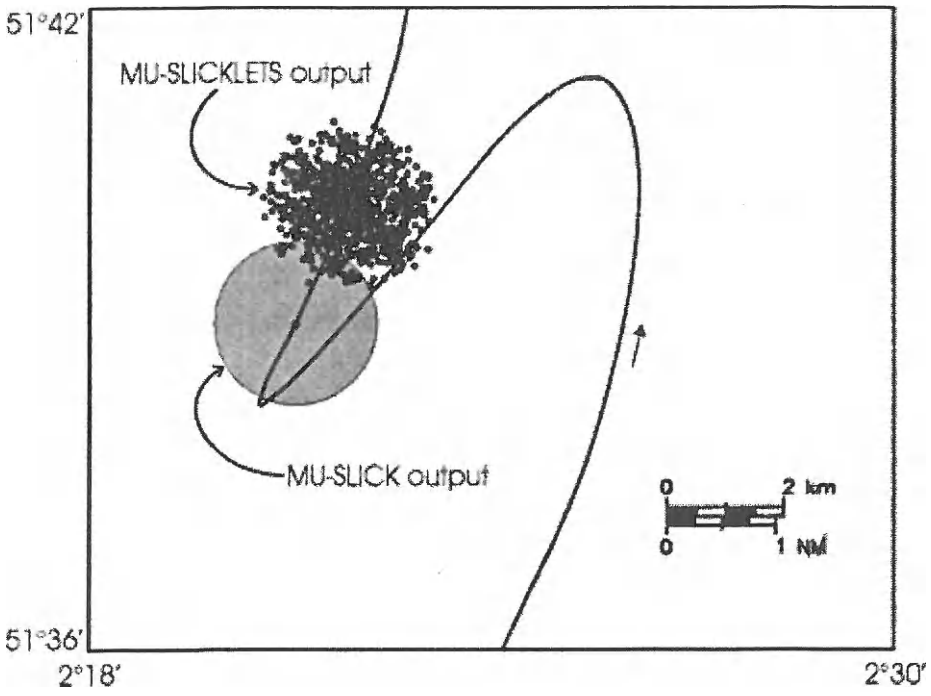
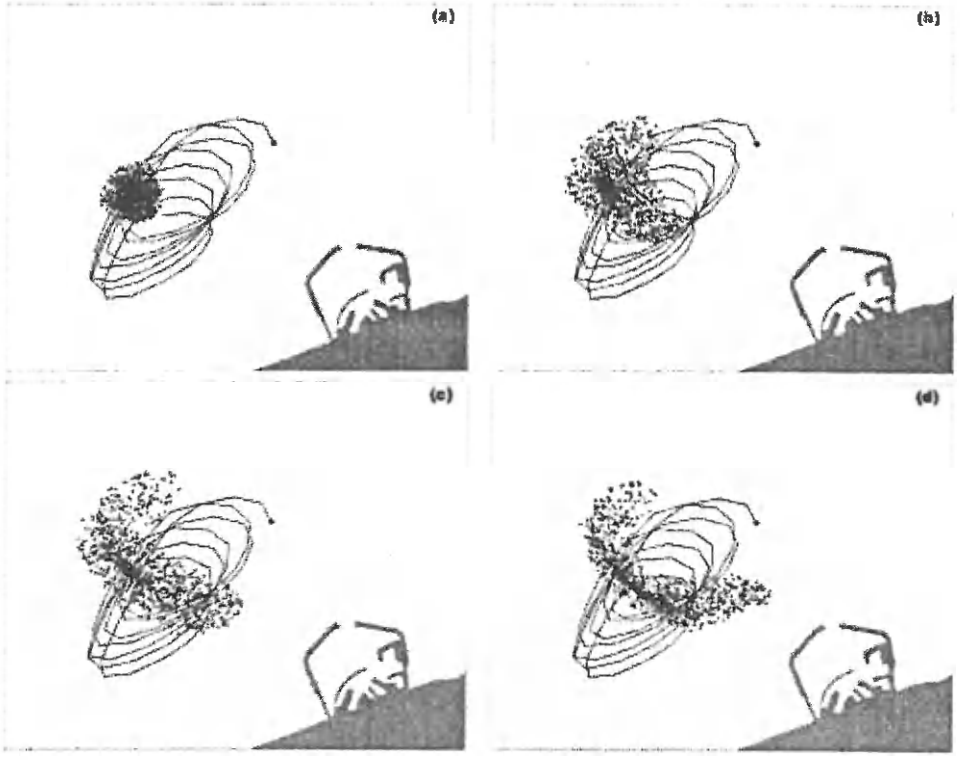


Figure 4: Simulation of a 1000 ton oil spill off Zeebrugge, during calm weather conditions. Snapshots of the surface slick are shown 24(a), 48 (b), 72 (c) and 96 (d) hours after the release.



Nevertheless, it provides much more useful and precise information when dealing with interactions with "targets" that are represented by linear elements (coastline), ensuring a more adequate assessment of the impact thereon.

2.2.3 Fate in the water column

Our initial intention was to use a classical advection-diffusion model to track the oil that enters the water column. It is known (*e.g.* Proctor *et al.*, 1997, 2002) however that such a model is rather difficult to test and to tune.

Considering the type of effect and impact functions made available in the frame of the project, which estimate the effects of the presence of a pollutant in the water column and on the bottom in a rather integrated manner, we decided to take advantage, for estimating the concentrations levels in the water column on the one hand, of the "fine" –in time and space– knowledge of the quantities that enters the water body provided by the particles approach and, for estimating the deposition on the bottom on the other hand, to extend the random advection techniques to represent the sedimentation process.

2.2.4 Fate in the atmosphere

The surface behaviour model computes the flux of pollutant to the atmosphere. These values, defined in time and space, are available as input to an atmospheric dispersion model. The "MU–Atmos" model (Demuth & Scory, 1986), for instance, is designed to be coupled to such a surface behaviour model.
It is a so–called "puff" model, where releases to the atmosphere are considered as successive independent input sources of a given quantity of pollutant ("puffs") that evolve (drift and dispersion) independently. The concentrations corresponding to these puffs are then linearly combined to give a first order estimate of the concentration field of the pollutant in the atmosphere.
Considering the fact that no effect or impact functions of possibly harmful concentrations in the atmosphere were made available in the frame of the project, the effective coupling of this atmospheric dispersion model to the surface dispersion model has not yet been implemented.

2.3 Global repartition in the various compartments of the environment

Mackay *et al.* (1996a) defines four levels of models for describing the repartition of a pollutant in the environment. "Level I" models have no dynamics included and assume an instantaneous repartition of the pollutant between the various compartments, under steady–state conditions. The higher the level, the higher the complexity of the processes modelled and, hence, the more detailed the information needed to run the model (characteristics of the substance, parameters governing the processes, *etc.*)[1].
According to Mackay's classification, the surface behaviour and the water column modules described above form a "Level II" model for oil considered as a homogeneous product. But oil is a mixture of hundreds of chemical compounds. For some purposes, considering this mixture as a single product yields enough information for estimating the effects of the pollution but not for all.
Estimating the effects of the pollution on living resources, for instance, implies to have a closer view on the fate of oil components prone to induce toxic effects.
Due to the lack of relevant data to apply the Mackay model to the toxic components, Vandenbroele *et al.*, in their case study related to oil pollution, apply a *a priori* factor (80% of the initial water–soluble fraction of the oil) to estimate the concentration in the –fully mixed– water column. For each of the identified toxic compounds, an average factor found in the literature is then used to estimate the specific concentration of that compound.
Heijerick & Jansen (this project) applied two "Level I" models for a variety of chemical compounds, using two specific reference environment : a "standard marine environment" and a reference marine environment where the dimensions of the compartments have been chosen to correspond to the characteristic dimensions of an area affected by an accidental oil pollution.

[1] See Heijerick & Jansen (this project) for a comparison of the four levels.

These model runs provide a synthetic view of the relative repartition of key–chemicals in standardised environments. They show that the initial quantity of a substance released in the environment has almost no influence, according to these models, on the relative distribution amongst the various compartments. The relative dimensions ("volumes") of the various compartments with respect to each other however sensibly influence the repartition of the pollutant amongst these compartments. Heijerick & Jansen conclude that their results can be considered as giving the general trends of the repartition of a given substance in the compartments of the environment.

It is thus clear that the present state of the art in identifying the individual behaviour of each of the toxic compounds to be found in "oil" lacks precision, mainly due to the lack on information on the precise composition of oils and on the specific behaviour of these compounds in the marine environment.

2.4 Effects

Oil at sea has a potential adverse effect on all the marine resources, living or non–living, including the human activities making use of these resources.

For the purpose of this study, these possible effects are split into two categories, depending most of the time on the living or non–living nature of the considered "target":

a) effects due to the presence of the pollutant only,
b) effects were the characteristics of the pollutant, its toxicity principally, are important.

The basic results of the surface model (volume of oil at the surface –or on the beach– as a function of time and location) are sufficient for estimating the effects belonging to the first category. Amongst these one can cite:

- birds, as the most significant impact occur when they are in direct contact with the slick,
- pollution of the coastline,
- perturbation of human activities,
- ...

To estimate the effects on these targets simple logical and arithmetic functions are used. For a given simultaneous presence of oil and a target, the relevant metric dimension of the oil slick (volume, area, thickness or a combination thereof) is tested against reference minimal and maximal values, corresponding to no or maximal effect respectively. The assumption is made that variation occurs linearly between these two values. The total effect for a given target is then obtained by multiplying the effect by the quantitative characteristics of the target and by integrating the resulting values over the concerned area or coastline length.

For living resources, Vandenbroele *et al.* (1997) performed an extensive study to define ecological criteria and economic indicators able to describe the effects of various types of pollution. In that study, a "Biological Effects Submodel" (BESM) is defined in order to describe the short term consequences of a pollution on the biota in terms of direct mortality and indirect losses due to, mainly, decreasing primary and secondary productions.

In the BESM, the Belgian Continental Plate (BCP) is divided into four ecological zones where the living resources are assumed to have homogeneous characteristics. An ecological model quantifies the fluxes between seven tophic levels (phytoplankton, zooplankton, benthos, epibenthos, demersal fishes, pelagic fishes and birds). The focus is set on trophic levels (and, therein, on species) that are relevant for estimating the costs bound to direct and indirect losses due to the pollution. Formulae and parameters are given for estimating the direct losses in shrimp populations (*Crangon crangon*) and in the populations of two demersal fish species. These functions take into account LC_{50} or EC_{50} values found in the literature and corrected for temperature and exposure–time. The indirect losses in commercial species are estimated by computing the direct impact on the phyto– and zooplankton levels, which are then propagated to the higher levels according to the ecological model. The impact on the bird populations departs from this logic as it is expected that the losses due to transfers through the food web are several order of magnitude lower than the direct contamination. The BESM is implemented as such in the Mare–Dasm system of models.

Heijerick & Jansen (2002, this project) concentrate on the prediction of long–term effects. Due to the lack of relevant data, they build their model ("LTEM") on the "worst case" edge of the possible assumptions. The model includes a two–steps calculation. In a first step, the uptake of pollutant by the organisms is computed. Uptake occurs either directly from the water (mainly through respiration) or via the food. The food web scheme underlying this process is basically the same than in the BESM. Heijerick & Jansen significantly improve the way contaminants are transferred from one level to the other by taking into account the dynamics of the system: assimilation efficiency, duration of the exposure to the contaminant, characteristic (re)generation time the populations constituting a given level. In a second step, the LTEM computes the long–term effects, using a linear relationship between the internal lethal concentration (ILC_{50}) and the natural logarithm of the exposure time. As it is often the case, a more detailed theoretical model requests more information than a simpler one to be effectively used. The authors several times stress the lack of relevant information in the literature and the uncertainties in extrapolating the existing data to the marine environment. Total losses computed by means of the LTEM must thus be taken with extreme care.

Note on the effect of dispersants: Heijerick & Jansen state that "dispersants can have an effect on the bio–availability and the toxicity of oil components. The present knowledge thereabout and the very scarce information on the specific effects of dispersants (...) do not allow to take their effects on the toxicity into account in the assessment of long–term effects" (free translation). Use of dispersants will

therefore only be reflected in the model by increasing the value of the parameters governing the (vertical) dispersion and the dissolution of oil in the water column.

2.5 Impacts, valuation and costs

Finally, *assessing the consequences of accidental spillage of oil at the environmental and socio-economic levels* implies to translate, wherever possible, the effects of the pollution on the natural goods quantified in the preceding steps into monetary values and to identify and evaluate the direct costs and economical losses generated by the pollution itself.

The costs identified in Vandenbroele et al. (1997) are implemented as such in the Mare–Dasm system of models (and the underlying economical information updated wherever possible):

- costs generated by the event of pollution (monitoring, co–ordination, ...), which can be considered as independent of the extent of the pollution above a threshold extent,
- costs generated by the event of the pollution and proportional to its extent (combating actions at sea, cleaning of the beaches, ...)
- commercial losses (losses in fish stocks induce a decrease of the fishery activity, the pollution of the beaches induces a decrease in the touristic activity, ...) derived from information produced by surface behaviour model (polluted coastline) and the "effects" sub–models.

In the frame of the present study Van Biervliet *et al.* concentrated on the calculation of the restoration costs and, mainly, on the valuation of natural goods that commonly don't have a market price. The considered restoration costs only address the expenses bound to the revalidation and breeding (farming) of animals belonging to the higher trophic levels (fishes, marine mammals, birds). No figure is given for the possible restoration of habitats. In the integrated system of models these revalidation and breeding/farming costs (given per individual) are applied to, respectively, a percentage of the population of the considered species hit by the pollution at sublethal concentrations and to the total losses for that population, as given by the "effects" modules.

In order to be able to valuate the natural goods that do not have a commercial ("usage") value, Van Biervliet *et al.* performed an extensive study using the so–called "Contingent Valuation Method". Briefly said, this method uses the concepts of "Willingness to pay" (to avoid a pollution) or "Willingness to accept" (the consequences of a pollution) expressed by a reference population during a survey to identify the "price" these natural goods would have if included in the commercial market. From the results of their survey, the authors conclude that the so–defined "price" of the Belgian part of the North Sea would amount between 375 and 606 millions euros. But they also note that this "price" isn't linked to the scale of the pollution that could affect the marine environment. In other word, no

function could be found between an impact and a price. Valuation of non–commercial natural goods is therefore not included in the integrated model.

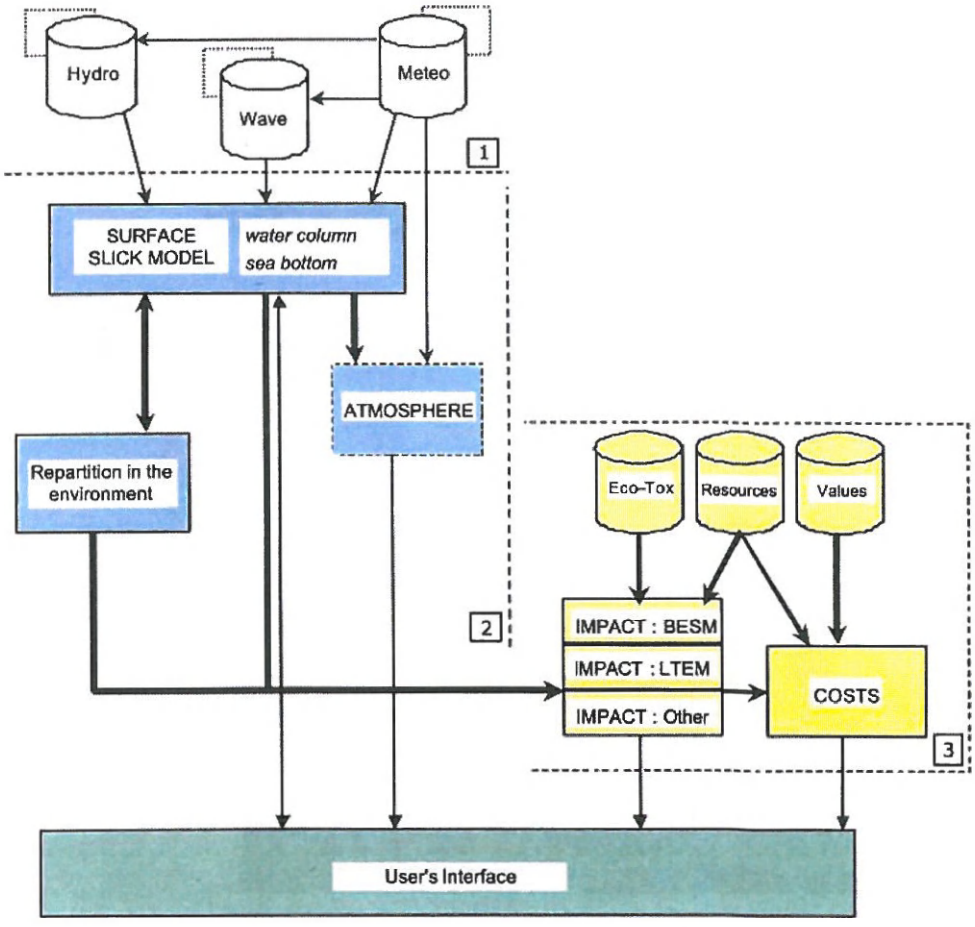
2.6 Other pollutants

So far, options exist in the oil spill model to have it describe the behaviour of pollutants classified as "floaters–evaporators". These pollutants, e.g. benzene, are rather difficult to track when accidentally spilt at sea and related information in the literature is thus poor.
As mentioned above Heijerick & Jansen also underline the lack of relevant data in the literature making it possible to estimate the effects of accidental releases of one of the many existing chemicals. So far thus, this aspect has been fully covered in the integrated system of models

CHAPTER 3
INTEGRATION AND PRACTICAL IMPLEMENTATION

As a result of the specific aspects of each of the modules described above, the conceptual scheme of the system has been adapted as shown on Figure 5.

Figure 5: Effective conceptual scheme of the integrated MARE-DASM system of models. 1: Environmental conditions; 2: Physical-chemical behaviour of the pollutant; 3: Effects, impacts and quantification.



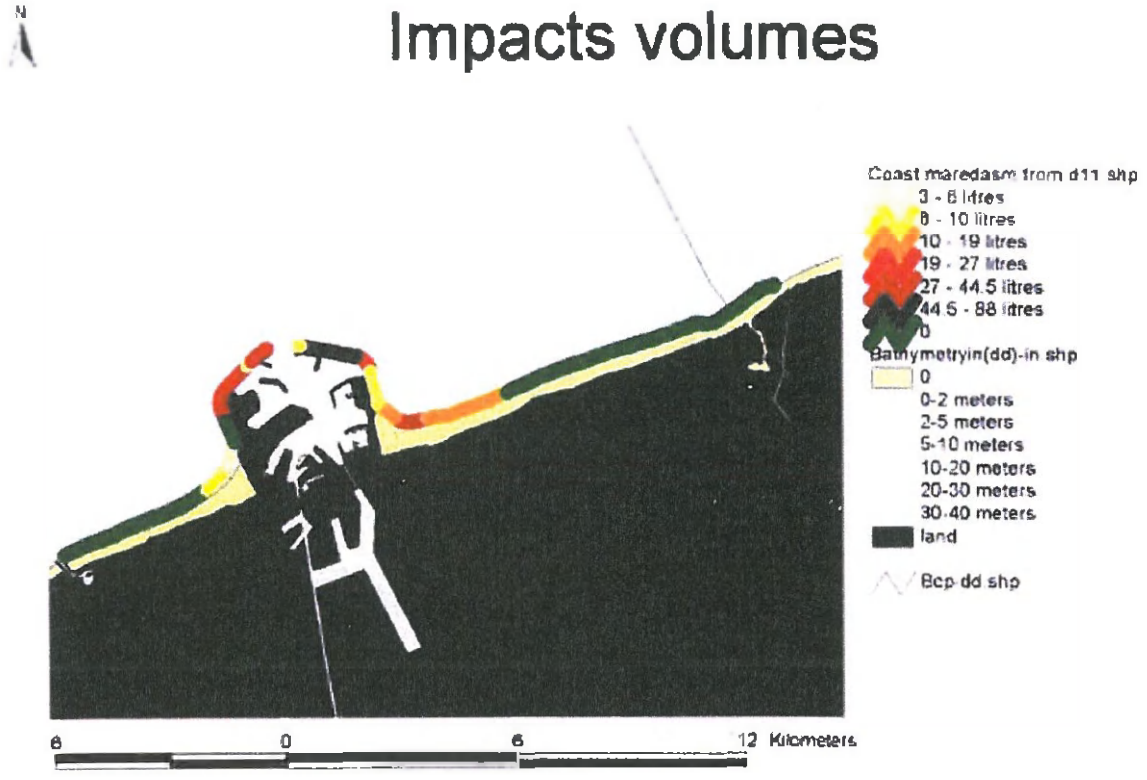
The use of two possible methods for estimating the repartition of the pollution in the environment and of two models for quantifying its effects on the living resources imply that several differing values for the same item may appear in the final "bill". This cannot be avoided and should be understood as the result of the many remaining uncertainties.

About the technical aspects of the integrated system, it must be mentioned that, when existing, the various models were made available either as FORTRAN codes (running on Unix systems) or as MS–Excel spreadsheets (running on MS–Windws system). In order to keep the implementation as efficient

as possible, it has been decided to keep the most time–consuming models and the pure mathematical relationships running on Unix systems and to develop the geographically–based functions within a GIS environment (ArcView). For the user these technical details are "masked" by a unique (web–based) interface.

More technical details on the integration and the interface are given in Annex 4.
Examples of the outputs are given in Annex 5. An example of the incorporation of the outputs of the surface behaviour model in the GIS environment, showing the interaction with the coastline is given on Figure 6.

Figure 6: Integrated system: zoom on the incorporation of t he model outputs into the GIS environment



CHAPTER 4
CASE STUDY

The system of models developed as a result of this study has been applied to a study case showing its possibilities.

The chosen case study is an hypothetical scenario based on recent incidents, namely the Vera/Music case (13 April 2001), the stranding of the Voltaire (11 December 2002) on a sand bank north to the "Vlakte van de Raan" and the Tricolor/Vicky case (1st January 2003).

The scenario assumes that a tanker, due to a collision or stranding, spills the full content of one tank, containing 500 m^3 of heavy fuel.

Detailed intermediate results of the simulation are given in Annex 5.

CHAPTER 5
DISCUSSION

Models developed and/or improved in the frame of the present project have been integrated into one system.

They cover a wide range of physical, chemical and biological processes in order to describe the fate and the consequences of an accidental oil pollution at sea. Impact functions, evaluating the consequences in terms of "costs", have also been implemented.

In its present state, the system can be used to indicatively support policy options. Due to the many uncertainties and the common lack of data, we do not recommend to use its results as such in application of the "polluter pays" principle, unless the underlying assumptions and approximations are clearly understood and agreed by the involved parties.

The system, however, has been implemented in a versatile manner. New developments or refinements of the existing submodels can be readily achieved and newly available data can be easily incorporated.

It is thus of the utmost importance that **real** cases be actively documented, in order to provide information for tuning the system.

At last we want to mention that the system **will** be soon adapted and improved in order to provide information for performing operational "Net Environmental Benefit Analysis", *i.e.* the real-time assessment of the consequences on the environment of possible counter–pollution measures.

CHAPTER 6
CREDITS

The study project was financed by the Belgian Science Policy (OSTC), in the frame of the Programme 'Sustainable Management of the North Sea' (1997-2002), under contract MN/36/073.

CHAPTER 7

REFERENCES

- Demuth, Cl., & S. Scory, 1986. ATMOS : Système de simulation du comportement des substances flottantes et volatiles déversées en mer. Commission des Communautés Européennes, 6621/85850014. (in French)
- Heijerick D. & Jansen C., 2002, Contribution of the *Laboratorium voor Milieutoxicologie & Aquatische Ecologie* (University of Ghent) to the Mare–Dasm final report. (in Dutch)
- Mackay D., A. Di Guardo, S. Paterson, G. Kisci & C.E. Cowan, 1996a, Assessing the fate of new and existing chemicals: a five stage process. Environmental Toxicology and Chemistry, 15, 1618-1626.
- Mackay D., A. Di Guardo, S. Paterson S & C.E. Cowan, 1996b, Evaluating the environmental fate of a variety of types of chemicals using the EQC model. Environmental Toxicology and Chemistry, 15, 1627-1637.
- Protor, R. (ed), Baart, A., Berg, P., Boon, J., Deleersnijder, E., Delhez, E., Garreau, P., Gerritsen, H., Jones, J.E., de Kok, J., Lazure, P., Luyten, P., Ozer, J., Polhmann, T., Ruddick, K., Salden, R., Salomon, J.C., Skogen, M., Tartinville, B. and Vested, H.J. (1997). NOMADS – North Sea Model Advection-Dispersion Study (MAS2-CT94-0105). Final Report. POL Internal Document No. 108.
- Proctor, R., (ed), Damm, P., Delhez, E., Dumas, F., Gerritsen, H., de Goede, E., Jones, J.E., de Kok, J., Ozer, J., Polhmann, T., Rasch, P., Skogen, M. and Sorensen, J.T. (2002). North Sea Model Advection-Dispersion Study 2: Assessments of model variability (MAS3-CT98-0163). Final Report. POL Internal Document No. 144.
- REED, M., Ø. JOHANSEN, P. J. BRANDVIK, P. DALING, A. LEWIS, R. FIOCCO, D. MACKAY & R. PRENTKI, 1999, *Oil Spill Modeling towards the Close of the 20th Century: Overview of the State of the Art*, Spill Science & Technology Bulletin, 5 (2), pp. 3–16.
- Scory, S., 1982. Etude du déplacement et de l'étalement d'une nappe d'hydrocarbures déversée en mer, sous l'effet du vent, des courants et de la houle. Travail de fin d'études. Université de Liège. (in French)
- Scory S., 1985, Projet OPIA, Modèle de prévision de l'impact d'une pollution par hydrocarbures en mer. Commission des Communautés Européennes. (in French)
- Scory S., 1991, The MU–Slick Model. MUMM report CAMME/91/03.
- Scory S., 1995, Models used by the Belgian authorities in case of accidental spills at sea, Paper presented at the workshop on "Prediction of Short-Term Transport and

Dispersion of Acidental Spills from Shipping and Off-Shore Industry, The Hague, The Netherlands, 15-17 November 1995, 5 pp.

- Van Biervliet K., G. Bogaert, M. Deconinck, D. Le Roy & S. Bogaert, 2002, contribution of Ecolas to the Mare-Dasm final report. (in Dutch)
- Vandenbroele M., M. Vangheluwe, C. Janssen, G. Persoone & D. Le Roy, 1997, Activiteitenverslag. Impulsprogramma Zeewetenschappen: Definiëring en toepassing van ecologische criteria en economische indicatoren voor de effectstudie en kostenbepaling van diverse types van verontreiniging in de Noordzee. (in Dutch)

CHAPTER 8

ANNEX 1: THE MU-SLICK AND THE MU-SLICKLETS MODELS

8.1 The MU–Slick model

MU-SLICK is a deterministic model designed to forecast the fate of an oil spill at sea. It involves transport, spreading and weathering processes. Adapted from Kuipers (1981), it uses the *standard* approach of describing separately the drift of the slick and the evolution of its shape and its physical and chemical characteristics.

A more detailed description of MU-SLICK can be found in SCORY (1991).

8.1.1 Transport

MU-SLICK expects sea currents and surface winds at the nodes of a regular grid. In routine operations the currents are provided by the operational hydrodynamic model (MU-STORM) routinely operated at MUMM. The winds used are the same as those used in the hydrodynamic computations (*i.e.* meteorological forecasts by the U. K. Met. Office). The option also exists to use winds provided by the user (either constant or evolving with time).

Currents and winds are combined to give the velocity of the centre of mass of the oil slick :

$$\underline{u}_o = \underline{u}_w + \alpha \cdot \underline{\underline{D}} \cdot \underline{u}_a \qquad (1.1)$$

where

$\underline{u}_o$ is the velocity of the centre of the slick,

$\underline{u}_w$ is the depth-averaged current,

$\underline{u}_a$ is the wind velocity at 10 meters above the sea level,

α is the wind drift factor (3.15%),

$\underline{\underline{D}}$ is the transformation matrix $\begin{pmatrix} \cos\theta & \sin\theta \\ -\sin\theta & \cos\theta \end{pmatrix}$

θ is equal to $40° - 8\sqrt{u_a}$ when $0 \leq u_a \leq 25$ m/s and is set equal to zero for wind speeds greater than 25 m/s

8.1.2 Spreading

The slick is assumed to be circular with a spatially (but time-varying) thickness. The oil is to spread under the influence of five forces: spreading forces are gravity and net surface tension, retarding forces are inertia, internal viscous force and interfacial (oil-water) viscous force. The acceleration of the edge of the oil slick is derived from the dynamic equilibrium of an elementary sector and reads:

$$\ddot{R} = \frac{3gV\Delta}{3\pi R^3} + \frac{3\pi\sigma R}{\rho_o V} + \frac{\dot{R}^2}{R} - 2.62817\frac{\rho_w\sqrt{\nu_w}}{\rho_o V}(R\dot{R})^{5} - 3\frac{\nu_o}{R^2}\dot{R} \qquad (1.2)$$

where

$\ddot{R}$ is the acceleration of the edge of the slick, $\dot{R}$ the spreading rate and R the radius of the slick,

g is the gravity,

V the total volume of the surface slick (oil & emulsion),

ρ_o, ν_o are the density and the cinematic viscosity of the oil,

ρ_w, ν_w are the density and the cinematic viscosity of the sea water,

$\Delta = \frac{\rho_w - \rho_o}{\rho_w}$,

$\sigma = \sigma_{wa} - \sigma_{oa} - \sigma_{ow}$ is the net surface tension.

The initial radius is usually set to $k\sqrt{V_o}$ (where k is a dimensional factor equal to 1 $m^{-1/2}$ and V_o the initial volume of the spill) and the initial spreading rate is set to $0.65\sqrt{\Delta g}$. The model also gives an estimate of the thickness range, allowing 90% of the slick volume to cover 20% of the slick.

8.1.3 Weathering

The sparse information usually available when an accidental spill occurs limits the formulation of the weathering processes to relationships giving a good order of magnitude of the quantities involved, what can do without the results of sophisticated oil analysis. Furthermore, MU-SLICK being designed to provide information during the early stages of a spill, only the processes which could be significant on the short term –one or two weeks– are taken into account. The standard values of the constants are given in Table 2.

Evaporation

The evaporation rate is based on Blokker's formula (1964) and reads

$$\dot{V}_e = \frac{\pi}{4} K_{ev} 2^{2-\beta} u_a^{\alpha} C_{14} R^{2-\beta} pM / 60 \tag{1.3}$$

where K_{ev} =1.2 10^{-8} (neutral atmosphere), $\beta = n/(2+n)$, $\alpha = (2-n)/(2+n)$, n is a turbulence parameter taken equal to 0.25, C_{14} is a coefficient that reflects the "skin" effect and pM is the product of the vapour pressure by the molecular weight. Note that only a fraction (ϕV_o) of the oil is allowed to evaporate.

Aerosols

$$\dot{V}_{sa} = C_6 V_r H \tag{1.4}$$

where V_r denotes the "untransformed" oil volume at the surface and H is a quantifier of the sea surface turbulence (related to the "significant wave height").

Vertical dispersion

$$\dot{V}_d = C_5 V_r H + C_{5chem} \tag{1.5}$$

where C_{5chem} accounts for the use of artificial dispersion means.

Dissolution

$$\dot{V}_\delta = C_7 V_r \tag{1.6}$$

Mechanical recovery

$$\dot{V}_{mr} = C_{17} \tag{1.7}$$

Emulsification

$$\dot{V}_{em} = \frac{K_{em}}{C_{15}} V_r H - C_{17} \frac{V_{em}}{V_t} \tag{1.8}$$

$$\dot{V}_w = \frac{C_{18}}{1-C_{18}} \frac{K_{em}}{C_{15}} V_r H - C_{17} \frac{V_w}{V_t} \tag{1.9}$$

where V_{em} is the volume of oil caught in the emulsion, K_{em} represents the ability of the oil to form emulsion, and C_{18} is the ratio of the water volume in the emulsion to the total volume of the emulsion.

Table 2: Constants used in the weathering module of the MU-Slick model.

K_{ev}	$1.2\ 10^{-8}$
C_5	$3.0\ 10^{-6}\ m^{-1}s^{-1}$
C_{Schem}	user input
C_6	$1.0\ 10^{-8}\ m^{-1}s^{-1}$
C_7	$4.0\ 10^{-10}\ s^{-1}$
C_{14}	0.02
C_{15}	$5.0\ 10^{-7}$ m.s
C_{17}	user input
C_{18}	0.8

The physical properties of the oil evolve as follows:

Density

The apparent density of the slick depends on the densities of the evaporable and non-evaporable fractions of the oil and on the quantity of water present in the emulsion.

Surface tension

$$\sigma = \sigma(0)\frac{V_r}{V_r + V_{em}} \tag{1.10}$$

Viscosity

$$\nu_o = \nu_o(0)\left[\frac{V_r + V_{em}}{V_w + V_r + V_{em}}\right]^{-4} \tag{1.11}$$

8.2 The MU-SLICKLETS model

In order to get better information on oil pollution in zones showing a complex geometry and to provide the information necessary for running the "downwards" modules, a recently developed model (MU-SLICKLETS) has been improved. It represents the spill by several, independent, particles ("slicklets"), loosely coupled to a reference slick computed according to the MU-SLICK formulae. This reference slick mainly provides information on spreading velocity and volume balance.

8.2.1 Transport

The drift of each individual slicklet results from the following equation :

$$\underline{u}_o = \underline{u}_w + \alpha' \cdot \underline{\underline{D}} \cdot \underline{u}_a + \underline{u}_s \qquad (1.12)$$

where

$\underline{u}_o$ is the velocity of a given slicklet,

$\underline{u}_w$ is the depth-averaged current,

$\underline{u}_a$ is the wind velocity at 10 meters above the sea level,

α' is the wind drift factor, taken equal to $2.15 + 2 \cdot R[0:1]$,

$R[0:1]$ is a uniform pseudo-random function varying between 0 and 1,

$\underline{\underline{D}}$ is the transformation matrix $\begin{pmatrix} \cos\theta & \sin\theta \\ -\sin\theta & \cos\theta \end{pmatrix}$

θ is equal to $35° - 8\sqrt{u_a} + 10 \cdot R[0:1]$ when $0 \leq u_a \leq 25$ m/s and is set equal to $5° - 10° \cdot R[0:1]$ for wind speeds greater than 25 m/s,

$\underline{u}_s$ is the "spreading velocity" of the slicklet (its intensity is varies from 0 to $\dot{R}$ and its direction from 0° to 360°, as a function of the initial relative position of the slicklet).

At the beginning of the simulation, the slicklets are evenly distributed in space within the circle given by the initial conditions of MU-SLICK.
After each iteration the position of the slicklets is checked against a given bathymetry and they are possibly flagged as "beached".

8.2.2 Sub–surface drift

"Large" oil droplets entering the water column under the influence of the surface turbulence (waves) rise to the surface later due to their buoyancy, accounting for an additional "spreading" effect: their horizontal velocity under the surface is different than the one of the surface slick.
This process is modelled by randomly selecting slicklets at each time step and having them *move* to a given depth under the surface. The selection algorithm and the depth are computed according to a pseudo–random technique in a range depending on the significant wave height H.
The particle resurfaces with a velocity that is determined by the buoyancy of the oil (Δ). During the time needed to come back to the surface again, it drift with a horizontal velocity:

$$\underline{u}_o = \underline{u}_w + \alpha^* \cdot \underline{\underline{D}} \cdot \underline{u}_a \qquad (1.13)$$

where

α^* is a wind drift factor, varying linearly between $2.15 + 2 \cdot R[0:1]$ at the surface and 0 at a reference depth depending on the wind intensity u_a.

8.2.3 Weathering

At a given time step, all the slicklets represent the same volume of oil, which is computed as the total volume of the reference slick at that time divided by the number of "active" slicklets (*i.e.* those which are not flagged as "beached" or which didn't reach the limits of the computational domain). In order to preserve mass conservation, there is a feedback mechanism of the beaching of slicklets on the volume of the reference slick.

8.3 Outputs

The variables and the derived values modelled are saved at each time step (usually one hour). Besides simple print-outs, these data can then be processed for visualisation in a variety of ways (time series, maps, ...). A selection of these graphical outputs are shown in Annex 5.

8.4 Specific references

- BLOKKER, P.C., 1954. Spreading and evaporation of petroleum products on water, Rapports du 4e Congrès Portuaire International, Antwerp, Belgium
- KUIPERS, H. D., 1981. SMOSS - A simulation model for oil slicks at sea, Delft University of Technology and North Sea Directorate, Ministry of Transport and Public Works, Rijswijk, The Netherlands.
- SCORY, S., 1991. The MU-SLICK model. MUMM Report, CAMME/91/03, 28 pp.
- VAN DEN EYNDE, D., 1991. Refraction of swell spectra, the calculation model SPECIN (in Dutch). MUMM Report, 33 pp.
- VAN DEN EYNDE, D., S. SCORY, and J.-P. MALISSE, 1995. Operational modelling of tides and waves in the North Sea on the Convex C230 at MUMM. In: Proc. European Convex Users' Conference 1995, Brussels, Belgium, 24-27 October 1995.

CHAPTER 9
ANNEX 2: REPARTITION OF THE TOXIC SUBSTANCES IN THE ENVIRONMENT

The main problems to face when addressing that part of the modelling chain have been described under 2.3. These problems arise from the lack of information on the composition of the oil and – mainly– from the lack on data on the behaviour of each of the toxic compounds in the marine environment.

Automation requests a standard approach. We therefore choose to implement the available information in a pragmatic way.

Implementation

At each point of a 500m×500m grid the amount of oil that entered the water column (expressed in terms of volumes) provided by the surface behaviour model is converted into a mass (taking into account the evolution of the pollutant density over time) and a concentration (taking into account the local depth).

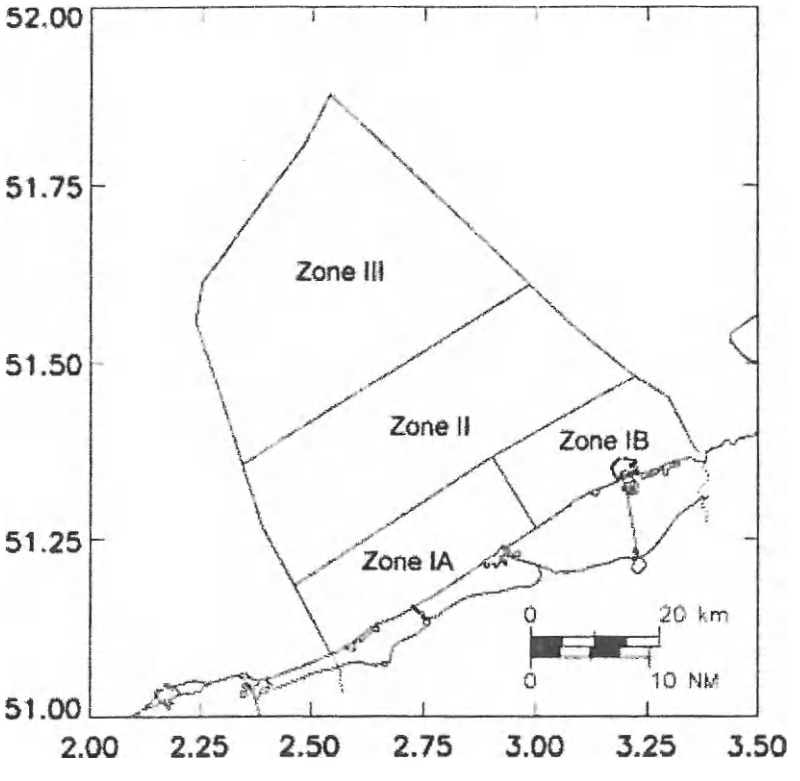
A databank of oil products has been built from the data found in Vandenbroele *et al.* and in Heijerick & Jansen where coherent information could be gathered. When selecting one of these reference products, the user also have the possibility to validate (*i.e.* accept or change) the list of toxic compounds and individual solubility factors associated to it. (The default values for these factors derive from the findings of Heijerick & Jansen.) These factors are then applied on the global concentrations defined above and the individual concentrations of the toxic compounds are made available to the eco–toxicological modules.

CHAPTER 10
ANNEX3: SHORT AND LONG-TERM BIOLOGICAL EFFECTS

10.1 The Biological Effects Sub-Model (BESM)

Vandenbroele *et al.* (1997) performed an extensive study to define ecological criteria and economic indicators able to describe the effects of various types of pollution. A "Biological Effects Submodel" (BESM) was developed in order to describe the short–term consequences of a pollution on the biota in terms of direct mortality and indirect losses due to cumulative effects through the food chain.
In order to take spatial heterogeneity of the considered populations into account the Belgian Continental Plate (BCP) was divided into four ecological zones where the living resources are assumed to have homogeneous characteristics. These zones are depicted on Figure 7.

Figure 7: Ecological zones of the Belgian continental plate as defined in Vandenbroele *et al.*



There are seven target populations ("compartments" of the ecological model): phytoplankton, zooplankton, benthos, epibenthos, demersal fishes, pelagic fishes and birds.
There are many uncertainties on the combined effects of the toxic compounds present in "oil". Therefore, a first assessment of the direct impact of the toxic compounds known to be present is made

for each of the compartments and the compound that induces the highest impact is kept for the further quantification.

10.1.1 Direct losses

The direct mortality due to the interaction between a pollutant and a population is computed according to a log–normal function of the concentration:

$$p_0 = \frac{1}{\sqrt{2\pi}} \int_{-\infty}^{X_0} e^{-\frac{X^2}{2}} dX \qquad (1.14)$$

where

p_0 represents the fraction of the population that will die when exposed to a concentration C_0,

C_0 is the concentration in the water column,

$X = \frac{\log(C) - \mu}{\sigma}$,

$\mu = \log(LC_{50})$, where LC_{50} is a value found in the literature, corrected for possible differences between reference temperature and exposure time,

σ, as a first approximation and in conformity with data found in the literature for hydrocarbons, is set equal to 0.83

The formula for estimating the direct loss in a given compartment i writes then

$$\Delta P_i = 12.5 \times p_{0i} \times P_i \times \Omega \times \Delta t \qquad (1.15)$$

where

p_{0i} represents the fraction of the population of compartment i that will die when exposed to a concentration C_0,

P_i is the normal production of compartment i (see 0) [gC/m²]

Ω is the surface of the polluted area,

Δt is the exposure time.

Implementation

In the Mare-Dasm system, the BESM module processes the outputs of the surface slick model.

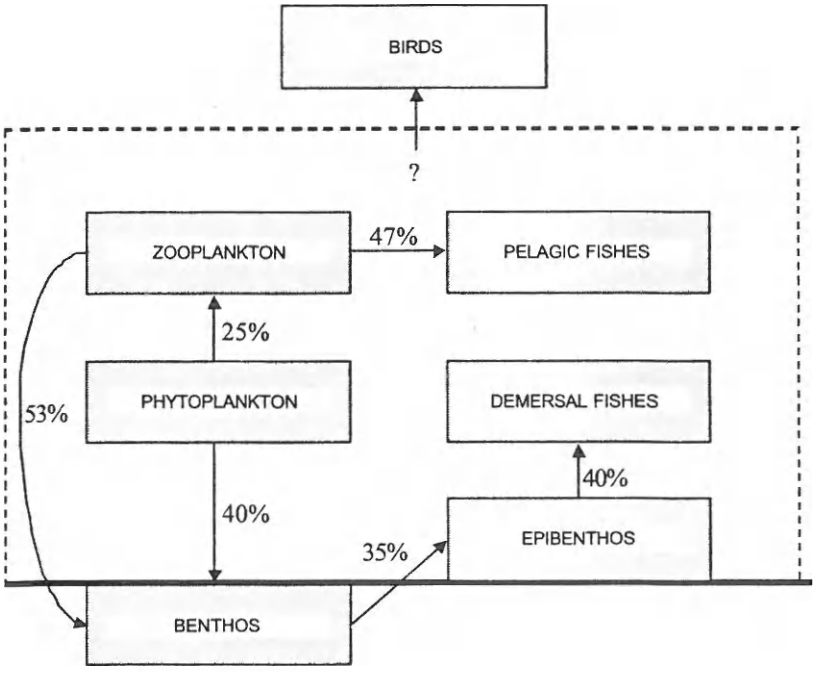
The fraction of oil that entered the water column at a given place is supposed to mix over the full depth. This first–order assumption is valid for the considered zone. According to the existing

knowledge on the behaviour of the toxic compounds in the marine environment and available data on their toxicity, a first "guess" of the impact in terms of the direct biomass losses is computed, assuming the biological parameters are spatially homogeneous.
Further in the processing, a finer estimate is given by taking into account the spatial variation of these parameters.

10.1.2 Indirect losses

A stationary ecological model quantifies the fluxes between the seven trophic levels. Its basic sketch is given on Figure 8.

Figure 8: Sketch of the ecological model underlying the BESM (Vandenbroele *et al.*)



The direct losses found above are propagated through that system, assuming a constant assimilation efficiency, e:

$$\Delta P_i = e \times a_{i-1,i} \times \Delta P_{i-1} \tag{1.16}$$

with e set equal to 0.2. The total primary production ($i = 1$) of the Belgian continental plate is estimated to 410 gC/m² on yearly basis, or 1.123 gC/m² a day. The P_i at the higher levels are inferred from that values. The $a_{i-1,i}$ are those given on Figure 8.

Implementation

The direct losses computed under 0 are propagated in the ecological system according to the formulae given above. The resulting figures are then summed up for each of the compartments.

A first "guess" of the impact in terms of the indirect biomass losses is computed, assuming the biological parameters are spatially homogeneous.

Further in the processing, a finer estimate is given by taking into account the spatial variation of these parameters.

10.2 Seabirds

According to Vandenbroele *et al.*, nor the oil dissolved in the water neither the uptake of polluted food significantly impact seabird populations. The main effect results from direct contact with the oil at the surface.

The direct loss in bird populations is thus computed according to:

$$\Delta B_i = S_i \times r_i \times \Omega' \times B_i \qquad (1.17)$$

where

S_i is the sensitivity index of species i ,

B_i is the population density of species i ,

r_i is a factor for converting sensitivity into mortality, taken equal to 0.031,

Ω' is the surface of the polluted area (Ω) extended by 5 km–wide buffer zone.

Implementation

The direct losses are computed according to the formula given above, taking into account the spatial variation of these parameters.

10.3 The Long Term Effects Model (LTEM)

Heijerick & Jansen (2002, this project) concentrate on the prediction of long–term effects. Due to the lack of relevant data, they build their model ("LTEM") on the "worst case" edge of the possible assumptions. The model includes a two–steps calculation. In a first step, the uptake of pollutant by the organisms is computed. Uptake occurs either directly from the water (mainly through respiration) or via the food. The food web scheme underlying this process is basically the same than in the BESM. Heijerick & Jansen significantly improve the way contaminants are transferred from one level to the other by taking into account the dynamics of the system: assimilation efficiency, duration of the

exposure to the contaminant, characteristic (re)generation time of the populations constituting a given level.

In a second step, the LTEM computes the long–term effects, using a linear relationship between the internal lethal concentration (ILC_{50}) and the natural logarithm of the exposure time. As it is often the case, a more detailed theoretical model requests more information than a simpler one to be effectively used. The authors several times stress the lack of relevant information in the literature and the uncertainties in extrapolating the existing data to the marine environment. Total losses computed by means of the LTEM must thus be taken with extreme care.

The equations of the LTEM are given in the corresponding section of the final report of the MARE–DASM project and are implemented as such in the MARE–DASM system.

CHAPTER 11
ANNEX 4: IMPACT AND COSTS FUNCTIONS

11.1 Impact at sea

The impact at sea is due to the presence of oil on the sea surface, in the water column and on the sea bottom.

The effects on the biota are described in Annex 3. Given the presently existing human activities at sea no significant impact on other activities than fishery is expected due to the presence of oil at the surface.

The decision to launch counter–pollution actions at sea mainly depends on technical elements (that can be derived from in–situ measurements and from the results of the surface slick model) and on the political will.

11.2 Impact at the coast

The coastline is divided into segments of arbitrary length (in our application, 500m). Each of these segments is geo–referenced and has a number of "attributes":

- length
- type (sandy, sandy with coastal defences, rocky, dam, estuary, ...)
- ecological value
- existence of human activities (recreational stay, bathing waters, supply water, jetsky, sailing, recreational fishery, commercial fishery, fishery harbour, ferry harbour, "cargo" harbour, ...)
- specific status (protected area, ...)
- specific details (i.e. relevant elements that have a shorter characteristic length than the segment, see below)
- ...

Each segment belongs to a community, which, in turn, also has a number of specific attributes:

- limits
- number of inhabitants split over four major categories:
  - recreational stays:
    - one–day stays ("A"),
    - stays during more than one day (i.e. people hiring a house or a flat;

"B1" from two days to a week, "B2" from one week up to one month, "B3" more than one month)

- semi–permanent stays (i.e. people owning their own house or flat and using it as a "second residence"; "C1" from two days to a week, "C2" from one week up to one month, "C3" more than one month)

- permanent inhabitants (category "D")

Provision has been made to take into account details that have a characteristic length shorter than the reference segment length, *e. g.* harbour entrances, some small estuaries (*'t Zwin*), ... Harbours, for instance, might also have a number of specific attributes:

- tons/day commercial fishes (2)
- number of ferry movements/day
- number of tons/day cargo

According to the characteristics of the coastline segments hit by the pollution, a number of quantitative and qualitative outputs are generated:

- total volume of stranded oil, maximum density of oil on the beach (m^3/m),
- length of the coastline of a given ecological value,
- ...

11.3 Cost functions at sea

11.3.1 Fishery

The losses in biomass computed according to the formulae given in Annex 3 are converted into commercial losses by multiplying them by the proportion of the commercial species (in each of the relevant compartments: crustaceans, demersal fishes, ...) and by the current price at landing.

11.3.2 Other

11.4 Cost functions at the coast

11.4.1 Costs of clean–up

As mentioned in Vandenbroele *et al.* (1997), costs of cleaning–up the beaches vary as a function of:

1. the location (accessibility of the polluted zone and type of coastline),
2. the type of oil (the more viscous, the more onerous to clean),

3. the quantity of oil (but they state there is no clear relationship between quantity and costs)
4. the technique(s) used to clean up the coast,
5. the cost of waste treatment, taking into account the composition of the wastes (e.g. oil/sand mixture and the corresponding relative proportions), the distance to the waste treatment plant and the costs of the treatment itself.

The authors do not draw explicit relationships between a metrics of the pollution level and the various elements of the total cost listed above. They list figures found in the literature showing indeed a great variability in cleanup costs, hence exemplifying their multi–variate nature.

It would have been possible to write down a "formula" taking into account all these parameters. It would, however, be most of the time of no practical use. The form of the implemented function provides the user a way to summarise his/her knowledge of the basic costs into three parameters:

$$\begin{aligned} &if\ SD \le SD_t, C_{cleanup} = C_1 \\ &if\ SD > SD_t, C_{cleanup} = C_1 + C_2 \times (SD - SD_t) \end{aligned} \qquad (1.1)$$

where :

Table 3

Variable	Description	Unit	Default value
SD	stranded density	m^3 oil/m coastline	N/A
SD_t	threshold value	m^3 oil/m coastline	0.00005
$C_{cleanup}$	Cost of cleaning up the beach	€	N/A
C_1	fixed cost	€/m coastline	1.00
C_2	cost bound to pollution level	€/m^3 oil	2000.00

11.4.2 Valuation of impact on tourism

Vandenbroele *et al.* express the loss of income due to the impact on tourism of a pollution reaching the coastline as a function of:

1. the importance of the pollution (will the shore be closed to tourists or not),
2. the resort,
3. the number of recreational stays (split into seven categories and sub–categories, see the attributes defined for a "community" above) split over the

months of the year.

The first parameter is more a result of a political decision than the result of an unambiguous and objective function of the, *e.g.*, quantity of oil that hit the coast. It may also depend on the importance of the human and technical means mobilised to clean up the beaches and on the efficiency of their work, what cannot easily be parameterised. We therefore decided to implement this function in such a way that both options are always computed.

The original general formula for computing the global loss of income is given by:

$$IL_{tourism} = \int_{t_s}^{t_e} e^{-rt} E_{tourism} \sum_j [S_j^0(t) - S_j^p(t)]\, dt \qquad (1.2)$$

where:

$IL_{tourism}$ is the income loss due to the pollution,

t_s is the starting time of the event (Note: the authors define it as the initial time of the release –*tijdstip van de lozing*–; we define it as the time when the oil begins to reach the coast),

t_e is the time when the beach is back to its normal state,

$E_{tourism}$ is the expenses made by the tourists according to the various categories of stays,

j is the index pointing to the various communities,

S_0 number of "stays" according to the various categories, in normal conditions,

S_p number of "stays" according to the various categories, when the beach is polluted,

r is a decay coefficent, and,

t is the time.

This formula contains thus an implicit summation on the type of stays. We therefore prefer to re–organize it in a way that a finer description can be given, if the corresponding data are available:

$$IL_{tourism} = \sum_j \sum_k \int_{t_s}^{t_e} e^{-rt} E_{tourism(j,k)} [S_{j,k}^0(t) - S_{j,k}^p(t)]\, dt \qquad (1.3)$$

where:

k is an index pointing to the various categories of recreational stays,

Some simplification of formula **Fout! Verwijzingsbron niet gevonden.** is possible by averaging at the monthly level and taking into account that $S_k^0 - S_k^p = NC_k\ S_k^0, 0 \le NC_k \le 1$:

$$IL_{tourism}(m) = \sum_j \sum_k E_{tourism(j,k)}\ F_{j,k,m}\ S_{j,k}^0\ NC_k \qquad (1.4)$$

where:

m refers to the month of the year,

NC_k is set to 1 when the coast is supposed to be closed, and,

$F_{j,k,m} = F_j \times F_k \times F_m$ gives, as a percentage, the number of stays in the various categories, according to the month of the year and the resort.

E and S are figures that might be found, for instance, in statistics regularly issued by the touristic federations. In order to estimate F and NC_k, the authors performed a field inquiry.

The following values, unless otherwise noted, are inferred from tables of results given in Persoone *et al.* (1996).

Total income for the Belgian coast thanks to tourism ($E_{tourism}$): 33500 to 36000 MBEF (830.44 to 892.42 Meuro). Taking into account the evolution of the cost of life these amounts extrapolated to February 2003 (indice=112.32, base 199=100) yields 932.75 and 1002.36 Meuro respectively. N.B.: taking into account category of stays "B" only, Maes and Douvere (2002, this project) give an annual figure of about 225 Meuro for the year 2000.

The default value in our implementation is taken equal to 1000 Meuro.

Monthly variation of the total income (F_m):

Table 4

Month	1	2	3	4	5	6
Proportion	0.90%	1.40%	3.90%	8.60%	8.50%	11.10%

Month	7	8	9	10	11	12
Proportion	26.20%	26.30%	9.30%	1.60%	1.10%	1.10%

Repartition of the incomes according to the categories of stay, to be used in case of a "large" pollution (F_k):

Table 5

Category	Proportion
A	27,00%
B	50,50%
C	22,50%
	100,00%

Repartition of the incomes according to the categories of stay, to be used in case of a "small" pollution (F_k):

Table 6

Category	Proportion	Sub-category	Proportion
A	34,07%		
B	45,58%	B1	48,54%
		B2	46,72%
		B3	4,74%
C	20,35%	C1	48,55%
		C2	46,72%
		C3	4,73%
	100,00%		

Note: the original figures show slightly diverging percentages for B_3 and C_3 in April, with respect to the other months of the year. This might be the result of slightly different behaviour of the tourists during the Easter holidays. The difference however is not significant.

Repartition of the incomes according to the communities (F_j):

Table 7

Community	Proportion
De Panne	6,20%
Koksijde	14,80%
Nieuwpoort	8,80%
Middlkerke	15,90%
Ostend	6,10%
De Haan	26,50%
Blankenberge	4,80%
Knokke	16,90%

Percentage of loss in case of a small pollution: $NC_k = 7.85\%$

Implementation

1. per community, the number of segments of its coastline where the density of the beached oil is greater than SD_t amounts to at least one third of the total number of segments constituting the coastline of that community, a loss of incomes bound to tourism is assumed.
2. the upper limit is computed according to
   a) $IL_{gl} = E_{tourism} \times F_m$ (first option, "large pollution", beaches are closed)

and to

b) $IL_{gs} = E_{tourism} \times F_m \times NC_k$ (second option, "small pollution", beaches are not closed)

The impact on the major categories of stay can then be computed by multiplying the two results above by the values of F_k given in Table 5 and Table 6 respectively.

The season of the year during which the event occurs is taken into account by the factor F_m (Table 3).

3. a more realistic estimate is computed by summing up the partial losses, $IL_l(j) = E_{tourism} \times F_m \times F_j$ and $IL_s(j) = E_{tourism} \times F_m \times NC \times F_j$ respectively, for each of the communities identified at step 1. A more detailed impact on the various categories of stay is then computed the same way it is described at step 2.

CHAPTER 12
ANNEX 5: USER INTERFACE

The MARE–DASM system of models is a chain of modules that must be run sequentially. The user interacts with the system to:

- define the parameters (input),
- visualise the results (output).

The parameters have been sorted into three categories:
the variables, *i.e.* the parameters which are specific to the case being studied (*e.g.* time and position of the spill, type of oil, ...),
the auxiliary parameters, *i.e.* the parameters that might be kept as constant for the purpose of the study (*e.g.* the various unitary costs)
the model parameters, *i.e.* the parameters incorporated in the functions solved in the model (*e.g.* the dispersion rate).
The user is allowed to modify all these parameters. It is however strongly recommended that parameters belonging to categories 2 and 3 be handled with extreme caution in order to avoid totally unrealistic results or, even, numerical problems.
The user accesses the system through a standard web browser[2]. Each run performed by a given user is given a unique identifier, allowing archiving of the results for later use.
The interface screen is divided into two frames. The left side allow to control the run. The right side shows either a form allowing to enter or change the parameters needed to run a given module or the results of a module (as text or in graphical form).
The left–side frame evolves in parallel with the progress of the run. It is possible to come back to already performed steps for browsing through the parameters that were used for the corresponding module or through its results. Changing any parameter for an already performed step and deciding to run the system from that point will re–generate the steps downwards.

The schemes used in the design phase of the interface are chown below.
First step

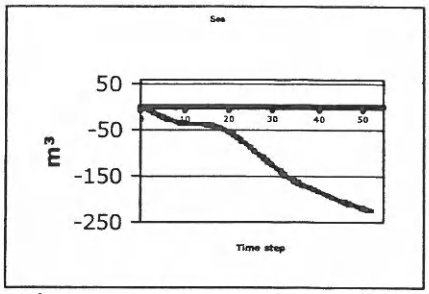
+ User and run identification	Screen 1: User name and password Screen 2: Parameters defining the toxic compounds of the oil Form 3: Model parameters Option: Run

[2] The current "beta" release is only available for testing and tuning. The public version will be made available at http://mumm.ac.be/MAREDASM/

Second step

+ User and run identification + MU-Slicklets: parameters and run	Form 1: Time, position, volume of the spill, nature of the oil Form 2: Parameters defining the toxic compounds of the oil Form 3: Model parameters Option: Run

Third step

+ User and run identification + MU-Slicklets: parameters and run – MU-Slicklets: view the results + Mass balance (Graph) + Evaporation (Graph) + … + Trajectory (map) + Polluted zone (map) + … + Bill (table) + BESM: parameters and run	

The item labelled "Bill" is a table that summarise the quantitative outputs of the models. It is updated after each step of the system.

Final step

+ User and run identification + MU-Slicklets: parameters and run + MU-Slicklets: view the results + BESM: parameters and run + BESM: view the results + LTEM: parameters and run + LTEM: view the results + Costs: parameters and run + Costs: view the results + Bill (table)	

The software packages used by the integrated system are listed below.

Software packages		
Package Name	Release	Function
True64 Unix	5.1A	Computation server operating system
Compaq Fortran	5.5-1077	Fortran Compiler
Samba	2.2.5	SMB file sharing service for Unix
Windows NT	4.0 build 1381	Server operating system
Apache	1.3.24	Web server program
Perl	5.5	CGI-BIN interpreter
Php	4.3.1	Php Apache module
GD	2.0	Graphics library for Php module
Jpgraph	1.11	Php plug-in for graphics
Arcview GIS	3.3	Geographical Information System software

Avenue Arcview module interpreter	3.3	GIS script language interpreter & compiler
Internet Explorer 5.5	5.50.4807.2300	User web interface
Netscape Navigator 6.0	6.2	User web interface

CHAPTER 13

ANNEX 6: CASE STUDY

13.1 Description

The chosen case study is an hypothetical scenario based on recent incidents, namely the Vera/Music case (13 April 2001), the stranding of the Voltaire (11 December 2002) on a sand bank north to the "Vlakte van de Raan" and the Tricolor/Vicky case (1st January 2003).

The scenario assumes that a tanker, due to a collision or stranding, spills the full content of one tank, containing 500 m^3 of heavy fuel.

A few days after the Vera/music release (estimated to 20 tons heavy fuel) oil beached on the Belgian coastline, leaving oil residues on a zone from 1.5 to 3 m wide around the high water line. The coverage of this polluted zone was estimated to 40%.

The environmental conditions used in this case study (winds and currents) are those prevailing during the 2nd and the 3rd weeks of April 2001.

Note: For the readability, outputs are shown below in their native form rather than as "screen captures".

13.1.1 Input data of the spill model

Table 9

Location of the release

latitude : 51° 29' 47"N

longitude : 3° 01' 05"E

Date/time of release

13 April 18:00 UTC

Quantity of release

500 m^3

Type of oil

Heavy fuel

Hydro/meteo file

20010413.P

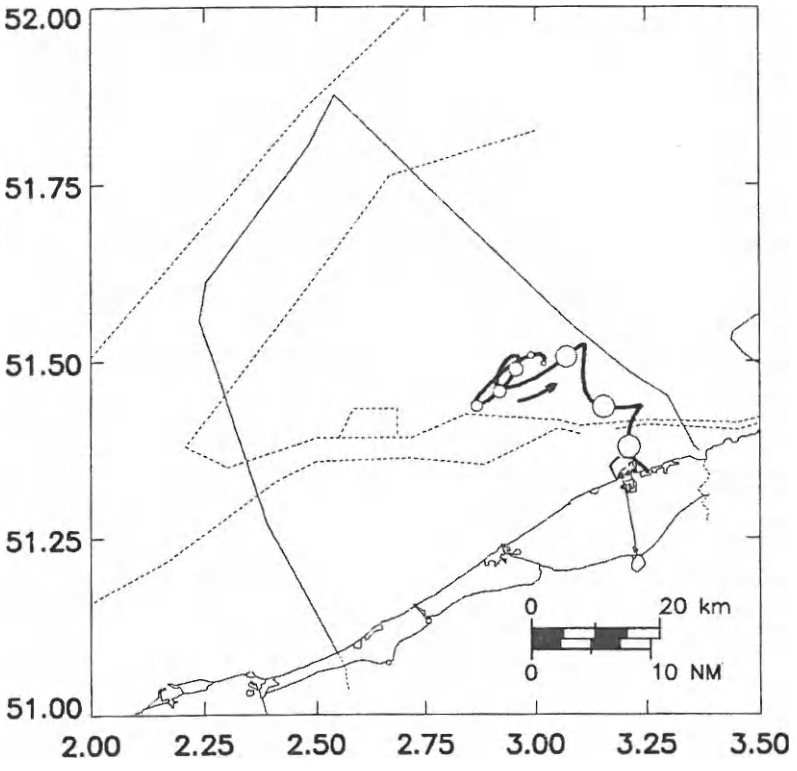
13.2 Outputs of the spill model

Initial values

Table 10

```
#  1   51 29 47 N    3  1  5 E   Absolute mean current speed :     0.52 m/s
                                  Absolute mean wind    speed :     7.14 m/s
                                           Mean wave    height:     1.22 m
Slick number  1                 Specific mass.............:    965.00 kg/m3
Slick radius   :     22.36 m     Vap. press. * Mol. weight: 0.300E+03
Spreading rate :    0.4848 m/s   Net surface tension.......: 0.200E-01 N/m
Greatest thickness : 0.143E+01 m Kinematic viscosity......: 0.860E-03 m2/s
Smallest thickness : 0.398E-01 m
     Unaltered oil volume..............:    500.00 m3
     Emulsified oil volume.............:      0.00 m3
     Oil volume at the surface.........:    500.00 m3
     Water volume in emulsion..........:      0.00 m3
     Total volume of the slick.........:    500.00 m3
     Percentage of emulsion in the slick:     0.00 %
     Evaporated oil volume.............:      0.00 m3
     Oil volume in aerosol.............:      0.00 m3
     Dispersed oil volume..............:      0.00 m3
     Dissolved oil volume..............:      0.00 m3
     Recovered oil volume..............:      0.00 m3
```

Figure 9: Trajectory and spreading computed by the MU-Slick module. For clarity slick extent is given at selected moments only



Maximum extent of the slick (when hitting the coast)

Table 11

Maximunm extent of the slick (MU-Slick diameter): 3.5 km
Area: 9.6 km²
Maximum thickness average:
Minimum thickness average:
Date/Time of beaching: 15 April 21:00 UTC

Final values

Table 12

# 1 51 20 17 N 3 15 20 E	Absolute mean current speed :	0.02 m/s
(Near the shore)	Absolute mean wind speed :	7.01 m/s
	Mean wave height:	1.17 m
Slick number 1	Specific mass.....:	996.93 kg/m3

```
Slick radius   :   1748.01 m    Vap. press. * Mol. weight: 0.156E+02
Spreading rate :    0.0001 m/s   Net surface tension.....: 0.194E-01 N/m
Greatest thickness : 0.122E-03 m Kinematic viscosity.....: 0.139E-02 m2/s
Smallest thickness : 0.338E-05 m

     Unaltered oil volume.............:    222.86 m3
     Emulsified oil volume............:      7.34 m3
     Oil volume at the surface........:    230.21 m3
     Water volume in emulsion.........:     29.37 m3
     Total volume of the slick........:    259.58 m3
     Percentage of emulsion in the slick:   14.15 %
     Evaporated oil volume............:     47.39 m3
     Oil volume in aerosol............:      0.74 m3
     Dispersed oil volume.............:    220.96 m3
     Dissolved oil volume.............:      0.03 m3
     Recovered oil volume.............:      0.00 m3
```

Examples of some of the possible time–series plots of the results are given below.

Figure 10: Evolution over time of the oil volumes entering the atmosphere and the water column

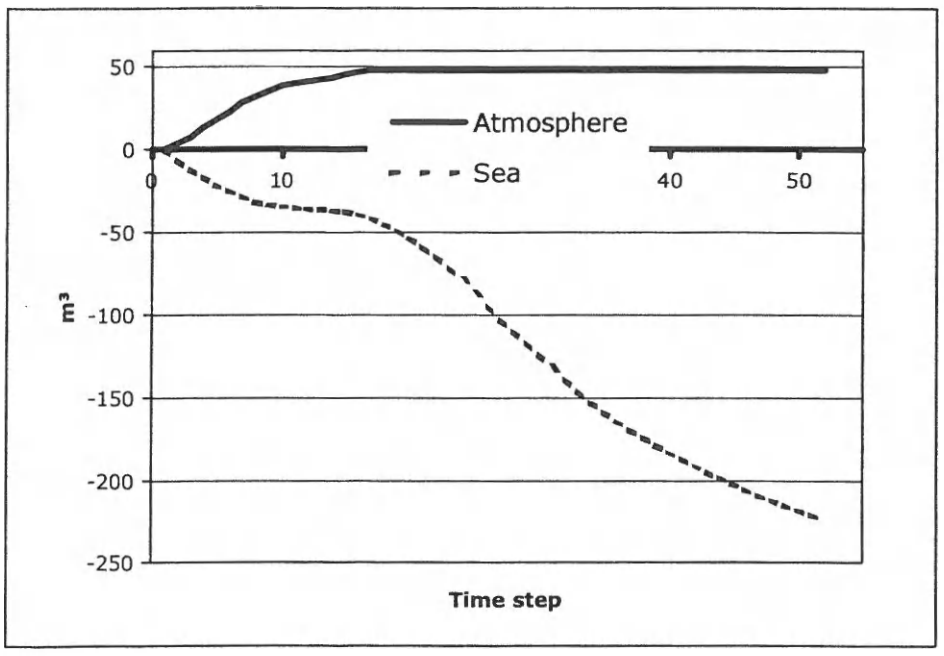


Figure 11: Evolution over time of apparent cinematic viscosity of the oil and emulsion mixture

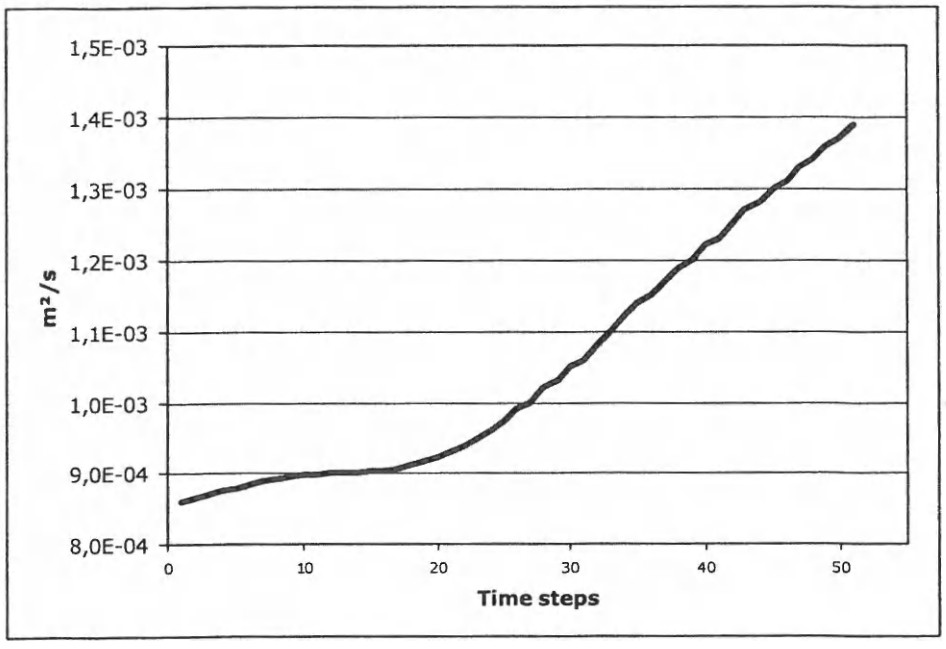
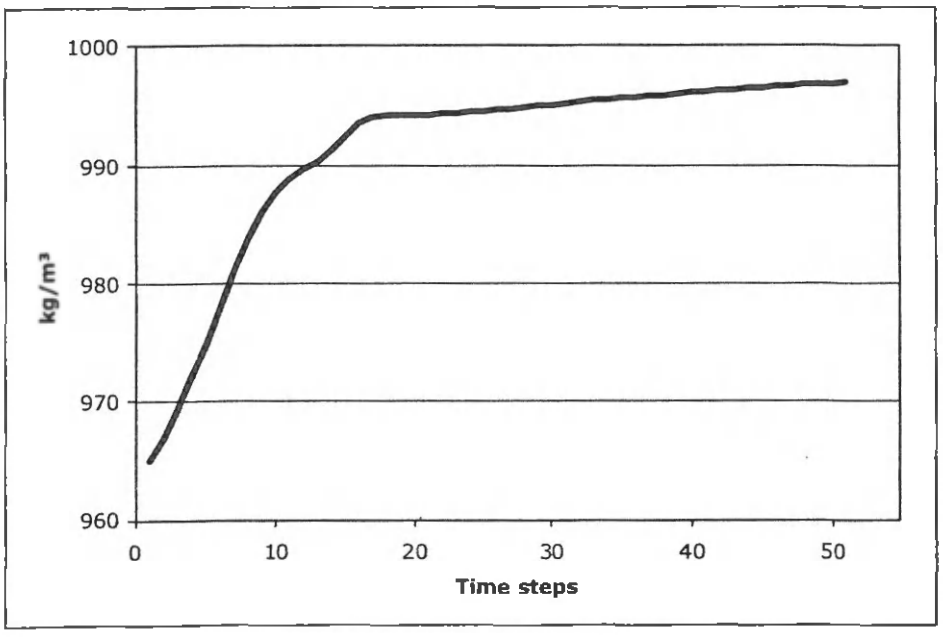


Figure 12: Evolution of the apparent density of the oil and emulsion mixture



Final balance as computed by the physical behaviour models:

Table 13

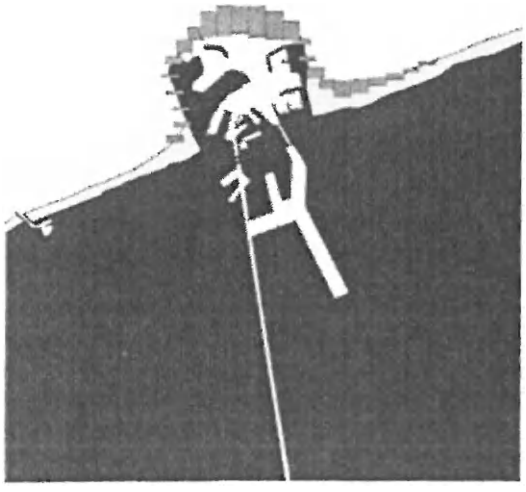
MU-Slick		
Oil in the atmosphere	48.10 m3	9.63 %
Oil in the sea	221.10 m3	44.27 %
Oil on the sea/on land	230.20 m3	46.10 %
MU-Slicklets		
Oil in the atmosphere	48.16 m3	9.63 %
Oil in the sea	230.31 m3	46.06 %
Oil on the sea	0.00 m3	0.00 %
Oil on the beach	221.52 m3	44.30 %

The slight difference in the balance between the oil left at the sea surface (or beached) and the oil in the water column as given by the two sub–models is due to the different functions used to estimate the flux of oil entering the water column. The characteristics of the oil may, to some extent, increase or decrease that difference.

13.3 Physical impact on the coastline

The impact on the coast is shown on Figure 13

Figure 13: Histogram of the impact on the coastline



The following two tables summarise the physical impact on the coast. "Lengths" are given in meters of coastline.

Table 14

Community	m³ oil	Polluted length	Length polluted sandy beach	Length polluted beach with coastal defences	Length polluted port infrastructure	Length polluted port entrance
Blankenberge		0	0	0	0	0
Bredene		0	0	0	0	0
De Haan		0	0	0	0	0
De Panne		0	0	0	0	0
Knokke Heist	43,4	4000	1000	3000	0	0
Koksijde		0	0	0	0	0
Middelkerke		0	0	0	0	0
Nieuwpoort		0	0	0	0	0
Oostende		0	0	0	0	0
Zeebrugge	163,4	8000	1000	0	6500	500
TOTAL	206,8	12000	2000	3000	6500	500

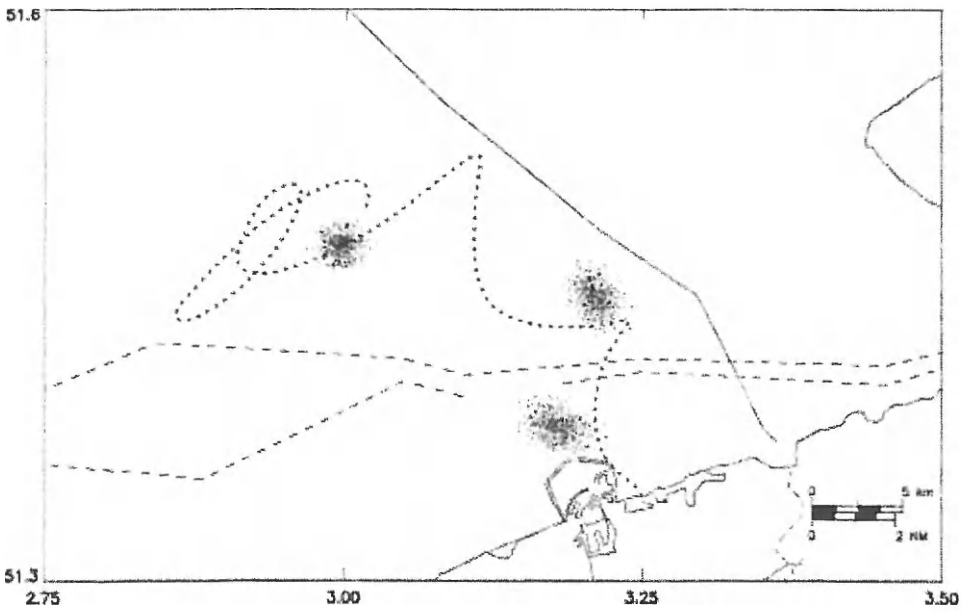
Table 15

Community	Length polluted zone under Birds Directive	Length polluted zone under Habitats Directive	Length polluted zone under *Duinendecreten*	Length polluted zone *Vlaams Natuur-reservaat*
Blankenberge	0	0	0	0
Bredene	0	0	0	0
De Haan	0	0	0	0
De Panne	0	0	0	0
Knokke Heist	0	1000	1000	1000
Koksijde	0	0	0	0
Middelkerke	0	0	0	0
Nieuwpoort	0	0	0	0
Oostende	0	0	0	0
Zeebrugge	500	0	0	0
TOTAL	500	1000	1000	1000

13.4 Physical impact at sea

Figure 15 gives an overview of the trajectory of the slick and of its extent at selected moments.

Figure 15: Zoom on the zone affected by the pollution, showing the global trajectory as computed by MU-Slick and some instantaneous snapshots of the spill as modelled by MU-Slicklets



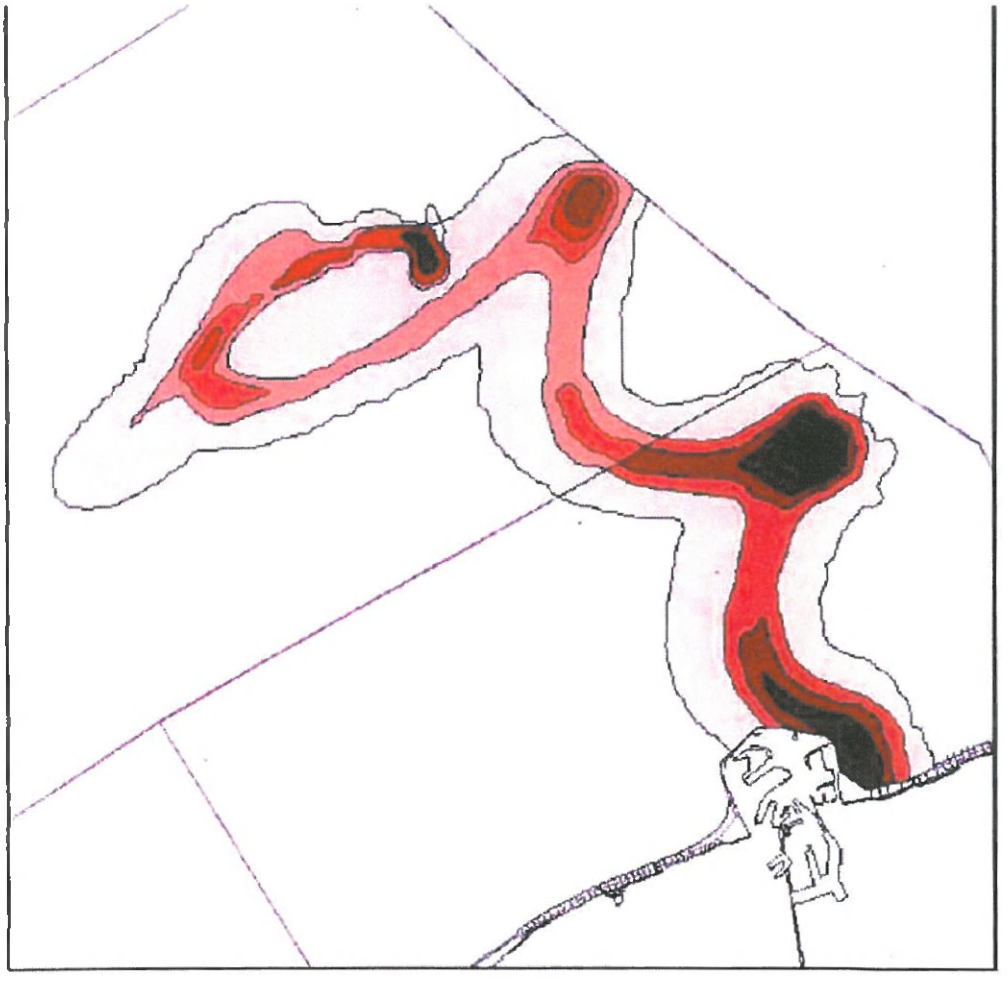
13.5 Impact on the biota

Table 16

PHYTOPLANKTON	11.827 %	
ZOOPLANKTON	2.724 %	
INVERTEBRATES	3.286 %	
MOLLUSCS	0.609 %	
DEMERSAL FISHES	3.075 %	
PELAGIC FISHES	3.075 %	
DIRECT LOSS	PHYTOPLANKTON	2.12E+08 g
DIRECT LOSS	ZOOPLANKTON	2.44E+06 g
DIRECT LOSS	INVERTEBRATES	2.36E+06 g
DIRECT LOSS	MOLLUSCS	4.38E+05 g
DIRECT LOSS	DEMERSAL FISHES	1.77E+05 g
DIRECT LOSS	PELAGIC FISHES	2.08E+05 g
INDIRECT LOSS	ZOOPLANKTON	1.06E+07 g
INDIRECT LOSS	INVERTEBRATES	1.72E+07 g
INDIRECT LOSS	MOLLUSCS	1.72E+07 g
INDIRECT LOSS	DEMERSAL FISHES	1.60E+06 g
INDIRECT LOSS	PELAGIC FISHES	1.22E+06 g
TOTAL LOSS	PHYTOPLANKTON	2.12E+08 g
TOTAL LOSS	ZOOPLANKTON	1.30E+07 g
TOTAL LOSS	INVERTEBRATES	1.95E+07 g
TOTAL LOSS	MOLLUSCS	1.76E+07 g
TOTAL LOSS	DEMERSAL FISHES	1.78E+06 g
TOTAL LOSS	PELAGIC FISHES	1.43E+06 g

Detailed results are available as maps, as shown on Figure 16

Figure 16: Spatial distribution of the benthos mortality, taking into account the ecological zonation and the distribution of oil concentration

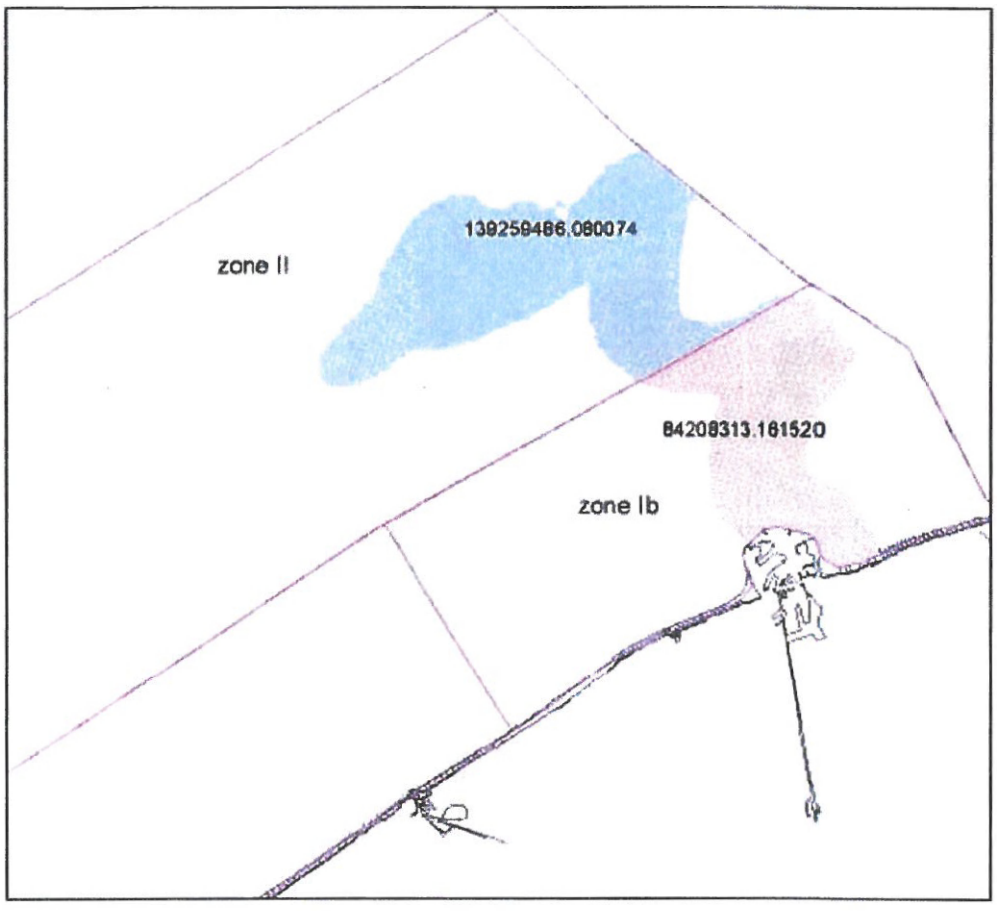


13.6 Impact on the seabirds

The impacted area in Zone II has a surface of 139 km² and the one in Zone Ib a surface of 84 km². Taking into account the densities of the birds in these zone in April, the highest mortality values are estimated as follows.

Species	Losses (individuals)
Larus canus	27
Larus argentatus	17
Larus marinus	111
Rissa tridactyla	43
Uria aalge	81
Alca torda	17

Figure 17:



13.7 Valuation

13.7.1 Loss of incomes for the fisheries

The estimate of the economic losses (€) due to the losses of biota computed under 13.5 are summarised below.

	kg	fraction commercial species	Reference price	Loss
TOTAL LOSS INVERTEBRATES	19500	0.1	7.44	14058.00
TOTAL LOSS DEMERSAL FISHES	1780	0.6	3.72	3972.96
TOTAL				18480.96

N.B.: Estimates of the economical losses based on the average fishing yield by species and taking into account the impacted zone are also computed by the model. Due to several uncertainties in the parameters available this study case appeared to possibly be misleading and they were not reproduced here.

13.7.2 Loss of incomes for tourism

Note: the maximum impact occurs in the neighbourhood of Zeebrugge. There are commonly no data on tourism available for that part of the coast as they are aggregated with the statistics of the city of Brugge. The model therefore returns "unknown" for the computation of the total loss (for the whole Belgian coast). Estimates of the losses (Meuros) for the community of Knokke alone are given below.

Table 17

Community name	"High" hypothesis	"Low" hypothesis
Knokke Heist	7.3	0.57

13.7.3 Beach cleaning costs

Based on the volume of oil that beached on the coastline, a reference cost (€) for the clean–up operations is computed.

Table 18

Community name	Sum_length	Sum_Beach cleaning costs
Blankenberge	4500	
Bredene	4000	
De Haan	10000	
De Panne	4500	
Knokke Heist	9500	90400
Koksijde	8500	
Middelkerke	7500	
Nieuwpoort	4000	
Oostende	9000	
Zeebrugge	8500	334000
TOTAL		424400

TAAK II.2

ONTWIKKELEN VAN TECHNISCHE EN JURIDISCHE PROCEDURES DIE HET MOGELIJK MAKEN DE VEROORZAAKTE DEGRADATIE VAN HET MARIENE MILIEU TE EVALUEREN EN FINANCIEEL TE VERHALEN OP DE VERVUILER

MARITIEM INSTITUUT

Prof. Dr. F. Maes

Gwendoline Gonsaeles

CENTRUM VOOR MILIEURECHT

Prof. Dr. H. Bocken

Laurent Proot

Sophie Deloddere

INHOUDSTAFEL

ALGEMENE INLEIDING 646

DEEL I HET INTERNATIONAAL AANSPRAKELIJKHEIDSREGIME VOOR SCHADE BIJ OLIEVERONTREINIGING OP ZEE: ONDERZOEK NAAR DE VERGOEDBAARHEID VAN MILIEUSCHADE

Lijst van afkortingen 649

Inleiding 650

I. HET INTERNATIONAAL AANSPRAKELIJKHEIDSREGIME VOOR SCHADE BIJ OLIEVERONTREINIGING OP ZEE

Hoofdstuk 1. Het internationaal aansprakelijkheidsregime onder het Aansprakelijkheids- en het Fondsverdrag 652

1.1 Historische achtergrond 652

1.2 Toelichting bij de belangrijkste bepalingen van het Aansprakelijkheids- en het Fondsverdrag 658

1.2.1 Het aansprakelijkheidsregime onder het oude en het huidige Aansprakelijkheids-verdrag 658

1.2.1.1 Toepassingsgebied 658

1.2.1.1.1 Geografisch toepassingsgebied 658

1.2.1.1.2 "Schip" 659

1.2.1.1.3 "Olie" 661

1.2.1.1.4 "Schade door verontreiniging" 662

1.2.1.1.5 "Preventieve maatregelen" 663

1.2.1.2 Aansprakelijkheid van de scheepseigenaar 664

1.2.1.2.1 Risicoaansprakelijkheid van de scheepseigenaar 664

1.2.1.2.2 Exoneratiegronden 665

1.2.1.3 Aansprakelijkheidslimieten 666

1.2.1.4 Verplichte aansprakelijkheidsverzekering 669

1.2.2 Het compensatieregime onder het oude en het huidige Fondsverdrag 670

1.2.2.1 Toepassingsgebied 670

1.2.2.2 Aanvullende compensatieregeling 670

1.2.2.3 Plafonds 672

1.2.2.4 De alimentatie van het IOPCF 672

1.2.2.5 Afhandeling van eisen tot schadevergoeding 673

Hoofdstuk 2. Recente ontwikkelingen 675

2.1	Ontwikkelingen op internationaal niveau: het Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid voor verontreiniging door bunkerolie	676
2.1.1	Historische achtergrond	676
2.1.2	Nadere analyse van de bepalingen van het Verdrag	677
2.1.2.1	Toepassingsgebied van het Verdrag	677
2.1.2.2	Aansprakelijkheid van de scheepseigenaar	679
2.1.2.3	Verplichte aansprakelijkheidsverzekering	681
2.1.2.4	Jurisdictionele bepalingen	682
2.1.2.5	Slotbepalingen	685
2.2	Ontwikkelingen op Europees niveau: het Erika I- en Erika II-maatregelenpakket	687
2.2.1	De Erika I-maatregelen	687
2.2.2	De Erika II-maatregelen	689
2.2.2.1	Algemeen	689
2.2.2.2	Voorstel voor een Verordening tot instelling van een fonds voor de vergoeding van schade door olieverontreiniging in de Europese wateren	692
2.2.2.2.1	Analyse van de situatie door de Europese Commissie op het ogenblik van de ramp met de Erika	692
	(i) Eerste criterium: schadevergoedingsprocedures	692
	(ii) Tweede criterium: voldoende hoge plafonds	693
	(iii) Derde criterium: verantwoordelijkheid & aansprakelijkheid	695
2.2.2.2.2	Basisprincipes van het oorspronkelijk voorstel van de Commissie tot verbetering van het aansprakelijkheidsregime voor schade door olieverontreiniging	697
	(i) Instelling van een fonds voor aanvullende schadevergoeding in Europa (het COPE-fonds)	697
	(ii) Het oplossen van andere tekortkomingen in het internationale systeem in het kader van de IMO	697
	(iii) Opneming van sancties wegens grove nalatigheid in de wetgeving van de lidstaten	698
2.2.2.2.3	Gewijzigd voorstel voor een Verordening tot instelling van een Fonds voor vergoeding van schade door verontreiniging door olie in de Europese wateren en daarmee samenhangende maatregelen	698
2.2.2.2.4	Reactie op het internationaal niveau	702
2.2.3	Het "post-Prestige"-maatregelenpakket	705

I. DE VERGOEDINGSPRAKTIJK VAN HET INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND VOOR MILIEUSCHADE BIJ OLIEVERONTREINIGING OP ZEE

Hoofdstuk 1.	**Inleiding**	707
Hoofdstuk 2.	**De vergoeding van ecologische schade onder het internationaal aansprakelijkheidsregime**	711
2.1	Het IOPCF 1971	711
2.1.1	De periode van 1979-1992	711
2.1.1.1	Het eerste *Antonio Gramski*-incident	711
2.1.1.2	Het tweede *Antonio Gramski*-incident	715
2.1.1.3	Het *Patmos*-incident	717
2.1.1.4	De tussentijdse analyse van het IOPCF	722
2.1.1.5	Het *Haven*-incident	724
2.1.2	De periode van 1992-1996	732

2.1.2.1	Het *Haven*-incident	732
2.1.2.2	Het *Seki*-incident	735
2.1.3	De periode van 1996-heden	736
2.1.3.1	Het *Nissos Amorgos*-incident	736
2.1.3.2	Het *Plate Princess*-incident	738
2.1.3.3	Het *Evoikos*-incident	738
2.1.3.4	Het *Pontoon 300*-incident	739
2.1.3.5	Het *Maritza Sayalero*-incident	739
2.1.3.6	Het *Alambra*-incident	740
2.2	Het IOPCF 1992	740
Hoofdstuk 3.	**De vergoeding van herstelmaatregelen onder het internationaal Aansprakelijkheidsregime**	741
Inleiding		741
3.1	Het IOPCF 1971	742
3.1.1	De periode van 1979-1992	742
3.1.1.1	Het *Tarpenbek*-incident	742
3.1.1.2	Het *Tanio*-incident	743
3.1.1.3	De incidenten met de *Kohu Maru N° 3*, de *Rose Garden Maru*, de *Amazzone*, de *Kasuga Maru N° 1* en de *Agip Abruzzo*	743
3.1.2	De periode van 1992-1996	744
3.1.2.1	Seventh Intersessional Working Group	744
3.1.2.2	Het *Haven*-incident	746
3.1.2.3	Het *Aegean Sea*-incident	748
3.1.2.4	Het *Senyo Maru*-incident	748
3.1.3	De periode van 1996-heden	749
3.2	Het IOPCF 1992	750
Hoofdstuk 4.	**De vergoeding van vaste en bijkomende kosten onder het internationaal aansprakelijkheidsregime**	753
4.1	Inleiding en definiëring	753
4.2	Vorderingsrecht van de Staat en overheidsorganen ?	753
4.3	Vergoedbaarheid van vaste en bijkomende kosten volgens de compensatiepraktijk van het IOPCF	755
Hoofdstuk 5.	**Besluit**	768
Bibliografie		771
Bijlagen		778
Bijlage I.	Lidstaten van het IOPCF 1992 op 1 februari 2003	779
Bijlage II.	Aanpassing van de *1992 Fund's Claims Manual* inzake de vergoedbaarheid van milieuschade	780

DEEL II DE VERGOEDBAARHEID VAN MILIEUSCHADE IN HET MARIENE MILIEU IN HET BELGISCH AANSPRAKELIJKHEIDSRECHT

Inleiding en doelstellingen 783

Hoofdstuk 1. Analyse van de Belgische wetgeving inzake de vergoeding van schade voor verontreiniging van het mariene milieu 784

1.1 Het gemeen aansprakelijkheidsrecht 786
1.1.1 Krachtlijnen van het gemeen aansprakelijkheidsrecht 786
1.1.1.1 Fout – aansprakelijkheid (artikel 1382 B.W.) 786
1.1.1.2 Objectieve aansprakelijkheid 787
1.1.1.2.1 Aansprakelijkheid voor rechtmatig handelen 788
1.1.1.2.2 Risico – aansprakelijkheid 789
1.1.2 Knelpunten bij de terugvordering van kosten voor milieuschade 791
1.1.2.1 Vorderingsrecht in geval van milieuverstoring 791
1.1.2.2 Problemen inzake herstel van milieuschade 793
1.1.2.2.1 Milieuverstoring 793
1.1.2.2.2 Schade aan individueel toegeëigende goederen met een bijzondere esthetische of ecologische waarde (ecologische schade) 793
1.1.2.2.3 Kosten ter voorkoming of beperking van de milieuschade ("preventieve maatregelen") 794

1.2 De wet bescherming mariene milieu 795
1.2.1 Het aansprakelijkheidsregime in de wet bescherming mariene milieu 795
1.2.1.1 Objectieve aansprakelijkheid 798
1.2.1.2 Schade en milieuverstoring volgens de wet bescherming mariene milieu 800
1.2.2 Knelpunten betreffende het aansprakelijkheidsregime van de wet bescherming mariene milieu 803
1.2.2.1 De vaststelling van de regels inzake de terugvordering van kosten door de overheid 804
1.2.2.2 De begroting van ecologische schade 805

1.3 De Europese context: Het voorstel van richtlijn inzake milieu-aansprakelijkheid betreffende de preventie en het herstel van milieuschade 806

1.4 Besluit 808

Hoofdstuk 2. Vergoeding van de door de overheid gemaakte kosten voor tussenkomsten bij mariene verontreiniging 810

2.1 Inleiding 810

2.2 Problemen inzake causaliteit? 811

2.3 Tarifering van de algemene kosten 813

2.4 Besluit 814

Hoofdstuk 3.	**Het herstel van milieuverstoring**	816
3.1	Inleiding en probleemstelling	816
3.2.	Waardering van ecologische schade	817
3.2.1	Waarden van milieugoederen	817
3.2.1.1	Gebruikswaarde	818
3.2.1.2	Bestaanswaarde	818
3.2.1.3	Intrinsieke waarde	819
3.2.1.4	Besluit	820
3.2.2	Waarderingsmethodes	820
3.2.2.1	Uitgangspunten	820
3.2.2.1.1	Vermindering van de waarde van het milieugoed door de afname van de door het milieugoed geleverde diensten	820
3.2.2.1.2	Uitstoot van de verontreiniging	821
3.2.2.1.3	Schade aan het milieugoed	821
3.2.2.2	Overzicht van de belangrijkste evaluatietechnieken	822
3.2.2.2.1	Directe evaluatietechnieken	822
3.2.2.2.1.1	De hedonische eigendomsprijzentechniek (Hedonic property prices)	822
3.2.2.2.1.2	De reiskostmethode	823
3.2.2.2.1.3	Contingent Valuation Method	824
3.2.2.2.2	Indirecte evaluatietechnieken	825
3.2.2.2.3	Forfaitaire evaluatietechnieken	825
3.3.	Monetaire vergoedbaarheid van ecologische schade naar Belgisch recht	828
3.3.1	Vergoedbaarheid van niet in natura herstelbare milieuverstoring naar Belgisch recht	828
3.3.2	Invoering van economische evaluatietechnieken in Belgisch aansprakelijkheids-recht ?	831
3.3.2.1	"Begroting" van ecologische schade in de Belgische rechtspraak	831
3.3.2.2	Invoering van economische waarderingsmethodes in het Belgisch aansprakelijkheidsrecht?	832
3.3.3	Beoordeling van de vergoedbaarheid van niet herstelbare milieuverstoring en het gebruik van economische waarderingsmethodes	835
3.3.3.1	Het Europees perspectief: het voorstel van richtlijn inzake het herstel van milieuschade	835
3.3.3.2	Internationaal: de vergoedingspraktijk van het IOPCF	837
3.3.3.3	USA: CERCLA en OPA	837
3.3.3.3.1	CERCLA	837
3.3.3.3.2	OPA	839
3.3.3.3.3	Besluit	841
3.3.3.4	Italië : de wet nr. 348 van 8 juli 1986	842
3.3.3.5	Besluit	843
3.3.4	Besluit	843
Hoofdstuk 4.	**Algemeen besluit en aanbevelingen**	845
Bibliografie		848

ALGEMENE INLEIDING

Het onderzoeksproject "MARE-DASM (*Marine Resources Damage Assessment and Sustainable Management of the North Sea*): beoordeling van mariene degradatie in de Noordzee en voorstellen voor een duurzaam beheer" werd onderverdeeld in twee thema's en vijf subprojecten. Het laatste subproject – dat kadert binnen het "Thema II. Het risico van het accidenteel in het mariene milieu geloosd worden van olie of andere chemische producten" – beoogt het ontwikkelen van technische en juridische procedures die het mogelijk maken de veroorzaakte degradatie van het mariene milieu te evalueren en financieel te verhalen op de vervuiler. Deze procedures hebben betrekking op het accidenteel lozen van olie in zee en vallen grotendeels onder de beginselen van het aansprakelijkheidsrecht.

Deze onderzoekstaak wordt benaderd vanuit twee uitgangspunten, enerzijds vanuit het terzake geldende internationaal aansprakelijkheidsrecht (uitgevoerd door het Maritiem Instituut van de Universiteit Gent) en anderzijds vanuit het nationaal aansprakelijkheidsrecht (uitgevoerd door het Centrum voor Milieurecht van de Universiteit Gent). Het onderzoek is in beide gevallen vertrokken van een aantal uitgangspunten. Uitgangspunt is uiteraard dat de schade ofwel kan worden hersteld ofwel worden begroot (*cfr.* taak II.). Een ander uitgangspunt bestaat in de vaststelling dat het recht, zowel nationaal als internationaal, een evolutief gegeven is en bijgevolg dynamisch. Verder werd vertrokken van het beginsel dat hetgeen niet is geregeld in internationale verdragen, kan worden geregeld door de nationale wetgever voor zover deze daartoe de jurisdictie heeft en werd rekening gehouden met het feit dat de Belgische Staat sinds de Wet van 22 april 1999 (*B.S.* 10 juli 1999) over een exclusief economische zone (EEZ) beschikt.

Hiervoor werd het geldende internationaal recht inzake aansprakelijkheid en vergoeding voor accidentele olieverontreiniging op zee geïnventariseerd en geanalyseerd en werden de mogelijkheden voor vergoeding van milieuschade onder het internationaal recht onderzocht. Vooreerst werd een beschrijving gegeven van het geldende internationale aansprakelijkheidsregime voor schade bij olieverontreiniging op zee, zoals neergelegd in het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag. Er werd eveneens aandacht besteed aan een aantal actuele ontwikkelingen, met name de recente goedkeuring van het Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid voor verontreiniging door bunkerolie en de door de Europese Commissie ingediende voorstellen naar aanleiding van de ramp met de *Erika*. Daarna werd *in extenso* ingegaan op de vergoedbaarheid onder het internationale aansprakelijkheidsregime van milieuschade, van maatregelen tot herstel van het mariene milieu ("herstelmaatregelen") en van vaste en bijkomende kosten die worden gedragen door de publieke overheden voor het inzetten van eigen interventiematerieel en personeel. Dit eerste luik van het onderzoek werd enerzijds gebaseerd op een extensieve litteratuurstudie van de terzake geldende

verdragen, de evolutie van deze, de richtlijnen van het *International Oil Pollution Compensation Fund* (IOPCF) en de doctrine. Anderzijds werd de vergoedingspraktijk van het IOPCF sinds haar ontstaan onderzocht en werden de knelpunten tussen het internationaal en het nationaal aansprakelijkheidsrecht in andere Verdragstaten inzake de vergoeding voor milieuschade aangetoond. Deze onderzoeksresultaten worden weergegeven in 'Deel I. Het internationaal aansprakelijkheidsregime voor schade bij olieverontreiniging op zee: onderzoek naar de vergoedbaarheid van milieuschade".

Simultaan werden de mogelijkheden voor de vergoeding van milieuschade in het Belgische aansprakelijkheidsrecht en de meest aangewezen aansprakelijkheidsvorm voor herstel van mariene degradatie (objectieve versus fout-aansprakelijkheid, beperkte versus onbeperkte aansprakelijkheid) onderzocht. Hiervoor werd een inventarisatie en analyse gemaakt van de relevante Belgische wetgeving inzake de vergoeding voor schade door verontreiniging van het mariene milieu en werd stilgestaan bij de problematiek van de terugvordering door de overheid van de door haar gemaakte kosten voor tussenkomsten bij mariene verontreiniging en de problematiek van de vergoedbaarheid van milieuverstoring. Daarbij werd nagegaan in welke mate en op welke manier milieuverstoring volgens de huidige rechtspraak wordt vergoed. De verschillende vergoedingssystemen voor milieuverstoring werden geïnventariseerd en geanalyseerd om na te gaan in welke mate deze systemen ingang zouden kunnen vinden in het Belgische aansprakelijkheidsrecht. Deze onderzoeksresultaten worden weergegeven in 'Deel II. De vergoedbaarheid van milieuschade in het mariene milieu in het Belgisch aansprakelijkheidsrecht".

DEEL I

HET INTERNATIONAAL AANSPRAKELIJKHEIDSREGIME VOOR SCHADE BIJ OLIEVERONTREINIGING OP ZEE: ONDERZOEK NAAR DE VERGOEDBAARHEID VAN MILIEUSCHADE

Prof. Dr. F. Maes

Gwendoline Gonsaeles

LIJST VAN AFKORTINGEN

CERCLA	*US Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act*
CLC	*Civil Liability Convention*
CMI	*Comité Maritime International*
CRISTAL	*Contract Regarding an Interim Supplement to Tanker Liability for Oil Pollution*
DHR	*Dirham*
DKr	*Deense Kroon*
DWT	*deadweight ton*
EEZ	*exclusieve economische zone*
EU	*Europese Unie*
FUND	*Fund Convention*
GT	*gross tonnage*
HDO	*heavy diesel oil*
HFO	*heavy fuel oil*
HNS	*Hazardous and Noxious Substances Convention*
ICS	*International Chamber of Shipping*
IFO	*intermediate fuel oil*
IMCO	*Inter-Governmental Maritime Consultative Organization*
IMO	*International Maritime Organization*
INTERTANKO	*International Association of Independent Tanker Owners*
IOPCF	*International Oil Pollution Compensation Fund*
ITL	*Italiaanse Lire*
ITOPF	*International Tanker Oil Pollution Federation*
LLMC	*Limited Liability Maritime Claims Convention*
MDO	*motor diesel oil*
MEPC	*Marine Environment and Protection Comittee*
MOU	*Memorandum of Understanding*
MSC	*Maritime Safety Committee*
OBO	*ore-bulk-oil carrier*
OCIMF	*Oil Companies International Marine Forum*
OPA 90	*US Oil Pollution Act 1990*
P&I Club	*Protection and Indemnity Club*
Rbls	*Roebels*
SDR	*special drawing rights / speciale trekkingsrechten*
SKr	*Zweedse Kroon*
SSOPF	*Ship-Source Oil Pollution Fund (Canada)*
TOVALOP	*Tanker Owners Voluntary Agreement concerning Liability for Oil Pollution*
VLCC	*very large crude carriers*
USD	*US Dollar*

INLEIDING

1. In dit deelrapport wordt aandacht besteed aan het geldende internationale aansprakelijkheidsregime voor schade door olieverontreiniging op zee. De inhoud ervan wordt beperkt tot de vergoedbaarheid van milieuschade.

Het rapport is opgebouwd uit twee delen. In een eerste deel wordt een beschrijving gegeven van het geldende internationale aansprakelijkheidsregime voor schade bij olieverontreiniging op zee, zoals neergelegd in het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag. Er wordt eveneens aandacht besteed aan een aantal actuele ontwikkelingen, met name de recente goedkeuring van het Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid voor verontreiniging door bunkerolie en de door de Europese Commissie ingediende voorstellen ter verbetering van het aansprakelijkheidsregime naar aanleiding van de ramp met de *Erika*.

In een tweede deel wordt ingegaan op de vergoedbaarheid van milieuschade onder het internationale aansprakelijkheidsregime. Daarvoor wordt in eerste instantie de vergoedingspraktijk van het *International Oil Pollution Compensation Fund* (IOPCF) met betrekking tot ecologische schade *in extenso* onderzocht aan de hand van de jaarverslagen van het IOPCF. Hierbij rijst niet enkel de vraag naar de de vergoedbaarheid van ecologische schade, maar ook naar de mogelijke kwantificering ervan. In tweede instantie wordt onderzocht welke maatregelen tot herstel van het marien milieu ("herstelmaatregelen") voor vergoeding in aanmerking komen onder het internationale regime. Er wordt tenslotte eveneens ingegaan op de vraag naar de vergoedbaarheid van vaste en bijkomende kosten die werden opgelopen door de publieke overheden voor het inzetten van eigen interventiematerieel en personeel.

AFDELING I
HET INTERNATIONAAL AANSPRAKELIJKHEIDSREGIME VOOR SCHADE BIJ OLIEVERONTREINIGING OP ZEE

HOOFDSTUK 1
HET INTERNATIONAAL AANSPRAKELIJKHEIDSREGIME ONDER HET AANSPRAKELIJKHEIDS- EN FONDSVERDRAG

1.1 Historische achtergrond[1]

2. Tot het einde van de jaren '60 bestond geen specifieke internationale regelgeving met betrekking tot olieverontreiniging op zee. Aansprakelijkheidsvorderingen voortvloeiend uit ongevallen met olietankers werden voornamelijk gebaseerd op de nationale wetgeving van de kuststaten die grotendeels uitvoering gaf aan de klassieke aansprakelijkheidsregelen voor zaak- en personenschade[2]. De omvang van de mogelijke verontreiniging door tankerongevallen bleef bovendien beperkt door de relatief beperkte grootte van de tankers. Door de stijgende vraag naar olie en de Suez-crisis - waardoor de veel langere weg rond Kaap de Goede Hoop moest worden gevolgd - werd de nood aangevoeld om grotere schepen te bouwen: in 1966 waren de *Very Large Crude Carriers* (VLCC), olietankers van boven de 200.000 dwt, een feit.

Een ongeval met dergelijke olietanker liet niet lang op zich wachten. Op 18 maart 1967 liep de Liberiaanse olietanker *Torrey Canyon*, geladen met 120.000 ton ruwe olie, aan de grond nabij Lands' End, waarbij het merendeel van zijn lading in zee en op de stranden van Groot-Brittannië, Frankrijk en de Kanaaleilanden terechtkwam. Het ongeval met de *Torrey Canyon* bracht een veelheid aan juridische problemen aan de oppervlakte, waaronder vragen met betrekking tot het juridisch regime van toepassing op het ongeval[3], de beperking van de aansprakelijkheid van de scheepseigenaar en het interventierecht van de kuststaten[4].

---

[1] Naar: DE LA RUE, C. & ANDERSON, C.B., *Shipping and the environment. Law and Practice*, Londen, LLP, 1998, 3-74

[2] Met betrekking tot de beperking van aansprakelijkheid van scheepseigenaars zijn volgende verdragen vermeldenswaard: Internationale Overeenkomst met betrekking tot de eenmaking van sommige regelen betreffende de beperking van de aansprakelijkheid van eigenaars van zeeschepen, ondertekend te Brussel op 25 augustus 1924, in België goedgekeurd door de Wet van 20 november 1928, *B.S.* 1 juni 1931 en vervangen door het Internationaal Verdrag nopens de beperking van de aansprakelijkheid van de eigenaren van zeeschepen, ondertekend te Brussel op 10 oktober 1957, in België goedgekeurd door de Wet van 18 juli 1973, *B.S.* 29 januari 1976. Dit laatste Verdrag werd vervangen door het Internationaal Verdrag betreffende de beperking van de aansprakelijkheid inzake zeevorderingen ('LLMC-Verdrag'), opgemaakt te Londen op 19 november 1976 (Inwerkingtreding: 1 december 1986), in België goedgekeurd door de Wet van 11 april 1989 houdende goedkeuring en uitvoering van diverse Internationale Akten inzake de zeevaart, *B.S.* 6 oktober 1989

[3] De olie uit de *Torrey Canyon* kwam terecht op de stranden van diverse kuststaten. Daarenboven was de olietanker geïmmatriculeerd in Liberia, maar eigendom van een onderneming uit Bermuda met hoofdzetel in New York, via een *time charter* verbonden aan een Amerikaanse maatschappij en door hen gecharterd aan een Britse maatschappij.

[4] Teneinde de in het wrak van de *Torrey Canyon* achtergebleven olie te verwijderen, werd het wrak door de Britse autoriteiten gebombardeerd. Volgens de toen geldende afbakening van de maritieme gebieden bevond het zich op volle zee. Dit heeft vragen doen rijzen naar het recht van de kuststaat om tussenbeide te komen.

Naar aanleiding van de ramp met de *Torrey Canyon* werd door het *Torrey Canyon Subcommittee* binnen het *Comité Maritime International* (CMI), in samenwerking met de *Inter-Governmental Maritime Consultative Organization* (IMCO), een ontwerpverdrag uitgewerkt met betrekking tot de aansprakelijkheid bij olieverontreiniging op zee. Het *IMCO Legal Committee* ging op bepaalde punten niet akkoord met het ontwerpverdrag[5] en heeft een eigen ontwerpverdrag uitgewerkt. Tijdens de *International Legal Conference on Marine Pollution*[6], gehouden te Brussel tussen 10 en 28 november 1969, werd een akkoord bereikt omtrent de discussiepunten en werd het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 (ook CLC 69-Verdrag genoemd)[7] ondertekend. Aan het einde van dezelfde conferentie werd eveneens het Interventieverdrag 1969[8] goedgekeurd.

Tijdens de conferentie ontbrak de tijd om een aanvullende compensatieregeling uit te werken. De bestaansreden van deze berust op het feit dat de Verdragspartijen bij het Aansprakelijkheidsverdrag zich ervan bewust waren dat het internationaal aansprakelijkheidsstelsel niet in alle gevallen een volledige vergoeding bood aan de slachtoffers van een olieverontreiniging, het stelsel de financiële lasten van de scheepseigenaars aanzienlijk verzwaarde en het verder niet aangewezen was de economische gevolgen van schade door olieverontreiniging uitsluitend ten laste te laten komen van de scheepvaart, maar minstens ten dele te laten dragen door diegenen die financiële belangen hebben bij de vervoerde olie[9]. De uitwerking van een aanvullende compensatieregeling gebeurde uiteindelijk tijdens een Diplomatieke Conferentie die tussen 29 november en 18 december 1971 werd gehouden te Brussel en resulteerde in het Fondsverdrag van 1971 (ook FUND 71-Verdrag genoemd)[10].

---

[5] Punten van discussie waren onder meer de vraag of de aansprakelijkheid moest zijn gebaseerd op een fout-aansprakelijkheid, dan wel een objectieve aansprakelijkheid, de beperking van de aansprakelijkheid en de verplichte verzekering.

[6] Op de diplomatieke conferentie werden twee comités opgericht. De werkzaamheden van het *Committee of the Whole on Private Law Articles* hebben geresulteerd in het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969, terwijl de werkzaamheden van het *Committee of the Whole on Public Law Articles* hebben geresulteerd in het Interventieverdrag van 1969.

[7] Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid door schade door verontreiniging door olie, en Bijlage, ondertekend te Brussel op 29 november 1969, in België goedgekeurd door de Wet van 20 juli 1976 houdende goedkeuring en uitvoering van het Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid voor schade door verontreiniging door olie, en van de Bijlage, opgemaakt te Brussel op 29 november 1969, *B.S.* 13 april 1977 en uitgevoerd door het KB van 10 maart 1977 tot uitvoering van sommige bepalingen van de wet van 20 juli 1976, *B.S.* 13 april 1977. Het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 is op 19 juni 1975 in werking getreden.

[8] Internationaal Verdrag betreffende maatregelen in volle zee ingeval van een ongeval dat verontreiniging door olie tot gevolg heeft of kan hebben, ondertekend te Brussel op 29 november 1969, in België goedgekeurd door de Wet van 29 juli 1971, *B.S.* 2 februari 1972, en aangevuld met het Protocol van 2 november 1973 betreffende de maatregelen in volle zee ingeval van verontreiniging door stoffen, andere dan oliën, in België goedgekeurd door de Wet van 6 augustus 1982, *B.S.* 28 oktober 1982. De lijst van stoffen werd aangevuld met de "1991 Amendments" van 4 juli 1991 (Inwerkingtreding: 30 maart 1993) en de "1996 Amendments" van 10 juli 1996 (Inwerkingtreding: 19 december 1997).

[9] Preambule FUND 71-Verdrag

[10] Internationale Overeenkomst tot oprichting van een fonds voor vergoeding van schade veroorzaakt door waterverontreiniging door olie, ondertekend te Brussel op 18 december 1971, in België goedgekeurd door de Wet van 6 augustus 1993 houdende goedkeuring en uitvoering van het Internationaal Verdrag ter oprichting van een internationaal fonds voor vergoeding van schade door verontreiniging door olie, opgemaakt te Brussel op 18

3. Ondertussen hadden ook de olie-industrie en de scheepseigenaars een antwoord uitgewerkt onder de vorm van het "*Tanker Owners Voluntary Agreement concerning Liability for Oil Pollution*" (TOVALOP), beheerd door de *International Tanker Owners Pollution Federation Ltd* (ITOPF). Het akkoord werd gesteund door de *Protection and Indemnity Clubs* (P&I Clubs). Na de goedkeuring van het Aansprakelijkheidsverdrag werd door dezelfde partijen ook het "*Contract Regarding an Interim Supplement to Tanker Liability for Oil Pollution*" (CRISTAL) aangenomen, ingeval de door TOVALOP ingestelde aansprakelijkheidslimieten werden overschreden[11]. Deze overeenkomsten werden - na diverse aanpassingen te hebben ondergaan - in 1997 opgeheven en er wordt hier zodoende niet verder op ingegaan.

4. Door de Protocollen van 19 november 1976[12] werden de in franc Poincaré uitgedrukte bedragen van het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag vervangen door in speciale trekkingsrechten (SDR) uitgedrukte waarden.

5. Op 16 maart 1978 brak de met 220.000 ton olie geladen tanker *Amoco Cadiz* in twee voor de Franse kust. De totale opruimkosten bedroegen bijna 800 miljoen FF[13]. Enkele jaren later, op 7 maart 1980, werd de Bretoense kust nogmaals getroffen door een olieramp met de Maleisische tanker *Tanio*. De opruimkosten hiervoor bedroegen ongeveer 527 miljoen FF. Deze rampen toonden aan dat de in het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag neergeschreven bedragen onvoldoende waren om de gevolgen van een olieramp te compenseren. Om die reden werd tijdens een nieuwe Diplomatieke Conferentie van de *International Maritime Organization* (IMO) in april 1984 besloten de limieten te verhogen. Er bestond echter geen consensus omtrent de mate van verhoging van de bedragen, noch over de vraag hoe de verdeling van de financiële last tussen de scheepseigenaars en de olie-industrie moest worden opgelost. Daar kwam bovenop dat door de niet-deelname van de Verenigde Staten de financiële last voor Japan, als tweede grootste olie-importerende staat ter wereld, binnen het IOPCF zeer zwaar was.

---

december 1971 en van het Protocol bij dit Verdrag, opgemaakt te Londen op 19 november 1976, *B.S.* 5 november 1993. Het Fondsverdrag van 1971 is op 16 oktober 1978 in werking getreden.

[11] MAES, F., "De burgerlijke aansprakelijkheid van de scheepseigenaar en de vergoeding voor schade ontstaan door olieverontreiniging: een verduidelijking bij de toepasselijke verdragen en contracten", *R.B.D.I.*, 1988/1, 115-125.

[12] Protocol bij het Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid door schade door verontreiniging door olie, opgemaakt te Londen op 19 november 1976, in België goedgekeurd door de Wet van 11 april 1989 houdende goedkeuring en uitvoering van diverse Internationale Akten inzake de zeevaart, *B.S.* 6 oktober 1989 & Protocol bij het Internationale Verdrag tot oprichting van een fonds voor vergoeding van schade veroorzaakt door waterverontreiniging door olie, opgemaakt te Londen op 19 november 1976, in België goedgekeurd door de Wet van 6 augustus 1993 houdende goedkeuring en uitvoering van het Internationaal Verdrag ter oprichting van een internationaal fonds voor vergoeding van schade door verontreiniging door olie, opgemaakt te Brussel op 18 december 1971 en van het Protocol bij dit Verdrag, opgemaakt te Londen op 19 november 1976, *B.S.* 5 november 1993

[13] Op dat ogenblik was het Fondsverdrag nog niet van kracht. Om die reden kon geen beroep worden gedaan op het IOPCF en werd uiteindelijk een meer dan 14 jaar durend proces gevoerd voor de Amerikaanse rechtbanken.

De Verenigde Staten waren enkel tot deelname bereid indien de compensatielimieten zeer hoog werden gesteld. Uiteindelijk kwam zowel voor het Aansprakelijkheidsverdrag als voor het Fondsverdrag een compromisvoorstel uit de bus, dat tot gevolg had dat zonder de ratificatie door de Verenigde Staten en minstens één andere grote olie-importerende staat de protocollen niet van kracht konden worden. Aangezien de Verenigde Staten in de nasleep van de ramp met de *Exxon Valdez* besloten een eigen regime, neergelegd in de *US Oil Pollution Act* (OPA 90)[14], aan te nemen, eerder dan tot het internationaal stelsel toe te treden, zijn de Protocollen van 25 mei 1984 nooit in werking getreden[15].

---

[14] Vóór de goedkeuring van de OPA werd de aansprakelijkheid voor olieverontreiniging en het bijhorende vergoedingsregime in de Verenigde Staten door vier verschillende regimes beheerst. De *Federal Water Pollution Control Act* - gemeenzaam *Clean Water Act* genoemd - voorzag in de terugbetaling van de opruimkosten en vergoeding van de schade voor de federale overheid, maar niet voor de particulieren. Drie andere regimes, ingesteld door de *Outer Continental Shelf Lands Amendments*, de *Trans-Alaska Pipeline Authorization Act* en de *Deep Water Port Act*, beheersten het aansprakelijkheids- en vergoedingsregime voor olieverontreiniging in bepaalde geografische gebieden of voor bepaalde activiteiten. Het geheel werd aangevuld met het gemene maritiem recht, het common law en de *Limitation of Liability Act* van 1851. Vanaf het midden van de jaren '70 werden op legistiek vlak pogingen ondernomen om tot een meer eensluidend regime met betrekking tot olieverontreiniging te komen. Tijdens deze periode werden de Verenigde Staten getroffen door diverse olierampen, namelijk de ramp met de *Argo Merchant* in 1976 en de ramp met de *Ixtoc I* in 1979. De aandacht van het *Congress* werd echter afgeleid door enkele grote chemische verontreinigingen, waardoor voorrang werd gegeven aan de creatie van een parallel regime voor verontreiniging door gevaarlijke stoffen, de *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* (CERCLA) van 1980. Op 24 maart 1989 werden de Verenigde Staten getroffen door de ramp met de *Exxon Valdez*, die nabij Prince Williams Sound in Alaska aan de grond liep, en waardoor meer dan 2000 km kustlijn werd vervuild. Door de publiciteit die aan het gebeuren werd gegeven en verschillende andere olierampen die volgden in de maanden na het voorval met de *Exxon Valdez*, werden de overheden sterk gesensibiliseerd. Uitgaand van het basisprincipe dat de slachtoffers volledig dienden te worden gecompenseerd voor de door de olieverontreiniging geleden schade kwam de *Oil Pollution Act* tot stand. Deze werd op 18 augustus 1990, nauwelijks meer dan één jaar na de ramp met de *Exxon Valdez*, goedgekeurd. OPA 90 heeft de beperkingslimiet van de aansprakelijheid van de scheepseigenaar opgetrokken van de vroegere 150 US Dollar/bruto ton in de FWPCA (Federal Water Pollution Control Act) tot 1.200 US Dollar/bruto ton, waarbij er een onbeperkte aansprakelijkheid is in het geval de verontreiniging het gevolg is van een verwaarlozing, opzet of iedere inbreuk op de van toepassing zijnde federale wetgeving of veiligheidsreglementering. Olietankers die havens in de Verenigde Staten aanlopen moeten voorzien zijn van dubbele wanden. De vereiste van dubbele wanden is onmiddellijk van toepassing op nieuwe tankers, vanaf 1995 van toepassing op de oudste en grootste tankers en vanaf 2015 op de kleinere en recentere tankers. Zie uitgebreid bij: WAGNER, T.J., The Oil Pollution Act of 1990: An Analysis, 21 *J.M.L.C* 569-587 (1990); zie ook: NOYES, J.E., The US Oil Pollution Act of 1990, 7 *IJECL* 43-56 (1992); DE LA RUE, C. & ANDERSON, C.B., *o.c.*, 37-69; zie voor de Amerikaanse wetgeving : GIBSON, M.M., *Environmental Regulation of Petroleum Spills and Waste*, New York, John Wiley & Sons, 1993, 3-107.

[15] Zie BRODECKI, Z., Compensation in the Light of the 1984 Protocols to Revise the 1969 CLC and the 1971 Fund Conventions, 1 *YML* 101-118 (1984); RAFGARD, T., 1 *YML* 377-381 (1984); JACOBSEN, D.A. en YELLEN, J.D., Oil Pollution: The 1984 Protocols and the AMOCO CADIZ, 15 *JMLC* 467, 480-482 (1984); KBAIER, R. en SEBEK, V., New Trends in Compensation for Oil Pollution Damage: Amoco Cadiz Legal Proceedings and the 1984 Diplomatic Conference on Liability and Compensation, 9 *MP* 269, 274-278 (1985); JACOBSSON, M. en TROTZ, N., The Definition of Pollution Damage in the 1984 Protocols to the 1969 Liability Convention and the 1971 Fund Convention, 17 *JMLC* 467-491 (1986); VAN HANSWYCK, B., The 1984 Protocols to the International Convention on Civil Liability for Oil Pollution Damages and the International Fund for Compensation for Oil Pollution Damages: An Option for Needed Reform in United States Law, 22 *The International Lawyer* 319, 324-326 (1988); DU PONTAVICE, E., Les rayons et les ombres des Protocoles du 25 mai 1984 modifiant les conventions concernant les dommages dus à la pollution par les hydrocarbures, in *Liber Amicorum Lionel Tricot*, Antwerpen, Kluwer, 1988, 225-242.

6. Het IOPCF - geconfronteerd met het feit dat de Verenigde Staten de Protocollen van 1984 niet zouden ratificeren en deze bijgevolg nooit in werking zouden treden - heeft in 1990 een *Intersessional Working Group* opgericht met als taak de toekomst van het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag te onderzoeken. Tijdens haar werkzaamheden, op 11 april 1991, brak brand uit op de met 144.000 ton ruwe olie geladen Cypriotische tanker *Haven*, waarbij een groot deel van de lading in zee en op de Italiaanse en Franse riviera's terechtkwam. Het IOPCF werd geconfronteerd met meer dan 1.350 vorderingen van slachtoffers van de olieramp, goed voor een totaal van 765.000 miljoen ITL, waar een vordering ten belope van 880.000 miljoen ITL voor schade aan het mariene milieu van de Italiaanse regering bovenop kwam. Hoewel de gegrondheid van deze laatste eis betwist was (*cfr. infra* nrs. 109 e.v.), werd het eens te meer duidelijk dat de beschikbare limieten onvoldoende waren.

Tijdens een Diplomatieke Conferentie van de IMO, gehouden in november 1992 in Londen, werden twee protocollen bij het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag goedgekeurd. Hierbij werden de limieten uit de Protocollen van 1984 overgenomen, maar werden afwijkende bepalingen omtrent de inwerkingtreding van de Protocollen en de spijzing van het compensatiefonds overeengekomen, zodat de inwerkingtreding niet langer afhankelijk was van de toetreding van de Verenigde Staten. Het 1992-regime behelst niet enkel hogere aansprakelijkheids- en vergoedingslimieten maar heeft ook het geografisch en materieel toepassingsgebied uitgebreid tot de EEZ of een equivalente zone en tot niet-geladen tankers (*cfr. infra* nrs. 8-10). Naast enkele wijzigingen met betrekking tot de risico-aansprakelijkheid van de scheepseigenaar (*cfr. infra* nr. 14) werd ook de definitie "schade door verontreiniging" en "preventieve maatregelen" verduidelijkt (*cfr. infra* nrs. 12 en 13) en werd het verbod een vordering tot schadevergoeding in te stellen tegen aangestelden of lasthebbers van de eigenaar verder uitgebreid (*cfr. infra* nr. 14). De tussenkomst van het IOPCF in de overname van een deel van de monetaire aansprakelijkheid van de scheepseigenaar ("roll back relief") werd afgeschaft (*cfr. infra* nr. 23). Als gevolg hiervan waren gedurende jaren twee verschillende regimes van toepassing: voor de Staten die zijn toegetreden tot het Aansprakelijkheidsverdrag van 1992[16] en het Fondsverdrag van 1992[17] gold een afzonderlijk aanvullend compensatiefonds, het IOPCF 1992, terwijl voor de Staten die lid wensten te blijven van de 1969/71-Verdragen gedurende een zekere periode het

[16] Protocol van 1992 tot wijziging van het Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid voor schade door verontreiniging door olie, en de Bijlage, opgemaakt te Londen op 27 november 1997, in België goedgekeurd door de Wet van 10 augustus 1998 houdende instemming met het Protocol van 1992 tot wijziging van het Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid voor schade door verontreiniging door olie, en de Bijlage, gedaan te Londen op 27 november 1992, *B.S.* 16 maart 1999, en uitgevoerd door het Koninklijk Besluit van 26 juni 2000 tot vaststelling van de datum van inwerkingtreding van de Wet van 10 augustus 1998, *B.S.* 5 oktober 2000

[17] Protocol van 1992 tot wijziging van het Internationaal Verdrag betreffende de instelling van een Internationaal Fonds voor vergoeding van schade door verontreiniging van olie, 1971, opgemaakt te Londen op 27 november 1992, in België goedgekeurd door de Wet van 10 augustus 1998 houdende instemming met het Protocol van 1992 tot wijziging van het Internationaal Verdrag van 1971 ter oprichting van een Internationaal Fonds voor vergoeding van schade door verontreiniging door olie, gedaan te Londen op 27 november 1992, *B.S.* 16 maart

IOPCF 1969/71 in stand werd gehouden. Als gevolg hiervan rees de vraag of de in het IOPCF 1969/71 beschikbare bedragen voldoende waren om het hoofd te bieden aan een olieverontreiniging in de deelnemende Staten, nu de meeste Staten toetraden tot het 1992-regime en hun bijdrage bijgevolg stortten aan het IOPCF-1992[18]. Het IOPCF 1969/71 heeft een einde genomen op 24 mei 2002, dag waarop het aantal Verdragstaten minder dan 25 werd.

De Protocollen van 1992 zijn relatief snel in werking getreden door een reeks zware olieverontreinigingen die na de ondertekening ervan hebben plaatsgevonden: op 3 december 1992 liep de Griekse OBO *Aegean Sea*, geladen met 80.000 ton ruwe olie, nabij het Spaanse La Coruña aan de grond. Amper vijf weken later, op 5 januari 1993, strandde de Liberiaanse tanker *Braer* nabij de Schotse kust. Hoewel door de barre, maar in dit geval gunstige weersomstandigheden het merendeel van de ruwe olie van de kust werd weggedreven, werd toch aanzienlijke schade toegebracht aan de nabijgelegen zalmkwekerijen. Op 15 februari 1996 strandde de Liberiaanse tanker *Sea Empress* nabij Milford Haven waarbij 72.000 ton ruwe olie in zee en op de kusten werd verspreid. Mede onder impuls van deze gebeurtenissen traden het Aansprakelijkheids- en het Fondsverdrag van 1992 in werking op 30 mei 1996 in de staten die waren toegetreden tot het nieuwe regime.

7. Ondanks het zeer moeilijke proces tot verhoging van de aansprakelijkheidslimieten werd het – onder andere door de ramp met de *Nakhodka* op 2 januari 1997 voor de Japanse kust en vooral door de ramp met de *Erika*, die op 12 december 1999 in twee brak voor de Bretoense kust en de Franse kust nogmaals met bijna 20.000 ton ruwe olie besmeurde - snel duidelijk dat deze nog niet afdoende waren om de slachtoffers van een olieramp volledig te vergoeden. Tijdens de 82ste sessie van het *Legal Committee* van de IMO, gehouden van 16 tot 20 oktober 2000 in Londen, en amper één jaar na de ramp met de *Erika*, werd besloten de aansprakelijkheidslimieten nogmaals met vijftig procent te verhogen. Deze snelle reactie op het internationaal forum werd deels ingegeven door het initiatief van de Europese Unie een eigen complementair regime op te stellen (*cfr. infra* nrs. 58 e.v.). Deze wijziging aan de Protocollen van 1992 treden op 1 november 2003 in werking .

2000, en uitgevoerd door het Koninklijk Besluit van 5 oktober 1999 tot vaststelling van de datum van inwerkingtreding van de artikelen 3 tot 7 van de Wet van 10 augustus 1998, *B.S.* 26 oktober 1999

[18] Voor een overzicht van de Lidstaten bij het 1992-regime, zie bijlage I.

1.2 Toelichting bij de belangrijkste bepalingen van het Aansprakelijkheids- en het Fondsverdrag[19]

1.2.1 Het aansprakelijkheidsregime onder het oude en het huidige Aansprakelijkheidsverdrag

1.2.1.1 Toepassingsgebied

8. Het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 is van toepassing op schade door verontreiniging veroorzaakt op het gebied, de territoriale zee daaronder begrepen, van een Verdragsluitende Staat en op preventieve maatregelen, genomen ter voorkoming of ter beperking van zodanige schade[20]. In het Protocol van 1992 wordt rekening gehouden met de door het Zeerechtsverdrag van 1982[21] ingestelde maritieme gebieden: het Protocol is van toepassing op (a) schade door verontreiniging veroorzaakt, op het grondgebied, de territoriale zee daaronder begrepen, van een Verdragsluitende Staat en binnen de exclusieve economische zone van een Verdragsluitende Staat, vastgesteld overeenkomstig het internationaal recht[22], of, indien een Verdragsluitende Staat een zodanige zone niet heeft vastgesteld, binnen een gebied buiten en grenzend aan de territoriale zee van die Staat, door die Staat vastgesteld overeenkomstig het internationale recht en dat zich niet verder uitstrekt dan 200 zeemijl van de basislijnen waarvan de breedte van zijn territoriale zee wordt gemeten[23], en (b) preventieve maatregelen, waar ook genomen, ter voorkoming of beperking van zodanige schade[24]. Deze bepalingen worden hieronder verder verduidelijkt.

1.2.1.1.1 Geografisch toepassingsgebied

9. Het enige criterium voor het geografisch toepassingsgebied is de plaats waar de schade zich voordoet. De vlaggenstaat van de tanker, de nationaliteit of het domicilie van de scheepseigenaar

---

[19] In deze afdeling wordt niet dieper ingegaan op de procedurele en jurisdictionele aspecten van het indienen van een vordering tot schadevergoeding, noch op de organisatiestructuur en de financiering van het Fonds, noch op de overgangsmaatregelen die zijn genomen naar aanleiding van de goedkeuring van de Protocollen van 1992.

[20] Artikel II CLC 1969

[21] Verdrag van de Verenigde Naties inzake het recht van de Zee, gedaan te Montego Bay op 10 december 1982, goedgekeurd in België door de Wet van 18 juni 1998, *B.S.* 16 september 1999

[22] In België werd een exclusieve economische zone (EEZ) ingesteld door de Wet van 22 april 1999 betreffende de exclusieve economische zone van België in de Noordzee, *B.S.* 10 juli 1999

[23] Ingevolge *1992 Fund Resolution N° 4* werden de Verdragstaten opgeroepen bij de toetreding tot het IOPCF 92-regime aan te geven in hoeverre zij over een EEZ of een hiermee gelijkgestelde zone beschikken of het IOPCF hiervan bij een latere afbakening op de hoogte te stellen. Bepaalde Verdragstaten rondom de Middellandse Zee betwisten de toepasbaarheid van deze bepaling in het Middellandse Zeegebied omdat zij geen rekening zou houden met de artikelen 123 en 74 (3) van het Zeerechtsverdrag volgens dewelke in gesloten of halfopen zeeën een afbakeningsovereenkomst tussen kuststaten wordt gesloten. In de Middellandse Zee hebben de meeste kuststaten geen EEZ afgekondigd. Zie ook 92 FUND/A.7/20 en 92 FUND/A.7/29, par. 23.

[24] Artikel II CLC 1992

hebben hierbij geen belang[25]. De plaats waar het schadeverwekkend feit zich voordeed is evenmin van belang: enkel de plaats waar de verontreiniging zich manifesteert wordt in aanmerking genomen. Zo zijn het Verdrag en het Protocol eveneens van toepassing indien het incident zich voordoet op volle zee, maar de verontreiniging zich heeft verspreid naar de territoriale zee of naar de EEZ of equivalente zone van een nabijgelegen Verdragstaat[26].

1.2.1.1.2 "Schip"

10. Onder "schip" wordt in het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 verstaan elk zeegaand vaartuig of tuig, van welk type ook, dat daadwerkelijk olie in bulk als lading vervoert[27]. Het Verdrag van 1969 was bijgevolg niet van toepassing ingeval de verontreiniging werd veroorzaakt door olie van een olietanker in ballast, door olie vervoerd door niet-tankers, door bunkers (behalve als die afkomstig waren uit de bunker- of sloptanks van een tanker met olie in bulk als cargo[28]), door olie vervoerd door binnenschepen, zelfs tankschepen[29] of door olie afkomstig van offshore-installaties of onderzeese pijpleidingen.

De bepalingen van het Verdrag zijn evenmin van toepassing op olie afkomstig van oorlogschepen en andere schepen die het eigendom zijn van of geëxploiteerd worden door een Staat en voor de periode dat zij alleen worden gebruikt voor een andere dan een commerciële staatsdienst[30]. Het uitsluiten van oorlogsschepen is een gebruikelijke bepaling in maritieme verdragen. Volkenrechtelijk genieten staatsschepen de immuniteit van jurisdictie ten aanzien van een vreemde rechtsmacht, voor zover de activiteiten van deze schepen worden aanzien als activiteiten van een staat in de uitoefening van zijn staatsgezag (*de jure imperii*). Een vreemde Staat kan de jurisdictionele immuniteit niet inroepen voor daden die hij verricht *de jure gestionis*, met name rechtshandelingen die ook private personen kunnen stellen. Deze volkenrechtelijke regel is ten aanzien van schepen meer concreet het uitgangspunt van het Verdrag van Brussel van 10 april 1926 betreffende de eenmaking der regelen aangaande de immuniteit van staatsschepen[31]. Schepen, ladingen en zelfs voor rekening van de Staat gecharterde, in de koopvaardij gebruikte schepen, worden gelijkgesteld met die welke aan private ondernemingen of personen toebehoren (art. 1). De Staat heeft daarvoor dezelfde verantwoordelijkheden en verbintenissen als private rechtspersonen (art. 2). Staatsschepen, die niet voor handelsdoeleinden dienen op het ogenblik waarop de

[25] MAES, F., *o.c.*, 102
[26] LAWFORD, H., "Oil Spills and Compensation Systems", *http://www.pcs.gr.jp/doc/esymposium/12173/2000_herry_lawford_e.pdf*, 3
[27] Artikel I (1) CLC 1969
[28] MAES, F., *o.c.*, 103
[29] De in België ingeschreven binnenschepen die meer dan 2.000 ton olie in bulk als lading over zee vervoeren, vallen tevens onder de bepalingen van artikel VII van het Verdrag: MAES, F., *o.c.*, 103
[30] Artikel XI CLC 69
[31] Wet van 20 november 1928, *B.S.* 1-2 juni 1931 en Protocol van 24 mei 1934, *B.S.* 9 september 1936; Wet Immuniteit Zeeschepen van 10 april 1926, *B.S.* 11 januari 1929

vordering ontstaat, zullen de immuniteit behouden (art. 3). Wanneer een schip aan de ketting wordt gelegd en er bestaat twijfel over het handelskarakter, kan een attest van de diplomatieke vertegenwoordiger van de vlagstaat worden overlegd waaruit blijkt met welke doeleinden het staatsschip wordt gebruikt (art. 5).

In cassatie kwam Mr. A.-G STRIKWERDA voor de Hoge Raad in de zaak "*Kapitan Kenevski*" o.m. tot de volgende conclusies, daarin door de Raad gevolgd[32]:

- de immuniteit van jurisdictie en de immuniteit van executie welke aan een vreemde Staat toekomt, strekt zich niet uit tot de gevallen waar een Staat op het gebied van het door het privaatrecht beheerste maatschappelijke verkeer activiteiten gaat ontplooien, en in verband daarmee op voet van gelijkheid rechtsbetrekkingen aangaat met particulieren;
- hoewel de beperkte of relatieve immuniteit thans in de meeste landen is aanvaard, bestaat er enige onzekerheid over de vraag hoe de grenzen moeten worden getrokken tussen de zgn. *acta iure imperii* en *acta iure gestionis*. Men pleegt het onderscheid vooral in de aard van de handeling te zoeken en niet zozeer in het doel ervan. Het doel van de handeling heeft als criterium immers weinig onderscheidend vermogen, aangezien het handelen van de Staat vrijwel altijd, direct of indirect, is gericht op de behartiging van het publieke belang. Tenzij bij een voor de forumstaat en de vreemde Staat bindend verdrag anders is bepaald, wordt de kwalificatie vraag beslist aan de hand van de opvattingen van de forumstaat;
- bij gevallen van twijfel over het karakter van een overheidshandeling gaat de voorkeur uit naar "*in dubio pro iurisdictione*" ten nadele van "*in dubio pro immunitate*".

Het Protocol van 1992 heeft aan deze uitsluiting niets veranderd, maar heeft het toepassingsgebied van het Verdrag wel uitgebreid tot alle zeeschepen en andere vaartuigen, van welk type ook, gebouwd en aangepast voor het vervoer van olie in bulk als lading, met dien verstande dat een schip dat olie en andere soorten lading kan vervoeren alleen als een schip wordt beschouwd, wanneer het daadwerkelijk olie in bulk als lading vervoert en of heeft vervoerd tijdens iedere reis volgend op een zodanig vervoer, tenzij wordt aangetoond dat het geen residuen van zulk vervoer van olie in bulk aan boord heeft[33]. Door deze gewijzigde definitie is het Protocol wel van toepassing indien het een olietanker in ballast betreft (onder voorbehoud dat er residuen van de vorige lading worden aangetroffen) of wanneer de verontreiniging wordt veroorzaakt door de bunkers van een niet-geladen olietanker. Verontreiniging door bunkers afkomstig van een niet-olietanker worden niet geviseerd door het Verdrag en het Protocol[34]. Olieverontreiniging veroorzaakt door het transport van olie door een

[32] *S & S*, 1993, nr. 91
[33] Artikel I (1) CLC 92
[34] *Zie hiervoor* Deel I, Hoofdstuk 2, 2.1

combinatietanker zal worden vergoed indien het schip op het ogenblik van het incident olie vervoerde of het incident zich voordeed tijdens de reis volgend op een dergelijk transport[35].

1.2.1.1.3 "Olie"

11. Het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 is enkel van toepassing indien het een verontreiniging betreft door alle bestendige (persistente) oliën, zoals ruwe olie, stookolie, zware dieselolie, smeerolie en walvistraan[36]. Door het Protocol van 1992 werd deze definitie enigszins aangepast zodat alle persistente uit koolwaterstoffen bestaande minerale oliën worden gevat[37]. Schade veroorzaakt door niet-persistente olie, zoals gasoline, lichte dieselolie en kerosine wordt bijgevolg niet geviseerd. Het IOPCF verduidelijkt dat het gaat om die oliën die, door hun chemische samenstelling, slechts op zeer trage wijze oplossen waardoor een opruimoperatie aangewezen is. Niet-persistente oliën verdampen veel sneller en brengen om die reden veel minder schade toe aan het mariene milieu[38].

Sinds 1 december 1986 is het Verdrag ter beperking van de aansprakelijkheid bij maritieme vorderingen van 19 november 1976 van kracht (*Convention on Limitation of Liability for Maritime Claims of LLMC 1976*)[39]. Dit Verdrag vervangt het Verdrag van Brussel van 1957. Art. 3, (b) van dit Verdrag sluit de vorderingen uit tengevolge van olieverontreinigingsschade, zoals geregeld door het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 en de navolgende protocollen. Alle andere schade, waaronder deze veroorzaakt door niet-persistente olie afkomstig van zeeschepen (en in België ook door binnenschepen) valt onder het LLMC-Verdrag. Op 30 mei 1996 werd te Londen onder de auspiciën van de IMO het Internationaal Verdrag inzake de aansprakelijkheid en de vergoeding voor schade veroorzaakt door het vervoer over zee van gevaarlijke en schadelijke stoffen gesloten (*International Convention on Liability and Compensation for Damage in Connection with the Carriage of Hazardous and Noxious Sybstances by Sea - HNS 1996*)[40], hierna genoemd HNS-Verdrag. Het betreft zowel olie die niet onder CLC 1969 en het Protocol van 1992 valt (Bijlage I, MARPOL 73/78), gevaarlijke vloeibare lading (Bijlage II,

---

[35] LAWFORD, H., *o.c.*, 7

[36] Artikel I (5) CLC 69

[37] In het Protocol van 1992 is sprake van "*olie*", zijnde alle persistente uit koolwaterstoffen bestaande minerale oliën, zoals ruwe olie, stookolie, zware dieselolie en smeerolie (art.2 (1)).

[38] *"Under guidelines developed by the 1971 Fund, an oil is considered non-persistent if at the time of shipment at least 50 % of the hydrocarbon fractions, by volume, distil at a temperature of 340 °C, and at least 95 % of the hydrocarbon fractions, by volume, distil at a temperature of 370 °C, when tested in accordance with the American Society for Testing and Materials Method D86/78 or any subsequent revision thereof."*: IOPCF, *International Oil Pollution Compensation Fund 1992. Claims Manual*, Londen, juni 2000, 6

[39] Tekst Verdrag in 16 *ILM* 606 (1977); Zie CLETON, R., "Limitation of Liability for Maritime Claims", in *Essays on International and Comparative Law in Honour of Judge Erades*, T.M.C. Asser Instituut, Den Haag, Martinus Nijhoff, 1983, 28-29; DYKES, A., "Limitation and Oil Pollution", in *Limitation of Shipowners' Liability: The New Law*, Londen, Sweet & Maxwell, 1986, 144; HUYBRECHTS, M.A., Het Verdrag over de beperking van aansprakelijkheid inzake maritieme schuldvorderingen, ondertekend te Londen op 19 november 1976, in *Liber Amicorum Lionel Tricot*, Antwerpen, Kluwer, 1988, 331; GRIME, R.P., Implementation of the 1976 Limitation Convention, 12 *MP* 306, 310 (1988).

MARPOL 73/78), gevaarlijke en schadelijke verpakte lading (Bijlage III, MARPOL 73/78 en *International Maritime Dangerous Goods Code* - IMDGC) en vloeibare gassen (*liquefied gases*). Eens het HNS-Verdrag van kracht wordt, wordt de schadevergoedingsregeling van het HNS-Verdrag onttrokken aan het LLMC 1976. Ondanks de minstens vijftig zware ongevallen die sinds de ondertekening van het HNS-Verdrag zijn gebeurd met schepen die gevaarlijke of schadelijke stoffen vervoeren, waarvan de incidenten met de *Ever Decent*, de *Multitank Ascania*, de *Ievoli Sun* en de *Jolly Rubina* de meest gekende zijn, is het HNS-Verdrag nog niet in werking getreden. Tot op heden hebben enkel Rusland en Angola het Verdrag geratificeerd. In een Resolutie die werd genomen tijdens de diplomatieke conferentie die heeft geleid tot de ondertekening van het HNS-Verdrag, werd aan de Algemene Vergadering van het IOPCF gevraagd de Beheerder van het IOPCF aan te duiden om de nodige administratieve maatregelen voor de oprichting van het HNS-Fonds te nemen[41]. Een overzicht van deze maatregelen zal worden voorgesteld op de Algemene Vergadering van het IOPCF in oktober 2003. In oktober 2001 werd aan de Beheerder door de Algemene Vergadering van het IOPCF eveneens gevraagd een IT-systeem te ontwikkelen om de identificatie en de aangifte van bijdragende lading onder het HNS-Verdrag voor de Verdragstaten en de ontvangers van gevaarlijke en schadelijke stoffen te vergemakkelijken[42]. Dit heeft geleid tot de (nog in ontwikkeling zijnde) *HNS Convention Contributing Cargo Calculator*. Binnen het *Legal Committee* van de IMO werd een *Correspondence Group* opgericht om de implementatie van het HNS-Verdrag op te volgen. Zij hebben onder andere een *Draft Guide to the HNS Convention* uitgewerkt om de ratificatie door Verdragstaten te vergemakkelijken[43]. Deze initiatieven zouden ertoe moeten leiden dat het HNS-Verdrag binnen enkele jaren in werking treedt.

1.2.1.1.4 "Schade door verontreiniging"

12. Het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 regelt de aansprakelijkheid van de scheepseigenaar voor schade door olieverontreinig ing, *i.e.* verlies of schade buiten het olie vervoerende schip veroorzaakt door bezoedeling ten gevolge van het wegvloeien of doen wegvloeien van olie uit het schip, waar zulk wegvloeien of doen wegvloeien ook mag plaatsvinden, daaronder begrepen de kosten van preventieve maatregelen, alsmede verlies of schade veroorzaakt door zodanige maatregelen[44]. In deze definitie wordt nogmaals benadrukt dat enkel de plaats waar de schade optreedt van tel is voor het geografisch toepassingsgebied van het Verdrag. De schade die door het incident aan het schip zelf wordt toegebracht, wordt niet gedekt door het Verdrag. De scheepseigenaar is met andere woorden aansprakelijk voor het herstel van de schade die door de verontreiniging wordt veroorzaakt en de

[40] Tekst Verdrag in *The Ratification of Maritime Conventions*, II.7.125.
[41] 92FUND/A.1/34
[42] 92FUND/A.6/28
[43] LEG 83/INF. 3 & LEG 82/8
[44] Artikel I (6) CLC 69

preventieve maatregelen (*cfr. infra* nr. 13) die zijn genomen ter voorkoming of beperking van deze schade. Het Protocol van 1992 voegt hieraan toe dat de vergoeding voor andere schade aan het milieu dan winstderving tengevolge van deze schade, wordt beperkt tot de kosten van redelijke maatregelen tot herstel die daadwerkelijk worden ondernomen of zullen worden ondernomen. Hiermee wordt expliciet in het Protocol ingeschreven dat de kosten voor het herstel van ecologische schade slechts in beperkte mate zullen worden vergoed. Het Protocol van 1992 spreekt verder over verlies of schade buiten het schip veroorzaakt door bevuiling ten gevolge van het ontsnappen of doen wegvloeien van olie uit het schip[45].

1.2.1.1.5 "Preventieve maatregelen"

13. Met de vergoeding van de kosten voor de genomen preventieve maatregelen worden bedoeld de kosten voor alle na het voorval door een persoon genomen redelijke maatregelen ter voorkoming of beperking van de verontreiniging[46]. Door de gewijzigde invulling van het begrip "voorval" is het toepassingsgebied van de "preventieve maatregelen" eveneens uitgebreid. Onder het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 betreft het elk feit of elke opeenvolging van feiten met dezelfde oorzaak, waardoor verontreiniging wordt veroorzaakt[47]. Maatregelen die werden genomen vóór olie uit het schip was weggevloeid, vielen niet onder het Verdrag, indien er werkelijk geen verontreiniging had plaatsgevonden. Redelijke en dringende maatregelen zoals het slepen van het schip, het wegpompen van de lading, ... werden niet beschouwd als preventieve maatregelen in de context van het Verdrag. Wanneer een tanker strandde zonder olieverlies, waren de kosten die werden gemaakt om bijvoorbeeld detergentschepen uit te sturen, niet terugvorderbaar[48]. Het Protocol van 1984 heeft gepoogd hierin een ondubbelzinnige verduidelijking te brengen door de "*pre-spill preventive measures*" te vergoeden. Deze optie werd hernomen door het Protocol van 1992 die aan de definitie van "voorval" het volgende heeft toegevoegd "of waardoor een ernstige en onmiddellijke dreiging ontstaat dat zulk een schade zal worden veroorzaakt"[49]. Preventieve maatregelen worden bijgevolg vergoed op voorwaarde dat deze redelijk zijn ter voorkoming of beperking van de verontreiniging eens de schade is veroorzaakt, of indien er ernstige en dwingende redenen zijn om aan te nemen dat dergelijke schade zal worden veroorzaakt.

[45] Artikel I (6) CLC 92, eigen onderstreping
[46] Artikel I (7) CLC 69
[47] Artikel I (8) CLC 69
[48] MAES, F., *o.c.*, 103
[49] Artikel I (8) CLC 92

1.2.1.2 Aansprakelijkheid van de scheepseigenaar

1.2.1.2.1 Risicoaansprakelijkheid van de scheepseigenaar

14. In het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 wordt het beginsel gehuldigd dat de schuld overeenstemt met de risico's van de onderneming[50]. Met het Verdrag wordt een risicoaansprakelijkheid voor schade door olieverontreiniging ingevoerd, waarbij de aansprakelijkheid wordt gekanaliseerd naar de scheepseigenaar, zijnde diegene die het risico van het olievervoer kent. De belangrijkste redenen voor de invoering van dit aansprakelijkheidsstelsel zijn de bescherming van de rechten van de slachtoffers van een olieverontreiniging, nu deze makkelijk in het kluwen van rechtsverhoudingen rond het schip verstrikt raken, en de moeilijkheden die ingeval van olieverontreiniging optreden om een schuldige partij aan te wijzen. Ingevolge artikel III van het Verdrag is de eigenaar van het schip op het ogenblik van het voorval of, zo het voorval bestaat uit een opeenvolging van feiten, op het tijdstip van het eerste feit, aansprakelijk voor schade door verontreiniging, veroorzaakt door het wegvloeien of doen wegvloeien van olie uit het schip ten gevolge van het voorval. In het Protocol van 1992 wordt deze definitie enigszins verruimd en is de scheepseigenaar aansprakelijk voor schade door verontreiniging, veroorzaakt door het schip als gevolg van het voorval.

Noch op grond van het Verdrag, noch op een andere grond kan een vordering tot schadevergoeding worden ingesteld tegen aangestelden of lasthebbers van de eigenaar[51]. In het Protocol van 1992 wordt deze lijst uitgebreid met (a) de ondergeschikten of lasthebbers van de eigenaar of de leden van de bemanning, (b) de loods of enige andere persoon die zonder lid van de bemanning te zijn, diensten voor het schip verricht, (c) een bevrachter (hoe ook omschreven, met inbegrip van een rompbevrachter), beheerder of diegene in wiens handen de exploitatie van het schip is gelegd, (d) personen die met instemming van de eigenaar of in opdracht van een bevoegde overheidsinstantie hulpverleningswerkzaamheden verrichten, (e) personen die preventieve maatregelen nemen en (f) alle ondergeschikten of lasthebbers van personen genoemd onder c, d en e[52]. Er wordt echter een voorbehoud ingeschreven indien de schade het gevolg is van hun persoonlijk handelen of nalaten, begaan hetzij met opzet zodanige schade te veroorzaken, hetzij roekeloos en in de wetenschap dat zodanige schade er waarschijnlijk uit zou voortvloeien[53].

Tezelfdertijd voert het Verdrag een zekere bescherming voor de scheepseigenaar in. Het Verdrag stipuleert uitdrukkelijk dat geen vordering tot vergoeding van schade door olieverontreiniging kan

[50] MAES, F., *o.c.*, 104
[51] Artikel III (4) CLC 69
[52] Artikel III (4) CLC 92

worden ingesteld anders dan in overeenstemming met dit Verdrag[54]. De kanalisering van de aansprakelijkheid laat tevens het recht van verhaal van de scheepseigenaar tegenover derden onverminderd[55]. In het Verdrag wordt eveneens gestipuleerd dat het recht op schadevergoeding vervalt indien niet binnen drie jaar vanaf de datum waarop de schade is ontstaan een vordering tot vergoeding van de schade is ingesteld. In geen geval kan een vordering worden ingesteld nadat zes jaar zijn verstreken vanaf de datum waarop het voorval dat de schade heeft veroorzaakt. Indien dit voorval wordt gevormd door een opeenvolging van feiten, loopt de termijn van zes jaar vanaf de datum van het eerste feit[56].

Ingeval zich een voorval voordoet waarbij twee of meer schepen zijn betrokken[57] en er ten gevolge daarvan schade door verontreiniging is ontstaan, zijn de eigenaars van alle betrokken schepen hoofdelijk aansprakelijk voor alle schade die redelijkerwijs niet te scheiden is[58].

1.2.1.2.2 Exoneratiegronden

15. De scheepseigenaar is niet aansprakelijk indien hij kan bewijzen dat hij een beroep kan doen op één van de in het Verdrag ingeschreven exoneratieclausules, met andere woorden indien hij kan bewijzen dat de schade door olieverontreiniging (a) het gevolg is van een oorlogsdaad, vijandelijkheden, burgeroorlog, opstand of een natuurverschijnsel van uitzonderlijke, onvermijdelijke en onweerstaanbare aard[59], of (b) geheel en al werd veroorzaakt door een opzettelijk handelen of nalaten van derden, met de bedoeling schade te veroorzaken, of (c) geheel en al werd veroorzaakt door onzorgvuldigheid of een andere onrechtmatige handeling van een regering of andere overheid, verantwoordelijk voor het onderhoud van lichten of andere hulpmiddelen bij de navigatie in de vervulling van die taak[60]. Hij kan eveneens - geheel of gedeeltelijk - van zijn aansprakelijkheid worden ontheven indien hij bewijst dat de schade geheel of gedeeltelijk het gevolg is van een handelen of nalaten van de persoon die de schade heeft geleden, met de bedoeling de schade te veroorzaken, of van de nalatigheid van die persoon[61].

---

[53] *Ibid.*
[54] Artikel III (4) CLC 69 & Artikel III (4) CLC 92
[55] Artikel III (5) CLC 69 & Artikel III (5) CLC 92
[56] Artikel VIII CLC 69 & Artikel VIII CLC 92
[57] Onder het CLC 69-Verdrag: *" (...) wanneer uit meer dan één schip olie is weggevloeid".*
[58] Artikel IV CLC 92
[59] Waarbij *"onweerstaanbaar"* betekent dat niemand in om het even welk geval het ongeval zou kunnen vermeden hebben. Terwijl *"onvermijdelijk"* in het maritiem recht betekent, dat het ongeval niet kon vermeden worden door de gewone voorzorgsmaatregelen en maritieme vaardigheid: ABECASSIS, D., *The Law and Practice relating to Oil Pollution from Ships*, Londen, Butterworths, 1978., 183.
[60] Artikel III (2) CLC 69 & Artikel III (2) CLC 92; ABECASSIS maakt hier een nuance tussen een regering die geen licht heeft geplaatst, waardoor de exceptie niet kan worden ingeroepen, en een regering die wel een licht heeft geplaatst maar er niet in slaagde het licht brandend te houden, waardoor de exceptie wel kan worden ingeroepen: ABECASSIS, D, o.c., 184.
[61] Artikel III (3) CLC 69 & Artikel III (3) CLC 92

1.2.1.3 Aansprakelijkheidslimieten

16. De scheepseigenaar kan de uit het Verdrag voortvloeiende aansprakelijkheid per voorval beperken tot een bepaald bedrag[62], behalve indien het voorval het gevolg is van zijn persoonlijke schuld (*"wilful misconduct"*)[63]. Deze uitzondering wordt verfijnd in het Protocol van 1992: de eigenaar is niet gerechtigd zijn aansprakelijkheid te beperken indien wordt bewezen dat de schade door verontreiniging het gevolg is van zijn persoonlijk handelen of nalaten, begaan hetzij met het opzet zodanige schade te veroorzaken, hetzij roekeloos en in de wetenshap dat zodanige schade er waarschijnlijk uit zou voortvloeien[64]. De hoogte van deze bedragen is geëvolueerd in de tijd, zoals blijkt uit hiernavolgende tabel

Aansprakelijkheidslimieten van de scheepseigenaar (STR/ton)

BRUTO TONNAGE	1969 CLC	1992 CLC	Amendement CLC 2000
5.000	100/t	3 miljoen	4,51 miljoen
25.000	100/t	+ 420/t	+ 631/t
50.000	100/t	+ 420/t	+ 631/t
100.000	100/t	+ 420/t	+ 631/t
> 140.000	100/t	+ 420/t	+ 631/t
maximum	14 miljoen	59,7 miljoen	89,77 miljoen

Noot: de aansprakelijkheidslimieten zijn gebaseerd op de rekeneenheid STR (Speciale Trekkingsrechten), waarvan de waarde dagelijks wordt bepaald op basis van een korf van nationale munten (dollar, yen, EURO, ...). Gemiddeld schommelen de STR tussen de 1,3 en 1,5 EURO.

17. De scheepseigenaar kan zich enkel op deze aansprakelijkheidsbeperking beroepen indien hij bij de rechterlijke of andere bevoegde autoriteit in de Verdragstaat waar een vordering op grond van artikel IX van het Verdrag tegen hem wordt ingesteld[65], een fonds vormt ten belope van het beperkt bedrag van zijn aansprakelijkheid. Dit fonds - ook beperkingsfonds genoemd - mag niet worden verward met het compensatiefonds uit het Fondsverdrag (*cfr. infra* nr. 25). Het fonds kan worden gevormd door het storten van een geldsom, door het stellen van een bankgarantie of iedere andere zekerheid die aanvaardbaar is in de Verdragstaat waar het fonds wordt gevormd[66]. Het Protocol van 1992 heeft hieraan toegevoegd dat deze door de rechterlijke of andere bevoegde autoriteit genoegzaam moet

[62] Artikel V (1) CLC 69 & Artikel V (1) CLC 92
[63] Artikel V (2) CLC 69
[64] Artikel V (2) CLC 92
[65] Het gewijzigde artikel V (3) CLC 92 voegt hieraan toe: *"(...) of indien geen vordering wordt ingesteld, bij een rechterlijke of andere bevoegde autoriteit van een Verdragsluitende Staat binnen wiens grondgebied een vordering op grond van artikel IX kan worden ingesteld."*
[66] Artikel V (3) CLC 69

worden geacht[67]. Ingevolge artikel 24, § 1 van de Wet ter bescherming van het mariene milieu[68] kan de Belgische overheid eisen dat de scheepseigenaar, betrokken bij een scheepvaartongeval met risico's voor verontreiniging in de zeegebieden, een borgsom in de Deposito- en Consignatiekas stort, ten belope van het maximum van de mogelijke aansprakelijkheidslimieten, zoals vastgelegd in internationale verdragen en in de Belgische wetgeving[69]. De verzekeraar of diegene die de financiële zekerheid waarborgt kan door de slachtoffers direct worden vervolgd, maar heeft het recht een fonds te vormen en zijn aansprakelijkheid te beperken[70]. Een zodanig fonds kan zelfs worden gevormd indien de eigenaar niet gerechtigd is zijn aansprakelijkheid te beperken, maar de vorming daarvan laat de rechten van de schuldeisers tegenover de eigenaar onverlet[71]. Het beperkingsfonds kan in België enkel bij de rechtbank van Eerste Aanleg in Brussel worden ingesteld. Deze rechtbank is tevens bevoegd om kennis te nemen van de vorderingen tot vergoeding in overeenstemming met Artikel IX van het Verdrag[72].

De vorming van het fonds heeft tot gevolg dat de schuldeisers geen rechten kunnen doen gelden op andere goederen van de eigenaar en dat de terzake van deze vorderingen gelegde beslagen moeten worden opgeheven[73]. Het fonds wordt verdeeld tussen de schuldeisers naar verhouding van het bedrag van hun erkende vorderingen[74]. Vorderingen die betrekking hebben op de door de eigenaar vrijwillig en binnen de grenzen der redelijkheid gedane uitgaven en gebrachte offers ter voorkoming of beperking van de verontreiniging staan in rang gelijk met de andere vorderingen op het fonds[75].

Het beperkingsfonds heeft met andere woorden een tweevoudig karakter: (1) het vormt een verplichte zekerheidsstelling vooraleer de scheepseigenaar de beperkte aansprakelijkheid kan inroepen, (2) om nadien het karakter van een globale uitbetaling te bekomen. Het fonds komt exclusief toe aan de slachtoffers van de verontreiniging, los van de eisen voor lichamelijke schade, ladingschade en andere eisen[76].

---

[67] Artikel V (3) CLC 92

[68] Wet van 19 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België, *B.S.* 12 maart 1999 (tweede uitg.), hierna afgekort als WMM.

[69] Artikel 24, §2-4 WMM: *Het storten van deze som kan zonder kosten voor de Staat worden vervangen door een bankgarantie verleend door een in Belgie gevestigde bank of een door de overheid ontvankelijk verklaarde garantie getekend door een "Protection and Indemnity Club". Bij weigering tot het storten van een borgsom of het verstrekken van een bankgarantie kan de overheid overgaan tot het vasthouden van het schip. Indien het schip is gezonken, kan de bevoegde rechtbank worden verzocht de borgsom of bankgarantie af te dwingen door in de Belgische havens beslag te leggen op andere schepen van de scheepseigenaar, totdat de borgsom is gestort of totdat aan de garantie is voldaan.*

[70] Artikel V (11) CLC 69

[71] Artikel V (11) CLC 92

[72] MAES, F., *o.c.*, 106-107

[73] Artikel VI CLC 69

[74] Artikel V (4) CLC 69

[75] Artikel V (8) CLC 69

18. Indien de eigenaar (of één van zijn aangestelden of lasthebbers, of een persoon die hem een verzekering of andere financiële zekerheid heeft verschaft) een vergoeding voor de schade door verontreiniging heeft betaald vóór de verdeling van het beperkingsfonds, treedt deze ten belope van het door hem betaalde bedrag in de rechten van de door hem schadeloos gestelde persoon[77]. Dit recht van indeplaatsstelling kan ook worden uitgeoefend door een andere persoon of instantie die een vergoeding zou hebben betaald indien de nationale wetgeving dit toelaat.

Ter illustratie kan hier worden ingegaan op het door de Canadese overheid ingestelde "*Ship-Source Oil Pollution Fund* (SSOPF)"[78]. Met ingang van 24 april 1989 werd door een wijziging aan de *Loi sur la Marine Marchande du Canada* (LMMC) en ter vervanging van het in 1973 ingestelde "*Maritime Pollution Claims Fund* (MPCF)", het SSOPF ingesteld. Het SSOPF wordt beheerd door een Beheerder[79], die de schadevorderingen tengevolge van olieverontreiniging in de Canadese wateren behandelt, bijstand verleent bij de formulering van schadevorderingen onder het internationale regime, de Canadese bijdrage aan het IOPCF regelt en de Canadese Staat vertegenwoordigt bij het IOPCF. Het SSOPF is een soort eerstehulpfonds ingeval van een olieverontreiniging in Canadese wateren die een vergoeding voorziet voor de slachtoffers van de olieverontreiniging. In tegenstelling tot het IOPCF beperkt het SSOPF zijn toepassingsgebied echter niet tot persistente oliën[80] of tot olietankers, maar tot alle categorieën van schepen. Het SSOPF, vertegenwoordigd door de Beheerder van het fonds, is van rechtswege partij bij elk geding dat wordt ingesteld ter vergoeding van schade door olieverontreiniging. In het geval dat het SSOPF een vordering tot schadevergoeding heeft uitbetaald, wordt het SSOPF gesubrogeerd in de rechten van het slachtoffer. Het SSOPF vervult aldus een dubbele rol: enerzijds zorgt zij voor een snellere afhandeling van de vorderingen tot vergoeding van schade naar aanleiding van een olieverontreiniging, anderzijds voorziet zij in een vergoeding in de gevallen die niet worden geviseerd door het internationale regime of ingeval de onder het Fondsverdrag ingestelde limieten zijn bereikt. Het SSOPF wordt gefinancierd door bijdragen van de oliemaatschappijen, de electriciteitscentrales, de chemische nijverheid, de papier- en pulpfabrieken en andere zware industrietakken. Deze hebben tussen 15 februari 1972 en 1 september 1976 een bijdrage van 15 cent per metrische ton in bulk getransporteerde olie afgestaan aan het SSOPF. Voor 2000 is deze bijdrage vastgesteld op 39,48 cent. Door de voldoende grote fondsvorming is deze bijdrage echter niet meer geïnd sinds 1976[81].

---

[76] MAES, F., *o.c.*, 106-107

[77] Artikel V (5) CLC 69

[78] SHIP-SOURCE OIL POLLUTION FUND (SSOPF)/CAISSE D'INDEMNISATION DES DOMMAGES DUS A LA POLLUTION PAR LES HYDROCARBURES CAUSEE PAR LES NAVIRES, *Rapport Annuel 1999-2000*, Ottawa, 2001, 1-4

[79] Op dit ogenblik Dhr. K.A. MACINNIS.

[80] Artikel 673 LMMC: *'Oil' means oil of any kind or in any form and, without limiting the generality of the foregoing, includes petroleum, fuel oil, sludge, oil refuse and oil mixed with wastes but does not include dredged spoil.*

Het SSOPF zou een inspiratiebron kunnen vormen voor het ter tafel liggende initiatief tot instelling van een COPE-fonds door de Europese Unie (*cfr. infra.* nrs. 58 e.v.). Hierbij zou de Europese Unie - in de schoot van het Europees Agentschap voor de Veiligheid van de Scheepvaart - een fonds kunnen instellen dat enerzijds alle op basis van het internationale regime ingestelde vorderingen naar aanleiding van een olieverontreiniging in Europese Wateren centraliseert en hierbij in de plaats treedt van de rechten van de slachtoffers en anderzijds in een hogere of ruimere compensatie voorziet voor de Europese burgers.

1.2.1.4 Verplichte aansprakelijkheidsverzekering

19. Artikel VII, eerste lid van het Aansprakelijkheidsverdrag verplicht elke scheepseigenaar van een in een Verdragsluitende Staat geregistreerd schip dat meer dan 2000 ton olie in bulk als lading vervoert, een aansprakelijkheidsverzekering af te sluiten of een andere financiële zekerheid, zoals een bankgarantie of een door een internationaal vergoedingsfonds afgegeven certificaat, te nemen tot dekking van het beperkt bedrag van zijn aansprakelijkheid[82]. Als bewijs hiervan zal de vlaggenstaat een passend certificaat afgeven dat zich aan boord van het schip moet bevinden[83]. Een afschrift van dit certificaat moet eveneens worden neergelegd bij de autoriteiten die het register houden waarin het schip staat geregistreerd[84]. Schepen geregistreerd in niet-Verdragstaten hebben ook een certificaat nodig bij het aandoen of verlaten van een haven of de territoriale wateren van een Verdragstaat[85]. Op die manier wordt vermeden dat schepen die geregistreerd zijn in niet-Verdragstaten ontsnappen aan de verplichte aansprakelijkheidsverzekering. Het Protocol van 1992 stipuleert uitdrukkelijk dat met betrekking tot schepen die niet in een Verdragsluitende Staat zijn geregistreerd, een dergelijk certificaat kan worden afgegeven of gewaarmerkt door de bevoegde autoriteit van een Verdragsluitende Staat[86]. Het afschrift hiervan wordt in dat geval bewaard door de autoriteiten van de Staat die het certificaat afgeeft of waarmerkt[87].

[81] Op 31 maart 2000 bedroeg het creditsaldo van het SSOPF 295.522.358, 23 CAND. Dollar.
[82] Artikel VII (1) CLC 69 & Artikel VII (1) CLC 92
[83] Artikel VII (2) & (4) CLC 69 & Artikel VII (2) & (4) CLC 92
[84] Artikel VII (4) CLC 69 & Artikel VII (4) CLC 92
[85] MAES, F., *o.c.*, 107
[86] Artikel VII (2) CLC 92
[87] Artikel VII (4) CLC 92

1.2.2 Het compensatieregime onder het oude en het huidige Fondsverdrag

1.2.2.1 Toepassingsgebied

20. In het Fondsverdrag zijn voor wat de aard van de schade en de plaats waar de schade veroorzaakt wordt, dezelfde bepalingen van toepassing als in het Aansprakelijkheidsverdrag[88]. Hetzelfde is het geval voor het Protocol van 1992 bij het Fondsverdrag van 1971. Er kan worden opgemerkt dat voor wat de financiering van het IOPCF door de Verdragstaten die "bijdragende olie" ontvangen betreft, een ruimere definitie van "olie" wordt gehanteerd dan voor de toepassing van "schade door verontreiniging door olie" en "schepen die olie in bulk als lading vervoeren".

1.2.2.2 Aanvullende compensatieregeling

21. Het IOPCF betaalt een schadevergoeding aan iedere persoon[89] die schade door olieverontreiniging heeft geleden[90] en niet in staat is geweest een volledige en passende vergoeding voor die schade te verkrijgen op grond van de bepalingen van het Aansprakelijksverdrag[91]. De mogelijke redenen hiervoor zijn drieërlei: (a) ofwel vloeit uit het Aansprakelijkheidsverdrag geen aansprakelijkheid voor de schade voort[92], (b) ofwel overtreft de schade het bedrag waartoe de aansprakelijkheid van de scheepseigenaar ingevolge de internationale regelgeving beperkt is[93], (c) ofwel is de scheepseigenaar die op grond van het Aansprakelijkheidsverdrag is gehouden de schade te vergoeden, financieel niet in staat volledig aan zijn verplichtingen te voldoen of is de financiële zekerheid niet toereikend[94]. Dit laatste is het geval indien de schadelijder geen volledige voldoening heeft kunnen verkrijgen van het bedrag dat hem dient te worden vergoed op grond van het Aansprakelijkheidsverdrag na redelijkerwijs alles te hebben gedaan om, met de hem ten dienste staande rechtsmiddelen, zijn aanspraken geldend te maken[95]. De praktijk wijst uit dat de tussenkomst van het IOPCF zich vooral toespitst in het geval de aansprakelijkheidslimieten van de eigenaar worden overschreden. De door de eigenaar vrijwillig en redelijk gemaakte uitgaven om een verontreiniging te voorkomen of de schade te beperken staan in rang

[88] MAES, F., *o.c.*, 108
[89] Een "persoon" is "*iedere natuurlijke persoon alsmede ieder publiekrechtelijke of privaatrechtelijk rechtspersoon, hieronder inbegrepen een Staat of zijn staatsrechtelijke onderdelen*" (art. I (2), CLC).
[90] Artikel 4 (1), laatste lid FUND: *"De door de eigenaar vrijwillig en redelijk gemaakte uitgaven om een verontreiniging te voorkomen of de schade te beperken staan in rang gelijk met de andere vorderingen op het IOPCF"*.
[91] Artikel 4 (1) FUND 71 & Artikel 4 (1) FUND 92
[92] Artikel 4 (1a) FUND 71 & Artikel 4 (1a) FUND 92
[93] Artikel 4 (1c) FUND 71 & Artikel 4 (1c) FUND 92
[94] Dit kan bijvoorbeeld het geval zijn bij insolvabiliteit of wangedrag van de verzekeraars.
[95] Artikel 4 (1b) FUND 71 & Artikel 4 (1b) FUND 92

gelijk met de andere vorderingen op het IOPCF[96]. Door de betaling vanwege het IOPCF wordt het IOPCF gesubrogeerd in de rechten van de schadelijders ten belope van het hen uitbetaalde bedrag[97].

22. Het IOPCF gaat echter niet over tot de aanvullende vergoeding van de schade indien kan worden bewezen dat de schade door verontreiniging (a) ofwel het gevolg is van een oorlogshandeling, vijandelijkheden, burgeroorlog of opstand, (b) ofwel werd veroorzaakt door het ontsnappen of doen wegvloeien van olie uit een oorlogsschip of een ander schip dat toebehoort aan of geëxploiteerd wordt door een Staat en dat ten tijde van het voorval uitsluitend werd gebruikt in overheidsdienst voor andere dan handelsdoeleinden[98], (c) ofwel de schuldeiser niet kan bewijzen dat de schade is veroorzaakt door een voorval waarbij één of meer schepen zijn betrokken[99]. In tegenstelling tot de eigenaar in het Aansprakelijkheidsverdrag, zal het IOPCF dus wel een schadevergoeding uitkeren ingeval (a) de schade het gevolg is van een natuurverschijnsel van uitzonderlijke, onvermijdelijke en onweerstaanbare aard, (b) geheel en al werd veroorzaakt door een opzettelijk handelen of nalaten van derden met de bedoeling schade te veroorzaken, of (c) geheel en al werd veroorzaakt door onzorgvuldigheid of een andere onrechtmatige handeling van een regering of andere overheid, verantwoordelijk voor het onderhoud van lichten of andere hulpmiddelen bij de navigatie in de vervulling van die taak[100]. Het IOPCF kan eveneens geheel of gedeeltelijk van zijn verplichting tot het betalen van een schadevergoeding aan een persoon worden ontheven, indien het Fonds bewijst dat de schade geheel of gedeeltelijk het gevolg is van een handelen of nalaten van de persoon die de schade heeft geleden met het opzet schade te veroorzaken of het gevolg is van de schuld van die persoon. Het IOPCF is in elk geval van deze verplichting ontheven in dezelfde gevallen als de eigenaar ontheven zou zijn van zijn aansprakelijkheid ingevolge artikel III, derde lid van het Aansprakelijkheidsverdrag (*cfr. supra* nr.15). Deze ontheffing geldt echter niet voor de preventieve maatregelen[101].

23. Oorspronkelijk was in het Fondsverdrag een regeling ingeschreven - ook wel '*roll back relief*' genoemd - waarbij het IOPCF in een aantal gevallen[102] de eigenaar en zijn garant schadeloos stelt voor het gedeelte van het bedrag waartoe zij aansprakelijk zijn ingevolge het Aansprakelijkheidsverdrag. Door de Protocollen van 1992 werd deze regeling geschrapt.

---

[96] Zo kregen o.m. de eigenaars van de Tarpenbek (1979), de Suma Maru (1981) en de Ondina (1982) van het Fonds een vergoeding voor de door hen gemaakte opruimingskosten: IOPC Fund, *Annual Report*, 1986, 10, 36-37.
[97] Zie b.v. de Vistabella (1991) waarbij het Fonds compensatie betaalde aan de Franse overheid en private eisers en heirdoor subrogeerde in de rechten van de eisers om schadevergoeding te vorderen van de eigenaar die geen P & I dekking had: IOPC Fund, *Annual Report*, 1997, 45.
[98] Artikel 4 (2a) FUND 71 & Artikel 4 (2a) FUND 92
[99] Artikel 4 (2b) FUND 71 & Artikel 4 (2b) FUND 92
[100] MAES, F., *o.c.*, 109-110
[101] Artikel 4 (3) FUND 71 & Artikel 4 (3) FUND 92
[102] Zie hiervoor: artikel V FUND 71

1.2.2.3 Plafonds

24. Het totale bedrag (met inbegrip van het bedrag dat door de scheepseigenaar werkelijk als vergoeding wordt uitbetaald onder het Aansprakelijkheidsverdrag) dat het IOPCF per voorval maximaal kan uitkeren als vergoeding aan de personen die schade door verontreiniging hebben geleden en hiervoor geen volledige vergoeding hebben ontvangen, is - naar analogie van het Aansprakelijkheidsverdrag - geëvolueerd in de tijd[103].

Compensatie onder het Fondsverdrag in re latie tot de vergoedingen onder het Aansprakelijk heidsverdrag (in STR/ton)

BRUTO TONNAGE	1969 CLC	1971 FUND	1992 CLC	1992 FUND	Amende ment CLC 2000	Ame nde ment Fund 2000
5.000	100/t	+ 33/t	3 miljoen	135 Million	4,51 miljoen	203 miljoen
25.000	100/t	+ 33/t	+ 420/t	135 Million	+ 631/t	203 miljoen
50.000	100/t	+ 33/t	+ 420/t	135 Million	+ 631/t	203 miljoen
100.000	100/t	+ 33/t	+ 420/t	135 Million	+ 631/t	203 miljoen
> 140.000	100/t	+ 33/t	+ 420/t	135 Million	+ 631/t	203 miljoen
maximum	14 miljoen	60 miljoen	59,7 miljoen	135 miljoen - compensatie 1992 CLC	89,77 miljoen	203 miljoen– compensatie 2000 CLC

Gemiddeld schommelen de STR tussen de 1,3 en 1,5 EURO.

Indien het bedrag van de erkende vorderingen op het IOPCF het totale bedrag dat aan vergoeding moet worden betaald, te boven gaat, wordt het bedrag dat beschikbaar is pondspondsgewijze onder alle schuldeisers verdeeld, op basis van de aanvaarde vorderingen[104].

1.2.2.4. De alimentatie van het IOPCF

25. De financiële middelen van het IOPCF worden geleverd door iedere persoon die per kalenderjaar meer dan 150.000 ton olie (*"crude oil"* en *"heavy fuel oil"*) over zee in ontvangst neemt, hetzij in de havens of de opslagplaatsen van een Verdragstaat, hetzij in een opslagplaats op het grondgebied van een Verdragstaat nadat de lading eerst over zee werd aangevoerd naar een haven of opslagplaats van een niet-Verdragstaat (art. 10, 1). De door een Verdragstaat ontvangen olie bestemd voor verdere verscheping naar een andere haven of voor verder transport bij middel van pijpleidingen, wordt tevens in aanmerking genomen[105]. De trafiek binnen de haven wordt niet beschouwd als een vervoer over zee. Het overladen van schip naar schip wordt niet als een ontvangst beschouwd, tenzij de olie een overslagtank is

[103] Article 4 (4) FUND
[104] Artikel 4 (5) FUND 71 & Artikel 4 (5) FUND 92
[105] IOPC Fund, *General Information on the International Oil Pollution Compensation Fund*, Londen, 1986, 4.

gepasseerd[106]. De overslag in een vlottende opslagtank of in een voor deze doeleinden bestemd schip ("*dead ship*") binnen de territoriale zee of in de haven, is een ontvangst[107].

Elk jaar zijn de Verdragstaten verplicht de namen van de ontvangers (overwegend grote oliemaatschappijen) en hun respectievelijke ontvangen hoeveelheid olie aan de Beheerder van het IOPCF mede te delen. Meestal staat het IOPCF in direct contact met de betrokken oliemaatschappijen en int zelf de verschuldigde bijdragen. Sommige Staten verzamelen zelf de bijdragen en stellen zich dan garant voor de vlotte betaling[108]. De bijdragen tot het IOPCF variëren van jaar tot jaar.

Het IOPCF kan worden beschouwd als een onderlinge verzekeringsmaatschappij, die wordt gevormd door de bijdragen van de olie-ontvangers en wordt beheerd door de Lidstaten (als lid van de Algemene Vergadering en het Uitvoerend Comité[109]). Dit heeft tot gevolg dat wanneer het IOPCF erin slaagt de beperkingslimieten van de scheepseigenaar te doorbreken de jaarlijkse bijdrage ofwel het jaar volgend op de doorbreking wordt verrekend in de nieuwe jaarlijkse bijdrage[110], ofwel de bijdragen in het "*Major Claims Fund*" worden teruggestort aan diegenen die hebben bijgedragen tot de vorming van dat specifiek "*Major Claims Fund*". Uiteraard gaat het steeds over het resterende bedrag, waarvan diverse kosten moeten worden afgetrokken zoals, bijvoorbeeld onkosten door het IOPCF gemaakt bij de acties om de beperkingslimieten te doorbreken.

1.2.2.5. Afhandeling van de eisen tot schadevergoeding

26. Het IOPCF streeft naar een vlugge afhandeling van de schadevorderingen. De Beheerder kan daartoe op eigen initiatief, met de toestemming van het Uitvoerend Comité, schadevergoedingen uitbetalen. Tevens werd op 5 november 1980 een overeenkomst afgesloten met de *International Group of P & I Clubs*, die in een nauwe samenwerking voorziet met het IOPCF tijdens en na een olieverontreiniging[111]. Het onderzoek en de evaluatie van zowel het voorval als de veroorzaakte schade wordt meestal gezamenlijk met de P & I Club van de betrokken scheepseigenaar uitgevoerd[112]. Deze samenwerking heeft onder

[106] FUND A/ES.1/13, 7. Dit is voor de verdragstaten geen bindende interpretatie. Groot-Brittannië aanziet het van schip naar schip overladen binnen de haven als een ontvangst: FUND A/ES.1/8, 23; ABECASSIS, D. en JARASHOW, R.L., *.Oil Pollution from Ships*, London, Stevens & Sons, 1985, 279.

[107] FUND A/ES.1/13, 7: "*Ships are considered to be floating tanks in this connection only if they are 'dead' ships, i.e., if they are not ready to sail*".

[108] Deze optie kan genomen worden op basis van art. 14 Fondsverdrag.

[109] artt. 17-27 FUND

[110] *i.e.* de jaarlijkse bijdrage verminderd met het van de scheepseigenaar gerecupereerd bedrag.

[111] Zie tekst van de overeenkomst in Annex II, IOPC FUND, *Annual Report*, 1980.

[112] Een Protection and Indemnity Club of P & I Club is een onderlinge verzekeringsclub van scheepseigenaren die erop gericht is om de burgerlijke aansprakelijkheid van de aangesloten leden te dekken (het principe om het risico te delen) tegen derdenrisico's die niet via de klassieke verzekering worden gedekt. Iedere scheepseigenaar dient een jaarlijkse premie te betalen afhankelijk van de te verzekeren tonnage van zijn vloot. De verschillende premies gaan in een gemeenschappelijk fonds waaruit de leden kunnen putten voor de vergoeding van hun burgerlijke

meer tot gevolg dat de eisers slechts éénmaal hun vorderingen moeten voorleggen aan het IOPCF of de P & I Club en dat tegenstrijdige interpretaties over het Aansprakelijkheids- en het Fondsverdrag tussen het IOPCF en de betrokken P & I Club worden genegocieerd[113]. Deze samenwerking heeft ook tot gevolg dat schadevorderingen meestal buiten de rechtbanken om worden geregeld. Wanneer het IOPCF de slachtoffers geheel of gedeeltelijk heeft vergoed, kan het IOPCF in de rechten van de slachtoffers subrogeren. Voor het gedeelte van de reeds betaalde vergoedingen zal het IOPCF dan proberen de beperkingslimieten van de eigenaar te doorbreken. Het IOPCF zal tevens proberen in overeenstemming met de nationale wetgeving van de bevoegde rechtbank, anderen dan de eigenaar aansprakelijk te stellen, zoals bv. de scheepswerf, de charterer, de classificatiemaatschappij, ...[114].

aansprakelijkheid (arbeidsongevallen, olieverontreiniging, ...). Zie HAZELWOOD, S.J., The History, Character, Constitution and Function of Shipowners' Protection and Indemnity Association, 3 *YML* 75-104 (1986-1987).

[113] JACOBSSON, M., *o.c.*, 8; De International Group of P & I Clubs heeft overigens het statuut van waarnemer verkregen bij het IOPCF: IOPC Fund, *Annual Report* 1980.

[114] GANTEN, R.H., *Tanio Spill. A Case History Illustrating the Work of the International Oil Pollution Compensation Fund*, Londen, IOPC Fund, 1985, 16; Zie ook IOPC Fund, *Annual Report* 1987, 13.

HOOFDSTUK 2
RECENTE ONTWIKKELINGEN

27. Naast de verhoging van de aansprakelijkheidslimieten voor de scheepseigenaar en de verhoging van het plafond van het aanvullend compensatiefonds, hebben de Protocollen van 1992 een aantal aanzienlijke verbeteringen aangebracht aan het internationaal aansprakelijkheidsregime voor schade door olieverontreiniging: het toepassingsgebied wordt onder andere uitgebreid naar schade die zich voordoet in de EEZ of een equivalente zone van een Verdragstaat en naar de schade die wordt veroorzaakt door olie, ook als deze afkomstig is uit de bunkers van een niet geladen olietanker. Door de expliciete uitbreiding van het toepassingsgebied naar de redelijke *'pre-spill preventive measures'*, ook indien geen daadwerkelijke olieverontreiniging optreedt, en de bijgevolg relatief hoge zekerheid dat deze zullen worden terugbetaald, worden tijdrovende discussies vermeden omtrent het al dan niet nemen van preventieve maatregelen. Het maximale bedrag van de vergoeding voor schade onder het Fondsverdrag ligt vast, onafhankelijk van de grootte van de tanker.

Desondanks heeft het internationale regime af te rekenen met een aantal tekortkomingen, namelijk:

(i) het bedrag van de aansprakelijkheid hangt af van de grootte van de tanker[115], ongeacht de hoeveelheid vrijgekomen olie;

(ii) er wordt geen rekening gehouden met het feit dat olieverontreiniging veroorzaakt door een kleine tanker (< 2.000 ton) in een bijzonder gevoelig zeegebied aanzienlijke schade kan veroorzaken[116];

(iii) in een beperkt aantal gevallen is de scheepseigenaar nog steeds gerechtigd zich te exoneren;

(iv) tenslotte valt schade door olieverontreiniging afkomstig van andere schepen dan olietankers, niet onder het toepassingsgebied van het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag.

[115] Deze bepaling stoelt evenwel op redelijke gronden, nu het veel minder evident is de hoeveelheid vrijgekomen olie te achterhalen, dan de (geregistreerde) grootte van de tanker.

[116] INTERNATIONAL TANKER OWNERS POLLUTION FEDERATION LTD (ITOPF), *Oil Spill Compensation. A Guide to the International Conventions on Liability and Compensation for Oil Pollution Damage*, maart 2000, 15

2.1 Ontwikkelingen op internationaal niveau: het Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid voor verontreiniging door bunkerolie

2.1.1 Historische achtergrond

28. Zich bewust van het feit dat het vrijkomen van bunkerolie van andere schepen dan olietankers eveneens aanzienlijke verontreiniging kan veroorzaken[117] en dat het ontbreken van regelgeving hieromtrent een belangrijke lacune is in het internationaal recht met betrekking tot olieverontreiniging, heeft de IMO sinds 1995 gewerkt aan een "*Draft International Convention on Liability and Compensation for Pollution from Ships' Bunkers*". Het initiatief voor dit Verdrag werd genomen door Australië tijdens de 38ste Sessie van het *Marine Environment Protection Committee* (MEPC) in 1994. Tijdens de 73ste Sessie van het *IMO Legal Committee* in 1995 werd het uitwerken van een passende regelgeving omtrent verontreiniging door bunkerolie op het werkprogramma geplaatst. Bij de finale onderhandelingen omtrent het HNS-Verdrag in 1996[118] werd rekening gehouden met de werkzaamheden van het *Legal Committee* en werd schade door verontreiniging door bunkerolie uit het Verdrag gelaten, op voorwaarde dat op korte termijn een regeling voor bunkeroliën werd uitgewerkt. De nood aan een afzonderlijk verdrag werd nogmaals in het voetlicht geplaatst door een gezamenlijk verzoek van Australië, Canada, Finland, Noorwegen, Zuid-Afrika, Zweden en het Verenigd Koninkrijk tijdens de 75ste Sessie van het *Legal Committee* in 1996. Hierin werd gerefereerd aan de *UK P&I Club's Analysis of Major Claims 1993*, dat stelde dat "(...) *half of the total number of pollution claims arose from incidents involving ships not carrying oil cargo*". Deze vaststelling werd geconfirmeerd door *Oil Spill Intelligence Report Data*[119]. Tijdens een Diplomatieke Conferentie, gehouden van 19-23 maart 2001 in Londen, werd uiteindelijk het Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid voor verontreiniging door bunkerolie [120] ("*International Convention on Civil Liability for Bunker Oil Pollution Damage*") goedgekeurd.

[117] Sommige vracht- en containerschepen vervoeren evenveel of meer olie in hun bunkers dan olietankers olie als lading. Schattingen hebben uitgewezen dat wereldwijd gemiddeld 14 miljoen ton olie per dag als bunkers wordt vervoerd. De kostprijs en de inspanningen voor een opruimactie voor verontreiniging door bunkerolie worden - door de aard van de olie - eveneens hoger ingeschat.

[118] *cfr. supra* nr. 11

[119] INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (IMO), "IMO adopts convention on liability and compensation for pollution from ships' bunkers", *IMO Press Briefing N° 6* (http://www.imo.org/imo/ briefing/2001/fax6.htm), Londen, 23 maart 2001, 3

[120] Hierna "het Bunkerverdrag" genoemd.

2.1.2 Nadere analyse van de bepalingen van het Verdrag[121]

2.1.2.1 Toepassingsgebied van het Verdrag

29. Het Verdrag is van toepassing op (a) schade door verontreiniging veroorzaakt, op het grondgebied, de territoriale zee daaronder begrepen, van een Verdragsluitende Staat en binnen de exclusieve economische zone van een Verdragsluitende Staat, vastgesteld overeenkomstig het internationaal recht, of, indien een Verdragsluitende Staat een zodanige zone niet heeft vastgesteld, binnen een gebied buiten en grenzend aan de territoriale zee van die Staat, door die Staat vastgesteld overeenkomstig het internationale recht en dat zich niet verder uitstrekt dan 200 zeemijl van de basislijnen waarvan de breedte van zijn territoriale zee wordt gemeten, en (b) preventieve maatregelen, waar ook genomen, ter voorkoming of beperking van zodanige schade[122]. Het Bunkerverdrag hanteert hiermee hetzelfde geografisch toepassingsgebied als het Aansprakelijkheids- en Fondsprotocol van 1992.

30. In tegenstelling tot het Aansprakelijkheidsverdrag is het Bunkerverdrag echter van toepassing op alle schepen, zijnde alle zeeschepen en zeegaande vaartuigen, van welk type ook[123]. Deze bepaling moet worden samengelezen met het artikel 4 (1) van het Verdrag (*cfr. infra* nr. 33). De bepalingen van het Verdrag zijn niet van toepassing op oorlogsschepen en andere schepen die het eigendom zijn van of geëxploiteerd worden door een Staat en voor de periode dat zij alleen worden gebruikt voor een andere dan een commerciële staatsdienst[124], behalve indien een Verdragstaat beslist het Verdrag toe te passen op zijn oorlogsschepen of de andere schepen die hierboven werden beschreven[125]. In dat geval worden de voorwaarden waaronder het Verdrag van toepassing is, meegedeeld aan de Secretaris-Generaal[126]. De opstellers van het Verdrag hebben hiermee zeker het midden proberen te zoeken tussen de gebruikelijke uitsluiting van militaire vaartuigen uit maritieme verdragen en de vaststelling dat deze uitsluiting sterk bekritiseerbaar is, nu de kans op verontreiniging door bunkerolie afkomstig van een militair vaartuig, reëel is.

31. Het Verdrag is van toepassing op elke "schade door verontreiniging", zijnde verlies of schade buiten het schip veroorzaakt door bevuiling ten gevolge van het ontsnappen of doen wegvloeien van bunkerolie uit het schip, waar zulk ontsnappen of doen wegvloeien ook mag plaatsvinden met dien

[121] INTERNATIONAL MARITIME ORGANIZATION (IMO), *International Convention on Civil Liability for Bunker Oil Pollution Damage - International Conference on Liability and Compensation for Bunker Oil Pollution Damage*, Londen, 22 maart 2001, intern document LEG/CONF.12/DC/1, eigen vertaling.
[122] Artikel 2 Bunkerverdrag
[123] Artikel 1 (1) Bunkerverdrag
[124] Artikel 4 (2) Bunkerverdrag
[125] Artikel 4 (3) Bunkerverdrag
[126] *I.e.* de Secretaris-Generaal van de IMO (Artikel 1 (12) Bunkerverdrag)

verstande dat vergoeding voor andere schade aan het milieu dan winstderving ten gevolge van deze schade wordt beperkt tot de kosten van redelijke maatregelen tot herstel die daadwerkelijk worden ondernomen of zullen worden ondernomen. De kosten van preventieve maatregelen alsmede verlies of schade veroorzaakt door die maatregelen worden eveneens gedekt door het Verdrag[127]. De preventieve maatregelen zijn alle redelijke maatregelen ter voorkoming of beperking van de verontreiniging die door een persoon[128] zijn genomen na het voorval[129], *id est* na het feit of na elke opeenvolging van feiten met dezelfde oorzaak, waardoor schade door verontreiniging wordt veroorzaakt, of waardoor een ernstige en onmiddellijke dreiging ontstaat dat zulk een schade zal worden veroorzaakt[130]. Naar analogie van het Aansprakelijkheidsverdrag van 1992 worden de "*pre-spill measures*" dus eveneens vergoed, ongeacht het feit of daadwerkelijk verontreiniging is opgetreden.

32. Het Bunkerverdrag is enkel van toepassing ingeval van verontreinigingsschade door bunkerolie. Bunkeroliën zijn alle uit koolwaterstoffen bestaande minerale oliën, met inbegrip van smeerolie, die worden gebruikt of zullen worden gebruikt voor de werking of de voortstuwing van het schip, en de residuen van dergelijke oliën[131].

33. Het Verdrag stipuleert echter uitdrukkelijk dat het Bunkerverdrag geen toepassing zal vinden ingeval de schade door verontreiniging onder het toepassingsgebied van het Aansprakelijkheidsverdrag van 1992 valt, ongeacht het feit of op grond van de bepalingen van het Aansprakelijkheidsverdrag een vergoeding kan worden bekomen[132]. De schade door verontreiniging door bunkerolie afkomstig van olietankers die onder het toepassingsgebied van het Aansprakelijkheidsverdrag van 1992 vallen, zal dus in elk geval worden beheerst door dit laatste Verdrag.

34. Door de invoering van het Bunkerverdrag wordt aan de Staten de mogelijkheid geboden om quasi alle verontreiniging door olie afkomstig van geïdentificeerde schepen te vatten onder een internationaal aansprakelijkheidsregime. Voor olie als lading en bunkerolie afkomstig van al dan niet geladen olietankschepen voorziet het Aansprakelijkheidsverdrag van 1992 in een aansprakelijkheidsregime, terwijl voor bunkerolie afkomstig van andere schepen een beroep kan worden gedaan op het Bunkerverdrag van 2001. Bij het opstellen van het Bunkerverdrag werd duidelijk reeds rekening gehouden met het uitdoven van het internationale aansprakelijkheidsregime

[127] Artikel 1 (9) Bunkerverdrag
[128] *I.e.* ieder natuurlijke persoon alsmede ieder publiekrechterlijk of privaatrechterlijk rechtspersoon, met inbegrip van een Staat of zijn staatsrechterlijke onderdelen (Artikel 1 (9) Bunkerverdrag).
[129] Artikel 1 (7) Bunkerverdrag
[130] Artikel 1 (8) Bunkerverdrag
[131] Artikel 1 (5) Bunkerverdrag

van 1969/71, aangezien het Bunkerverdrag uitdrukkelijk verwijst naar het Aansprakelijkheidsverdrag van 1992.

2.1.2.2 Aansprakelijkheid van de scheepseigenaar

35. Ingevolge Artikel 3, eerste lid van het Bunkerverdrag is de eigenaar van een schip op het tijdstip van het voorval, of, zo het voorval bestaat uit een opeenvolging van feiten, op het tijdstip van het eerste voorval, aansprakelijk voor schade door verontreiniging veroorzaakt door bunkerolie aan boord of afkomstig van een schip. Het betreft met andere woorden opnieuw een risicoaansprakelijkheid die wordt gekanaliseerd naar de scheepseigenaar.

36. Het tweede lid van dit artikel voegt hier echter aan toe dat, indien meer dan één persoon aansprakelijk is ingevolge paragraaf 1, de aansprakelijkheid hoofdelijk is[133]. De betekenis van deze bepaling is hoogst twijfelachtig. Op het eerste gezicht, en met het Aansprakelijkheidsverdrag in het achterhoofd, kan voor de bestaansreden van deze bepaling worden gedacht aan de situatie waarbij meer dan één schip bij een zelfde voorval betrokken is. In het artikel 5 van het Verdrag wordt echter uitdrukkelijk gestipuleerd dat, indien zich een voorval voordoet waarbij twee of meer schepen zijn betrokken en er ten gevolge daarvan schade door verontreiniging is ontstaan, de eigenaars van alle betrokken schepen, en tenzij zij van hun aansprakelijkheid zijn ontheven (*cfr. infra* nr. 38), hoofdelijk aansprakelijk zijn voor alle schade die redelijkerwijs niet te scheiden is. De oplossing van deze onduidelijkheid dient waarschijnlijk te worden gezocht in de - van het Aansprakelijkheidsverdrag afwijkende - definitie van "scheepseigenaar"[134]. Voor de toepassing van het Bunkerverdrag wordt onder "*shipowner*" verstaan, "*the owner, including the registered owner, bareboat charterer, manager and operator of the ship*"[135]. Onder "*registrered owner*" wordt verstaan "de persoon of personen die als eigenaar van het schip zijn geregistreerd of, indien er geen registratie heeft plaatsgehad, de persoon of personen, die het schip in eigendom hebben. Indien evenwel een schip eigendom is van een Staat en geëxploiteerd wordt door een maatschappij die in de Staat geregistreerd staat als de exploitant van het schip, betekent "geregistreerde eigenaar" een zodanige maatschappij"[136]. Voor de definitie van "*registrered owner*" wordt met andere woorden teruggegrepen naar de definitie van "eigenaar" onder het Aansprakelijkheidsverdrag, terwijl voor de "eigenaar van het schip" een nieuwe definitie wordt geïntroduceerd die een veelheid aan mogelijkheden openlaat. Het kanaliseren van de aansprakelijkheid voor schade door verontreiniging door bunkerolie naar de "eigenaar van het schip" (en niet naar de "geregistreerde eigenaar") schept aldus grote interpretatieproblemen die geenszins of

[132] Artikel 4 (1) Bunkerverdrag
[133] Artikel 3 (2) Bunkerverdrag
[134] Artikel 1 (3) Bunkerverdrag
[135] Om bijkomende taalkundige interpretatieproblemen te vermijden, werd deze definitie niet vertaald.
[136] Artikel 1 (4) Bunkerverdrag

slechts in heel beperkte mate worden opgelost door de referentie aan de hoofdelijke aansprakelijkheid van deze. Het is mogelijk dat de opstellers van het Verdrag de intentie hebben gehad de ladingbelanghebbende of de personen die belast zijn met het commercieel of nautisch beheer van het schip te sensibiliseren. Door de gebrekkige uitwerking van de verdeling van de aansprakelijkheid en de grote rechtsonzekerheid die hiermee wordt geschapen, moet deze goedbedoelde poging echter fel worden bekritiseerd.

37. Het Bunkerverdrag ontneemt de scheepseigenaar (of de persoon of personen die hem een verzekering of andere financiële zekerheid hebben verschaft) niet het recht om zijn aansprakelijkheid te beperken onder enig ander nationaal of internationaal regime[137]. Er wordt in dat verband expliciet verwezen naar het LLMC-Verdrag van 1976 (*cfr. supra* nr. 11).

38. Naar analogie van het Aansprakelijkheidsverdrag kan de scheepseigenaar niet aansprakelijk worden gesteld indien hij kan bewijzen dat de schade door verontreiniging door bunkerolie (a) het gevolg is van een oorlogsdaad, vijandelijkheden, burgeroorlog, opstand of een natuurverschijnsel van uitzonderlijke, onvermijdelijke en onweerstaanbare aard, of (b) geheel en al werd veroorzaakt door een opzettelijk handelen of nalaten van derden, met de bedoeling schade te veroorzaken, of (c) geheel en al werd veroorzaakt door onzorgvuldigheid of een andere onrechtmatige handeling van een regering of andere overheid, verantwoordelijk voor het onderhoud van lichten of andere hulpmiddelen bij de navigatie in de vervulling van die taak[138]. Hij kan eveneens - geheel of gedeeltelijk - van zijn aansprakelijkheid worden ontheven indien hij bewijst dat de schade geheel of gedeeltelijk het gevolg is van een handelen of nalaten van de persoon die de schade heeft geleden, met de bedoeling de schade te veroorzaken, of van de nalatigheid van die persoon[139]. Het gaat met andere woorden om dezelfde exoneratiegronden als die uit het Aansprakelijkheidsverdrag.

39. Geen vordering tot vergoeding van schade door verontreiniging kan tegen de scheepseigenaar worden ingesteld anders dan in overeenstemming met het Verdrag[140]. Het Bunkerverdrag sluit echter niet uit dat - naar analogie van artikel III (4) van het Aansprakelijkheidsverdrag - een vordering wordt ingesteld tegen anderen dan de scheepseigenaar. Dit kan worden verklaard door de veel ruimere omschrijving van het begrip "scheepseigenaar" (*cfr. supra* nr. 36). Het in het Bunkerverdrag neergelegde aansprakelijkheidsregime laat tevens het recht van verhaal van de scheepseigenaar tegenover derden onverlet[141]. Het recht op schadevergoeding vervalt indien niet binnen drie jaar vanaf de datum waarop de schade is ontstaan een vordering tot vergoeding van de schade is ingesteld. In

[137] Artikel 6 Bunkerverdrag
[138] Artikel 3 (3) Bunkerverdrag
[139] Artikel 3 (4) Bunkerverdrag
[140] Artikel 3 (5) Bunkerverdrag
[141] Artikel 3 (6) Bunkerverdrag

geen geval kan een vordering worden ingesteld nadat zes jaar zijn verstreken vanaf de datum waarop het voorval dat de schade heeft veroorzaakt. Indien dit voorval wordt gevormd door een opeenvolging van feiten, loopt de termijn van zes jaar vanaf de datum van het eerste feit [142].

2.1.2.3 Verplichte aansprakelijkheidsverzekering

40. De geregistreerde eigenaar van een in een Verdragstaat geregistreerd schip dat groter is dan 1.000 GT[143] is gehouden een aansprakelijkheidsverzekering of andere financiële zekerheid, zoals een bankgarantie of een door een gelijkaardige financiële instelling afgegeven certificaat, te nemen tot dekking van zijn aansprakelijkheid voor schade door verontreiniging volgens dit Verdrag tot beloop van het beperkt bedrag van zijn aansprakelijkheid onder een nationaal of internationaal aansprakelijkheidsbeperkingsregime, maar in elk geval niet hoger dan de volgens het – geamendeerde - LLMC-Verdrag berekende bedragen[144].

41. Ten bewijze hiervan moet een certificaat worden afgegeven door de vlaggenstaat van het schip (indien het een Verdragspartij betreft) of door enige andere Verdragstaat[145]. Het certificaat moet aan boord van het schip worden gehouden en een afschrift ervan moet worden neergelegd bij de autoriteiten die het register houden waarin het schip staat geregistreerd. Indien het een schip betreft dat niet is geregistreerd in een Verdragstaat, zijn het de autoriteiten die het certificaat hebben verleend of gewaarmerkt, die gehouden zijn een afschrift ervan te bewaren[146]. Het model dat dit certificaat moet aannemen, is neergelegd in de Bijlage bij het Verdrag[147]. Op de modaliteiten van het certificaat[148] en de controle op de geldigheid ervan[149] wordt hier niet verder ingegaan.

42. De vordering tot vergoeding van schade mag rechtstreeks worden ingesteld tegen de verzekeraar of een andere persoon die de financiële zekerheid tot dekking van de aansprakelijkheid van de scheepseigenaar stelt. Hier duikt opnieuw het probleem op van de veelzijdige invulling van het begrip "scheepseigenaar": kan de vordering tegen elk van de verzekeraars worden ingesteld, of slechts tegen één van hen ? Het bepaalde in artikel 9, tweede lid van het Bunkerverdrag (*cfr. infra* nr. 43) doet

---

[142] Artikel 8 Bunkerverdrag
[143] Bedoeld wordt de "*gross tonnage*" zoals berekend volgens de *Tonnage Measurement Regulations* vastgelegd in Annex I van het Internationaal Verdrag betreffende de meting van schepen en de Bijlagen van 23 juni 1969 (inwerkingtreding: 18 juli 1982), in België goedgekeurd door de Wet van 12 juli 1983 op de scheepsmeting, *B.S.* 8 september 1983, gewijzigd door de Wet van 21 december 1990, *B.S.* 29 december 1990 en de Wet van 3 mei 1999, *B.S.* 29 mei 1999 (Artikel 1 (11) Bunkerverdrag).
[144] Artikel 7 (1) Bunkerverdrag
[145] Artikel 7 (2) Bunkerverdrag
[146] Artikel 7 (5) Bunkerverdrag
[147] Bijlage "*Certificate of insurance or other financial security in respect of civil liability for bunker oil pollution damage*" bij het Bunkerverdrag
[148] Zie hiervoor Artikel 7 (2-9) Bunkerverdrag
[149] Zie hiervoor Artikel 7 (11-15) Bunkerverdrag

vermoeden dat de vordering tegen elk van hen kan worden ingesteld. De verweerder is in elk geval gerechtigd zich te beroepen op alle verweermiddelen, met uitzondering van het faillissement of de fraude van de scheepseigenaar, die de scheepseigenaar zelf had kunnen inroepen. De verweerder is bijgevolg gerechtigd zijn aansprakelijkheid te beperken op grond van artikel 6 van het Bunkerverdrag. In dit laatste geval kan de verweerder zijn aansprakelijkheid beperken tot het - op grond van paragraaf 1 vastgestelde - bedrag van de verzekering of de financiële zekerheid. De verweerder mag zich eveneens beroepen op de persoonlijke schuld of "*wilful misconduct*"[150] van de scheepseigenaar, maar hij mag geen andere verweermiddelen inroepen die hij zou kunnen aanvoeren in een geding tegen de scheepseigenaar. De verweerder heeft in elk geval het recht de scheepseigenaar te betrekken in het geding[151].

2.1.2.4 Jurisdictionele bepalingen

43. De vordering tot vergoeding van schade door verontreiniging door bunkerolie tegen de scheepseigenaar, de verzekeraar of de persoon die de financiële zekerheid heeft gesteld, mag enkel worden ingesteld bij de rechtbanken van de Verdragstaat op wiens grondgebied (met inbegrip van de territoriale zee en de EEZ of equivalente zone) de verontreiniging heeft plaatsgegrepen of preventieve maatregelen zijn genomen ter voorkoming of beperking van die verontreiniging[152]. Elke verweerder moet binnen een redelijke termijn van dergelijke rechtsvordering op de hoogte worden gebracht[153]. Iedere Verdragsluitende Staat draagt er zorg voor dat zijn rechtbanken bevoegd zijn om kennis te nemen van deze vorderingen tot schadevergoeding[154]. Een vonnis van een bevoegde rechter, dat uitvoerbaar is in de Staat waar het is gewezen en waartegen geen gewoon rechtsmiddel meer kan worden aangewend, wordt erkend door elke andere Verdragsluitende Staat, behalve in de gevallen waarin het vonnis door bedrog is verkregen of in de gevallen waarin de verweerder niet binnen een redelijke termijn op de hoogte werd gebracht en niet behoorlijk in de gelegenheid was gesteld zich te verweren[155]. Een vonnis is uitvoerbaar in iedere Verdragsluitende Staat, zodra de in die Staat vereiste rechtspleging is vervuld. Deze rechtspleging mag niet leiden tot een hernieuwd onderzoek van de zaak[156].

44. Door de formulering van de artikelen 9 en 10 van het Bunkerverdrag zijn problemen gerezen voor de Lidstaten van de Europese Unie met betrekking tot de ondertekening en de ratificatie van het

[150] Voor de invulling van deze moet worden teruggegrepen naar de nationale of internationale regelgeving op grond waarvan de scheepeigenaar zijn aansprakelijkheid zou kunnen beperken, aangezien in het Bunkerverdrag niet wordt gerefereerd aan dit begrip.
[151] Artikel 7 (10) Bunkerverdrag
[152] Artikel 9 (1) Bunkerverdrag
[153] Artikel 9 (2) Bunkerverdrag
[154] Artikel 9 (3) Bunkerverdrag
[155] Artikel 10 (1) Bunkerverdrag

Verdrag. De artikelen 9 en 10 van het Bunkerverdrag bevatten immers bepalingen inzake de rechterlijke bevoegdheid, erkenning en tenuitvoerlegging van beslissingen in verband met de uitvoering van het Verdrag. Deze artikelen raken aan bepalingen van communautair recht, meer bepaald die van Verordening nr. 44/2001 van de Raad van 22 december 2000[157]. In tegenstelling tot de meervoudige bevoegdheidsgronden uit hoofde van de Verordening, voorziet artikel 9 van het Bunkerverdrag in de uitsluitende bevoegdheid van de verdragsluitende Staat waar de verontreinigingsschade is ontstaan. Bovendien vereist artikel 10 van het Bunkerverdrag de erkenning van een beslissing van een bevoegde rechtbank waar deze niet langer onderworpen is aan normale vormen van toetsing, tenzij de beslissing op frauduleuze wijze is verkregen of de verwerende partij niet redelijkerwijze de tijd en geen eerlijke kans heeft gekregen om zijn zaak te bepleiten. Beslissingen zijn in elke Verdragsluitende Staat uitvoerbaar, zodra de formaliteiten die vereist zijn in de staat waar de beslissing is gegeven vervuld zijn.

45. De Verordening 44/2001 bevat gemeenschappelijke voorschriften inzake rechterlijke bevoegdheid en de erkenning en tenuitvoerlegging van beslissingen in burgerlijke en handelszaken en is bindend voor alle Lidstaten, met uitzondering van Denemarken. Bij de betrekkingen tussen Denemarken en de overige Lidstaten blijft het Verdrag van Brussel van 1968 van kracht[158]. Als gevolg van de Verordening 44/2001 beschikt de Europese Gemeenschap over een exclusieve bevoegdheid met betrekking tot het bepaalde inzake erkenning en tenuitvoerlegging in de artikelen 9 en 10 van het Bunkerverdrag. In overeenstemming met de rechtspraak van het Hof van Justitie zouden de Lidstaten, individueel of collectief optredend, het recht verliezen om verbintenissen aan te gaan met derde landen wanneer gemeenschappelijke regels van kracht worden waarop deze verbintenissen van invloed kunnen zijn. Hieruit volgt dat alleen de Europese Gemeenschap bevoegd is voor onderhandelingen over, het aangaan van en de naleving van dergelijke internationale verbintenissen.

46. De veranderde juridische situatie na de goedkeuring van Verordening 44/2001 en de bijhorende onverenigbaarheid met het Gemeenschapsrecht, werd in een zeer laat stadium onder de aandacht van de onderhandelaars van het Bunkerverdrag gebracht. De problemen kwamen pas aan het licht tijdens de Diplomatieke Conferentie van 19-23 maart 2001 te Londen waarbij het Bunkerverdrag werd goedgekeurd, waardoor het onmogelijk bleek de tekst van het Verdrag nog te wijzigen. Om de

---

[156] Artikel 10 (2) Bunkerverdrag

[157] EG-Verordening nr.44/2001 van de Raad van 22 december 2000 betreffende de rechterlijke bevoegdheid, de erkenning en de tenuitvoerlegging van beslissingen in burgerlijke en handelszaken, *PB. L.* 16 januari 2001, 1-23

[158] Verdrag van 27 september 1968 betreffende de rechterlijke bevoegdheid en de tenuitvoerlegging van beslissingen van burgerlijke en handelszaken ("Verdrag van Brussel"), *PB. L.* 31 december 1972, 3, zoals gewijzigd bij de Verdragen inzake de toetreding van nieuwe Lidstaten tot dit Verdrag, *PB. L.* 30 oktober 1978, 1, *PB. L.* 31 december 1982, 1, *PB. L.* 3 oktober 1989, 1, *PB.C.* 15 januari 1997, 1. Voor een gecoördineerde versie, zie *PB.C.* 26 januari 1998, 1. Op 16 september 1988 hebben de Lidstaten en de EVA-Staten het Verdrag betreffende de rechterlijke bevoegdheid en de tenuitvoerlegging van beslissingen inzake burgerlijke en handelszaken ("Verdrag van Lugano") gesloten, dat een nevenverdrag is van het Verdrag van Brussel van 1968.

communautaire dimensie van een ratificatie van het Verdrag te erkennen, en tegelijkertijd de doelstellingen van het Verdrag te vrijwaren, werd de volgende verklaring afgelegd door de Lidstaten die de conferentie bijwoonden: *"De Lidstaten van de Europese Unie die de internationale conferentie bijwonen over aansprakelijkheid en compensatie bij schade als gevolg van verontreiniging door bunkerolie, erkennen het belang van het Internationaal Verdrag inzake wettelijke aansprakelijkheid bij verontreinigingsschade als gevolg van olie uit scheepsbunkers. Zij merken op dat bepaalde kwesties aangaande de relatie tussen het Verdrag en recente wetgeving van de EU inzake rechterlijke bevoegdheid en de erkenning en tenuitvoerlegging van beslissingen, op het niveau van de EU zullen moeten worden behandeld. Voorts erkennen zij de wenselijkheid dat het Verdrag spoedig in werking treedt, alsmede de noodzaak dat de Europese Unie zich voortdurend blijft inspannen om zulks te bereiken."* De uitsluitende bevoegdheid van de Gemeenschap met betrekking tot de voorschriften inzake rechterlijke bevoegdheid en de erkenning en tenuitvoerlegging van beslissingen wordt in zijn huidige vorm niet door het Bunkerverdrag erkend, waardoor de toetreding van de Europese Gemeenschap tot het Verdrag onmogelijk is. Als gevolg hiervan zijn de Lidstaten niet bij machte het Verdrag goed te keuren. Teneinde de belangen van de Europese Gemeenschap met het oog op haar externe bevoegdheid veilig te stellen en tegelijkertijd de Lidstaten de mogelijkheid te bieden het Verdrag te ratificeren, werd een beschikking van de Raad voorgesteld om de Lidstaten tot ratificering van het Verdrag te machtigen[159]. Hierbij zou de Raad de Lidstaten, met uitzondering van Denemarken, toestaan het Bunkerverdrag te ondertekenen en te ratificeren, onder het voorbehoud dat de Lidstaten zich ertoe verplichten bij hun onderlinge betrekkingen Verordening 44/2001 toe te passen. Deze maatregel zou als een tijdelijke oplossing moeten worden beschouwd. De Europese Gemeenschap spreekt de wil uit dat het Bunkerverdrag bij de eerste gelegenheid moet worden herzien en benadrukt dat deze oplossing geen precedent voor toekomstige gevallen kan vormen. Bij onderhandelingen over en de sluiting van toekomstige internationale overeenkomsten welke op Verordening 44/2001 of andere vergelijkbare instrumenten van de Gemeenschap van invloed zijn, moet steeds worden gekeken naar die bepalingen van deze overeenkomsten welke een weerslag op communautaire instrumenten kunnen hebben.

Met de goedkeuring van de voorgestelde beschikking zullen de Lidstaten, met uitzondering van Denemarken, worden gemachtigd tot ondertekening en ratificering van het Internationaal Verdrag inzake wettelijke aansprakelijkheid bij verontreinigingsschade als gevolg van olie uit scheepsbunkers, mits zij het volgende voorbehoud maken: *"De Lidstaten van de Europese Gemeenschap die op dit gebied aan communautaire voorschriften onderworpen zijn, zullen zich bij hun onderlinge betrekkingen aan communautaire bevoegdheidsregels houden voor zover de verontreinigingsschade*

[159] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Voorstel voor een Beschikking van de Raad waarbij de Lidstaten worden gemachtigd in het belang van de Europese Gemeenschap het Internationaal Verdrag inzake*

wordt veroorzaakt in een geografisch gebied van een Lidstaat van de Europese Gemeenschap als bedoeld in artikel 2 van het Verdrag en de verweerder zijn woonplaats in een Lidstaat van de Europese Gemeenschap heeft. Beslissingen als bedoeld in artikel 10, lid 1 van het Verdrag moeten, wanneer deze gegeven worden door een rechtbank van een Lidstaat van de Europese Gemeenschap die aan de voorschriften van de Gemeenschap op dit gebied onderworpen is, overeenkomstig deze voorschriften van de Gemeenschap in een andere Lidstaat van de Europese Gemeenschap worden erkend en ten uitvoer gelegd". Bovendien moeten de Lidstaten de Secretaris-Generaal van de IMO er schriftelijk van in kennis stellen dat de ratificatie of toetreding in overeenstemming met deze beschikking is geschied. Zij moeten eveneens bij de eerste gelegenheid maatregelen treffen om te verzekeren dat het Bunkerverdrag wordt gewijzigd, teneinde de Gemeenschap in staat te stellen partij bij het Verdrag te worden.

Het voorstel van beschikking is nog niet definitief goedgekeurd, maar er wordt verwacht dat dit eerstkomend zal gebeuren[160]. Aangezien het HNS-Verdrag analoge bepalingen bevat, werd eveneens een gelijkaardige beschikking voorgesteld[161].

2.1.2.5 Slotbepalingen

47. De artikelen 11 tot 19 bevatten de slotbepalingen van het Verdrag. Naast de gebruikelijke bepalingen inzake ondertekening, bekrachtiging, aanvaarding, goedkeuring en toetreding, opzegging, herziening of wijziging, depositaris en talen, bevat de slotakte van het Verdrag nog een aantal specifieke bepalingen. Artikel 11 bevat een "*supersession clause*", volgens dewelke het onderhavig Verdrag boven andere internationale overeenkomsten gaat die, op de datum dat het Verdrag is opengesteld voor ondertekening, van kracht zijn of openstaan voor ondertekening, bekrachtiging of toetreding, doch uitsluitend voor zover deze overeenkomsten daarmee in strijd zouden zijn. De bepalingen van het Bunkerverdrag laten de uit bedoelde internationale overeenkomsten voortvloeiende verplichtingen van Verdragssluitende Staten tegenover niet-Verdragssluitende Staten onverlet. Het Bunkerverdrag volgt daarmee de bepalingen van het internationaal recht.

Het Verdrag treedt in werking twaalf maanden na de datum waarop achttien Staten, waaronder vijf Staten met elk niet minder dan één miljoen brutotonnage van schepen, het hebben ondertekend zonder

---

wettelijke aansprakelijkheid bij verontreinigingsschade als gevolg van olie uit scheepsbunkers, 2001 (het "Bunkers-Verdrag") te ondertekenen en te ratificeren, 19 november 2001, COM(2001) 675 def.

[160] http://wwwdb.europarl.eu.int/oeil/oeil_ViewDNL.ProcedureView?lang=2&procid=5750 en http://wwwdb.europarl.eu.int/oeil/oeil_ViewDNL.ProcedureView?lang=2&procid=5751

[161] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Voorstel voor een Beschikking van de Raad waarbij de Lidstaten worden gemachtigd in het belang van de Europese Gemeenschap het Internationaal Verdrag inzake aansprakelijkheid en schadevergoeding in verband met het vervoer van gevaarlijke en schadelijke stoffen over zee, 1996 (het "HINS-Verdrag") te ratificeren*, 19 november 2001, COM(2001) 674 def.

voorbehoud van bekrachtiging, aanvaarding, goedkeuring of toetreding te hebben neergelegd bij de Secretaris-Generaal van de IMO[162].

De slotakte van het Bunkerverdrag bevat verder twee bepalingen die de regels bevatten voor Staten die aan meer dan één rechtssysteem onderworpen zijn[163] en de kennisgeving van het Verdrag aan de Verenigde Naties[164].

[162] Artikel 14 Bunkerverdrag
[163] Artikel 13 Bunkerverdrag
[164] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Voorstel voor een Beschikking van de Raad waarbij de Lidstaten worden gemachtigd in het belang van de Europese Gemeenschap het Internationaal Verdrag inzake wettelijke aansprakelijkheid bij verontreinigingsschade als gevolg van olie uit scheepsbunkers, 2001 (het "Bunkers-Verdrag") te ondertekenen en te ratificeren*, 19 november 2001, COM(2001) 675 def.

2.2 Ontwikkelingen op Europees niveau: het Erika I- en Erika II- maatregelenpakket

(i) **48.** In de nasleep van de ramp met de Erika voor de Franse kust in december 1999 werden een aantal impulsen gegeven voor nieuwe ontwikkelingen op het gebied van scheepvaartveiligheid binnen de Europese Unie, de zogenaamde Erika I- en II-maatregelen. Vanuit het Europees Parlement[165] en de Raad[166] bestaat een streven om krachtig in te grijpen op communautair niveau. In haar "Mededeling over de veiligheid van het vervoer van olie over zee" van 21 maart 2000[167] wees de Commissie er al op dat het klassieke kader voor het treffen van internationale maatregelen op het gebied van de veiligheid op zee via de IMO ontoereikend blijft voor een doeltreffende aanpak van de oorzaken van dergelijke rampen.

2.2.1 De Erika I-maatregelen

49. Het eerste maatregelenpakket (gemeenzaam aangeduid als "Erika I-maatregelen") betrof een drietal reeksen maatregelen. Deze maatregelen worden samengevat in de mededeling van de Commissie[168].

50. In eerste instantie werd een verscherping beoogd van de controles op vaartuigen die de havens van de Gemeenschap aandoen via een wijziging aan de bestaande Richtlijn betreffende de havenstaatcontrole van schepen[169]. De essentiële onderdelen betreffen het uitbannen van schepen die niet aan de normen voldoen en de verscherping van de inspecties van risicoschepen, waaronder olietankers. Er zal een zesmaandelijks te publiceren zwarte lijst worden opgesteld van schepen die uit de havens van de Europese Unie moeten worden geweerd. Met betrekking tot de inspectie van risicoschepen wil de Commissie de discretionaire vrijheid van inspecteurs om een schip wel dan niet te inspecteren verengen door een verhoogd belang toe te kennen aan de reeds bestaande *'target factors*" van het *Paris Memorandum of understanding* (MOU)[170]. De geviseerde schepen zijn die van het artikel 7 en annex V van de Richtlijn, in het bijzonder diegene die kunnen worden beschouwd als "*past offenders*" (*i.e.* (a) een schip dat de vlag voert van een Staat die op de zwarte lijst van het

[165] Resoluties van het Europees Parlement van 20 januari 2000 en 2 maart 2000
[166] Vergadering van de Raad "Algemene Zaken" van 24 januari 2000
[167] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Mededeling van de Commissie aan het Europees Parlement en de Raad over de veiligheid van het vervoer van olie over zee*, 21 maart 2000, COM(2000) 142def.
[168] *Ibid.*, 5-6
[169] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Voorstel voor een Richtlijn van het Europees Parlement en de Raad houdende wijziging van Richtlijn 95/21/EG van de Raad betreffende de naleving, met betrekking tot schepen die gebruik maken van havens in de Gemeenschap en varen in de onder de jurisdictie van de Lidstaten vallende wateren, van internationale normen op het gebied van veiligheid van schepen, voorkoming van verontreiniging en leef- en werkomstandigheden aan boord (havenstaatcontrole)*, 21 maart 2000, COD(2000) 0065

jaarrapport van het Paris MOU staat en in de loop van de voorgaande 24 maanden meer dan tweemaal is aangehouden in een haven van een Staat die het MOU heeft ondertekend of (b) een schip dat de vlag voert van een Staat die in de zwarte lijst van het jaarrapport van het MOU figureert als een Staat "met een zeer hoog risico" of "met een hoog risico" en in de loop van de voorgaande 36 maanden meer dan eenmaal werd aangehouden in dergelijke haven). In de definitieve Richtlijn 2001/106/EG[171] werd ook ingeschreven dat schepen kunnen worden aangehouden indien zij niet zijn uitgerust met een functioneel reisgegevens-recordersysteem (VDR of "*black box*").

51. In tweede instantie werd gewerkt aan een meer stringente controle op de werkzaamheden van de classificatiebureaus, waaraan de Lidstaten hun bevoegdheden voor het verifiëren van de kwaliteit van schepen delegeren, via een wijziging aan de bestaande Richtlijn inzake classificatiebureaus[172]. Hierbij wordt een goede score van de classificatiebureaus op het gebied van veiligheid en voorkoming van verontreiniging een belangrijke indicator voor het verkrijgen en behouden van de erkenning van een classificatiebureau op communautair niveau. De Commissie behoudt zich het recht voor om de erkenning te schorsen of in te trekken. De classificatiebureaus moeten voldoen aan strengere kwaliteitscriteria, inclusief de verplichting bepaalde procedures te volgen indien een vaartuig van klasse verandert (bv. het toezenden van het volledige dossier van het schip met alle gegevens uit het verleden aan het nieuwe classificatiebureau). Daarnaast werd in de definitieve Richtlijn een geharmoniseerde regeling met betrekking tot de financiële aansprakelijkheid ingeschreven, volgens dewelke de overheden onder bepaalde voorwaarden recht hebben op een bepaalde schadeloosstelling indien zij door een nalatige of roekeloze handeling van het classificatiebureau aansprakelijk wordt gesteld voor schade aan of verlies van goederen, persoonlijk letsel of dood van gelaedeerden[173].

52. In derde instantie werd een algemeen verbod op enkelwandige olietankschepen voorgesteld volgens een tijdschema dat vergelijkbaar is met het onder het OPA 90 geldende tijdschema voor de

---

[170] Schepen met een target factor hoger dan 50 worden beschouwd als "*ships posing a high risk*". Deze *target factors* worden weergegeven binnen het *Sirenac Information System*, een door de Franse autoriteiten beheerde database met informatie omtrent de inspecties uitgevoerd door de leden van het Paris MOU.

[171] Richtlijn 2001/106/EG van het Europees Parlement en de Raad van 19 december 2001 houdende wijziging van Richtlijn 95/21/EG van de Raad betreffende de naleving, met betrekking tot de schepen die gebruik maken van havens in de Gemeenschap en varen in de onder de jurisdictie van de Lidstaten vallende wateren, van internationale normen op het gebied van veiligheid van schepen, voorkoming van verontreiniging en leef- en werkomstandigheden aan boord (havenstaatcontrole), *PB. L.* 22 januari 2002, 17-31

[172] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Voorstel voor een Richtlijn van het Europees Parlement en de Raad houdende wijziging van Richtlijn 94/57/EG van de Raad inzake gemeenschappelijke voorschriften en normen voor met de inspectie en controle van schepen belaste organisaties en voor de desbetreffende werkzaamheden van maritieme instanties,* 21 maart 2000, COD(2000) 0066

[173] Richtlijn 2001/105/EG van het Europees Parlement en de Raad van 19 december 2001 houdende wijziging van Richtlijn 94/57/EG van de Raad inzake gemeenschappelijke voorschriften en normen voor met de inspectie en controle van schepen belaste organen en voor de desbetreffende werkzaamheden van maritieme instanties, *PB. L.* 22 januari 2002, 9-16

Verenigde Staten (afhankelijk van de leeftijd, de tonnage en de rompconstructie van het schip)[174]. Op die manier moest worden vermeden dat – door de afwijkende leeftijdslimieten tussen de OPA 90 en het internationale regime waardoor enkelwandige olietankschepen vanaf 2005 niet langer worden toegelaten in Amerikaanse wateren - oudere olietankschepen, die wel nog mogen varen onder het MARPOL 73/78-regime, hun vaargebied verleggen naar andere, waaronder Europese, wateren. Een dergelijk verbod werd ingevoerd via de Verordening 417/2002/EG waarbij alle olietankers > 5000 DWT die een haven of offshoreterminal onder de jurisdictie van een Europese Lidstaat aandoen, moeten voldoen aan de vereisten inzake dubbelwandige uitvoering. Enkelwandige olietankschepen van categorie 1 moeten ten laatste in 2009 zijn uitgefaseerd, olietankschepen van categorie 2 en 3 ten laatste in 2015[175]. Het dient opgemerkt dat ondertussen - naar aanleiding van een gezamenlijke actie in het kader van de IMO in oktober 2000, die voldoende steun heeft opgeleverd voor een herziening van de geldende internationale voorschriften terzake - op de 46e zitting van het *Marine Environment Protection Committee* (MEPC) van 23-27 april 2001 een beslissing werd genomen omtrent de versnelde uitfasering van deze enkelwandige tankers[176] op het internationaal niveau.

2.2.2 De Erika II-maatregelen

2.2.2.1 Algemeen

53. De Europese Commissie had reeds in haar Mededeling van 21 maart 2000 aangegeven in een tweede stadium te werken aan aanvullende voorstellen. Het ging met name om voorstellen met betrekking tot de systematisering van de informatie-uitwisseling tussen alle spelers in de zeevaartsector door de versterking van het *Equasis*-systeem en de verbetering van het toezicht op de scheepvaart in de gebieden die het meest door olietankschepen worden bevaren. In dit laatste geval werd onderzocht wat de mogelijkheden zijn tot controle van de meest gevaarlijke schepen buiten de territoriale wateren en in welke mate dergelijke controles eventueel strijdig zijn met het internationaal zeerecht. Verder werd gedacht aan de oprichting van een Europese structuur voor de veiligheid op zee, die als hoofdtaak zal hebben de opzet en doeltreffendheid van de nationale controlesystemen te toetsen teneinde tot een grotere uniformiteit te komen. De Commissie had eveneens haar voornemen geuit zich in te zetten voor de ontwikkeling van de aansprakelijkheid van de verschillende bij het

---

[174] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Voorstel voor een Verordening van het Europees Parlement en de Raad betreffende de versnelde invoering van eisen inzake dubbelwandige uitvoering of gelijkwaardig ontwerp voor enkelwandige olietankschepen*, 21 maart 2000, COD(2000) 0067

[175] Verordening 417/2002/EG van het Europees Parlement en de Raad van 18 februari 2002 betreffende het versneld invoeren van de vereisten inzake een dubbelwandige uitvoering of een gelijkwaardig ontwerp voor enkelwandige olietankschepen en tot intrekking van Verordening (EG) nr. 2978/94 van de Raad, *PB. L.* 7 maart 2002, 1-5

[176] INTERNATIONAL MARITIME ORGANISATION (IMO), *Draft Text of Revised Regulation 13G of MARPOL Annex I – Prevention of oil pollution in the event of collision or stranding. Measures for existing tankers*, http://www.imo.org/imo/meetings/mepc/45/13g.htm. Op deze regeling wordt hier niet verder ingegaan.

olievervoer over zee betrokken spelers, via enerzijds een uitbreiding van collectieve schadevergoedingsregelingen zoals het IOPCF en anderzijds de introductie van het principe van schuldaansprakelijkheid voor de vervoerder en de eigenaar van de lading en strafrechterlijke sancties voor grove nalatigheid van personen die betrokken zijn bij het maritiem transport van olie.

54. Daarnaast was de Commissie de mening toegedaan dat, in afwachting van de vaststelling van het eerste maatregelenpakket, reeds een vrijwillig akkoord moest worden gesloten met de oliemaatschappijen, waarin werd toegezegd geen tankschepen van meer dan 15 jaar te charteren (behalve wanneer door middel van passende controles werd aangetoond dat deze zich in een bevredigende staat bevinden)[177] en andere maatregelen werden genomen om de veiligheid te verbeteren[178].

55. Bovenvermelde voorstellen werden door de Europese Commissie geconcretiseerd in haar "Mededeling over een tweede reeks maatregelen van de Gemeenschap op het gebied van de veiligheid van de zeevaart naar aanleiding van het vergaan van de olietanker Erika"[179]. Deze Mededeling werd vergezeld van een voorstel voor een Richtlijn betreffende de invoering van een communautair monitoring-, controle- en informatiesysteem voor het zeeverkeer[180], een voorstel voor een Verordening tot instelling van een fonds voor de vergoeding van schade door verontreiniging door olie in de

---

[177] In Frankrijk werd op 10 februari 2000 een "*Charte sur la sécurité maritime*" (tekst via http://www.totalfinaelf.com/erika/index.htm) ondertekend door de diverse Franse spelers uit de sector van de petroleumvaart (reders, classificatiemaatschappijen, oliemaatschappijen, overheid, enz.). De ondertekenaars en met name de belangrijkste oliemaatschappijen hebben zich ertoe verbonden een beroep te doen op technisch veilige schepen van rederijen die én bekend staan om hun verantwoorde aanpak én de sociale normen inzake bemanning naleven. Zij hebben zich er in het artikel 7 eveneens toe verbonden een beroep te doen op competente verzekeringsmaatschappijen ("*Les opérateurs – affréteurs et armateurs – s'engagent, chacun pour ce qui le concerne, à assurer tous les navires et leur cargaison auprès de compagnies présentant toutes les garanties de sérieux et de solvabilité*") en elk initiatief tot verhoging van de aansprakelijkheids- en indemnisatieplafonds binnen het CLC en FUND te steunen("*Dans le but de mettre en place un dispositif plus incitatif et responsabilisant pour tous, les acteurs du transport soutiendront les démarches visant à augmenter les plafonds de responsabilité et d'indemnisation qui pourraient être engagées dans le cadre des conventions CLC et FIPOL*"). In februari 2001 werd geconstateerd dat het Charter naar behoren werd toegepast en een gunstige bijwerking heeft gehad in de zin dat veiligheid het centrale element in de bevrachtingsoperatie is geworden. Tenslotte werd vastgesteld dat de gemiddelde ouderdom van de Franse vloot is gedaald van 16,5 naar 13,5 jaar. (FORESTAL, P., "Securité des transports maritimes pétroliers : la France estime avoir montré la voie à l'Europe / Inzake veiligheid petroleumvaart : Jean-Claude Gayssot : Frankrijk heeft Europa de weg getoond", *Le Lloyd / De Lloyd*, 27 februari 2001, 3)

[178] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Mededeling van de Commissie aan het Europees Parlement en de Raad over de veiligheid van het vervoer van olie over zee*, 21 maart 2000, COM(2000) 142 def., 6-7

[179] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Mededeling van de Commissie aan het Europees Parlement en de Raad over een tweede reeks maatregelen van de Gemeenschap op het gebied van de veiligheid van de zeevaart naar aanleiding van het vergaan van de olietanker Erika*, 6 december 2000, COM(2000) 802 def.

[180] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Voorstel voor een Richtlijn van het Europees Parlement en de Raad betreffende de invoering van een communautair monitoring-, controle- en informatiesysteem voor het zeeverkeer*, 6 december 2000, COD(2000) 0325

Europese wateren en daarmee samenhangende maatregelen[181] en een voorstel voor een Verordening tot oprichting van een Europees Agentschap voor de veiligheid van de scheepvaart[182].

56. De Richtlijn 2002/59/EG van het Europees Parlement en de Raad van 27 juni 2002 betreffende de invoering van een communautair monitoring- en informatiesysteem voor de zeescheepvaart en tot intrekking van Richtlijn 9/75/EEG van de Raad[183] bevat bepalingen omtrent de melding en monitoring van schepen (inclusief scheepsrapportagesystemen, scheepsrouteringssytemen, verkeersbegeleidingssytemen en reisgegevensrecorders), bepalingen met betrekking tot de aanmelding van gevaarlijke of verontreinigde stoffen aan boord en bepalingen met betrekking tot de monitoring van risicoschepen en de interventie bij incidenten en ongevallen op zee. Verder werden nog een aantal begeleidende maatregelen genomen.

Tijdens de 73° sessie van het *Maritime Safety Committee* (MSC) van van 27 november – 6 december 2000 werden op het internationale niveau reeds nieuwe en gewijzigde routerings- en meldingssystemen aangenomen met inbegrip van het nieuwe verplichte scheepsmeldingssysteem "*Off Les Casquets and the adjacent coastal ared*". Dit nieuwe systeem, ook MANCHEREP genoemd, is van toepassing op alle schepen > 300 ton in het verkeersscheidingsstelsel van Les Casquets en omliggende gebieden. De nieuwe maatregelen zijn van kracht geworden op 1 juni 2001[184].

57. De Verordening 1406/2002 van het Europees Parlement en de Raad van 27 juni 2002 voorziet in de oprichting van een Europees agentschap voor de maritieme veiligheid[185] teneinde een hoog, uniform en efficiënt niveau van veiligheid op zee en van voorkoming van verontreiniging door schepen te waarborgen. Zij is inzonderheid belast met het bijwerken, ontwikkelen en uitvoeren van communautaire wetgeving op het gebied van veiligheid op zee en de voorkoming van verontreiniging in samenhang met de internationale wetgeving inzake, het coördineren van de samenwerking tussen Lidstaten, het opstellen van objectieve, betrouwbare en vergelijkbare gegevens over de veiligheid op zee en de verontreiniging door schepen en het verlenen van technische steun in deze bij de onderhandelingen met kandidaat-Lidstaten. Zij kan hiervoor inspectiebezoeken brengen aan de Lidstaten.

---

[181] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Voorstel voor een Verordening van het Europees Parlement en de Raad tot instelling van een fonds voor de vergoeding van schade door verontreiniging door olie in de Europese wateren en daarmee samenhangende maatregelen*, 6 december 2000, COD(2000) 0326

[182] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Voorstel voor een Verordening van het Europees Parlement en de Raad tot oprichting van een Europees Agentschap voor de veiligheid van de scheepvaart*, 6 december 2000, COD(2000) 0327

[183] De Richtlijn 2002/59/EG van het Europees Parlement en de Raad van 27 juni 2002 betreffende de invoering van een communautair monitoring- en informatiesysteem voor de zeescheepvaart en tot intrekking van Richtlijn 9/75/EEG van de Raad, *PB. L* 5 augustus 2002, 10-27

[184] Z. OYA ÖZÇAYIR, "The 'Erika' and its aftermath", *Int. M.L.*, 2000, 239.

2.2.2.2 Voorstel voor een Verordening tot instelling van een fonds voor de vergoeding van schade door olieverontreiniging in de Europese wateren [186]

58. Het voorstel voor een Verordening tot instelling van een fonds voor de vergoeding van schade door olieverontreiniging in de Europese wateren is het enige voorstel uit het Erika I- en Erika II-pakket dat de eindmeet nog niet heeft bereikt. Na een aantal amendementen van het Europees Parlement op 14 juni 2001 (eerste lezing), werd op 12 juni 2002 een gewijzigd voorstel voorgesteld door de Europese Commissie [187].

2.2.2.2.1 Analyse van de situatie door de Europese Commissie op het ogenblik van de ramp met de Erika [188]

59. Voor het indienen van het oorspronkelijk voorstel heeft de Commissie een drietal criteria getoetst teneinde na te gaan of het geldende internationale aansprakelijkheidsregeling voor schade door olieverontreiniging voldoet. Ten eerste moest de schadevergoeding voldoende vlot worden uitgekeerd zonder dat daar uitgebreide en langdurige gerechtelijke procedures aan te pas komen. Vervolgens moest de maximale schadevergoeding voldoende hoog zijn om in aanmerking komende vorderingen voor elke mogelijke schade als gevolg van een ongeval met een olietankschip te kunnen honoreren. Ten derde moest de regeling het voor de tankerexploitanten en bevrachters onaantrekkelijk maken om olie in andere schepen dan in perfecte staat verkerende tankers te vervoeren [189]. De Europese Commissie heeft haar voorstel tot het verbeteren van het aansprakelijkheidsregime voor schade door olieverontreiniging geformuleerd op basis van de resultaten van deze analyse.

(i) Eerste criterium: schadevergoedingsprocedures

60. De Commissie is tot de vaststelling gekomen dat de door het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag geboden regeling bevredigend is voor wat de vlotte uitkering en de algemene werking van het systeem betreft en dat het overgrote deel van de door het IOPCF behandelde vorderingen op bevredigende

---

[185] Verordening 1406/200 van het Europees Parlement en de Raad van 27 juni 2002 tot oprichting van een Europees Agentschap voor de maritieme veiligheid, *PB.L.* 5 augustus 2002, 1-9.
[186] Naar: COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *o.c.*, COM(2000) 802def.
[187] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Gewijzigd voorstel voor een Verordening van het Europees Parlement en de Raad tot instelling van een Fonds voor vergoeding van schade door verontreiniging door olie in de Europese wateren en daarmee samenhangende maatregelen*, 12 juni 2002, COM(2002) 313 final
[188] Deze onderafdeling bevat de analyse van de Europese Commissie en geeft uitsluitend het standpunt van de Europese Commissie weer.
[189] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Mededeling van de Commissie aan het Europees Parlement en de Raad over de veiligheid van het vervoer van olie over zee*, 21 maart 2000, COM(2000) 142 def., 37-38

wijze werden opgelost. De Commissie stelt eveneens een aantal belangrijke voordelen vast, die het mogelijk maken dat bij incidenten, waarbij onder verschillende jurisdicties vallende partijen betrokken zijn, toch snel schadevergoedingen worden uitgekeerd. Zij wijst hierbij op de kanalisering van de aansprakelijkheid naar de scheepseigenaar, de foutloze aansprakelijkheid en de verplichte aansprakelijkheidsverzekering en het recht van de eisers om de verzekeraar rechtstreeks aan te spreken. De Commissie erkent dat dergelijke regels bijdragen tot een snellere afhandeling van de vorderingen en de algemene administratie van het systeem vergemakkelijken. Zij wijst eveneens op de voordelen van het financieringsmechanisme van het IOPCF, doordat de uitgaven van het IOPCF collectief worden verdeeld over de belangrijkste afnemers van ruwe olie en/of zware stookolie in de deelnemende landen, al naar gelang de hoeveelheden die de betrokken ondernemingen hebben afgenomen. De enige tekortkoming die de Commissie hieromtrent vaststelt, is dat bepaalde landen de afgenomen hoeveelheden olie niet aanmelden, waardoor het voor het IOPCF moeilijker wordt om de bijdragen van de olieafnemers in de staten te innen (*cfr. supra* nr. 25)[190].

Desondanks ziet de Commissie een moeilijkheid rijzen doordat in de gevallen van olieverlies, waarin het totaalbedrag van de erkende vorderingen het maximumbedrag van de beschikbare schadevergoeding dreigt te overschrijden, aanzienlijke vertraging optreedt bij de betaling van de schadevergoeding (*cfr. supra* nr. 24). Daarenboven heeft de Commissie vastgesteld dat de rol van de nationale rechter bij de afwikkeling van de vorderingen steeds belangrijker wordt, wat vaak verdere complicaties en vertragingen tot gevolg heeft.

De Commissie heeft hieruit geconcludeerd dat de bestaande internationale schadevergoedingsregeling, ondanks een aantal belangrijke uitzonderingen, voldoet aan het eerste criterium met betrekking tot de doelmatigheid voor uitkering van schadevergoedingen aan slachtoffers van olieverliezen.

(ii) Tweede criterium: voldoende hoge plafonds

61. Hoewel de Commissie erkent dat van de circa 100 gevallen die tot dusver door het IOPCF zijn behandeld, er slechts in een tiental gevallen ernstige twijfels zijn gerezen omtrent de toereikendheid van de maximumbedragen en/of de snelheid waarmee vorderingen werden afgehandeld, vormen te lage plafonds volgens de Commissie de belangrijkste tekortkoming van de internationale regeling: "*zolang de maxima niet hoog genoeg zijn om elke mogelijke schade te dekken, zullen slachtoffers van met zeer grote schade gepaard gaande olierampen immers minder schadevergoeding ontvangen dan de slachtoffers van kleine rampen, wat principieel betwistbaar is, en is bij een aantal recente*

[190] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Mededeling van de Commissie aan het Europees Parlement en de Raad over een tweede reeks maatregelen van de Gemeenschap op het gebied van de veiligheid*

olielozingen gebleken dat zelfs relatief kleine hoeveelheden olie twijfel kunnen doen ontstaan over de toereikendheid van de geldende limiet." Hoger werd reeds aangegeven dat door de Commissie werd vastgesteld dat te lage limieten bijna onvermijdelijk tot onzekerheid en uitstel bij de afhandeling van de vorderingen leiden. Gezien de gevolgen wanneer het maximumbedrag wordt benaderd, is de Commissie de mening toegedaan dat de onaanvaardbaar lange wachttijden bij de betaling van schadevergoeding in de eerste plaats te wijten zijn aan de te lage plafonds, en niet zozeer aan onvolkomenheden in de schadevergoedingsprocedures als zodanig.

Het dient opgemerkt dat de ter zake bedoelde limieten ondertussen werden gewijzigd door de Protocollen van 2000. Desondanks is de Commissie van mening dat deze verhoging onvoldoende is om slachtoffers van een eventuele olieramp in Europa voldoende bescherming te bieden. Zij voegt daaraan toe dat de toereikendheid van het plafond ook moeten worden beoordeeld tegen de achtergrond van het type schade dat door de regeling wordt gedekt. Als de soorten te dekken schade moeten worden uitgebreid, dienen de bedragen dienovereenkomstig te worden verhoogd. De Commissie is van oordeel dat de vergoeding van milieuschade zeker moet worden uitgebreid, wat een forse verhoging van de plafonds des te meer rechtvaardigt. De Commissie stelt hieromtrent dat het type schade dat door het huidige systeem wordt gedekt, hoofdzakelijk schade aan of verlies van eigendom en economische verliezen betreft. Zij stelt vast dat voor schade aan het milieu als zodanig geen schadevergoeding geldt, met de belangrijkste reden hiervoor de moeilijke beoordeelding en kwantificering. De Commissie onderkent de problemen die zich kunnen voordoen in verband met de dekking van milieuschade als zodanig, en is van oordeel dat de beoordeling van dergelijke schade kwantificeerbaar, controleerbaar en voorspelbaar moet zijn, zodat wordt vermeden dat de diverse partijen bij het systeem allerlei uiteenlopende interpretaties hanteren. Zij benadrukt dat ook de samenhang met door andere verontreinigingsbronnen veroorzaakte milieuschade van belang is[191].

Op basis van voorgaande, voorziet de Commissie dat een plafond van 1 miljard EURO, wat dichter in de buurt ligt van het plafond van het Amerikaanse *Oil Spill Liability Trust Fund*, waarschijnlijk voldoende zal zijn om de schade van elke voorzienbare ramp te vergoeden.

---

van de zeevaart naar aanleiding van het vergaan van de olietanker Erika, 6 december 2000, COM(2000) 802def., 61

[191] Tegen de achtergrond van het voorstel voor een Richtlijn inzake milieuaansprakelijkheid, werd door de Commissie een studie uitgevoerd naar de evaluatie van milieuschade, die een nuttige basis kan vormen voor de beoordeling van schade in het kader van de toekomstige richtlijn. De Commissie was de mening toegedaan dat de huidige dekking van de herstelkosten kon worden uitgebreid met, in ieder geval, de kosten van de beoordeling van de milieuschade ten gevolge van het incident alsmede met de kosten van de introductie van gelijkwaardige vervangende milieucomponenten, als alternatieve oplossing in gevallen waarin het herstel van het verontreinigde milieu niet mogelijk wordt geacht. In het gewijzigde voorstel tot oprichting van het COPE-fonds werd deze houding met betrekking tot de vergoedbaarheid van milieuschade echter niet vertaald.

(iii) Derde criterium: verantwoordelijkheid & aansprakelijkheid

62. Ook met betrekking tot het derde criterium somt de Commissie een aantal ernstige tekortkomingen binnen de internationale regeling op, die alle in strijd zouden zijn met de recentere ontwikkelingen op het gebied van milieuaansprakelijkheid, zowel internationaal als binnen de Europese Gemeenschap.

Vooreerst wordt het feit dat aan het recht van scheepseigenaars om hun aansprakelijkheid te beperken in de praktijk vrijwel niet kan worden getornd, aan de kaak gesteld doordat nalatigheid of zelfs grove nalatigheid van de scheepseigenaar niet aan de criteria beantwoordt. Hoewel deze regeling equivalenten heeft in een aantal andere overeenkomsten inzake aansprakelijkheid in het zeevervoer, ziet de Commissie geen reden om een dergelijk onwrikbaar criterium inzake het verlies van het recht op aansprakelijkheidsbeperking zonder meer op te nemen in een regeling betreffende de aansprakelijkheid bij olieverontreiniging. Zij meent dat de bijzondere gevaren die verbonden zijn aan het vervoer van olie over zee, gevolgen moeten hebben in de vorm van een groter risico op onbeperkte aansprakelijkheid voor de scheepseigenaar. Het probleem van de vrijwel onwrikbare rechten van scheepseigenaars zou nog worden verergerd door de methodes waarmee de omvang van de aansprakelijkheid wordt vastgesteld. De Commissie veroordeelt het feit dat uitsluitend wordt uitgegaan van de omvang van het schip, terwijl factoren als de aard van de vervoerde lading en de hoeveelheid verloren olie niet in aanmerking wordt genomen. De Commissie beklemtoont dan ook dat in veel milieuaansprakelijkheidsregelingen die in de jaren negentig tot stand zijn gekomen, men ertoe neigde de aansprakelijkheidsbeperking af te schaffen en dat dit principe ook wordt gehanteerd in het communautaire milieuaansprakelijkheidsstelsel dat momenteel tot stand wordt gebracht[192]. Volgens de Commissie is het heel goed mogelijk zich een systeem voor te stellen waarin de verplichte verzekering beperkt blijft tot de beperking van de objectieve aansprakelijkheid, terwijl de onbeperkte aansprakelijkheid, waaraan een fout ten grondslag ligt, door de eigenaar zelf moet worden gedragen[193].

---

[192] *Zoals omschreven in het Witboek betreffende milieuaansprakelijkheid van de Commissie, 9 februari 2000,* COM(2000)66 def.

[193] In dit verband wordt gewezen op het in 1999 goedgekeurde Aansprakelijkheidsprotocol bij het Verdrag van Bazel (Protocol inzake de aansprakelijkheid en schadevergoeding in geval van schade als gevolg van grensoverschrijdende overbrengingen van gevaarlijke afvalstoffen), dat voorziet in een objectieve aansprakelijkheid tot bepaalde minimumbedragen, die door de verzekering moet worden gedekt. In artikel 5 van het Protocol is bepaald dat, zonder afbreuk te doen aan de objectieve verantwoordelijkheid, iedere persoon aansprakelijk is voor schade die hij veroorzaakt of waaraan hij bijdraagt door een gebrekkige naleving van de bepalingen waarbij het verdrag ten uitvoer wordt gelegd, of door onrechtmatige, bewuste, roekeloze of nalatige daden dan wel nalatigheid. In artikel 12, lid 2, is verder bepaald dat er geen financiële grens geldt voor deze *aansprakelijkheid krachtens artikel 5.*

De Commissie is dan ook van oordeel dat de huidige drempel voor het verlies van de aansprakelijkheidsbeperking moet worden verlaagd en in overeenstemming moet worden gebracht met vergelijkbare regelingen en dat een bewezen grove nalatigheid van de scheepseigenaar moet leiden tot onbeperkte aansprakelijkheid. Een dergelijke maatregel zou het aansprakelijkheidsrisico relateren aan het gedrag van de scheepseigenaar, en daardoor zowel een preventieve als een sanctionerende werking hebben.

Ondanks het feit dat de Commissie de voordelen van de kanalisering van de aansprakelijkheid naar de scheepseigenaar erkent, heeft zij eveneens haar bedenkingen bij het feit dat de aansprakelijkheid voor schade door olieverontreiniging nu uitsluitend bij de scheepseigenaar berust en het indienen van schadevorderingen bij een aantal andere spelers (waaronder exploitanten, managers, bevrachters) expliciet wordt verboden, tenzij de schade het gevolg is van een persoonlijke handeling of nalatigheid die is begaan met het doel schade te veroorzaken, dan wel op roekeloze wijze en in het besef dat een dergelijke schade daardoor waarschijnlijk zou worden veroorzaakt[194].

De Commissie acht het wenselijk dat het verbod op het indienen van schadevorderingen bij een aantal belangrijke partijen die betrokken zijn bij het vervoer van olie over zee, uit het Aansprakelijkheidsverdrag moet worden gehaald en dat, voor zover de bescherming van bepaalde spelers noodzakelijk wordt geacht voor de goede werking van het systeem, de aansprakelijkheidsbeperking in ieder geval moeten worden verlaagd naar het niveau dat ook voor de scheepseigenaar geldt.

63. Op grond van de voorgaande beoordeling concludeert de Commissie dat het internationale aansprakelijkheids- en schadevergoedingssysteem voldoet aan het eerste beoordelingscriterium, maar belangrijke tekortkomingen vertoont in het licht van de twee andere criteria. Deze tekortkomingen zouden nog worden verergerd door het expliciet verbod in het internationale systeem om aanvullende schadevorderingen in te dienen buiten het systeem om. Hierdoor zou het voor de Europese Gemeenschap erg moeilijk zijn om aan scheepseigenaars of een van de andere beschermde partijen een extra individuele aansprakelijkheid op te leggen, zonder in conflict te komen met de internationale verdragen. De Commissie is van mening dat moet worden gestreefd naar wijziging van de Verdragen overeenkomstig de hierboven geschetste uitgangspunten, en dat tegelijkertijd op communautair niveau de allerhoogste prioriteit moet worden gegeven aan het probleem van de ontoereikende maximumbedragen[195]. In afwachting hiervan stelt zij een eigen regeling op Europees niveau voor.

---

[194] In dit geval kan melding worden gemaakt van een zaak waarin het IOPCF heeft voorgehouden dat het niet-zeewaardig houden van een schip moet worden beschouwd als een persoonlijke fout en de aansprakelijkheidsbeperking bijgevolg doorbroken werd.

[195] Zie ook Verslag van de Europese Commissie voor de Europese Raad van Biarritz COM(2000) 603 def.

2.2.2.2.2 Basisprincipes van het oorspronkelijk voorstel van de Commissie tot verbetering van het aansprakelijkheidsregime voor schade door olieverontreiniging

(i) Instelling van een fonds voor aanvullende schadevergoeding in Europa (het COPE-Fonds)

64. Met het oog op het optrekken van de schadevergoedingsplafonds stelt de Commissie voor om de twee niveaus in de bestaande internationale regeling aan te vullen met een aanvullend Europees Fonds (het COPE-fonds) waaruit schadevergoedingen kunnen worden betaald bij internationaal erkende vorderingen naar aanleiding van gevallen van olieverontreiniging in Europese wateren, waarbij de internationale schadevergoedingsplafonds worden overschreden of dreigen te worden overschreden. Vergoedingen uit het COPE-fonds zouden moeten worden gebaseerd op dezelfde uitgangspunten en regels als die uit het huidige IOPCF, maar voor het COPE-fonds zou een plafond gelden dat toereikend wordt geacht voor elke te voorziene ramp, meer bepaald 1 miljard EUR. Het COPE-fonds zou moeten worden gefinancierd door Europese olieafnemers, volgens soortgelijke procedures als die die gelden voor de bijdragen aan het IOPCF. Het COPE-fonds is bedoeld om de Europese burgers de garantie te geven dat ze voldoende schadevergoeding zullen ontvangen, in afwachting van de verhoging van de plafonds van het internationale systeem tot een voldoende hoog niveau. Naast het feit dat de voor schadevergoedingen beschikbare bedragen door het COPE-fonds zouden worden vervijfvoudigd, zouden de slachtoffers van olieverontreiniging in Europa sneller volledig schadeloos worden gesteld, omdat de financiële aspecten bilateraal kunnen worden afgehandeld tussen het IOPCF en het COPE-fonds.

(ii) Het oplossen van andere tekortkomingen in het internationale systeem in het kader van de IMO

65. Teneinde een sterker verband te leggen tussen de aansprakelijkheid en het gedrag van de diverse betrokken partijen, acht te Commissie het noodzakelijk het bestaande internationaal systeem grondig te herzien. Daarom zal de Commissie de nodige stappen nemen op het internationaal niveau om het Aansprakelijkheidsverdrag van 1992 op het punt van de aansprakelijkheid als volgt te wijzigen:

- de aansprakelijkheid van de scheepseigenaar is onbeperkt als wordt bewezen dat de schade die door de verontreiniging is veroorzaakt, te wijten is aan grove nalatigheid van zijn kant;

- het verbod op het indienen van schadevorderingen tegen de bevrachter, de beheerder of de exploitant van het schip, moet uit artikel III, lid 4, onder c), van Aansprakelijkheidsverdrag worden geschrapt;

- de vergoeding van schade die aan het milieu wordt toegebracht, moet worden herzien en uitgebreid in het licht van vergelijkbare schadevergoedingssystemen in het kader van het Gemeenschapsrecht.

Naast maatregelen ter verbetering van het bestaande internationale systeem inzake de aansprakelijkheid bij schade door olieverontreiniging, moet ook vooruitgang worden geboekt met betrekking tot een aansprakelijkheids- en schadevergoedingssysteem in het geval van verontreiniging door gevaarlijke en schadelijke stoffen, meer bepaald met betrekking tot de ratificatie en inwerkingtreding van het HNS-Verdrag.

(iii) Opneming van sancties wegens grove nalatigheid in de wetgeving van de Lidstaten

66. Teneinde de maatregelen inzake aansprakelijkheid en schadevergoeding aan te vullen, stelt de Commissie eveneens voor om in de verordening een artikel op te nemen over boetes en sancties in geval van grove nalatigheid van iedere persoon die bij het vervoer van olie over zee betrokken is. Deze maatregel heeft een strafrechtelijk karakter en is derhalve niet gerelateerd aan schadevergoeding. Hij is bedoeld om ervoor te zorgen dat in de gehele Gemeenschap een afschrikwekkende sanctie wordt ingevoerd die in het bovengenoemde geval zo nodig kan worden toegepast.

2.2.2.2.3 Gewijzigd voorstel voor een Verordening tot instelling van een Fonds voor vergoeding van schade door verontreiniging door olie in de Europese wateren en daarmee samenhangende maatregelen

67. Bij de behandeling van het voorstel door het Europees Parlement werden een aantal amendementen gemaakt teneinde het voorstel verder te verstrengen. Het betrof onder meer de uitbreiding van het toepassingsgebied van het COPE-fonds tot verontreiniging veroorzaakt door bunkerolie en door schadelijke en gevaarlijke stoffen, de verplichting om slachtoffers van een olieverontreiniging van een voorschot te voorzien binnen een termijn van zes maanden na het voorval en de uitbreiding van het financieringssysteem tot alle betrokkenen bij het olietransport, inclusief de scheepseigenaar.

De Europese Commissie kon zich akkoord verklaren met een aantal amendementen aangaande de verduidelijking van de aard en het takenpakket van het COPE-fonds en haar verhouding tot het IOPCF, het betalen van voorschotten binnen een termijn van zes maanden na het incident en het opmaken van een voortgangsrapport omtrent de ontwikkelingen in het internationaal aansprakelijkheids- en vergoedingssysteem. Zij heeft echter sterke bezwaren geuit tegen een aantal

andere amendementen. De uitbreiding van het toepassingsgebied van het COPE-fonds tot verontreiniging door bunkerolie en door schadelijke en gevaarlijke stoffen kan niet worden aanvaard doordat het doel van het COPE-fonds erin bestaat een derde niveau te vormen bovenop het tweeledige internationale stelsel voor schade door olieverontreiniging, eerder dan te voorzien in een afzonderlijk mechanisme voor andere verontreinigingsgevallen. Het amendement dat ook de scheepseigenaars ertoe zou verplichten financieel bij te dragen tot het COPE-fonds zou leiden tot conflicten met het internationaal stelsel. De Commissie wijst er evenwel op dat in de responsabilisering van de scheepseigenaars wordt voorzien door het instellen van een boetestelsel voor grove nalatigheid. De Europese Commissie wijst ook het amendement van de hand dat ertoe strekt de lokale vertegenwoordigers van de verontreinigde regio's een plaats toe te bedelen in het beheerscomité van het COPE-fonds (dat exclusief is samengesteld uit vertegenwoordigers van de Lidstaten) en een rol te laten spelen in de procedure. Zij verzet zich eveneens tegen de introductie van een definitie van "bunkerolie", de inning van de financiële bijdrage te verkorten van een jaar tot zes maanden en de uitbreiding tot vergoeding van milieuschade[196].

In scherpe tegenstelling tot haar eerste voorstel houdt de Europes Commissie evenwel voor dat de uitbreiding van het vergoedingsmechanisme tot milieuschade niet alleen zou leiden tot conflicten met het internationale niveau met ernstige juridische en praktische complicaties tot gevolg, maar ook zou impliceren dat aanzienlijke middelen ter beschikking van het COPE-fonds moeten worden gesteld om de schadevorderingen te onderzoeken en dat gedetailleerde richtsnoeren moeten worden opgesteld om aan te geven welke milieuschade zal worden vergoed en op welke wijze. De Commissie staat het uitwerken van een uniforme regeling voor milieuschade op het internationaal niveau (die dan zou doorwerken tot op het niveau van het COPE-fonds) voor, eerder dan zich in het web van moeilijkheden aangaande de kwantificering van milieuschade te wagen.

68. De voorgestelde Verordening is van toepassing op (a) schade door verontreiniging veroorzaakt op het grondgebied, de territoriale zee daaronder begrepen, van een Lidstaat en binnen de exclusieve economische zone van een Lidstaat, ingesteld overeenkomstig het internationaal recht of - indien een Lidstaat een zodanige zone niet heeft ingesteld - binnen een gebied buiten en grenzend aan de territoriale zee van die Staat vastgesteld overeenkomstig het internationale recht en dat zich niet verder uitstrekt dan 200 zeemijl van de basislijnen waarvan de breedte van zijn territoriale zee wordt gemeten en op (b) preventieve maatregelen waar ook genomen, ter voorkoming of beperking van zodanige schade[197]. Ondanks haar eerdere opwerpingen tegen het amendement van het Europees Parlement om het toepassingsgebied van het COPE-fonds uit te breiden tot andere verontreinigingsfactoren dan olie, verzuimt de Europese Commissie schade door verontreiniging expliciet te beperken tot schade door

[196] http://wwwdb.europarl.ew.int/oeil/oeil_ViewDNL.ProcedureView?lang=2&procid=4812

olieverontreiniging. De beperking tot schade door verontreiniging door olie is wel impliciet af te leiden uit de titulatuur van het COPE-fonds, namelijk "Fonds voor vergoeding van schade door verontreiniging door olie in de Europese wateren", de bijhorende definitie van "olie" en de voorwaarden waaronder een schadevergoeding wordt uitgekeerd.

69. Het COPE-fonds wordt ingesteld met de bedoeling (a) een vergoeding voor schade door verontreiniging te verschaffen voor zover het Aansprakelijkheids- en het Fondsverdrag onvoldoende bescherming bieden en (b) het uitvoeren van de hiermee verband houdende taken[198] . De schadevergoeding wordt betaald aan iedere persoon die krachtens het Fondsverdrag recht heeft op de vergoeding van schade door verontreiniging, maar geen volledige of toereikende schadevergoeding heeft verkregen omdat de totaliteit van geldige vorderingen het bedrag van de schadevergoeding die krachtens het Fondsverdrag beschikbaar is, overschrijdt[199]. De beoordeling van het recht op schadevergoeding gebeurt, krachtens de voorwaarden van het Fondsverdrag, door de Commissie met bijstand van het Comité voor het COPE-fonds[200]. Dit Comité bestaat uit vertegenwoordigers van de Lidstaten en wordt voorgezeten door de vertegenwoordiger van de Commissie en hanteert de beheersprocedure die is vastgesteld in het Besluit 1999/468/EG[201]. De Commissie kan evenwel besluiten geen schadevergoeding te betalen (a) aan de reder, beheerder of exploitant van het bij het voorval betrokken schip, of (b) aan eenieder die een contractuele relatie had met de vervoerder met betrekking tot het vervoer gedurende hetwelk het voorval zich heeft voorgedaan of (c) aan elke andere persoon die direct of indirect bij dat vervoer betrokken was[202]. Hoewel de Commissie een besluit dient te nemen omtrent de schuldeisers die onder deze categorieën vallen, lijkt deze bepaling toch te leiden tot rechtsonzekerheid.

Het totale schadevergoedingsbedrag dat door het COPE-fonds per voorval wordt betaald, wordt beperkt tot 1 miljard EUR, inclusief de som die werkelijk wordt uitbetaald krachtens het Aansprakelijkheids- en het Fondsverdrag[203]. Indien deze limiet onvoldoende blijkt wordt het bedrag op basis van de erkende vorderingen naar evenredigheid onder alle schuldeisers verdeeld[204]. In elk geval wordt de mogelijkheid voorzien van vooruitbetalingen aan de schuldeisers binnen een termijn van zes maanden na de erkenning van hun vordering[205].

---

[197] Artikel 2 voorstel voor een Verordening
[198] Artikel 4 voorstel voor een Verordening
[199] Artikel 5, lid 1 voorstel voor een Verordening
[200] Artikel 5, lid 1, lid 2 en lid 3 voorstel voor een Verordening
[201] Besluit 1999/468/EG van de Raad van 28 juni 1999 tot vaststelling van de voorwaarden voor de uitoefening van de aan de Commissie verleende uitvoeringsbevoegdheden, *PB. L.* 17 juli 1999, 23-26. Zie ook artikel 8 en artikel 9 voorstel voor een Verordening
[202] Artikel 5, lid 4 voorstel voor een Verordening
[203] Artikel 5, lid 5 voorstel voor een Verordening
[204] Artikel 5, lid 6 voorstel voor een Verordening
[205] Artikel 6bis voorstel voor een Verordening

In het artikel 7 van het voorstel wordt voorzien in de subrogatie van het COPE-fonds in de rechten van de persoon wiens schade aldus is vergoed. Het voorstel laat evenwel in het midden hoe de beslissing tot het indienen van vorderingen bij het COPE-fonds worden genomen bij het nakende overschrijden van de internationale aansprakelijkheids- en vergoedingslimieten. Het voorstel voorziet enkel in het opstellen van duidelijke administratieve regels omtrent de samenwerking tussen het COPE-fonds en het IOPCF op basis van de beginselen van transparantie, efficiëntie en kosteneffectiviteit[206]. In die zin doet het voorstel eveneens rechtsonzekerheid rijzen.

70. Het COPE-fonds zal worden gespijsd door elke persoon[207] die (a) jaarlijks meer dan 150.000 ton bijdragende olie ontvangt welke over zee wordt aangevoerd naar havens of laad- of losinstallaties op het grondgebied van een Lidstaat en (b) verplicht is om bij te dragen in het IOPCF. De bijdragen zullen evenwel enkel worden geïnd nadat zich een onder het toepassingsgebied van de verordening vallend voorval heeft voorgedaan waarvan de schade de maximumgrenzen van het IOPCF overschrijdt of dreigt te overschrijden. De bijdrage wordt gebaseerd op een vast bedrag per ton ontvangen "bijdragende olie"[208]. De bijdragen kunnen enkel worden gebruikt voor het vergoeden van schade door verontreiniging en elk potentieel surplus moet worden terugbetaald aan de persoon die de bijdrage heeft betaald[209].
De Lidstaten krijgen een belangrijke taak toebedeeld inzake de meldingen van dergelijke personen, die er - bij niet vervulling van de taak - toe kan leiden dat de Lidstaat aansprakelijk kan worden gesteld voor een desgevallend financieel verlies voor het COPE-fonds[210].

71. Het voorstel voor een Verordening legt aan de Lidstaten de verplichting op een systeem van geldboetes vast te leggen die moeten worden opgelegd aan iedere persoon die door een rechtbank schuldig wordt bevonden aan het bijdragen tot een voorval dat verontreiniging door olie in de Europese wateren heeft veroorzaakt of dreigde te veroorzaken door zijn onrechtmatige, opzettelijke of grovelijk nalatige handelingen of verzuimen[211]. Deze boetes (i) mogen geen afbreuk doen aan de wettelijke aansprakelijkheid van de betrokken partijen, (ii) mogen geen verband houden met de door het voorval veroorzaakte schade en (iii) zijn niet verzekerbaar[212]. Zij dienen evenwel voldoende hoog

---

[206] Artikel 9bis voorstel voor een Verordening
[207] Met "persoon" wordt bedoeld elk individu of partnerschap of elke publiekrechterlijke instantie, met of zonder rechtspersoonlijkheid, inclusief een Staat of een van zijn samenstellende onderdelen (artikel 3, 5 voorstel voor een Verordening)
[208] Artikel 6, lid 1,2,3 voorstel voor een Verordening
[209] Artikel 6, lid 8 en lid 9 voorstel voor een Verordening
[210] Artikel 6, leden 4, 5, 6 & 10 voorstel voor een Verordening
[211] Artikel 10, lid 1 voorstel voor een Verordening
[212] Artikel 10, lid 2, lid 3 voorstel voor een Verordening

te zijn om de persoon te ontraden een overtreding te plegen of ermee door te gaan[213]. Het voorstel voorziet eveneens in een beroepsmogelijkheid voor de betrokkene[214].

72. Het voorstel voor een Verordening voorziet tenslotte in een verslag van de Commissie omtrent de verbetering van de internationale aansprakelijkheids- en vergoedingsregeling uiterlijk drie jaar na de inwerkingtreding van de Verordening[215]. Bij ontstentenis van een kentering op het internationaal niveau, zal door de Commissie een voorstel worden ingediend voor gemeenschappelijke wettelijke voorschriften betreffende de invoering van een Europese aansprakelijkheids- en vergoedingsregeling voor verontreiniging van de zee[216]. Het lijkt erop dat de Europese Unie in navolging van de Verenigde Staten een steeds verder van het internationaal niveau afwijkende koers inzake maritieme veiligheid vaart. Dit lijkt aanvaardbaar voor zover het een drukkingsmiddel betreft die de internationale gemeenschap tot actie aanzet, maar houdt zeker ook gevaren in.

2.2.2.2.4 Reactie op het internationaal niveau

73. In april 2000 werd door de Algemene Vergadering van het IOPCF 1992 een *Intersessional Working Group* ingesteld teneinde de efficiëntie van het internationaal aansprakelijkheids- en vergoedingsregime te onderzoeken. Het mandaat van de *Intersessional Working Group* had onder meer betrekking op de aansprakelijkheid van de scheepseigenaar en de vraag of hieromtrent wijzigingen aan de Protocollen van 1992 moesten worden gebracht. In het licht van de uiteenlopende meningen hieromtrent werd een voorstel onderzocht dat voorziet in de creatie van een optioneel derde vergoedingsniveau onder de vorm van een *Supplementary Compensation fund*. Dit fonds zou voorzien in een bijkomende vergoeding bovenop de bedragen die beschikbaar zijn onder de Protocollen van 1992.

Naar aanleiding hiervan werd door de werkgroep een ontwerpprotocol opgesteld volgens hetwelk een *Supplementary Fund* zou worden ingesteld onder de vorm van een protocol bij de Verdragen van 1992. Dit Fonds zou enkel een vergoeding betalen voor schade door verontreiniging in de Staten die partij zijn bij het aanvullend protocol en zou worden gefinancierd door de ontvangers van bijdragende olie in de Lidstaten bij het Aanvullend Protocol. Op die manier zouden verdragsrechterlijke moeilijkheden die zouden rijzen indien het Fonds ook zou worden gespijsd door de scheepseigenaars,

[213] Artikel 10, lid 2 voorstel voor een Verordening
[214] Artikel 10, lid 4 voorstel voor een Verordening
[215] Artikel 10 bis, lid 1 voorstel voor een Verordening
[216] Artikel 10, lid 2 voorstel voor een Verordening

worden vermeden. Teneinde het optioneel en onderscheiden karakter van het *Supplementary Fund* aan te tonen, moet deze de vorm aannemen van een op zichzelf staande juridische entiteit[217].

74. In haar reactie op het ontwerpprotocol heeft het *Oil Companies International Marine Forum* (OCIMF) weliswaar haar steun toegezegd aan het *Supplementary Fund Protocol*, maar eveneens gewezen op het belang van een evenwichtige lastenverdeling tussen de diverse partijen bij het transport van olie. Aangezien de doelstelling van het internationaal aansprakelijkheids- en vergoedingsregime er niet enkel in bestaat een prompte en adequate vergoeding voor olieverontreiniging te voorzien, maar ook wil bijdragen tot de verhoging van de maritieme veiligheid en de vermindering van olieverliezen, moeten ook de scheepseigenaars hierbij worden betrokken. Het uitsluiten van deze in de financiering van het *Supplementary fund* zou kwaliteitsarme scheepseigenaars beschermen. Het bereiken van een evenwichtige lastenverdeling tussen ontvangers van olie en scheepseigenaars kan volgens het OCIMF ofwel worden bereikt door een verhoging van de aansprakelijkheidslimieten, ofwel door de financiële deelname van de scheepseigenaars aan het *Supplementary Fund*. In haar eindbeoordeling heeft het OCIMF het standpunt ingenomen dat een snelle actie op het internationaal niveau noodzakelijk wordt geacht om het universele karakter van het regime te bewaren en dat om die reden kan worden aanvaard dat het *Supplementary Fund* in eerste instantie enkel wordt gespijsd door de olie-ontvangers. Zij benadrukt echter dat dit een *ad interim* oplossing moet zijn[218].

75. Waarnemers van de *International Group of P&I Clubs* - hierin gesteund door de scheepseigenaars - wilden vermijden dat de discussies omtrent de aansprakelijkheid van de scheepseigenaar werden heropend nu het internationale regime zijn nut heeft bewezen en het doel van deze geenszins het verzekeren van de maritieme veiligheid of het straffen van de schuldige zou betreffen. Wijzigingen in de verdragsbepalingen met betrekking tot aansprakelijkheid van de scheepseigenaar zouden tot verdragsrechterlijke moeilijkheden leiden. Hoewel zij het belang van een evenwichtige lastenverdeling tussen de olie-ontvangers en de scheepseigenaars erkennen, menen zij dat dit evenwicht kan worden bereikt door de introductie van een vrijwillige verhoging van de aansprakelijkheidslimieten voor kleinere schepen. Deze verhoging van de aansprakelijkheidslimieten voor kleinere schepen zou enkel toepassing vinden bij een olieverontreiniging die zich voordoet op het grondgebied van een Verdragsstaat bij het Aanvullend Protocol waarbij de aansprakelijkheid overeenkomstig het IOPCF 1992-regime wordt vastgesteld, ongeacht de vlag van het schip of de

---

[217] IOPCF, *AR 2001*, 33. Zie ook POIGNANT, B. (ed.), *1st European Parliamentary Symposium on Maritime Safety - Maritime Safety in Europe: over the horizon? / 1ères Rencontres Parlementaires Européennes sur la Sécurité Maritime - La Sécurité Maritime en Europe: un horizon trop lointain?*, Brussel, 24 januari 2002, Agora Europe, 2002, 122

eigendom van de lading. Deze regeling zou op dezelfde dag als het *Supplementary Fund* in werking treden.

Voor de toepassing van deze vrijwillige regeling wordt het noodzakelijk geacht dat de aansprakelijkheidslimieten onder het IOPCF 1992-regime (inclusief de verhoging die in 2003 van kracht wordt) worden overschreden. Het is evenwel niet vereist dat de limieten van het *Supplementary Fund* worden overschreden. De aansprakelijkheid van de tankereigenaar wordt beperkt tot de limieten die zijn neergelegd in de Verdragen van 1992, aangevuld met de vrijwillige schijf. Hoewel het bedrag van deze vrijwillige schijf nog niet is bepaald, werd in juni 2001 een bedrag van 13,5 miljoen SDR voorgesteld. In juni 2002 werd evenwel een bedrag van 20 miljoen SDR naar voor geschoven. Voor de terugbetaling van vorderingen die het bedrag van de verhoogde limieten van de Protocollen van 2000 overschrijden, zal een contract worden afgesloten tussen de scheepseigenaar en het IOPCF. Er zal evenwel worden gepoogd een mechanisme te ontwikkelen waarbij niet elke tankereigenaar persoonlijk moet toetreden tot de vrijwillige regeling. De contractuele aansprakelijkheid van de scheepseigenaar ten aanzien van het IOPCF zal worden gewaarborgd door de P&I Clubs. De *Intersessional Working Group* benadrukt dat de vrijwillige regeling in het licht van de opgedane ervaringen moet worden geanalyseerd binnen de drie tot vijf jaar na de inwerkingtreding van het *Supplementary Fund*[219].

76. INTERTANKO heeft - in samenspraak met de *International Chamber of Shipping* (ICS) - eenzelfde houding ingenomen. Het opnemen van een verplichting tot bijdrage aan het *Supplementary Fund* door de scheepseigenaars zou strijdig zijn met het principe van de aansprakelijkheidsbeperking en zou niet enkel leiden tot problemen van verdragsrechterlijke aard, maar ook tot de ongelijke behandeling van schepen die onder verschillende vlaggenstaten zijn geregistreerd (*i.e.* de Verdragstaten bij het Aanvullend Protocol *versus* de niet-Verdragstaten). De evenwichtige lastenverdeling zou kunnen worden bereikt door de introductie van het vrijwillige regime[220].

77. Het ontwerpprotocol werd - na discussie - aanvaard door de Algemene Vergadering van het IOPCF en zal door de Beheerder van het IOPCF worden overgemaakt aan de Secretaris-Generaal van het de IMO teneinde een diplomatieke conferentie te houden in de eerste helft van 2003. Er kan worden verwacht dat de limieten die zullen worden ingesteld onder het *Supplementary Compensation Fund* en de modaliteiten ervan decisief zullen zijn voor de toekomst van het voorstel voor een Verordening tot instellen van het COPE-fonds van de Europese Unie.

---

[218] IOPCF, *AR 2001*, 33 ; IOPCF, *Report on the fourth meeting of the third Intersessional Working Group - Review of the International Compensation regime*, 15 juni 2002 (hierna afgekort als 92 FUND/WGR.3/12).zie ook 92 FUND/WGR.3/11/2 en POIGNANT, B. (ed.), *o.c.*, 140

[219] IOPCF, *AR 2001*, 33-34; 92FUND/WGR.3/12-7.3. Zie ook 92FUND/WGR.3/11/1

[220] 92FUND/WGR.3/12-7.5. Zie ook 92FUND/WGR.3/11/5

2.2.3 Het "post-Prestige"-maatregelenpakket

78. Naar aanleiding van de ramp met de *Prestige*, die op 19 november 2002 op 270 km van de Spaanse kust in twee brak, werden door de Europese Commissie bijkomende maatregelen aangekondigd[221]. Het betreft meer bepaald de versnelde uitvoering van de maatregelen uit het Erika I- en II-pakket en de aankondiging van aanvullende initiatieven. Enerzijds wordt de oprichting van het Europees Agentschap voor Maritieme Veiligheid (EMSA) en de opstelling van plannen voor de ontvangst van schepen in uitwijkhavens versneld, werd een beter toezicht op de verrichtingen van classificatiemaatschappijen en de inrichting van een trans-Europees telematicanetwerk voor de monitoring van de scheepvaart aangekondigd en werd een indicatieve lijst met schepen - die niet aan de normen van de Richtlijn 95/21/EG voldoen - gepubliceerd. Aan de Europese Lidstaten werd gevraagd voldoende inspecteurs aan te werven voor de havenstaatcontrole en een aantal maatregelen te nemen met het oog op een voldoende aantal inspecties in alle havens en ligplaatsen in de Europese Unie en met betrekking tot de verbetering van de bescherming van slachtoffers van verontreinigingsincidenten. Anderzijds streeft de Europese Commissie naar aanvullende maatregelen, namelijk de goedkeuring van :

(ii) een administratieve overeenkomst tussen de maritieme instanties van de Lidstaten, kandidaat-Lidstaten en aangrenzende Staten met een verbod op het gebruik van enkelwandige olietankers voor het vervoer van zware stookolie;

(iii) een aantal belangrijke wijzigingen aan de internationale verdragen inzake aansprakelijkheid voor en vergoeding van schade door olievervuiling;

(iv) wettelijke maatregelen betreffende strafrechtelijke sancties tegen partijen die door ernstige nalatigheid zeeverontreiniging hebben veroorzaakt;

(v) een EU-overeenkomst betreffende de erkenning van door derde landen afgegeven vaarbevoegdheidsbewijzen van zeelieden;

(vi) een herziening van het Memorandum van Overeenstemming van Parijs betreffende de verplichting van loodsen om rapport uit te brengen over schepen die in verdachte staat verkeren;

(vii) een herziening van maatregelen, gericht op een betere bescherming van de kustwateren van de EU tegen schepen die een bedreiging vormen voor het mariene milieu.

[221] COMMISSIE VAN DE EUROPESE GEMEENSCHAPPEN, *Mededeling van de Commissie aan het Europees Parlement en de Raad inzake de vergroting van de veiligheid op zee naar aanleiding van het vergaan van de olietanker 'Prestige'*, 3 december 2002, COM(2002) 681def.

AFDELING II
DE VERGOEDINGSPRAKTIJK VAN HET INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUNDVOOR MILIEUSCHADE BIJ OLIEVERONTREINIGING OP ZEE

HOOFDSTUK 1
INLEIDING

79. Het IOPCF heeft in haar *Claims Manual*[222] gepoogd een voor een breed publiek bestemde verduidelijking te geven van de schade die vergoedbaar is onder het internationaal aansprakelijkheidsregime bij olieverontreiniging en haar eigen rol in de afhandeling van de schadegevallen. Het IOPCF stipuleert hierbij evenwel uitdrukkelijk dat de *Claims Manual* niet kan worden beschouwd als een interpretatie van het Aansprakelijkheids- en het Fondsverdrag.

Iedereen die naar aanleiding van een olieverontreiniging schade heeft geleden in een Verdragstaat bij het IOPCF 92-regime, zoals private personen, ondernemingen, organisaties en publieke organen (met inbegrip van overheden, lokale autoriteiten) kan een vordering indienen. Indien meerdere personen een zelfde schade hebben ondervonden, zijn zij gerechtigd een gezamenlijke vordering in te dienen. Deze vorderingen moeten worden ingesteld tegen de aansprakelijke scheepseigenaar of zijn verzekeraar (meestal een P & I Club) en worden ingediend bij het IOPCF, die deze schadevorderingen in nauw overleg met de P & I Club onderzoekt. In een aantal gevallen wordt door het IOPCF en de P & I Club een (tijdelijk) lokaal agentschap opgezet of een lokale surveyor aangesteld om het indienen en de afhandeling van de vorderingen te vergemakkelijken. De toelaatbaarheid van alle vorderingen wordt echter uitsluitend beoordeeld door het IOPCF.
De vorderingen moeten zo snel mogelijk na het incident worden ingediend. Het IOPCF wordt in elk geval best op de hoogte gebracht van het voornemen een schadevordering in te dienen. Het ruimschoots voor het verstrijken van de verjaringsperiode indienen van schadevorderingen bij het IOPCF bevordert een *out-of-court-settlement*, terwijl ingeval van onverzoenbare meningsverschillen omtrent de vergoedbaarheid en de hoogte van de vergoedbare schade binnen de verjaringsperiode nog steeds een rechtsvordering kan worden ingesteld. Overeenkomstig de artikelen 6 en 7 van het Fondsverdrag moet ten laatste binnen de drie jaar na het optreden van de schade ofwel een rechtsvordering worden ingesteld tegen het IOPCF ofwel een kennisgeving van een rechtsvordering tegen de scheepseigenaar of zijn verzekeraar worden gegeven aan het IOPCF. Er wordt evenwel aanvaard dat bepaalde schade pas na verloop van tijd optreedt. Om de onbillijke gevolgen van dit laattijdig optreden van deze schade te verzachten, wordt aanvaard dat een rechtsvordering tot zes jaar na het ncident kan worden ingediend.

[222] IOPCF, *International Oil Pollution Compensation Fund 1971. Claims Manual*, Londen, juni 1998, 10-28 & IOPCF, *International Oil Pollution Compensation Fund 1992. Claims Manual*, Londen, juni 2000, 10-28, IOPCF, *International Oil Pollution Compensation Fund 1992. Claims Manual*, Londen, november 2002, 11-16

De vordering moet in geschreven vorm worden ingediend (inclusief per fax of elektronische post) en op heldere en gedetailleerde wijze de schade beschrijven zodat het IOPCF het bedrag van de schade kan vaststellen aan de hand van de geleverde gegevens. Het bewijs van de schade moet bij de vordering worden gevoegd. De vordering moet gegevens bevatten over de schuldeiser of zijn vertegenwoordiger, de identiteit van het schip, gegevens over het incident waardoor de olieverontreiniging is veroorzaakt, het soort schade dat is opgetreden en het bedrag van de gevorderde vergoeding.

Alle vorderingen moeten aan de volgende criteria beantwoorden:

(i) elke uitgave of verlies moet daadwerkelijk gedaan of geleden zijn;

(ii) elke uitgave moet verband houden met maatregelen die redelijk en aanvaardbaar zijn;

(iii) de schade of verliezen van een schuldeiser zijn enkel toelaatbaar indien en in de mate dat ze veroorzaakt zijn door de bezoedeling;

(iv) er moet een causaal verband bestaan tussen het verlies of de schade uit de vordering en de verontreiniging veroorzaakt door het incident;

(v) een schuldeiser komt enkel in aanmerking voor vergoeding indien hij een kwantificeerbaar economisch verlies heeft geleden;

(vi) de schuldeiser moet het bestaan van de schade of het verlies bewezen hebben door de nodige documenten of andere middelen.

De volgende schade is onder bepaalde voorwaarden vergoedbaar onder het Aansprakelijkheids- en het Fondsverdrag:

- opruimkosten op zee en aan land en schade aan eigendommen;
- reddingsoperaties en preventieve maatregelen;
- opslag- en verwerkingskosten van het ingezamelde afval (inclusief olie);
- kosten van studies uitgevoerd naar directe aanleiding van de olieverontreiniging;
- vaste (en bijkomende) kosten van de overheidsorganen;
- winstderving en zuiver economische verliezen als gevolg van de olieverontreiniging;
- maatregelen genomen ter voorkoming van winstderving en zuiver economische verliezen;
- bezoedeling van visgronden en aquacultuurproducten;
- vorderingen tot vergoeding van ecologische schade worden enkel aanvaard indien de schuldeiser een economisch verlies heeft geleden dat kan worden uitgedrukt in monetaire termen. Het gaat met andere woorden om vorderingen voor (netto) winstderving die is opgetreden door schade aan het mariene milieu en geleden werd door die personen die voor hun inkomsten rechtstreeks afhankelijk zijn van kust- of zeegebonden activiteiten (bv. vissers, hotel- en restauranthouders). De vorderingen tot vergoeding van ecologische schade impliceren de kosten voor de

daadwerkelijk genomen of te ondernemen herstelmaatregelen op voorwaarde dat de kosten voor de herstelmaatregelen redelijk zijn, in verhouding staan tot de behaalde of verwachte resultaten en de herstelmaatregelen passend zijn en een redelijke kans op succes vertonen. Ook de kosten voor het uitvoeren van *post-spill environmental studies* kunnen onder bepaalde voorwaarden in aanmerking worden genomen. Het IOPCF vergoedt geen vorderingen met een punitief karakter.

80. In dit rapport wordt enkel ingegaan op de vergoedbaarheid en de vergoeding van milieuschade onder het internationaal aansprakelijkheids- en vergoedingsregime. Hiervoor kan een onderscheid worden gemaakt tussen milieuschade of ecologische schade *sensu lato* enerzijds, en ecologische schade *sensu stricto* anderzijds.

Met milieuschade of ecologische schade *sensu lato* worden volgens de zienswijze van het IOPCF zowel (1) zuiver economische verliezen die zijn geleden door personen die voor hun inkomen rechtstreeks afhankelijk zijn van het natuurlijk (mariene) milieu, (2) herstelmaatregelen die zijn genomen om het mariene milieu terug in zijn oorspronkelijke staat te herstellen, en (3) de waardevermindering van het mariene milieu op zich als gevolg van een olieverontreiniging, bedoeld. Deze laatste component kan ook worden aangeduid als de ecologische schade *sensu stricto* en stemt overeen met de definitie van "milieuverstoring" uit het artikel 2, lid 7 WMM[223]. De zienswijze van het IOPCF ook zuiver economische verliezen te kwantificeren als een component van milieuschade kan echter sterk worden bekritiseerd, aangezien deze normalerwijs geen deel uitmaken van milieuschade. Het valt ook op te merken dat het oorspronkelijke Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 en het Fondsverdrag van 1971 geen enkel gewag maken van de vergoeding van milieuschade, doch de vergoeding van zuiver economische verliezen steeds als een component van "schade door verontreiniging" werd beschouwd. Het classificeren van "zuiver economische verliezen geleden door personen die voor hun inkomen rechtstreeks afhankelijk zijn van het mariene milieu" kan dan ook worden beschouwd als een poging van het IOPCF de kritieken volgens dewelke zij enkel een vergoeding voor redelijke herstelmaatregelen en niet voor ecologische schade uitkeren, te counteren.

81. Het onderzoek wordt beperkt tot de vergoedbaarheid van ecologische schade *sensu stricto* en de vergoedbaarheid van herstelmaatregelen. Omwille van de moeilijkheden die hieromtrent zijn gerezen, wordt ook aandacht besteed aan de vergoedbaarheid van vaste en bijkomende kosten van overheidsorganen. De evolutie van de houding van de vergoedbaarheid van deze schadeposten wordt beschreven aan de hand van de scheepvaartongevallen die een mogelijke koerswijziging tot stand hadden of hebben kunnen brengen. Hiervoor werd gebruik gemaakt van de jaarverslagen van het

[223] Artikel 2, lid 7 WMM: "milieuverstoring": een nadelige beïnvloeding van het mariene milieu, voor zover deze geen schade uitmaakt; Artikel 2, lid 6 WMM: "schade": elke beschadiging, verlies of nadeel, geleden door

IOPCF, die een - al dan niet gedetailleerde - beschrijving geven van de incidenten waarbij het IOPCF is tussengekomen of (eventueel) zal tussenkomen, de interne documenten van het IOPCF en een uitgebreide litteratuurstudie.

Het was belangrijk bij het onderzoek rekening te houden met de wijzigingen die zijn aangebracht aan de Aansprakelijkheids- en Fondsverdragen. Aangezien de Protocollen van 1984 nooit in werking zijn getreden, werd een eerste grote wijziging aangebracht door de Protocollen van 1992, die op 30 mei 1996 in werking zijn getreden en het IOPCF 1992 hebben ingesteld. Er wordt bijgevolg zowel een onderscheid gemaakt tussen de compensatiepraktijk onder het IOPCF 1971 en het IOPCF 1992.

Naar aanleiding van de incidenten met *Erika* en de *Nakhodka* werden niet enkel de aansprakelijkheidslimieten van het IOPCF verhoogd met het Protocol van 2000, maar werd ook de discussie omtrent de vergoedbaarheid van ecologische schade en herstelmaatregelen terug in de schijnwerpers geplaatst. Binnen het IOPCF is een werkgroep (de "*1992 Fund Working Group on the adequacy of the international compensation regime*") opgericht, die onder andere deze vraag poogt te beantwoorden.

Teneinde rekening te houden met bovenstaande wordt het onderzoek van de compensatiepraktijk van het IOPCF onderverdeeld in drie grote periodes. Een eerste periode loopt vanaf de datum waarop de IOPCF 1971 bevoegd werd om vorderingen naar aanleiding van een olieverontreiniging af te handelen (*i.e.* 13 februari 1979) tot eind 1992. Een tweede periode loopt vanaf de ondertekening van de Protocollen van 1992 tot de inwerkingtreding ervan en tracht te bepalen of het bestaan van de Protocollen van 1992 een (anticiperende) invloed heeft gehad op de praktijk van het IOPCF 71. Een derde periode loopt vanaf de inwerkingtreding van de Protocollen van 1992 tot heden. Voor deze laatste moet - zoals hoger gezegd - een onderscheid worden gemaakt tussen de praktijk van het IOPCF 1971 en het IOPCF 1992.

---

een aanwijsbaar natuurlijk persoon of rechtspersoon, voortvloeiende uit een aantasting van het mariene milieu, wat er ook de oorzaak van is.

HOOFDSTUK 2
DE VERGOEDING VAN ECOLOGISCHE SCHADE ONDER HET INTERNATIONAAL AANSPRAKELIJKHEIDSREGIME

2.1 Het IOPCF 1971

82. Onder het FUND 71-regime vielen 107 incidenten voor ten gevolge waarvan bij het IOPCF mogelijk een vordering tot vergoeding van schade zou kunnen worden ingesteld. In een aantal gevallen werd uiteindelijk ofwel geen vordering ingesteld, of werd geen vergoeding, anders dan de schadeloosstelling van de scheepseigenaar, toegekend. De redenen hiervoor zijn velerlei:

- het totale bedrag van de schade was lager dan het bedrag waartoe de scheepseigenaar zijn aansprakelijkheid kan beperken;
- er werd geen of niet tijdig een vordering ingesteld. In bepaalde gevallen werd geen vordering ingediend, aangezien er reeds een akkoord werd bereikt tussen de partijen (bv. twee scheepseigenaars of de scheepseigenaar en de Staat);
- de scheepseigenaar heeft het recht zijn aansprakelijkheid te beperken verloren;
- het IOPCF is niet gehouden een vergoeding te betalen, bijvoorbeeld omdat twijfel is ontstaan omtrent het toepassingsgebied van het Verdrag (bv. al dan niet persistente olie), of de schade niet is opgetreden in een Verdragstaat waar het Fondsverdrag van toepassing is.

2.1.1 De periode van 1979-1992

2.1.1.1 Het eerste *Antonio Gramski*-incident

83. De vraag naar de toelaatbaarheid van een vordering tot vergoeding van ecologische schade dook voor het eerst op naar aanleiding van het eerste incident met de *Antonio Gramski* in 1979, waarbij verschillende plaatsen in Zweden, Finland en de Sovjetunie werden verontreinigd. In dat geval werd een vordering tot vergoeding voor ecologische schade, die gebaseerd was op theoretische modellen, ingediend door de Sovjetregering. Het gevorderde bedrag werd berekend volgens een mathematische formule die is neergelegd in de Sovjetwetgeving.

84. A. CARETTE vat de wijze waarop de Sovjetoverheden de ecologische schade naar aanleiding van de beide incidenten met de *Antonio Gramski* hebben berekend als volgt samen: de wijze waarop de eisers de schade hebben berekend is afkomstig uit zogenaamde instructies die verscheidene keren werden aangepast, teneinde de aldus verkregen vergoedingen te verhogen. Telkenmale ging het om een wiskundige formule die het mogelijk moest maken de waarde van het milieu op zich te berekenen,

los van enig economisch verlies. Daartoe wordt een basisbedrag vermenigvuldigd met andere gegevens die eigen zijn aan het incident, zoals het volume aangetaste water, de normaal voorkomende zeedierenpopulatie in de verontreinigde zone, etc. De regelgeving werd steeds meer gesofisticeerd: de Instructie van 1983 bevatte slechts tabellen; die van 1989 bood de keuze tussen verschillende wiskundige formules die al dan niet vanuit gegevens eigen aan het incident vertrokken. Verkoos men onder deze regeling inderdaad onderzoek te doen naar de concrete aantasting van de fauna, dan beschikte men opnieuw over een keuzemogelijkheid: ofwel deed men een directe schadeberekening aan de hand van wetenschappelijke studies die het mogelijk maken het echte aantal vissen of andere zeedieren te berekenen die door het incident waren verdwenen, ofwel koos men een controlegebied uit en vergeleek men het aantal daar voorkomende zeedieren met het aantal dat in het aangetaste gebied voorkwam. Wilde men deze onderzoekskosten niet maken, dan waren er kant-en-klare berekeningsformules beschikbaar die toegepast konden worden zonder dat enig veldonderzoek vereist is[224].

85. A. KOLODKIN heeft een meer uitgebreide uiteenzetting van de regelgeving gegeven naar aanleiding van een bijdrage omtrent de punten waarop het Russische rechtsbestel afwijkt van het internationaal recht. Hij heeft hierin bijzondere aandacht besteed aan de "*Instructions for Calculating Losses caused by Pollution*" die gelden onder het Russische recht. Dergelijke instructies werden opgesteld bij diverse gelegenheden in 1981, 1983, 1987 en 1991[225].

De "*1983 Instruction*" geeft geen verduidelijking omtrent het initiële bedrag dat moet worden gehanteerd voor de berekening van milieuschade. Het bedrag van de "schade" wordt gegeven aan de hand van tabellen. Zo wordt in tabel 9 de "*damage from the leakage of 100 kilograms of oil products*" vastgesteld op 20.700 Roebels, van 110 kg op 21.900 Roebels, van 130 kg op 23.500 Roebels en van 1 ton op 74.000 Roebels. De "*1987 Instruction for Calculating Damage caused by Pollution of the Marine Environment in the EEZ of the USSR*" was een aangepaste versie van de "*1983 Instruction*". Het enige fundamentele verschilpunt is dat de berekening van de schade niet langer gebeurt op basis van "*the cost of measures relating to the cleaning up of the sea*", maar op basis van "*the value of the living resources of the marine economic zone*". Volgens berekeningen van het Ministerie van Visserij bedraagt deze 0,0211 roebels/m³. De berekening van de schade gebeurt aan de hand van een formule waarbij het initiële bedrag wordt vermenigvuldigd met het volume zeewater dat vermoedelijk werd verontreinigd naar aanleiding van een incident. De "*Temporary Instruction for Determining the Economic Effectiveness of Nature Protection Measures and Evaluating Economic Damage to Aquatic*

---

[224] CARETTE, A., *Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet--toegeëigende milieubestanddelen*, Antwerpen, Intersentia Rechtswetenschappen, 1997, 252

[225] KOLODKIN, A., *Some new trends in legislation of the Russian Federation and its attitude towards conventions with regard to Marine Pollution*, in DE LA RUE, C. (Ed.), *Liability for Damage to the Marine Environment*, Londen, LLP, 1993, 33-38

Bio-resources by the Pollution of Fishery Waters" handelt - in tegenstelling tot de hogervermelde documenten - specifiek over de schade aan biologische hulpbronnen en het mariene milieu *in se*. Volgens deze Instructie worden met "*fishery waters*" alle wateren (rivieren, meren, vijvers etc.) met inbegrip van de territoriale zee en de economische zone bedoeld, die worden gebruikt of kunnen worden gebruikt voor commerciële visserij-activiteiten of voor de onttrekking van andere aquatische fauna of flora die een belang hebben voor de regeneratie van commerciële visgronden of andere aquatische soorten. De *1989 Instruction* voorziet in twee verschillende methoden voor de berekening van milieuschade. Enerzijds is er de "*method of direct calculations*", die is gebaseerd op studies die de exacte hoeveelheid aangetaste of vernielde vis of aquatische soorten vaststellen. Anderzijds is er de "*method of the so-called 'control areas'*", die is gebaseerd op een vergelijking tussen de aquatische soorten in het verontreinigde gebied en diegenen die voorkomen in een vergelijkbaar niet-verontreinigd gebied. Het is eveneens mogelijk om de schade te berekenen aan de hand van een formule zonder studies uit te voeren naar de staat van de mariene fauna en flora. Een voorbeeld ter illustratie: in august 1990 kwam in een scheepswerf in Kerch ongeveer 2.190 kg olie vrij. Volgens de *1983 Instruction* bedroeg de schade aan het mariene milieu 37.000 Roebels. Op basis van de *1989 Instruction* kon door de *Fish Protection Agencies* een vordering ten belope van 130.000 Roebels worden ingediend[226].

86. De eerste wetgevende akte werd vastgesteld in 1991 door de Resolutie nr. 13[227]. In tegenstelling tot de *Instructions* ging de Resolutie nr. 13 uit van "*standards of payment for discharges of pollutants into the natural environment*". Het vroegere "*State Committee for Nature*" werd belast met het opmaken van de "*standards*"[228].

De *Law of the Russian Federation on the Protection of the Environment* werd goedgekeurd op 19 december 1991 en trad in werking op 3 maart 1992. Deze Wet bevat een afdeling over de aansprakelijkheid voor schade door verontreiniging (*Section XIV. Compensation for damage caused by an ecological offence*). Ingevolge artikel 86 moet de vervuiler de schade volledig vergoeden. De schadevergoeding gebeurt op vrijwillige basis of op basis van een rechterlijke uitspraak "*in accordance with rates confirmed by an established procedure and with the Instructions for calculating the amount of the damage; and in their absence by reference to the actual expenses incurred in reinstating the environment, with due account taken of losses incurred, including loss of profit*" (artikel 87, § I). Als gevolg hiervan werd niet alleen een wettelijke basis gegeven aan de "*Instructions for calculating damage*", maar werden deze ook boven elke andere berekening op basis van

[226] *Ibid.*
[227] *Resolution of the Council of Ministers of the Russion Federation N° 13: On the Approval for 1991 of the Standards of Payment for Discharges of Pollutants Into the Natural Environment and the Procedure of their Application.*
[228] *Ibid.*

daadwerkelijke kosten voor herstel van het mariene milieu, geplaatst. Men kan dus aannemen dat zowel de mathematische (abstracte) modellen, als de andere methodes op basis van een "*established procedure*" worden aanvaard. Daarenboven beperkt de Wet van 1991 zich niet tot de vergoeding van schade op zich. *Section III* voorziet in de zogenaamde "*payment for pollution*" die geen verband houdt met de vergoeding van de schade. Een dergelijke regel werd eveneens ingesteld onder de Resolutie nr. 13, waarbij "*payment for pollution*" kon worden gevorderd voor "*discharge of pollutants, emplacement of waste and other kinds of pollutants within the established limits*". Het is vermeldenswaard dat onder de Resolutie nr. 13 deze "*payment for discharges*" wordt beschouwd als een vergoeding voor economische schade, terwijl deze onder de Wet van 1991 eerder wordt beschouwd als een betaling voor het gebruik van natuurlijke hulpbronnen, zonder enig verband met de vergoeding van schade. Als gevolg hiervan kunnen naar aanleiding van een zelfde lozing van één ton olie de volgende bedragen simultaan worden gevorderd: (1) een "*payment for pollution*" onder Resolutie nr. 13 ten belope van 88.700 Roebels, (2) een vergoeding voor schade aan het mariene milieu onder de *1983 Instruction* ten belope van 74.000 Roebels, en (3) een vergoeding voor schade aan de "*bio-resources*" onder de *1988 Instruction* ten belope van 400.000 Roebels. Daarbovenop komt een boete op grond van artikel 84 waarvan het bedrag kan variëren tussen 50.000 en 500.000 Roebels[229].

A. KOLODKIN merkt op dat deze regelgeving in strijd is met het internationale regime dat is neergelegd in het Aansprakelijkheidsverdrag en het Fondsverdrag, zoals duidelijk werd aangetoond naar aanleiding van de incidenten met de *Antonio Gramski* Om die reden werd in het artikel 93 van de Wet van 1991 volgende bepaling ingeschreven: "*If an international treaty on environmental protection, concluded by the Russian Federation, establishes regulations other than those contained in legislation of the Russian Federation, the regulations of the international treaty shall apply*"[230]. Door deze bepaling zouden de problemen die in 1979 en 1987 zijn gerezen naar aanleiding van de incidenten met de *Antonio Gramski* in de toekomst worden vermeden.

87. Tengevolge van de vordering van de Russische overheden naar aanleiding van het incident met de *Antonio Gramski*, heeft de Algemene Vergadering van het IOPCF in 1980 unaniem een resolutie (*IOPC Fund Resolution nr. 3*) aangenomen die stelt dat "*the assessment of compensation to be paid by the IOPCF is not to be made on the basis of an abstract quantification of damage calculated in accordance with theoretical models*"[231]. Naar aanleiding van de goedkeuring van deze resolutie werd een werkgroep ingesteld die als taak had te onderzoeken of en - indien wel - in welke mate een vordering tot vergoeding van ecologische schade toelaatbaar is onder het Aansprakelijkheids- en het

[229] *Ibid.*
[230] *Ibid.*
[231] IOPCF, *AR 1988*, 61-62. Zie ook FUND/A/ES.1/13

Fondsverdrag. De werkgroep stelde dat een vergoeding enkel kon worden toegekend indien de eiser, die onder het nationaal recht van de Verdragstaat gerechtigd is een dergelijke vordering in te stellen, het slachtoffer is geworden van een "*quantifiable economic loss*". Het standpunt van de werkgroep werd in 1981 overgenomen door de Algemene Vergadering van het IOPCF[232].

2.1.1.2 Het tweede *Antonio Gramski* incident

88. De USSR overheid heeft een gelijkaardige vordering ingediend naar aanleiding van het tweede incident met de *Antonio Gramski* in 1987. Het IOPCF heeft ook deze vordering - refererend aan de Resolutie van 1980 - afgewezen.

Naar aanleiding van het tweede incident met de Sovjet olietanker *Antonio Gramski* op 6 februari 1987 werd door de Finse en Sovjetoverheden nauw samengewerkt om de verontreiniging te bestrijden. Als gevolg van de stranding van de met 38.445 ton ruwe olie geladen *Antonio Gramski* was zo'n 600 tot 700 ton olie ontsnapt. Hoewel de USSR op dat ogenblik enkel partij was bij het Aansprakelijkheidsverdrag en dus enkel een vordering tot vergoeding van schade kon instellen tegen de scheepseigenaar, kon dit implicaties hebben voor de vergoeding die het IOPCF zou uitbetalen aan de Finse schuldeisers. De door de USSR ingediende schuldvorderingen treden onder het Aansprakelijkheidsverdrag tot het beloop van de beperkte aansprakelijkheid van de scheepseigenaar immers in concurrentie met de door andere partijen ingediende schuldvorderingen. Door het "*Estonian State Committee for Environmental Protection and Forestry*" werd een vordering tot vergoeding van ecologische schade ingediend. Het gevorderde bedrag (712.000 Rbls) werd eveneens berekend op basis van een in de Sovjetwetgeving ingeschreven formule, de zogenaamde "*metodika*", volgens dewelke de vaststelling van de schade in verband stond met de hoeveelheid olie die in de territoriale wateren van de Sovjetunie werd ingezameld (*cfr. supra* nrs. 84-86)[233].

89. De vordering van het "*Estonian State Committee*" werd behandeld door het Uitvoerend Comité in oktober 1988, waarbij opnieuw werd gerefereerd naar de hoger vermelde Resolutie: de vordering tot vergoeding van ecologische schade werd niet aanvaardbaar gacht, aangezien de schadelijder niet het slachtoffer was geworden van "*quantifiable economic loss*". Het uitvoerend Comité overwoog verder dat het waarschijnlijk was dat, sinds de goedkeuring van de Resolutie, een aantal Lidstaten niet langer een vordering tot vergoeding van schade aan het mariene milieu hebben ingediend. De Beheerder werd ermee belast te onderhandelen met de USSR-overheden[234].

---

[232] *Ibid.* Zie ook FUND/A.4/16
[233] IOPCF, *AR 1988*, 44 & IOPCF, *AR 1990*, 27
[234] *Ibid.* Zie ook FUND/EXC.20/6

90. De vordering werd eveneens besproken bij het IOPCF en de P&I verzekeraar voor wat de "*metodika*", de berekening van de schade, betreft. De experten van het IOPCF en de verzekeraar waren ervan overtuigd dat de werkelijke hoeveelheid ingezamelde olie lager was dan de hoeveelheid waarop de berekeningen zijn gebaseerd. Daarenboven bestond een deel van de ingezamelde hoeveelheid uit water[235].

91. Tijdens de onderhandelingen, die plaats grepen in 1989, hield het "*Estonian State Committee*" vast aan de ingediende vordering. Zij steunde zich hiervoor op de bewering dat de voor de berekening van de vordering gebruikte "*metodika*" deel uitmaakt van de Sovjetwetgeving en daarom moest worden toegepast door de Sovjetrechtbanken. Het *Estonian State Committee* heeft er - na een hernieuwd onderzoek van het bedrag van de vordering - echter mee ingestemd dat de bevindingen van het IOPCF en de verzekeraar omtrent de ingezamelde hoeveelheid olie correct waren en heeft het bedrag van de vordering verlaagd van 712.000 Rbls tot 436.448 Rbls. Dit werd niet betwist door het IOPCF en werd eveneens aanvaard door de scheepseigenaar en zijn P&I Club[236].

92. In oktober 1989 heeft het Uitvoerend Comité zijn bezwaren tegenover de vordering enigszins aangepast op basis van een juridisch advies dat werd ingewonnen door de Beheerder. Het Uitvoerend Comité had vastgesteld dat het IOPCF gerechtigd was tussen te komen in de juridische procedure die werd gehouden voor de bevoegde Sovjetrechtbank (*in casu* het Hof van Riga) en aldus de vordering kon betwisten op grond van het feit dat deze niet onder de door het Aansprakelijkheidsverdrag gehanteerde en door het IOPCF geïnterpreteerde definitie van "schade door verontreiniging" zou vallen. Het Uitvoerend Comité was zich er evenwel van bewust dat een dergelijke tussenkomst een aantal complexe juridische problemen zou doen ontstaan en zeer kostelijk zou worden. Zij heeft eveneens benadrukt dat de USSR enkel partij was bij het Aansprakelijkheidsverdrag en niet bij het Fondsverdrag en dus geen vordering kon instellen bij het IOPCF. Daarbovenop werd vastgesteld dat door de vermindering van het bedrag van de vorderingen tot schadevergoeding door de Finse overheden en door het "*Estonian State Committee*" de financiële gevolgen voor het IOPCF beperkt zouden zijn ingeval zij de door de Sovjetrechtbank vastgestelde vordering zou aanvaarden. Om die reden werd besloten dat het IOPCF niet zou tussenkomen in de juridische procedure. Het Uitvoerend Comité heeft de Beheerder er evenwel mee belast de Rechtbank van Riga te informeren over het door het IOPCF ingenomen standpunt over de vordering tot schadevergoeding van het *Estonian State Committee* en de in de Resolutie van 1980 gehuldigde principes. Deze kennisgeving is gebeurd in februari 1990[237].

---

[235] *Ibid.*
[236] *Ibid.*
[237] *Ibid.* Zie ook FUND/EXC.22/5

2.1.1.3 Het *Patmos*-incident

93. De vraag naar de toelaatbaarheid van de vordering tot vergoeding van ecologische schade is eveneens gerezen naar aanleiding van het incident met de *Patmos*.

Op 21 maart 1985 kwam de Griekse tanker *Patmos*, geladen met 83.689 ton ruwe olie, in de Straat van Messina (Italië) in aanvaring met de in ballast varende Spaanse tanker *Castillo de Montearagon*. In de daaropvolgende brand aan boord van de *Patmos* kwamen twee bemanningsleden om en moest de overblijvende bemanning het schip verlaten. Het schip, zwaar beschadigd aan de romp, dreef door de sterke wind en stromingen af naar de Siciliaanse kust. De tanker werd weer vlot getrokken en naar de Haven van Messina gesleept waar de olie werd gelost. Als gevolg van de averij is ongeveer 1.100 ton olie ontsnapt uit de *Patmos*. Hoewel het merendeel van de olie aan de oppervlakte is gebleven en op natuurlijke wijze verdween en slechts een kleine hoeveelheid olie de kust heeft bereikt, hebben de Italiaanse overheden - daarin bijgestaan door de scheepseigenaar en de charterer - enorme veiligheidsmaatregelen ontplooid om de olieverontreiniging te beheersen en te vermijden dat olie op de Siciliaanse en Calabriaanse kust terechtkwam. Er werd eveneens een grote hoeveelheid dispersanten gebruikt[238].

94. Naar aanleiding van dit incident heeft de Italiaanse regering een vordering tot vergoeding van schade aan het mariene milieu ingediend bij het IOPCF ten belope van 20.000 miljoen ITL. Dit bedrag werd later gereduceerd tot 5.000 miljoen ITL. In deze vordering werd noch de natuur van de schade, noch de basis waarop het bedrag van de vordering werd berekend, gespecificeerd. Deze vordering werd betwist door de Beheerder van het IOPCF op basis van de in 1980 door de Algemene Vergadering genomen *IOPC Fund Resolution nr. 3.* Het Uitvoerend Comité heeft tijdens haar 16de Sessie dit standpunt bijgetreden, later gesteund door de scheepseigenaar en de UK P&I Club[239].

95. De mogelijkheid tot het instellen van vorderingen tot vergoeding van ecologische schade in Italië is een gevolg van het bestaan van een afzonderlijk aansprakelijkheidsregime voor ecologische schade onder het Italiaanse recht.[240] Dit regime werd ontwikkeld onder impuls van de Italiaanse administratieve rechtbanken, in het bijzonder de *Corte dei Conti*. Deze rechtbank deed uitspraak in zaken met betrekking tot ecologische schade op grond van de veronderstelling dat schade aan het milieu moet worden gelijkgesteld met financiële schade aan de bezittingen van de Staat. Schade aan het milieu werd beschouwd als schade aan publieke goederen en de Staat werd beschouwd als de *trustee*, die in naam van de bevolking recht had op vergoeding voor schade aan het milieu. Bepaalde

[238] IOPCF, *AR 1985*, 16-18
[239] IOPCF, *AR 1986*, 16-19. Zie ook FUND/EXC.16/8
[240] Voor een uitgebreide analyse van deze wetgeving, zie nrs. 114-121

principes die zijn ontstaan uit de rechtspraak van de *Corte dei Conti* werden gecodificeerd in de Wet nr. 349 van 1986. Door deze Wet werd een Ministerie voor Leefmilieu ingesteld en werden regels met betrekking tot milieuschade vastgelegd. In het bijzonder artikel 18 van deze Wet heeft hieromtrent specifieke bepalingen ingevoerd. Dit artikel is het enige artikel op basis waarvan een vergoeding voor milieuschade kan worden gevorderd. Over deze vorderingen wordt uitspraak gedaan door de gewone hoven en rechtbanken. Het aansprakelijkheidsregime is gestoeld op de fout-aansprakelijkheid: "*anyone who wilfully or negligently violates a statute or administrative rules concerning environmental protection, thus causing ecological damage, is held liable*". De Italiaanse Staat en haar onderdelen (zijnde de gemeenten, provincies en gewesten) zijn de enige entiteiten die - als *trustee* - gerechtigd zijn herstelmaatregelen te vorderen in naam van de nationale of lokale gemeenschap. De rechtbanken moeten bij voorkeur een schadevergoeding in natura, *i.e.* herstel van het milieu, toekennen. Indien dit niet mogelijk is kan een schadevergoeding bij equivalent worden toegekend. Indien moeilijkheden worden ondervonden bij de bepaling van de schade kan de rechtsprekende instantie zijn toevlucht nemen tot een billijke evaluatie, waarbij rekening wordt gehouden met de graad van de fout, de herstelkosten en het eventuele profijt dat de dader heeft getrokken uit de fout[241].

Er moet eveneens melding worden gemaakt van de Italiaanse Wet nr. 979 van 1982 betreffende de bescherming van de zee. Hoewel milieuschade in deze Wet niet uitdrukkelijk voorkomt, bepaalt artikel 21 van deze Wet dat indien schade werd veroorzaakt door het vrijkomen van verboden substanties door koopvaardijschepen, de kapitein, de scheepseigenaar of de bouwer van het schip afzonderlijk of hoofdelijk aansprakelijk zijn voor de schade. Zij zijn gehouden tot het betalen van een vergoeding voor de opruimkosten van de wateren en de kust en de schade die werd toegebracht aan het mariene milieu. In tegenstelling tot het artikel 18 van de Wet van 1986, gaat de Wet van1982 uit van een "*strict liability*"[242].

96. De rechtbank van Messina heeft in haar vonnis van 18 februari 1986 een lijst opgesteld van de toelaatbare vorderingen ("*stato passivo*") waarover reeds een akkoord was bereikt tussen de schuldeisers en de UK P&I Club. Wat de vordering van de Italiaanse regering omtrent de ecologische schade betreft, heeft de rechtbank opgemerkt dat "*no evidence had been given that ecological damage had been caused to the coast or that there was any damage to the marine fauna*". In Italië kunnen bezwaren tegen de uitspraak van een rechtbank worden ingesteld bij dezelfde rechtbank ("*opposition proceedings*"). De Italiaanse Staat heeft zich tegen de uitspraak verweerd door te stellen dat de veroorzaakte ecologische schade een inbreuk uitmaakt op haar soevereiniteit, uitgeoefend in de territoriale wateren. De rechtbank oordeelde dat "*this right was not one of ownership and could not be*

[241] WETTERSTEIN, P., *Harm to the Environment: The Right to Compensation and the Assessment for Damages*, Oxford, Clarendon Press, 1997, 104-105
[242] *Ibid.*, 105

violated by acts committed by private subjects". Daarenboven was de Rechtbank van mening dat "*the State had not suffered any loss of profit nor incurred any costs as a result of the alleged damage to the territorial waters, or the fauna or flora*"[243]. De vordering werd afgewezen. De rechtbank heeft in verband hiermee uitdrukkelijk gewezen op de door het IOPCF aangenomen Resolutie nr. 3. Op 30 juli 1986 werd door de Italiaanse Staat beroep ingesteld bij het Hof van Beroep in Messina[244].

97. Tijdens de beroepsprocedure heeft de Italiaanse Staat het standpunt ingenomen dat de vordering tot vergoeding van ecologische schade werkelijke schade aan het mariene milieu en inkomstenverlies door de toeristische industrie en de vissers betreft. In het licht van deze nieuwe verdediging van haar eis, heeft de Italiaanse Staat vastgehouden aan de bewering dat de vordering geen inbreuk uitmaakt op de interpretatie van de definitie van verontreiniging. Het Uitvoerend Comité van het IOPCF heeft naar aanleiding van dit nieuwe standpunt haar opinie, volgens dewelke een schadevergoeding onder het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag enkel kan worden gevorderd ingeval van economisch kwantificeerbare schade, enigszins bijgesteld: "*with regard to the economic loss which had allegedly been suffered by the tourist industry and fishermen, the Committee expressed the opinion that compensation in respect of such damage could only be claimed by the individual person having suffered the damage who, in addition, had to prove the amount of the economic loss sustained*"[245].

98. De vordering van de Italiaanse Staat werd behandeld door het Hof van Beroep in een '*non final judgement*' van 30 maart 1989. In haar vonnis stelde het Hof van Beroep dat de scheepseigenaar, de UK P&I Club en het IOPCF aansprakelijk waren voor de schade die wordt bedoeld in de vordering van de Italiaanse Staat. De redenering die hierbij werd gevolgd, kan als volgt worden samengevat: "*The Civil Liability Convention of 29 November 1969 must be considered linked with the International Convention relating to Intervention on the High Seas in cases of Oil Pollution Casualties (Intervention Convention) of the same date, which entitles the State to take protective measures in favour of "related interests", as defined in the Intervention Convention. This means that the State has title to sue for compensation for damage to the "related interests". In addition, the environment must be considered as a unitary asset, separate from those of which the environment is composed (territory, territorial waters, beaches, fish, etc.), and it includes natural resources, health and landscape. The right to the environment belongs to the State, in its capacity as representative of the collectivities. The damage to the environment prejudices immaterial values, which can not be assessed in monetary terms according to market prices, and consists of the reduced possibility of using the environment. This damage can be compensated on an equitable basis, which may be established by the Court on the grounds of an opinion of experts. It cannot be maintained that the Civil Liability Convention, being a*

[243] Indien het daarentegen kosten betreft die daadwerkelijk worden gemaakt voor het herstel van het mariene milieu na een olieverontreiniging, wordt wél aanvaard dat een vergoeding wordt gevorderd.
[244] IOPCF, *AR 1986*, 16-19

convention of private law, may not give to the State more extensive rights than to other persons. The definition of "pollution damage" as laid down in Article I.6 of that Convention is wide enough to include damage to the environment of the kind described above"[246].

Op dezelfde datum heeft het Hof drie experten aangesteld met als opdracht vast te stellen of er als gevolg van de olieverontreiniging schade is veroorzaakt aan de Siciliaanse en Calabriaanse kust en zo ja, of een bedrag kon worden bepaald of enig ander bruikbaar element kon worden aangereikt voor de bepaling van de aangerichte schade. De experten hebben hun verslag overgemaakt in maart 1990. Hierin werd gesteld dat schade werd toegebracht aan de visserijsector, doordat de vissers gedurende een periode van ten hoogste 15 dagen niet konden vissen. De schade hiervoor werd geëvalueerd op ten minste 1.000 miljoen ITL. Er werd verder geconcludeerd dat onvoldoende gegevens beschikbaar waren om de economische impact op de andere activiteiten vast te stellen en dat het niet mogelijk was te bepalen of aan deze activiteiten enige schade werd toegebracht. Volgens de experten moest de evaluatie hiervan door het Hof gebeuren[247].

99. Na de publicatie van het expertenverslag werden finale debatten tussen de partijen gehouden op 18 juni 1991. Het IOPCF, de scheepseigenaar en de UK P&I Club hebben hun verweer opgebouwd rond het feit dat de opdracht van de experten beperkt was tot de bepaling van de niet-kwantificeerbare schade en zij hun mandaat hadden overschreden nu de schade die werd toegebracht aan de visserij- en de toeristische sector dient te worden gekwalificeerd als economische schade en niet als schade aan de mariene hulpbronnen. In elk geval werd door de experten vastgesteld dat de schade die (eventueel) werd ondervonden door de toeristische industrie niet kwantificeerbaar was. Het IOPCF, de scheepseigenaar en de UK P&I Club refereerden eveneens aan het feit dat de experten zich met betrekking tot de ecologische schade enkel uitgelaten hadden in termen van "*non-existent*", "*negligible*", "*modest*", "*of short duration*" en "*reversible*". Naar aanleiding van deze debatten heeft het Hof verdere verduidelijkingen gevraagd aan het expertenteam[248].

100. In april 1992 werd door het expertenteam een tweede verslag afgeleverd waarin werd gesteld dat de conclusies enkel hypothetisch waren en niet konden worden bevestigd door feitelijke gegevens. Er werd een raming gemaakt van de hoeveelheid water die werd aangetast door de olie, op basis waarvan werd overwogen welke invloed de olie kon hebben op het plankton en de ontwikkeling en de groei van de vissen. Voor de berekening van de hoeveelheid vis die niet kon worden geboren of niet tot ontwikkeling kon komen als gevolg van de olieverontreiniging werd gebruik gemaakt van een mathematische formule. De experten gingen ervan uit dat enkel een percentage van de niet geboren of

[245] IOPCF, *AR 1990*, 24-25. Zie ook FUND/EXC. 20/6
[246] FUND/EXC.22/2, par. 4.9.10.
[247] *Ibid.* Zie ook FUND/EXC. 22/2 en FUND/EXC. 22/5

niet-volgroeide vis zou worden gevangen en gaven een nominale waarde op van de vis die zou zijn gevangen. Er werd eveneens een aanname gedaan van de vis die niet kon worden gevangen als gevolg van het tijdelijke vangstverbod om het bedrag van de winstderving te bepalen. De experten hebben de schade aan de stranden niet onderzocht aangezien noch de lokale overheden, noch de toeristische sector vorderingen had ingediend[249].

De conclusie van de experten was gebaseerd op de veronderstelling dat 2.000 ton olie is vrijgekomen en dat als gevolg hiervan 5.000 miljoen m^3 zeewater werd verontreinigd (*i.e.* een concentratie van meer dan 0,1 mg olie/liter). Het IOPCF, de scheepseigenaar en de UK P&I Club hebben hiertegen ingebracht dat geen bewijs voorhanden was van de hoeveelheid vrijgekomen olie en verontreinigd water en hebben verduidelijkt dat onder het Italiaanse recht de "*equitable assessment of damage*" enkel toegelaten is wanneer het bestaan van de schade bewezen is. Zij hebben eveneens gewezen op het feit dat een deel van de (veronderstelde) verontreiniging niet is opgetreden binnen de territoriale wateren, maar op volle zee en dat de schade die zich heeft voorgedaan op volle zee, buiten het toepassingsgebied van het Verdrag valt[250].

101. Het Hof van Beroep heeft in haar eindvonnis, dat werd geveld in januari 1994, een vergoeding van 2.100 miljoen ITL toegekend aan de Italiaanse Staat voor ecologische schade. De overwegingen van het vonnis kunnen als volgt worden samengevat:

- het Hof ging niet akkoord met het gezamenlijk standpunt van het IOPCF, de scheepseigenaar en de UK P&I Club dat geen bewijzen voorhanden waren voor de hoeveelheid olie die is vrijgekomen en de hoeveelheid verontreinigd zeewater;
- het Hof heeft rekening gehouden met het feit dat het expertenteam het aandeel van de verontreiniging dat zich buiten de territoriale wateren heeft voorgedaan, niet in beschouwing heeft genomen, en dat voor deze schade noch op grond van het internationaal recht, noch op grond van de algemene rechtsbeginselen een vordering kan worden ingesteld;
- het Hof was van oordeel dat het gebruik van dispersanten door het Havenbedrijf van Messina overmatig was ("*contributory negligence*") en heeft om die reden het bedrag van de vergoeding vermindert;
- het Hof ging evenmin akkoord met de mening van het expertenteam dat enkel de hoeveelheid vis die niet is kunnen worden gevangen in rekening kan worden gebracht. Volgens het Hof moet de totale hoeveelheid vis die niet is geboren, evenals de schade aan het plankton en het benthos in

[248] IOPCF, *AR 1990*, 30
[249] IOPCF, *AR 1992*, 36
[250] IOPCF, *AR 1993*, 26

rekening worden gebracht, aangezien de vordering voor ecologische schade moet worden gezien als de genotsderving door de maatschappij ("*loss of enjoyment suffered by the collectivity*");

- het Hof heeft de vordering met betrekking tot de interesten en de devaluatie verworpen[251].

Het lijkt erop dat het Hof van Beroep de bepaling van het bedrag van de schadevergoeding heeft gebaseerd op de hoeveelheid vis die als gevolg van de olieverontreiniging niet tot leven kon komen en hiervoor een prijs van 8.000 ITL/kg heeft gehanteerd. Het is evenwel mogelijk dat zij eveneens de schade aan het plankton en het benthos in rekening heeft gebracht. In het arrest was echter geen verdere verduidelijking terug te vinden van de wijze waarop het Hof de vergoeding heeft berekend, noch van de formule die zij heeft gehanteerd om de schadevergoeding te verminderen als gevolg van de "*contributory negligence*" van de Italiaanse overheid[252].

Door dit arrest van het Hof van Beroep bedroeg het totale bedrag van de schadevergoedingen die naar aanleiding van het incident met de *Patmos* zijn uitgekeerd 11.583.298.650 ITL. Aangezien dit bedrag lager is dan het totale bedrag van het bedrag van de beperkte aansprakelijkheid van de scheepseigenaar (namelijk 13.263.703.650 ITL), werd het IOPCF niet gehouden tot het uitkeren van vergoedingen[253]. Het is niet duidelijk of de rechter bij de vaststelling van het bedrag van de laatste betwiste vorderingen, waaronder de vordering tot vergoeding van ecologische schade, de intentie heeft gehad verdere betwistingen door het IOPCF te vermijden door een compromisvonnis te vellen.

2.1.1.4 De tussentijdse analyse van het IOPCF

102. In 1988, naar aanleiding van haar tienjarig bestaan, heeft het IOPCF een analyse gemaakt van de voorwaarden waaronder een vordering toelaatbaar is. Zij heeft in het bijzonder aandacht besteed aan de invulling van het begrip "schade door verontreiniging".

Het IOPCF wijst erop dat het Protocol van 1984 bij het Aansprakelijkheidsverdrag een toevoeging heeft gebracht aan de definitie van "schade door verontreiniging", volgens dewelke vergoeding voor andere schade aan het milieu dan winstderving tengevolge van deze schade wordt beperkt tot de kosten van redelijke maatregelen tot herstel die daadwerkelijk worden ondernomen of zullen worden ondernomen. Het IOPCF wijst er in dat verband op dat de nieuwe bewoordingen van de definitie geenszins de bedoeling hebben gehad om het toepassingsgebied ervan te verruimen. De diplomatieke conferentie die heeft geleid tot de goedkeuring van de Protocollen van 1984 is gebaseerd op overwegingen van de gevoerde politiek van het IOPCF en de principes die werden ontwikkeld door de

[251] IOPCF, *AR 1994*, 38
[252] *Ibid.*
[253] *Ibid.*

Algemene Vergadering en het Uitvoerend Comité van het IOPCF met betrekking tot de toelaatbaarheid van een vordering én de interpretatie van de oorspronkelijke definitie van "schade door verontreiniging". De diplomatieke conferentie heeft de gewijzigde bewoordingen van de definitie enkel goedgekeurd met het oog op de integratie van de interpretatie door het IOPCF van de oorspronkelijke definitie [254].

103. Het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 en het Fondsverdrag van 1971 hebben inderdaad geen nadere toelichting gegeven van de definitie van "schade door verontreiniging". Normalerwijs bestaat onder het gemeen recht een algemene definitie van "schade door verontreiniging" en zijn de nationale hoven en rechtbanken gerechtigd een eigen interpretatie van dit begrip te geven. Met het internationale regime van 1969 en 1971 wordt echter een speciaal regime ingesteld volgens hetwelk alle Verdragspartijen de kosten delen van de vergoedingen die worden uitgekeerd door het IOPCF. Indien elke Staat de definitie uit de Verdragen op zijn eigen manier zou mogen invullen, zou dit kunnen betekenen dat Staat A deelt in de kosten van de vorderingen tot schadevergoeding die zijn ingesteld in Staat B, voor schade die niet vergoedbaar is op basis van de door Staat A gegeven interpretatie. Omgekeerd bestaat ook het onaanvaardbare risico dat onder het internationaal regime vergoedbare schade niet wordt aanvaard door een nationale rechtbank. Een duidelijke definitie vermijdt eveneens dat naar aanleiding van elke olieverontreiniging een veelheid aan juridische procedures wordt gevoerd omdat niet zeker is welke schade vergoedbaar is. Het is dus belangrijk dat een eenvormige definitie wordt gegeven[255].

104. Tijdens de onderhandelingen over de Protocollen van 1984 werd lange tijd gediscussieerd over een nieuwe en verhelderende definitie van "schade door verontreiniging". Er kunnen drie strekkingen worden onderscheiden: een eerste strekking vertrok van de "*wait and see*"-optie, volgens dewelke het beter was niet te tornen aan de definitie teneinde de evolutie van deze niet te hinderen. Een tweede strekking was van mening dat de huidige definitie - onder andere door de afwezigheid van vergoedbare ecologische schade - te eng was en hing het voorstel van Frankrijk aan om de definitie te verruimen zodat de nationale rechtbanken de vrijheid behielden deze te interpreteren. Een derde strekking, onder leiding van de Canadese delegatie, pleitte ervoor de huidige definitie te behouden omdat het onmogelijk zou zijn te komen tot een eenvormige interpretatie van de term "schade door verontreiniging". Om uit de impasse te raken, werd een werkgroep opgericht die op basis van een analyse van de compensatiepraktijk van het IOPCF twee alternatieven heeft voorgesteld [256].

---

[254] IOPCF, *AR 1988*, 61-62

[255] CHAO, W., *Pollution from the Carriage of Oil by Sea: Liability and Compensation*, Londen, Kluwer Law International, 1996, 131-132

[256] *Ibid.*, 148-150

105. De uiteindelijke definitie werd in ruimere termen opgesteld dan het eerste alternatief. De vergoedingspraktijk van het IOPCF had uitgewezen dat er geen grote moeilijkheden zijn gerezen naar aanleiding van de vergoeding van traditionele schade, *i.e.* schade aan eigendommen en winstderving, maar wel naar aanleiding van de vergoeding van schade aan het mariene milieu. Om die reden werd niet geraakt aan het eerste deel van de definitie, maar werd een bijkomende clausule opgenomen volgens dewelke vergoeding voor andere schade aan het milieu dan winstderving tengevolge van deze schade wordt beperkt tot de kosten van redelijke maatregelen tot herstel die daadwerkelijk worden ondernomen of zullen worden ondernomen. Het doel van deze toevoeging is geweest *'to put a specific limitation on the amount of damages which may be claimed for degradation of the environment to avoid speculative claims for compensation'*"[257].

106. In de bestaande tekst van het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 was niet duidelijk in hoeverre schade aan het mariene milieu, herstelmaatregelen of winstderving als gevolg van deze schade, vergoedbaar waren. Met de nieuwe definitie werden twee bijkomende soorten schade, namelijk herstelmaatregelen en winstderving, expliciet opgenomen[258].

107. De toevoeging met betrekking tot de winstderving werd gemaakt om te vermijden dat geen vergoeding kon worden uitgekeerd in de Staten die enkel de vergoeding voor schade aan eigendom in hun rechtstelsel hebben ingeschreven. Door de nieuwe definitie wordt expliciet in de Verdragen ingeschreven dat "*pure economic loss due to impairment of the environment*" vergoedbaar is[259].

108. De definitie van "schade door verontreiniging" werd ongewijzigd overgenomen in de Protocollen van 1992 (*cfr supra* nr. 12).

2.1.1.5 Het *Haven*-incident

109. De kust van Italië werd in april 1991 in twee dagen tijd getroffen door twee olierampen van aanzienlijke omvang. Op 10 april 1991 werd de voor de haven van Livorno voor anker liggende tanker *Agip Abruzzo* aangevaren door de RO-RO-ferry *Moby Prince*. Beide schepen voeren onder de Italiaanse vlag. De ferryboot brandde volledig uit met de dood van bijna alle opvarenden tot gevolg. De met bijna 80.000 ton ruwe olie geladen tanker werd - onder ander door een uitslaande brand - zwaar beschadigd waarbij ongeveer 2.000 ton ruwe olie in zee terechtkwam. Bij een explosie in de bunkertank kwam daarenboven een onbekende hoeveelheid bunkerolie in zee terecht. De olie werd deels verbrand, maar besmeurde desondanks zo'n 130 km kust.

---

[257] *Ibid.*, 151-152
[258] Voor een uitgebreide analyse van de vergoeding van herstelmaatregelen, zie Hoofdstuk 3 (nrs. 143 e.v.)
[259] *Ibid.*, 153

Op 11 april 1991, één dag later, vatte de Cypriotische tanker *Haven* vuur terwijl zij voor anker lag voor de haven van Genua. De tanker, die geladen was met ca. 144.000 ton ruwe olie, brak in drie delen. Het is niet duidelijk hoeveel olie werd verbrand, maar het is zeker dat ongeveer 10.000 ton ruwe olie in zee terechtkwam. Hierbij werd een deel van de Italiaanse, Franse en Monegaskische kust verontreinigd[260].

110. De Italiaanse Staat heeft in februari 1993 een vordering ten belope van 1.333 miljard ITL ingediend voor het gebruik van de vaar- en vliegtuigen die werden ingezet naar aanleiding van het incident met de *Agip Abruzzo*. Zij heeft er op dat ogenblik aan toegevoegd dat zij nog niet in staat was te bepalen of, en ten belope waarvan, een vordering tot vergoeding van ecologische schade zou worden ingediend, aangezien de studies hieromtrent nog niet voltooid waren. Zij heeft gedurende jaren aan dit standpunt vastgehouden. Het is niet duidelijk of de Italiaanse Staat uiteindelijk een dergelijke vordering heeft ingediend aangezien het IOPCF in 1995 heeft beslist dat zij - gezien het hogere bedrag van het beperkingsfonds - niet geroepen zou zijn tot vergoeding van schade[261].

111. De Italiaanse regering heeft daarentegen wel een vordering tot vergoeding van ecologische schade ingediend naar aanleiding van de ramp met de *Haven*. In eerste instantie werd het bedrag van de schade aan het mariene milieu geraamd op 100.000 miljoen ITL. Deze vordering bevatte echter geen verdere aanduidingen van de aard van de schade, noch van de wijze waarop het gevorderde bedrag werd vastgesteld. De Italiaanse Staat heeft dit verantwoord door te stellen dat het exacte bedrag en de aard van de schade nog niet konden worden gespecificeerd omdat de effectenstudie nog niet was afgelopen [262].

112. In juni 1994 werd het totale bedrag van de vordering tot vergoeding van ecologische schade door de Italiaanse Staat vastgesteld op 883.435 miljoen ITL. Deze vordering betreft "*the restoration of 43 hectares of phanerogams* (266.042 miljoen ITL), *wreck removal* (20.000 miljoen ITL) *and damage restored by the natural biologic recovery of the resources for the sea* (591.364 miljoen ITL) *and for the atmosphere* (6.029 miljoen ITL)". De vordering bevatte bovendien diverse items waarvan het bepalen van de hoogte van de schadevergoeding werd overgelaten aan de rechterlijke macht, met name de gevolgen van stranderosie, veroorzaakt door de schade aan phanerogamen[263], en onherstelbare schade aan de zee en de atmosfeer. Een vordering tot vergoeding voor ecologische schade werd

[260] IOPCF, *AR 1991*, 54-59 & 59-70 & IOPCF, *AR 1992*, 54-70
[261] IOPCF, *AR 1995*, 42
[262] IOPCF, *AR 1991*, 68-70 & IOPCF, *AR 1992*, 68
[263] Zaaddragende planten

eveneens opgenomen in de vorderingen tot schadevergoeding van diverse regionale, provinciale en lokale overheden[264].

113. Tijdens de preliminaire debatten voor de Rechtbank van Genua is de vraag gerezen of vorderingen tot vergoeding van ecologische schade - nu deze niet vergoedbaar zouden zijn onder het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag - buiten de Verdragen om en op basis van het nationaal recht kunnen worden ingesteld tegen de scheepseigenaar. De toelaatbaarheid van deze vordering werden besproken door het Uitvoerend Comité van het IOPCF in oktober en december 1991, op basis van een studie gemaakt door de Beheerder van het IOPCF. In deze studie heeft de Beheerder erop gewezen dat het Aansprakelijkheidsverdrag en het Fondsverdrag zijn geïmplementeerd in de Italiaanse wetgeving bij de Wet nr. 506 van 27 mei 1978 en bijgevolg deel uitmaken van het interne recht. Hierbij werd benadrukt dat de Verdragen in geval van conflicterende bepalingen voorrang hebben op het interne recht aangezien zij beschouwd dienen te worden als een "*lex specialis*". De studie geeft eveneens een kort overzicht van de Italiaanse wetgeving met betrekking tot de bescherming van het mariene milieu, in het bijzonder van de Wet nr. 979 van 9 december 1982 houdende de bepalingen voor de bescherming van de zee[265], en de Wet nr. 349 van 8 juli 1986 houdende de instelling van het Ministerie van Leefmilieu en de bepalingen met betrekking tot milieuschade[266]. Er werd ook aandacht besteed aan bepaalde Italiaanse rechtspraak en doctrine[267].

114. Ingevolge het artikel 21 W. 979/82 worden de kapitein en de scheepseigenaar hoofdelijk aansprakelijk gehouden tot vergoeding van de kosten voor de opruimoperatie en de schade aan het mariene milieu aan de Italiaanse Staat. Deze hoofdelijke aansprakelijkheid geldt eveneens indien de lozing op zee is gebeurd om de veiligheid van het schip te vrijwaren of indien de lozing werd veroorzaakt door een onvoorzienbare aanvaring of een lek en hierbij alle maatregelen werden genomen om de lozing te vermijden of te beperken[268].

115. Artikel 21 W. 979/82 bepaalt dat de rechter - bij ontstentenis van een precieze schadebepaling - bij de bepaling van de schadevergoeding rekening moet houden met de zwaarte van de individuele fout, met de kostprijs voor het herstel van de toegebrachte schade en met het profijt dat de aansprakelijke partij uit zijn daden heeft getrokken. De rechter is er eveneens toe gehouden - voor zover mogelijk - het herstel van de schade op kosten van de aansprakelijke partij uit te spreken.

---

[264] IOPCF, *AR 1994*, 50

[265] Wet nr. 979 van 31 december 1982, *Gazetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, 18 januari 1983, nr. 16, hierna afgekort als W. 979/82

[266] Wet nr. 349 van 8 juli 1986, *Gazetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, 15 juli 1986, nr. 162, hierna afgekort als W. 349/86

[267] IOPCF, *AR 1994*, 50

116. Ingevolge het artikel 18 van de W. 349/86 is eenieder die schade toebrengt aan het natuurlijk milieu ertoe gehouden de Italiaanse Staat hiervoor te vergoeden. Wat de schade aan het natuurlijk milieu betreft, heeft de Italiaanse wetgever het noodzakelijk geacht de beoordeling hiervan aan een expert toe te kennen (*in casu* het in te stellen Ministerie van Leefmilieu). De regels met betrekking tot het bij deze Wet ingestelde vergoedingsmechanisme zijn gebaseerd op het burgerlijk recht, meer bepaald het *neminem ledere*-principe die de basis vormt voor de aquiliaanse aansprakelijkheid op basis van het artikel 2043 CC. Het artikel 18 heeft eveneens tot doel het "vervuiler-betaalt-principe", zoals dat is weergegeven in het Europese Groenboek voor milieuaansprakelijkheid te operationaliseren. Ondanks de bijna duizend rechterlijke uitspraken die op basis van artikel 18 zijn geveld bleek het vergoedingsmechanisme een zeer complex systeem dat sinds zijn totstandkoming sterk is geëvolueerd via wetgeving, rechterlijke en grondwettelijke uitspraken.

117. De oudere rechtspraak met betrekking tot milieuschade werd gecreëerd door het *Corte dei Conti*, die een verband heeft gelegd tussen het concept van milieuschade en het concept van schade aan publieke goederen overeenkomstig artikel 82 van het Koninklijk Besluit nr. 827 van 2 februari 1927 met betrekking tot de financiële regels van de Staat. Dit K.B. stelt dat werknemers van de Staat die schade toebrengen aan de Staat ertoe zijn gehouden deze te vergoeden. Het Hof heeft hierbij de stelling ingenomen dat milieugoederen moeten worden beschouwd als collectieve goederen die tot het publiek domein behoren. Om die reden heeft het Hof in zijn verdict van 8 oktober 1979 de werknemers van de Staat persoonlijk aansprakelijk gehouden in geval van daden of nalatigheid die schade aan het milieu hebben veroorzaakt. Deze aansprakelijkheid verschilt sterk van de burgerlijke aansprakelijkheid nu wordt voorzien in de vergoeding van de schade op kosten van de werknemer. Overeenkomstig de uitspraak van 15 december 1979 baseert deze administratieve aansprakelijkheid zich op de schending van een diensttaak en niet op een schending van artikel 2043 CC. Het Rekenhof heeft deze rechtsfiguur gebruikt om de wettelijke lacune met betrekking tot de aansprakelijkheid voor milieuschade te vullen[269].

118. De rechtspraak is vandaag volledig veranderd, in eerste instantie door de W. 349/86 die de bevoegdheid voor vorderingen tot vergoeding van milieuschade aan de burgerlijke rechter heeft toevertrouwd. Hierdoor wordt de vordering tot vergoeding van milieuschade uit het bevoegdheidsdomein van de andere rechtbanken gehaald, met uitzondering van vorderingen op grond van het artikel 22 van het Besluit van de Italiaanse Republiek nr. 3 van 1957[270]. Indien een zaak

---

[268] Voor de vertaling van de relevante artikelen werd een beroep gedaan op F. GIARDINA, advocaat-stagiair.

[269] GIANARDI, W., *The Disaster of "Haven": Compensation for ecological damage and legal developments in Italian legislation - paper in het kader van het opleidingsonderdeel International Environmental Law*, Gent, Universiteit Gent, 2002, 18 (niet gepubliceerd)

[270] Dit artikel regelt de staatsaansprakelijkheid voor schade aan derden door overheidspersoneel in het geval van een schending van een diensttaak door een grove nalatigheid of opzet.

aanhangig wordt gemaakt bij de strafrechter, is deze ertoe gehouden te oordelen of het misdrijf milieuschade heeft veroorzaakt. Indien dit het geval is, moet de uitspraak voorzien in een vergoeding voor de milieuschade, waarbij het bedrag moet worden vastgesteld door een burgerlijke rechter. Deze exclusieve rechtsbevoegdheid werd bevestigd door het Italiaanse Grondwettelijk Hof in haar arresten nr. 641 van 30 december 1987 en nr. 483 van 31 juli 1993. In haar latere arresten nr. 9211 in 1995 en nr. 5650 in 1996 maakt het Hof een onderscheid tussen de patrimoniale milieuschade (het zogezegde "*pure economic loss*") en niet-patrimoniale milieuschade (schade aan het milieu *in se*)[271].

119. Voor de inwerkingtreding van de W. 349/86 werd het vorderingsrecht tot vergoeding van milieuschade toegekend aan de Staat. Dit recht werd uitgeoefend door de Minister van Maritieme Zaken die een vordering kon instellen tijdens de strafprocedure. Na de inwerkingtreding van de Wet van 1986 kon een vordering tot schadevergoeding tijdens de strafprocedure zowel worden ingesteld door de Staat, als door de locale overheden op wiens grondgebied de schade zich heeft voorgedaan (*i.e.* de Gewesten, provincies, gemeenten of - in de bergstreken - asssociaties van gemeenten). Deze visie werd gesteund door het arrest nr. 15 van 12 april 1990 van het Grondwettelijk Hof en het arrest nr. 1584 van 13 november 1992 van het Hof van Cassatie (*Third Penal Section*). In deze uitspraken wordt het vorderingsrecht door de Gewesten erkend, met dien verstande dat de vergoeding voor de schade in elk geval aan de Staat toekomt. De schadevergoeding die op grond van de procedure wordt ontvangen krijgt evenwel geen vaste bestemming toebedeeld. Om misbruiken hieromtrent te vermijden, zijn hieromtrent momenteel een aantal voorstellen hangende.

In het artikel 18 van de W. 349/86 wordt eveneens bepaald dat bepaalde natuurbehoudsverenigingen kunnen tussenkomen in de procedure, op voorwaarde dat zij een nationaal karakter hebben en minstens in vijf Gewesten zijn vertegenwoordigd. De lijst van erkende NGO's wordt vastgesteld door de Italiaanse Staat. In eerste instantie werd het gebruik van de term "*intervene*" geïnterpreteerd als zou het vorderingsrecht van deze verenigingen van een andere aard zijn dan dat van de overige partijen. Zij zouden voor de burgerlijke rechter bijgevolg enkel over een recht van tussenkomst "*ad adiuvandam*" en over een "*legitimio in causam*"-bevoegdheid beschikken. Hiermee wordt bedoeld dat de natuursbehoudsverenigingen de andere eisers enkel kunnen ondersteunen, doch niet over een eigen vorderingsrecht beschikken en zij slechts over een autonoom vorderingsrecht beschikken voor de administratieve rechter. Deze interpretatie werd in eerste instantie bevestigd door het vonnis nr. 2207 van 8 mei 1978. Met het arrest nr. 2454 van het Grondwettelijk Hof in 1992 en het vonnis nr. 439 van 19 januari 1994 van de Rechtbank van Udine werd deze interpretatie echter grondig gewijzigd en werd erkend dat de natuurbehoudsverenigingen over een volwaardig vorderingsrecht beschikken tijdens de strafrechterlijke en de burgerlijke procesvoering. De rechterlijk standpunt werd bijgetreden door de

[271] GIANARDI, W., *o.c.*, 19

nationale wetgever met de Wet nr. 265 van 3 augustus 1999[272]. Met deze Wet werd een vorderingsrecht verstrekt aan de natuurbehoudsverenigingen voor een burgerlijke rechtbank. Zij werd de voorbije jaren extensief gebruikt voor vorderingen tot vergoeding van milieuschade die werd toegebracht door openbare werken van lokale overheden. De Wet verleent eveneens een vorderingsrecht in strafzaken die milieuschade tot voorwerp hebben op basis van artikel 74 C.P.P. (Wetboek van Strafvorderingen)[273].

120. De kwantificering van de milieuschade op basis van de Wet van 1986 is sterk problematisch gebleken en heeft geleid tot felle discussies. Als stelregel wordt uitgegaan van een bepaling van de milieuschade door de burgerlijke rechter op basis van de billijkheid. De wetgever heeft in haar Wet echter geprobeerd een aantal "objectieve" criteria mee te geven[274]. Indien het mogelijk is de precieze schade vast te stellen, dient de bepaling te gebeuren op basis van de billijkheid, waarbij rekening wordt gehouden met de graad van de nalatigheid, de noodzakelijke kosten voor herstel van het natuurlijk milieu en de winst die door de vervuiler werd gemaakt als gevolg zijn schadelijke handeling(en). Deze richtlijnen werden aangevuld door een initiatief dat tot doel heeft de nodige expertise samen te brengen voor het evalueren en kwantificeren van milieuschade. Op basis van de Wet nr. 61 van 21 januari 1994[275] werd het driejarig actieplan 1998-2000 vastgesteld waarbij het *Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente* (A.N.P.A.) werd ingesteld. Dit publiek orgaan heeft tot doel technisch advies en ondersteuning te bieden aan het Ministerie van Leefmilieu en andere overheidsdiensten én nieuwe methodologieën te ontwikkelen voor de kwalificatie en kwantificatie van milieuschade. De toepassing van deze methodologieën moet leiden tot een werkbaar instrument[276].

121. De Afdeling Strafzaken van het Italiaanse Hof van Cassatie heeft recent een opzienbarende uitspraak gedaan inzake de vergoeding voor milieuschade, volgens dewelke elke inbreuk op de milieuwetgeving aanleiding kan geven tot een vergoeding voor milieuschade, ongeacht het feit of deze inbreuk daadwerkelijk schade heeft toegebracht aan het milieu. Deze uitspraak wijkt sterk af van de voorgaande rechtspraak die enkel een schadevergoeding voor milieuschade heeft toegekend indien een causaal verband met welbepaalde schade aan het milieu kon worden vastgesteld. Het Hof van Cassatie oordeelt in haar arrest dat het recht op schadevergoeding niet ontstaat op basis van de geleden kosten voor herstel, maar moet worden toegekend op basis van de rol die de eiser speelt als

---

[272] Wet nr. 265 van 3 augustus 1999, *Gazetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, 6 augustus 1999, nr. 183

[273] GIANARDI, W., *o.c.*, 20

[274] Ook met betrekking tot ander elementen van het natuurlijk milieu werden deze principes gehuldigd. In D.Lgs. nr. 152 van 11 mei 1999 (*Gazetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, 20 oktober 1999, nr. 246) met betrekking tot stedelijk afvalwater wordt een recht tot vergoeding van de niet-herstelbare schade voorzien voor de Staat. Artikel 17 van de D. Lgs. Nr. 22 van 5 februari 1997 (*Gazetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, 15 februari 1997, nr. 38) met betrekking tot afval voorziet in een aantal criteria voor de kwantificering van de kosten en het bepalen van de milieuimpact.

[275] Wet nr. 61 van 21 januari 1994, *Gazetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, 5 februari 1994, nr. 44

[276] GIANARDI, W., *o.c.*, 21-22

"verdediger van de lokale gemeenschappen en haar ecologische, biologische en sociale componenten". Het Hof gaat in zijn arrest nog verder door te stellen dat ook de niet-erkende NGO's over een vorderingsrecht zouden beschikken op voorwaarde dat de vastgestelde inbreuken verband houden met hun maatschappelijk doel. Deze uitspraak wordt fel betwist in Europese kringen doordat zij verder gaat dan de huidige voorstellen inzake milieuaansprakelijkheid van de Europese Unie[277].

122. Naar aanleiding van het onderzoek dat bij het *Haven*-incident werd uitgevoerd door de Beheerder werd het standpunt van het IOPCF toegelicht volgens dewelke bepaalde elementen van schade aan het (mariene) milieu niet kwantificeerbaar zijn en er werd benadrukt dat het IOPCF stelselmatig de positie heeft ingenomen dat vorderingen met betrekking tot niet-kwantificeerbare milieuschade niet konden worden aanvaard. In haar interpretatie van het Aansprakelijkheids- en het Fondsverdrag heeft de Algemene Vergadering van het IOPCF het standpunt ingenomen dat "*the assessment of compensation to be paid by the IOPCF is not to be made on the basis of an abstract quantification of damage calculated in accordance with theoretical models*" (*cfr. IOPC Fund resolution nr. 3*). De *Intersessional Working Group*, die werd opgezet door de Algemene Vergadering van het IOPCF in 1980 met als taak te onderzoeken of, en zo ja, in welke mate, vorderingen tot vergoeding van ecologische schade aanvaardbaar zijn onder de Verdragen, is tot een zelfde - in gelijkaardige bewoordingen opgestelde - conclusie gekomen, in de zin dat "*compensation could only be granted if a claimant had suffered quantifiable economic loss*"[278].

123. In de studie van het IOPCF werd eveneens aandacht besteed aan het feit dat het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag verdragen zijn in de sfeer van het burgerlijk recht die zijn aangenomen met als doel een vergoeding te verstrekken aan slachtoffers van schade door olieverontreiniging. Om deze reden werd vastgehouden aan de bewering dat "*claims which did not relate to compensation did not fall within the scope of the Conventions, for example, damages awarded under the above-mentioned Italian Act of 1986 relating to non-quantifiable elements of damage to the environment which were of a punitive character*". Aangezien dergelijke vorderingen geen betrekking hebben op de vergoeding, moeten zij, volgens de Beheerder, onder nationaal recht worden ingediend buiten de Verdragen om. De Beheerder is de mening toegedaan dat "*it could not have been the intention of the drafters of the Fund Convention that the IOPC Fund should pay damages of a punitive character, calculated on the basis of the seriousness of the fault of the wrong-doer or the profit earned of the wrong-doer*". Hij neemt de stelling in dat, indien dergelijke vordering in het toepassingsgebied van het Fondsverdrag zouden vallen, de gevolgen hiervan onaanvaardbaar zouden zijn.[279]

---

[277] X., "Italian Court stretches liability to its limits", *Environmental Daily*, 18 september 2002, nr. 1289
[278] IOPCF, *AR 1994*, 50
[279] *Ibid.*

124. Tijdens de discussies binnen het Uitvoerend Comité van het IOPCF ging de Italiaanse delegatie niet akkoord met het door de Beheerder ingenomen standpunt en zijn conclusies. De Italiaanse delegatie wierp op dat Italië inderdaad zowel het Aansprakelijkheids- en het Fondsverdrag heeft geratificeerd en dat deze deel uitmaakten van het Italiaanse rechtsbestel als *legis specialis*, doch dat de Verdragen evenwel geen enkele bepalingen bevatten op grond waarvan de vergoeding voor ecologische schade wordt verboden of aan banden gelegd. Hiervoor werd verwezen naar de definitie van "schade door verontreiniging". De Italiaanse delegatie ging evenmin akkoord met het ingenomen standpunt dat vergoeding onder de Wet van 1986 wordt beschouwd als een sanctie: "*in the view of the Italian delegation, compensation was mainly governed by the 1982 Act which envisaged the possibility of compensation for damage to the marine environment both for quantifiable and unquantifiable elements; this Act explicitly mentioned compensation for damage to marine resources, and compensation under that Act should by quantified without reference to the seriousness of the fault of the wrong-doer*"[280].

125. De *International Group of P&I Clubs* kon niet aanvaarden dat bepaalde vorderingen voor milieuschade buiten het toepassingsgebied van de Verdragen of de definitie van "schade door verontreiniging" zouden vallen. Volgens de *International Group of P&I Clubs* moest "*the question of admissibility be linked to the issues of compensation payable under the Conventions and the quantification of damage to the marine environment*". De *International Group of P&I Clubs* hield - naar analogie van het IOPCF - weliswaar voor dat "*some methods of assessing compensation were not acceptable, such as an abstract quantification of damage based on theoritical methods. Another unacceptable method would be the assessment of compensation based on 'equitable" quantification of damage or by reference to the reference to the seriousness of the fault of the wrongdoer*" en dat "*penalties or fines could be imposed on shipowners by individual States based on the seriousness of the fault of the shipowner and the degree of the resulting damage*"[281], maar deze stonden volgens de *International Group of P&I Clubs* los van de vraag naar vergoeding. De *International Group of P&I Clubs* heeft in verband hiermee gedrukt op de ernstige gevolgen voor scheepseigenaars indien "*claims for compensation for environmental damage were not admissible under the Civil Liabiltiy Convention because the method of quantification included the concept of punishment, whilst the same claims could be brought aginst the shipowner under national law because that national law provided for the concept of punishment being included in the method of quantification of the damage*"[282].

Het *Haven*-incident wordt verder besproken onder punt 2.1 (*cfr. infra* nrs. 127 e.v.).

---

[280] *Ibid.*
[281] *Ibid., 69*
[282] *Ibid.*

2.1.2 De periode van 1992-1996

126. In de periode van 1992 tot 1996, de periode tussen de goedkeuring en de inwerkingtreding van de Protocollen van 1992, heeft slechts een incident plaatsgehad naar aanleiding waarvan een vordering tot vergoeding van ecologische schade werd ingediend (het *Seki*-incident). Het IOPCF heeft in deze periode wel verdere stappen genomen met betrekking tot de afhandeling van de vorderingen die zijn ingediend naar aanleiding van het incident met de *Haven*.

2.1.2.1 Het *Haven*-incident

127. In april 1996 werd door de Rechtbank van eerste aanleg in Genua een vonnis geveld waarbij de "*stato passivo*", de lijst met aanvaardbare vorderingen, werd vastgesteld. Met betrekking tot de vordering tot vergoeding van ecologische schade hield de rechtbank voor dat noch het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969, noch het Fondsverdrag van 1971 de vergoeding van ecologische schade uit hun toepassingsgebied hebben gesloten. De rechtbank wierp echter wel op dat enkel de Italiaanse Staat gerechtigd was een vordering voor dergelijke schade in te stellen en dat de vorderingen van de lokale overheden dus moesten worden verworpen. De rechtbank overwoog eveneens dat de schade niet kon worden bepaald door een evaluatiemethode gebaseerd op commerciële of economische aspecten. Om deze reden werd het bedrag van de ecologische schade vastgesteld als een percentage van de opruimkosten (ongeveer 1/3 of 40.000 miljoen ITL). Dit bedrag werd verondersteld de schade te vertegenwoordigen die niet werd hersteld door de opruimoperatie. Het IOPCF heeft hiertegen een beroep ingesteld, waarbij zij aan haar vroegere overwegingen heeft toegevoegd dat "*the judge has in this way reached the absurd conclusion that compensation for ecological damage increases with the increase of the cost of the clean-up operations*". De Italiaanse Staat heeft tijdens de beroepsprocedure geëist dat het door de rechter vastgestelde bedrag werd hernieuwd tot het oorspronkelijke bedrag van de vordering[283].

128. Omdat als gevolg van de lange afhandelingperiode ernstige juridische vragen waren gerezen naar de mogelijke verjaring van de vorderingen en het jarenlang verder procederen hieromtrent onbillijke gevolgen zou hebben voor de slachtoffers van de ramp, heeft het IOPCF - in samenspraak met de scheepseigenaar en de UK P&I Club - gepoogd een compromisvoorstel op te stellen. Teneinde tot een globaal akkoord te komen werd door de UK P&I Club van de scheepseigenaar een bijkomend bedrag van 25.000 miljoen ITL voorgesteld dat *ex gratia* zou worden toegekend. Met uitzondering van dit bedrag, werd voor de redactie van dit voorstel uitgegaan van het principe dat '*claims could be*

[283] IOPCF, *AR 1996*, 44

admissible only if a claimant had suffered a quantifiable economic loss, and claims for damage to the marine environment per se were not admissible"[284]. Verder werd uitgegaan van het principe dat het maximumbedrag dat vergoedbaar is onder het Fondsregime, (exclusief de intresten van het beperkingsfonds) beperkt is tot 60 miljoen SDR; dat de overeenkomst de houding van het IOPCF met betrekking tot de verjaringstermijn niet in het gedrang zou brengen en dat rekening zou worden gehouden met de economische situatie van de eisers die hun vordering overeenkomstig de in artikel 6 (1) van het Fondsverdrag neergelegde bepalingen met betrekking tot de verjaringstermijn hebben ingediend[285]. Het compromisvoorstel zou zodoende voorzien in een bedrag van circa 137 miljoen ITL (inclusief de *ex gratia* betaling).

Dit compromisvoorstel werd aan de diverse partijen voorgelegd in april 1995 en verder besproken gedurende 1996 en 1997[286]. Het compromisvoorstel moest er - met inachtneming van de hogervermelde principes - uiteindelijk toe leiden dat:

- alle eisers (ongeacht de grondslag van hun vordering en hun identiteit), hun vorderingen in de hangende procedures zouden intrekken, met inbegrip van de vorderingen naar aanleiding van de aansprakelijkheidsbeperking en de vorderingen die werden ingediend naar aanleiding van de strafprocedure;
- alle procedures met betrekking tot het recht van de scheepseigenaar om zijn aansprakelijkheid te beperken, zouden worden stopgezet;
- de procedure met betrekking tot de "*stato passivo*" (*i.e.* de berekening van de intresten bij het beperkingsfonds en de te hanteren berekeningswijze voor het maximumbedrag dat beschikbaar is onder het Fondsverdrag) zou worden stopgezet;
- het IOPCF alle procedures inzake de terugvordering van reeds betaalde bedragen zou stopzetten;
- de Italiaanse Staat de scheepseigenaars, de UK P&I Club en het IOPCF zou vrijwaren tegen vorderingen van ATI, Castalia, LOGECO en de regionale publieke autoriteiten, voor zover deze op basis van bovenstaande niet zouden zijn ingetrokken[287].

Met betrekking tot de uitstaande vraag naar de schadeloosstelling van de scheepseigenaar zouden bilaterale gesprekken plaatsvinden tussen het IOPCF en de scheepseigenaar[288].

Dit voorstel werd in april 1998 door de Italiaanse Staat ter goedkeuring voorgelegd aan het Italiaanse Parlement. Het voorstel werd - mits enkele amendementen - aanvaard door het Parlement en

[284] IOPCF, *AR 1995*, 48
[285] *Ibid.*
[286] Zie hiervoor IOPCF, *AR 1997*, 51-52
[287] IOPCF, *AR 1995*, 49
[288] IOPCF, *AR 1997*, 53

ondertekend door de President van de Italiaanse Republiek op 16 juli 1998[289]. Hierna werd de definitieve tekst van een globaal akkoord ("*the tri-partite agreement*") opgesteld tussen de Italiaanse Staat, de scheepseigenaar /UK P&I Club en het IOPCF, waarbij alle juridische procedures werden beëindigd[290]. In dit akkoord werd gesteld dat het IOPCF geen enkele vergoeding voor ecologische schade zou uitkeren, maar dat hiervoor wel een vergoeding op vrijwillige basis kon worden voorzien: "*the agreement provides for a payment by the shipowner/UK Club to the Italian State on an ex gratia basis and without admission as to the liability of any party, to the extent that the payment exceeds the balance of the limitation amount under the 1969 Civil Liability Convention*"[291].

De Italiaanse Staat achtte het noodzakelijk een advies in te winnen bij de Raad van State ("*Consiglio di Stato*") omtrent de overeenstemming van het akkoord met de Italiaanse Wet van 1986. In november 1998 werd hieromtrent een positief advies uitgebracht. Het was echter nodig een aantal bijkomende amendementen aan te brengen aan de overeenkomst. Het akkoord werd uiteindelijk ondertekend op 4 maart 1999 in Rome en uitvoerbaar verklaard door het Rekenhof ("*Corte dei Conti*") op 22 april 1999[292].

129. Als gevolg van de conflicten met het IOPCF omtrent de vergoedbaarheid van ecologische schade bij het *Haven*-incident, heeft de Italiaanse Staat de ratificatie van de Protocollen van 1992 relatief lang uitgesteld[293][294]. Op het *Legal Committee* van de IMO werd door de Italiaanse delegatie een verklaring afgelegd waarin werd opgeroepen tot de wijziging van de reeds herziene definitie van "schade door verontreiniging" om het uniek karakter van het mariene milieu in de Middellandse Zee en het belang van de toeristische industrie in de kuststaten te vrijwaren. De wijziging zou een billijke bepaling van de schade aan het mariene milieu op basis van de omvang van de olieverontreiniging, de chemische en fysische gevolgen van de dielozing op de mens, de fauna en de flora en van de natuurlijke en economische kenmerken van het verontreinigd gebied, mogelijk moeten maken[295].

Bij de goedkeuring van de Protocollen van 1992 werd door de Italiaanse Staat een verklaring afgelegd, volgens dewelke "*in consideration of the widely acknowledged difficulties in quantifying*

---

[289] Wet nr. 239 van 16 juli 1998, *Gazetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, 22 juli 1998, nr. 169
[290] Zie tekst in 71 FUND/EXC.61/1/1, 12 maart 1999.
[291] IOPCF, *AR 1998*, 48
[292] IOPCF, *AR 1999*, 47
[293] De Protocollen van 1992 werden goedgekeurd door de Wet nr. 177 van 27 mei 1999, *Gazetta Officiale della Republica Italiana*, 18 juni 1999
[294] MERIALDI, A., *Case study of Italy*, in FRANCKX, E.(ed.), *Vessel-source Pollution and Coastal State jurisdiction. The Work of the ILA Committee on Coastal State jurisdiction Relating to Marine Pollution (1991-2000)*, Kluwer Law International, Den Haag, 2001, 291-292
[295] Zie hiervoor LEG/68/9/1 van 26 februari 1993.

environmental damage, Italy declares its favour for the recognition of the damage also in terms of fair remuneration in terms according to prior understanding between the parties"[296].

2.1.2.2 Het *Seki*-incident

130. Op 30 maart 1994 zijn de tanker *Baynunah*, geregistreerd in de Verenigde Arabische Emiraten (VAE), en de Panamese tanker *Seki* met elkaar in aanvaring gekomen voor de haven van Fujairah (VAE). De *Baynunah* voer op het ogenblik van de aanvaring in ballast, terwijl de *Seki* geladen was met 153.000 ton ruwe olie. Als gevolg van de aanvaring kwam zo'n 16.000 ton olie in zee en op de nabijgelegen kusten terecht[297].

131. Naar aanleiding van deze ramp heeft de regering van de VAE voor de Rechtbank van Fujairah melding gemaakt van een dertigtal vorderingen ten belope van 163 miljoen DHR. De regering heeft echter slechts 19 vorderingen overgemaakt aan de Brittania P&I Club (98,3 miljoen DHR), waarvan één vordering opgemaakt in naam van 743 vissers (36,9 miljoen DHR). Daarnaast werd een vordering tot vergoeding van ecologische schade ten belope van 15.983.610 USD ingediend. De P&I Club en het IOPCF werden op de hoogte gesteld van 16 bijkomende vorderingen waarvan het bedrag niet werd vastgesteld. De vordering tot vergoeding van ecologische schade werd besproken door het Uitvoerend Comité van het IOPCF in april 1996. Het Uitvoerend Comité heeft in dit verband nogmaals gewezen op de *IOPC Fund Resolution nr. 3* van 1980 en de ter zake gevoerde politiek van het IOPCF volgens dewelke "*damage to the environment <u>per se</u> was not admissible wheras reasonable costs for reinstatement actually incurred or to be incurred qualified for compensation*". Het Uitvoerend Comité besloot dan ook dat de ingediende vordering niet aanvaardbaar was aangezien zij was gebaseerd op een theoretisch model[298].

132. Tussen de agent van de scheepseigenaar, de *World-Wide Shipping Agency Ltd*, en de regering van de VAE werd in 1994 een "*Memorandum of Agreement*" opgesteld, volgens dewelke alle vorderingen van de regering zouden worden betaald door een afzonderlijk beperkingsfonds, zelfs indien deze vorderingen werden afgewezen door de Brittania P&I Club of het IOPCF. Het IOPCF heeft naar aanleiding van deze gewezen op het feit dat geen vorderingen kunnen worden ingesteld tegen de scheepseigenaar dan in overeenstemming met het Aansprakelijkheidsverdrag en dat "*this Memorandum constituted a private arrangement and would not affect the legal position of the 1971 Fund. (...) The Fund was not bound by any agreement in respect of a claim (...)*". In maart 1996 werd het IOPCF ervan op de hoogte gebracht "*that the Government of Fujairah had drawn upon the deposit*

[296] Zie hiervoor LEG/CONF.9/INF.2 van 24 november 1992.
[297] IOPCF, *AR 1994*, 78
[298] IOPCF, *AR 1996*, 73

made by World-Wide Shipping Agency Ltd. In respect of the claim relating to environmental damage for a total of USD 15.983.610, which corresponded to the amount claimed"[299].

2.1.3 De periode van 1996-heden

2.1.3.1 Het *Nissos Amorgos*-incident

133. De Griekse tanker *Nissos Amorgos* liep op 28 februari 1997 aan de grond in de Golf van Venezuela. De tanker was geladen met 75.000 ton ruwe olie, waarvan ongeveer 3.600 ton in zee en op de nabijgelegen kusten terechtkwam. In oktober 1997 werd door de Republiek van Venezuela bij de *Criminal Court of Cabimas* een vordering tot vergoeding van ecologische schade ten belope van 60.250.69 USD ingediend tegen de kapitein, de scheepseigenaar en de Gard Club. De vordering werd gebaseerd op een brief van de Procureur-Generaal van het *Venezuelan Ministry of Environment and Renewable Natural Resources*. Hierin werd schadevergoeding gevorderd voor de schade die werd toegebracht aan de "*communities of clams living in the intertidal zone affected by the spill, for the cost of restoring the quality of the water of the affected coasts, for the cost of replacing damaged sand and for damage to the beach as a tourist resort*". Het IOPCF werd op de hoogte gebracht van deze vordering[300].

134. Naar aanleiding van deze vordering werden de door het IOPCF gehuldigde principes met betrekking tot de vergoeding van ecologische schade in herinnering gebracht. Deze werden als volgt samengevat:

- *The 1971 Fund accepts claims which relate to "quantifiable elements" of damage to the marine environment, for example, reasonable costs of reinstatement of the damaged environment, and loss of profit (income, revenu) resulting from damage to the marine environment suffered by persons who depend directly on earnings from coastal or sea-related activities, eg. loss of earnings suffered by fishermen or by hoteliers and restaurateurs at seaside resorts;*
- *The 1971 Fund has consistenly taken the position that claims relating to unquantifiable elements of damage to the marine environment cannot be admitted. The Assembly has rejected claims for compensation for damage to the marine environment calculated on the basis of theoretical models. Compensation can be granted only if a claimant has suffered quantifiable economic loss;*
- *Damages of a punitive character, calculated on the basis of the degree of the fault of the wrong-doer and/or the profit earned by the wrong-doer, are not admissible. Criminal and civil penalties*

[299] *Ibid.*, 74
[300] IOPCF, *AR 1997*, 106 & 109

for oil pollution from ships do not constitute compensation and do not therefore fall within the scope of the Civil Liability Convention and the Fund Convention[301].

Het IOPCF heeft eveneens gewezen op de gevoerde politiek met betrekking tot de toelaatbaarheid van vorderingen tot vergoeding van herstelmaatregelen[302].

135. Het Uitvoerend Comité van het IOPCF heeft de schadevordering van de Republiek van Venezuela besproken in oktober 1997. Hierbij werd rekening gehouden met het feit dat de Beheerder nog geen diepgaande studie had gemaakt van de vordering. Er werd evenwel genotuleerd dat - volgens de Beheerder - de vordering uit twee elementen leek te bestaan, namelijk de schade die werd toegebracht aan de schelpdieren en de schade die werd toegebracht aan de toeristische industrie en beiden werden berekend op basis van theoretische modellen en niet overeenstemden met daadwerkelijke verliezen van de schuldeiser. Deze vordering kon dan ook niet toelaatbaar zijn onder het Aansprakelijkheidsverdrag en het Fondsverdrag. Het was niet duidelijk in hoeverre de vordering tot herstel van de waterkwaliteit verband hield met kosten van herstelmaatregelen of kosten voor schade aan het mariene milieu *in se*. De vordering met betrekking tot de herintroductie van zand leek gerelateerd te zijn aan de kosten voor herstelmaatregelen[303].

136. Bij de *Civil Court of Caracas* werd eveneens een vordering ten belope van 60.250.69 USD ingediend door de Republiek van Venezuela. Deze vordering lijkt hetzelfde voorwerp te hebben als de vordering die werd ingediend bij de *Criminal Court of Caracas*. In haar pleidooien heeft de Republiek van Venezuela de aandacht getrokken op de ernst van het incident "*which seriously affected the environment and the ecosystem in general, and which resulted in considerable expenditure being incurred in respect of 'pollution damage' and 'preventive measures'*". Het IOPCF werd eveneens op de hoogte gebracht van deze vordering[304].

In maart 1999 hebben het IOPCF, de scheepseigenaar en de Gard Club een verslag afgeleverd aan de rechtbank met betrekking tot de verschillende onderdelen van de vordering tot vergoeding van ecologische schade. Dit verslag werd opgemaakt door een expertenteam van Venezuelaanse, Amerikaanse en Zweedse experten. Zij hebben unaniem geconcludeerd dat de vordering van de Republiek Venezuela geen bestaansreden had. Op vraag van deze partijen heeft de rechtbank een panel van drie experten aangeduid teneinde de toelaatbaarheid van de vordering te onderzoeken. In

[301] *Ibid.*, 109
[302] *Cfr. infra*, Hoofdstuk 3, nrs. 143 e.v.
[303] IOPCF, *AR 1997*, 110
[304] *Ibid.*

haar verslag van 15 juli 1999 heeft dit expertenteam bevestigd dat de vordering van de Venezulaanse overheid geen grondslag had[305].

De kapitein, de scheepseigenaar en de Gard Club heeft de Rechtbank van eerste aanleg gevraagd zich onbevoegd te verklaren in deze zaak en heeft gesteld dat de *Criminal Court of Caracas* exclusief bevoegd was voor vorderingen naar aanleiding van het incident met de *Nissos Amorgos*. Zij hebben eveneens geëist in elk geval de vordering tot vergoeding van ecologische schade te verwerpen, aangezien een zelfde vordering werd ingesteld bij de *Criminal Court*[306].

In deze zaak is nog geen einduitspraak gevallen.

2.1.3.2 Het *Plate Princess*-incident

137. Tijdens het laden van 44.250 ton olie aan boord van de Maltese tanker *Plate Princess* op 27 mei 1997 in de Haven van Puerto Miranda (Venezuela) kwam zo'n 3,2 ton olie in het water terecht. De olie kwam een kilometer verder in een klein mangrovewoud en op een onbewoonde kuststrook terecht. Naar aanleiding hiervan heeft een visserijassociatie, FETRAPESCA, de Rechtbank van Cabimas gevraagd een commissie in te stellen '*to inspect the damage and establish inter alia a formula to assess the environmental impact of the oil spill, the criteria to determine the effects of the oil spill on the ecosystem and the consequences of the spill for the affected communities*'[307].

In de verdere verslagen wordt geen gewag meer gemaakt van deze vordering.

2.1.3.3 Het *Evoikos*-incident

138. Op 15 oktober 1997 kwam de Cypriotische tanker *Evoikos* (80.823 GT), die geladen was met circa 130.000 ton HFO, in de straat van Singapore in aanvaring met de in ballast varende Thaïse tanker *Orapin Global* (138.037 GT). Als gevolg van deze aanvaring werd een verontreiniging door circa 29.000 ton olie vastgesteld op het grondgebied van Maleisië, Singapore en Indonesië.

Hiervoor werd door de Indonesische autoriteiten een vordering ten belope van 3,4 miljoen USD ingediend bij de scheepseigenaar en de UK P&I Club. Deze vordering had betrekking op de vergoeding van schade aan mangroves (2 miljoen USD), zandschade (1,2 miljoen USD), inkomstenverlies door de visserij-sector (11.000 USD) en de kosten voor de opruimoperaties (152.000

[305] IOPCF, *AR 1999*, 92-93
[306] *Ibid.*, 111
[307] *Ibid.*, 117-118

USD). Deze vordering werd evenwel niet gestaafd door bijkomend bewijsmateriaal. Hoewel het IOPCF 71 - door het ontbreken van deze informatie - niet in staat was deze vordering in haar totaliteit te beoordelen, heeft zij reeds het standpunt ingenomen dat de vorderingen met betrekking tot de verontreiniging van mangroves en zand vermoedelijk zijn gebaseerd op basis van abstracte kwantificeringsmethodes en om die reden niet aanvaardbaar zijn.[308]

2.1.3.4 Het *Pontoon 300*-incident

139. Tijdens het slepen van het schip *Pontoon 300* (4.233 GT) op 7 januari 1997, kwam deze tot zinken voor de kust van de Verenigde Arabische Emiraten en kwam circa 8000 ton *intermediate fuel oil* in zee terecht. Het schip was geregistreerd in Sint Vincent and the Grenadines en was niet verzekerd.

Het Emiraat Umm Al Quwain, dat het ergst getroffen was, heeft hiervoor een vordering ten belope van 199 miljoen DHS ingediend voor economische verliezen in de toeristische en visserijsector, schade aan eigendommen en kosten voor de opruimoperatie. Een deel van deze vordering (161 miljoen DHS) had eveneens betrekking op de vergoeding van milieuschade (*i.e.* schade aan de visbestanden en andere mariene hulpbronnen, zoals mangroves). Het IOPCF 1971 heeft het Emiraat ervan in kennis gesteld dat vorderingen tot vergoeding van milieuschade op basis van theoretische modellen niet toelaatbaar zijn[309].

2.1.3.5 Het *Maritza Sayalero*-incident

140. Bij het lossen van de Panamese tanker *Maritza Sayalero* (28.338 GT) bij een olieterminal in de Baai van Caranero (Venezuela) werd door een van de bemanningsleden een olievlek van circa 140 m² waargenomen aan bakboord van het schip. De losactiviteiten werden onmiddellijk stopgezet. Uit metingen aan boord en aan land is gebleken dat ongeveer 262 ton MDO ontbrak in het schip en 699 ton aan landzijde. Het lek werd vastgesteld op ongeveer 40 meter van het schip in de onderwaterleiding van de olieterminal die werd gebruikt voor het lossen van de lading. Onder het Venezuelaanse *Oil Contingency Plan for Oil Pollution* is PDVSA (*Petroleos de Venezuela SA*, de uitbater van de olieterminal) verantwoordelijk voor de opruimoperaties. PDVSA heeft drie Venezuelaanse instellingen de opdracht gegeven de schade aan het mariene milieu te bepalen teneinde een schadevergoeding in te dienen. Door het uitvoerend Comité van het IOPCF werd echter besloten dat het incident niet onder de toepassingsgebied van het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 en het

[308] IOPCF, *AR 2001*, 83-85
[309] IOPCF, *AR 2001*, 86-89.

Fondsverdrag van 1971 viel, aangezien het maritiem transport beëindigd was en de olie op het tijdstip van het incident niet werd vervoerd door de *Maritza Sayalero*[310].

2.1.3.6 Het *Alambra*-incident

141. Bij het laden van de Maltese olietanker *Alambra* (75.366 GT) in de haven van Muuga (Estland) op 17 september 2000 is circa 300 ton HFO weggelekt. Hiervoor werd door het *Environment Inspectorate* een verordening ten belope van 45,1 miljoen EEK ingediend, die was berekend op basis van theoretische modellen. Deze verordening werd door het IOPCF niet in overweging genomen[311].

2.2 Het IOPCF 1992

142. Als gevolg van het stranden van de met 70.000 ton ruwe olie geladen Panamese tanker *Natuna Sea* (51.095 GT) op 3 oktober 2000, kwam ongeveer 7.000 ton olie in zee en op de stranden van de kuststaten Indonesië, Singapore en Maleisië terecht. Door de uiteenlopende verdragsrechterlijke posities van deze kuststaten zijn zowel het 1969/71- als het 1992-regime van toepassing op dit incident. Door de Indonesische autoriteiten werd een vordering ten belope van 1.058.000 miljoen RP ingediend voor schade aan het kustecosysteem, met inbegrip van schade aan mangroves, koraalriffen en toeristische stranden. Deze vordering werd echter op generlei wijze gestaafd en het is dus zeer de vraag of hieraan een verder gevolg zal worden gegeven[312].

[310] IOPCF, *AR 1998*, 107; IOPCF, *AR 1999*, 107 e.v.; IOPCF, *AR 2000*, 89 e.v.; IOPCF, *AR 2001*, 90 e.v.
[311] IOPCF, *AR 2001*, 93.
[312] IOPCF, *AR 2000*, 92-95 en IOPCF, *AR 2001*, 94-96

HOOFDSTUK 3
DE VERGOEDING VAN HERSTELMAATREGELEN ONDER HET INTERNATIONAAL AANSPRAKELIJKHEIDSREGIME

Inleiding

143. Ondanks discussie omtrent de modaliteiten waaronder een vergoeding voor de kosten voor bestrijdings- en opruimoperaties (*"clean-up costs"*), voor schade aan visgronden en visboerderijen (*"fishery damage"*) en winstderving (*"pure economic loss"*) vergoedbaar is, heeft het IOPCF geen bezwaren geuit ten aanzien van de principiële vergoedbaarheid van deze. Uit de jaarverslagen en de diverse *Claims Manuals* blijkt dat vorderingen tot vergoeding van schade met betrekking tot deze posten vergoedbaar worden geacht. De vergoeding van het IOPCF neemt steeds de vorm aan van een geldelijke compensatie, die echter ook de in monetaire waarden uitgedrukte kosten voor herstel van schade *in natura* van vergoedbare posten (bv. vervanging van *oil booms*, visnetten, ...) impliceert. Het herstel van niet-kwantificeerbare schade aan het natuurlijk milieu wordt - zoals reeds herhaaldelijk gesteld - niet vergoedbaar geacht. De vraag rijst echter wat de vergoedingspraktijk van het IOPCF is met betekking tot in monetaire waarden uitdrukbare kosten voor het herstel van schade aan het natuurlijk milieu *in natura*, de zogenaamde herstelmaatregelen.

Hoger werd reeds uitvoerig aangetoond dat de discussies omtrent de interpretatie van "schade door verontreiniging" hebben geleid tot een wijziging aan de definitie uit het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 (*cfr. supra*, nrs. 12 en 102-108). De vergoedbaarheid van herstelmaatregelen, zijnde redelijke maatregelen tot herstel van schade aan het milieu, werden met de Protocollen van 1992 expliciet ingeschreven in het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag. Met betrekking tot de herstelmaatregelen kunnen drie opmerkingen worden gemaakt.

Ten eerste wordt schade aan het mariene milieu *in se* niet vergoedbaar geacht. De reden werd aangehaald tijdens de onderhandelingen: *"the marine environment possessed no real value since it could not be marketed, nor could the sea creatures or fish in it until they were caught"*. Vermeldenswaard is dat tijdens de onderhandelingen geen enkele argument werd ingebracht tegen dit standpunt.

Ten tweede moeten de herstelmaatregelen *redelijk* zijn. Deze voorwaarde correspondeert met de voorwaarden die worden gesteld voor preventieve maatregelen en is in die zin begrijpelijk aangezien preventieve maatregelen tegelijkertijd het herstel van het mariene milieu als gevolg kunnen hebben.

Ten derde moeten de herstelmaatregelen daadwerkelijk ondernomen zijn of worden ondernomen. Deze bepaling werd ingevoegd teneinde te vermijden dat vorderingen worden ingediend die zijn berekend aan de hand van theoretische modellen. Daarentegen kunnen ook herstelmaatregelen die *zullen* worden ondernomen voor vergoeding in aanmerking komen. Men heeft hiermee willen vermijden dat bepaalde aanvaardbare herstelmaatregelen niet zouden worden genomen uit geldgebrek. Deze herstelmaatregelen moeten niettemin *daadwerkelijk* worden genomen: een vertegenwoordiger van de P&I Clubs heef er in dat verband op gewezen dat het enkel die gevallen betreft waarin de Staat of een bevoegde autoriteit reeds de nodige stappen heeft ondernomen voor de herstelmaatregelen en deze zullen worden uitgevoerd van zodra de financiële middelen hiervoor beschikbaar zijn.

3.1 Het IOPCF 1971

3.1.1 De periode van 1979-1992

144. In de jaarverslagen van het IOPCF wordt - op enkele uitzonderingen na - tijdens de periode tot de aanvaarding van de Protocollen van 1992 geen gewag gemaakt van vorderingen tot vergoeding van herstelmaatregelen.

3.1.1.1 Het *Tarpenbek*-incident

145. Op 21 juni 1979 kapseisde de Duitse tanker *Tarpenbek* (999 GT), geladen met 1.600 ton smeerolie als gevolg van een aanvaring. Tijdens de bergingsoperatie kwam een kleine hoeveelheid niet-persistente bunkerolie in zee terecht. De Britse nationale en lokale overheden hebben verschillende maatregelen genomen om te vermijden dat de stranden of het mariene milieu zou worden aangetast door de olie. Naar aanleiding van dit incident werd door de *Nature Conservancy Council* een niet-nader gedefinieerde vordering ten belope van £ 1.739 ingediend. Na een aanslepend geschil omtrent de interpretatie van de relevante Britse wetgeving en het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag en de vraag of er tengevolge van het incident persistente olie was vrijgekomen, werd een buitengerechtelijke akkoord gesloten waarbij aan de *Nature Conservancy Council* £ 1.400 werd uitgekeerd. Uit de jaarverslagen is echter niet af te leiden of het hier een vergoeding voor herstelmaatregelen of het schoonmaken van vogels betrof[313].

[313] IOPCF, *AR 1982*, 6; IOPCF, *AR 1983*, 1; IOPCF, *AR 1984*, 5-6; IOPCF, *AR 1985*, 9-11 & IOPCF, *AR 1986*, 9-10

3.1.1.2 Het *Tanio*-incident

146. Naar aanleiding van het incident met de *Tanio* werd door het Uitvoerend Comité van het IOPCF voor de eerste keer een reeks belangrijke beslissingen met betrekking tot de toelaatbaarheid van vorderingen tot vergoeding van schade genomen. Op 7 maart 1980 - nauwelijks twee jaar na de ramp met de *Amoco Cadiz* - brak de Maleisische tanker *Tanio* (18.048 GT), geladen met 26.000 ton HFO, in twee voor de kust van Bretagne. Het voorschip zonk met ongeveer 5.000 ton olie aan boord, terwijl het achterschip met ongeveer 7.500 ton olie naar de haven van Le Havre werd gesleept. Als gevolg van het ongeluk kwam ongeveer 13.500 ton olie vrij en werd meer dan 200 kilometer kustlijn in Frankrijk en op de Kanaaleilanden verontreinigd. Hiervoor werden onder andere vorderingen ingediend door de lokale autoriteiten voor opruimoperaties, herstelwerken aan wegen, restoratie van de stranden en verliezen geleden door de gemeentelijke campings. Dit incident werd besproken tijdens de zesde, zevende, negende en tiende zitting van het Uitvoerend Comité van het IOPCF die als vergoeding voor "schade door verontreiniging" zowel de kosten voor de restoratie van de verontreinigde gebieden, als de schade die tijdens de opruimoperaties werd toegebracht aan de wegen, duinen, enz. vergoedbaar heeft geacht[314].

3.1.1.3 De incidenten met de *Koho Maru N°3*, de *Rose Garden Maru*, de *Amazzone*, de *Kasuga Maru N° 1* en de *Agip Abruzzo*

147. In een aantal gevallen wordt melding gemaakt van schade aan natuurlijke elementen. Het is echter niet duidelijke in hoeverre de vordering tot schadevergoeding gebaseerd zijn op kosten die werden gemaakt voor het herstel in natura van deze elementen. Op 5 november 1984 liep de met 500 HFO geladen Japanse tanker *Koho Maru N°3* (199 GT) aan de grond nabij Hayamajima Island (Japan), waarbij ongeveer 20 ton olie in zee terechtkwam. Naar aanleiding van dit incident werden door twee collectieve visserij-associaties vorderingen tot vergoeding van schade aan visgronden ingediend, die betrekking hadden op de na-effecten van de olieverontreiniging op de visserij. De vorderingen werden niet aanvaard door het IOPCF om de reden dat de eisers niet voldoende gegevens hadden verstrekt om de geldigheid van de vorderingen te toetsen.

148. Ook bij het incident met de *Rose Garden Maru* (2.621 GT) voor de kust van de Verenigde Arabische Emiraten op 26 december 1985 waarbij tengevolge van een *overflow* olie in zee en op de kust terechtkwam, is sprake van ernstige schade aan bomen, beplanting en visgronden. Het is evenmin duidelijk in hoeverre de Umm Al Qaiwain Municipality een vergoeding voor het herstel van schade aan deze elementen in haar vordering heeft begrepen.

---

[314] IOPCF, *AR 1983*, s.p.

149. In de nacht van 30 op 31 januari 1988 kwam voor de Franse kust en de Kanaaleilanden ongeveer 2000 ton HFO vrij uit de Italiaanse tanker *Amazzone* (18.325 GT). De door een private organisatie ingediende vordering voor het schoonmaken van met olie bevuilde zeevogels ten belope van 50.326 FF werd volledig vergoed[315].

150. Tijdens een storm is de met 1.100 ton HFO geladen tanker *Kasuga Maru N° 1* (480 GT) voor de Japanse kust gekapseisd en gezonken. De door vier visserijorganisaties ingediende vordering tot vergoeding van de kosten om het gezonken wrak te omringen met een betonstructuur teneinde een beschermingszone voor krabben te creëren, werd door het IOPCF verworpen. Het IOPCF was de mening toegedaan dat deze maatregelen enkel waren genomen om fysische schade aan visnetten door het gezonken wrak te voorkomen[316].

151. Op 10 april 1991 werd de met 80.000 ton light crude oil geladen tanker *Agip Abruzzo* (98.544 GT) aangevaren toen hij voor de Italiaanse kust voor anker lag. Hierbij ontsnapte ongeveer 2.000 ton olie uit de brandende tanker. Naar aanleiding hiervan werd een vordering ten belope van 31.904.107 LIT ingediend voor het schoonmaken en restoreren van stranden door een private badplaats. Hiervoor werd een bedrag van 24 miljoen Italiaanse LIT uitgekeerd. Er werd niet gespecifieerd op de vordering als winstderving, kosten voor het schoonmaken dan wel als herstelmaatregel werd beschouwd[317].

3.1.2 De periode van 1992-1996

3.1.2.1 *Seventh Intersessional Working Group*

152. In oktober 1993 werd door de Algemene Vergadering een *Intersessional Working Group* opgezet teneinde de toelaatbaarheid van vorderingen tot vergoeding van schade door milieuverontreiniging te onderzoeken. Hierbij werd speciale aandacht besteed aan de vergoeding van milieuschade. De *Seventh Intersessional Working* Group heeft bij haar onderzoek omtrent een mogelijke wijziging in het beleid van het IOPCF ten aanzien van milieuschade volgende overwegingen in acht genomen[318]:

- de Resolutie nr. 3 van 1980 volgens dewelke de gevorderde vergoeding van het IOPCF niet mag worden berekend op basis van abstracte kwantifiëringsmethodes of theoretische modellen werd herhaaldelijk onderschreven door de Algemene Vergadering van het IOPCF;

[315] IOPCF, *AR 1988*, 50 & IOPCF, *AR 1989*, 38
[316] IOPCF, *AR 1989*, 37
[317] IOPCF, *AR 1992*, 37
[318] FUND/A.17/23 en FUND/WGR.7/4 van 20 juni 1994

- het standpunt van de *Fifth Intersessional Working Group* volgens dewelke een vergoeding enkel mag worden toegekend indien de eiser onder zijn/haar nationaal rechtsbestel over het recht beschikt een vergoeding te vorderen voor kwantificeerbare economische verliezen, werd eveneens ondersteund door de Algemene Vergadering;
- de gewijzigde definitie van "schade door verontreiniging" die enkel een vorderingsrecht toekent voor redelijke kosten die zijn ontstaan naar aanleiding van het herstel van het mariene milieu na een olieverontreiniging;
- de beschrijving van de houding van het IOPCF door de Beheerder ervan, volgens dewelke enkel verordeningen worden aanvaard die betrekking hebben op kwantificeerbare elementen van schade aan het mariene milieu (bv. redelijke kosten van herstelmaatregelen; winstderving als gevolg van schade aan het mariene milieu die werd geleden door personen die voor hun inkomen rechtstreeks afhankelijk zijn van zee- of kustgebonden activiteiten). Bovendien heeft het IOPCF stelselmatig de positie ingenomen dat vorderingen met betrekking tot niet-kwantificeerbare elementen van schade aan het mariene milieu en vorderingen gebaseerd op theoretische modellen moeten worden verworpen. Vorderingen met een punitief karakter - op basis van de mate van de fout of de winst die de vervuiler hieruit heeft getrokken - en strafrechterlijke of burgerrechterlijke boetes voor olieverontreiniging komen evenmin in aanmerking voor vergoeding.

153. Met uitzondering van de Italiaanse delegatie en de waarnemers van *Friends of the Earth International* (FOEI), waren alle delegaties de mening toegedaan dat de houding van het IOPCF ongewijzigd moest blijven, dat vorderingen inzake de aantasting van het mariene milieu enkel aanvaardbaar waren indien de eiser kwantificeerbare economische verliezen heeft geleden en dat dergelijke verliezen in monetaire termen moeten worden uitgedrukt.

Met betrekking tot de vergoeding van herstelmaatregelen werd gewezen op de gewijzigde definitie van "schade door verontreiniging", volgens dewelke de vergoeding moet worden beperkt tot de kosten van redelijke herstelmaatregelen die daadwerkelijk werden genomen of zullen worden genomen. Er werd overeenstemming bereikt over het feit dat de redelijkheidstest van objectieve aard moest zijn, *i.e.* dat de maatregelen redelijk moeten zijn vanuit een objectief standpunt in het licht van de beschikbare informatie op het ogenblik dat de maatregelen worden genomen.

Er werd eveneens benadrukt dat de bewoording "daadwerkelijk" zowel op de "ondernomen" als "te ondernemen" maatregelen betrekking heeft. Een vergoeding voor "te ondernemen maatregelen" mag enkel worden uitgevoerd indien de eiser over onvoldoende financiële middelen beschikt en indien een gedetailleerde beschrijving van de uit te voeren herstelmaatregelen werd voorgelegd.

154. De criteria voor de vergoedbaarheid van herstelmaatregelen werden dan ook als volgt vastgelegd:

- de kostprijs van de maatregelen moet redelijk zijn;
- de kostprijs van de maatregelen mag niet onevenredig zijn met de behaalde resultaten of de resultaten die redelijkerwijs kunnen worden verwacht;
- de herstelmaatregelen moeten passend zijn en een redelijke kans op succes impliceren.

3.1.2.2 Het *Haven*-incident

155. In oktober 1994 heeft de Algemene Vergadering van het IOPCF haar houding ten opzichte van de door de Italiaanse Staat ingediende vordering tot vergoeding van ecologische schade enigszins bijgesteld. Deze lichte koerswijziging was gebaseerd op de resultaten van de *7th Intersessional Working Group*. Zoals gezegd bleef de *7th Intersessional Working Group* bij haar vroegere standpunt volgens hetwelk "*the IOPC Fund should maintain its position that claims relating to the impairment of the environment should be accepted only if the claimant had sustained a quantifiable economic loss, and that the loss must be such that it could be quantified in monetary terms*".[319]

156. De *7th Intersessional Working Group* heeft zich in het bijzonder gebogen over de vraag naar de vergoedbaarheid van de kosten die zijn gemaakt voor herstel van het mariene milieu. Zij was de mening toegedaan dat deze vraag moest worden opgelost op basis van de definitie van "schade door verontreiniging" zoals neergelegd in het Protocol van 1992 bij het Aansprakelijkheidsverdrag. Op basis hiervan kwam de *7th Intersessional Working Group* tot de conclusie dat vorderingen voor de herstelmaatregelen ("*reinstatement measures*") toelaatbaar zijn indien de herstelmaatregelen voldoen aan de volgende voorwaarden:

- het redelijkheidscriterium: de kosten voor de herstelmaatregelen moeten redelijk zijn ("*cost of the measures should be reasonable*");
- het proportionaliteitscriterium: de kosten voor de herstelmaatregelen moeten in verhouding staan tot de behaalde of verwachte resultaten ("*cost of the measures should not be disproportionate to the results achieved or the results which could reasonably be expected*");
- het opportuniteitscriterium: de herstelmaatregelen moeten passend zijn en een redelijke kans op succes vertonen ("*measures should be appropriate and offer a reasonable prospect of success*").

157. De *7th Intersessional Working Group* voegde hieraan toe dat de redelijkheidstoetsing uit artikel I, zesde lid van het Protocol van 1992 objectief moest zijn, *id est* dat de herstelmaatregelen "*should be*

[319] IOPCF, *AR 1994*, 27-28 & 50. Zie ook IOPCF (Seventh Intersessional Working Group), *Criteria for the admissibility of claims for compensation*. Review of decisions taken by the IOPC Fund 1979-1993, 12 januari

reasonable from an objective point of view in the light of the information available when the specific measures are taken". Een vergoeding kan enkel worden toegekend voor herstelmaatregelen die daadwerkelijk worden ondernomen of zullen worden ondernomen. Teneinde aan deze voorwaarden te voldoen zal het volgens de *7th Intersessional Working Group* noodzakelijk zijn een diepgaande studie ("*in-depth study*") te doen vooraleer de herstelmaatregelen worden genomen[320]. De kosten voor deze studie zullen in aanmerking komen voor vergoeding indien wordt voldaan aan de voorwaarden die het IOPCF in verband hiermee stelt[321].

158. De *7th Intersessional Working Group* ging eveneens akkoord met het standpunt van het Uitvoerend Comité dat vorderingen tot vergoeding van schade naar aanleiding van de schade van kweekvis en schaaldieren niet afdoende verantwoord worden door het louter verwijzen naar een door de overheid ingesteld visverbod of afbakening van visserijzones. Dergelijke vorderingen zijn enkel aanvaardbaar indien de vernieling van de visproducten redelijk was en zij worden gestaafd door wetenschappelijk of ander overtuigend bewijs[322].

159. Bij het incident met de *Haven* heeft de Franse overheid zich het recht voorbehouden een verordening tot vergoeding van de kosten voor het herstel van het mariene milieu in te dienen[323]. In verdere verslagen wordt echter geen gewag gemaakt van het indienen van dergelijke vordering.

1994 (FUND/WGR. 7/3) en IOPCF, *Report of the Seventh International Working Group*, 20 juni 1994 (FUND/WGR.7/21)

[320] *Ibid.*

[321] De voorwaarden waaronder de kosten voor uitgevoerde studies voor vergoeding door het IOPCF in aanmerking komen werden door de Algemene Vergadering vastgesteld op basis van de conclusies van de *5th Intersessional Working Group*. Volgens deze kunnen kosten voor studies enkel vergoed worden indien "*the studies were carried out as a direct consequence of a particular oil spill and as a part of the oil spill response*". Het IOPCF heeft inderdaad herhaaldelijk geweigerd een vergoeding voor de kosten van studies uit te keren indien het ging om studies met een algemeen of puur wetenschappelijk karakter. Dit is onder andere het geval geweest met de studie die naar aanleiding van het incident met de *Braer* werd uitgevoerd op vraag van het *Shetlands Islands Council*. Met betrekking tot milieustudies werd door de *5th Intersessional Working Group* aanvaard dat "*post-spill studies*" noodzakelijk en nuttig kunnen zijn om de aard en de omvang van de schade door olieverontreiniging vast te stellen en te beslissen of herstelmaatregelen kunnen worden genomen. De werkgroep vond het verantwoord dat het IOPCF deelneemt aan de kosten voor dergelijke studies, op voorwaarde dat deze betrekking hebben op schade door verontreiniging zoals afgebakend in het Aansprakelijkheidsverdrag en op voorwaarde dat het gaat om redelijke herstelmaatregelen. Het is immers aangewezen dat het IOPCF in een vroeg stadium wordt betrokken bij het uitvoeren van milieustudies en zodoende de mogelijkheid heeft tussen te komen in de selectie van de experten en de afbakening van het mandaat van deze. De *5th Intersessional Working Group* heeft benadrukt dat de milieustudies "*practical*" en "*likely to deliver the required data*" moeten zijn en dat "*the scale of the studies should not be out of proportion to the extent of the contamination and the predictable effects, that extent of the studies should be reasonable from an objective point of view and that the costs incurred should also be reasonable*". (*Ibid.*, 28-29)

[322] *Ibid.*

[323] IOPCF, *AR 1993*, 40; IOPCF, *AR 1994*, 51

3.1.2.3 Het *Aegean Sea*-incident

160. Op 3 december 1992 liep de Griekse OBO *Aegean Sea* (57.801 GT) aan de grond nabij de haven van La Coruña (Spanje). Als gevolg hiervan brak het schip - geladen met circa 80.000 ton ruwe olie - doormidden en ontstond brand. Het achterschip zonk met circa 6.500 ton ruwe olie en 1.700 ton HFO aan boord[324].

Het grootste deel van de vordering die werd ingediend door de Spaanse Staat, hield verband met de kosten voor het plaatsen van circa 286.000 m³ zand op bepaalde recreatie stranden (740 miljoen DES). Tijdens de debatten voor de Rechtbank van Eerste Aanleg hield het IOPCF dat het regeneratieprogramma reeds was opgestart vóór het incident met de *Aegean Sea* en dat tijdens de opkuisoperaties slechts 1.230 m³ oliehoudend zand werd verwijderd. Het IOPCF heeft dan ook het standpunt ingenomen dat enkel het deel van de vordering dat betrekking had op de plaatsing van 1.230 m³ zand, aanvaardbaar was[325].

Het Hof van Beroep heeft het verweer van het IOPCF verworpen om de reden dat een strikte interpretatie van "schade door verontreiniging" en "preventieve maatregelen" niet wenselijk was, aangezien de doelstelling van de Verdragen niet zou worden bereikt. Het Hof hield eveneens voor dat een flexibele interpretatie van de definitie noodzakelijk was en dat de richtlijnen en beslissingen die werden genomen door de organen van het IOPCF geen bindend karakter hadden.

De vordering werd verwezen naar de procedure voor de tenuitvoerlegging van het arrest[326]. Deze procedure onder Spaans recht wordt ingezet indien het *quantum* van de vorderingen niet voldoende bewezen is. In dat geval is de doorverwijzende rechtbank er wel toe gehouden criteria mee te geven voor de kwantificering van de schade. Ondanks het herhaaldelijk verlengd verzoek van de executierechter het vereiste bewijsmateriaal voor te leggen, werd dit nog niet volledig ingewilligd door de partijen. Het verzoek van het IOPCF de procedure om deze reden stop te zetten werd afgewezen. In deze zaak is nog geen einduitspraak gevallen[327].

3.1.2.4 Het *Senyo Maru*-incident

161. Op 3 september 1995 kwam de Japanse tanker *Senyo Maru* (895 GT), geladen met 2.000 ton HFO in aanvaring met de Panamese bulk carrier *Batis*. Tengevolge van de schade aan een van de laadruimen, kwam 94 ton HFO in zee terecht.

---

[324] IOPCF, *AR 1996*, 50
[325] *Ibid.*, 55
[326] IOPCF, *AR 1997*, 57

Na inspectie van een van de verontreinigde stranden, waar tijdens de opruimoperaties een grote hoeveelheid zand en grind was weggenomen en een gevaarlijk steile helling was ontstaan, werd door een visserijcoöperatieve het verzoek ingediend om het strand terug op te hogen. Een technische expert van de lokale gemeenschap oordeelde dat het strand op natuurlijke wijze zou herstellen binnen een termijn van een jaar. Na overleg tussen het IOPCF en de visserijcoöperatieve werd besloten dat het strand niet zou worden opgehoogd. Op die manier werd vermeden dat een (betwistbare) vordering zou worden ingediend[328].

3.1.3 De periode van 1996-heden

162. De met 130.000 ton ruwe olie geladen Liberiaanse tanker *Sea Empress* (77.356 GT) liep op 15 februari 1996 aan de grond voor de haven van Milford (Verenigd Koninkrijk). Als gevolg hiervan kwam 6.000 ton ruwe olie in zee terecht. Ondanks diverse pogingen de tanker naar de haven van Milford te slepen, liep het schip opnieuw aan de grond in de nacht van 16 februari 1986, waarbij opnieuw 30.000 ton olie is ontsnapt. Uiteindelijk kon de *Sea Empress* de haven worden binnengesleept waar de resterende lading (58.000 ton) werd gelost. Bij het wegslepen van de olietanker werden opnieuw olieverliezen vastgesteld. In het totaal is bij het incident ongeveer 72.000 ton ruwe olie en 360 ton HFO ontsnapt.

Naar aanleiding van dit incident werden door twee vrijwilligersorganisaties, *Care for the Wild* en *South Devon Seabird Trust*, vorderingen ten belope van respectievelijk £4.900 en £700 ingediend voor het schoonmaken van beschermde vogels. Deze vorderingen werden volledig ingewilligd[329]. Er werd eveneens een vordering ten belope van £44.000 voor het schoonmaken van vogels, monitoring van de vogels en algemene monitoring van de kustlijn door *Dyfed Wildlife Trust*, een vordering ten belope van £37.000 voor het redden van vogels en monitoring van de kustlijn door de *National trust* en een vordering ten belope van £11.000 voor de monitoring van vogels op en onder water door het *Joint Nature Conservancy Council*, ingediend. Op 31 december 1998 was £18.000 van het totaal gevorderde bedrag van £97.000 uitbetaald. Het verdere verloop van de afhandeling van deze vorderingen is niet duidelijk.

[327] IOPCF, *AR 2001*, 48
[328] IOPCF, *AR 1996*, 86
[329] IOPCF, *AR 1996*, 98

3.2 Het IOPCF 1992

163. In de nasleep van de rampen met de *Erika* en de *Nakhodka* werd in april 2000 door de Algemene Vergadering van het IOPCF 1992 een *Third Intersessional Working Group* opgezet aangaande de mogelijke noodzaak van een herziening van het internationaal aansprakelijkheidsregime. In haar vergaderingen van maart en juni 2001 werden een aantal onderwerpen naar voor geschoven die speciale aandacht behoeven. Het betrof meer bepaald de verhoging van de plafonds, de aansprakelijkheid van de scheepseigenaar en de vergoeding van milieuschade. Daarnaast kwamen ook de vraag naar de vergoedbaarheid van vaste kosten, de verjaringstermijn, *alternative dispute settlement* (ADR)-procedures, de problemen die samengaan met het niet indienen van de olierapporten door de Verdragstaten en mechanismen om een uniforme interpretatie van de Verdragen te bewerkstelligen, aan de orde[330].

164. Reeds in een vroeg stadium van haar werkzaamheden werd binnen de werkgroep overeenstemming bereikt over het feit dat de vergoedbaarheid van milieuschade moest worden bekeken in het licht van een wijziging in het beleid van het IOPCF en niet de vorm zou aannemen van een amendement aan het Fondsverdrag[331].

165. In de loop van 2001 werd door de werkgroep een voorstel onderzocht volgens dewelke een vergoeding voor milieuschade niet enkel zou worden toegekend ingeval van aanwijsbare economische verliezen, maar ook indien deze werd berekend op basis van theoretische modellen. Dit voorstel werd niet weerhouden, aangezien de inhoud ervan niet strookt met de in het Verdrag neergelegde definitie van "schade door verontreiniging"[332].

166. De werkgroep besloot evenwel unaniem tot een onderzoek naar de verruimde vergoedbaarheid van herstelmaatregelen en milieuimpactstudies binnen de grenzen van de definitie "schade door verontreiniging". Hiervoor werd een voorstel, opgesteld door de delegaties van Australië, Canada, Zweden en het Verenigd Koninkrijk, ingediend bij de Algemene Vergadering van oktober 2001[333]. Hoewel een meerderheid van de Algemene Vergadering zich positief heeft uitgesproken over de nieuwe criteria voor vergoedbaarheid van herstelmaatregelen en *post spill studies*, drukten een aantal delegaties hun bezorgdheid uit omtrent de formulering van de criteria en drukten de vrees uit dat het voorstel zou leiden tot speculatieve vorderingen tot vergoeding van milieuschade. Om die reden werd

[330] IOPCF, *AR 2001*, 32. Zie ook 92 FUND/A.7/4- 92 FUND/WGR.3/12
[331] IOPCF, *AR 2001*, 34
[332] *Ibid.*
[333] 92 FUND/A.6/4/5

de beslissing hieromtrent uitgesteld en werd het voorstel opnieuw naar de werkgroep doorverwezen voor verdere behandeling[334].

167. In de loop van 2002 werd door de delegaties van Australië, Canada, Frankrijk, Ierland, Nederland, Nieuw-Zeeland, Noorwegen, Zweden en het Verenigd Koninkrijk (hierna genoemd "Australië *et al.*) een aangepast voorstel ingediend dat rekening hield met de kritieken van de Algemene Vergadering[335].

Uitgaande van de vaststelling dat het Aansprakelijkheids- en het Fondsverdrag geen definitie van "herstelmaatregelen" bevatten, werd er in het voorstel van Australië *et al.* volgende uitgangspunten genomen:

- ten eerste moeten redelijke herstelmaatregelen ertoe strekken de verontreinigde site in eenzelfde staat te brengen als voor het incident, of - in elk geval - in een gelijkaardige staat (*i.e.* een gezonde biologische gemeenschap waarin de organismen die kenmerkend waren voor de levensgemeenschap vóór de olieverontreiniging, aanwezig zijn en normaal functioneren).
- ten tweede moest het nemen van innovatieve herstelmaatregelen worden aangemoedigd, met inbegrip van maatregelen in de algemene omgeving van het beschadigd gebied, op voorwaarde dat wordt aangetoond dat dergelijke maatregelen de kans op herstel van de beschadigde bestanddelen in het leefmilieu verhogen.
- ten derde is een verband tussen de herstelmaatregelen en de beschadigde bestanddelen noodzakelijk om speculatieve vorderingen te vermijden[336].

Op grond van bovenstaande werd voorgesteld dat voor vergoeding in aanmerking komende herstelmaatregelen, bovenop de algemene criteria voor vorderingen onder het IOPCF 92[337], moeten voldoen aan volgende criteria:

- de maatregelen moeten ertoe strekken dat het natuurlijk herstel van het verontreinigd gebied aanzienlijk versneld;
- de maatregelen moeten - voor zover mogelijk - verdere aantasting van het milieu als gevolg van het incident, vermijden;
- de maatregelen mogen - voor zover mogelijk - niet leiden tot de degradatie van andere habitats of tot negatieve gevolgen voor andere natuurlijke of economische hulpbronnen;
- de maatregelen moeten technisch uitvoerbaar zijn;

---

[334] 92 FUND/A.6/28, 6.25-6.43
[335] 92 FUND/WGR.3/11/3
[336] 92 FUND/A.7/4 - 92 FUND/WGR.3/12
[337] *Cfr. supra* nr. 79

- de kosten van de maatregelen mogen niet onevenredig zijn in verhouding tot de omvang en de duur van de schade en tot de voorzienbare resultaten.

Deze specifieke criteria moeten worden opgenomen in het relevante onderdeel van de *Claims Manual IOPCF 1992*.

168. De delegaties van Japan en de Republiek van Korea benadrukten dat de *Claims Manual* melding moest maken van het natuurlijk regeneratievermogen van het milieu en dat het gebruik van ambigue termen zoals "*Innovative approaches*" en "*alternative proximate sites*" moest worden vermeden, aangezien dit zou leiden tot verwarring en speculatie. De Koreaanse delegatie uitte eveneens haar bezorgdheid omtrent het feit dat de doelstelling de verontreinigde sites terug in haar oorspronkelijke staat te brengen, te ambitieus was en in de praktijk honderden jaren kon duren. Zij lijkt hiermee zichzelf tegen te spreken[338].

De waarnemers van de olie-, scheepvaart- en verzekeringsindustrie en de waarnemers van de *International Union for the Conservation of Nature* (IUCN) en ITOPF steunden de vooropgestelde criteria, omwille van de voldoende flexibiliteit ten aanzien van nieuwe wetenschappelijke ontwikkelingen binnen de bestaande definitie van de Verdragen[339].

Een meerderheid van de gouvernementele delegaties heeft haar steun bevestigd aan het voorstel en was de mening toegedaan dat de specifieke criteria geen verdere aanleiding zou geven tot speculatieve verordeningen. Zij wezen er in dat verband op dat de *Claims manual* geen bindend instrument is en dat de toelaatbaarheid van vorderingen tot vergoeding van herstelmaatregelen in elk geval zou worden beoordeeld door de organen van IOPCF 1992[340].

169. De redactie van de definitieve tekst werd opgedragen aan een *drafting group*[341] en overgemaakt aan de Algemene Vergadering van het IOPCF 1992.

Op 18 oktober 2002 heeft de Algemene Vergadering van het IOPCF de wijziging aan de *Claims Manual* goedgekeurd[342].

---

[338] 92 FUND/WGR.3/11/4 en 92 FUND/WGR.3/11/4 Add. 1
[339] *Ibid.*
[340] *Ibid.*
[341] 92 FUND/WGR.3/WP.1
[342] 92 FUND/A.7/29. Voor de tekst van de *Claims Manual* met betrekking tot de vergoedbaarheid van milieuschade, zie bijlage II.

HOOFDSTUK 4
DE VERGOEDING VAN VASTE EN BIJKOMENDE KOSTEN VAN *OVERHEIDSORGANEN ONDER HET INTERNATIONAAL AANSPRAKELIJKHEIDS-REGIME*

4.1 Inleiding en definiëring

170. Met vaste kosten worden - ingevolge een vaste definitie van het IOPCF - die kosten bedoeld die in elk geval door de publieke autoriteiten zouden moeten worden gedragen, zelfs indien geen olieverontreiniging heeft plaatsgehad. Met bijkomende kosten worden die kosten bedoeld die door de publieke autoriteiten worden gedragen naar aanleiding van een incident en die niet zouden zijn gerezen indien het incident en de bijgaande bestrijdingsoperaties niet zouden hebben plaatsgehad. In het Aansprakelijkheidsverdrag en Fondsverdrag is nergens een referentie terug te vinden aan de vergoedbaarheid van deze vaste en bijkomende kosten. De vraag is bijgevolg in hoeverre deze kosten vergoedbaar zijn onder het internationaal aansprakelijkheidsregime.

4.2 Vorderingsrecht van de Staat en overheidsorganen ?

171. Een eerste vraag die moet worden gesteld is of de Staat en haar overheidsorganen een vergoeding kunnen vorderen voor kosten die zijn gemaakt ter vervulling van hun opdracht, *in casu* de kosten die zijn gemaakt naar aanleiding van de bestrijdings- en opkuisoperaties bij een olieverontreiniging. CHAO stelt hieromtrent dat kosten voor de tussenkomst van de Staat via haar overheidsorganen bij een noodgeval in het algemeen niet kunnen worden verhaald op de veroorzaker van de schade, zelfs indien deze een fout heeft begaan. Dit principe, hier aangeduid als *the principle of the gratiousness of public services*, geldt zowel in de Amerikaanse als de Franse rechtsorde. In de Belgische rechtsorde verhinderde het leerstuk van de doorbraak van het causaal verband wegens de vervulling van de overheid van een wettelijke plicht tot voor kort de terugvordering van kosten naar aanleiding van door de overheid opgelopen schade[343]. Een speciale situatie zou echter optreden in het geval van maritieme incidenten, waarbij zowel onder Amerikaans, Engels en Frans recht wordt aanvaard dat een vergoeding mag worden gevorderd door de Staatsschepen die zijn betrokken bij reddingsoperaties[344]. Deze idee resulteerde in 1967 in de wijziging van het artikel 14 van het Hulp- en bergingsverdrag van 1910[345] waardoor het Verdrag eveneens van toepassing werd op Staatsschepen, en private

[343] Voor een analyse van deze problematiek naar Belgisch recht, zie Deel II Nationaal rechtsregime, Hoofdstuk 2, nrs. 41 e.v.
[344] CHAO, W., *o.c.*, 292
[345] Internationale overeenkomst voor de eenmaking van sommige regelen inzake bijstand en berging op zee, ondertekend te Brussel op 23 september 1910 (Inwerkingtreding: 1 maart 1913), in België goedgekeurd door de

bergingsoperaties op dezelfde wijze worden behandeld als publieke bergingsoperaties. Het Bergingsverdrag van 1989 heeft hierin een wijziging aangebracht in de zin dat - indien de Staat beslist het Verdrag van toepassing te verklaren op haar schepen - zij de voorwaarden hiervoor bekend dient te maken. Het Bergingsverdrag van 1910 is echter strikt beperkt tot operaties aan boord van een schip, terwijl de openbare diensten verleend door een Staat gerelateerd zijn aan diverse operaties, niet enkel op zee, maar ook aan land en in de lucht. De vooropgestelde niet-kosteloosheid van bergings- en bestrijdingsoperaties die worden uitgevoerd door Staatsschepen voldoet dus niet als basis voor de vergoeding van diensten die werden geleverd door een Staat[346].

172. In de zaak *Amoco Cadiz*, die werd gevoerd voor de Amerikaanse rechtbanken doch met inachtneming van het Franse recht, werd hiervoor de volgende oplossing geboden: Amoco had zowel het Franse als Amerikaanse recht ingeroepen om de kosteloosheid van de openbare dienstverlening te bewijzen. De Franse Staat heeft zich hiertegen verweerd door te stellen dat dit principe enkel van toepassing kon zijn in geval van een openbare dienstverlening met betrekking tot privé-eigendom terwijl in het onderliggende geval de schade in eerste instantie verband hield met materiële schade aan het maritieme openbaar domein en een belangrijk deel van de opruimacties eerder betrekking hadden op het herstel van de schade die was toegebracht aan het publiek domein, dan op de normale noodbestrijding. De Arrondissementsrechtbank van Chicago heeft hierover geen uitspraak gedaan, maar stelde de toepassing van het principe van de kosteloosheid van de openbare dienstverlening aan de kaak door te stellen dat het principe geen toepassing kon vinden bij ernstige incidenten van aanzienlijke omvang zoals in het geval van de *Amoco Cadiz*. Deze uitspraak werd herzien door het Hof van Beroep van Chicago: "*The district judge asserted that French courts would not apply this principle in big cases, but we do not believe that the law of France varies with the stakes of the case or the wealth of the litigants. Here as in every other case, we reject categorically the proposition that rules of law do not govern cases in which injuries are large or pocket deep*". Het Hof van Beroep heeft de Franse Staat echter wel een recht op vergoeding toegekend op grond van de redenering dat het principe van kosteloosheid van publieke dienstverlening bij incidenten die een olieverontreiniging tot gevolg hebben, enkel toepassing kon vinden in geval geen precedentenrecht of wetgeving voorhanden was die het principe weerhield. Noch in het Amerikaanse precedentenrecht, noch in het artikel 16 van de Franse Wet van 7 juli 1976[347] werd het principe van kosteloosheid van openbare dienstverlening bij olieverontreiniging weerhouden. De interpretaties van dit artikel waren echter uiteenlopend: volgens

---

Wet van 14 september 1911, *B.S.* 26 februari 1913 en gewijzigd door het Protocol tot wijziging van het Verdrag tot eenmaking van bepaalde regelen inzake hulp en berging op zee, opgemaakt te Brussel op 27 mei 1967 (Inwerkingtreding: 15 augustus 1977), in België goedgekeurd door de Wet van 30 maart 1973, *B.S.* 24 mei 1973 & 13 september 1977. Dit Verdrag werd vervangen door het Internationaal Verdrag inzake berging, ondertekend te Londen op 28 april 1989 (Inwerkingtreding; 14 juni 1996), in België nog niet goedgekeurd.

[346] CHAO, W., *o.c.*, 292

Amoco stond de wet enkel reddingsoperaties op zee toe, terwijl de Franse Staat de mening was toegedaan dat de Wet ook maatregelen op het land toestond[348]. Het Hof heeft uiteindelijk een uitspraak gedaan ten voordele van de Franse Staat door deze laatste interpretatie te volgen op grond van volgende redenering:"*If all of the litigants were private parties, we would not need to decide whether this understanding of the law is correct. But the Republic of France appears in this court and assures us that Article 16 applies to oil that reaches shore. (...) A court of the United States owes substantial deference to the construction France places on its domestic law. Courts of this nation routinely accept plausible constructions of laws by the agencies charged with administering them*"[349].

4.3 Vergoedbaarheid van vaste en bijkomende kosten volgens de compensatiepraktijk van het IOPCF

173. Bij verschillende incidenten waarin het IOPCF tussenkwam werd de vraag naar de vergoedbaarheid van vaste en bijkomende kosten gesteld.

De vraag naar de vergoedbaarheid van vaste en bijkomende kosten werd in 1981 reeds besproken door een *Intersessional Working Group*. De vraag werd zowel besproken met betrekking tot de kosten voor personeel dat permanent in overheidsdienst werkt[350], als met betrekking tot de kosten voor schepen die eigendom zijn van de overheid en worden ingezet voor bestrijdings- en opruimoperaties.

De *Intersessional Working Group* beaamde dat bijkomende kosten onder het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag altijd vergoedbaar zijn, maar kon geen overeenstemming bereiken omtrent de vergoedbaarheid van vaste kosten. De Beheerder van het IOPCF, M. JACOBSSON, heeft dit verduidelijkt door te verwijzen naar het feit dat in elk vergoedingssysteem als basisprincipe geldt dat de persoon die schade heeft geleden of kosten heeft gemaakt naar aanleiding van een incident in dezelfde financiële situatie moet worden geplaatst als had het incident zich nooit voorgedaan. Indien dit principe zou worden toegepast door het IOPCF kunnen enkel de bijkomende kosten worden

---

[347] Loi n° 76-599 du 7 Juillet 1976 relative à la prévention et à la répression de la pollution marine par les opérations d'immersion effectuées par les navires et les aéronefs et à la lutte contre la pollution marine accidentelle, *J.O.* 8 juli 1976

[348] Deze ambiguiteit werd definitief opgelost door de wijzigingswet van 10 mei 1983 die het toepassingsgebied van het artikel expliciet heeft uitgebreid naar het maritiem openbaar domein, de havens en hun toegangswegen (Loi n° 83-380 du 10 mai 1983 modifiant la loi du 7 juillet 1976 relative à la prévention et à la répression de la pollution marine par les opérations d'immersion effectuées par les navires et à la lutte contre la pollution marine accidentelle, *J.O.* 11 mei 1983).

[349] CHAO, W., *o.c.*, 294-296

[350] De kosten voor overuren (*"overtime allowances"*), extra vergoedingen voor zwaar werk (*"extra allowances for heavy duties"*) en reiskosten kunnen worden beschouwd als bijkomende kosten, terwijl de gebruikelijke lonen van het personeel als vaste kosten worden beschouwd.

vergoed en nooit de vaste kosten. Het IOPCF heeft dit principe niet weerhouden[351]. De meeste delegaties stemden ermee in dat een redelijk deel (*"a reasonable proportion"*) van de vaste kosten vergoedbaar moest zijn, aangezien het niet enkel in het belang van de individuele Staten, maar ook van het IOPCF was dat een Staat over een bestrijdingseenheid beschikt die op een snelle en goedkope manier een antwoord kan bieden aan een olielozing. Indien de opruimoperaties volledig zouden worden overgelaten aan de zorg van private firma's, zouden vanzelfsprekend geen vaste kosten meer worden opgenomen in de vorderingen gericht aan het IOPCF, maar dit zou volgens de *Intersessional Working Group* ook impliceren dat de bijkomende kosten veel hoger zouden liggen, mogelijk zelfs hoger dan indien de opruimoperaties door overheidspersoneel zouden zijn uitgevoerd en de vaste kosten hierbij worden vergoed. JACOBSSON heeft deze houding als volgt gerechtvaardigd: *"As for personnel permanently employed by public authorities, the IOPC Fund has agreed to pay not only the costs of overtime allowances, extra allowances for heavy duties and travel costs, but also the normal salaries of the persons involved. This position is in no means self-evident; it could be argued that the public authorities would have had to pay the normal salaries even if no incident had occurred. These salaries, however, have been considered as actual costs of clean-up operations. In addition, if public authorities were not reimbursed for costs of normal salaries in these cases, States having an efficient public force to deal with oil spills would be treated less favourably than States that rely entirely on private contractors for this purpose"*[352]. CHAO haalt hierbij de zaak met de *Tsesis* aan, waarbij door de Arrondissementsrechtbank van Stockholm een gelijkaardige redenering werd gevolgd: *"The fact that, even if the oil accident had not occurred the State would have had to pay wages to its officials and would also have incurred some costs in connection with this vessels, does not mean that the State, when oil damage has occurred, is not entitled to receive compensation for these costs"*[353]. De *Intersessional Working Group* kwam tot een compromis door te stellen dat bij de berekening van de vaste kosten enkel dié uitgaven konden worden betrokken die (1) voldoende nauw aanleunen bij het incident en (2) die geen overheadkosten betreffen: *"In the calculation of the relevant fixed costs only those expenses which correspond closely to the cleanup period in question and which do not include remote overhead charges, should be included"*. Tijdens de diverse onderhandelingen met overheden die een vordering tot vergoeding van vaste kosten hadden ingediend, heeft de Beheerder van het IOPCF zich op deze zienswijze gebaseerd. Dergelijke individuele beslissingen werden telkens gedragen door het Uitvoerend Comité. In 1988 werd de restrictieve benadering van de vergoedbaarheid van vaste kosten eveneens benadrukt door de Algemene Vergadering[354]. Tijdens de

[351] JACOBSSON, M., *The International Conventions on Liability and Compensation for Oil Pollution Damage and the activities of the International Oil Pollution Compensation Fund*, in DE LA RUE, C., *Liability for Damage to the Marine Environment*, LLP, Londen, 1993, 50

[352] JACOBSSON, M. &TROTZ, N., "The definition of pollution damage in the 1984 Protocols to the 1969 Civil Liability Convention and the 1971 Fund Convention", *J.L.M.C.*, 1986, 473-474, aangehaald door CHAO, W., *o.c.*, 293

[353] Judgment n° DT 74 (case n° T 12/79) of 19/9/1980, 34, aangehaald door CHAO, W., *o.c.*, 294

[354] IOPCF, *AR 1988*, 59-60

Intersessional Working Group die in 1993 werd opgezet om de vergoedbaarheid van bepaalde vorderingen te onderzoeken en in 1994 tot conclusies kwam, werd door bepaalde delegaties opnieuw de bezorgheid geuit dat deze restrictieve benadering Staten ervan zou kunnen weerhouden een efficiciënte bestrijdingseenheid operationeel te houden. Hiertegen werd echter ingebracht dat de Staten onder de *International Convention on Oil Spill Preparedness, Response and Cooperation* (OPRC)[355] van 1990 de verplichting hebben opgenomen een dergelijke eenheid op te richten. Het werd niet aanvaardbaar geacht dat het IOPCF deze verplichting (onrechtstreeks) zou financieren. Bovendien zou dit tot een ongelijke behandeling tussen Staten leiden, aangezien enkel die Staten die het slachtoffer worden van een olieverontreiniging waarin het IOPCF tussenkomt, een vergoeding zouden ontvangen[356]. Op basis hiervan heeft de *Intersessional Working Group* besloten dat de bestaande politiek moest blijven behouden[357].

174. Dit standpunt werd onder andere toegepast in de volgende zaken:

De vraag was voor de eerste keer uitdrukkelijk aan de orde naar aanleiding van het incident met de Duitse tanker *Jan* (1.400 GT) die op 2 augustus 1985 in aanvaring kwam met een navigatielicht in de haven van Aalborg (Denemarken). Als gevolg hiervan kwam 300 ton olie in zee terecht. De opruimactie werd geleid door de Deense autoriteiten, die hiervoor een vordering ten belope van DKR 11.805.021 indiende bij het IOPCF. In april 1987 werd een overeenkomst bereikt tussen het IOPCF, de Skuld Club en de Deense overheid over een gedeelte van deze vordering (DKR 3.307.044). Het ter discussie staande bedrag hield verband met de tarieven die werden gehanteerd voor het gebruik van Staatsschepen tijdens de opruimoperaties op zee en de vergoeding van het overheidspersoneel dat werd ingezet voor het schoonmaken van de kustlijn[358]. Ondanks het feit dat de gevorderde bedragen werden berekend op basis van richtlijnen die werden uitgevaardigd door het Deense Ministerie van Financiën, kon de Beheerder van het IOPCF niet akkoord gaan met een aantal vorderingen. Hij baseerde zich hiervoor op de zienswijze van het IOPCF met betrekking tot de vergoedbaarheid van vaste en bijkomende kosten. Uiteindelijk hebben de Deense autoriteiten hun vordering op een aantal punten bijgesteld en werd een akkoord bereikt in september 1988.

175. Een tweede incident waarbij de vraag naar de vergoedbaarheid van deze kosten uitdrukkelijk werd gesteld, was dat met de Zweedse tanker *Thuntank*, die geladen met 5.024 ton HFO op 21

---

[355] *International Convention on Oil Pollution Preparedness, Response and Cooperation (OPRC)*, ondertekend op 30 november 1990 en in werking getreden op 13 mei 1995 en aangevuld met het *Protocol on Preparedness, Response and Cooperation to Pollution Incidents by Hazardous and Noxious Substances (HNS-Protocol)*, ondertekend op 15 maart 2000 (nog niet in werking getreden). Geen van beiden werd tot op heden in België goedgekeurd.

[356] DE LA RUE, C.M. & ANDERSON, C.B., *o.c.*, 408

[357] IOPCF, *AR 1994*, 25

[358] IOPCF, *AR 1987*, 21-22

december 1986 voor de Zweedse kust aan de grond liep. Ondanks het grote risico dat de zwaar beschadigde tanker in twee zou breken, kon de olie grotendeels worden overgepompt, waardoor slechts 150-200 ton olie in zee terecht kwam. Door de zware weersomstandigheden moesten de opruimoperaties een drietal maanden worden uitgesteld en verliep het schoonmaken van de kustlijn zeer moeizaam. De Zweedse autoriteiten dienden een vordering ten belope van 25.107.949 SKr in voor de werkzaamheden van de *Swedish Coast Guard* en de on-shore opruimacties van diverse gemeenten. De kosten voor een experimentele opruimactie werden niet inbegrepen in deze vorderingen[359]. Deze vordering gaf aanleiding tot discussie omtrent de tarieven voor de oliebestrijdingsschepen die werden ingezet door de Zweedse autoriteiten en de tarieven voor het personeel van de overheidsinstellingen en de gemeenten dat werd ingezet voor de opruimoperaties. Deze bedragen waren berekend op basis van de tarieven die werden voorgeschreven door de *Swedish Customs Board*. De Beheerder van het IOPCF argumenteerde dat bepaalde tarieven die werden gehanteerd voor het inzetten van publieke oliebestrijdingsschepen te hoog waren en dat de tarieven voor het personeel ook betrekking hadden op algemene onkosten ("*remote overheads*") en bepaalde kosten bevatten die niet direct in verband stonden met de opruimoperaties. Na een overeenkomstige reductie van de vordering door de Zweedse overheden werd een akkoord bereikt in oktober 1989.

176. Bij het incident met de *Rio Orinoco* stonden niet enkel de tarieven die werden gehanteerd voor het inzetten van overheidsschepen- en vliegtuigen ter discussie, maar ook de redelijkheid van bepaalde acties. De *Rio Orinoco* (5.599 GT) was geladen met 9.000 ton warme asfalt en 300 ton IFO en HDO, toen hij op 16 oktober 1990 aan de grond liep nabij de Anticosti Eilanden in de Golf van Saint Lawrence (Canada). Als gevolg hiervan kwam 185 ton IFO in zee en op de nabijgelegen kusten terecht. Door de aard van de lading, de schade aan het schip en de winterse weersomstandigheden duurde het bijna 10 maanden vooraleer het schip kon worden gelicht en het gevaar op verontreiniging in de ecologisch waardevolle kustomgeving was geweken. Intussen werden diverse maatregelen genomen die het midden hielden tussen preventieve maatregelen en maatregelen ter vermindering van verontreiniging enerzijds en maatregelen tot vrijwaring van het schip en zijn lading anderzijds. Het Uitvoerend Comité heeft sinds het incident met de *Patmos* steeds de positie ingenomen dat enkel die operaties die de voorkoming of de vermindering van de verontreiniging als hoofddoel hebben, kunnen worden beschouwd als preventieve maatregelen. Indien de operaties een ander doel als hoofddoel hebben, zoals de bescherming van het schip of de lading, vallen deze niet onder de definitie van "preventieve maatregelen"[360]. De door de Canadese overheden gemaakte verdeling tussen deze twee kostenposten en de ingediende vordering voor de bestrijdingsoperaties werd algemeen aanvaard door het IOPCF. Het dient echter gezegd dat alle interventiemaatregelen werden genomen in onderling

[359] IOPCF, *AR 1989*, 23-25
[360] IOPCF, *AR 1988*, 60

overleg met het IOPCF en een door het IOPCF aangestelde "onafhankelijk" expert, waardoor alle discussies reeds werden gevoerd vóór de definitieve opmaak van de vorderingen[361].

177. Zowel bij de aanvaring met de *Agip Abruzzo* (*cfr. supra* nr. 109), als bij de aanvaring met de met 293.000 ton ruwe olie geladen tanker *Seki* (153.506 GT) op 30 maart 1994 voor de kust van de Verenigde Arabische Emiraten (*cfr. supra* nr. 130), waardoor ongeveer 16.000 ton olie in zee en op de kustlijn terecht kwam, werden vorderingen ingediend door een aantal privé-ondernemingen die betrokken waren bij de bestrijdings- en opruimoperaties. Deze vorderingen werden gereduceerd omdat bepaalde tarieven die werden gehanteerd voor het inzetten van de uitrusting en het personeel als "onredelijk" werden beschouwd[362].

Ook bij het incident met de Russische tanker *Volgoneft 263* (3.566 GT), die op 14 mei 1990 voor de Zweedse kust in aanvaring kwam met de *Betty*[363], en bij het incident met de *Brady Maria* (996 GT) die 3 januari 1986 in de monding van de Elbe werd aangevaren[364], hebben de tarieven die door de Zweedse, respectievelijk Duitse autoriteiten werden gehanteerd voor het inzetten van hun oliebestrijdingsschepen en de hiermee gerelateerde personeelskosten aanleiding gegeven tot discussies.

Bij het incident met de *Sea Empress* (*cfr. supra* nr. 162) werd door de *Environment Agency* een vordering ten belope van £400.000 ingediend voor de *National Rivers Authority* voor personeelskosten, transportkosten en de huur van uitrusting[365]. In de loop van 2001 werd een overeenkomst bereikt tussen de *Agency* en het IOPCF.

Bij het incident met de *Nakhodka* die op 2 januari 1997 voor de Japanse kust in twee brak, werd door de Japanse regering een vordering voor bijkomende kosten ten belope van 1.524 miljoen Yen ingediend. Het betrof kosten die waren gerezen bij het luchttoezicht en de opruimoperaties door de *Maritime Safety Agency* (MSA)[366]. Op 31 december 2001 waren nog geen (voorlopige) betalingen met betrekking tot deze vordering gemaakt en is de vordering nog steeds in behandeling bij de rechtbank[367].

178. Voor wat de vergoedbaarheid van de kosten die worden gedragen door publieke autoriteiten betreft, kan worden verwezen naar het leidinggevende arrest van de *New South Wales Supreme Court*

[361] IOPCF, *AR 1991*, 45-50 & IOPCF, *AR 1992*, 47-51
[362] IOPCF, *AR 1991*, 54-59; IOPCF, *AR 1992*, 54-59 & IOPCF, *AR 1995*, 76-80
[363] IOPCF, *AR 1992*, 45-46
[364] IOPCF, *AR 1987*, 25
[365] IOPCF, *AR 1996*, 98; IOPCF, *AR 1997*, 89 & IOPCF, *AR 1998*, 76
[366] IOPCF, *AR 1997*, 101; IOPCF, *AR 1998*, 84; IOPCF, *AR 1999*, 84 & IOPCF, *AR 2000*, 70

in de zaak *Maritime Services Board of New South Wales vs. Poseiden Navigation Inc* van 1982, waarbij algemeen wordt aanvaard dat het terugvorderen van kosten niet beperkt is tot de terugvordering van betalingen aan derden, maar ook een vergoeding voor het gebruik van de eisers' eigen personeel, machines of uitrusting kan inhouden. Het arrest stelt hierbij dat dit de eiser niet het recht geeft hiervoor een commerciël tarief aan te rekenen, doch enkel de terugbetaling van de werkelijk ondervonden kosten[368]. Op 30 maart 1977 kwam olie vrij van de *Stolt Sheaf* terwijl deze aangemeerd lag in Port Jackson in Sydney. De *Maritime Services Board* (MSB) nam maatregelen om de olie te verwijderen en de verontreiniging tegen te gaan. Hiervoor werd een vordering tot vergoeding van personeelskosten ten belope van AUS 25.894 en tot vergoeding van uitrustingskosten ten belope van AUS 7.826 ingediend. De personeelskosten hadden enkel betrekking op werknemers van de MSB en hielden verband met activiteiten die tot hun normale taakvervulling behoren. De uitrustingskosten hielden verband met uitrusting die eigendom was van de MSB en de zowel voor algemene doeleinden als voor de bestrijding van olieverontreiniging werd ingezet. De juridische procedure die hierover werd gevoerd, werd samengevoegd met een procedure voor een gelijkaardige olieverontreiniging van de tanker *World Encouragement* in de wateren van New South Wales op 30 maart 1980. De scheepseigenaar van deze laatste had bepaalde uitrustingskosten vergoedbaar geacht, maar niet bepaalde andere uitrustingskosten en de personeelskosten. Hierin waren algemene onkosten begrepen, zoals inkomstenbelasting, sociale zekerheidsbijdragen, opzegvergoedingen en administratieve kosten. In het eerste geval werd geargumenteerd dat met de personeel- en uitrustingskosten "*costs & expenses*" werden bedoeld, die de MSB ingevolge de bepalingen voor niet-tankers onder Sectie 8 van de *Prevention of Oil Pollution of Navigable Waters Act* van 1960 terug kon vorderen van de scheepseigenaar. In het tweede geval werd geopperd dat het "*expenses & liabilities*" betrof die ingevolge Sectie 7E van de Wet van een tankereigenaar konden worden teruggevorderd.

In beide gevallen hebben de scheepseigenaars zich hiertegen verweerd dat deze enkel betrekking hadden op bedragen die de MSB heeft moeten betalen aan derden en dat zij niet konden worden gehouden tot betaling van kosten voor eigen uitrusting of personeel, zelfs indien deze hierdoor niet konden worden ingezet voor andere taken. YELDHAM J. is ervan uitgegaan dat beide uitdrukkingen in de Wet op eenzelfde manier moesten worden geïnterpreteerd, hoewel beiden gevallen aanleiding gaven tot vaagheid en onzekerheid. Deze interpretatie moest zowel rekening houden met de geest van de Wet, als met de redelijke gevolgen van deze voor de partijen. De Wet werd opgesteld met het doel de MSB de nodige bevoegdheden te geven om olieverontreiniging te voorkomen of te verminderen en de kostprijs van deze volledig terug te kunnen vorderen. Er werden nergens aanwijzingen gevonden dat de MSB de kosten voor dergelijke maatregelen enkel terug zou kunnen vorderen als deze waren

[367] IOPCF, *AR 2001*, 70

uitbesteed, en niet indien de MSB zelf optrad. Op grond van deze teleologische interpretatie van de Wet en het feit dat de werknemers van het MSB gedurende de periode van de bestrijdings- en opruimoperatie niet in staat zijn geweest andere taken uit te voeren, kon het verweer dat de MSB de uitrustings- en personeelskosten in elk geval had moeten dragen, niet worden weerhouden. Dit impliceerde echter niet dat de MSB ertoe gerechtigd is winst te halen uit de operaties of een commercieel tarief kon aanrekenen voor haar werkzaamheden. Enkel de werkelijke kostprijs voor het inzetten van haar eigen werknemers of uitrusting, met inbegrip van de algemene onkosten en administratieve kosten, konden in rekening worden gebracht[369].

DE LA RUE en ANDERSON merken hierbij op dat deze beslissing die is genomen overeenkomstig nationale wetgeving niet noodzakelijk moet worden gevolgd bij de toepassing van het Aansprakelijkheids- en Fondsverdrag. Onder de Australische Wet werd aan de MSB immers een ruimer recht toegekend om álle kosten van álle maatregelen die zijn genomen om de olie te bestrijden terug te vorderen van de scheepseigenaar, zonder dat deze de redelijkheid van de maatregelen of de kostprijs ervan kan betwisten[370].

179. De vraag naar de toelaatbaarheid van vordering tot vergoeding van vaste kosten werd ook gesteld in de zaak *Amoco Cadiz*. Bij de bestrijdings- en opruimoperaties werden zowel militairen als personeel in dienst van de lokale autoriteiten ingezet. De Franse Staat en de lokale autoriteiten hebben hiervoor een vordering tot vergoeding van de lonen en het gebruik van uitrusting en materieel ingediend. De Arrondissementsrechtbank van Chicago heeft deze vordering ingewilligd voor een bedrag van 30,5 miljoen FF. Een som van 3,5 miljoen FF voor operationele kosten die in elk geval zouden zijn ontstaan, werd evenwel in mindering gebracht. Hiertegen werd beroep aangetekend dat was gebaseerd op de toepassing van het artikel 1382 Code Civil in andere zaken, waarbij de Franse Staat wel gerechtigd was op een vergoeding voor de lonen van het personeel dat werd ingezet voor het herstel van schade die werd veroorzaakt door een nalatig persoon. Amoco heef in zijn verweer voorgehouden dat deze zaken verband hielden met de commerciële activiteiten van een Staat, in tegenstelling tot de voorliggende militaire en publieke activiteiten, waarvan de kosten in elk geval zouden zijn ontstaan en waarvan de marginale kost nul was. Het Hof van Beroep heeft dit verweermiddel verworpen en heeft in zijn overwegingen de nadruk gelegd op de noodzaak aan een langetermijnvisie. De vordering van de Franse Staat en haar lokale autoriteiten werd volledig ingewilligd: *"Consider the parallel to Bugsier, which operated the 'Pacific' and a fleet of other tugs around the world. Once the Amoco Cadiz's steering failed, the 'Pacific' could attempt rescue at close*

---

[368] COMITÉ MARITIME INTERNATIONAL (C.M.I.), *CMI Colloquium on Environmental Damage Assessment: Discussion Paper prepared by the CMI's Working Group on Environmental Damage Assessment* in DE LA RUE, C., *Liability for Damage to the Marine Environment*, LLP, Londen, 1993, 252

[369] DE LA RUE, C.M. & ANDERSON, C.B., *o.c.*, 402-403

[370] DE LA RUE, C.M. & ANDERSON, C.B., *o.c.*, 403-404

to zero marginal costs. It would not follow that, had the rescue succeeded, Bugsier would be entitled to no more than the cost of oil burned in running the tug's engines harder. Assets such as the 'Pacific' must be purchased and maintained on station at substantial 'committed' cost, and compensation in the event they prevent a wreck must cover the entire committed cost - not only the salaries and other expenses during the rescue, but also the costs of keeping the tug on station during times of calm"[371].

180. De toepassing van deze principes is een bron van controverse. Terwijl de basislonen met een relatief gemak kunnen worden toegerekend aan de periode van de bestrijdings- en opruimoperaties, treden meer moeilijkheden op als het gaat om welke algemene kosten aan het incident kunnen worden toegerekend en deel mogen uitmaken van de vordering. De problemen zijn nog groter met betrekking tot het materiaal en de uitrusting, waarvan de hoofdkost niet zo makkelijk kan worden toegerekend aan de periode waarin zij werden gebruikt. Er werd gepoogd om deze vorderingen te kwantificeren door te verwijzen naar de bedragen die zijn voorgeschreven op basis van standaard staatstarieven, maar in de praktijk werden deze niet aanvaard aangezien deze ook algemene onkosten ("*remote overheads*") impliceren en de kenmerken van een commerciële tarief vertonen. Een alternatieve methode die soms wordt gesuggereerd is de berekening op basis van een redelijk aandeel van de jaarlijkse afschrijvingen voor de betreffende goederen, maar hier lijkt geen enkel wettelijk precedent voor te bestaan[372].

Waar het mogelijk is de basislonen *pro rata* te berekenen op bais van de tijd die door de werknemers effectief aan de operaties is besteed, is het voor de uitrusting moeilijker dit tijdsbestek te bepalen. In de zaak *Amoco Cadiz*, werd door het Hof van Beroep overwogen dat niet enkel de kosten voor het gebruik van de interventiemiddelen kon worden teruggevorderd, maar ook de kosten voor het ter beschikking houden van deze middelen. Hierbij rijst echter de vraag welke periode voor het ter beschikking houden van interventiemateriaal moet worden toegerekend aan een bepaald incident, indien een incident onmiddellijk of kort erna wordt gevolgd door een ander. Het lijkt niet billijk de kosten voor het operationeel en ter beschikking houden van interventiemateriaal over een lange periode waarin zich geen incidenten hebben voorgedaan toe te rekenen aan de eigenaar van het schip dat betrokken was bij een eerste incident, terwijl aan de scheepseigenaar die verantwoordelijk kan worden gehouden voor een tweede incident dat kort daarop geschiedt enkel de kosten voor een korte periode worden toegerekend. Dit heeft zich bijvoorbeeld voorgedaan bij het incident *Erika*, dat nauwelijks acht maanden later werd gevolgd door het incident met de *Ievoli Sun*. In beide gevallen werd het Franse interventieplan POLMAR geactiveerd.

[371] DE LA RUE, C.M. & ANDERSON, C.B., *o.c.*, 404-405
[372] COMITE MARITIME INTERNATIONAL (C.M.I.), *o.c.*, 252-253

181. DE LA RUE en ANDERSON stellen hieromtrent volgende benaderingen voor. Indien een marktwaarde *per diem* voor het gebruik van interventiemiddelen kan worden bepaald, kan deze een geschikte basis vormen voor de berekening van het bedrag van de vordering, evenwel na een vermindering om algemene onkosten of winstelementen uit te sluiten. Indien geen marktwaarde *per diem* kan worden bepaald, kan het bedrag van de vordering worden berekend op basis van de hoofdsom die werd betaald voor de aankoop van de interventiemiddelen. Op deze basis werden al vorderingen ingediend tot vergoeding van algemene onkosten, zoals de jaarlijkse provisie die werd gemaakt voor afschrijvingen van de goederen of intresten op het kapitaal dat werd aangewend voor de aanschaf van deze goederen. Deze benadering zou het mogelijk moeten maken de onkosten toe te rekenen aan de periode waarin de interventiemiddelen effectief werden ingezet, maar zij roept ook vragen op met betrekking tot de vermoedelijke levensduur van de interventiemiddelen en de te hanteren intrestvoet. De nadruk die door YELDHAM werd gelegd op de noodzaak om de werkelijke kostprijs voor het gebruik van interventiemateriaal te berekenen, kan aldus worden geïnterpreteerd als een argument dat waardeverminderingen moeten worden berekend op de oorspronkelijke waarde, dan op de vervangingswaarde en dat kapitaalintresten enkel kunnen worden vergoed indien de middelen zijn aangekocht met vreemd vermogen en niet indien zij zijn aangekocht met eigen vermogen. Vorderingen die zijn gebaseerd op vaste officiële tarieven voor het gebruik van overheidsmiddelen door overheidsinstanties worden niet aanvaardbaar geacht, aangezien zij bepaalde elementen kunnen bevatten die niet vergoedbaar zijn onder het internationaal vergoedingsregime[373].

182. In bepaalde gevallen werden vorderingen ingediend tot vergoeding van de kosten van interventiemiddelen die specifiek voor de bestrijding van een bepaalde olieverontreiniging werden aangekocht, maar een aanzienlijke restwaarde hadden na het incident. De vraag rees in hoeverre de eiser ertoe gerechtigd was de volledige aankoopkost terug te vorderen, dan wel bepaalde waardeverminderingen die de restwaarde weerspiegelen, in rekening moesten worden gebracht. De vraag wordt des te scherper indien het middelen betreft die tijdens het incident niet effectief werden gebruikt, hoewel de preventieve aankoop ervan in het licht van de omstandigheden redelijk kan worden beschouwd. Principieel wordt voorgehouden dat de waardeverminderingen in rekening moeten worden gebracht. In bepaalde zaken werd deze redenering niet gevolgd. Hoewel de eiser zich in dat geval in een betere positie dan ervoor bevond, werd geargumenteerd dat de eiser er buiten zijn wil om toe werd gedwongen te investeren in de modernisering van zijn goederen. Eenzelfde redenering zou niet kunnen worden gevolgd indien het goed werd verworven nádat het incident zich heeft voorgedaan, aangezien de eiser er niet toe verplicht is het goed te behouden na afloop van de interventieoperatie. Indien de eiser ervoor opteert zich van het goed te ontdoen, moet zeker de verkoopwaarde in mindering worden gebracht. Indien de eiser er daarentegen voor opteert het goed te

[373] DE LA RUE, C.M. & ANDERSON, C.B., *o.c.*, 406-407

behouden zodat het voor eventueel toekomstig gebruikt, moet de restwaarde in rekening worden gebracht. Aangezien er moeilijkheden kunnen rijzen met betrekking tot de berekening van deze waarde, is het misschien beter een redelijke huurprijs *per diem* te hanteren voor de interventiemiddelen waarvan de aankoop redelijk was. Dit is het geval geweest bij de *Antonio Gramski* (*cfr. supra* nrs. 83 tot 92) waar de Finse overheden een vordering hebben ingesteld die voor het grootste deel betrekking had op de aankoop van bepaalde interventiemiddelen. Het IOPCF heeft geweigerd de volledige aankoopkost voor deze interventiemiddelen, waarvan sommige niet waren ingezet, te vergoeden, hoewel hun aankoop redelijk was in het licht van de heersende omstandigheden. Na onderhandelingen heeft het IOPCF er uiteindelijk mee ingestemd zowel een vergoeding te betalen voor redelijke huurprijzen van die interventiemiddelen die effectief waren ingezet en een aanzienlijke restwaarde hadden na afloop van de operaties, als voor het ter beschikking houden van interventiemiddelen die niet waren ingezet, maar waarvan het "redelijk" werd geacht dat zij *stand-by* waren[374].

183. In het licht van de goedkeuring van de OPA 90 door het Amerikaanse Congress en de bijgaande problemen met betrekking tot de afwijkende definities en vergoedingen bij olieverontreiniging en de uniforme interpretatie door Verdragstaten van het vigerende internationaal aansprakelijkheidsstelsel, heeft het *Comité Maritime International* (C.M.I.) in 1991 een onderzoek uitgevoerd met betrekking tot de toelaatbaarheid en de berekening van de vorderingen die in de nasleep van een olieverontreiniging worden ingesteld. Hiervoor werd aan de nationale autoriteiten van de Verdragstaten een vragenlijst toegestuurd. Zowel met betrekking tot de vergoeding van preventieve maatregelen, als de opruim- en herstelkosten, wordt algemeen aanvaard dat deze "redelijk" moeten zijn ("*test of reasonableness*"). De meeste respondenten aanvaardden dat een vergoeding niet mag worden geweigerd omdat een bepaalde maatregel niet effectief blijkt te zijn, of bepaalde gevorderde uitrusting uiteindelijk niet moet worden ingezet. Een vordering zou echter wel kunnen worden geweigerd indien bepaalde maatregelen of uitrusting redelijkerwijs niet nodig was in het licht van de omstandigheden op dat ogenblik of in het licht van de beschikbare technische informatie of adviesverlening. Niet alleen de maatregelen zelf, maar ook de kosten hiervoor dienen redelijk te zijn (bv. een maatregel is redelijk, maar de kostprijs die hiervoor werd betaald was onredelijk hoog)[375]. De antwoorden op de vragenlijst toonden aan dat er een algemene consensus leek te bestaan over het feit dat een vergoeding aanvaardbaar is voor de aankoopkost voor het verwerven van bestrijdings- of opruimmateriaal of uitrusting na een incident, maar rekening houdend met een vermindering van de restwaarde van dergelijk materiaal na afloop van de maatregelen[376].

[374] DE LA RUE, C.M. & ANDERSON, C.B., *o.c.*, 408-409
[375] COMITE MARITIME INTERNATIONAL (C.M.I.), *o.c.*, 249-251
[376] COMITE MARITIME INTERNATIONAL (C.M.I.), *o.c.*, 252-253

Op basis van dit onderzoek werden verdere richtlijnen opgesteld. Deze *CMI Guidelines on Oil Pollution Damage* werden aangenomen op de *35th International Conference of the Comité Maritime International* in Sydney (2-8 oktober 1994). Voor wat de vergoedbaarheid van vaste en bijkomende kosten betreft wordt in het artikel 10 van *Part III: Preventive Measures, Clean Up and Restoration* het volgende gesteld:

(...) *(c) Where a government agency or other public body takes an active operational role in preventive measures or clean-up, compensation may be claimed for an appropriate proportion of normal salaries paid to their employees engaged in performing the measures during the time of such performance, and such a claim will not be rejected on the sole ground that the salaries concerned would have been payable by the claimant in any event;*
(d) Where any plant or equipment owned by a claimant is reasanably used for the purpose of preventive or clean-up measures, the claimant may claim reasonabe hire charges for the period of use, and any reasonable costs incurred to clean or repair the plant or equipment after use; provided always that the aggregate of such charges and/or costs should not exceed the acquisition cost or value of the plant or equipment concerned;
(e) Compensation paid in accordance with sub-paragraphs (c) or (d) is to be limited to expenses which relate closely to the clean-up period in question, and is not to include remote overhead charges;
(f) Where equipment or material is reasonably purchased for the purpose of preventive or clean-up measures, compensation is payable for the cost of acquisition, but subject always to a deduction for the residual value of such equipment or material after completion of the measures;
(g) Compensation is payable for he reasonable cost of repairing damage caused by reasonably preventive or clean-up measures, such as damage to sea-defences, roads and embankments caused by heavy machinery. (...)[377].

184. Op vraag van haar leden, hun P&I-verzekeraars of het IOPCF verstrekt de *International Tanker Oil Pollution Federation* (ITOPF) advies bij incidenten die olieverontreiniging tot gevolg hebben of kunnen hebben. Op basis van deze ervaringen heeft de ITOPF in 1994 eveneens criteria opgesteld voor de toelaatbaarheid van vorderingen bij olieverontreiniging[378].

Met betrekking tot de personeelskosten wordt gesteld dat de gouvernementele, militaire en publieke organisaties die normalerwijs niet zijn betrokken in bestrijdingsoperaties, maar zijn aangesteld om een

[377] COMITE MARITIME INTERNATIONAL (C.M.I.), *CMI Guidelines on Oil Pollution Damage* in DE LA RUE, C. & ANDERSON, C.B., *Shipping and the environment. Law and Practice*, Londen, LLP, 1998, 1181-1182
[378] INTERNATIONAL TANKER OWNERS OIL POLLUTION FEDERATION (ITOPF), *Criteria for the Admissibility of Claims for Compensation: 1. Preventive Measures and Property Damage - Submission to the Seventh Intersessional Working Group of the 1971 IOPC Fund (January 1994)* in DE LA RUE, C. & ANDERSON, C.B., *Shipping and the environment. Law and Practice*, Londen, LLP, 1998, 1190

bepaalde olieverontreiniging te bestrijden, normaal de bijkomende kosten voor de opruimperiode (bv. extra reiskosten, overuren, voedsel, medische behandeling) zullen kunnen recupereren. Voor wat betreft de redenering dat de normale salarissen van personen die direct en noodzakelijk zijn betrokken bij de bestrijdingsoperatie voor deze periode van hun betrokkenheid zouden moeten worden vergoed, aangezien zij tijdens deze periode hun normale taken niet kunnen uitvoeren, wordt gesteld dat deze kosten echter niet groter mogen zijn dan deze die zouden zijn betaald voor aannemers. Deze kosten mogen niet worden vermeerderd met algemene onkosten. Indien gouvernementele en publieke diensten worden opgezet met de bestrijding van olieverontreiniging als doel, wordt geopperd dat naast de directe kosten die aan een olieverontreiniging zijn verbonden, ook de salarissen en een aandeel van de jaarlijkse algemene onkosten, die strikt overeenstemmen met de periode van de bestrijdingsoperatie, in aanmerking kunnen worden genomen. Dit standpunt verzekert dat Staten die over een bestrijdingseenheid beschikken niet worden benadeeld ten aanzien van commerciële contractanten. De kosten van het personeel dat onder contract is bij een commerciële organisatie moeten worden begroot op basis van de nationale marktwaarden.

Indien redelijke hoeveelheden en types van dispersanten, absorptiemiddelen en ander materiaal worden verbruikt tijdens het incident, worden vorderingen ter vervanging van deze middelen aanvaardbaar geacht.

De aankoopprijs van bestrijdingsuitrusting moet worden afgeschreven over de verwachte levensduur om een tarief op dagbasis te bekomen wanneer zij worden gebruikt. Een vermindering van 50 % is te verwachten tijdens periodes wanneer de uitrusting ter beschikking doch niet in gebruik is ("*standby rate*") om rekening te kunnen houden met slijtage. Bijkomend aan het dagtarief, zou een vergoeding voor het opslaan en onderhoud redelijk lijken, net als een eerlijke winstmarge voor commerciële ondernemingen. Eens de afschrijvingsperiode voor een specifieke uitrusting is verstreken, kunnen enkel nog "*direct operating costs*" worden terugbetaald. De kosten voor het schoonmaken en herstellen van herbruikbare uitrusting moet worden terugbetaald, op voorwaarde dat de schoonmaak- en herstelkost de vervangkost van het materieel en de hieraan gerelateerde algemene onkosten niet te boven gaat. Indien materiaal of uitrusting werd aangekocht met het specifieke doel van bestrijding, zou de verwervingsprijs normalerwijs moeten worden vergoed, met dien verstande dat deze het voorwerp uitmaakt van een vermindering met de restwaarde van het materiaal of de uitrusting na het incident. De huurprijs voor schepen en vliegtuigen moet de normale marktprijzen weerspiegelen. Een kleine vermindering met de '*in-use rate*" kan passend lijken voor permanent bemande schepen die standby staan om bijvoorbeeld de brandstofkosten te vergoeden. Indien staatsschepen, -materiaal of militaire vliegtuigen worden gebruikt om een verontreiniging te bestrijden, mag de prijs van deze de prijs van commercieel equivalente middelen die dezelfde taak hadden kunnen uitvoeren niet te boven gaan.

185. Deze criteria van het ITOPF komen inderdaad overeen met de criteria die worden gehanteerd door het IOPCF inzake de vergoeding van vaste en bijkomende kosten van overheidsorganen.

HOOFDSTUK 5
BESLUIT

186. Voor de toepassing van het internationaal aansprakelijkheidsregime wordt milieuschade volgens de zienswijze van het *International Oil Pollution Compensation Fund* (IOPCF) onderverdeeld in drie componenten, namelijk (1) zuiver economische verliezen die zijn geleden door personen die voor hun inkomen rechtstreeks afhankelijk zijn van het natuurlijk (mariene) milieu, (2) herstelmaatregelen die zijn genomen om het mariene milieu terug in zijn oorspronkelijke staat te herstellen, en (3) de waardevermindering van het mariene milieu op zich als gevolg van een olieverontreiniging, bedoeld. Deze laatste component kan ook worden aangeduid als de ecologische schade *sensu stricto* en stemt overeen met de definitie van "milieuverstoring" uit het artikel 2, lid 7 WMM[379]. De zienswijze van het IOPCF ook zuiver economische verliezen te kwantificeren als een component van milieuschade kan echter sterk worden bekritiseerd, aangezien deze normalerwijs geen deel uitmaken van milieuschade. Het valt ook op te merken dat het oorspronkelijke Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 en het Fondsverdrag van 1971 geen enkel gewag maken van de vergoeding van milieuschade, doch de vergoeding van zuiver economische verliezen steeds als een component van "schade door verontreiniging" werd beschouwd. Het classificeren van "zuiver economische verliezen geleden door personen die voor hun inkomen rechtstreeks afhankelijk zijn van het mariene milieu" kan dan ook worden beschouwd als een poging van het IOPCF de kritieken volgens dewelke zij enkel een vergoeding voor redelijke herstelmaatregelen en niet voor ecologische schade uitkeren, te counteren.

In het Aansprakelijkheidsverdrag van 1969 en het Fondsverdrag van 1971, die respectievelijk in werking traden op 19 juni 1975 en 16 oktober 1978, werd in de oorspronkelijke definitie van de vergoedbare "schade door verontreiniging" geen verdere verduidelijking gegeven omtrent de vergoedbaarheid van milieuschade. Als gevolg daarvan traden in het eerste decennium van hun toepassing een aantal majeure conflicten op tussen het IOPCF en bepaalde Verdragstaten die een vergoeding voor schade aan het mariene milieu *in se* in hun nationale wetgeving hebben opgenomen. Het betreft meer bepaald Italië, Venezuela, de vroegere USSR, de Verenigde Arabische Emiraten... Om het scheppen van precedentenrecht te vermijden werd in deze gevallen veelal geopteerd voor een *out-of-court-settlement*. Als gevolg hiervan heeft het IOPCF een eigen beleid aangaande de vergoedbaarheid van milieuschade uitgewerkt. Het IOPCF heeft aanvaard dat zuiver economische verliezen (inclusief winstderving) voor een vergoeding in aanmerking komen op voorwaarde dat deze verband houden met werkelijk geleden schade die kwantificeerbaar is en het bedrag van de vergoeding

[379] Artikel 2, lid 7 WMM: "milieuverstoring": een nadelige beïnvloeding van het mariene milieu, voor zover deze geen schade uitmaakt; Artikel 2, lid 6 WMM: "schade": elke beschadiging, verlies of nadeel, geleden door

niet is berekend op basis van theoretische modellen. Herstelmaatregelen die zijn genomen naar aanleiding van een olieverontreiniging worden door het IOPCF vergoedbaar geacht op voorwaarde dat deze beantwoorden aan het redelijkheids-, het proportionaliteits- en het opportuniteitscriterium. Ecologische schade *in se*, die wordt berekend op basis van abstracte kwantificeringsmethodes of theoretische modellen, wordt door het IOPCF onder geen beding vergoedbaar geacht. Deze houding kan deels worden verklaard doordat met betrekking tot de vaststelling van de waarde van het natuurlijk milieu of haar deelcomponenten geen eenvormige, algemeen aanvaarde berekeningsmethoden bestaan, en deels door de wetenschappelijke onzekerheid omtrent de mate van natuurlijke herstelprocessen.

Deze houding van het IOPCF werd uitdrukkelijk vertaald in de Protocollen van 1992 door de toevoeging aan de definitie van "schade door verontreiniging" dat vorderingen voor andere schade aan het milieu dan winstderving, beperkt zijn tot de kosten van redelijke maatregelen tot herstel die daadwerkelijk werden ondernomen of zullen worden ondernomen.

Als gevolg van deze verduidelijking in het Aansprakelijkheids- en het Fondsverdrag is de interpretatievrijheid van de nationale rechter omtrent de draagwijdte van "schade door verontreiniging" sterk ingeperkt. Het is inderdaad frappant vast te stellen dat in de periode na de inwerkingtreding van de Protocollen van 1992 (namelijk 30 mei 1996) het aantal conflicten omtrent de vergoedbaarheid van ecologische schade beperkt zijn gebleven en hieromtrent geen buitengerechtelijke akkoorden meer werden afgesloten.

Om discussie omtrent de draagwijdte van herstelmaatregelen te vermijden werden door het IOPCF eveneens criteria opgesteld. Aan de initiële criteria (zijnde het redelijkheids-, proportionaliteits- en opportuniteitscriterium) werd in oktober 2002 verdere invulling gegeven, volgens dewelke herstelmaatregelen ertoe moeten strekken dat (i) het natuurlijk herstel van het verontreinigd gebied aanzienlijk wordt versneld; (ii) verdere aantasting van het milieu als gevolg van het incident wordt vermijden; en (iii) geen verdere degradatie van andere habitats of negatieve gevolgen voor andere natuurlijke of economische hulpbronnen worden veroorzaakt. Verder moeten de herstelmaatregelen (iv) technisch uitvoerbaar zijn; en (v) mogen de kosten van de maatregelen niet onevenredig zijn in verhouding tot de omvang en de duur van de schade en tot de voorzienbare resultaten. Hoewel de juridische waarde van deze in de *Claims Manual* ingeschreven criteria betwist is en het IOPCF zelf heeft aanvaard dat deze geen bindende kracht hebben, is duidelijk een evolutie waar te nemen waarbij de marge van de nationale rechter sterk wordt ingeperkt.

---

een aanwijsbaar natuurlijk persoon of rechtspersoon, voortvloeiende uit een aantasting van het mariene milieu,

Het internationaal aansprakelijkheidsregime is tijdens haar bestaan niet van kritiek gespaard gebleven. Naar aanleiding van een aantal grote rampen werd duidelijk dat de aansprakelijkheidslimieten onder het internationaal aansprakelijkheids- en vergoedingsregime ontoereikend zijn. In een poging hieraan tegemoet te komen werden de aansprakelijkheidslimieten zowel in 1992, als in 2000 gevoelig verhoogd. Het materiële toepassingsgebied van de Verdragen werd eveneens uitgebreid (bv. de uitbreiding tot niet-geladen tankers). Om de lancune met betrekking tot schade door bunkerolie te vullen werd op 23 maart 2001 het Internationaal Verdrag inzake wettelijke aansprakelijkheid bij verontreinigingsschade als gevolg van olie uit scheepsbunkers (het "Bunkerverdrag") goedgekeurd.

In de nasleep van de ramp met de Erika heeft de Europese Commissie eigen regelgeving uitgewerkt met betrekking tot de veiligheid van de scheepvaart en de vergoeding van schade als gevolg van olieverontreiniging in Europese wateren. Op het internationaal niveau werd tegen de oprichting van het COPE-fonds zeer snel gereageerd door de verhoging van de aansprakelijkheidslimieten (Protocol van 2000) en een voorstel omtrent de oprichting van een *Supplementary Compensation Fund* dat zal worden besproken op een diplomatieke conferentie in de eerste helft van 2003. Teneinde de uniformiteit van het internationale regime te bewaren en een tweede afscheuringsbeweging – na de eerste van de Verenigde Staten in 1990 – te vermijden, lijkt toch een zekere mate van flexibiliteit aanwezig te zijn op het internationaal niveau. Deze flexibiliteit gaat echter eveneens gepaard met het dichten van de mazen in het net. De vraag is of het IOPCF zijn houding met betrekking tot de niet-vergoedbaarheid van ecologische schade en haar pleidooi voor natuurlijk herstel, op lange termijn in stand kan houden, nu meer en meer Verdragstaten een vergoeding voor ecologische schade voorzien in hun nationale wetgeving en de Europese Commissie een verordening met betrekking tot de vergoedbaarheid van milieuschade voorbereidt.

wat er ook de oorzaak van is.

BIBLIOGRAFIE

- ABECASSIS, D.W., *The Law and Practice relating to Oil Pollution from Ships*, Londen, Buttersworth, 1978, 275 p.
- ABECASSIS, D.W. & JARASHOW, R.L., *Oil Pollution from Ships*, Londen, Stevens & Sons, 1985, 619 p.
- ARRADON, F., "Erika: Contribution aux réflexions sur les mesures nécessaires pour éviter de futures catastrophes", *Dr. Mar. Fr.*, 2000, 692-698
- BACKES, Ch. W., BARENDRECHT, A., VAN DOBBEN, H.F., KOTTENHAGEN-EDZES, P.A., SCHOUWENBERG, E.P.A.G. & WAMELINK, G.W.W., *Milieuschade in Nederland. Een onderzoek naar de mogelijkheden en noodzaak van een voorziening ter financiering van het herstel van ecologische schade, onderzoek uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer*, s.l., Publicatiereeks Milieubeheer, december 1998, nr. 1998/9, 70 p. + bijlagen
- BOISSON, Ph., "La convention SNPD de 1996 et l'indemnisation des dommages causés par le transport maritime de marchandises dangereuses", *Dr. Mar. Fr.*, 1996, 979-985
- BOURAYNE, C., "Les accidents aériens et maritimes: vers une responsabilité désincarnée", *Dr. Mar. Fr.*, 1997, 963-969
- BRAJEUX, G., "Convention de Londres de 1976: Première jurisprudence, première controverse", *Dr. Mar. Fr.*, 1988, 580-583
- BRANS, E.H.P., *Liability for Damage to Public Natural Resources. Standing, Damage and Damage Assessment*, Kluwer Law International, Den Haag, 2001, 415 p.
- BRANS, E.H.P., "Actualiteiten Milieu-aansprakelijkheid - Milieuverontreiniging door zeeschepen. Rapport van de Algemene Rekenkamer over de effectiviteit van het overheidsbeleid gericht op het voorkomen van milieuverontreiniging", *T.M.A.*, 2002, nr. 1, 1-5
- BRANS, E.H.P., "Liability and Compensation for Natural Resource Damage under the International Oil Pollution Conventions", *RECIEL*, 1996, Vol. 5, nr. 4, 297-304
- BRANS, E.H.P., "The Braer and the Admissibility of Claims for Pollution Damage under the 1992 Protocols to the Civil Liability Convention and the Fund Convention", *Environmental Liability*, 1995, Vol. 3, nr. 4, 61-69
- BROWNE, B., *Oil Pollution Damage Compensation under the Civil Liability Convention 1969*, in MC LEAN, S. (Ed.), *Compensation for Damage. An international perspective*, Aldershot, Dartmouth Publications, 1993, 137-164
- CARETTE, A., *Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieubestanddelen*, Antwerpen, Intersentia Rechtswetenschappen, 1997, 669 p.
- Cass. (Fr.), 10 juli 1990, *Dr. Mar. Fr.*, 1991, 102-105
- Cass. (Fr.), 21 juli 1987, *Dr. Mar. Fr.*, 1988, 731-735

- CHAO, W., *Pollution from the Carriage of Oil by Sea: Liability and Compensation*, Londen, Kluwer Law International, 1996, 433p.
- DE LA RUE, C. & ANDERSON, C.B., *Shipping and the environment. Law and Practice*, Londen, LLP, 1998, 1278p.
- DOUAY, C., "L'indemnisation des dommages dus à la pollution par les hydrocarbures", *Dr. Mar. Fr.*, 1981, 451-476
- EUROPESE COMMISSIE, *Communication de la Commission au Parlement Européen et au Conseil sur la Sécurité Maritime du Transport Pétrolier*, COM (2000) 142 final
- EUROPESE COMMISSIE, *Mededeling van de Commissie aan het Europees Parlement en de Raad over een tweede reeks maatregelen van de Gemeenschap op het gebied van de veiligheid van de zeevaart naar aanleiding van het vergaan van de Erika*, COM (2000) 802 def.
- FABRITIUS, M.A.S., *Aansprakelijkheid voor mariene verontreiniging afkomstig van scheepsladingen (scriptie)*, Gent, Universiteit Gent, 1998, 75 p. (niet gepubliceerd)
- FONTAINE, E., "Les sinistres de l'Amoco Cadiz et du Tanio. Comparaison de deux expériences", *Dr. Mar. Fr.*, 1993, 278-285
- FORESTAL, P., "Sécurité des transports maritimes pétroliers: la France estime avoir montré la voie à l'Europe", *Le Lloyd*, 27 februari 2001, 3
- GAUCI, G., *Oil Pollution at Sea. Civil Liability and Compensation for Damage*, Chichester, John Wiley & Sons, 1997, 313p.
- GIANARDI, W., *The Disaster of 'Haven': Compensation for ecological damage and legal developments in Italian legislation – paper in het kader van het opleidingsonderdeel International Environmental Law*, Gent, Universiteit Gent, 2002 (niet gepubliceerd)
- HILDRETH, R.G., "Evaluation of the *New Carissa* Incident for Improvements to State, Federal, and International Law", *http://www.oceanlaw.uoregon.edu/publications/new_carissa.html*, 46 p.
- International Maritime Organization (IMO), "IMO adopts convention on liability and compensation for pollution from ships' bunkers", *IMO Press Briefing N° 6* (http://www.imo.org/imo/briefing/2001/fax6.htm), Londen, 23 maart 2001, 4 p.
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *General Information on Liability and Compensation for Oil Pollution Damage*, Londen, april 1990, s.d.
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *General Information on Liability and Compensation for Oil Pollution Damage*, Londen, februari 1992, 21 p.
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *General Information on Liability and Compensation for Oil Pollution Damage*, Londen, januari 1993, 21 p.
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *General Information on Liability and Compensation for Oil Pollution Damage*, Londen, juli 1994, 22 p.
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *International Oil Pollution Compensation Fund 1971. Claims Manual*, Londen, juni 1998, 28 p.

- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *International Oil Pollution Compensation Fund 1992. Claims Manual*, Londen, juni 2000, 28 p.
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *International Oil Pollution Compensation Fund 1992. Claims Manual*, Londen, november 2002, 31 p.
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1982*, Londen, 1983, 15 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1982*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1983*, Londen, 1984, s.p. (afgekort als IOPCF, *AR 1983*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1984*, Londen, 1985, 31 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1984*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1985*, Londen, 1986, 31 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1985*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1986*, Londen, 1987, 39 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1986*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1987*, Londen, 1988, 45 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1987*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1988*, Londen, 1989, 80 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1988*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1989*, Londen, 1990, 54 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1989*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1990*, Londen, 1991, 70 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1990*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1991*, Londen, 1992, 93 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1991*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1992*, Londen, 1993, 102 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1992*)

- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1993*, Londen, 1994, 104 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1993*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1994*, Londen, 1995, 115 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1994*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1995*, Londen, 1996, 143 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1995*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1996*, Londen, 1997, 145 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1996*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1997*, Londen, 1998, 175 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1997*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1998*, Londen, 1999, 165 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1998*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 1999*, Londen, 2000, 171 p. (afgekort als IOPCF, *AR 1999*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 2000*, Londen, 2001, 175 p. (afgekort als IOPCF, *AR 2000*)
- INTERNATIONAL OIL POLLUTION COMPENSATION FUND (IOPCF), *Report on the Activities of the International Oil Pollution Compensation Fund in the Calendar Year 2001*, Londen, 2002, 192 p. (afgekort als IOPCF, *AR 2001*)
- INTERNATIONAL TANKER OWNERS POLLUTION FEDERATION LTD (ITOPF), *Oil Spill Compensation. A Guide to the International Conventions on Liability and Compensation for Oil Pollution Damage*, maart 2000, 20 p.
- INTERNATIONAL TANKER OWNERS POLLUTION FEDERATION LTD (ITOPF), *ITOPF Review. Incorporating 1997 Director's Report and Accounts*, Londen, 1997, 21 p.
- INTERNATIONAL TANKER OWNERS POLLUTION FEDERATION LTD (ITOPF), *ITOPF Review. Incorporating 1998 Director's Report and Accounts*, Londen, 1998, 21 p.
- INTERNATIONAL TANKER OWNERS POLLUTION FEDERATION LTD (ITOPF), *ITOPF Review. Incorporating 1999 Director's Report and Accounts*, Londen, 1999, 20 p.

- INTERNATIONAL TANKER OWNERS POLLUTION FEDERATION LTD (ITOPF), *ITOPF Review. Incorporating 2000 Director's Report and Accounts*, Londen, 2000, 24 p.
- JACOBSSON, M., "La répartition des dommages de pollution maritime et le rôle du FIPOL", *Dr. Mar. Fr.*, 1989, 619-638
- JEANSON, Ph., "Des disparités en matière de responsabilité pour pollution en zone littorale", *Dr. Mar. Fr.*, 1988, 427-448
- KOLODKIN, A. *Some new trends in legislation of the Russian Federation and its attitude towards conventions with regard to Marine Pollution*, in De LA RUE, C. (Ed.), *Liability for Damage to the Marine Environment*, Londen, LLP, 1993, 33-38
- LANGAVANT, E. & BEURIER, J.-P., "A propos de l'affaire de l'*Olympic-Bravery*: La lutte contre les pollutions accidentelles par hydrocarbures devant le droit administratif français", *Dr. Mar. Fr.*, 1976, 515-524
- LAWFORD, H., "Oil Spills and Compensation Systems", *http://www.pcs.gr.jp/doc/ esymposium /12173/2000_herry_lawford_e.pdf*
- LEGENDRE, C., "La Conférence Internationale de 1976 sur la limitation de la responsabilité en matière de créances maritimes", *Dr. Mar. Fr.*, 1977, 195-229
- LEGENDRE, C., "La conférence juridique internationale sur les dommages dus à la pollution des eaux de la mer de 1969", *Dr. Mar. Fr.*, 1970, 515-584
- LEOST, R., "Les délits de pollutions des eaux marines", *Dr. Mar. Fr.*, 1996, 963-974
- LEOST, R., "Les dispositions répressives des lois du 2 février 1995 et du 26 février 1996 relatives à la protection du milieu marin", *Dr. Mar. Fr.*, 1997, 81-92
- MAES, F., "De burgerlijke aansprakelijkheid van de scheepseigenaar en de vergoeding voor schade ontstaan door olieverontreiniging: een verduidelijking bij de toepasselijke verdragen en contracten", *R.B.D.I.*, 1988/1, 97-128
- MAZARS & GUERARD en ASSOCIATION INTERREGIONALE OUEST LITTORAL SOLIDAIRE, *Dossier de Presse: Evaluation des impacts économiques, écologiques et sociaux suite au naufrage de l'Erika sur les territoires des régions de Bretagne, Pays de la Loire et Poitou-Charentes*, Parijs, 22 januari 2001, 23 p.
- MERIALDI, A., *Case Study of Italy*, in FRANCKX, E. (ed.), *Vessel-source Pollution and Coastal State Jurisdiction. The Work of the ILA Committee on Coastal State Jurisdiction Relating tot Marine Pollution (1991-2000)*, Kluwer Law International, Den Haag, 2001, 287-301
- MORIN, M., "Les rapports entre droit international public et droit internes: l'exemple du F.I.P.O.L.", *Dr. Mar. Fr.*, 1997, 325-335
- MORIN, M., "Noot onder Brest, Tribunal de Grande Instance, 27 janvier 1995", *Dr. Mar. Fr.*, 913-918

- O'NEIL, W.A., *Environment Protection - an international approach, keynote address at the National Shipping Industry Conference 2001, Sydney, 8-9 maart 2001*, http://www.amsa.gov.au/amsa/APEC/imo.pdf
- OYA ÖZÇAYIR, Z., *Liability for Oil Pollution and Collisions*, Londen, LLP, 1998, 573 p.
- OYA ÖZÇAYIR, Z., "The "Erika" and its Aftermath", *Int. M.L.*, 2000, 230-240
- PINEUS, K., "Le "Tsesis". Un échouement et ses conséquences juridiques", *Dr. Mar. Fr.*, 1982, 564-566
- PINEUS, K., "Quelques réflexions à propos de la limitation de responsabilité de l'armateur", *Dr. Mar. Fr.*, 1979, 515-519
- POIGNANT B. (ed.), *1st European Parliamentary Symposium on Maritime Safety - Maritime Safety in Europe: over the horizon? / 1ères Rencontres Parlementaires Européennes sur la Sécurité Maritime - La Sécurité Maritime en Europe: un horizon trop lointain ?*, Brussel, 24 januari 2002, Agora Europe, 2002, 174 p.
- REMOND-GOUILLOUD, M., "Anatomie d'un monstre marin: la loi du 5 juillet 1983 réprimant la pollution des mers par les hydrocarbures", *Dr. Mar. Fr.*, 1983, 703-714
- REMOND-GOUILLOUD, M., "Les mesures de sauvegarde (De quelques difficultés liées à l'indemnisation des frais de lutte contre la pollution), *Dr. Mar. Fr.*, 1980, 387-407
- REMOND-GOUILLOUD, M., "Les mesures de sauvegarde (De quelques difficultés liées à l'indemnisation des frais de lutte contre la pollution) (suite), *Dr. Mar. Fr.*, 1980, 451-460
- REMOND-GOUILLOUD, M., "Les surprises du "fonds" (commentaire d'un arrêt rendu par le Cour d'appel de Rennes le 3 octobre 1985)", *Dr. Mar. Fr.*, 1986, 89-98, 99-106
- REMOND-GOUILLOUD, M., "Marées noires: les Etats-Unis à l'assaut (L'Oil Pollution Act 1990)", *Dr. Mar. Fr.*, 1991, 339-353
- REMOND-GOUILLOUD, M., "Quel avenir pour les Conventions de Bruxelles sur l'indemnisation des marées noires", *Dr. Mar. Fr.*, 1993, 260-277
- REZENTHEL, R., "L'accès aux ports de navires en détresse", *Dr. Mar. Fr.*, 2000, 276-281
- SCHALLIER, R., "Zeeverontreiniging door schepen: een veelzijdig probleem, ook aan onze kust", *De Grote Rede,* mei 2001, nr. 2, 9-13
- SCHILS, J., "Dirk Sterckx (VLD) veut affiner le paquet "Erika II" sur la sécurité en mer", *Le Lloyd*, 12 juni 2001, 4
- SCHILS, J., "Le Conseil des Transports n'arrrive pas à s'entendre sur les "mesures Erika II", *Le Lloyd*, 4 april 2001, 1
- SEA EMPRESS ENVIRONMENTAL EVALUATION COMMITTEE (SEEEC), *The Environmental Impact of the Sea Empress Oil Spill*, s.l.s.d., 127 p. + appendix
- SHIP-SOURCE OIL POLLUTION FUND (SSOPF), *Caisse d'indemnisation des dommages dus à la pollution par les hydrocarbures causée par les navires : Rapport Annuel 1997-1998*, Ottawa, 1999, s.p.

- SHIP-SOURCE OIL POLLUTION FUND (SSOPF), *Caisse d'indemnisation des dommages dus à la pollution par les hydrocarbures causée par les navires : Rapport Annuel 1998-1999*, Ottawa, 2000, s.p.
- SHIP-SOURCE OIL POLLUTION FUND (SSOPF), *Caisse d'indemnisation des dommages dus à la pollution par les hydrocarbures causée par les navires : Rapport Annuel 1999-2000*, Ottawa, 2001, 57 p. + bijlagen
- STB ITALIA SRL, *Tribunale di Genova. II Sezione Penale Procedimento M/C Haven. R.G. 1880/2*, s.l.s.d.
- TANKER CASUALTY INVESTIGATIONS, *Report of the Tanker Accident Working Group to the International Chamber of Shipping, the Oil Companies International Marine Forum and the International Association of Independent Tanker Owners*, Londen, november 1981, 22 p.
- TOTALFINA, *Agir contre les conséquences du naufrage de l'Erika. Bilan de 12 mois d'actions*", Parijs, 2001, s.p.
- WERKGROEP VOOR DE BESTRIJDING VAN DE VERVUILING VAN ZOUTWATER DOOR OLIEPRODUCTEN (rapporteur: JACQUES, T.), *Bestrijding van de vervuiling van zoutwater door olieproducten in de zone waarvoor België verantwoordelijk is. Rapport voor het Interministerieel Comité voor het Leefmilieu*, s.l., 1981, s.d.
- WETTERSTEIN, P., *Harm to the Environment: The Right to Compensation and the Assessment for Damages*, Oxford, Clarendon Press, 1997, 263 p.
- WHITE, I.C. (ITOPF), *Oil Spill Compensation*, oktober 1999, 13 p.
- X., "Frankrijk wil EU-voorzitterschap afsluiten met overeenkomst over Erika I-pakket", *De Lloyd*, 19 december 2000, 1-2
- X., "ISU: hausse des interventions de sauvetage en 2000", *Le Lloyd*, 21 maart 2001, s.p.
- X., "Le train de mésures Erika II prend forme", *Le Lloyd*, 17 maart 2001, s.p.
- X., "The 1 Bn Euro Proposal. Third tier fund option on table", *Fairplay*, 12 april 2001, 15-19

BIJLAGEN

BIJLAGE I. LIDSTATEN VAN HET IOPCF 1992 OP 1 FEBRUARI 2003[380]

{PRIVATE}1992 Fund Member States	76 States
Joining by 01/02/04	+8 States
TOTAL	**84 States**

{PRIVATE}Algeria
Angola
Antigua and Barbuda
Argentina
Australia
Bahamas
Bahrain
Barbados
Belgium
Belize
Brunei Darussalam
Cambodia
Cameroon
Canada
China (Hong Kong Special Administrative Region)
Colombia
Comoros
Congo (enters into force 07/08/03)
Croatia
Cyprus
Denmark
Djibouti
Dominica
Dominican Republic
Fiji
Finland
France
Georgia
Gabon (enters into force 31/05/03)
Germany
Greece
Grenada
Guinea (enters into force 02/10/03)
Iceland
India
Ireland
Italy
Jamaica
Japan
Kenya
Latvia
Liberia
Lithuania
Madagascar (enters into force 21/05/03)
Malta
Marshall Islands
Mauritius
Mexico
Monaco
Morocco
Mozambique (enters into force 26/04/03)
Namibia (enters into force 18/12/03)
Netherlands
New Zealand
Nigeria (enters into force 24/05/03)
Norway
Oman
Panama
Papua New Guinea
Philippines
Poland
Portugal
Qatar
Republic of Korea
Russian Federation
Saint Vincent and the Grenadines
Samoa
Seychelles
Sierra Leone
Singapore
Slovenia
Spain
Sri Lanka
Sweden
Tanzania (enters into force 19/11/03)
Tonga
Trinidad and Tobago
Tunisia
Turkey
United Arab Emirates
United Kingdom
Uruguay
Vanuatu
Venezuela

[380] http://www.iopcfund.org/facts.htm

BIJLAGE II. AANPASSING VAN DE 1992 FUND'S CLAIMS MANUAL INZAKE DE VERGOEDBAARHEID VAN MILIEUSCHADE

ANNEX I

Amendment to the 1992 Fund's Claims Manual

The Section "Environmental damage" on pages 31 and 32 of the June 2000 edition of the Claims Manual is replaced by the following text:

Environmental damage

In most cases a major oil spill will not cause permanent damage to the environment as the marine environment has a great potential for natural recovery. Whilst there are limits to what man can do in taking measures to improve on natural processes, in some circumstances it is possible to enhance the speed of natural recovery after an oil spill through reasonable reinstatement measures. The costs of such measures will be accepted by the 1992 Fund under certain conditions.

The aim of any reasonable measures of reinstatement should be to bring the damaged site back to the same ecological state that would have existed had the oil spill not occurred, or at least as close to it as possible (that is to re-establish a biological community in which the organisms characteristic of that community at the time of the incident are present and are functioning normally). Reinstatement measures taken at some distance from, but still within the general vicinity of, the damaged area may be acceptable, so long as it can be demonstrated that they would actually enhance the recovery of the damaged components of the environment. This link between the measures and the damaged components is essential for consistency with the definition of *pollution damage* in the 1992 Civil Liability and Fund Conventions (see page 9).

In addition to satisfying the general criteria applied to the admissibility of claims for compensation under the 1992 Fund Convention (see page 19), claims for the costs of measures of reinstatement of the environment will only be considered admissible if the following criteria are fulfilled:

- the measures should be likely to accelerate significantly the natural process of recovery
- the measures should seek to prevent further damage as a result of the incident
- the measures should, as far as possible, not result in the degradation of other habitats or in adverse consequences for other natural or economic resources
- the measures should be technically feasible
- the costs of the measures should not be out of proportion to the extent and duration of the damage and the benefits likely to be achieved.

The assessment should be made on the basis of the information available when the specific reinstatement measures are to be undertaken.

Compensation is paid only for reasonable measures of reinstatement actually undertaken or to be undertaken, and if the claimant has sustained an economic loss that can be quantified in monetary terms. The Fund will not entertain claims for environmental damage based on an abstract quantification calculated in accordance with theoretical models. It will also not pay damages of a punitive nature on the basis of the degree of fault of the wrong-doer.

92FUND/A.7/29, Annex I, Page 1

Studies are sometimes required to establish the precise nature and extent of environmental damage caused by an oil spill and to determine whether or not reinstatement measures are necessary and feasible. Such studies will not be necessary after all spills and will normally be most appropriate in the case of major incidents where there is evidence of significant environmental damage.

The Fund may contribute to the cost of such studies provided that they concern damage which falls within the definition of *pollution damage* in the Conventions, including reasonable measures to reinstate a damaged environment. In order to be admissible for compensation it is essential that any such post-spill studies are likely to provide reliable and usable information. For this reason the studies must be carried out with professionalism, scientific rigour, objectivity and balance. This is most likely to be achieved if a committee or other mechanism is established within the affected Member State to design and co-ordinate any such studies, as well as reinstatement measures.

The scale of the studies should be in proportion to the extent of the contamination and the predictable effects. On the other hand, the mere fact that a post-spill study demonstrates that no significant long-term environmental damage has occurred or that no reinstatement measures are necessary, does not by itself exclude compensation for the costs of the study.

The Fund should be invited at an early stage to participate in the determination of whether or not a particular incident should be subject to a post-spill environmental study. If it is agreed that such a study is justified the Fund should then be given the opportunity of becoming involved in the planning and in establishing the terms of reference for the study. In this context the Fund can play an important role in helping to ensure any post-spill environmental study does not unnecessarily repeat what has been done elsewhere. The Fund can also assist in ensuring that appropriate techniques and experts are employed. It is essential that progress with the studies is monitored, and that the results are clearly and impartially documented. This is not only important for the particular incident but also for the compilation of relevant data by the Fund for future cases.

It is also important to emphasise that participation of the Fund in the planning of environmental studies does not necessarily mean that any measures of reinstatement later proposed or undertaken will be considered admissible.

* * *

DEEL II

DE VERGOEDBAARHEID VAN MILIEUSCHADE IN HET MARIENE MILIEU IN HET BELGISCH AANSPRAKELIJKHEIDSRECHT

Laurent Proot
Sophie Deloddere

o.l.v. Prof. Dr. H. Bocken

INLEIDING EN DOELSTELLINGEN

I. De onderzoeksopdracht MARE DASM behelst in hoofdzaak twee thema's, met name de socio-economische kostprijs van een degradatie van het mariene milieu en het risico op accidentele lozingen van olie of andere chemische producten in het mariene milieu.
Ter uitwerking van deze thema's, werd het project onderverdeeld in 5 subprojecten, waaronder *"De ontwikkeling van technische en juridische procedures met het oog op de evaluatie van degradatie aan het mariene milieu en het financieel verhaal op de vervuiler"*, dat het voorwerp vormt van onderhavige studie.
In dit kader dienen de mogelijkheden en de beperkingen van het nationaal aansprakelijkheidsrecht geïdentificeerd te worden teneinde het *'vervuiler betaalt'* – beginsel toe te passen bij accidentele lozingen van olie of andere chemische producten in zee, met ecologische schade tot gevolg. Het finale doel bestaat erin de voorwaarden te bepalen die kunnen bijdragen tot een financiële vergoeding voor milieuverstoring of ecologische verstoring, waarbij het uitgangspunt zal zijn of de schade herstelbaar is, dan wel begroot kan worden.

II. Hierna wordt vooreerst een overzicht gegeven van de relevante Belgische wetgeving inzake de vergoeding voor schade door verontreiniging van het mariene milieu (Hoofdstuk 1).
Verder wordt stilgestaan bij de problematiek van de terugvordering door de overheid van de door haar gemaakte kosten voor tussenkomsten bij mariene verontreiniging (Hoofdstuk 2).
Vervolgens wordt de problematiek van de vergoedbaarheid van milieuverstoring behandeld. Daarbij wordt in eerste instantie nagegaan in welke mate en op welke manier milieuverstoring volgens de huidige rechtspraak vergoed wordt. Daarnaast worden de verschillende vergoedingssystemen voor milieuverstoring geïnventariseerd en geanalyseerd en wordt nagegaan in welke mate deze systemen ingang zouden kunnen vinden in het Belgische aansprakelijkheidsrecht. (Hoofdstuk 3).
Tenslotte wordt een algemene conclusie geformuleerd en worden bepaalde aanbevelingen gedaan.

HOOFDSTUK 1

ANALYSE VAN DE BELGISCHE WETGEVING INZAKE DE VERGOEDING VAN SCHADE VOOR VERONTREINIGING VAN HET MARIENE MILIEU

Auteurs : Laurent Proot en Sophie Deloddere

1. In dit gedeelte wordt de Belgische wetgeving betreffende de vergoeding van schade voor verontreiniging van het mariene milieu op een summiere wijze geanalyseerd. Naast het gemeen aansprakelijkheidsrecht, wordt tevens het specifieke aansprakelijkheidsregime van de Wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België (hierna: *"De wet bescherming mariene milieu"*) besproken.

2. Vooraleer evenwel nader in te gaan op de aansprakelijkheidsregelen die de verontreiniging van het mariene milieu beheersen, dient het begrip *"milieuschade"* verduidelijkt te worden. Men dient immers vast te stellen dat in de diverse wets- en verdragsteksten betreffende aansprakelijkheid voor milieuschade, geen consistente terminologie gehanteerd wordt. Verschillende begrippen zoals *"milieuschade"*, *"ecologische schade"*, *"pure ecologische schade"*, *"milieuverstoring"*, *"schade aan natuurlijke rijkdommen"* worden gebruikt. De definiëring van deze begrippen is van belang, nu zij determinerend zijn voor het toepassingsgebied van het aansprakelijkheidsregime in kwestie [381].
De term *"milieuschade"* is zeer ruim en betreft eigenlijk alle vormen van schade, die ontstaan tengevolge van de aantasting van het milieu. In het kader van dit rapport wordt een onderscheid gemaakt tussen milieuschade (sensu strictu) en milieuverstoring, al naargelang het de aantasting van toegeëigende dan wel van niet toegeëigende milieugoederen betreft. Met schade wordt dan bedoeld de klassieke individuele schade, veroorzaakt door milieuverontreiniging[382]. Hierbij kunnen de volgende soorten schade vermeld worden: gezondheidsschade, materiële schade aan goederen (zaakschade), morele en materiële schade tengevolge van hinder, economische schade. Naast deze klassieke schadevormen, zijn er evenwel ook nog de aantastingen van de niet individueel toegeëigende milieugoederen zelf. Het betreft hier schade aan *res nullius* en *res communes* zoals de lucht, de wilde dieren, de vissen, het zeewater, ecosystemen enz. Deze vorm van aantastingen wordt hier onder de noemer *"milieuverstoring"* gebracht. Andere termen die dezelfde lading dekken zijn *"zuivere ecologische schade"* of *"schade aan het milieu zelf"*. Telkenmale wordt evenwel gedoeld op de aantasting van niet toegeëigende goederen door milieuverontreiniging.
Een alternatieve benaderingswijze dan het juridisch (of eigendoms-) statuut van de aangetaste milieugoederen, betreft het belang van het milieugoed als onderdeel van een ruimer ecosysteem of

[381] Voor een uitgebreide bespreking van het belang van de definiëring van milieuschade, zie E.H.P. BRANS, *Liability for damage to public natural resources. Standing, damage and damage assessment*, The Hague/London/New York, Kluwer Law International, 2001, 9 e.v.
[382] Het betreft schade, die eigenlijk ook kan veroorzaakt worden door andere fenomenen dan milieuverontreiniging.

voor het welzijn van de mens. Hier wordt voor de aantasting van milieugoederen de term "*ecologische schade*" gehanteerd. Derhalve dekt de term "*ecologische schade*" niet alleen aantastingen van niet toegeëigende milieugoederen, maar tevens de aantasting van toegeëigende milieugoederen, waarvan de ecologische waarde de persoonlijke belangen van de eigenaar overschrijdt[383].

Aangezien de wet bescherming mariene milieu expliciet het onderscheid maakt tussen "*schade*" en "*milieuverstoring*", worden in dit rapport op dezelfde manier de termen "*schade*" en "*milieuverstoring*" gehanteerd[384]. Tevens wordt de term "*ecologische schade*" gebruikt, waarmee bedoeld wordt de aantasting van het milieu zelf, ongeacht het juridisch statuut van het aangetaste milieugoed. Derhalve wordt ook voor de aantasting van individueel toegeëigende milieugoederen met een bijzondere ecologische waarde de term "*ecologische schade*" gehanteerd.

In dit verband dient opgemerkt te worden dat het voorstel van richtlijn van de Europese Commissie inzake milieuaansprakelijkheid het klassieke onderscheid tussen toegeëigende en niet toegeëigende goederen niet maakt[385]. Het voorstel van richtlijn spreekt immers enkel over "*Milieuschade*", veroorzaakt door beroepsactiviteiten. Met milieuschade wordt bedoeld bepaalde aantastingen van de biodiversiteit die beschermd wordt onder de Europese of nationale natuurbeschermingswetgeving, evenals schade tengevolge van water- en bodemverontreiniging. Of de aangetaste goederen al dan niet toegeëigend zijn, is hierbij niet relevant.

Tenslotte dient erop gewezen te worden dat de termen "*milieuschade*" en "*milieuverstoring*" (of ecologische schade) vooral gehanteerd worden in Europese rechtssystemen. In de Verenigde Staten spreekt men van schade aan natuurlijke rijkdommen ("*damage to natural resources*" of "*natural resource damages*"). Met natuurlijke rijkdommen wordt bedoeld land, vis, in het wild levende dieren, biota, lucht, water, grondwater, drinkwatervoorraden en andere dergelijke rijkdommen die toebehoren aan, beheerd worden door, in trust gehouden worden door, of op een ander manier gecontroleerd worden door de V.S., een deelstaat of lokale overheid, een buitenlandse overheid, een Indianenstam of, elk lid van een Indianenstam[386]. Ook daar wordt derhalve geen onderscheid gemaakt tussen aantastingen van toegeëigende dan wel niet toegeëigende goederen.

---

[383] Zie ook E.H.P. BRANS, *o.c.*, 20.

[384] Art. 2, 6° en 7° van de wet bescherming mariene milieu. Ook in deel 9 van het Voorontwerp Decreet Milieubeleid wordt dit onderscheid tussen schade en milieuverstoring gemaakt, Interuniversitaire Commissie tot Herziening van het Milieurecht in het Vlaamse Gewest, *Voorontwerp Decreet Milieubeleid*, 1995, Brugge, Die Keure, 92, 880 en 884.

[385] Voorstel van Richtl. Eur. Parl. & Raad betreffende milieuaansprakelijkheid met betrekking tot het voorkomen en herstellen van milieuschade, *PB. C.* 25 juni 2002, afl. 151 E, 132-145. Voor een bespreking van dit voorstel van richtlijn, zie verder nrs. 37 – 39 en 78 - 79.

[386] Sect. 101, 16 CERCLA, A. CARETTE, *Herstel en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen*, Antwerpen, Intersentia, 1997, 342. De *Oil Pollution Act* bevat een gelijkaardige definitie van natural resources (OPA 6 1001 (20)). Onder de systemen van CERCLA en OPA, geeft een voldoende mate van overheidsbetrokkenheid of –controle over een bepaald privaat goed, de overheid reeds het recht om het herstel van de aantasting van deze goederen te vorderen.

1.1. Het gemeen aansprakelijkheidsrecht

1.1.1 Krachtlijnen van het gemeen aansprakelijkheidsrecht

3. Hierna worden de krachtlijnen van het Belgisch gemeen aansprakelijkheidsrecht kort uiteengezet, waarbij zowel het klassieke fout - aansprakelijkheidsrecht als een aantal objectieve aansprakelijkheidsregelen zullen belicht worden in functie van hun toepasbaarheid voor het herstel van schade aan het mariene milieu[387].

1.1.1.1 Fout – aansprakelijkheid (artikel 1382 B.W.)

4. Schade aan het mariene milieu kan in België op de eerste plaats vergoed worden overeenkomstig het klassieke fout - aansprakelijkheidsrecht (artikel 1382 B.W.).
Teneinde voor schade aan het mariene milieu een vergoeding te kunnen bekomen op basis van de klassieke fout - aansprakelijkheid, dient de schadelijder drie elementen aan te tonen, met name een fout, schade en een causaal verband tussen beide.
Het *fout - begrip* verwijst naar maatschappelijk onaanvaardbaar gedrag, meer bepaald de handeling die een redelijk persoon zoals de hypothetische goede huisvader niet zou hebben gesteld. Het is een bij uitstek vaag begrip. Met betrekking tot milieuschade en meer specifiek schade aan het mariene milieu, kan het voornamelijk geconcretiseerd worden aan de hand van verwijzingen naar de fout door overtreding van de wettelijke of reglementaire bepalingen (van strafrechtelijke, administratieve of welke aard ook) en de schending van de zorgvuldigheidsnorm, volgens dewelke men redelijke voorzorgen dient te nemen om schade aan andermans persoon en goederen te voorkomen.
Schade ten gevolge van mariene verontreiniging kan verschillende vormen aannemen. Er is individuele gezondheidsschade, materiële schade aan onroerende en roerende goederen, hinder, inkomensderving (bijvoorbeeld van vissers of de plaatselijke horeca bij een met olie besmeurd strand), morele schade. Ook de goederen van het openbaar domein worden beschadigd. De overheid doet uitgaven om milieuverontreiniging te voorkomen en onderneemt dure saneringswerken om de gevolgen van accidentele en andere lozingen op te ruimen of te beperken[388]. Er is ook schade aan het leefmilieu zelf, waarbij een onderscheid kan gemaakt worden tussen schade aan het niet - toegeëigende milieu (*res communes* of *res nullius*) en schade aan het toegeëigende milieu (ecologische

[387] De hiernavolgende bespreking is gebaseerd op de volgende artikelen: H. BOCKEN en S. DELODDERE, Vergoeding van milieuschade, in *Recht voor de Onderneming*, Kluwer Rechtswetenschappen België, 1998, X – 50, 1 – 43 en H. BOCKEN, The compensation of ecological damage in Belgium, in WETTERSTEIN P., *Harm to the environment:the right to compensation and the assessment of damages*, Clarendon Press, Oxford, 1997, 143-158.
[388] H. BOCKEN en S. DELODDERE, *o.c.*, X.50-9.

schade). Het herstel van bepaalde schadevormen ten gevolge van milieuverontreiniging kan bepaalde problemen opleveren[389].

Tenslotte dient er tussen de fout en de schade een *causaal verband* te bestaan. Naar Belgisch recht bestaat er een causaal verband tussen fout en schade, indien de schade zoals zij zich in concreto voordoet, niet zou ontstaan zijn zonder de fout[390]. De fout moet een noodzakelijke voorwaarde zijn voor de schade. Dit is voldoende. Dit uitgangspunt biedt ruime theoretische mogelijkheden om een oorzakelijk verband te leggen tussen schade en zekere bronnen van milieuverstoring. In de praktijk zal het aantonen van een causaal verband evenwel een van de voornaamste hinderpalen zijn bij een vordering gericht op het herstel van schade veroorzaakt door milieuverstoring. Zo is milieuschade bijvoorbeeld dikwijls het gevolg van emissies door verschillende vervuilingsbronnen, waarbij er een synergie is tussen meerdere polluenten, of doet de schade zich slechts jaren na de verontreiniging voor, hetgeen het voor het slachtoffer zeer moeilijk maakt de precieze oorzaak van de vervuiling te identificeren[391].

1.1.1.2 Objectieve aansprakelijkheid

5. Naast het klassieke fout - aansprakelijkheidsrecht, zijn er tevens een aantal objectieve aansprakelijkheidsregels die een basis kunnen bieden voor de terugvordering van schade aan het mariene milieu. Men dient een onderscheid te maken tussen de aansprakelijkheid voor rechtmatig handelen en de risico - aansprakelijkheid.

Bij de aansprakelijkheid voor rechtmatig handelen, volstaat het dat het slachtoffer bewijst dat de schade het gevolg is van verweerders gedraging (ook al was deze niet foutief) en dat de schade en haar oorzaak binnen het toepassingsgebied van de bijzondere regeling vallen[392].

Bij de risico - aansprakelijkheid wordt aansprakelijkheid niet langer afhankelijk gesteld van het bewijs dat de schade veroorzaakt werd door een (al dan niet foutieve) gedraging van verweerder. De schade wordt juridisch naar de aansprakelijke gekanaliseerd omdat deze een bepaald aanknopingspunt heeft met een van de risico - factoren die een rol spelen in de genesis van de schade[393].

[389] Zie hierna, nrs. 14 – 19.
[390] H. BOCKEN en S.DELODDERE, *o.c.*, X.50-10.
[391] H. BOCKEN en S. DELODDERE, *o.c.*, X.50-11.
[392] H. BOCKEN en S. DELODDERE, *o.c.*, X.50-22.
[393] H. BOCKEN en S. DELODDERE, *o.c.*, X.50-22.

1.1.1.2.1. Aansprakelijkheid voor rechtmatig handelen

6. Een voorbeeld van een dergelijke aansprakelijkheid is de in de cassatiearresten van 6 april 1960 geformuleerde *evenwichtsleer*[394]. Volgens deze arresten verplicht artikel 544 B.W. de eigenaar van een onroerend goed, die door een niet - foutief feit het evenwicht verbreekt dat tot stand gekomen is tussen naburige eigendommen door aan een naburige eigenaar een stoornis op te leggen die de maat van de gewone buurschapsnadelen overschrijdt, tot een rechtmatige en passende compensatie, waardoor het verbroken evenwicht hersteld wordt. Het bewijs van een fout is niet vereist[395]. Overlast, een stoornis die de grens van de gewone ongemakken van nabuurschap overschrijdt, volstaat voor aansprakelijkheid[396].
Uiteenlopende vormen van aantastingen van het milieu (verontreiniging van water en lucht, geluidshinder, trillingen,...) werden reeds als overlast weerhouden en gaven aanleiding tot aansprakelijkheid op grond van de evenwichtsleer. Aangezien de theorie van de burenhinder evenwel personen betreft die gelokaliseerd zijn op min of meer naburige gronden, lijkt zij geen toepassing te kunnen vinden op mariene verontreiniging.

7. Verder werden langs bijzondere wetgeving een aantal wettelijke aansprakelijkheden voor rechtmatige daad ingevoerd, die van belang zijn bij milieuschade. In het kader van de huidige problematiek van accidentele lozingen vanuit de scheepvaart, wordt enkel *de wet van 12 april 1965 betreffende het vervoer van gasachtige producten en andere door middel van leidingen* vermeld.
Deze wet voert een objectieve aansprakelijkheid in voor de houder van de vervoervergunning of –toelating. Meer in het bijzonder is deze laatste krachtens artikel 13, al. 3 van voornoemde wet gehouden de schade te vergoeden die berokkend wordt door de werken die hij uitvoert bij de oprichting of gedurende de exploitatie van de gasvervoerinstallaties, alsook de schade aan derden berokkend, hetzij uit hoofde van de werken, hetzij door de benuttiging van het erf dat met de erfdienstbaarheid bezwaard is.

---

[394] *Pas.* 1960, I, 920. Voor recente literatuur over de evenwichtsleer, zie S. STIJNS en H. VUYE, "Burenhinder", in *Beginselen van Belgisch privaatrecht. Zakenrecht, V*, Antwerpen, Story Scientia, 2000, 258-274; J. HANSENNE, "Le point sur la théorie des troubles de voisinage", *Ann. Fac. Dr. Liège* 1985 ; R. DERINE, "Hinder uit nabuurschap en rechtsmisbruik" , in *Zakenrecht en Zakelijke Zekerheden*, M. STORME (ed.), Gent, 1983; M. HANOTIAU, "La responsabilité en matière de troubles de voisinage", *Bull. Ass.* 1981, 385; M. CHANDELLE, "La réparation du dommage en matière de troubles de voisinage", *Ann. Fac. Dr. Liège* 1980, 85-126; H. BOCKEN, *Het aansprakelijkheidsrecht als sanctie tegen de verstoring van het leefmilieu*, Brussel, Bruylant, 1979, 267-304; A. VAN OEVELEN, *Schadevergoeding bij rechtmatige overheidsdaad in België*, Zwolle, 1984.
[395] H. BOCKEN en S. DELODDERE, *o.c.*, X.50-23.
[396] Zie bv. Cass. 14 december 1995, *Arr. Cass.* 1995, 1126; Cass. 23 mei 1991, *R.W.* 1991-92, 463; Cass. 31 oktober 1975, *R.W.* 1975-76, 1571; Cass. 1 oktober 1981, *R.W.* 1981-82, 2885. Voor een aantal recentere toepassingsgevallen van de leer van de burenhinder; zie Brussel 30 september 1999, *T. Aan.* 2000, 147 – 154; Gent 27 februari 1998, *TBBR* 1999, Afl. 10, 662; Luik 24 juni 1998, *TBBR* 1999, Afl. 10, 665; Antwerpen 9 november 1998, *TBBR* 1999, Afl. 10, 667; Luik 9 juni 1998, *TBBR* 1999, Afl. 10, 668 en Antwerpen 27 oktober 1998, *TBBR 1999, Afl. 10, 671.*

Indien op zee olieverontreiniging veroorzaakt zou worden ten gevolge van een breuk of lek in een pijpleiding en voor zover kan aangetoond worden dat de schade het gevolg is van werken, uitgevoerd tijdens de oprichting of exploitatie van de pijpleiding, kan artikel 13, al. 3 toepassing vinden. Indien de overheid preventieve maatregelen zou nemen ten gevolge van een dergelijk ongeval, kan zij in principe de kosten hiervoor trachten te verhalen op de houder van de vergunning. Artikel 13, al. 3 van de hiervoor vermelde wet voorziet niets inzake schade aan het mariene milieu. Zoals hierna zal uiteengezet worden, rijzen in het burgerlijk recht problemen bij dit soort schade[397].

1.1.1.2.2 Risico – aansprakelijkheid

8. Terzake is er vooreerst de *aansprakelijkheid voor gebrekkige zaken*. Krachtens artikel 1384, lid 1 B.W. is de bewaker van de zaak (degene die de zaak voor eigen rekening beheert en controleert) aansprakelijk voor de schade die door het gebrek van de zaak veroorzaakt werd. Vooral bij accidentele verontreiniging (bijvoorbeeld als gevolg van een breuk in een leiding of een defect van een machine) zal artikel 1384, lid 1 B.W. van toepassing kunnen zijn. Ook ten aanzien van accidentele emissies van olie of chemicaliën vanuit een schip dat zich in de territoriale wateren bevindt, is een vordering op grond van artikel 1384, lid 1 B.W. denkbaar.

9. Verder zijn er een aantal wetten, die een risico - aansprakelijkheid invoeren die van belang kan zijn voor milieuschade. In het kader van huidige onderzoeksopdracht, wordt enkel stilgestaan bij het Internationaal Verdrag inzake de wettelijke aansprakelijkheid voor schade door verontreiniging door olie van 1969, zoals gewijzigd door het Protocol van 1976 en 1992 (hierna:"*het CLC - Verdrag*"[398]), de budgettaire wet van 24 december 1976 en het Decreet van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering (*"het Bodemsaneringsdecreet"*).

10. Het CLC - Verdrag bevat een objectieve aansprakelijkheid van de scheepseigenaar voor schade door verontreiniging veroorzaakt door een schip ten gevolge van een voorval. Belangrijk is dat deze aansprakelijkheid exclusief is, hetgeen impliceert dat vorderingen tot vergoeding van schade door verontreiniging door olie tegen de eigenaar van het schip enkel op basis van dit verdrag kunnen ingesteld worden[399]. Verder voorziet het CLC - Verdrag in de mogelijkheid voor de scheepseigenaar om zijn aansprakelijkheid te beperken tot een bepaald bedrag, op voorwaarde dat hij een fonds vormt

[397] Zie verder nr. 15 e.v.

[398] Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid voor schade door verontreiniging door olie, opgemaakt te Brussel op 29 november 1969 en goedgekeurd bij wet van 20 juli 1976 (*B.S.* 13 april 1977), zoals geamendeerd door het protocol van London van 19 november 1976, goedgekeurd door de wet van 11 april 1989 (*B.S.* 6 oktober 1989) en het protocol van London van 1992, goedgekeurd door de wet van 10 augustus 1998 (*B.S.* 16 maart 1999) en uitgevoerd door het Koninklijk Besluit van 26 juni 2000 tot vaststelling van de datum van inwerkingtreding van de wet van 10 augustus 1998 (*B.S.* 5 oktober 2000).

[399] Zie verder nr. 21.

tot een bedrag dat gelijk is aan het maximum van zijn aansprakelijkheid. De aansprakelijkheid voor schade aan het mariene milieu wordt in het CLC - Verdrag beperkt tot de kosten van redelijke herstelmaatregelen, die daadwerkelijk genomen worden of zullen genomen worden. Niet herstelbare schade aan het mariene milieu wordt derhalve uitgesloten, zo ook de niet economisch waardeerbare milieuverstoring.

11. Daarnaast is er artikel 85 van de budgettaire wet van 24 december 1976[400], die de overheid een uitdrukkelijke rechtsgrond verschaft om, in geval van accidentele verontreiniging de kosten van de tussenkomst van de civiele bescherming en de brandweer te verhalen op de eigenaars van de verontreinigde producten. Artikel 85 van de budgettaire wet werd gewijzigd door artikel 78 van de wet bescherming mariene milieu, in die zin dat, indien het een ongeval betreft dat onder het toepassingsgebied van de wet bescherming mariene milieu valt, de persoon die de verontreiniging veroorzaakt heeft (en niet de eigenaar van de producten), de bedoelde kosten zal moeten dragen[401]. Zo zullen de kosten van de civiele bescherming en de brandweer naar aanleiding van een ongeval met olie of chemische stoffen, op basis van artikel 85 verhaald kunnen worden. Aangezien nu elke persoon die een aandeel heeft in de totstandkoming van de verontreiniging geviseerd wordt, kan de groep van de potentieel aansprakelijken groot worden[402]. Voor het geval schepen betrokken zijn bij het ongeval, wordt een hoofdelijke aansprakelijkheid voorzien tussen de aansprakelijke veroorzaker en de scheepseigenaar. Voor schadegevallen die onder het toepassingsgebied van het CLC - Verdrag vallen, zullen de in dat verdrag bepaalde beperkingen toepassing vinden.

12. Tenslotte voert ook het Bodemsaneringsdecreet een objectieve aansprakelijkheidsregel in voor de kosten van (nieuwe) verontreiniging, die tot stand gekomen is na de inwerkingtreding van het Bodemsaneringsdecreet (29 oktober 1995). Krachtens artikel 25 van het Bodemsaneringsdecreet, is de persoon die door een emissie bodemverontreiniging veroorzaakt, aansprakelijk voor de kosten van bodemsanering (de kosten voor het oriënterend bodemonderzoek, het beschrijvend bodemonderzoek, de bodemsanering zelf), evenals de schade die door die activiteiten, alsook door gebruiksbeperkingen of voorzorgsmaatregelen, veroorzaakt wordt. Deze regel zou toepassing kunnen vinden, indien ten

---

[400] Wet van 24 december 1976 betreffende de budgettaire voorstellen 1976-1977 (*B.S.* 28 december 1976).

[401] Artikel 78 wet bescherming mariene milieu omschrijft de aanvulling van artikel 85 van de budgettaire wet als volgt: "*Wanneer de contaminatie of accidentele verontreiniging evenwel op zee plaatsvindt of afkomstig is van een zeeschip, vallen deze kosten ten laste van de persoon die voormelde contaminatie of verontreiniging heeft veroorzaakt, overeenkomstig het internationaal recht. In dit geval zijn de eigenaars van de eventueel betrokken schepen burgerlijk en hoofdelijk aansprakelijk.*".

[402] Inzake de uitgebreidheid van de groep van potentieel aansprakelijke personen bij scheepvaartongevallen, kan bijvoorbeeld gewezen worden op het kluwen van mogelijke aansprakelijken bij het Erika – incident; zie hieromtrent P. DE SMEDT, "Aansprakelijkstelling voor en herstel van schade door aantasting van het mariene leefmilieu: beroerde baren van de vergramde Neptunus? – Een analyse van de buitencontractuele aansprakelijkheid voor schade en milieuverstoring door aantasting van het mariene leefmilieu in het licht van de aansprakelijkheidsbepalingen van de wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu.", te publiceren (*T.P.R.* 2002).

gevolge van de emissie van olie of chemicaliën op zee, bodemverontreiniging optreedt op het grondgebied van het Vlaamse Gewest (strand, duinen). Saneringsmaatregelen genomen door de overheid zouden op deze basis verhaald kunnen worden op de persoon die de emissie veroorzaakte. Voor ongevallen die tegelijkertijd onder het toepassingsgebied van het Aansprakelijkheidsverdrag vallen, zullen de daar bepaalde beperkingen toepassing vinden.

1.1.2 Knelpunten bij de terugvordering van kosten voor milieuschade

13. De aanwending van het gemeen aansprakelijkheidsrecht om vergoeding te bekomen voor schade aan het mariene milieu, brengt bepaalde problemen met zich mee. Deze worden hierna kort geschetst.

1.1.2.1. Vorderingsrecht in geval van milieuverstoring

14. Overeenkomstig artikel 17 van het Gerechtelijk Wetboek kan de rechtsvordering niet toegelaten worden, indien de eiser geen hoedanigheid en geen belang heeft om ze in te dienen. Artikel 18 van het Gerechtelijk Wetboek bepaalt verder dat het belang een reeds verkregen en dadelijk belang moet zijn. Opdat een schadevordering naar gemeen recht toelaatbaar zou zijn, dient, overeenkomstig deze bepalingen, de schade de eiser persoonlijk te treffen. Onder persoonlijke schade verstaat men de schending van een eigen subjectief recht of van een rechtmatig eigen belang dat betrekking heeft op de persoonlijke integriteit of het persoonlijk vermogen van de schadelijder.
Voornoemde vereiste brengt met zich mee dat men geen schadevergoedingsvordering zal kunnen instellen met betrekking tot milieugoederen waarop men geen individueel recht heeft of waarvan men geen individueel gebruik maakt[403]. Schadevorderingen betreffende schade aan res communes (bijvoorbeeld het zeewater) of res nullius (vissen en zeevogels) hebben derhalve weinig kans op slagen naar huidig gemeen recht. Dit geldt ten aanzien van vorderingen ingesteld door particulieren, maar ook ten aanzien van vorderingen, ingesteld door de overheid en vorderingen ingesteld door milieuverenigingen ter bescherming van het milieu. In dit verband dient erop gewezen te worden dat het Hof van Cassatie in het Eikendael-arrest oordeelde dat de verwezenlijking van het (statutair) doel van een rechtspersoon (bijvoorbeeld de bescherming van een bepaald natuurgebied) niet automatisch met zich meebrengt dat deze een persoonlijk en rechtstreeks belang heeft[404]:

> *"(...) dat, tenzij de wet anders bepaalt, de rechtsvordering ingesteld door een natuurlijke of rechtspersoon niet kan worden toegelaten indien de eiser geen persoonlijk en rechtstreeks*

[403] H. BOCKEN, "The compensation of ecological damage in Belgium", in P. WETTERSTEIN, *Harm to the environment: The right to compensation and the assessment of damages*, Clarendon Press, Oxford, 1997, 152.
[404] Cass. 19 november 1982, *Arr. Cass.* 1982-83, 172.

belang heeft, dit wil zeggen, een eigen belang; dat het algemeen belang geen "eigen belang" is in die zin. Overwegende dat het eigen belang van een rechtspersoon alleen datgene is wat zijn bestaan of zijn materiële of morele goederen, inzonderheid zijn vermogen, eer en goede naam, raakt; dat het enkele feit dat een rechtspersoon of een natuurlijke persoon een doel nastreeft, zij het een statutair doel, niet tot gevolg heeft dat hij een eigen belang heeft tot stand gebracht, nu toch iedereen gelijk welk doel kan opvatten."

Dit arrest werd bevestigd door een arrest, waarin het Hof van Cassatie oordeelde dat een vereniging zich evenmin burgerlijke partij kan stellen, wanneer ze slechts optreedt ter verdediging van collectieve morele waarden[405]. De laatste jaren wordt deze rechtspraak van het Hof van Cassatie evenwel minder en minder gevolgd[406]. Een aantal vonnissen blijken immers een algemeen gebruiksrecht op collectieve milieugoederen te erkennen op grond van artikel 714 B.W.[407]. Op basis van dit artikel, kan een gemeenschappelijk gebruiksrecht op "*res nullius*" en "*res communes*" erkend worden. Indien één van deze goederen beschadigd wordt, zou een krenking van een subjectief recht kunnen ingeroepen worden. Volgens sommige rechtspraak impliceert dit collectief gebruiksrecht een recht op schadevergoeding in hoofde van iedere burger in geval van misbruik van dit collectief gebruiksrecht door een derde[408]. Daarenboven dient tevens gewezen te worden op de wet van 12 januari 1993 betreffende een vorderingsrecht inzake bescherming van het leefmilieu[409], die aan milieuverenigingen, de Procureur des Konings en bepaalde administratieve overheden de mogelijkheid biedt een vordering tot staken in te leiden naar aanleiding van feiten die een kennelijke inbreuk of een dreiging van inbreuk op de milieuwetgeving inhouden. Sommigen verwachten dat dit nieuwe principe het schadevergoedingsrecht in de toekomst zou kunnen beïnvloeden in de zin van het toekennen van ruimere aanspraken bij de schending van collectieve belangen[410]. Strikt genomen verandert de wet nochtans niet aan de vereiste dat men persoonlijke en rechtstreekse schade moet aantonen om te slagen in een vordering tot schadevergoeding[411].

---

[405] Cass. 24 november 1982, *Revue de droit Pénale* 1983, 390. In dezelfde zin : Antwerpen 14 november 1984, P.N. 041 P/82, onuitg.; Gent 15 september 1992, P.N. 881/91, onuitg.

[406] G. VAN HOORICK, "Vergoeding van ecologische schade", noot onder Corr. Brugge, 16 septemb er 1998 en Corr. Ieper, 21 september 1998, *T.M.R.* 2000, 149. Zie bijvoorbeeld ook Corr. Gent, 9 januari 2001, niet gepubliceerd.

[407] H. BOCKEN en S. DELODDERE, *o.c.*, X. 50-10. Zie ook H. BOCKEN, "De vorderingsbevoegdheid van milieuverenigingen. Weg uit Eikendael?", *Leefmilieu* 1991, 112.

[408] Corr. Eupen, 22 november 1989, *Amén.* 1990/1, (41), 42; Corr. Bastenaken, 6 mei 1991, *Amén.* 1991, 173.

[409] *B.S.* 19 februari 1993.

[410] D. SIMOENS, *Buitencontractuele aansprakelijkheid, Deel II, Schade en schadeloosstelling*, in *Beginselen van Belgisch Privaatrecht*, XI, Gent, Story-Scientia, 1999, 35. Zie in dit verband tevens Corr. Gent 2 oktober 2001 en Corr. Gent 27 november 2001(niet gepubliceerd), waarin bij de beoordeling van het belang van de *VZW Het Koninklijk Belgisch Verbond voor de Bescherming van Vogels* als burgerlijke partij, expliciet verwezen werd naar de Wet van 12 januari 1993 betreffende een vorderingsrecht inzake bescherming van het leefmilieu.

[411] H. BOCKEN en S. DELODDERE, *o.c.*, X.50-10; H. BOCKEN, "The compensation of ecological damage in Belgium", *l.c.*, 153.

Een aansprakelijkheidsvordering zal wel mogelijk zijn, indien men erin slaagt de aantasting van de milieugoederen te vertalen naar eigen patrimoniale of morele schade. Ook hinder ten gevolge van milieuverontreiniging, gekwalificeerd als burenhinder, kan aanleiding geven tot een aansprakelijkheidsvordering.

1.1.2.2 Problemen inzake herstel van milieuschade

15. Het herstel van bepaalde schadevormen levert problemen op in het gemeen aansprakelijkheidsrecht, meer in het bijzonder de volgende vormen van schade: (1) schade aan niet-toegeëigende milieugoederen of milieuverstoring, (2) schade aan toegeëigende goederen met een bijzondere esthetische of ecologische waarde of ecologische schade, (3) de kosten gemaakt door de overheid of door private personen om schade aan het mariene milieu te voorkomen of te beperken.

1.1.2.2.1 Milieuverstoring

16. Wat betreft het herstel van milieuverstoring, rijst het probleem van de begroting ervan[412]. Het bepalen van een geldwaarde voor goederen met een zuiver ecologisch belang is bijzonder moeilijk, aangezien een marktwaarde voor deze goederen ontbreekt. De Belgische rechtspraak hieromtrent is zeer beperkt en brengt geen theoretische oplossingen naar voor[413]. Uitspraken waarbij de begroting van de milieuverstoring wordt gemotiveerd, zijn uiterst zeldzaam; dikwijls wordt de schadevergoeding *ex aequo et bono* geraamd of wordt een symbolische frank als (morele) schadevergoeding toegekend[414].

1.1.2.2.2 Schade aan individueel toegeëigende goederen met een bijzondere esthetische of ecologische waarde (ecologische schade)[415]

17. Indien schade voorkomt aan waardevolle natuurlijke rijkdommen of culturele monumenten in privé – eigendom, waarbij de bijzondere ecologische of esthetische waarde de persoonlijke belangen van de eigenaar overschrijdt, rijzen bepaalde problemen. Dit zal voornamelijk het geval zijn indien de ecologische, esthetische of culturele waarde van de eigendom niet weerspiegeld wordt in de marktwaarde van het goed. Vooreerst bestaat de mogelijkheid dat de eigenaar niet geïnteresseerd is over te gaan tot herstel van zijn eigendom. Naar huidig recht kan de eigenaar hiertoe niet verplicht

[412] Voor een uitgebreide bespreking van de problematiek inzake de begroting van ecologische schade, zie Hoofdstuk 3, p. 783 e.v..
[413] H. BOCKEN, "The compensation of ecological damage in Belgium", *l.c.*, 151.
[414] Voor een overzicht van de rechtspraak inzake ecologische schade, zie verder nr. 72.
[415] H. BOCKEN, "The Compensation of Ecological Damage in Belgium", in *l.c.*, 151.

worden. Indien hij toch schadevergoeding vordert en bekomt, is hij bovendien niet verplicht om die aan te wenden voor het herstel van het beschadigde milieu. Verder is het mogelijk dat herstel in rechte geweigerd wordt, indien de herstelkosten de marktwaarde van het goed overschrijden. Tenslotte rijst ook hier de problematiek inzake de begroting van de compensatie voor het verlies of de waardevermindering van natuurlijke rijkdommen, aangezien de ecologische waarde van het goed niet weerspiegeld wordt in de marktwaarde, of omdat er gewoon geen markt voor is.

1.1.2.2.3 Kosten ter voorkoming of beperking van milieuschade ("preventieve maatregelen")

18. Wanneer de overheid preventieve maatregelen neemt, kon een verhaal van de kosten voor deze maatregelen problematisch zijn omwille van de (vroeger geldende) rechtspraak van het Hof van Cassatie inzake de doorbraak van het causaal verband. Volgens deze rechtspraak wordt het causaal verband tussen fout en schade immers verbroken door het vervullen van een wettelijke verplichting, behalve indien deze verplichting slechts subsidiair was en degene die de fout beging, zelf de verplichting had de toestand, die door zijn toedoen was ontstaan, te verhelpen[416]. In vele, maar niet in alle gevallen rust op de persoon die afval of verontreinigende stoffen in het milieu brengt, de plicht om deze op te ruisen. Bij gebreke aan dergelijke wettelijke plicht, is een verhaal van de overheid voor de kosten niet mogelijk. Dit probleem wordt grotendeels opgelost door een aantal bijzondere wetten die uitdrukkelijk het verhaalsrecht van de overheid bevestigen voor de kosten van zekere milieusaneringswerken[417].

De vraag rijst of deze problematiek zich nog steeds stelt, gelet op een aantal recente arresten van het Hof van Cassatie. In deze arresten oordeelde het Hof van Cassatie immers dat het bestaan van een contractuele, wettelijke of reglementaire verplichting in se niet uitsluit dat schade, in de zin van artikel 1382 B.W. ontstaat, tenzij wanneer, blijkens de inhoud of de strekking van de overeenkomst, de wet of het reglement, de te verrichten uitgave of prestatie definitief voor rekening moet blijven van diegene die zich ertoe verbonden heeft of die ze ingevolge de wet of het reglement moet verrichten[418]. Volgens deze rechtspraak, verhindert het bestaan van een wettelijke of reglementaire verplichting derhalve niet noodzakelijk dat de uitgaven of prestaties schade uitmaken. Enkel wanneer het de bedoeling van de wetgever was om de betrokken kosten definitief ten laste te leggen van degene die ze in eerste instantie heeft gedaan, zouden deze kosten niet als schade kunnen gekwalificeerd worden. Het Hof van Cassatie keert hiermee terug naar het standpunt dat zij innam in het bonus malus – arrest van 4 maart 1984, waar geoordeeld werd dat de problematiek dient benaderd te worden vanuit de schade-

[416] Cass. 13 april 1988, *R.W.* 1988-89, 1126.
[417] Zo bijvoorbeeld in artikel 38 van de wet bescherming mariene milieu. Zie ook verder nr. 31.
[418] Cass. 19 februari 2001, http://www.cass.be.

vereiste[419]. De problematiek van het bestaan van een voorafgaande (wettelijke, reglementaire of contractuele) verplichting dient derhalve benaderd te worden vanuit de schade-vereiste[420].
De toepassing van deze rechtspraak in casu impliceert dat men zich moet afvragen of het de bedoeling van de wetgever geweest is dat de overheid de kosten van preventie- en beperkingsmaatregelen getroffen naar aanleiding van een geval van milieuverontreiniging of de dreiging hiervan, definitief ten hare laste zou nemen. Het antwoord lijkt negatief, mede in het licht van het beginsel van *"de vervuiler betaalt"*. Dit is uitdrukkelijk verwoord in de Europese Akte en ligt mede aan de basis van een aantal internationale verdragen en van de Belgische en regionale wetgeving. Men kan dan ook bezwaarlijk stellen dat de Belgische wetgever de wil gehad heeft dat de overheid de kosten van maatregelen van preventie of beperking van milieuschade zelf zou moeten dragen zodat zij geen vergoedbare schade zouden uitmaken in de zin van artikel 1382 B.W.
Door deze recente rechtspraak van het Hof van Cassatie lijken de problemen die de overheid ondervond ter terugvordering van kosten die zij maakte voor preventie- en beperkingsmaatregelen, dan ook van de baan te zijn. In ieder geval vermijdt de wet bescherming mariene milieu deze problemen, nu het terugvorderingsrecht van de overheid voor kosten die zij maakt naar aanleiding van een tussenkomst bij een verontreinigingsgeval, uitdrukkelijk voorzien werd[421].

19. Tenslotte dient vermeld te worden dat, wat betreft preventieve maatregelen, genomen door private personen, zonder eigendomsbelang in het beschadigde milieu, de hiervoor besproken vereiste van het persoonlijk belang een probleem kan vormen[422].

1.2. De wet bescherming mariene milieu

1.2.1 Het aansprakelijkheidsregime in de wet bescherming mariene milieu

20. De wet bescherming mariene milieu heeft een specifieke aansprakelijkheidsregeling ingevoerd ter bescherming van het mariene milieu binnen de zeegebieden. De regeling gaat uit van een objectieve aansprakelijkheid en brengt naast de klassieke schadevormen tevens milieuverstoring onder het aansprakelijkheidsrecht.

---

[419] Cass. 4 maart 1984, *R.W.* 1983-84, 2805. In dit arrest oordeelde het Hof als volgt: *"(...) dat de vaststelling dat de uitgave of prestatie een contractuele verplichting als rechtsgrond heeft, niet voldoende is om het oorzakelijk verband tussen een onrechtmatige daad van een derde en die uitgave of prestatie te ontkennen; dat het bestaan van een contractuele verplichting wel kan verhinderen dat schade in de zin van artikel 1382 van het Burgerlijk Wetboek ontstaat, inzonderheid wanneer, blijkens de inhoud of de strekking van de overeenkomst, de te verrichten uitgave of prestatie definitief voor rekening moet blijven van diegene die zich heeft verbonden, zelfs als de omstandigheid op grond waarvan tot uitvoering van de bedongen uitgave of prestatie moet worden overgegaan, een gevolg is van de onrechtmatige daad."*
[420] E. DIRIX, "Abstracte en concrete schade", *R.W.* 2000-2001, 1333.
[421] Artikel 38 wet bescherming mariene milieu. Zie ook verder, nr. 31.

21. Vooraleer het aansprakelijkheidsregime van de wet bescherming mariene milieu te bespreken, dienen een aantal kanttekeningen geplaatst te worden bij het toepassingsgebied van het aansprakelijkheidsregime. Meer in het bijzonder dient gewezen te worden op de "*samenloop*" met het aansprakelijkheidsregime van een aantal internationale aansprakelijkheidsverdragen. Verder dient ook stilgestaan te worden bij het territoriaal toepassingsgebied van het aansprakelijkheidsregime.

In de maritieme sfeer zijn er immers een aantal internationale aansprakelijkheidsverdragen, die (gelet op hun directe werking) voorrang hebben op het nationale recht en derhalve ook op de bepalingen van de wet bescherming mariene milieu.

Zo is er het Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid voor schade door verontreiniging door olie (het CLC – Verdrag), dat een objectieve aansprakelijkheid bevat voor de scheepseigenaar. Het verdrag is van exclusieve toepassing, hetgeen impliceert dat, ingeval het een incident betreft dat onder het toepassingsgebied van het verdrag valt[423], vorderingen tegen de eigenaar op grond van andere aansprakelijkheidsregels dan deze voorzien in het verdrag (en derhalve ook de aansprakelijkheidsbepalingen van de wet bescherming mariene milieu), uitgesloten zijn[424].

Wat betreft schade door verontreiniging, veroorzaakt door bunkerolie, dient gewezen te worden op het door België nog niet geratificeerde Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid voor verontreiniging door bunkerolie (hierna: "*de Bunkerconventie*")[425]. Ook dit verdrag is van exclusieve toepassing, in die zin dat vorderingen tegen de scheepseigenaar tot vergoeding van schade door verontreiniging door bunkerolie, enkel op basis van de Bunkerconventie kunnen ingesteld worden[426].

Inzake nucleaire transporten, is er de *Convention relating to civil liability in the field of maritime carriage of nuclear material* van 17 december 1971, die een exclusieve aansprakelijkheid voorziet in hoofde van de exploitant van de nucleaire installatie[427].

---

[422] De wet bescherming mariene milieu heeft ook deze problematiek geregeld (artikel 37, § 5). Zie ook verder nr. 32.

[423] Het CLC - Verdrag is van toepassing op schade door olieverontreiniging, die ontstaat op het grondgebied van een verdragsluitende staat. Daarenboven is het verdrag enkel van toepassing op bepaalde oliesoorten, de "persistente" olie, die als lading vervoerd wordt aan boord van een schip, of olie uit de bunkers van een schip dat daadwerkelijk olie in bulk als lading vervoert.

[424] Artikel III, 4° van het CLC – Verdrag bepaalt: "*Geen vordering tot vergoeding van schade door verontreiniging door olie kan tegen de eigenaar worden ingesteld anders dan in overeenstemming met dit Verdrag. Noch op grond van dit Verdrag, noch op enige andere grond, kan een vordering tot vergoeding van schade door verontreiniging door olie worden ingesteld tegen aangestelden of lasthebbers van de eigenaar.*".

[425] International Maritime Organization (IMO), *International Convention on Civil Liability for Bunker Oil Pollution Damage*, International Conference on Liability and Compensation for Bunker Oil Pollution Damage, London, 22 maart 2001, intern document LEG./CONF.12/DC/1. Dit verdrag is van toepassing op schade veroorzaakt door bunkerolie, zijnde alle uit koolwaterstoffen bestaande minerale oliën, met inbegrip van smeerolie, die worden gebruikt of zullen worden gebruikt voor de werking of de voortstuwing van het schip, en de residuen van dergelijke oliën (artikel 1 (5) van de Bunkerconventie).

[426] Artikel 3 (5) van de Bunkerconventie.

[427] Zie H. BOCKEN, *Achievements and proposals with respect to the unification of the law on environmental liability for damages caused by particular types of operation*, in C. von Bar, *Internationales*

Tenslotte kan ook nog gewezen worden op de (door België nog niet geratificeerde) *Convention on Liability and Compensation for Damage in Connection with the Carriage of Hazardous and Noxious Substances by Sea* (HNS – verdrag), waarvan artikel 8, 4 op een gelijkaardige manier als artikel III, 4 van het CLC – Verdrag, voorziet dat vorderingen tegen de scheepseigenaar enkel op basis van het verdrag kunnen ingesteld worden[428]. Het HNS – verdrag is van toepassing op het zeevervoer van schadelijke stoffen, andere dan olie.

In alle gevallen die onder het toepassingsgebied van voornoemde aansprakelijkheidsverdragen vallen, zal het aansprakelijkheidsregime uit de wet bescherming mariene milieu niet kunnen toegepast worden. Gelet op het feit dat deze internationale aansprakelijkheidsverdragen van exclusieve toepassing zijn, zal de Belgische rechter immers verplicht zijn de verdragsbepalingen toe te passen.

22. Naast de problematiek van de samenloop met de hierboven geciteerde internationale aansprakelijkheidsverdragen, dient tevens stilgestaan te worden bij het toepassingsgebied *ratione loci* van het aansprakelijkheidsregime van de wet bescherming mariene milieu.

Zeker wat betreft milieuverstoring, opruimingswerken en preventieve maatregelen door de overheid genomen en maatregelen genomen door derden, kunnen de aansprakelijkheidsregels immers enkel van toepassing zijn binnen de *zeegebieden*, zijnde de territoriale zee, de exclusieve economische zone en het continentaal plat (en derhalve niet op het strand)[429].

Wat betreft het toepassingsgebied van de aansprakelijkheidsbepaling voor de terugvordering van schade, kan twijfel rijzen. Artikel 2, 6° van de wet bescherming mariene milieu, definieert schade immers als "*elke beschadiging, verlies of nadeel, geleden door een aanwijsbaar natuurlijk persoon of rechtspersoon, voortvloeiende uit een aantasting van het mariene milieu, wat er ook de oorzaak van is;*". Uit deze definiëring dient afgeleid te worden dat het begrip schade (geografisch) niet beperkt is tot de zeegebieden, nu het gaat om elke beschadiging, voortvloeiende uit een aantasting van het mariene milieu, wat er ook de oorzaak van is. Derhalve zou vervuiling op het strand, veroorzaakt door olieverontreiniging op zee, tevens onder het begrip schade kunnen vallen. Zulks wordt bevestigd in de parlementaire voorbereiding, waar als voorbeeld van schade de opruimingskosten van zee en stranden vermeld worden[430]. De vraag rijst evenwel of een dergelijke vorm van schade onder het toepassingsgebied van de aansprakelijkheidsregels van de wet bescherming mariene milieu zou kunnen vallen. De parlementaire voorbereiding geeft geen duidelijkheid omtrent dit specifieke punt. DE SMEDT is van oordeel dat via de hierboven aangehaalde definiëring van het begrip "schade", ook

---

Umwelthaftungsrecht I, Auf dem Wege zu einer Konvention über Fragen des Internationalen Umwelthaftungsrechts, Carl Heymanns Verlag KG, Keulen/Berlijn/Bonn/München, 1996, 34 - 35.

[428] Artikel 8, 4 van het HNS – Verdrag bepaalt: "*No claim for compensation for damage shall be made against the owner otherwise than in accordance with this Convention.*".

[429] Artikel 37, § 1, juncto artikel 2, 1° wet bescherming mariene milieu.

[430] *Parl.St.* 1997-98, 1695/1, 8.

schade op het land onder het toepassingsgebied van de aansprakelijkheidsregels kan vallen[431]. In het licht van de bewoordingen van artikel 37, § 1 van de wet bescherming mariene milieu (*"Elke schade en elke milieuverstoring die de zeegebieden aantast (...)"*) en de algemene filosofie van de wet bescherming mariene milieu, kan mijns inziens evenwel geargumenteerd worden dat het toepassingsgebied van de aansprakelijkheidsregels beperkt is tot de zeegebieden (en derhalve niet het strand).

In dit verband dient evenwel tevens gewezen te worden op het door de wet bescherming Mariene Milieu aangevulde artikel 85 van de budgettaire wet van 24 december 1976, krachtens hetwelk, in geval van een contaminatie of accidentele verontreiniging op zee of afkomstig van een zeeschip, de persoon die de verontreiniging veroorzaakt heeft (en niet de eigenaar van de producten), de kosten voor de tussenkomst van de civiele bescherming en de brandweer, zal moeten dragen[432]. Het toepassingsgebied van deze wet is evenwel niet beperkt tot de zeegebieden, zodat de civiele bescherming en/of de brandweer ook de kosten van de opruiming van bijvoorbeeld stranden zal kunnen terugvorderen op de aansprakelijke[433].

Het spreekt voor zich dat bovenstaande onduidelijkheid in de praktijk problemen met zich zal meebrengen. Zo kan bijvoorbeeld gewezen worden op een geval, waarbij schade en milieuverstoring zich manifesteren zowel binnen als buiten de zeegebieden (bijvoorbeeld schade in zee, maar ook op het strand of in de duinen). In een dergelijk geval zou een strikte interpretatie van de wet ertoe leiden dat de rechter andere aansprakelijkheidsregels dient toe te passen voor de schade en milieuverstoring binnen de zeegebieden dan wel voor de schade en milieuverstoring buiten de zeegebieden. Dit is een problematische situatie. In de realiteit dient deze schade immers als één geheel beschouwd te worden, dat moeilijk *"uit elkaar kan getrokken worden"* voor de bepaling van de aansprakelijkheidsregels. Het valt dan ook af te wachten hoe de rechtspraak de betrokken bepalingen zal interpreteren.

1.2.1.1 Objectieve aansprakelijkheid

23. Overeenkomstig artikel 37, § 1 van de wet bescherming mariene milieu brengt elke schade of milieuverstoring die de zeegebieden aantast ten gevolge van een ongeval of een inbreuk op de van kracht zijnde wetgeving, voor diegene die de schade of milieuverstoring heeft veroorzaakt de verplichting mee deze te herstellen, zelfs al heeft hij geen fout begaan.

---

[431] P. DE SMEDT, *o.c.*, 15 en 38.

[432] Artikel 78 van de wet bescherming mariene milieu bepaalt: "*Wanneer de contaminatie of accidentele verontreiniging evenwel op zee plaatsvindt of afkomstig is van een zeeschip, vallen deze kosten ten laste van de persoon die voormelde contaminatie of verontreiniging heeft veroorzaakt, overeenkomstig het internationaal recht. In dit geval zijn de eigenaars van de eventueel betrokken schepen burgerlijk en hoofdelijk aansprakelijk.*".

[433] Het in de vorige voetnoot geciteerde artikel 78 van de wet bescherming mariene milieu bepaalt immers enkel dat de contaminatie op zee dient plaats te vinden of afkomstig dient te zijn van een zeeschip, zodat dient aangenomen te worden dat ook kosten voor de opruiming van verontreiniging op het strand, afkomstig van een zeeschip, gedekt worden door de Wet van 24 december 1976 houdende budgettaire voorstellen.

Het betreft een objectieve aansprakelijkheid die losstaat van een al dan niet foutieve gedraging van de veroorzaker. Het slachtoffer dient enkel te bewijzen dat de schade of de milieuverstoring het gevolg is van een gedraging van de verweerder. Dit in tegenstelling tot de risico – aansprakelijkheid, waar de aansprakelijkheid gekanaliseerd wordt naar een bepaalde persoon die zeggingschap heeft over één van de risico - factoren die een rol spelen bij de totstandkoming van de schade, ongeacht of hij de schade door eigen handelen of nalaten heeft veroorzaakt of niet.
De wet bescherming mariene milieu voorziet drie bevrijdingsgronden. Zo is de veroorzaker niet aansprakelijk, indien hij aantoont dat de schade of de milieuverstoring[434]:

- uitsluitend het gevolg is van oorlog, burgeroorlog, terrorisme of van een natuurverschijnsel van uitzonderlijke, onafwendbare en onweerstaanbare aard; of
- geheel en al werd veroorzaakt door een opzettelijk handelen of nalaten van derden met de bedoeling schade of milieuverstoring te veroorzaken en voor zover de betrokken derde geen vertegenwoordiger, aangestelde of uitvoeringsagent is van de aansprakelijke persoon; of
- geheel en al werd veroorzaakt door onzorgvuldigheid of een andere onrechtmatige handeling van een overheid, verantwoordelijk voor het onderhoud van de lichten of andere hulpmiddelen bij de navigatie in de vervulling van haar taak.

24. De wet bescherming mariene milieu doet geen afbreuk aan de mogelijkheid voor de aansprakelijke om zijn aansprakelijkheid te beperken volgens de "*toepasselijke wetgeving*"[435]. Hiermee wordt bedoeld dat de wet bescherming mariene milieu geen afbreuk doet aan de mogelijkheid van de scheepseigenaar om zijn aansprakelijkheid te beperken tot een bepaald bedrag op grond van het Internationaal Verdrag inzake de burgerlijke aansprakelijkheid voor schade door verontreiniging door olie (hierna "*het CLC - Verdrag*") of op grond van het LLMC - Verdrag[436].
In dit verband dient tevens opgemerkt te worden dat, indien de aansprakelijke samenvalt met de scheepseigenaar en het een ongeval betreft dat onder het toepassingsgebied valt van het CLC - verdrag (meer bepaald een ongeval met een zeeschip die olie als lading vervoert), de vordering tegen de scheepseigenaar in overeenstemming dient te zijn met de bepalingen van het verdrag. Aldus zullen de beperkingen die voortvloeien uit de interpretatie van "*schade door verontreiniging*" (o.m. de principiële weigering van het IOPC-Fonds om niet-kwantificeerbare milieuschade te vergoeden[437]) en de monetaire aansprakelijkheidsbeperkingen doorgang vinden.

---

[434] Artikel 37, § 2 wet bescherming mariene milieu.
[435] Artikel 37, § 4 wet bescherming mariene milieu.
[436] Verdrag inzake beperking van aansprakelijkheid voor maritieme vorderingen, opgemaakt te London op 19 november 1976, herhaaldelijk gewijzigd en goedgekeurd bij wet van 11 april 1989, *B.S.* 6 oktober 1989, errata *B.S.* 8 decembre 1990.
[437] Zie IOPC resolutie nr.3 FUND/A/ES.1./13 Deze resolutie werd aangenomen naar aanleiding van het incident met de tanker *Antonio Gramsci* in 1979, waarbij de Russische overheid een claim indiende voor schade aan natuurlijke rijkdommen. De claim was berekend met behulp van een abstract model. In haar resolutie wijst het fonds de berekening van schade op basis van een abstract en theoretisch model af. Deze resolutie wordt zo

1.2.1.2 Schade en milieuverstoring volgens de wet bescherming mariene milieu

25. De wet bescherming mariene milieu onderscheidt twee schadevormen, namelijk schade en milieuverstoring.
Schade wordt gedefinieerd als *"elke beschadiging, verlies of nadeel, geleden door een aanwijsbaar natuurlijk of rechtspersoon, voortvloeiende uit een aantasting van het mariene milieu, wat er ook de oorzaak van is."*[438]. Hieronder vallen de klassieke schadevormen, zoals lichamelijke letsels, zaakschade en inkomensverlies. Deze schadevormen dienen het gevolg te zijn van een aantasting van het mariene milieu. Belangrijk is dat de kosten die gedragen worden door de overheid (of door particulieren die op verzoek van de overheid tussenkomen) voor het nemen van maatregelen ter voorkoming, beperking, vrijwaring, bescherming en bestrijding van verontreiniging of een dreigende verontreiniging van het mariene milieu, eveneens beschouwd worden als te herstellen schade[439].
Onder milieuverstoring wordt begrepen *"een nadelige beïnvloeding van het mariene milieu voor zover deze geen schade uitmaakt."*[440]. Volgens de memorie van toelichting betreft het niet economisch uitdrukbare verliezen in het mariene milieu of componenten ervan die niet verhandelbaar zijn, zoals bijvoorbeeld niet-commercieel exploiteerbare diersoorten[441].

26. Het recht op herstel van milieuverstoring bestaat in hoofde van de Staat[442] [443]. Weliswaar kunnen ook derden (bv. particulieren, milieuverenigingen) op eigen initiatief en zonder toestemming van diegene die de milieuverstoring veroorzaakt heeft[444], maatregelen nemen voor het herstel van de milieuverstoring[445]. Zo kunnen zij maatregelen nemen om componenten van het mariene milieu in

---

geïnterpreteerd dat schadevergoeding alleen toewijsbaar is indien de benadeelde een kwantificeerbaar economisch verlies heeft geleden. Claims voor schade aan het milieu zelf worden niet toewijsbaar geacht omdat door het ontbreken van een duidelijke marktwaarde, de berekening van de schade aan het milieu zelf, noodzakelijkerwijs arbitrair is. Kosten van herstel van het milieu, voor zover de genomen maatregelen redelijk zijn, zijn wel vergoedbaar. BRANS E.H.P. en VAN DER VEEN G.A., Publiek domein en aansprakelijkheid voor milieuschade veroorzaakt door milieuverontreiniging: de *Patmos* en de *Haven*, *T.M.A.*, 1999-4, 114.

[438] Artikel 2, 6° wet bescherming mariene milieu.

[439] Artikel 38 wet bescherming mariene milieu.

[440] Artikel 2, 7° wet bescherming mariene milieu. Het mariene milieu wordt gedefinieerd als *"de abiotische omgeving van de zeegebieden en de biota, hierin begrepen de fauna, de flora en de mariene habitats die zij innemen, alsook de ecologische processen werkzaam binnen dit milieu en de onderlinge wisselwerkingen tussen de abiotische en de biotische componenten."* (artikel 1, 2° wet bescherming mariene milieu).

[441] Memorie van toelichting, *Parl.St.* 1997-98, 1695/1, p. 8.

[442] Artikel 37 § 3 en 40 § 2 wet bescherming mariene milieu.

[443] Deze vorderingsmogelijkheid van de Staat dient onderscheiden te worden van de vorderingsbevoegdheid, die zij heeft ten aanzien van de (openbare of private) domeingoederen.

[444] Memorie van toelichting, *Parl.St.* 1997-98, 1695/1, p. 35.

[445] Evenwel kan het niet de bedoeling zijn dat derden, op eigen intiatief, zonder de toestemming van hetzij de veroorzaker, hetzij de overheid, overgaan tot het nemen van herstelmaatregelen. Enige vorm van overleg met de overheid lijkt in deze onontbeerlijk te zijn (zie F. MAES, "De wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het

natura te herstellen of om hen te vervangen door gelijkwaardige componenten. In dit geval kunnen zij van de aansprakelijke vergoeding vorderen van de door hen gemaakte kosten, voor zover deze kosten niet onredelijk zijn in het licht van de bereiken resultaten op het vlak van de bescherming van het mariene milieu[446].

Wat de wijze van herstel betreft, bepaalt het herstelbeginsel, vervat in de wet bescherming mariene milieu[447], dat bij schade of milieuverstoring in de zeegebieden het mariene milieu in de mate van het mogelijke hersteld wordt in zijn oorspronkelijke toestand. Herstel moet dus bij voorkeur in natura gebeuren. De vervanging van beschadigde componenten is eveneens mogelijk[448].

27. Krachtens artikel 40 §3 van de wet bescherming mariene milieu, dient de kostprijs voor het herstel van de milieuverstoring door degene die de milieuverstoring heeft veroorzaakt te worden gestort in het Fonds Leefmilieu. Aldus wordt verzekerd dat het geld dat betaald wordt omdat er milieuverstoring werd veroorzaakt, daadwerkelijk het milieu ten goede komt[449].

Hierbij dient weliswaar het volgende opgemerkt te worden. Het Fonds Leefmilieu is een federaal begrotingsfonds, zoals geregeld door de wet van 27 december 1990[450]. Op heden is het fonds gemachtigd tot volgende uitgaven[451]:

- personeels-, bestuurs-, werkings-, studie-, en investeringskosten en kosten van alle aard, onder andere interventiekosten teweeggebracht door de controle en het toezicht op de naleving van de bepalingen van artikel 5 van de wet van 6 april 1995 betreffende de voorkoming van de verontreiniging van de zee door schepen en de uitvoeringsbesluiten ervan evenals elke actie die als doel heeft de schade aan het milieu te beperken;
- het herstel bedoeld in artikel 40 van de wet bescherming mariene milieu.

Voor zover het Fonds Leefmilieu geen compartimenten bevat, kan opgemerkt worden dat het niet zeker is dat de ontvangen middelen ook daadwerkelijk besteed zullen worden aan het herstel van het betrokken beschadigde mariene milieu. Het zou (theoretisch) ook kunnen dienen ter financiering van bijvoorbeeld personeelskosten.

---

mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België: op weg naar een duurzaam gebruik van de zee", *T.M.R.* 1999, 284).

[446] Artikel 37 § 5 en 40 § 2 wet bescherming mariene milieu.

[447] Artikel 4 § 6 wet bescherming mariene milieu.

[448] Artikel 35, § 7 wet bescherming mariene milieu.

[449] A. CARETTE,"De aansprakelijkheidsregeling uit de wet ter bescherming van het mariene milieu", *T.M.R.* 1999, 371.

[450] *B.S.* 12 januari 1991.

[451] De aard van ontvangsten van het Fonds Leefmilieu zijn momenteel:
- de geldboeten bedoeld in artikel 30 van de wet van 6 april 1995 betreffende de voorkoming van de verontreiniging van de zee door schepen.
- de geldsommen bedoeld in de artikelen 57 en 58 van de wet 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtbevoegdheid van België
- de geldboeten bedoeld in artikel 55 van de wet van 22 april 1999 betreffende de exclusieve economische zone van België in de Noordzee.

Daarenboven rijst de vraag rijst hoe deze verplichting tot het storten van de kostprijs van het herstel van de milieuverstoring dient gesitueerd te worden ten opzichte van de hierboven beschreven verplichting tot het herstel in natura, zoals vervat in artikel 4, § 6 van de wet bescherming mariene milieu. Het is immers niet duidelijk hoe het herstel van milieuverstoring in de praktijk dient te gebeuren. Dient men de milieuverstoring te herstellen in natura of kan men volstaan met een storting van de kostprijs van dat herstel in natura in het Fonds Leefmilieu? De wet bescherming mariene milieu is hieromtrent niet duidelijk. Indien men ervan uitgaat dat kan volstaan worden met een storting in het Fonds Leefmilieu, dient daarenboven nog gewezen te worden op het feit dat de overheid geen enkele verplichting heeft het gestorte geld ook effectief aan te wenden voor het herstel van de milieuverstoring.

28. Verder kan men zich afvragen hoe voornoemde plicht zich verhoudt tot de plicht tot vergoeding van particulieren die herstelmaatregelen nemen (artikel 37 §5 van de wet bescherming mariene milieu). Hoewel niet uitdrukkelijk voorzien, lijkt het in het geval van door particulieren genomen herstelmaatregelen aannemelijk dat de aansprakelijke de kostprijs van de herstelmaatregelen niet zal dienen te storten in het Fonds Leefmilieu, doch zal terugbetalen aan de persoon of milieuvereniging die de betrokken kosten gemaakt heeft. In deze hypothese is men immers reeds zeker dat de som besteed werd aan het werkelijke herstel van het beschadigde milieu. Anderzijds zal de veroorzaker die de herstelkosten in het Fonds Leefmilieu gestort heeft redelijkerwijs geen tweede maal moeten betalen aan diegene die de herstelmaatregelen heeft genomen. Het is evenwel niet duidelijk hoe deze laatste in dit geval terugbetaling zal bekomen.

29. Naast de aansprakelijkheid, voorziet de wet bescherming mariene milieu ook in strafbepalingen. Inbreuken op een aantal artikelen (de artikelen 6, 7, 8, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20 §1, 21 §1, 36 §1 van de wet bescherming mariene milieu) worden gestraft met geldboeten en/of een gevangenisstraf. Artikel 57 van de wet bescherming mariene milieu voorziet dat 20 % van het bedrag van de geldboeten door de veroordeelde moeten gestort worden in het Fonds Leefmilieu. Indien een minnelijke schikking getroffen wordt, dient 20 % van het bedrag van deze minnelijke schikking door de dader rechtstreeks te worden gestort in het Fonds Leefmilieu[452]. Voor zover de strafrechtelijk gesanctioneerde inbreuk aanleiding geeft tot milieuverstoring, zal naast een strafrechtelijke boete ook een aansprakelijkheidsvordering mogelijk zijn. Zo kan bijvoorbeeld gewezen worden op artikel 21 §1 wet bescherming mariene milieu, krachtens hetwelk de kapitein van een schip dat betrokken is bij een scheepvaartongeval dit onverwijld melden aan bepaalde instanties. Een tekortkoming aan deze meldingsplicht wordt krachtens artikel 51 van de wet bescherming mariene milieu strafrechtelijk gesanctioneerd met een geldboete van 10.000 tot 25.000 BEF. (x 200 opdeciemen). De kapitein kan

[452] Artikel 58 wet bescherming mariene milieu.

dus tot de betaling van een geldboete veroordeeld worden en krachtens artikel 57 van de wet bescherming mariene milieu tot de storting van twintig procent van deze geldboete in het Fonds Leefmilieu. Het scheepvaartongeval kan mogelijks aanleiding geven tot milieuverstoring. In de veronderstelling dat de kapitein aanzien wordt als diegene die de milieuverstoring heeft veroorzaakt, zal hij bovendien veroordeeld kunnen worden om de kostprijs van het herstel van de milieuverstoring in het Fonds Leefmilieu te storten[453].

1.2.2 Knelpunten betreffende het aansprakelijkheidsregime van de wet bescherming mariene milieu

30. Ook het aansprakelijkheidsregime uit de wet bescherming mariene milieu bevat vooralsnog een aantal probleempunten. Vooraleer nader in te gaan op deze punten, dient erop gewezen te worden dat de wet bescherming mariene milieu reeds twee knelpunten van het gemeen aansprakelijkheidsrecht "opgevangen" heeft, met name (ten tijde van de inwerkingtreding van de wet bescherming mariene milieu) de doorbraak van het causaal verband bij de terugvordering door de overheid van door haar gemaakte kosten bij een verontreinigingsgeval en de problematiek van het vorderingsrecht voor schade aan niet toegeëigende (mariene) milieugoederen.

31. Hiervoor werd reeds uiteengezet dat de overheid, bij het terugvorderen van de door haar gemaakte kosten in het kader van een verontreinigingsgeval, tot voor kort mogelijks een probleem kon ondervinden omwille van de rechtspraak van het Hof van Cassatie inzake het verbreken van het causaal verband[454]. In het licht van de hiervoor aangehaalde recente rechtspraak van het Hof van Cassatie, lijkt deze problematiek evenwel minder actueel te zijn[455]. Hoedanook vermijdt de wet bescherming mariene milieu evenwel deze problemen, door uitdrukkelijk te bepalen dat de kosten van de te herstellen schade bij verontreiniging ook de kosten omvat die gedragen worden door de overheid voor het nemen van maatregelen ter voorkoming, beperking, vrijwaring, bescherming en bestrijding van verontreiniging of een dreigende verontreiniging van het mariene milieu. Aldus wilde de wet bescherming mariene milieu het risico uitsluiten dat de overheid of een derde die in haar opdracht werkt, finaal voor deze kosten zou moeten opdraaien[456]. Zulks ligt in de lijn van een aantal bijzondere

[453] Derhalve bestaat de mogelijkheid dat twee maal een storting in het Fonds Leefmilieu dient te gebeuren naar aanleiding van hetzelfde schadegeval. De vraag rijst of zulks wenselijk is. De aansprakelijke voor het schadegeval is immers reeds gehouden tot het herstel van de schade en de milieuverstoring. De herstelkosten voor de milieuverstoring dient hij in principe te storten in het Fonds Leefmilieu om te verzekeren dat het milieu daadwerkelijk hersteld wordt. Daarenboven zou hij dan nog eens 20 % van de geldboete dienen te storten in het Fonds Leefmilieu. Men kan zich dan ook afvragen of deze regeling niet te streng is in hoofde van de aansprakelijke voor een schadegeval, temeer daar deze regeling eigenlijk verder gaat dan de finaliteit van het storten van bedragen in het Fonds Leefmilieu.
[454] Zie hierboven nr. 18.
[455] Cass. 19 februari 2001, http ://www.cass.be, zie ook hierboven nr. 18.
[456] A. CARETTE, "De aansprakelijkheidsregeling uit de wet ter bescherming van het mariene milieu", *l.c.*, 369.

(milieu)wetten die uitdrukkelijk het verhaalsrecht van de overheid voor de kosten van milieusaneringswerken hebben bevestigd[457].
Het recht op herstel van deze schade bestaat in hoofde van de natuurlijke persoon of rechtspersoon die de schade heeft ondergaan, in *casu* de overheid of de personen die op haar verzoek tussenkwamen[458].

32. De wet bescherming mariene milieu is ook in zekere mate tegemoetgekomen aan de problematiek inzake het vorderingsrecht voor schade aan niet toegeëigende milieugoederen. Weliswaar bepaalt artikel 37 § 3 van de wet bescherming mariene milieu dat het recht op herstel van schade bestaat in hoofde van de natuurlijke persoon of de rechtspersoon die de schade geleden heeft en het recht op herstel van milieuverstoring in hoofde van de Staat. Artikel 37 § 5 van de wet bescherming mariene milieu schrijft evenwel voor dat maatregelen voor het herstel van schade of milieuverstoring, die getroffen worden door anderen dan de veroorzaker ervan, om componenten van het mariene milieu in natura te herstellen of om hen te vervangen door gelijkwaardige componenten, dienen vergoed te worden door de aansprakelijke veroorzaker, voor zover ze niet onredelijk zijn in het licht van de te bereiken resultaten op het vlak van de bescherming van het mariene milieu. Aldus wordt vermeden dat bijvoorbeeld een vordering van een natuurvereniging tot betaling van een vergoeding voor de maatregelen, die zij genomen heeft voor het herstel van een niet toegeëigend bestanddeel van het mariene milieu, onontvankelijk zou zijn wegens gebrek aan hoedanigheid en belang.

33. Evenwel bevat de wet bescherming mariene milieu nog een aantal knelpunten, waarvan er twee in het kader van deze onderzoeksopdracht verder onderzocht zullen worden, met name de problematiek betreffende de vaststelling van de regels betreffende de terugvordering door de overheid van de door haar gemaakte kosten bij een verontreinigingsgeval[459] en de problematiek inzake de begroting van milieuverstoring[460].

1.2.2.1 De vaststelling van de regels inzake de terugvordering van kosten door de overheid

34. Artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu voorziet dat de Koning de regels dient vast te leggen, betreffende de bepaling en de invordering van de kosten van de acties en de prestaties die door de overheid en door de personen, die op haar verzoek tussenkwamen, besteed werden om het hoofd te bieden aan een verontreiniging. Meer specifiek schrijft artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu voor dat hierbij niet enkel rekening gehouden wordt met de kosten, besteed aan de ondernomen

[457] Zie bijvoorbeeld artikel 59 van het Decreet van 2 juli 1981 betreffende de voorkoming en het beheer van afvalstoffen; artikel 46, § 3 van het Decreet van 22 februari 1995 betreffende de bodemsanering; artikel 17 van de Brusselse Ordonnantie van 7 maart 1991 betreffende de preventie en het beheer van afvalstoffen.
[458] Artikel 37 § 3 wet bescherming mariene milieu.
[459] Voor een uitgebreide bespreking, zie Hoofdstuk 2.
[460] Voor een uitgebreide bespreking, zie Hoofdstuk 3.

acties, maar ook met de vaste kosten, rechtstreeks verbonden aan de interventie en de kosten die bij voorbaat besteed worden om over de nodige actiemiddelen te beschikken. Met betrekking tot deze twee soorten vaste kosten, vermeldt de Memorie van Toelichting dat zij *"pro rata temporis"* worden verrekend[461]. Deze regeling is geïnspireerd op de regeling, zoals uitgewerkt in de schoot van het IOPC – Fonds[462].

35. Deze bepaling brengt evenwel diverse problemen met zich mee. Vooreerst rijst de vraag of deze regeling wel past in het kader van het klassieke aansprakelijkheidsrecht, waar een causaal verband dient gelegd te worden tussen fout en schade. Men kan immers twijfelen of er hier sprake kan zijn van een causaal verband, nu dit soort kosten per definitie worden gemaakt los van enige fout of handeling van de veroorzaker.

Verder rijst de vraag of het Arbitragehof dergelijke van het gemeen recht afwijkende regeling in overeenstemming zou vinden met de grondwet. Het Arbitragehof verklaart immers van het gemeen recht afwijkende aansprakelijkheidsregimes ongrondwettig, indien blijkt dat zij het gelijkheidsbeginsel schenden. Wat artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu betreft, zou in het kader van het gelijkheidsbeginsel ondermeer de vraag kunnen rijzen of de persoon die een ongeval veroorzaakt op zee niet gediscrimineerd wordt ten aanzien van een persoon die een ongeval veroorzaakt op de weg, wat betreft de verplichting om vaste kosten die samenhangen met een tussenkomst van de overheid terug te betalen[463].

Tenslotte is er nog de problematiek van de de tarifering van de door de overheid gemaakte kosten bij een verontreinigingsgeval. Het lijkt immers bijzonder moeilijk of zelfs onmogelijk te zijn om een concreet bedrag te bepalen dat overeenkomt met het aandeel van een specifiek schadegeval in die vaste kosten.

1.2.2.2 De begroting van ecologische schade

36. Zoals hierboven reeds besproken, heeft de wet bescherming mariene milieu de mogelijkheid ingevoerd een herstelvordering in te leiden voor milieuverstoring, zijnde de aantasting van niet toegeëigende bestanddelen van het mariene milieu, bijvoorbeeld niet commercieel exploiteerbare dier-

[461] Memorie van toelichting, Parl.St., 1997-1998,1695/1, p. 35.

[462] A. CARETTE, "De aansprakelijkheidsregeling van de wet ter bescherming van het mariene milieu", *l.c.*, 369. Zie verder M. JACOBSSON, "The international conventions on liability and compensation for oil pollution damage and the activities of the International Oil Pollution Compensation Fund", in C. DE LA RUE (ed.), *Liability for damage to the marine environment*, London, Lloyds of London Press Ltd. 1993, 256. Binnen het IOPCF wordt evenwel geen vaste formule gehanteerd om het bedrag van deze kosten te bepalen, maar wordt uitgegaan van een casuïstische benadering. Zie tevens supra Internationaal aansprakelijkheidsregime, II, Hoofdstuk 2.

[463] DE SMEDT stelt dat een toetsing van artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu aan het grondwettelijk gelijkheidsbeginsel niet noodzakelijk zou leiden tot een ongrondwettigverklaring, en wijst

of plantensoorten[464]. In dit kader rijst evenwel de vraag van de haalbaarheid en de wenselijkheid van de monetaire vergoedbaarheid van niet in natura herstelbare ecologische schade naar Belgisch aansprakelijkheidsrecht. Daarenboven, indien men dergelijke ecologische schade wenst te vergoeden, rijst de problematiek van de monetaire waardering ervan, gelet op het feit dat de aangetaste milieugoederen geen marktwaarde hebben. Artikel 40 § 1 van de wet bescherming mariene milieu bepaalt dat de Koning criteria en nadere regels kan vaststellen volgens dewelke deze beoordeling dient te gebeuren. Deze problematiek wordt uitgebreid besproken in Hoofdstuk III (p. 782 e.v.).

1.3 De Europese context: Het voorstel van richtlijn inzake milieu-aansprakelijkheid betreffende de preventie en het herstel van milieuschade

37. In het kader van de bespreking van de vigerende Belgische wetgeving inzake het herstel van milieuschade, dient tevens stilgestaan te worden bij de evolutie om de wetgeving inzake de aansprakelijkheid voor milieuschade op Europees niveau te harmoniseren. Reeds een goede 25 jaar immers staat dit project in de steigers[465]. Recent kwam deze evolutie in een stroomversnelling door het op 23 januari 2002 aannemen door de Commissie van een "*Voorstel voor een richtlijn betreffende milieuaansprakelijkheid met betrekking tot het voorkomen en herstellen van milieuschade*"[466] (hierna: het "*voorstel van richtlijn*").
Dit voorstel van richtlijn volgt op de "*Working Paper on Prevention and Restoration of Significant Environmental Damage*" van 31 juli 2001 en bevat de principes van een potentiële Europese wetgeving inzake aansprakelijkheid voor milieuschade. Het is derhalve belangrijk (bijvoorbeeld ten aanzien van de vergoedbaarheid van ecologische schade) om hier kort de krachtlijnen van het voorstel van richtlijn te schetsen.

38. De bedoeling van het voorstel van richtlijn bestaat uit de preventie en het herstel van milieuschade, en niet zozeer uit de geldelijke vergoeding van milieuschade[467]. Hiertoe wordt afgestapt van de klassieke civielrechtelijke aansprakelijkheidsvordering en wordt een publiekrechtelijk bevel tot het nemen van voorzorgs- en/of herstelmaatregelen ingevoerd[468].

---

hiervoor op het feit dat gebruikers van de zee niet zonder meer kunnen gelijkgeschakeld worden met gebruikers van binnenlandse verkeersinfrastructuur, gelet op de specificiteit van het mariene milieu. Zie P. DE SMEDT, *o.c.*

[464] Artikel 37 § 3 en 37 § 5 wet bescherming mariene milieu. Zie ook hierboven nrs. 25 en 26.

[465] Voor een verdere bespreking van de historiek van de Europese evolutie naar een harmonisering van het aansprakelijkheidsregime voor milieuschade, zie H. BOCKEN, "Het Working Paper on Prevention and Restoration of Significant Environmental Damage. Het Witboek betreffende milieuaansprakelijkheid terzijde gelegd.", *TMR* 2001, 350 – 355.

[466] Voorstel van Richtl. Eur. Parl. & Raad betreffende milieuaansprakelijkheid met betrekking tot het voorkomen en herstellen van milieuschade, *PB. C.* 25 juni 2002, afl. 151 E, 132-145. Het dient benadrukt te worden dat het om een ontwerp – tekst gaat, die momenteel nog besproken wordt en derhalve aan (fundamentele) wijzigingen onderhevig is. In dit rapport wordt uitgegaan van de officieel in het Publicatieblad gepubliceerde versie.

[467] Artikel 1, juncto artikelen 4 en 5 van het voorstel van richtlijn; zie ook de *explanatory memorandum*, p. 2.

[468] Artikelen 4 en 5 van het voorstel van richtlijn.

Het voorstel van richtlijn beoogt de preventie en het herstel van milieuschade, veroorzaakt door beroepsactiviteiten[469]. Met milieuschade worden verschillende soorten schade bedoeld: schade aan de biodiversiteit, zoals beschermd door Europese of nationale natuurbeschermingswetgeving; schade aan wateren, beschermd door de Kaderrichtlijn Water en bodemschade, zijnde elke vorm van schade die een ernstige potentiële of feitelijke aantasting veroorzaakt van de volksgezondheid ten gevolge van de verontreiniging van bodem en ondergrond[470]. Traditionele (economische) schade door milieuverontreiniging wordt hier derhalve buiten beschouwing gelaten.

Het stelsel is van toepassing op (milieugevaarlijke) beroepsactiviteiten die het voorwerp uitmaken van een aantal in bijlage I opgesomde Europese richtlijnen (zoals de IPPC – richtlijn, de richtlijnen op de inbreng van gevaarlijke stoffen in lucht, bodem en water, het afvalbeheer, genetisch gemodificeerde organismen, gevaarlijke producten, producten voor plantenbescherming en biociden en nucleaire veiligheid)[471]. Het geldt eveneens voor alle andere milieugevaarlijke activiteiten, maar enkel voor zover zij biodiversiteitsschade met zich meebrengen[472]. Het stelsel zal daarentegen niet gelden voor (dreigende) milieuschade, die veroorzaakt wordt door ongevallen, die onder het toepassingsgebied van een aantal internationale aansprakelijkheidsverdragen vallen (het CLC – Verdrag, het IOPCF – Verdrag, het Internationaal Verdrag van 23 maart 2001 betreffende de burgerlijke aansprakelijkheid voor schade veroorzaakt door bunkerolie, het HNS – Verdrag en het Verdrag van 10 oktober 1989 betreffende de burgerlijke aansprakelijkheid voor schade veroorzaakt tijdens het vervoer van gevaarlijke goederen over de weg, per spoor en over de binnenwateren). Verder sluit het voorstel van richtlijn tevens nucleaire risico's en (dreigende) milieuschade veroorzaakt nucleaire operaties uit haar toepassingsgebied uit[473]. Tenslotte wordt ook diffuse, wijdverspreide milieuschade – waar het onmogelijk is om een causaal verband te leggen tussen de schade en de activiteiten van bepaalde exploitanten - uitgesloten[474].

39. Zoals reeds aangegeven legt het voorstel van richtlijn de nadruk op het voorkomen en het herstel in natura van milieuschade, veeleer dan op een civielrechtelijke aansprakelijkheidsvordering. In dat verband voorziet het voorstel van richtlijn dat de Lidstaten een bevoegde instantie dienen aan te stellen, die de taak zal hebben om preventie- of herstelmaatregelen op te leggen. Wanneer er onmiddellijk gevaar is op het zich voordoen van milieuschade, dient de bevoegde overheid hetzij de exploitant te verzoeken de nodige preventiemaatregelen te nemen, hetzij, bij stilzitten van de

[469] Met beroepsactiviteiten worden tevens "*de niet op het maken van winst gerichte activiteiten*" en '*het verrichten van diensten ten behoeve van de bevolking*" bedoeld (artikel 2 voorstel van richtlijn).
[470] Artikel 2.18° van het voorstel van richtlijn.
[471] Artikel 3, 1° voorstel van richtlijn, juncto Bijlage I bij het voorstel van richtlijn.
[472] Artikel 3, 2° voorstel van richtlijn.
[473] Artikel 3, 4° voorstel van richtlijn.
[474] Artikel 3, 6° - 7° voorstel van richtlijn.

exploitant, deze maatregelen zelf te nemen[475]. In dit laatste geval is de bevoegde overheid gerechtigd de kosten van haar tussenkomst op de exploitant te verhalen[476].

Indien er zich toch milieuschade voordoet, maant de bevoegde instantie de exploitant aan de nodige herstelmaatregelen te nemen, of zal ze zelf de nodige herstelmaatregelen nemen[477]. Ook hier kan de bevoegde overheid de kosten van de door haar genomen maatregelen terugvorderen op de exploitant. Wat betreft de terugvordering van de kosten voor zowel de preventieve als de herstelmaatregelen, geldt een objectieve aansprakelijkheid in hoofde van de exploitant van een in bijlage I bedoelde activiteit. Wat betreft biodiversiteitsschade, veroorzaakt door andere activiteiten dan deze bedoeld in Bijlage I, dienen de regels van de fout-aansprakelijkheid toegepast te worden[478]. De aard van de noodzakelijke herstelmaatregelen dient bepaald te worden conform de in Bijlage II weergegeven regels[479].

Verder bevat het voorstel van richtlijn bepalingen inzake de taak van de overheid om tussen te komen in gevallen waarin de normale toepassing van het stelsel niet zou leiden tot het voorkomen of herstellen van de milieuschade (geen bekende veroorzaker, insolvabiliteit van de veroorzaker, enz.), de bevrijdingsgronden van exploitanten, modaliteiten inzake de terugvordering van kosten, de verjaringstermijn van vorderingen, de aanduiding van de bevoegde instantie, het vorderingsrecht, financiële zekerheden en tenslotte een aantal bepalingen inzake de implementatie en de omzettingstermijn van de richtlijn. In het kader van dit rapport wordt op deze bepalingen evenwel niet verder ingegaan.

1.4. Besluit

40. Een vordering tot herstel van schade aan het mariene milieu ten gevolge van het accidenteel lozen van olie of andere chemische stoffen, kan zowel gebaseerd worden op het gemeen Belgisch aansprakelijkheidsrecht, als op de specifieke aansprakelijkheidsregeling voorzien in de wet bescherming mariene milieu.

In beide systemen wordt men geconfronteerd met een aantal problemen, die de terugvordering van de kosten onzeker maken. In het gemeen aansprakelijkheidsrecht, rijst vooreerst het probleem van het vorderingsrecht bij schade aan niet - toegeëigende milieugoederen. Tot voor kort maakte de rechtspraak van het Hof van Cassatie inzake de doorbraak van het causaal verband de terugvordering door de overheid van de door haar gemaakte kosten bij een verontreinigingsgeval onzeker.

Deze beide problemen werden in de wet bescherming mariene milieu opgevangen door uitdrukkelijk een vorderingsrecht tot herstel van milieuverstoring in te voeren en door uitdrukkelijk te bepalen dat

[475] Artikel 4, 1° voorstel van richtlijn.
[476] Artikel 7 voorstel van richtlijn.
[477] Artikel 5 voorstel van richtlijn.
[478] Artikel 8 voorstel van richtlijn.
[479] Artikel 5, 3° voorstel van richtlijn. Deze werkwijze wordt verder uitgebreid toegelicht, zie nr. 78.

de te herstellen schade tevens de kosten omvat die gedragen worden door de overheid voor het nemen van maatregelen ter voorkoming, beperking, vrijwaring, bescherming en bestrijding van verontreiniging of een dreigende verontreiniging van het mariene milieu.

De regels betreffende de bepaling en de invordering van deze kosten dienen bij K.B. vastgelegd te worden. Hoe dit concreet kan gebeuren, wordt uitgewerkt in Hoofdstuk 2 van dit rapport.

In beide systemen blijft evenwel de vraag bestaan naar de haalbaarheid en de wenselijkheid van de monetaire vergoedbaarheid van niet in natura herstelbare milieuverstoring en de manier waarop deze dient begroot te worden. De wet bescherming mariene milieu wenst tegemoet te komen aan deze problematiek door te bepalen dat de Koning criteria en nadere regels kan vaststellen, volgens dewelke een milieuverstoring en de kosten van herstel ervan dienen vastgesteld te worden. Deze problematiek vormt het voorwerp van Hoofdstuk 3 van dit rapport.

HOOFDSTUK 2
VERGOEDING VAN DE DOOR DE OVERHEID GEMAAKTE KOSTEN VOOR TUSSENKOMSTEN BIJ MARIENE VERONTREINIGING

Auteurs : Laurent Proot en Sophie Deloddere

2.1. Inleiding

41. Maatregelen die de overheid neemt ter voorkoming, beperking, vrijwaring en bestrijding van verontreiniging kunnen verschillende vormen aannemen. Als bestrijdingsmaatregel kan men bijvoorbeeld denken aan opruiming. De kosten van opruimingsmaatregelen (en meteen de daaraan gekoppelde aansprakelijkheid) kunnen zeer hoog oplopen. De overheid zal bij het nemen van deze maatregelen weliswaar gebonden zijn door de algemene beginselen van behoorlijk bestuur, waaronder het redelijkheidsbeginsel en het proportionaliteitsbeginsel. De wet bescherming mariene milieu voert bovendien een beperking in voor zover de maatregelen die de overheid neemt bedoeld zijn om componenten van het mariene milieu *in natura* te herstellen of om hen te vervangen door gelijkwaardige componenten. In een dergelijk geval zullen zij door de aansprakelijke veroorzaker enkel vergoed moeten worden voor zover de kosten van deze maatregelen niet onredelijk zijn in het licht van de te bereiken resultaten op het vlak van de bescherming van het mariene milieu[480]. Daarenboven doet de wet bescherming mariene milieu, zoals gezegd, geen afbreuk aan de mogelijkheid voor de aansprakelijke om zijn aansprakelijkheid te beperken krachtens de geldende internationale wetgeving[481].

Wat de juiste bepaling en de invordering van de kosten betreft, voorziet artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu dat een koninklijk besluit moet worden genomen. Bij gebreke aan uitvoeringsbesluit kunnen deze kosten niet bepaald worden en bijgevolg voorlopig niet verhaald worden[482].

Artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu voorziet dat bij de berekening van de kosten, niet enkel rekening gehouden wordt met de kosten, besteed aan de ondernomen acties, maar tevens de vaste kosten, die rechtstreeks verbonden zijn aan de interventie en de kosten die bij voorbaat besteed worden om over de nodige actiemiddelen te beschikken. Deze laatste soorten kosten brengen evenwel bepaalde moeilijkheden met zich mee. Vooreerst rijzen er vragen naar de vergoedbaarheid van deze soort kosten naar Belgisch aansprakelijkheidsrecht. Verder is er tevens de moeilijkheid van de tarifering van dergelijke kosten. Deze problemen worden hierna achtereenvolgens behandeld.

---

[480] Artikel 37, § 5 wet bescherming mariene milieu.
[481] Artikel 37, § 4 wet bescherming mariene milieu.
[482] A. CARETTE, "De aansprakelijkheidsregeling uit de wet ter bescherming van het mariene milieu", *l.c.*, 369; P. DESMEDT, *o.c.*

2.2. Problemen inzake causaliteit?

42. Vooreerst rijst de vraag of deze bepaling, naar de beginselen van het aansprakelijkheidsrecht toe, geen probleem oplevert[483]. Het klassieke aansprakelijkheidsrecht vereist immers een causaal verband tussen fout en schade. Ingevolge de in België gehanteerde equivalentieleer, wordt als oorzaak weerhouden elke gebeurtenis zonder welke de schade, zoals zij zich in concreto voordeed, niet zou plaatsgevonden hebben[484]. Elke fout die een noodzakelijke voorwaarde is voor de schade, geeft aanleiding tot aansprakelijkheid, ongeacht haar zwaarte of relatieve belang in de totstandkoming van de schade[485]. Vaste kosten en kosten die bij voorbaat besteed worden om over de nodige actiemiddelen te beschikken worden evenwel per definitie gemaakt los van enige fout of handeling van de veroorzaker.

Er is evenwel rechtspraak, die hier geen problemen lijkt in te zien. Dezelfde problematiek komt immers voor bij de vergoeding van schade, berokkend aan goederen die eigendom zijn van nutsbedrijven of die behoren tot de wegeninfrastructuur. Daar wordt doorgaans naast de aan het schadegeval eigen specifieke herstellingskosten, tevens vergoeding gevorderd voor de vaste kosten die het nutsbedrijf of de overheid heeft ten einde over het nodige personeel en materieel te beschikken om op een efficiënte en snelle manier tussen te komen bij een schadegeval[486]. Deze vorderingen worden doorgaans door de rechtspraak aanvaard[487].

Inzake deze "algemene" kosten, ziet deze rechtspraak geen problemen in de causaliteit. Er wordt met name aangenomen dat er wel degelijk een causaal verband bestaat tussen de fout van de aansprakelijke voor een schadegeval en een bepaald aandeel in de vaste kosten, nodig om over de nodige middelen te beschikken[488]. In dit verband bevestigde het Hof van Cassatie op 21 december 1993 dat "*de omstandigheid dat eiser beschikt over twee functioneel gedecentraliseerde diensten (waaronder het Bestuur voor Electriciteit en electromechanica, met betrekking tot de schade aan verkeerslicht en electriciteitspaal) (die) over personeel beschikken dat specifiek werd aangenomen om het beheer en het toezicht der wegen en de erbij horende electromechanische infrastructuur uit te voeren en de*

---

[483] Omtrent de problematiek van het causaal verband bij algemene kosten, zie H. BOCKEN, *Het aansprakelijkheidsrecht als sanctie tegen de verstoring van het leefmilieu*, *l.c.*, 115 – 117.

[484] Zie o.m. Cass. 29 november 1995, *Arr. Cass.* 1995, 1053; Cass. 15 december 1993, *Arr. Cass.* 1993, 1069; Cass. 5 maart 1985, *Verkeersrecht* 1985, 135.

[485] H. BOCKEN, "Actuele problemen inzake het oorzakelijk verband", in M. STORME (red.), Recht halen uit aansprakelijkheid, Postuniversitaire Cyclus Willy Delva 1992-1993, Gent, Mys & Breesch, 1993, (81) 84; L. CORNELIS, *De buitencontractuele aansprakelijkheid voor schade veroorzaakt door zaken*, Antwerpen, Kluwer Rechtswetenschappen, 1982, 147, nr. 161.

[486] Zie D. SIMOENS, *Schade en schadeloosstelling*, in X., *Beginselen van Belgisch Privaatrecht. Buitencontractuele aansprakelijkheid*, Antwerpen, Kluwer Rechtswetenschappen België, 1999, 321-322.

[487] Antwerpen 20 december 1991, *R.W.* 1992-93, 159; Corr. Ieper 19 mei 1994, *R.W.* 1995-96, 751; Vred. Brussel (2e kanton), *R.W.* 1992-93, Vred. Aalst 12 april 1994, *R.W.* 1995-96, 859. Contra: Luik, 25 november 1993, *R.W.* 1994-95, 366.

[488] In het hierboven reeds geciteerd vonnis van het Hof van Beroep te Antwerpen van 27 maart 1991 wordt dit zeer uitdrukkelijk gesteld: "*(...); dat dit evenredig aandeel in de vaste exploitatiekosten in rechtstreeks verband*

noodzakelijke herstellingen, wat ook de reden moge zijn waarom de herstelling nodig is, te verrichten, niet medebrengt dat de last van de herstelling moet worden gedragen door eiser wanneer de schade veroorzaakt is door een fout van een derde;"[489]. LENSSENS leidt hieruit af dat de schade niet a priori moet beperkt worden tot de eigenlijke herstellingskosten[490].

43. Verder valt het te betwijfelen of het Arbitragehof dergelijke van het gemeen aansprakelijkheidsrecht afwijkende regeling in overeenstemming zou vinden met de grondwet. Recente rechtspraak toont aan dat het Hof niet aarzelt om zowel recente als oudere afwijkende aansprakelijkheidsregimes ongrondwettig te verklaren wegens strijdigheid met het gelijkheidsbeginsel[491]. Deze rechtspraak toetst enerzijds de geldigheid van aansprakelijkheidsbeperkende regels (ondermeer artikel 18 van de Arbeidsovereenkomstenwet) en anderzijds de geldigheid van afwijkende vergoedingsstelsels voor bijzondere risico's (ondermeer artikel 29bis Wet inzake de verplichte aansprakelijkheidsverzekering voor motorrijtuigen die een gunstige vergoedingsregeling voorziet voor lichamelijke schade van "zwakke" weggebruikers bij ongevallen met motorrijtuigen en art.7bis van de Jachtwet die een dubbele schadevergoeding voorziet in geval van schade aan gewassen veroorzaakt door konijnen). Het Arbitragehof verwerpt in principe een ongelijke behandeling van vergelijkbare situaties. Hierbij wordt gebruikelijkerwijs als criterium aangewend dat de grondwettelijke regels van de gelijkheid en de niet – discriminatie niet uitsluiten dat een verschil in behandeling tussen categorieën van personen ingesteld wordt, voor zover dat verschil op een objectief criterium berust en redelijk verantwoord is. Het bestaan van een dergelijke verantwoording dient beoordeeld te worden rekening houdend met het doel en de gevolgen van de betwiste maatregel en met de aard van de terzake geldende beginselen. Het gelijkheidsbeginsel is geschonden wanneer vaststaat dat er geen redelijk verband van onevenredigheid bestaat tussen de aangewende middelen en het beoogde doel[492]. Bij wijze van voorbeeld kan gewezen worden op het

---

staat met de door de fout van S. veroorzaakte omleiding van treinen, ongeacht of de uitgave ervan dateert van vóór het schadeverwekkend feit, dan wel wat S. omschrijft als "verhoogd werden door..." - van nadien; (...)".

[489] Cass. 21 december 1993, Arr. Cass. 1993, 1089; G. LENSSENS, Noot onder Vred. Aalst 12 april 1994, R.W. 1995-96, 860. Hoewel het arrest van het Hof van Cassatie van 21 december 1993 betrekking had op de specifieke situatie van de beschadiging aan wegen en electromechanische infrastructuur en het specifieke middel, dat tot cassatie geleid heeft, eerder gesitueerd werd in het leerstuk van de doorbraak van het causaal verband wegens de vervulling door de overheid van een wettelijke plicht, kan het, ten aanzien van de in artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu bedoelde vaste kosten, minstens een aanknopingspunt uitmaken om te argumenteren dat de problematiek van de causaliteit de terugvordering van "algemene" kosten niet verhindert. Ook in het kader van de wet bescherming mariene milieu immers betreft het kosten die door de overheid gemaakt worden om over de nodige (materiële en immateriële) goederen te beschikken om op een efficiënte en snelle manier het hoofd te kunnen bieden aan een schadegeval.

[490] G. LENSSENS, *o.c.*, 860.

[491] Zie H. BOCKEN, "De Redactie Privaatrecht: Het aansprakelijkheidsrecht in de steigers", *T.P.R.*, 1999, 567 en H. BOCKEN, "Gelijkheid in aansprakelijkheid - de rechtspraak van het Arbitragehof en de ontwikkeling van het aansprakelijkheidsrecht", in H. BOCKEN, I. BOONE, B. CLAESSENS, D. COUNYE, E. DE KEZEL, P. DE SMEDT, *De herziening van de bevrijdende verjaring door de wet van 10 juni 1998. De gelijkheid hersteld ?*, Gandaius, Ontmoetingen met recht 2, Kluwer Rechtswetenschappen België, 1999, 3-36.

[492] Deze formule wordt, behoudens een aantal kleine aanpassingen, gebruikt sinds het Biorim – arrest (nr. 23/98 van 13 oktober 1989, B.S. 8 november 1989).

tramarrest waar het Arbitragehof zich ertoe beperkt te stellen dat geenszins aangetoond is dat het risico geschapen door trams en treinen zodanig verschillend is van dat van motorrijtuigen dat een sterk verschillende schadevergoedingsregeling aanvaardbaar is[493]. In het konijnenschade - arrest stelt het Arbitragehof dat een sterk van de gemeenrechtelijke beginselen afwijkende aansprakelijkheidsregel enkel verantwoord zou zijn indien het aanhoudend karakter van het uitzonderlijk gevaar zou zijn aangetoond[494].

In het licht van artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu, zou in het kader van het gelijkheidsbeginsel ondermeer de vraag kunnen rijzen of de persoon die een ongeval veroorzaakt op zee niet gediscrimineerd wordt ten aanzien van een persoon die een ongeval veroorzaakt op de weg, wat betreft de verplichting om vaste kosten die samenhangen met een tussenkomst van de overheid terug te betalen[495]. In de mate dat de hierboven besproken rechtspraak inzake de vergoedbaarheid van de "algemene" kosten tevens zou kunnen doorgetrokken worden naar de vergoedbaarheid van de algemene kosten zoals bedoeld in artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu, lijkt de kans op een strijdigheid met het grondwettelijk gelijkheidsbeginsel evenwel geringer te worden.

2.3. Tarifering van de (vóóraf gemaakte) algemene kosten

44. Indien men ervan uitgaat dat de algemene kosten vergoedbaar zijn, rijst tevens de problematiek van de tarifering van deze kosten. Op zich, is de tarifering van de acties en prestaties van de overheid niet ongewoon. Dit gebeurde bijvoorbeeld in het KB van 27 januari 1978, waar de kosten van sommige interventies en prestaties van de Civiele Bescherming worden bepaald[496]. Het is evenwel bijzonder moeilijk, zoniet onmogelijk, om deze vaste kosten nauwkeurig te bepalen. Het is immers onmogelijk om precies te bepalen welk aandeel in de vaste uitgaven van de overheid voor het ter beschikking houden van voldoende materiaal, dient gelieerd te worden aan een concreet schadegeval. In die omstandigheden lijkt een *ex aequo et bono* - begroting de enige uitweg te zijn. Indien immers het bestaan van de schade vaststaat, maar er ter berekening van de omvang ervan geen afdoende berekeningswijze voor handen is, dient de rechter de schade naar billijkheid te begroten[497]. De feitenrechter dient wel aan te geven waarom de door de getroffene voorgestelde berekeningswijze niet

[493] Arrest nr 92/98 van 15 juli 1998.

[494] Arrest nr. 5/98 van 21 januari 1998 en arrest nr. 53/98 van 20 mei 1998.

[495] DE SMEDT stelt dat een toetsing van artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu aan het grondwettelijk gelijkheidsbeginsel niet noodzakelijk zou leiden tot een ongrondwettigverklaring, en wijst hiervoor op het feit dat gebruikers van de zee niet zonder meer kunnen gelijkgeschakeld worden met gebruikers van binnenlandse verkeersinfrastructuur, gelet op de specificiteit van het mariene milieu. Zie P. DE SMEDT, *o.c.*, 49.

[496] K.B. van 27 januari 1978 tot regeling van de wijze van vaststelling en verhaal van de kosten van sommige interventies en prestaties van de Civiele Bescherming (*B.S.* 28 februari 1978). Het betreft hier weliswaar de vergoeding van interventies en prestaties, die de Civiele Bescherming maakt na een bepaald schadegeval en niet de algemene kosten, die de Civiele Bescherming maakt om over de nodige actiemiddelen te beschikken.

mag gebruikt worden en dient tevens vast te stellen dat het niet mogelijk is de schade, zoals hij deze heeft omschreven, op een andere manier te bepalen[498]. Derhalve werden deze vaste kosten, in de hierboven reeds aangehaalde rechtspraak, meestal *ex aequo et bono* begroot op een bepaald percentage van de werkelijke herstellingskosten (10 – 15 %)[499]. Soms wordt het percentage vooraf op algemene wijze vastgesteld, zoals bijvoorbeeld door de overeenkomst dd. 15 april 1988 tussen de Belgische Staat (Ministerie van Openbare Werken – Bestuur der Wegen en Bestuur voor Elektriciteit en Elektromechanica) en de B.V.V.O, waarbij op een algemene wijze de algemene kosten vastgelegd werden, die de overheid dient te maken om te beschikken over voldoende middelen om op een efficiënte en snelle manier schade aan wegen te herstellen[500 501].

45. Ook ten aanzien van de in artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu bedoelde vaste kosten, lijkt het onmogelijk te zijn deze precies te bepalen. Aangezien artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu voorziet dat de Koning de regels inzake de bepaling en de invordering van deze kosten dient te bepalen, kan er dan ook gedacht worden aan de invoering van een forfaitaire bepaling van deze kosten. Meer in het bijzonder zouden de vaste kosten bij K.B. kunnen vastgesteld worden op een forfaitair percentage van de eigenlijke herstellingskosten. Zulks zou geheel in de lijn liggen van de hierboven besproken rechtspraak inzake vaste kosten, waarin deze vaste kosten telkens bepaald werden op 10 tot 15 % van de eigenlijke herstellingskosten.

2.4. Besluit

46. Hoewel er, ten aanzien van de vergoedbaarheid van de in artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu bedoelde algemene kosten, naar huidig Belgisch aansprakelijkheidsrecht principieel een fundamenteel bezwaar kan gemaakt worden inzake de causaliteit, lijkt de Belgische rechtspraak toch een aanknopingspunt te bieden voor de aanvaardbaarheid van deze soort kosten. Gelet op het feit dat deze soort kosten niet nauwkeurig te begroten zijn en op de huidige Belgische rechtspraak inzake de vergoedbaarheid van vaste kosten, lijkt de invoering van een forfaitaire bepaling van de vaste kosten op een bepaald percentage van de eigenlijke herstellingskosten aangewezen te zijn. Ter

---

[497] D. SIMOENS, *o.c.*, 71.

[498] D. SIMOENS, *o.c.*, 71, en de daar geciteerde rechtspraak.

[499] Antwerpen 20 december 1991, *R.W.* 1992-93, 159; Corr. Ieper 19 mei 1994, *R.W.* 1995-96, 751; Vred. Brussel (2e kanton), *R.W.* 1992-93, Vred. Aalst 12 april 1994, *R.W.* 1995-96, 859.

[500] Artikel 5.3.b. van de overeenkomst. In de overeenkomst is sprake van de *"kosten inzake toezicht en beheer"* die het gevolg zijn van de herstelling van de schade en door de diensten van het Bestuur gedragen worden. Ter dekking van deze kosten wordt een vergoeding voorzien ten bedrage van 10 % van het totale schadebedrag, met een maximum van € 495,8 (BEF. 20.000).

[501] Het weze opgemerkt dat een twintigtal dergelijke overeenkomsten afgesloten werden door de B.V.V.O. met diverse overheidsinstanties (zo bijvoorbeeld met de MIVB/STIB, DE LIJN, TEC, NMBS, BRUTELE, A.W.W., enz.).

bepaling van dit forfaitair percentage, lijkt het aangewezen overleg te ple gen met de relevante actoren (zoals bijvoorbeeld verzekeringsondernemingen, het BMM, enz.). Naderhand kan dit percentage bij Koninklijk Besluit vastgelegd worden.

HOOFDSTUK 3
HET HERSTEL VAN MILIEUVERSTORING

Auteur: Laurent Proot

3.1. Inleiding / Probleemstelling

47. De wet bescherming mariene milieu legt een herstelplicht op aan diegene die schade of milieuverstoring heeft veroorzaakt, die de zeegebieden aantast ten gevolge van een ongeval of een inbreuk op de van kracht zijnde wetgeving[502]. Het herstelbeginsel van de wet bescherming mariene milieu impliceert dat, bij schade of milieuverstoring in de zeegebieden, het mariene milieu in de mate van het mogelijke dient hersteld te worden in de oorspronkelijke toestand[503]. Ook de vervanging van het mariene milieu door gelijkwaardige componenten is mogelijk[504]. De voorbereidende werken bepalen in dit verband duidelijk dat de aansprakelijkheid bij milieuverstoring bepaald wordt door de kosten van het herstel in natura van het geschonden milieu[505].

Herstel in natura van een milieuverstoring is evenwel vaak onmogelijk vanwege de technische onhaalbaarheid van het herstel (bijvoorbeeld het herstel van een grote hoeveelheid vernietigd plankton) of vanwege de onredelijk hoge herstellingskosten, met name herstellingskosten die onevenredig geacht worden met de vervangingswaarde of marktwaarde van het betrokken milieugoed, waardoor het vorderen van de herstelkosten als een vorm van rechtsmisbruik afgewezen zou worden[506].

Indien noch herstel in natura, noch vervanging mogelijk zijn of niet redelijk zouden zijn, rijst de vraag of en in welke mate de wet bescherming mariene milieu zou toelaten dat *herstel bij equivalent* plaatsvindt. Met andere woorden, rijst hier de vraag naar de monetaire vergoedbaarheid van niet-economisch waardeerbare verliezen in het mariene milieu. De voorbereidende werken zijn niet duidelijk op dit punt. Zoals reeds aangegeven, wordt enerzijds duidelijk geopteerd voor daadwerkelijk herstel van milieuverstoring en worden de rechtssystemen van de V.S. en Italië die een geldelijke schadevergoeding gebaseerd op theoretische economische waardering van de beschadigde natuurlijke rijkdommen voorzien, verworpen. Anderzijds wordt vermeld dat het concept van milieuverstoring niet uitsluit dat in de toekomst geopteerd wordt om een vergoeding te vorderen voor in wezen niet-economisch meetbare schade (bijvoorbeeld een arbitraire bepaling van de beschadiging van het mariene milieu op basis van wetenschappelijke theoretische modellen)[507]. Volgens sommigen heeft dit

[502] Artikel 37 wet Bescherming Mariene Milieu.
[503] Artikel 4 §6 wet Bescherming Mariene Milieu.
[504] Artikel 37 §5 wet Bescherming Mariene Milieu.
[505] Memorie van toelichting, Parl.St. 1997-98, 1695/1, 8.
[506] A. CARETTE, *Herstel en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen*, Antwerpen, Intersentia, 1997, 166.
[507] Memorie van toelichting, Parl.St. 1997-98, 1695/1, p. 35.

als concreet resultaat dat, wanneer de milieuverstoring door maatregelen van herstel in natura of van vervanging door gelijkwaardige componenten niet tot volledig herstel in de vorige toestand leidt, of wanneer die maatregelen onredelijk duur zijn, de Staat een geldsom mag vorderen ter compensatie van de overblijvende verstoring[508].

De bepaling van een dergelijke geldsom brengt evenwel problemen met zich mee, wegens het ontbreken van enige reële economische waarde van de aangetaste milieubestanddelen[509]. In essentie dient de ecologische functie (de aantasting van de zogenaamde "passieve waarden"[510]) van de aangetaste milieubestanddelen vergoed te worden. Terzake schrijft de wet bescherming mariene milieu voor dat de Koning nadere regels *kan* vaststellen volgens dewelke een milieuverstoring en de kosten van het herstel ervan moeten worden vastgesteld[511]. De rechter hoeft dus niet te wachten op een dergelijk besluit om tot vaststelling van de milieuverstoring en van de kosten voor het herstel hiervan over te gaan[512].

Hierna wordt, aan de hand van een (hoofdzakelijk Amerikaanse) literatuurstudie, vooreerst een kort theoretisch overzicht gegeven wordt van de problematiek van de waardering van ecologische schade / milieuverstoring. Verder wordt nagegaan in welke mate de monetaire vergoedbaarheid van (niet in natura herstelbare) milieuverstoring haalbaar en wenselijk is naar Belgisch recht. Tevens wordt de voornoemde problematiek onderzocht in het licht van de internationale, Amerikaanse en Europese ontwikkelingen terzake. Tenslotte wordt een globale evaluatie gemaakt en wordt een aanbeveling geformuleerd.

3.2. Waardering van ecologische schade

3.2.1 Waarden van milieugoederen

48. In de literatuur omtrent de verschillende methodes voor de waardering van ecologische schade, worden aan milieugoederen verschillende waarden toegekend, die naderhand desgevallend voor vergoeding in aanmerking kunnen genomen worden.

---

[508] A. CARETTE, "De aansprakelijkheidsregeling in de wet ter bescherming van het mariene milieu", *l.c.*, 372.

[509] De problematiek van de begroting van ecologische schade is niet specifiek voor de niet toegeëigende milieugoederen. Ook ten aanzien van toegeëigende milieugoederen, die, bovenop hun gebruiksfunctie voor de mens, nog andere functies hebben (zoals een ecologische, wetenschappelijke of culturele functie), rijzen dezelfde problemen. Ook daar immers wordt de ecologische functie van die goederen niet weerspiegeld in de prijs,die men voor die goederen kan verkrijgen. Bij wijze van voorbeeld kan gewezen worden op schade aan bomen, waarvan de ecologische en/of esthetische functie niet weerspiegeld wordt in de prijs die men kan bekomen voor brand- en ander hout.

[510] Zie verder, nr. 51 - 54.

[511] Artikel 40 wet bescherming mariene milieu.

[512] Voor een overzicht van rechtspraak inzake begroting van ecologische schade zie nr. 72.

Sommige auteurs onderscheiden hierbij drie deelwaarden: gebruikswaarde, bestaanswaarde en intrinsieke waarde[513].

3.2.1.1 Gebruikswaarde

49. Het begrip gebruikswaarde duidt op de waarde van milieugoederen door het gebruik dat de mensen ervan maken voor praktische doeleinden, bijvoorbeeld de waarde van een meer om te gaan vissen of de waarde van een bos om erin te jagen. In die zin heeft de aanwezigheid van vis in een meer of wild in de bossen, een duidelijke economische betekenis voor de mensen, die bepaalde kosten gemaakt hebben om te kunnen gaan vissen of te gaan jagen (vis- of jachtvergunning, reiskosten, enz.)[514].

50. Als voordeel van het hanteren van de gebruikswaarde bij de bepaling van de waarde van milieugoederen wordt gewezen op het feit dat de gebruikswaarde van milieugoederen de marktwaarde (de standaard begrotingsmethode voor schade in een kapitalistisch systeem) voor private rijkdommen benadert. Soms hebben milieugoederen een bepaalde marktwaarde (bijvoorbeeld meubelhout of bepaalde commercieel verhandelde vis). Indien dit niet het geval is, kan men bijvoorbeeld de vermindering in de waarde van het land (door een schadegeval) hanteren voor het meten van de schade aan de milieugoederen[515]. De markt meet immers de waarde van rijkdommen voor kopers. De gebruikswaarde zou preciezer en minder speculatief zijn dan andere waarde – types, aangezien het huidige gedrag van de mensen gemeten wordt en niet bepaalde hypothetische gedragingen[516].
Het louter in aanmerking nemen van de gebruikswaarde zou evenwel het feit negeren dat natuurlijke rijkdommen ook waarden kunnen hebben die losstaan van hun gebruik door mensen. Ook niet door mensen gebruikte natuurlijke rijkdommen zouden immers een bepaalde waarde kunnen hebben voor de samenleving. In dat verband spreekt men over de passieve of de niet – gebruikswaarden (bestaanswaarde en intrinsieke waarde)[517].

3.2.1.2 Bestaanswaarde

51. Naast hun (economische) gebruikswaarde, wordt aan milieugoederen tevens een bestaanswaarde toegekend. De notie bestaanswaarde zou op haar beurt een drietal deel – waarden behelzen: de optiewaarde, de indirecte waarde en de intertemporele waarde[518].

---

[513] F.B. CROSS, "Natural Resource Damage Valuation", *Vanderbilt Law Review* 1989, Vol. 42, p. 280 – 297.
[514] *Ibid.*
[515] Omtrent deze methode, zie verder nr. 61.
[516] F.B. CROSS, *o.c.*, 282.
[517] F.B. CROSS, *o.c.*, 285-286; M-L. LARSSON, *The Law of Environmental Damage - Liability and Reparation*, 1999, Den Haag, Kluwer Law International en Stockholm, Norstedts Juridik, 551.
[518] CROSS spreekt in dat verband over de "*option value*", de "*vicarious value*" en de "*intertemporal value*", F.B. CROSS, *o.c.*, 285-286.

De waarde die gehecht wordt aan het behoud van een milieugoed voor eventueel toekomstig gebruik, betreft de *optiewaarde* van een natuurlijke rijkdom. In die zin kunnen mensen, die bijvoorbeeld een bepaald natuurpark nog niet bezocht ("gebruikt") hebben, toch waarde hechten aan dat natuurpark, die zou bestaan uit het feit dat zij het park eventueel wel zouden willen bezoeken in de toekomst.
Ook wanneer men niet de intentie heeft ooit "gebruik" te maken van een bepaald milieugoed, zou de wetenschap dat een milieugoed beschermd is, een bepaalde waarde hebben. Hier spreekt men van de *indirecte waarde* van een milieugoed[519]. Zo kunnen mensen een bepaalde waarde hechten aan het behoud van de walvisstand, hoewel ze nooit van walvissen afgeleide producten zullen gebruiken of zelfs nooit een walvis zullen zien.
Tenslotte wordt gewezen op de *intertemporele waarde* van een milieugoed, zijnde de waarde die mensen hechten aan het behoud van bepaalde milieugoederen voor de toekomstige generaties.

52. Alhoewel in deze literatuur algemeen aanvaard wordt dat passieve waarden bestaan en uit onderzoek gebleken is dat ze een belangrijke rol kunnen spelen bij de bepaling van de waarde van natuurlijke rijkdommen, wordt tevens onmiddellijk gewezen op het moeilijke meetbaarheid van deze waarden[520]. Een meetmethode gebaseerd op de werkelijke gedragingen van mensen, ontbreekt hier immers. Daarenboven kan men zich afvragen in welke mate de mensen bepaalde milieu-aantastingen goed kunnen inschatten. Zo is het allerminst duidelijk hoe bijvoorbeeld (het verlies van) bepaalde onbekende dier- of plantensoorten in de zee door de mensen zou(den) gewaardeerd worden. Terzijde kan hier reeds de vraag geopperd worden in welke mate het civiele aansprakelijkheidsrecht het geschikte instrument is om de aantasting van de bestaanswaarde te "herstellen". In dat verband kan reeds opgemerkt worden dat de notie bestaanswaarde niet onmiddellijk inpasbaar is in het civiele aansprakelijkheidsrecht[521].

3.2.1.3 Intrinsieke waarde

53. Sommigen gaan nog verder en stellen dat het louter hanteren van de noties gebruikswaarde en bestaanswaarde bij de bepaling van de waarde van natuurlijke rijkdommen in vraag dient gesteld te worden, aangezien de waarde van milieugoederen op die manier enkel bepaald wordt vanuit een antropocentrische benadering, zijnde de bepaling van de waarde van de natuur *voor de mens*. Men gaat met andere woorden voorbij aan de *intrinsieke waarde van de natuur* zelf. Vanuit ecologische hoek wordt dan ook geargumenteerd dat ook de natuur zelf een bepaalde inherente waarde heeft, los van het gebruik ervan door de mens of zelfs los van het bestaan van de mensheid.

[519] CROSS spreekt in dit verband over de "*vicarious value*", F.B. CROSS, *o.c.*, 285.
[520] M.-L. LARSSON, *o.c.*, 551; F.B. CROSS, *o.c.*, 289.
[521] Zie verder, de nrs. 68 e.v.

Ook hier zijn echter geen betrouwbare meetmethodes voorhanden. Daarenboven wordt het bestaan van die inherente waarde niet universeel aanvaard[522].

3.2.1.4 Besluit

54. De hierboven beschreven diversiteit aan waarden van natuurlijke rijkdommen, is een eerste aanduiding van de complexiteit van het waarderingsvraagstuk. De diverse waarde – types zijn complementair, in die zin dat de echte totale waarde van een milieugoed zou kunnen bestaan uit zijn gebruikswaarde, zijn bestaanswaarde en zijn intrinsieke waarde[523].
Ze vormen het uitgangspunt van de diverse waarderingsmethodes. Hierna wordt nader ingegaan op deze problematiek.

3.2.2 Waarderingsmethodes

3.2.2.1 Uitgangspunten

55. Verschillende technieken ter begroting van de schade aan milieugoederen, waarvoor geen markt voorhanden is, worden onderscheiden. Deze technieken vertrekken telkens van een ander uitgangspunt. Zij meten de schade telkens op een ander moment in het proces van de totstandkoming van de schade en zijn hetzij gebaseerd op de kosten van de schade, hetzij op de waarde van het milieugoed[524]. Drie uitgangspunten dienen onderscheiden te worden: de uitstoot van de verontreiniging, de schade aan het milieugoed en de vermindering van de waarde van het aangetaste milieugoed.

3.2.2.1.1 Vermindering van de waarde van het milieugoed door de afname van de door het milieugoed geleverde diensten

56. Deze methode gaat uit van de premisse dat de waarde van een milieugoed bepaald wordt door de diensten, die het goed levert aan het publiek (de gebruikswaarden van het milieugoed). Hoe belangrijker de dienst, hoe hoger de waarde en hoe meer het publiek bereid zalzijn te betalen voor het behoud van het milieugoed. Volgens de economische theorie, dient de 'economische' schade (de verandering van de waarde van het goed) ingevolge de aantasting van het milieugoed bepaald te worden aan de hand van de verandering (vermindering) in de diensten geleverd door het goed. De

[522] Voor een verdere bespreking hiervan, zie F.B. CROSS, *o.c.*, 292 – 297.
[523] F.B. CROSS, *o.c.*, 297; Zie in dit verband ook D. PEARCE, *Economic Values and the natural world*, 1993, London, Earthscan Publications Limited, 16 - 22.
[524] E.J. YANG, "Valuing Natural Resource Damages: Economics for CERCLA lawyers", *Environmental Law Reporter* 1984, Vol. XIV, no. 8, 10313; M.-L. LARSSON, *o.c.*, 548 e.v.

schade is dan gelijk aan de vermindering van de betalingsbereidheid van het publiek voor de diensten, geleverd door het beschadigde milieugoed[525].
Hier dienen de directe evaluatietechnieken gesitueerd te worden, aangezien deze uitgaan van de gedragsuitingen van de gebruikers van milieubestanddelen[526].

3.2.2.1.2 Uitstoot van de verontreiniging

57. Andere meetmethodes zijn gebaseerd op de hoeveelheid vrijgekomen verontreinigende stoffen. Het meten gebeurt dan aan de hand van de soort en de hoeveelheid van de verontreiniging. In die zin worden tabellen opgemaakt, waarbij men ervan uitgaat dat elke eenheid verontreiniging een bepaalde schade veroorzaakt.
Hier dienen de dosis respons – methodes en sommige forfaitaire methodes gesitueerd te worden[527]. Dergelijke formules hebben een meer punitief karakter dan een *in casu* - bepaling van de schade[528].

3.2.2.1.3 Schade aan het milieugoed

58. Tenslotte kan uitgegaan worden van de schade aan het milieugoed. De begroting gebeurt hetzij aan de hand van de vervangingswaarde, hetzij aan de hand van de herstellingskosten.
Het hanteren van de herstellingskosten impliceert dat het herstel van het aangetaste milieugoed mogelijk is of geen onredelijke kosten met zich meebrengt. Dit komt evenwel neer op een herstel in natura, zodat hier niet verder op in gegaan wordt.
Bij het aanwenden van de *vervangingswaarde*, wordt veel gebruik gemaakt van forfaitaire systemen, meer in het bijzonder van eenheidsvervangingstabellen. De begroting van de schade kan dan bijvoorbeeld gebeuren door het tellen van de hoeveelheid door het ongeval vernietigde soorten. De berekening is gebaseerd op eenheidsprijzen van gelijkaardige soorten, die verhandeld worden op de markt (bijvoorbeeld prijzen voor gekweekte vis, prijzen voor gekweekte bomen). Deze methode wordt voornamelijk bruikbaar geacht, wanneer het aangetaste of vernietigde milieugoed consumptieve diensten leverde en geteld kan worden (bijvoorbeeld de hoeveelheid vernietigde eetbare vis)[529].

[525] M.L. LARSSON, *o.c.*, 550; E.J. YANG, *o.c.*, 10313.
[526] Voor een overzicht van de directe evaluatietechnieken, zie infra, nrs. 63-66; A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 184 – 185.
[527] Zie verder, nrs. 64 - 66.
[528] M.-L. LARSSON, *o.c.*, 549.
[529] E. YANG, *o.c.*, 10312 – 10313; M.-L. LARSSON, *o.c.*, 549.

3.2.2.2 Overzicht van de belangrijkste evaluatietechnieken

59. Vertrekkende van de hierboven omschreven uitgangspunten, maakt CARETTE een onderscheid tussen 3 soorten evaluatietechnieken: de directe evaluatietechnieken, de indirecte evaluatietechnieken en de forfaitaire systemen[530].

3.2.2.2.1 Directe evaluatietechnieken

60. De directe evaluatietechnieken pogen rechtstreeks de milieu-effecten te begroten. Twee benaderingen dienen onderscheiden te worden: een eerste groep gaat uit van een surrogaatmarkt, waar andere goederen en diensten verhandeld worden, maar waarvan de prijs toch bepaald wordt door het zich buiten de markt bevindende milieugoed. Hier dienen de hedonische eigendomsprijzentechniek ("*Hedonic property prices*") en de reiskostmethode ondergebracht te worden. Een tweede groep gaat een hypothetische markt creëren voor het verhandelen van een milieubestanddeel waarvoor in werkelijkheid geen marktgegevens beschikbaar zijn. Deze techniek staat bekend als de "*contingent valuation method*".

3.2.2.2.1.1 De hedonische eigendomsprijzentechniek (Hedonic property prices)

61. Hedonische prijsmethodes pogen de "*impliciete*" prijs van bepaalde "*milieu – kenmerken*" van goederen te bepalen door de markten te onderzoeken, waar deze milieu – kenmerken effectief verhandeld worden[531]. Zo staat vast dat de waarde van een onroerend goed onder meer afhankelijk is van milieu – omgevingsfactoren, zoals de graad van luchtverontreiniging, lawaaihinder, enz. De hedonische eigendomsprijzentechniek identificeert aan de hand van statistische gegevens hoeveel van de waarde van een onroerend goed toe te schrijven is aan de milieu - omstandigheden waarin het goed ligt en toont aan hoeveel mensen bereid zijn te betalen voor verbetering in milieukwaliteit, om zo de sociale waarde van de geplande investeringen voor milieuverbetering te kunnen inschatten[532]. Op die manier poogt men een waarde te plakken op bepaalde milieubestanddelen.

---

[530] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 168 – 189. CARETTE geeft een overzicht van de belangrijkste, meest gebruikte economische waarderingsmethodes. LARSSON wijst nog op de volgende methodes: *factor income approach, market models of demand and supply, conjoint analysis, benefit transfer approach, unit day value method en replacement cost method* (M.-L. LARSSON, *o.c.*, 552 - 553).

[531] D. PEARCE, *o.c.*, 106; Naast de hedonische eigendomsprijzentechniek, wijst PEARCE nog op de *wage risk premia* – methode, waarbij de aanwezigheid van risico - premies in het loon bepaalde milieurisico's reflecteren, D. PEARCE, *o.c.*, 106.

[532] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 174.

De methode zou voornamelijk bruikbaar zijn voor de bepaling van het effect van geluidshinder, luchtverontreiniging en waterkwaliteitsbeperking op de waarde van onroerende goederen[533].
De methode meet evenwel geen passieve waarden en kan enkel gebruikt worden voor de bepaling van milieu-invloeden waarvan het effect door de gewone mensen goed gekend is en die het gedrag van de mensen effectief bepalen[534]. Evenmin is de methode bruikbaar voor openbare domeingoederen, omdat deze normalerwijze niet verhandelbaar zijn en zelden aan- of verkocht worden. Daarenboven wordt enkel een gedeelte van de waardevermindering van een milieugoed voor het publiek gemeten, aangezien enkel de waardevermindering voor de eigenaars van onroerend goed in de buurt van het aangetaste milieugoed in aanmerking genomen worden (en bijvoorbeeld niet van andere mensen, die ook belang kunnen hechten aan de aanwezigheid van bijvoorbeeld een groot natuurpark)[535]. In globo, wordt de juistheid van deze studies eerder laag ingeschat, ondanks het feit dat ze vrij duur zijn. Deze methode wordt wel geschikt geacht voor de identificatie van een ordegrootheid van invloed bij de bepaling van het milieubeleid[536].

3.2.2.2.1.2 De reiskostmethode

62. De reiskostmethode, die sinds de jaren '40 bestaat, poogt, aan de hand van de reisuitgaven van bezoekers van natuurgebieden, de waarde van deze natuurgebieden te bepalen[537]. Het betreft een marktgerelateerde methode, die uitgaat van de informatie omtrent de hoeveelheid geld en tijd die mensen gespendeerd hebben om voor recreatieve doeleinden naar een natuurgebied te reizen. Daaruit poogt men de betalingsbereidheid te distilleren voor de (recreatieve) diensten van die faciliteit[538]. Inzake milieu-aangelegenheden, gebruikt men als parameters voor de echte kost van een bezoek aan een natuurgebied de toegangsprijs van de faciliteit, de kosten om er te geraken en het inkomensverlies dat men oploopt door het bezoek af te leggen in plaats van te werken[539]. Vervolgens poogt men na te gaan hoe een bepaald huishouden reageert op veranderingen aan de normaal bezochte faciliteit, die veroorzaakt worden door milieu-invloeden, wat zich vertaalt in veranderingen van de bezoekskosten. Men maakt een vergelijking inzake het reisgedrag van vóór de aantasting van het natuurgebied en van na de aantasting ervan[540].

---

[533] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 175 en D. PEARCE, *o.c.*, 114.
[534] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 175 en D. PEARCE, *o.c.*, 114.
[535] F.B. CROSS, *o.c.*, 314; M.-L. LARSSON, *o.c.*, 553.
[536] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 175.
[537] F.B. CROSS, *o.c.*, 310.
[538] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 175-176.
[539] F.B. CROSS, *o.c.*, 310; A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 176.
[540] M.L. LARSSON, *o.c.*, 552.

Naast een aantal aan deze methode inherente gebreken (groot aantal gegevens vereist, die niet altijd beschikbaar zijn; waardering van reistijd, enz.), wijst men op het feit dat ook deze methode enkel de gebruikswaarde (en niet de passieve waarden) van een milieugoed meet[541]. Door geen oog te hebben voor de passieve waarden van een milieugoed (bestaanswaarde en intrinsieke waarde) zou deze methode niet geschikt zijn om de ecologische schade volledig te begroten.

3.2.2.2.1.3 Contingent Valuation Method[542]

63. Indien voor de te waarderen ecologische functie geen aanknopingspunt kan gevonden worden met een bestaande markt, gaat men bij een *contingent valuation* over tot de creatie van een hypothetische markt om tot een prijsbepaling te komen[543]. Men gaat eenvoudigweg aan het publiek vragen welke monetaire waarde men zou plaatsen op bepaalde milieugoederen[544]. Via een vragenlijst/enquête peilt men enerzijds naar de bereidheid tot betalen om een bepaalde mate van natuurbehoud te realiseren (*willingness to pay*), of, anderzijds, naar het bedrag dat ze ter compensatie zouden willen ontvangen bij verlies van een natuurgebied (*willingness to accept*). Daartoe dient de hypothetische markt voor deze goederen zodanig gecreëerd te worden, dat deze niet enkel het betrokken goed bevat, maar ook de institutionele context waarin dat goed geleverd wordt en de manier waarop het gefinancierd wordt, aangezien deze gegevens mede bepalend zijn voor de betalings- of accepteringsbereidheid van de ondervraagden. Het doel van deze techniek bestaat erin waarde-oordelen te verkrijgen die dicht liggen bij die welke zouden voorkomen indien er een werkelijke markt voorhanden zou zijn. Eénmaal de hypothetische markt bepaald is, zoekt men de persoonlijke evaluatie van de antwoorder voor toenames of afnames in de hoeveelheid van een milieugoed op de die markt. De 'aanbiedingen' worden systematisch verhoogd en verlaagd om tot de hoogste betalingsbereidheid te komen en tot de minimumbereidheid om iets te accepteren[545].

Als voordelen van deze methode wordt vermeld dat ze kan toegepast worden op bijna elke vorm van milieu – aantasting (in tegenstelling tot de twee vorige besproken methodes) en dat ze (als enige economische waarderingsmethode) ook de passieve waarden van milieugoederen meet[546].

Het gebruik van deze methode is evenwel controversieel, gelet op de tekortkomingen ervan, die kunnen leiden tot onbetrouwbare resultaten. Zo wordt gewezen op het gevaar niet goed opgestelde

---

[541] F.B. CROSS, *o.c.*, 311 – 312; A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 176..

[542] Voor een overzicht van het gebruik van deze methode, zie I. BATEMAN en K. WILLIS, *Valuing Environmental Preferences, Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developping Countries*, 1999, Oxford, Oxford University Press, 645 p.

[543] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 177.

[544] F.B. CROSS, *o.c.*, 315.

[545] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 177-178.

[546] D. PEARCE, *o.c.*, 116; A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 177; F.B. CROSS, *o.c.*, 320, M.-L. LARSSON, *o.c.*, 552.

testen (bijvoorbeeld het geven van gekleurde, onduidelijke of onvolledige informatie aan de ondervraagde, het niet in acht nemen van de invloed die de keuze van het betalingsinstrument op de ondervraagde heeft, enz.)[547]. Verder zijn deze studies gebaseerd op een volledig hypothetische vraagstelling en gaan ze ervan uit dat de mensen zich gedragen alsof ze dat zouden doen in een reële marktsituatie[548]. Het hypothetisch karakter van dit soort studies wordt nog versterkt door het feit dat de ondervraagden helemaal niet vertrouwd zijn met het monetair waarderen van milieugoederen[549]. Tevens bestaat het gevaar op strategische antwoorden van ondervraagden. Dit impliceert dat ondervraagden niet hun echte houding op de hypothetische markt zullen meedelen, maar wel gaan pogen de resultaten van het onderzoek in de ene of de andere richting te manipuleren, in de wetenschap dat ze toch niet echt gaan moeten betalen[550].

3.2.2.2.2 Indirecte evaluatietechnieken

64. De indirecte evaluatiemethodes pogen de waarde van een milieugoed te bepalen aan de hand van een dosis – effect relatie tussen een milieu – aantasting en het effect ervan op andere goederen (bijvoorbeeld gebouwen, gezondheid van de mens, de aantasting van het aquatisch milieu). Daarna poogt men het effect te waarderen op basis van een indirecte waardepaling op de (surrogaat)markt. Dit impliceert dat men niet probeert de waarde van het betrokken milieu - element zelf te begroten, maar wel op zoek gaat naar de waardering van het effect van de schade aan de milieubestanddelen op andere goederen. Eenmaal de verhouding vastgelegd is, worden deze effecten geëvalueerd[551]. Bij wijze van voorbeeld kan gewezen worden op het evalueren van het effect van luchtverontreiniging (bijvoorbeeld door ozon) op landbouwgewassen.
Deze methode wordt als problematisch beschouwd, indien men de dosis-effectrelatie niet precies kan kwantificeren en wanneer er geen directe markt bestaat voor de aangetaste zaak. Daarenboven zou ze voor de begroting van ecologische schade totaal onbruikbaar zijn, aangezien ze niet peilt naar de waarde van de ecologische functie, die aangetast werd[552].

3.2.2.2.3 Forfaitaire evaluatietechnieken

65. Indien objectieve marktgegevens ontbreken en dosis – effectrelaties te onzeker zijn, kunnen tevens forfaitaire evaluatietechnieken gehanteerd worden voor de waardering van ecologische schade.

---

[547] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 177.
[548] F.B CROSS, *o.c.*, 315.
[549] F.B. CROSS, "Restoring Restoration for Natural Resource Damages", *Toledo Law Review* 1993, 319. In dit arikel bespreekt CROSS nog een aantal nadelen, verbonden aan de Contingent Valuation – methode.
[550] F.B. CROSS, *o.c.*, 316; A. CARETTE, *o.c.*, 178.
[551] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 179.
[552] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 179.

Deze methodes zijn gebaseerd op theoretische modellen en abstracte berekeningen[553].

Er bestaan diverse vormen van forfaitaire schadebegroting, die niet allemaal gebaseerd zijn op economische waardebepalingstechnieken. Zo zijn er forfaits met een hoofdzakelijk punitief karakter, die voornamelijk tot doel hebben de dader te straffen en niet enkel de schade als uitgangspunt nemen voor de begroting.

Forfaitaire begroting van ecologische schade kan gebaseerd zijn op de aangetaste oppervlakte, het volume aangetast goed, de verdwenen biomassa of de achteruitgang van het betrokken milieubestanddeel berekend aan de hand van ecologische waarderingsmethoden, gebaseerd op biologische indicatoren zoals soortenrijkdom, diversiteit, zeldzaamheid, enz.[554] Bij sommige forfaitaire methodes worden wetenschappelijke gegevens omtrent de dosis effect – relatie van het schadeverwekkend feit gecombineerd met economische begrotingstechnieken. In dit verband kan bijvoorbeeld gewezen worden op de forfaitaire systemen voor de begroting van ecologische schade veroorzaakt door zeeverontreiniging in Alaska en de forfaitaire methode, die in de Russisiche Federatie aangewend wordt inzake olieverontreiniging op zee[555].

Een andere manier van forfaitaire schadebegroting bestaat erin aan elk milieu – element een bepaalde waarde toe te kennen; i.e. het werken met barema's of eenheidsvervangingstabellen[556]. Deze methode wordt voornamelijk gehanteerd bij punctuele schadegevallen, bijvoorbeeld voor het verlies van een dier of een boom. Hier kan gewezen worden op een systeem in de Spaanse wetgeving, dat aan elke bedreigde diersoort een bepaalde waarde toekent, gebaseerd op zijn vervangingswaarde, en mede afhankelijk van de leeftijd van het dier en de zeldzaamheid van de soort waartoe het behoort[557].

Ook in Vlaanderen wordt de forfaitaire schadebegroting reeds gehanteerd, met name ten aanzien van de begroting van schade aan bomen. Hiertoe werd destijds door de (toenmalige) Dienst van het Groenplan en de Vereniging voor Openbaar Groen een "*Uniforme methode voor waardebepaling van straat-, laan- en parkbomen behorend tot het openbaar domein*" opgesteld, die een nauwkeurige waardebepaling van bomen beoogt, rekening houdende met de verschillende functies die de boom vervult (ook de esthetische en ecologische functie), de boomsoort en de omvang van de boom[558].

---

[553] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 179.

[554] *Ibid.*

[555] *Ibid.*; A. KOLODKIN, V. KISELEV en N KOROLEVA, "Some new trends in legislation of the Russian Federation and its attitude towards conventions with regard to marine pollution", in C. DE LA RUE, *Liability for damage to the marine environment*, London, Lloyd's of London Press Ltd., 1993, 36.

[556] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 181; E.J. YANG, "Valuing Natural Resource Damages: Economics for CERCLA Lawyers", *Environmental Law Reporter* 1984, Vol. XIV, No. 8, 10313.

[557] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 181.

[558] Voor een bespreking van die methode, zie H. BOCKEN, I. TRAEST, L. DE JAGER, *Bomen in het recht, Een overzicht van het recht in het Vlaamse Gewest van toepassing op bomen*, 1992, Kluwer, p. 144 – 148. De Dienst voor het Groenplan is ondertussen opgegaan in de Afdeling Bos en Groen, cel Groen van AMINAL. Voor nadere informatie inzake de waardebepaling van bomen, zie www.vvog.org.

66. Tegenstanders van het gebruik van forfaits bij de begroting van ecologische schade wijzen op het arbitrair karakter van forfaits en stellen dat niet de volledige schade zou hersteld worden bij het hanteren van forfaits[559].

Anderzijds wordt erop gewezen dat het arbitraire karakter van forfaits afhangt van de methode, die gebruikt wordt om tot het bewuste cijfer te komen. Indien een forfait immers gebaseerd is op een evaluatiemethode, die zowel de gebruikswaarde als de intrinsieke waarde van het milieugoed in kaart brengt, kan moeilijk staande gehouden worden dat het bekomen cijfer een arbitrair karakter zou vertonen. Een forfait daarentegen, dat louter gebaseerd is op de vervangingskost van een bepaald milieugoed (bijvoorbeeld in waardetabellen), zou wel bekritiseerbaar zijn. De kostprijs van het vervangend milieugoed, bijvoorbeeld een gekweekte vis of plant, reflecteert immers niet de waarde die dat milieugoed in de natuur heeft (bestaans- en intrinsieke waarde), maar wordt veeleer bepaald op basis van andere elementen, zoals het kweekgemak, de winstmarge voor de kweker, de vraag naar het goed, enz.[560]. Indien men evenwel uitgaat van de vervangingswaarde van het vernietigde milieugoed, die men begroot aan de hand van een evaluatiemethode, die rekening houdt met de passieve waarden van het milieugoed, zou men niet kunnen spreken van enig arbitrair karakter van het forfait.

Daarenboven wordt erop gewezen dat elk cijfer dat men plakt op niet op de markt verhandelde milieugoederen, noodzakelijkerwijs een zeker arbitrair karakter vertoont. Indien men immers aanneemt dat onherstelbare ecologische schade vergoedbaar dient te zijn via een geldsom, wordt men automatisch geconfronteerd met een situatie waarbij men een geldwaarde moet toekennen aan iets wat in essentie niet in geld waardeerbaar is (de ecologische waarde van een milieugoed). Toch wordt het waarderen van die waarde in een geldsom als zinvol beschouwd, aangezien men anders tot een situatie komen, waarbij aantastingen van commercieel verhandelde milieugoederen wel vergoed worden en niet commercieel verhandelde milieugoederen (met een ecologische waarde) niet. REMOND-GOUILLOUD geeft hierbij als voorbeeld dat het niet waarderen van ecologische schade zou leiden tot toestanden waarbij de schade aan een kip vergoed wordt, maar niet de schade aan een arend of waarbij de aantasting van de houtopbrengst van een commercieel geëxploiteerd bos wel vergoed zou worden en de aantasting van de ecologische waarde van een bos niet[561].

Een tweede grote kritiek op het gebruik van forfaits bij de begroting van ecologische schade, betreft het feit dat, bij gebruik van forfaitaire methoden, de schade niet volledig zou hersteld worden. Aangezien de schade niet bij elk geval in concreto gewaardeerd wordt, zou het herstel van de schade immers slechts bij benadering kunnen zijn[562]. Ook hier wijst men evenwel op het feit dat, indien de

---

[559] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 186.

[560] *Ibid.*, M. REMOND-GOUILLOUD, "L'évaluation du préjudice écologique », in *Rencontres Internationales sur la pollution par les navires*, Brest, 1981, 3.

[561] M. REMOND-GOUILLOUD, "Efficacité et limites des modes d'évaluation et de réparation des dommages collectifs », in *EU Environmental Law and Policy and EU Common Law and Policy : converging and diverging trends*, C. KYE (ed.), Reeks Droit et Consommation, Diegem, Kluwer, 1995, 210.

[562] M. REMOND-GOUILLOUD, *o.c.*, 204 ; A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 188.

forfaits gebaseerd zijn op een evaluatiemethode, die zowel de gebruikswaarde als de passieve waarden in aanmerking neemt, minstens de volledige schade-omvang benaderd wordt. Daarenboven mag men niet uit het oog verliezen dat, hoe goed men ook de volledige schade kan benaderen, de vergoeding van ecologische schade steeds een bepaald symbolisch karakter behoudt, aangezien men een niet op de markt verhandelde waarde dient te vergoeden[563].

Voordelen van het gebruik van forfaits zijn de eenvormigheid in de gerechtelijke uitspraken betreffende het herstel van de schade, hetgeen bijdraagt tot de rechtszekerheid en tevens het feit dat ze tijds- en kostenbesparend zijn[564] In het kader van de forfaitaire schadebegroting, kan tevens verwezen worden naar de "*Indicatieve tabel van forfaitaire schadevergoedingen bij verkeersongevallen*" (*R.W.* 1998-99, 246 - 249), opgesteld door het Nationaal Verbond van de Magistraten van Eerste Aanleg en het Koninklijk Verbond van Vrede- en Politierechters[565]. Verder wordt de forfaitaire schadebegroting tevens gehanteerd bij het bepalen van andere schadeposten, veroorzaakt naar aanleiding van verkeersongevallen (zo bijvoorbeeld de gebruiksderving van een wagen, gedurende de periode van herstelling ervan of de materiële schade tengevolge van een blijvende invaliditeit, waarbij de vergoeding begroot wordt op een forfaitair bedrag per "punt" invaldititeit).

3.3. Monetaire vergoedbaarheid van ecologische schade naar Belgisch recht

67. Hiervoor reeds werd erop gewezen dat herstel van milieuverstoring slechts problematisch wordt, indien het herstel in natura niet mogelijk of niet redelijk is. Het herstel van milieuverstoring bij equivalent is immers bijzonder moeilijk, gelet op de problematiek van de monetaire waardering van milieugoederen. Vooraleer evenwel in te gaan op de aanvaardbaarheid van de hierboven besproken monetaire evaluatiemethodes, dient vooreerst uitgemaakt te worden of het herstel bij equivalent van niet in natura herstelbare milieugoederen – mede in het licht van de principes van het Belgisch aansprakelijkheidsrecht - wenselijk en haalbaar is. Indien deze vraag positief beantwoord wordt, dient tevens nagegaan worden in welke mate de hiervoor beschreven economische evaluatiemethoden zouden kunnen ingevoerd worden in het Belgisch recht.

3.3.1 Vergoedbaarheid van niet in natura herstelbare milieuverstoring naar Belgisch recht

68. De vraag rijst in welke mate niet in natura herstelbare milieuverstoring, naar Belgisch recht, vergoedbaar is bij wijze van equivalent of vergoedbaar dient te zijn. Hierbij dient vooreerst opgemerkt te worden dat de termen gebruiks- en passieve waarden (bestaanswaarde en intrinsieke waarde) van milieugoederen in de Belgische rechtsorde niet gebruikt worden. Er wordt enkel een onderscheid

[563] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 188.
[564] M. REMOND-GOUILLOUD, *o.c.*, 209.
[565] Zie verder, nr. 75.

gemaakt tussen schade aan toegeëigende en niet toegeëigende milieugoederen. Mutatis mutandis kan mijns inziens evenwel gesteld worden dat de vraag naar de vergoedbaarheid van niet herstelbare milieuverstoring dicht aanleunt bij de vraag naar de mogelijke monetaire vergoedbaarheid van de zogenaamde "passieve waarden" van milieugoederen. Met het toekennen van een monetaire schadevergoeding voor de niet herstelbare aantasting van niet toegeëigende milieugoederen, beoogt men immers hoofdzakelijk de vergoeding van de verloren gegane ecologische functie op zich, los van enig specifiek gebruik door de mens [566].

Dezelfde problematiek rijst ten aanzien van de vergoeding voor de zogenaamde tussentijdse verliezen[567]. Dit is het verlies aan waarde van het milieugoed gedurende de periode van het herstel ervan (vanaf het moment van de beschadiging van het milieugoed tot op het moment van volledig herstel). Deze waarden omvatten zowel de gebruiks- als de passieve waarden. Ten aanzien van de passieve waarden rijst derhalve dezelfde problematiek.

69. Het Belgisch aansprakelijkheidsrecht bevat geen aanknopingspunten inzake de vergoedbaarheid van de "bestaanswaarde" op zich van goederen.

Enkel het leerstuk van de vergoeding voor het verlies van een kans komt enigszins in de buurt van een vergoeding voor de beschadiging van de "optiewaarde" (de waarde die iemand hecht aan een milieubestanddeel, bestaande uit het feit dat, hoewel hij er nu nog geen gebruik van heeft gemaakt, hij dit in de toekomst wel zou kunnen doen). Volgens deze leer vormt het verlies van een kans vergoedbare schade, indien de kans reëel was en het verlies van de kans vaststaat[568]. Met een reële kans wordt bedoeld een ernstige kans, waarvan de benadeelde redelijkerwijs mocht verwachten dat deze gerealiseerd zou worden. Met andere woorden, de kans moet volgens de gewone gang van zaken zeker genoeg zijn[569]. Daarenboven dient het verlies van de kans vast te staan; er mag geen mogelijkheid meer bestaan dat het verhoopte resultaat alsnog zou bereikt worden. Dit leerstuk vindt voornamelijk toepassing in de medische en juridische sfeer[570]. Zo kan bijvoorbeeld gewezen worden op het verlies van een kans op genezing wegens een verkeerde behandeling of het verlies van de kans om een zaak te winnen in graad van hoger beroep, wanneer de advocaat verzuimt tijdig beroep aan te tekenen.

---

[566] Met milieuverstoring, in de zin van de wet bescherming mariene milieu, worden de niet economisch uitdrukbare verliezen in het mariene milieu of componenten ervan die niet verhandelbaar zijn (bijvoorbeeld niet commercieel geëxploiteerde diersoorten), bedoeld (zie *Parl.St.* nr. 1695/1, 8).

[567] Zowel onder gelding van CERCLA en OPA als onder gelding van het Voorstel van Richtlijn inzake het herstel van milieuschade, worden tussentijdse verliezen vergoedbaar geacht (zie verder nrs. 78, 83 en 84).

[568] D.SIMOENS, o.c., 54-56; Antwerpen, 21 september 1992, *R.W.* 1993-94, 403-405;

[569] Arbeidsh. Antwerpen 15 februari 1988; *R.W.* 1987-88, 1370.

[570] Zie bijvoorbeeld Rb. Brussel 23 maart 2000, *R.W.* 2000-01, 884; Luik 24 juni 1999, *J.L.M.B.* 2001, 419; Antwerpen 22 maart 1999, *T. Gez.* 2000-01, 298; Rb. Brussel 23 mei 1996, *J.L.M.B.* 1997, 435; Bergen 6 mei 1996, *J.L.M.B.* 1997, 432, Rb. Turnhout 4 mei 1992, *R.W.* 1993-94, 201-202; H.v.B. Bergen 16 februari 1981, *R.G.A.R.* 1982, 10479.

Het is evenwel ten zeerste de vraag of dit leerstuk in het kader van milieuschade zou kunnen gehanteerd worden ter ondersteuning van een vordering tot schadevergoeding wegens het verlies van de kans om ooit nog gebruik te maken van het aangetaste milieubestanddeel. Het valt immers te betwijfelen of een dergelijke kans als reëel zou kunnen beschouwd worden.

70. Ook de wet bescherming mariene milieu schrijft de monetaire vergoedbaarheid van milieuverstoring niet voor. Milieuverstoring wordt weliswaar onder het toepassingsgebied van het aansprakelijkheidsregime onder gelding van de wet gebracht, maar er wordt evenwel niet voorgeschreven dat niet herstelbare milieuverstoring zou moeten gecompenseerd worden bij wijze van een monetaire schadevergoeding. Zulks wordt evenmin uitgesloten, zij het dat uit de parlementaire stukken duidelijk blijkt dat momenteel geopteerd wordt voor het herstel in natura en niet voor het vergoeden van in wezen niet-economisch uitdrukbare schade (bepaald aan de hand van wetenschappelijk-theoretische modellen): *"In tegenstelling tot de Verenigde Staten of Italië waar een geldelijke schadevergoeding, gebaseerd op een theoretische economische waardering van de beschadigde natuurlijke rijkdommen wordt voorzien, opteert dit wetsontwerp voor het herstel van de milieuverstoring. De aansprakelijkheid bij milieuverstoring wordt bepaald door de kosten voor het herstel in natura van het geschonden milieu. Gestorven zeehonden kunnen worden vervangen door andere zeehonden, die door de overheid of een milieuvereniging worden aangekocht in een zoo of afkomstig zijn uit een kweekprogramma. Deze kosten voor de vervanging of het herstel van milieucomponenten vallen onder milieuverstoring. (...) Het concept milieuverstoring in dit wetsontwerp sluit niet uit dat in de toekomst wordt geopteerd een vergoeding te vorderen voor in wezen niet-economisch uitdrukbare schade (bijvoorbeeld een arbitraire bepaling van "beschadiging" van het mariene milieu op basis van wetenschappelijk - theoretische modellen). In dit laatste geval komt deze theoretische waardebepaling onder het begrip schade."*[571].

Hoewel de invoering van de vergoedbaarheid van niet herstelbare milieuverstoring en het gebruik van economische evaluatietechnieken ter begroting ervan, krachtens artikel 40 van de wet bescherming mariene milieu, theoretisch mogelijk lijkt te zijn, dient tevens stilgestaan te worden bij de wenselijkheid ervan. Vooreerst kan immers getwijfeld worden aan het preventief effect ervan (internalisatie van de milieukosten), nu de door de aansprakelijke te vergoeden milieuschade onder gelding van de wet bescherming mariene milieu reeds aanzienlijk is (alle klassieke schadevormen, zoals lichamelijke letsels, zaakschade en inkomensverlies, de kosten van de overheid (of door particulieren die op verzoek van de overheid tussenkomen) voor het nemen van preventieve maatregelen, de kosten voor het herstel in natura van een milieuverstoring). Daarenboven dient opgemerkt te worden dat de betrokken schadevorm nog niet bestaat in het huidige aansprakelijkheidsrecht en voor de toepassing van het aansprakelijkheidsrecht tevens bepaalde

[571] *Parl.St.*, nr. 1695/1, 8-9.

problemen met zich meebrengt (voornamelijk op het vlak van de schadebegroting). Als men dan toch deze kosten wenst vergoedbaar te maken met het oog op de internalisatie ervan, kan men zich afvragen of hiertoe niet beter andere instrumenten gebruikt worden dan het aansprakelijkheidsrecht (bijvoorbeeld via het opleggen van een boete).

3.3.2 Invoering van economische evaluatietechnieken in Belgisch aansprakelijkheidsrecht?

71. Indien evenwel toch geopteerd wordt voor de vergoedbaarheid van niet herstelbare milieuverstoring (desgevallend met inbegrip van de tussentijdse verliezen), rijst de problematiek van de begroting ervan. Men wordt hier immers geconfronteerd met de noodzaak om een bedrag te plakken op iets wat in essentie niet economisch waardeerbaar is, wegens gebrek aan een markt waar de betrokken goederen verhandeld worden. Zoals hierboven omschreven, biedt de economische wetenschap een aantal theoretische modellen, die kunnen gehanteerd worden ter begroting van deze ecologische schade. Hierna wordt onderzocht in welke mate de invoering van deze modellen in de Belgische rechtsorde haalbaar of wenselijk zou zijn.

3.3.2.1 "Begroting" van ecologische schade in de Belgische rechtspraak

72. Wanneer men de Belgische rechtspraak inzake het herstel van milieuschade analyseert, dient men vast te stellen dat er op heden geen bindende richtlijnen of berekeningsmethoden gehanteerd worden ter begroting van de ecologische schade. De hierboven besproken economische waarderingsmethodes worden door de rechters nog niet toegepast. Bij het begroten van ecologische schade, worden momenteel derhalve de principes van gemeen recht gehanteerd[572].
In de praktijk, stelt men vast dat ecologische schade door de Belgische rechters dikwijls naar billijkheid of *ex aequo et bono* begroot wordt[573]. Deze techniek, die eigenlijk neerkomt op een

[572] Het betreft de principes inzake de integraliteit van de schadevergoeding, de bewijslast en de appreciatiebeboegdheid van de rechter.Voor een verdere bespreking van deze principes, zie S. DELODDERE, Niet gepubliceerde nota inzake ecologische schade – De problematiek van het persoonlijk belang en van de begroting.

[573] S. DELODDERE, Niet gepubliceerde nota inzake ecologische schade – De problematiek van het persoonlijk belang en van de begroting, en de daar geciteerde rechtspraak. Hier kan bijvoorbeeld gewezen worden op een vonnis van de Vrederechter te Oostrozebeke van 20 januari 1976, waarbij aan een kasteelheer, wiens vijvers verontreinigd werden door de lozing van afvalwaters, een vergoeding van 15.000 BEF. per jaar toegekend werd voor de ontstane minderwaarde van de vijver en dit voor over een periode van 10 jaar. Verder werden verweerders veroordeeld om, na de reiniging van de eerste helft van de vijver, deze te voorzien van een nieuwe hoeveelheid vis voor een waarde van 65.000 BEF. Verder kan gewezen worden op een vonnis van de Correctionele Rechtbank te Verviers dd. 24 december 1968, waarbij aan vissers een globale vergoeding van 10 BEF. per meter rivier en 30 BEF. per meter dubbele oever toegekend werd ten gevolge van schade geleden naar aanleiding van de verontreiniging van twee rivieren. Op dezelfde manier kende de Correctionele Rechtbank van Ieper een schadevergoeding van 6000 BEF. toe aan een milieu- en hengelaarsvereniging voor schade tengevolge van de verontreiniging van een rivier. In een gelijkaardig geval, kende de Rechtbank van Eerste Aanleg te Bergen een schadevergoeding van 10.000 BEF. toe aan een hengelaarsvereniging (vonnis dd. 28 januari 1977, *onuitg.*).

forfaitaire raming van de schade, wordt door het Hof van Cassatie slechts aanvaard voor zover de feitenrechter aangeeft waarom de door het slachtoffer voorgestelde berekeningsmethode niet kan aangenomen worden en vastgesteld wordt dat het niet mogelijk is de schade, zoals hij deze heeft omschreven, anders te bepalen[574].

Naast de begroting *ex aequo et bono* van ecologische schade, is er tevens de praktijk om een schadevergoeding van één symbolische frank toe te kennen[575]. Deze praktijk wordt voornamelijk toegepast ten aanzien van vorderingen, ingesteld door milieuverenigingen. Met de toekenning van één frank schadevergoeding wordt voornamelijk beoogd de morele schade te vergoeden. In het licht van het beginsel van de integraliteit van de schadevergoeding, dient deze praktijk evenwel afgewezen te worden. Schade, waarvan het bestaan vaststaat, moet immers vergoed worden, hoe moeilijk de begroting ervan ook moge zijn. Men dient dan ook te vermijden dat ecologische schade uitsluitend als genotsverlies of morele schade beschouwd wordt, hetgeen aanleiding geeft tot minimale vergoedingen[576].

73. Tenslotte dient in dit verband gewezen te worden op het feit dat in Vlaanderen, ten aanzien van schade aan bomen, een forfaitaire schadebegroting gehanteerd wordt. Door de (toenmalige) Dienst van het Groenplan en de Vereniging voor Openbaar Groen werd immers een "*Uniforme methode voor waardebepaling van straat-, laan- en parkbomen behorend tot het openbaar domein*" opgesteld, die een nauwkeurige waardebepaling van bomen beoogt, rekening houdende met de verschillende functies die de boom vervult (ook de esthetische en ecologische functie), de boomsoort en de omvang van de boom[577]. Deze formule wordt dikwijls gebruikt[578], maar is geenszins bindend. De rechter kan desgevallend dus het gebruik van de formule weigeren en de schade ex aequo et bono begroten.

3.3.2.2 Invoering van economische waarderingsmethodes in het Belgisch aansprakelijkheidsrecht?

74. Uitgaande van de vaststelling dat de Belgische rechters de economische begrotingsmethodes nog niet toepassen, rijst de vraag rijst of het gebruik van deze economische waarderingsmethodes aanvaardbaar zou zijn in het licht van de principes van het Belgisch aansprakelijkheidsrecht.

Als uitgangspunt hierbij dient vermeld te worden dat, ingevolge vaststaande cassatierechtspraak, de feitenrechter op onaantastbare wijze het bestaan van de door de onrechtmatige daad veroorzaakte

---

[574] D. SIMOENS, *o.c.*, 71.

[575] S. DELODDERE, Niet gepubliceerde nota inzake ecologische schade – De problematiek van het persoonlijk belang en van de begroting en de daar geciteerde rechtspraak.

[576] S. DELODDERE, Niet gepubliceerde nota inzake ecologische schade – De problematiek van het persoonlijk belang en van de begroting; A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 87.

[577] De Dienst van het Groenplan is intussen opgegaan in de Afdeling Bos en Groen, cel Groen van AMINAL; zie tevens supra, nr. 65.

[578] S. DELODDERE, Niet gepubliceerde nota inzake ecologische schade – De problematiek van het persoonlijk belang en van de begroting en de daar geciteerde rechtspraak.

schade bepaalt, alsmede de omvang ervan en het bedrag van de door de dader verschuldigde vergoeding[579]. De feitenrechter dient evenwel twee vereisten na te leven: hij dient zijn verplichting tot motiveren na te leven en dient binnen de perken van de conclusies van partijen te blijven[580].
Strikt juridisch gezien, lijken er derhalve geen problemen te zijn met het gebruik van economische begrotingsmethodes, voor zover de rechter motiveert waarom deze methode hem bruikbaar lijkt te zijn.

75. De vraag rijst evenwel in welke mate het gebruik van abstracte schadeberekeningsmethodes inpasbaar is in en consistent is met het Belgisch aansprakelijkheidsrecht.
In het gemeen Belgisch aansprakelijkheidsrecht, dienen twee abstracte berekeningsmethodes gesignaleerd te worden.
Vooreerst is er de "Indicatieve tabel van forfaitaire schadevergoedingen bij verkeersongevallen" (*R.W.* 1998-99, 246 - 249), opgesteld door het Nationaal Verbond van de Magistraten van Eerste Aanleg en het Koninklijk Verbond van Vrede- en Politierechters[581]. Deze tabel bevat forfaitaire schadevergoedingen voor morele schade, geleden wegens lichamelijke schade bij verkeersongevallen. Als voordeel van het gebruik van deze tabel wordt gewezen op de voorspelbare gerechtelijke berechting en de rechtszekerheid[582]. Het dient evenwel benadrukt te worden dat deze tabel de vergoedingen bevat voor morele schade, naar aanleiding van lichamelijke letsels. Milieuverstoring of ecologische schade zijn evenwel niet gelijk te stellen met morele schade, nu men bij ecologische schade de verloren gegane waarde van het milieu zelf poogt te vergoeden, terwijl bij morele schade het lijden van de mens vergoed wordt.
Verder is er de door de (toenmalige) Dienst van het Groenplan en de Vereniging voor Openbaar Groen uitgewerkte *"Uniforme methode voor waardebepaling van straat-, laan- en parkbomen behorend tot het openbaar domein"*, die een nauwkeurige waardebepaling van bomen beoogt, rekening houdende met de verschillende functies die de boom vervult (ook de esthetische en ecologische functie), de boomsoort en de omvang van de boom[583].

76. Het Vlaamse milieurecht bevat weinig aanknopingspunten inzake de begroting van ecologische schade. Enkel in het natuurbehoudsrecht, vindt men een aantal toepassingen terug van de waardering van ecologische "schade".

---

[579] D. SIMOENS, *o.c.*, 67.
[580] *Ibid.*
[581] *R.W.* 1998-99, 246 – 249.
[582] J. SCHRYVERS, "Het nieuwe indicatieve tarief van de vergoedingen wegens lichamelijke schade", *R.W.* 1998-99, 738 – 743.
[583] H. BOCKEN, I. TRAEST, L. DE JAGER, *Bomen in het recht, Een overzicht van het recht in het Vlaamse Gewest van toepassing op bomen*, 1992, Kluwer, p. 144 – 148. Zie ook nrs. 65 en 73.

Artikel 90bis van het Bosdecreet[584] voorziet een compensatieplicht voor degene die overgaat tot ontbossing. Deze compensatie wordt gegeven in natura, dan wel door het storten van een bosbehoudsbijdrage in het Fonds voor Preventie en Sanering inzake Leefmilieu en Natuur (Mina – Fonds), of door een combinatie van de beide. Bij besluit van de Vlaamse Regering van 16 februari 2001 tot vaststelling van nadere regels inzake compensatie van ontbossing en ontheffing van het verbod op ontbossing[585], werd deze compensatieplicht verder uitgewerkt. Het besluit maakt een onderscheid tussen de gelijkwaardige compenserende bebossing enerzijds (het herstel in natura) en de bosbehoudsbijdrage anderzijds. Ingevolge artikel 5 van het betrokken besluit, is de bosbehoudsbijdrage gelijk aan de grootte van de gelijkwaardige compenserende bebossing, uitgedrukt in m², vermenigvuldigd met 80 frank/m². Volgens Bijlage I bij het besluit, is de grootte van een gelijkwaardige bebossing gelijk aan de oppervlakte van de ontboste oppervlakte, vermenigvuldigd met een compensatiefactor, die afhankelijk is van de boomsoortensamenstelling[586]. Hier wordt derhalve enerzijds gebruik gemaakt van de ecologische compensatie en anderzijds van een forfaitaire begrotingsmethode, gebaseerd op de "*aangetaste*" hoeveelheid bos en het soort bomen.

Een ander voorbeeld van het hanteren van de ecologische compensatie - methode, betreft de ingreepregeling, zoals voorzien in artikel 16, § 4 van het Decreet Natuurbehoud[587]. Krachtens dit artikel, kunnen activiteiten, die onvermijdbare en onherstelbare schade veroorzaken aan de natuur in het Vlaams Ecologisch Netwerk, uitgevoerd worden om bijzonder gewichtige redenen van algemeen belang. In dat geval dienen echter alle maatregelen genomen te worden om de mogelijke schade te beperken en dienen kwantitatieve of kwalitatieve compensatiemaatregelen opgelegd te worden. Er wordt evenwel niet, zoals in sommige Länder in Duitsland, voorzien in het opleggen van een geldsom, indien het nemen van compensatiemaatregelen niet mogelijk zou zijn[588]. De Vlaamse ingreepregeling ex artikel 16 van het Decreet Natuurbehoud is derhalve niet echt relevant voor de problematiek van de begroting van ecologische schade.

Voor het overige, zijn in het Vlaamse milieurecht, geen voorbeelden te vinden, waarbij systemen voor de begroting van ecologische schade gehanteerd worden.

---

[584] Bosdecreet van 13 juni 1990, *B.S.* 28 september 1990.

[585] *B.S.* 23 maart 2001.

[586] Drie types bos worden onderscheiden: inheems loofbos, gemengd bos en niet – inheems loofbos, met respectievelijk een compensatiefactor van 2; 1,5 en 1.

[587] Decreet van het Vlaams Parlement van 21 oktober 1997 betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu (*B.S.* 10 januari 1998).

[588] De Duitse ingreepregeling is vervat in § 8 Bundesnaturschutzgesetz en wordt verder uitgewerkt in de Landesnaturschutzgesetze. Sommige Länder verplichten de veroorzaker van aantastingen van natuurgebieden tot het betalen van een geldsom, indien vervangende maatregelen niet mogelijk zijn (bijvoorbeeld § 11 Saarländisches Naturschutsgesetz). De berekening van het bedrag gebeurt dan aan de hand van catalogi, die hetzij gebaseerd zijn op biotooptypes, hetzij op de hoeveelheid weggenomen materiaal, de bebouwde oppervlakte of de hoogte van de bouwkosten. Zie hierover G. VAN HOORICK, *Juridische aspecten van het natuurbehoud en de landschapszorg*, Antwerpen, Intersentia, 2000, 235 – 246 en 440 – 441.

3.3.3 Beoordeling van de vergoedbaarheid van niet herstelbare milieuverstoring en het gebruik van economische waarderingsmethodes

77. Naast de problematiek van de principiële aanvaardbaarheid van de monetaire vergoedbaarheid van niet herstelbare milieuverstoring en het gebruik van economische waarderingsmethodes ter begroting hiervan, rijst de vraag in welke mate zulks consistent zou zijn met de ontwikkelingen terzake op Europees, internationaal en nationaal niveau. Meer in het bijzonder dient nagegaan te worden hoe de problematiek van het herstel en de begroting van ecologische schade en het (eventuele) gebruik van economische begrotingsmethodes hierbij benaderd wordt. Hierna wordt deze situatie besproken op Europees (het voorstel van richtlijn inzake het herstel van milieuschade), internationaal (de vergoedingspraktijk van het IOPCF) en Amerikaans niveau (*CERCLA* en *OPA*). Tevens wordt kort stilgestaan bij de vergoedbaarheid van ecologische schade naar Italiaans recht.

3.3.3.1 Het Europees perspectief: het voorstel van richtlijn inzake het herstel van milieuschade

78. Hierboven werd reeds aangegeven dat het voorstel van richtlijn milieuaansprakelijkheid voornamelijk gericht is op de preventie en het herstel van milieuschade[589]. Inzake het herstel van milieuschade, bepaalt artikel 5, 3° van het voorstel van richtlijn dat de herstelmaatregelen dienen bepaald te worden conform de regels vervat in Bijlage II bij het voorstel van richtlijn.
In deze bijlage wordt vooreerst gesteld dat het herstel van milieuschade erop gericht is om de beschadigde habitats en soorten terug in hun referentietoestand te brengen, zijnde de toestand waarin de natuurlijke rijkdommen en de ecosysteemdiensten zich zouden hebben bevonden indien zich geen schade had voorgedaan[590]. Daarenboven dienen ook de tussentijdse verliezen, zijnde de verliezen die geleden zijn tussen de schadedatum en de datum van herstel van de referentietoestand, vergoed te worden[591]. De bevoegde instantie dient vooreerst een selectie te maken van de redelijke herstelmaatregelen. Hierbij wordt een onderscheid gemaakt tussen het herstel van de milieuschade op de plaats van de beschadigde milieugoederen zelf ("*het herstel in situ*") en herstel van de milieuschade door het nemen van maatregelen op een andere plaats dan de oorspronkelijke plaats van de beschadigde milieugoederen ("*compensatoire herstelmaatregelen*"). In beide scenario's zijn verschillende opties mogelijk. Bij het herstel *in situ* is er vooreerst de optie van de natuurlijke regeneratie, zijnde het herstel waarbij geen menselijke interventie plaatsvindt om de beschadigde natuurlijke rijkdommen en/of diensten terug in of in de richting van hun referentietoestand te brengen. Andere mogelijke opties betreffen acties om de natuurlijke rijkdommen en diensten op directe en

[589] Zie hierboven, nr. 38.
[590] Artikel 2.1 van Bijlage II bij het Voorstel van richtlijn, juncto artikel 2.1° Voorstel van richtlijn.
[591] Artikel 2.4 van Bijlage II bij het Voorstel van richtlijn.

versnelde wijze terug in hun referentietoestand te brengen[592]. In geval van compensatoire herstelmaatregelen, dient de bevoegde instantie de mogelijke compenserende herstelmaatregelen te bepalen om het tussentijds verlies van de natuurlijke rijkdommen en diensten in afwachting van het herstel te compenseren[593]. Verder dient gepoogd te worden om voorkeur te geven aan die herstelmaatregelen die natuurlijke rijkdommen of diensten opleveren van hetzelfde type, dezelfde kwaliteit en vergelijkbare waarde als die welke beschadigd werden. Om dit te beoordelen, dient de bevoegde instantie bij voorkeur die evaluatietechnieken te hanteren, waarbij de waarde van een rijkdom of dienst tegen een vergelijkbare rijkdom of dienst worden afgewogen[594]. Indien dit niet mogelijk is, mogen monetaire evaluatietechnieken gehanteerd worden om de waarde van de beschadigde locatie te bepalen en dienvolgens de keuze van de compensatoire herstelmaatregelen[595]. Indien de bevoegde instantie van oordeel is dat de waardering van de verloren of aangetaste rijkdommen en/of diensten haalbaar is, maar de waardebepaling van de vervangende natuurlijke rijkdommen en/of diensten niet kan uitgevoerd worden tegen een redelijke prijs of binnen een redelijke termijn, kan de bevoegde overheid de monetaire waarde van de verloren gegane natuurlijke rijkdommen en/of diensten schatten en de omvang van de herstelmaatregelen kiezen ten belope van een bedrag dat gelijkwaardig is met de verloren gegane waarde[596].
Nadat de bevoegde instantie een redelijke hoeveelheid opties heeft bepaald, weegt ze de diverse mogelijke opties af op basis van ten minste de volgende criteria: het effect van elke optie op de volksgezondheid en -veiligheid, de kosten om de desbetreffende optie uit te voeren, de kans op succes van elke optie, de mate waarin elke optie toekomstige schade zal voorkomen en waarin bij de tenuitvoerlegging van de optie onbedoelde schade kan worden vermeden en de mate waarin elke optie ten goede komt aan elk onderdeel van de relevante natuurlijke rijkdommen en/of diensten[597]. Indien diverse opties gelijkwaardig lijken te zijn dient de goedkoopste gekozen te worden. Er kan ook geopteerd worden voor herstel in situ, die de aangetaste biodiversiteit, wateren of bodems niet terug in hun referentietoestand brengen, in die mate dat voor het blijvend verlies bijkomende compensatoire maatregelen genomen worden[598]. Op basis van deze evaluatie, beslist de bevoegde instantie dan welke herstelmaatregelen dienen uitgevoerd te worden.

79. Hieruit dient voornamelijk afgeleid te worden dat de monetaire evaluatietechnieken, op Europees vlak, slechts een subsidiaire rol toebedeeld krijgen. Ingevolge de bepalingen van Bijlage II bij het voorstel van richtlijn, kunnen deze evaluatietechnieken immers enkel gebruikt worden voor de bepaling van de waarde van de aangetaste milieugoederen - met het oog op het nemen van

[592] Artikel 3.1 van Bijlage II bij het Voorstel van richtlijn.
[593] Artikel 3.1.3 van Bijlage II bij het Voorstel van richtlijn.
[594] Artikel 3.1.6 van Bijlage II bij het Voorstel van richtlijn.
[595] Artikel 3.1.7 van Bijlage II bij het Voorstel van richtlijn.
[596] Artikel 3.1.8 Bijlage II bij het Voorstel van richtlijn.
[597] Artikel 3.2.1 Bijlage II bij het Voorstel van richtlijn.

gelijkaardige compensatoire herstelmaatregelen – en enkel in die mate dat een evaluatie op basis van een afweging van de waarde van een rijkdom of dienst tegen een vergelijkbare rijkdom of dienst niet mogelijk is. In het door het voorstel van richtlijn voorgestelde systeem kunnen deze evaluatietechnieken evenwel niet meer dienen voor de begroting van een monetaire compenserende schadevergoeding. Men dient dan ook te besluiten dat op Europees vlak teruggekeerd wordt van de monetaire waardering van milieuschade en tevens van het gebruik van monetaire evaluatietechnieken.

3.3.3.2 Internationaal: de vergoedingspraktijk van het IOPCF

80. Onder het international aansprakelijkheidsregime bij schade door olieverontreiniging op zee (CLC – Verdrag en IOPCF – Verdrag), is ecologische schade niet vergoedbaar. Het International Oil Pollution Compensation Fund acht deze schadevorm niet vergoedbaar. Wel vergoedbaar zijn de herstelmaatregelen, op voorwaarde dat zij beantwoorden aan het redelijkheids-, proportionaliteits- en het opportuniteitscriterium[599].

3.3.3.3 USA: CERCLA en OPA

81. In het Amerikaans rechtssysteem, bieden (op federaal vlak) voornamelijk de *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* (hierna: "*CERCLA*") en de *Oil Pollution Act* (hierna: "*OPA*") aan bepaalde overheden het recht om schadevergoeding te vorderen voor schade aan (niet noodzakelijk toegeëigende) natuurlijke rijkdommen ("*natural resources*")[600]. Hierna wordt kort ingegaan op deze wetten en meer in het bijzonder op de wijze van herstel van schade aan natuurlijke rijkdommen onder gelding van deze wetten.

3.3.3.3.1 CERCLA

82. Talrijke ongevallen met chemische stoffen en problemen, veroorzaakt door oude stortplaatsen waar chemische stoffen opgeslagen liggen, lagen aan de basis van de totstandkoming van een federale wet inzake de aansprakelijkheid voor schade veroorzaakt door gevaarlijke stoffen, de *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* (hierna: "*CERCLA*"). CERCLA kwam tot

---

[598] Artikel 3.2.3 Bijlage II bij het Voorstel van richtlijn.

[599] Voor nadere toelichting in verband met de vergoedingspraktijk van het IOPCF, *cfr. supra* Deel I Internationaal aansprakelijkheidsregime, II, Hoofdstuk 2.

[600] Voor CERCLA en OPA waren er reeds federale wetten, die de overheid het recht gaven schadevergoeding te vorderen voor schade aan natuurlijke rijkdommen, zo bijvoorbeeld de *Deepwater Port Act* van 1974 en de *Federal Water Pollution Control Act*. Daarnaast zijn er nog andere federale wetten, die een aansprakelijkheidssysteem invoeren voor de beschadiging van natuurlijke rijkdommen en gelijkaardige bepalingen bevatten als deze van CERCLA en OPA, bijvoorbeeld de *Trans-Alaska Pipeline Authorization Act* van 1973, de *Outer Continental Shelf Lands Act* van 1978 en de *National Sanctuaries Act* van 1988.

stand in 1980 en werd in 1986 grondig herzien door de *Superfund Amendments and Reauthorization Act*[601].

CERCLA voorziet in een objectieve en hoofdelijke aansprakelijkheid voor schade, veroorzaakt door gevaarlijke stoffen[602]. De onder gelding van CERCLA vergoedbare schade betreft vier diverse schadeposten: verwijderings- en herstelkosten (*"removal and remedial costs"*) die door de overheid of een Indianenstam gemaakt zijn en niet onverenigbaar zijn met het *National Contingency Plan*[603]; andere noodzakelijke *response* - kosten, gemaakt door andere personen in overeenstemming met het *National Contingency Plan*; schade, vernietiging van of verlies van natuurlijke rijkdommen met inbegrip van de redelijke kosten voor het begroten van deze schadepost en kosten voor onderzoek naar gezondheidsinvloeden uitgaande van de verontreiniging[604].

83. Door de *"Department of Interior"* werden schadebegrotingsregels uitgewerkt. Twee soorten schade-evaluatieregels werden uitgewerkt, de type A – regels (voor kleine schadegevallen, waarbij weinig specifiek veldonderzoek vereist is en gebruik kan gemaakt worden van eenheidsvervangingstabellen) en de type B – regels (voor grote schadegevallen, waarbij specifiek veldonderzoek vereist is en gedetailleerde evaluaties uitgevoerd worden). De eerste type B – regels werden in 1986 uitgevaardigd. In 1987 volgden de eerste type A – regels. Deze regels stootten evenwel op heel wat verzet van de industrie, maar ook van de milieuverenigingen en de overheid. Ze werden dan ook met succes in rechte aangevochten[605].

Tengevolge van deze rechtspraak, werden de schade-evaluatieregels aangepast en werd de nadruk gelegd op de herstelkosten als maatstaf voor de schade. Het herstel van de schade is erop gericht om de natuurlijke rijkdom te herstellen in de toestand, waarin ze zich bevond vóór de beschadiging ervan. Bovenop de herstelkosten, dienen ook de tussentijdse verliezen (het verlies aan diensten in de periode vanaf het schadegeval tot het volledig herstel van de beschadigde natuurlijke rijkdommen) vergoed te worden. De *Department of Interior* benadrukte dat deze waarden alle verloren gegane economische waarden impliceren, zowel de gebruikswaarden als de niet - gebruikswaarden (zoals bijvoorbeeld de optie- en de bestaanswaarde). De vergoedbare waarde betreft een geldsom, die vereist is om het publiek te vergoeden voor het verlies aan diensten dat zij lijden tussen het tijdstip van het zich

---

[601] E.H.P. BRANS, *o.c.*, 79; A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 328.

[602] Voor uitgebreide bespreking van het toepassingsgebied van CERCLA, zie A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 329 e.v. en E.H.P. BRANS, *o.c.*, 79 e.v.

[603] Het betreft een plan, dat door de *Environmental Protection Agency* uitgewerkt werd en dat de te volgen werkwijze bevat bij het selecteren van maatregelen die men op een concrete site wil nemen, alsook de voorschriften en normen waaraan een correct uitgevoerde sanering dient te voldoen. Zie verder A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 335.

[604] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieubestanddelen Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 332-333.

voordoen van het schadegeval en het volledig herstel van de natuurlijke rijkdommen in de toestand, waarin ze zich bevonden vóór het schadegeval. Ter berekening van dit bedrag, werden een aantal begrotingsmethodes opgegeven om de monetaire waarde van de tussentijdse verliezen te bepalen: de reiskostmethode, de hedonische eigendomsprijzentechniek en de *contingency valuation method*[606].
In de memorie van toelichting bij het Voorstel van richtlijn inzake het herstel van milieuschade, wijst de Europese Commissie evenwel op het feit dat de Department of Interior onlangs besloten heeft deze aanpak te wijzigen en eerder te evolueren naar een aanpak die minder controversieel is[607].

3.3.3.3.2 OPA

84. De federale *Oil Pollution Act* kwam in augustus 1990 tot stand ten gevolge van de *Exxon Valdez* – olieramp van 1989 in Alaska en een aantal andere ernstige ongevallen, zoals het *American Trader* – ongeval in Californië en het *World Prodigy* – ongeval in Rhode Island, beide in 1990. OPA moest een coherent en effectief systeem invoeren om op een adequate manier de slachtoffers van een olie – ongeval te vergoeden, de schade aan natuurlijke rijkdommen te minimaliseren, te voorzien in een snelle en efficiënte opruiming en degene die de schade veroorzaakt had aansprakelijk te stellen[608].
OPA bevat een objectief aansprakelijkheidssysteem, dat van toepassing is op het wegvloeien van olie (ongeacht de soort) of op de dreiging daartoe, vanuit een schip of een andere inrichting. Het toepassingsgebied van OPA is derhalve ruimer dan dat van het CLC- en het IOPCF – Fondsverdrag, aangezien ook de niet persistente olie wordt geviseerd, het schip geen olietanker dient te zijn en de wegvloeiende olie tevens afkomstig kan zijn van een andere inrichting (bijvoorbeeld een offshore – installatie)[609]. De op basis van OPA vergoedbare schade betreffen de opkuiskosten, de schade aan natuurlijke rijkdommen, schade aan de persoon en inkomensverlies tengevolge van schade aan de persoon of aan de private eigendom en het verlies aan bestaanswaarde van natuurlijke rijkdommen. Onder schade aan natuurlijke rijkdommen dient verstaan te worden de beschadiging van, de vernietiging van, het verlies van of het verlies van het gebruik van natuurlijke rijkdommen. Schade aan natuurlijke rijkdommen omvat verschillende schadeposten: de kosten voor herstel, vervanging of aanschaffing van een gelijkwaardige natuurlijke rijkdom; de waardeverminderingen die de natuurlijke rijkdommen ondergaan in afwachting van hun herstel en de redelijke kosten die gemaakt moeten worden om alle vergoedbare kosten voor schade aan natuurlijke rijkdommen te evalueren[610].

---

[605] De type B – regels werden aangevochten in de zaak *State of Ohio v. U.S. Department of the Interior*; de type A – regels werden aangevochten in de zaak *State of Colorado v. U.S. Department of the Interior*; voor een bespreking van deze zaken, zie E.H.P. BRANS, *o.c.*, 114 – 118.
[606] E.H.P. BRANS, *o.c.*, 119-120.
[607] Memorie van Toelichting bij het Voorstel van Richtlijn inzake het herstel van milieuschade, p. 15.
[608] E.H.P. BRANS, *o.c.*, 71.
[609] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 272 e.v.

85. Door de *National Oceanic and Atmospheric Administration* (hierna: "*NOAA*") werden schade-evaluatieregels opgesteld. In 1996 werd het definitieve schade-evaluatiesysteem goedgekeurd. Dat systeem is gericht op het bepalen van de kosten voor de uitvoering van herstelmaatregelen, eerder dan op de monetaire evaluatie van de schade. Het gebruik van economische evaluatietechnieken wordt op een zijspoor gezet ten voordele van het ontwikkelen en het uitvoeren van herstelplannen. Dit zou de uitvoering van het herstel versnellen en procedures omtrent de monetaire evaluatie (zo bijvoorbeeld inzake het speculatief en punitief karakter ervan) vermijden[611].
In het door de NOAA ontwikkelde schade-evaluatiesysteem bestaat het herstel uit twee componenten: het herstel van de aangetaste natuurlijke rijkdommen in de toestand, waarin zij zich bevonden vóór het schadegeval ("*primary restoration*") en compensatoire herstelmaatregelen voor de tussentijdse verliezen (het verlies aan waarde van de natuurlijke rijkdom in de periode tussen het schadegeval en het volledig herstel van de schade).

86. Voor het bepalen van compensatoire herstelmaatregelen (tussentijdse verliezen), dient, indien mogelijk, gebruik gemaakt te worden van de *resource-to-resource* en *service-to-service* benadering. Deze benadering gaat uit van de gelijkwaardigheid van de oorspronkelijke natuurlijke rijkdom en de daardoor geleverde diensten met deze die men wil "creëren" ter vervanging van de aangetaste rijkdom en diensten.
Wat betreft de bepaling van compensatoire herstelmaatregelen voor verloren gegane ecologische diensten, kan hierbij de Habitat Equivalentie Analyse (hierna: "*HEA*") gehanteerd worden. HEA is gebaseerd op de idee om tussentijdse verliezen te compenseren door de vervanging ervan door een gelijkwaardige hoeveelheid diensten. Hier worden de tussentijdse verliezen derhalve gemeten in het verlies aan diensten, geleverd door de natuurlijke rijkdom en niet in een geldwaarde. Economische evaluatietechnieken dienen derhalve niet gebruikt te worden. Bij wijze van voorbeeld van het gebruik van HEA, kan gewezen worden op en geval, waarbij een bepaalde oppervlakte zeegras in de *Florida Keys Sanctuary* vernietigd werd door schattenjagers. Aangezien primair herstel omwille van technische redenen onmogelijk was, werd geopteerd voor natuurlijk herstel van de site. Gelet op de lange duurtijd van het natuurlijk hergroeien van dat zeegras (50 tot 100 jaar), waren er evenwel belangrijke tussentijdse verliezen. Om de gepaste compensatoire herstelmaatregelen te bepalen, werd de hoeveelheid diensten per *acre* per jaar van zeegras gekozen als meeteenheid, om de hoeveelheid verloren gegane diensten te bepalen. Aan de hand van de HEA bepaalden de trustees dan de grootte van de compenserende zeegras – habitat, met de bedoeling dat de hoeveelheid diensten, die geleverd zouden worden door de compenserende habitat over zijn gehele levensduur, gelijk zouden zijn aan de hoeveelheid verloren gegane diensten[612]. De bepaling van compenserende herstelmaatregelen voor

---

[610] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 275.
[611] E.H.P. BRANS, *o.c.*, 128.
[612] E.H.P. BRANS, *o.c.*, 135.

verloren gegane ecologische diensten aan de hand van HEA, is gebruikelijk bij de vergoeding van schade aan natuurlijke rijkdommen onder OPA.
Voor de compensatie van mensgerichte diensten (cfr. gebruikswaarde, bijvoorbeeld recreatieve diensten, zoals recreatieve visserij) en indien de tussentijdse verliezen niet kunnen gecompenseerd worden door het nemen van eenvoudige herstelmaatregelen (bijvoorbeeld het uitzetten van gekweekte vis), kunnen de traditionele economische evaluatietechnieken gebruikt worden.

87. Indien het niet mogelijk is om herstelmaatregelen te bepalen, die gelijkaardige natuurlijke rijkdommen of diensten 'leveren', of wanneer het gebruik van een *resource-to-resource* of *service-to-service* benadering niet passend is, kunnen klassieke economische evaluatietechnieken gebruikt worden (*value-to-value scaling*). Hier pogen de *trustees* om de monetaire waarde van de tussentijdse verliezen te bepalen, om dan compenserende herstelmaatregelen te bepalen die voordelen opleveren met een gelijke monetaire waarde. Hier dienen de economische evaluatiemethodes (CVM, travel cost method, enz.) gesitueerd te worden. Belangrijk is dat deze evaluatiemethodes bij de *value-to-value* benadering niet gebruikt worden om een absoluut bedrag te plakken op een verloren gegane waarde van een natuurlijke rijkdom ter ondersteuning van een vordering[613]. Ze worden enkel gebruikt om de relatieve waarde van de beschadigde en vervangende natuurlijke rijkdommen te bepalen met het oog op het vaststellen van de geschikte "schaal" van compensatoire herstelmaatregelen. Bij de *value-to-value* benadering, zal de aansprakelijke gehouden zijn tot betaling van de kosten voor de uitvoering van de compenserende herstelmaatregelen die een gelijke waarde genereren dan de beschadigde en niet tot betaling van de berekende tussentijdse verliezen.

88. Indien de waardering van de compenserende natuurlijke rijkdommen te veel geld of tijd zou kosten, kunnen trustees de monetaire waarde van de aangetaste natuurlijke rijkdommen schatten en herstelmaatregelen bepalen met eenzelfde monetaire waarde (de *value-to-cost* benadering)[614]. Hier is de aansprakelijke gehouden tot betaling van de geschatte tussentijdse verliezen. Deze methode mag slechts in laatste instantie gebruikt worden, aangezien het niet zeker is dat de herstelmaatregelen de tussentijdse verliezen afdoende compenseren.

3.3.3.3.3 Besluit

89. Uit voorgaande dient afgeleid te worden dat, onder gelding van het evaluatiesysteem onder *CERCLA*, de economische evaluatietechnieken nog steeds gebruikt worden voor de waardering van schade aan natuurlijke rijkdommen. Onder het evaluatiesysteem, uitgewerkt door de NOAA, ziet men evenwel een duidelijke verschuiving van het zwaartepunt van de monetaire waardering van de schade

[613] E.H.P. BRANS, *o.c.*, 138.

naar de bepaling van de kosten van het herstel in de oorspronkelijke toestand van de beschadigde natuurlijke rijkdom. Deze laatste aanpak heeft als voordeel dat het gebruik van economische evaluatiemethodes, die nog altijd zeer controversieel zijn, niet meer nodig is[615].

3.3.3.4 Italië: de wet nr. 348 van 8 juli 1986

90. Onder gelding van het Italiaanse aansprakelijkheidsrecht en meer in het bijzonder onder gelding van de Wet nr. 348 van 8 juli 1986 tot het oprichten van een Ministerie voor Leefmilieu en het uitvaardigen van regels met betrekking tot milieuschade[616], zijn zowel schade aan toegeëigende milieugoederen, als schade aan niet toegeëigende milieugoederen vergoedbaar. Tevens kent de wet een vorderingsbevoegdheid toe aan erkende milieuverenigingen en de overheid (de regering, de regio's, de provincies en de gemeenten).

De wet legt de nadruk bij de kosten voor het herstel als de maatstaf voor de schade. Waar mogelijk, dienen de aangetaste milieugoederen derhalve hersteld te worden. Indien zulks niet mogelijk is, kan een monetaire compensatie toegekend worden. Indien evenwel een precieze begroting van de ecologische schade onmogelijk is, dient de rechter de te betalen som te bepalen aan de hand van billijke criteria[617]. Hierbij dient de rechter rekening te houden met de zwaarte van de fout, de kosten voor het herstellen van het milieu en het voordeel dat de overtreder haalde uit zijn inbreuk[618]. Deze wet bevat evenwel geen aanwijzingen inzake het gebruik van economische evaluatiemethodes. Bij wijze van voorbeeld van een toepassing van deze wet kan gewezen op het *Haven* – incident, waarbij de Italiaanse overheid een claim ingediend had voor de vergoeding van de milieuschade, veroorzaakt door het vrijkomen van 145.000 ton olie voor de Italiaanse kust[619] [620]. Door de Rechtbank van Genua werd uiteindelijk een schadevergoeding toegekend, die door de rechter in billijkheid begroot werd op één derde van de schoonmaakkosten (bovenop deze kosten).

Ook hier dient men derhalve vast te stellen dat geen gebruik gemaakt wordt van economische evaluatiemethodes.

---

[614] E.H.P. BRANS, *o.c.*, 139.

[615] E.H.P. BRANS, *o.c.*, 126.

[616] Voor een bespreking van deze wet, zie A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 449 – 452; E.H.P. BRANS, *o.c.*, 306 en 331 – 335; F. GIAMPETRO, "La spécificité du dommage écologique en droit italien", in *Le dommage écologique en droit interne, communautaire et comparé*, Nice, 1991, s.n., 93 – 106.

[617] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 452; E.H.P. BRANS, *o.c.*, 333.

[618] A. CARETTE, Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieubestanddelen, *l.c.*, 452.

[619] Voor een bespreking van dit incident, zie E.H.P. BRANS, *o.c.*, 331 e.v. en E.H.P. BRANS en G.A. VAN DER VEEN, "Publiek domein en aansprakelijkheid voor milieuschade veroorzaakt door olieverontreiniging: de Patmos en de Haven", *l.c.*, 109-118.

[620] Voor een aantal andere toepassingen van de Wet van 8 juli 1986, zie F. GIAMPETRO, *o.c.*, 101-103.

3.3.3.5 Besluit

91. Uit bovenstaande dient besloten te worden dat het gebruik van economische evaluatietechnieken ter begroting van ecologische schade nog altijd controversieel is, en dat er, om die reden, dan ook meer en meer wordt van afgestapt. Terzake kan gewezen worden op de schade-evaluatieregels onder *OPA*, zoals uitgewerkt door de *NOAA*. Ook uit het Voorstel van richtlijn, dat de principes bevat van een mogelijk toekomstig Europees aansprakelijkheidssysteem voor milieuschade, blijkt duidelijk de terughoudendheid ten opzichte van de economische evaluatietechnieken. In het licht van deze evoluties, lijkt het derhalve aangewezen het gebruik van deze methodes met grote omzichtigheid te benaderen.

3.3.4 Besluit

92. Uit voorgaande dient men te besluiten dat het begrip bestaanswaarde in het Belgische recht niet gebruikt wordt en dat de bestaanswaarde op zich niet vergoed wordt naar Belgisch aansprakelijkheidsrecht. Enkel de vergoeding voor het verlies van een kans leunt enigszins aan bij de vergoeding van de bestaanswaarde. Daarenboven dient men vast te stellen dat de economische evaluatietechnieken, die gehanteerd worden voor de monetaire waardering van de bestaanswaarde van milieugoederen (zijnde de *Contingent Valuation* – methode) nog altijd zeer controversieel zijn en dat er, om deze reden, meer en meer van afgestapt wordt. Terzake kan gewezen worden op de evoluties in dit verband op Amerikaans niveau (meer specifiek de schadebegrotingsregels onder de OPA, uitgewerkt door de NOAA) en Europees niveau (de schadebegrotingsregels, zoals uitgewerkt in Bijlage II bij het voorstel van Richtlijn inzake het herstel van milieuschade). Men kan zich derhalve afvragen in welke mate het aansprakelijkheidsrecht een geschikt instrument is om niet herstelbare milieuverstoring te "vergoeden".
Dit neemt evenwel niet weg dat het, in het licht van de bepalingen van de wet bescherming mariene milieu, principieel mogelijk is de niet in natura herstelbare milieuverstoring via een geldsom te vergoeden. Indien men voor deze weg zou opteren, lijkt de invoering van het gebruik van *Contingent Valuation* – methodes – in het licht van de controverse rond de betrouwbaarheid van deze methodes en de internationale evoluties terzake - ons evenwel niet aangewezen te zijn. Daarentegen zou wel kunnen gedacht worden aan de invoering van forfaits of een systeem van ecologische compensatie, geschoeid op de *Habitat Equivalentie Analyse*. In dit laatste geval kan tevens overwogen worden om te voorzien dat de (redelijke) kosten voor het begroten van de schade (en meer bepaald het bepalen van de

gelijkwaardige compenserende maatregelen) tevens deel uitmaken van de vergoedbare milieuverstoring[621].

[621] Terzake dient gewezen te worden op een recent arrest van het Hof van Cassatie van 28 februari 2002, waarin geoordeeld werd dat "*een contractuele verbintenis die door de benadeelde werd aangegaan na het ontstaan van de onrechtmatige daad ten einde het bestaan en de omvang van de schade te laten vaststellen niet de inhoud of de strekking heeft dat de benadeelde de door hem hiervoor gedane kosten definitief moet blijven dragen en dat de herstelplicht van de aansprakelijke wordt weggenomen*" (http://www.cass.be). In de lijn van de hierboven reeds besproken rechtspraak van 19 februari 2001 inzake de doorbraak van het causaal verband, gaat het Hof van Cassatie hier nog een stap verder en oordeelt ze dat een overeenkomst teneinde de omvang van de schade te bepalen, die aangegaan werd na de onrechtmatige daad, vergoedbare schade uitmaakt. Deze rechtspraak kan derhalve belangrijk zijn in het kader van de vergoeding van de kosten, die gemaakt worden na het schadegeval teneinde de omvang van de schadevergoeding te kunnen bepalen. Zo bijvoorbeeld zou het kunnen gaan om de (mogelijks aanzienlijke) kosten die gemaakt worden voor de begroting van de niet herstelbare milieuverstoring (bijvoorbeeld voor de uitvoering van een *Habitat Equivalentie Analyse*).

HOOFDSTUK 4
BESLUIT EN AANBEVELINGEN

Auteur: Laurent Proot

93. In een eerste deel werd er op gewezen dat het Belgische gemeen aansprakelijkheidsrecht een aantal beperkingen vertoont in het kader van het herstel van milieuschade. Zo is er het probleem van het vorderingsrecht voor milieuverstoring, dat een vordering tot schadevergoeding met betrekking tot milieugoederen waarop men geen individueel recht heeft onmogelijk maakt. Verder zijn er de problemen inzake de begroting van milieuverstoring en inzake de schade aan individueel toegeëigende goederen met een bijzondere esthetische of ecologische waarde. Bij deze laatste soort schade, rijst het probleem dat een eigenaar van een beschadigd milieugoed met een bijzondere ecologische waarde, die een schadevergoeding verkrijgt, niet verplicht is om deze schadevergoeding effectief aan te wenden voor het herstellen van het milieugoed.
De wet bescherming mariene milieu heeft een specifiek aansprakelijkheidsregime ingevoerd ter bescherming van het mariene milieu binnen de zeegebieden. Belangrijk is dat milieuverstoring tevens onder het aansprakelijkheidssysteem gebracht wordt. Hoewel door de wet bescherming mariene milieu het probleem inzake het vorderingsrecht voor schade aan milieuverstoring opgevangen wordt door het voorzien van een vorderingsrecht in hoofde van de overheid, blijven er nog een aantal onduidelijkheden en knelpunten bestaan. Twee van deze knelpunten werden nader onderzocht, zijnde de problematiek van de vaststelling van de regels inzake de bepaling en de terugvordering van de kosten voor de acties en de prestaties van de overheid in het kader van een tussenkomst bij een schadegeval (artikel 39 van de wet bescherming mariene milieu) enerzijds en de problematiek inzake het herstel van milieuverstoring (artikel 40 wet bescherming mariene milieu) anderzijds.

94. De problematiek inzake de bepaling van de regels tot bepaling en terugvordering van de kosten van de overheid bij haar tussenkomsten, wordt gevormd door de overweging in artikel 39 van de wet bescherming milieu dat hier niet alleen de kosten voor de ondernomen acties bedoeld worden, maar tevens de vaste kosten en de kosten die bij voorbaat besteed worden om over de nodige actiemiddelen te beschikken. Ten aanzien van deze kosten, rijst een principieel probleem inzake causaliteit. Gelet op de in België geldende equivalentieleer, dient immers aangenomen te worden dat er geen causaal verband bestaat tussen de fout of handeling van de veroorzaker en de vaste kosten die bij voorbaat besteed worden om over de nodige actiemiddelen te beschikken. Deze kosten zouden immers sowieso gemaakt geweest zijn, ook zonder de fout of handeling van de veroorzaker.
Niettemin dient vastgesteld te worden dat de Belgische rechtspraak hier geen fundamentele problemen in ziet. Er zijn immers diverse gerechtelijke uitspraken, waarbij een causaal verband aangenomen werd tussen deze kosten en de fout van de veroorzaker van de schade.

Naast de principiële vraag van de vergoedbaarheid van deze soort kosten, rijst het probleem van de tarifering ervan. Algemene kosten zijn immers zeer moeilijk, zoniet onmogelijk nauwkeurig te bepalen. In de rechtspraak werden deze kosten dan ook *ex aequo et bono* begroot op een bepaald percentage van de werkelijke herstellingskosten. Ook hier lijkt het derhalve aangewezen te zijn deze kosten *ex aequo et bono* te begroten. Ten aanzien van de bepaling van het forfait (percentage), is het ons inziens aangewezen overleg te plegen met de relevante actoren (zoals bijvoorbeeld verzekeringsondernemingen, het BMM, enz.), om het percentage naderhand vast te leggen bij Koninklijk Besluit.

95. De wet bescherming mariene milieu heeft het begrip milieuverstoring expliciet onder het aansprakelijkheidsregime van het mariene milieu gebracht. In dit verband opteert de wet duidelijk voor het herstel in natura van de milieuverstoring of de vervanging van het mariene milieu door gelijkwaardige componenten. De vraag rijst evenwel of en hoe herstel bij equivalent van een niet in natura herstelbare milieuverstoring mogelijk en wenselijk zou zijn in het licht van de bepalingen van de wet bescherming mariene milieu en (meer algemeen) in het kader van het Belgische aansprakelijkheidsrecht. Deze vraag komt neer op de vraag naar de monetaire vergoedbaarheid van niet economisch waardeerbare verliezen in het mariene milieu. Hoewel de termen gebruiks- en passieve waarden (bestaanswaarde en intrinsieke waarde) in de Belgische rechtsorde niet gebruikt worden, kunnen de niet economisch waardeerbare verliezen in het mariene milieu in essentie gelijkgeschakeld worden met de aantasting van de bestaanswaarde van de milieugoederen.
Vooreerst dient vastgesteld te worden dat de bestaanswaarde van (milieu)goederen op zich naar huidig Belgisch aansprakelijkheidsrecht niet vergoed wordt. Ook de wet bescherming mariene milieu schrijft de monetaire vergoedbaarheid van niet in natura herstelbare milieuverstoring niet voor; het wordt evenwel evenmin uitgesloten. Veeleer dan een vraag van juridische mogelijkheid, is de vraag naar de invoering van een monetaire vergoedbaarheid voor niet in natura herstelbare milieuverstoring (en derhalve tevens de invoering van economische waarderingstechnieken ter begroting hiervan) er één van wenselijkheid en consistentie ervan met het gemene aansprakelijkheidsrecht. Aangezien de bestaanswaarde als schadevorm nog niet bestaat naar gemeen Belgisch aansprakelijkheidsrecht, er bovendien kan getwijfeld worden aan het preventief effect van het vergoedbaar maken van dit soort schade en er nog steeds problemen zijn met de begroting van dit soort schade, dient ons inziens getwijfeld worden aan de wenselijkheid om het herstel van niet herstelbare milieuverstoring te regelen via het aansprakelijkheidsrecht. Er zijn immers nog andere technieken voorhanden, die kunnen gebruikt worden voor het internaliseren van dit soort kosten (bijvoorbeeld via een systeem van administratieve of strafrechtelijke geldboetes).
Indien men evenwel zou opteren voor de monetaire vergoedbaarheid van de niet herstelbare milieuverstoring onder het aansprakelijkheidsregime van de wet bescherming mariene milieu, rijst nog het probleem van de begroting van deze schade. De bestaanswaarde van (milieu)goederen kan immers

enkel bepaald worden aan de hand van economische theoretische modellen (zo bijvoorbeeld de *Contingent Valuation* methode). Momenteel worden dergelijke methodes in de Belgische rechtsorde niet gebruikt. Enkel de forfaitaire schadebegroting wordt vandaag de dag reeds toegepast (met name ten aanzien van de beschadiging van bomen en ten aanzien van de morele schadevergoeding wegens lichamelijke schade bij verkeersongevallen). Strikt juridisch gezien, lijken er evenwel geen problemen te zijn bij de invoering van dergelijke berekeningsmethodes, voor zover de bruikbaarheid ervan gemotiveerd wordt.

Niettemin lijkt de invoering van economische berekeningsmethodes zoals de *Contingent Valuation* methode niet aangewezen te zijn in het licht van de Amerikaanse en Europese evoluties terzake. Zowel onder gelding van de schadebegrotingsregels, zoals uitgewerkt door de NOAA, in uitvoering van de OPA als in het kader van het Voorstel van Richtlijn inzake het herstel van milieuschade, blijkt immers duidelijk de terughoudendheid ten opzichte van economische begrotingsmethodes, gelet op de controverse inzake hun betrouwbaarheid.

Als alternatief voor het gebruik van *Contingent Valuation* methodes, kan gedacht worden aan de invoering van een forfaitair systeem, waarbij desgevallend niet enkel rekening kan gehouden worden met de economische waarde van het goed, maar tevens met de ecologische waarde ervan. Tevens zou kunnen gedacht worden aan de invoering van een systeem van compenserende maatregelen, gebaseerd op de Habitat Equivalentie Analyse, zoals gebruikt onder OPA, en zoals nu voorligt in het kader van het Voorstel van Richtlijn inzake het herstel van milieuschade.

BIBLIOGRAFIE

- I. BATEMAN en K. WILLIS, *Valuing Environmental Preferences, Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU, and Developping Countries*, 1999, Oxford, Oxford University Press, 645 p.
- H. BOCKEN en S. DELODDERE, "Vergoeding van milieuschade", in *Recht voor de onderneming*, Antwerpen, Kluwer Rechtswetenschappen België, 1998, X.50-1 – X.50-43.
- H. BOCKEN, "The compensation of ecological damage in Belgium", in P. WETTERSTEIN, *Harm to the environment: the right to compensation and the assessment of damages*, Oxford, Clarendon Press, 1997, 143-158.
- H. BOCKEN, *Het aansprakelijkheidsrecht als sanctie tegen de verstoring van het leefmilieu*, Brussel, Bruylant, 1979, 500 p.
- H. BOCKEN, "De vorderingsbevoegdheid van milieuverenigingen. Weg uit Eikendael?", *Leefmilieu* 1991, 112-120.
- H. BOCKEN, "Achievements and proposals with respect to the unification of the law on environmental liability for damages caused by particular types of operation", in C. VON BAR, *Internationales Umwelthaftungsrecht I, Auf dem Wege zu einer Konvention über Fragen des Internationalen Umwelthaftungrechts*, Carl Heymanns Verlag KG, Keulen/Berlijn/Bonn/München, 1996, 31-68.
- H. BOCKEN, "Het Working Paper on Prevention and Restoration of Significant Environmental Damage. Het Witboek betreffende milieuaansprakelijkheid terzijde gelegd.", *T.M.R.* 2001, 350-355.
- H. BOCKEN, "Actuele problemen inzake het oorzakelijk verband", in M. STORME (red.), *Recht halen uit aansprakelijkheid, Postuniversitaire Cyclus Willy Delva 1992-1993*, Gent, Mys & Breesch, 1993, 81-121.
- H. BOCKEN, "De Redactie Privaatrecht: Het aansprakelijkheidsrecht in de steigers", *T.P.R.* 1999, 567-577.
- H. BOCKEN, "Gelijkheid in aansprakelijkheid – de rechtspraak van het Arbitragehof en de ontwikkeling van het aansprakelijkheidsrecht", in H. BOCKEN, I. BOONE, B. CLAESSENS, D. COUNYE, E. DE KEZEL, P. DE SMEDT, *De herziening van de bevrijdende verjaring door de wet van 10 juni 1998. De gelijkheid hersteld?*, Gandaius, Ontmoetingen met recht 2, Kluwer Rechtswetenschappen België, 1999, 1-36.
- H. BOCKEN, I. TRAEST, L. DE JAGER, Bomen in het recht, *Een overzicht van het recht in het Vlaamse Gewest van toepassing op bomen*, Antwerpen, Kluwer, 1992, 168 p.
- E.H.P. BRANS, G.A. VAN DER VEEN, "Publiek domein en aansprakelijkheid voor milieuschade veroorzaakt door olieverontreiniging: de Patmos en de Haven", *TMA* 99-4, 109 e.v.

- E.H.P. BRANS, Liability for damage to public natural resources. Standing, damage and damage assessment, The Hague/London/New York, Kluwer Law International, 2001, 457 p.
- A. CARETTE, "De aansprakelijkheidsregeling uit de wet ter bescherming van het mariene milieu", *T.M.R.* 1999, 362 - 374.
- A. CARETTE, *Herstel van en vergoeding voor aantasting aan niet-toegeëigende milieugoederen*, Antwerpen, Interentia Rechtswetenschappen, 1997, 669 p.
- M. CHANDELLE, "La réparation du dommage en matière de troubles de voisinage", *Ann. Fac. Dr. Liège* 1980, 85 – 126.
- L. CORNELIS, *De buitencontractuele aansprakelijkheid voor schade veroorzaakt door zaken*, Antwerpen, Kluwer Rechtswetenschappen, 1982, 728 p.
- Frank B. CROSS, "Natural Resource Damage Valuation", *Vanderbilt Law Review*, Vol. 42, March 1989, nr. 2, p. 269 – 341.
- Frank B. CROSS, "Restoring Restoration for Natural Resource Damages", *Toledo Law Review* 1993, 319.
- S. DELODDERE, Niet gepubliceerde nota inzake ecologische schade – De problematiek van het persoonlijk belang en van de begroting, en de daar geciteerde rechtspraak.
- R. DERINE, "Hinder uit nabuurschap en rechtsmisbruik", in *Zakenrecht en Zakelijke Zekerheden*, M. STORME (ed.), Gent, 1983.
- P. DESMEDT, "Aansprakelijkstelling voor en herstel van schade door aantasting van het mariene leefmilieu: beroerde baren van de vergramde Neptunus? – Een analyse van de buitencontractuele aansprakelijkheid voor schade en milieuverstoring, door aantasting van het mariene leefmilieu in het licht van de aansprakelijkheidsbepalingen van de wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu", te publiceren.
- E. DIRIX, "Abstracte en concrete schade", *R.W.* 2000-2001, 1329-1335.
- F. GIAMPETRO, "La spécificité du dommage écologique en droit italien", in *Le dommage écologique en droit interne, communautaire et comparé*, Nice, 1991, s.n., 93-106.
- M. HANOTIAU, "La responsabilité en matière de troubles de voisinage", *Bull. Ass.* 1981, 365-392.
- M. JACOBSSON, "The international conventions on liability and compensation for oil pollution damage and the activities of the International Oil Pollution Compensation Fund", in C. DE LA RUE (ed.), *Liability for damage to the marine environment*, London, Lloyds of London Press Ltd. 1993, 256.
- A. KOLODKIN, V. KISELEV EN N. KOROLEVA, "Some new trends in legislation of the Russian Federation and its attitude towards conventions with regard to marine pollution", in C. DE LA RUE, *Liability for damage to the marine environment*, London, Lloyds of London Press Ltd., 1993, 268 p.

- Marie-Louise LARSSON, *The Law of Environmental Damage - Liability and Reparation*, 1999, Den Haag – London – Boston, Kluwer Law International en Stockholm, Norstedts Juridik, 681 p.
- G. LENSSENS, Noot onder Vred. Aalst 12 april 1994, *R.W.* 1995-96, 860.
- F. MAES, "De wet van 20 januari 1999 ter bescherming van het mariene milieu in de zeegebieden onder de rechtsbevoegdheid van België: op weg naar een duurzaam gebruik van de zee", *T.M.R.* 1999, 270-285.
- D. PEARCE, Economic Values and the natural world, 1993, London, Earthscan Publications Limited, 129 p.
- E. REHBINDER, "Rapport général", in *Le Dommage écologique en droit interne, communautaire et comparé*, Nice, 1991, S.n., 109-121.
- M. REMOND-GOUILLOUD, "Les fonds d'indemnisation et le préjudice écologique", in *Le Dommage écologique en droit interne, communautaire et comparé*, Nice, 1991, S.n., 165-173.
- M. REMOND-GOUILLOUD, "Efficacité et limites des modes d'évaluation et de réparation des dommages collectifs », in *EU Environmental Law and Policy and EU Common Law and Policy : converging and diverging trends*, C. KYE (ed.), Reeks Droit et Consommation, Diegem, Kluwer, 1995, 201-211.
- M. REMOND-GOUILLOUD, «L'évaluation du préjudice écologique », in *Rencontres Internationales sur la pollution des navires*, Brest, Novembre 1981, Brest, 1981, 5 p.
- J. SCHRYVERS, "Het nieuwe indicatieve tarief van de vergoedingen wegens lichamelijke schade", *R.W.* 1998 - 99, 738 – 743.
- D. SIMOENS, *Buitencontractuele aansprakelijkheid, Deel II, Schade en schadeloosstelling, in Beginselen van Belgisch Privaatrecht, XI*, Gent, Story-Scientia, 1999, 435.
- S. STIJNS en H. VUYE, "Burenhinder", in *Beginselen van Belgisch privaatrecht. Zakenrecht. V*, Antwerpen, Story Scientia, 2000, 532 p.
- A. VAN OEVELEN, *Schadevergoeding bij rechtmatige overheidsdaad in België*, Zwolle, 1984, 210 p.
- G. VAN HOORICK, Juridische aspecten van het natuurbehoud en de landschapszorg, Antwerpen, Intersentia, 2000, 841 p.
- G. VAN HOORICK, "Vergoeding van ecologische schade", noot onder Corr. Brugge, 16 september 1998 en Corr. Ieper, 21 september 1998, *T.M.R.* 2000, 146-152.
- Edward J. YANG, "Valuing Natural Resource Damages: Economics for CERCLA lawyers", *Environmental Law Reporter*, Vol. XIV, no. 8, 10311-10317.

BIJLAGE 1: VRAGENLIJSTVERSIE MATIG-ZWAAR

Vragenlijst CVM - Matig_Zwaar - 5.000_6.000

A. Inleidende procedure

A.1	Vragenlijstnummer: ____

A.6	Datum interview: ___/___/___
A.7	Start interview: ___ u ___

B. Algemene vragen

Ik ga beginnen met enkele algemene vragen.

B.1 De Belgische burgers hebben uiteenlopende meningen over een aantal maatschappelijke thema's die vandaag de dag aan de orde zijn in ons land. Ik ga u een lijst voorleggen met enkele van deze maatschappelijke thema's. Kan u me zeggen welke de **3 thema's** zijn die volgens u persoonlijk in de eerste plaats moeten aangepakt worden? Toon kaart 1

B.1.1	Werkloosheid	0
B.1.2	Milieuvervuiling	0
B.1.3	Onveiligheid op straat	0
B.1.4	Te hoge belastingen	0
B.1.5	Onverdraagzaamheid	0
B.1.6	Aids	0
B.1.7	Politiek gesjoemel	0
B.1.8	Wegvallen van waarden en normen	0
B.1.9	Druggebruik	0
B.1.10	Pensioensonzekerheid	0

We gaan nu verder met een vraag die specifiek gaat over het thema 'milieuproblemen'.

B.2 Ik leg u 6 milieuproblemen voor die door mensen veroorzaakt zijn, kan u me zeggen welke de ***2 problemen*** zijn die volgens u persoonlijk in de eerste plaats moeten aangepakt worden? Toon kaart 2

B.2.1	Luchtvervuiling door auto's en fabrieken	0
B.2.2	Teveel aan afval	0
B.2.3	Tekort aan natuurgebieden	0
B.2.4	Olieverontreiniging op zee	0
B.2.5	Verontreiniging van rivieren	0
B.2.6	Lawaaihinder door industrie, vliegtuigen	0

Om de verschillende maatschappelijke problemen aan te pakken, waaronder milieuproblemen, heeft de overheid programma's lopen.

In dit interview zullen we uw mening vragen omtrent ***een aantal programma's ter voorkoming van schade aan de natuur ten gevolge van een olieverontreiniging voor de Belgische Noordzeekust.***

Ik zal beginnen met wat achtergrondinformatie over de Belgische Noordzeekust.

C. Voorstelling Belgische Noordzeekust

Toon kaart 3. Noordzee

☞ Het *gebied in de Noordzee waarvoor België verantwoordelijk* is, loopt ongeveer 60 km in zee. In de enquête zullen we het uitsluitend hebben over dit deel.

Toon kaart 4. drie functies

Het Belgische deel van de Noordzee heeft drie belangrijke functies:

- ☞ een ***economische functie*** waarbij visserij, zand- en grindwinning, goederentransport, hotel-, restaurant- en café-uitbating en verhuur van appartementen de voornaamste activiteiten zijn;
- ☞ een ***recreatieve functie*** met zonnebaden, wandelen en watersporten als meest uitgeoefende activiteiten;
- ☞ en een ***unieke functie voor de natuur:*** beschermde zee- en kustvogels hebben er hun broed- en overwinterplaats. Steltlopers, verschillende vissoorten, kreeften, garnalen en heel wat kleine diertjes leven er tussen een enorme soortenrijkdom van planten.

Toon kaart 5. zandbanken en strand

Voor de kust, in zee, liggen verschillende **zandbanken** als een soort 'duinlandschap' onder water. Deze zandbanken hebben een belangrijke natuurwaarde voor heel wat diersoorten:

- ☞ Het is een ***kweekgebied*** voor veel vissoorten, kreeften en garnalen.
- ☞ Deze rijkdom dient tot ***voedsel*** van grotere vissen.
- ☞ Ook voor zeevogels is het een belangrijke voedselbron. Ongeveer 70.000 ***zeevogels overwinteren*** in de buurt van de zandbanken. Een aantal van deze zeevogels zijn kwetsbare soorten.

Toon kaart 6. foto's vogels

- ☞ Onder andere de Zwarte Zeeëend, de Roodkeelduiker, de Dwergmeeuw, de Fuut, de Zeekoet en de Alk zijn beschermde soorten.

Toon kaart 7. zandbanken en strand

☞ De **strandgedeelten** die door de zee overspoeld worden, zijn een voedingsbodem voor platvis en steltlopers.

Toon kaart 8. Zwin en IJzermonding

☞ De natuurreservaten het **Zwin** en de **IJzermonding** worden allebei regelmatig overspoeld door de zee.

- Daardoor herbergen het Zwin en de IJzermonding een ***grote soortenrijkdom van planten en aan dieren*** die nergens meer langs de kust voorkomt.
- Voor heel wat vogelsoorten zijn deze natuurreservaten de ***broedplaats*** bij uitstek. Trek- en wintervogels komen er om uit te rusten en te **overwinteren**.

C.1	*Was u op de hoogte van de unieke natuurwaarde van het natuurreservaat de* IJzermonding?		
	(1)	Ja	0
	(0)	Nee	0
	(99)	Geen antwoord	0

Deze natuurlijke rijkdom wordt bedreigd door de mens: overbevissing, verontreiniging met milieugevaarlijke stoffen en verstoring van de natuurgebieden zijn maar enkele gevaren voor de Belgische Noordzeekust. Ook ongevallen met schepen en tankers kunnen olieverontreiniging veroorzaken en kunnen deze natuurlijke rijkdom bedreigen.

C.2	Heeft u gedurende de laatste jaren iets in het nieuws gehoord of gelezen over ongevallen met olieverontreiniging als gevolg?			
	(1)	Ja	0	*[C.3]*
	(0)	Nee	0	
	(99)	Geen antwoord	0	

C.3	Wat heeft u gehoord of gelezen?		
	(1)	Erika voor de Bretoense Kust (Frankrijk)	0
	(2)	Jessica, Galapagos eilanden (Ecuador)	0
	(3)	Andere, te specifiëren	0
		_____	
		_____	
	(99)	Geen antwoord	0

Voor de Belgische kust zijn al een aantal ongevallen gebeurd met olieverontreiniging als gevolg, maar de schade aan de natuur is beperkt gebleven in vergelijking met de schade in de omringende landen. Ongevallen met grote gevolgen voor de natuur gebeuren regelmatig in nabijgelegen kustzones: onder andere Frankrijk en Wales zijn al verschillende malen getroffen geweest.

Met de nauwe vaargeulen, frekwent voorkomende mist, slechte weersomstandigheden en mogelijke menselijke fouten zal er zich **in de komende 10 jaar zo goed als zeker een ongeval voordoen met olieverontreiniging als gevolg, waarbij ook de natuur van de Belgische Noordzeekust beschadigd zal worden**.

Om olieschade aan de natuur te vermijden:

- zouden alle olietankers in Europese wateren dubbelwandig moeten zijn i.p.v. enkelwandig, zoals de meesten nu, en;
- zouden de controles van alle schepen in de havens, onder meer olietankers, veel strenger moeten zijn.

Toon kaart 9, Tijdsas

☞ De internationale wetgeving zal deze maatregelen verplicht stellen vanaf het jaar 2010. Met deze internationale maatregelen is **vanaf 2010** de **kans heel klein op een olieverontreiniging met zware gevolgen voor het omringende milieu.**

☞ Om een dergelijk ongeval **in de tussentijd** te vermijden, kan de Belgische overheid **een tijdelijk preventie- en interventieprogramma** in werking stellen.

Op die manier wordt de natuurwaarde van het Belgische deel van de Noordzee zoveel mogelijk beschermd.

Toon kaart 9, Tijdsas
Toon kaart 10, Financiering

Om het Belgische programma te kunnen financieren, wordt een financiële bijdrage verwacht, zowel van de producent als van de consument van olieproducten.

Van de ***producenten*** van olie, de oliemaatschappijen, worden grote inspanningen verwacht.

☞ Zij moeten hogere schadevergoedingsbedragen betalen bij ongevallen of bij overtredingen en ze moeten meer geld storten in een rampenfonds. Op die manier is meer geld beschikbaar in het rampenfonds. Met dit geld kunnen alle werkingskosten betaald worden van het interventieprogramma, als zich een ongeval zou voordoen.

Van de ***consumenten*** van olie, de Belgische burgers, wordt ook een financiële inspanning verwacht. In heel wat producten die u dagelijks gebruikt, is ruwe olie verwerkt: brandstof voor verwarming en vervoer, geneesmiddelen, plastics, shampoo, nylonkousen, enz. Bijna iedere Belgische burger is dus een oliegebruiker.

☞ Om de investeringen van het interventie- en preventieprogramma te financieren, is ook geld nodig. Daarom wordt een *Noordzeefonds* opgericht dat beheerd wordt door de overheid. De inspanning van elk Belgisch gezin zou bestaan uit een éénmalige financiële bijdrage aan dit Noordzeefonds. Die bijdrage zou elk gezin moeten betalen in september van dit jaar.»

Wat ook van belang is, is dat het geld van het Noordzeefonds alleen mag gebruikt worden voor de uitvoering van het programma. De overheid kan het geld dus niet gebruiken voor andere investeringen.

De oliemaatschappijen zouden dus de werkingskosten betalen van het interventieprogramma en de Belgische burgers zouden de investeringskosten betalen van het interventie- en preventieprogramma.

Toon kaart 11, Referendum

Maar! Het is helemaal niet zeker dat het programma geïnstalleerd zal worden.

- ☞ Het programma komt er maar door als meer dan de helft van de Belgische bevolking bereid is om ervoor te betalen. En als dat zo is, zal iedereen de bijdrage moeten betalen en dat zou gebeuren in september van dit jaar.
- ☞ Maar als meer dan de helft van de bevolking weigert om een bijdrage te betalen voor het programma, dan wordt het niet geïnstalleerd.

Via deze enquête willen we nu weten of de Belgische bevolking 'ja' of 'neen' zou zeggen tegen het preventie- en interventieprogramma, als een *referendum* zou gehouden worden. De inhoud van het programma en de grootte van de bijdrage komen later in de enquête aan bod.

C.4 Heeft u vragen over wat ik zopas gezegd heb?

(1)	Ja	0	*[C.5]*
(0)	Nee	0	
(99)	Geen antwoord	0	

C.5 Welke?

_____

_____

_____ *(Herhaal het deel waar het probleem zich situeert of zie hieronder.)*

C.6 Als er een opmerking is over de bijdrage van de oliemaatschappijen, kruis hier aan ❒ en leg opnieuw uit :

De regering kan de oliemaatschappijen wettelijk niet verplichten om alle kosten te betalen van het programma. Wat de regering wèl kan doen, is de oliemaatschappijen verplichten om meer schadevergoeding te betalen wanneer een ongeval of een overtreding gebeurt. Wat de regering ook kan doen, is de olieproducenten verplichten om meer geld te storten in het rampenfonds. Met het geld van dat fonds kunnen dan de opruimingskosten van een ongeval betaald worden. Deze stortingen mogen niet doorgerekend worden aan de consument.
Die twee extra maatregelen zorgen er dus voor dat één van de vervuilers, de oliemaatschappijen, meer inspanningen levert dan vroeger. De andere vervuilers, de scheepseigenaars, zijn spijtig genoeg talrijk en onbekend (vreemde scheepseigenaars, kapiteins en bemanning van schepen in doorvaart). Als deze schepen olie lozen in de Noordzee, bijvoorbeeld wanneer ze hun schip kuisen, dan is het zeer moeilijk om hen gerechtelijk te vervolgen.

D. Scenario's

Ik heb al vermeld dat er zich in de komende 10 jaar zo goed als zeker een ongeval zal voordoen met olieverontreiniging als gevolg, waarbij ook de Belgische Noordzeekust verontreinigd zal worden met olie. Alleen kunnen we niet voorspellen hoe groot die verontreiniging zal zijn. Ik zal u twee ongevallen voorstellen die elk een bepaalde natuurschade veroorzaken. Bij het tweede ongeval is de schade groter dan bij het eerste. We zullen u vragen om beide scenario's afzonderlijk te beoordelen.

Scenario A

Toon kaart 12, Scenario A

Stel dat het een ongeval is waarbij 5.000 m³ olie in zee terecht komt. Welke gevolgen zou dit hebben voor de Belgische kustzone?

- Naar schatting 20.000 **zeevogels** zouden sterven door oliebesmeuring, dat is 30 procent van de aanwezige populatie.
- 10 procent van de aanwezige **vissen, krabben, garnalen** en **kreeften** zouden sterven door vergiftiging.
- 25 km **zandstrand** zou worden besmeurd met olie, dat is ongeveer 40 procent van de totale lengte van de Belgische kust.
- Het **natuurgebied** de IJzermonding wordt vervuild door olie.
- Het Zwin wordt nooit bedreigd. Binnen de 10 jaar zal alle schade zich op natuurlijke wijze herstellen. Geen enkele diersoort zal uitsterven en geen enkel gebied zal blijvende schade oplopen.

Bekijkt u kaart 12 nog maar eens op uw gemak.

Toon kaart 12, Scenario A
Toon kaart 13, Programma A

De natuurschade kan vermeden worden met een preventie- en interventieprogramma, dat uit twee delen bestaat:

Het **preventiegedeelte,** dat dergelijke ongevallen moet voorkomen, bestaat uit twee specifieke maatregelen:

- Als eerste maatregel zouden over een afstand van ***10 km aparte 'zeestraten'*** gemaakt worden voor olietankers. Dit betekent dat de olietankers enkel in een speciale zone mogen varen die afgebakend wordt door lichtboeien. Zo wordt het gewone scheepsverkeer volledig gescheiden van het olietankerverkeer.

- De tweede maatregel bestaat uit een ***uitbreiding van de radarcontrole*** met een permanent en continu communicatiesysteem. Dat systeem is een beetje vergelijkbaar met het communicatiesysteem van een luchthaven.

Het programma bestaat niet alleen uit maatregelen die dergelijke ongevallen moeten voorkomen. Het programma heeft ook een **interventiegedeelte**, dat de schade moet minimaliseren als zich toch een dergelijk ongeval zou voordoen. Dit gedeelte van het programma bestaat uit drie specifieke maatregelen:

- Eerst en vooral zouden ***twee grote slepers*** aangekocht worden. Op het moment dat een ongeval gebeurt, of wanneer een schip in de problemen lijkt te komen kunnen de slepers onmiddellijk opgeroepen worden. De sleper kan het schip dat olie verliest, of dreigt olie te verliezen naar veiliger oorden brengen. Een sleper kan op die manier vermijden dat schepen na een ongeval in zee blijven drijven en zo nog veel meer olie verliezen.
- De tweede interventiemaatregel bestaat uit de aankoop van ***twee bestrijdingsplatformen*** voor oliebestrijding op zee. Wanneer olie in zee terechtgekomen is, kunnen de twee 'armen' van het bestrijdingsplatform de olie als het ware uit het water opscheppen.
- De derde interventiemaatregel bestaat uit een ***specifiek systeem*** om het natuurreservaat de ***IJzermonding af te sluiten*** van de zee.

D.1.A Heeft u vragen over wat ik zopas gezegd heb?

(1)	Ja	0	*[D.2.A]*
(0)	Nee	0	
(99)	Geen antwoord	0	

D.2.A Welke?

_____

_____

_____ *(Herhaal het deel waar het probleem zich situeert.)*

Als dit programma door meer dan de helft van de Belgische bevolking zou goedgekeurd worden, dan zou u een éénmalige bijdrage moeten betalen aan het Noordzeefonds in september van dit jaar. Denk goed na voor u op de volgende vragen antwoordt.

D.3.A Zou u voor of tegen de invoering van dit programma stemmen als u weet dat het uw gezin een éénmalige bijdrage van **1.000 BEF** zou kosten. Denk er goed over na en hou rekening met uw huidig inkomen en uw huidige uitgaven.

				Revisie	
(1)	Voor	0	*[D.4.A]*	0	*[D.4.A]*
(0)	Tegen	0	*[D.5.A]*	0	*[D.5.A]*
(99)	Geen antwoord	0	*[D.5.A]*	0	*[D.5.A]*

D.4.A Zou u voor of tegen de invoering van dit programma stemmen als u weet dat het uw gezin een éénmalige bijdrage van **2.500 BEF** zou kosten in plaats van **1.000 BEF**. Denk er goed over na en hou rekening met uw huidig inkomen en uw huidige uitgaven.

				Revisie	
(1)	Voor	0	***[Scenario B]***	0	*[D.10]*
(0)	Tegen	0	***[Scenario B]***	0	*[D.10]*
(99)	Geen antwoord	0	***[Scenario B]***	0	*[D.10]*

D.5.A Zou u voor of tegen de invoering van dit programma stemmen als u weet dat het uw gezin een éénmalige bijdrage van **400 BEF** zou kosten in plaats van **1.000 BEF**. Denk er goed over na en hou rekening met uw huidig inkomen en uw huidige uitgaven.

				Revisie	
(1)	Voor	0	***[Scenario B]***	0	*[D.10]*
(0)	Tegen	0	*[D.6.A]*	0	*[D.6.A]*
(99)	Geen antwoord	0	*[D.6.A]*	0	*[D.6.A]*

D.6.A Kan u mij de belangrijkste reden geven waarom uw gezin niet bereid is om een éénmalige bijdrage te betalen? Toon kaart 14

			Revisie	
(1)	Ik geloof niet in het voorgestelde project	0	0	*[D.10]*
(2)	Het voorgestelde project is mij niet zoveel waard	0	0	*[D.10]*
(3)	De oliemaatschappijen moeten alles betalen	0	0	*[D.10]*
(4)	Ik wil daarvoor niet extra betalen, de overheid moet alles betalen	0	0	*[D.10]*
(5)	Mijn inkomen laat het niet toe om dit bedrag te betalen	0	0	*[D.10]*
(6)	Andere, te specifiëren	0	0	*[D.10]*

_____

_____

_____

Scenario B

Nu wordt u de tweede situatie voorgesteld. Deze keer gaat het om een groter ongeval, waarbij meer olie in zee terechtkomt. Aangezien meer olieverontreiniging ontstaat, zal ook meer natuurschade optreden.

Toon kaart 12, Scenario A
Toon kaart 15, Scenario B

Stel dat het een ongeval is waarbij 10.000 m³ olie in zee terecht komt. Welke gevolgen zou dit hebben voor de Belgische kustzone?

- Naar schatting 43.000 **zeevogels** zouden sterven door oliebesmeuring, dat is 65 procent van de aanwezige populatie.
- 20 procent van de aanwezige **vissen**, **krabben**, **garnalen** en **kreeften** zouden sterven door vergiftiging.
- 60 km **zandstrand** zou worden besmeurd met olie, dat is ongeveer 90 procent van de totale lengte van de Belgische kust.
- De **natuurgebieden** de IJzermonding en het Zwin worden beiden vervuild door olie.
- Binnen de 10 jaar zal alle schade zich op natuurlijke wijze herstellen. Geen enkele diersoort zal uitsterven en geen enkel gebied zal blijvende schade oplopen.

Bekijkt u kaart 15 nog maar eens op uw gemak en bekijk de verschillen met het vorige ongeval dat u voorgesteld werd op kaart 12.

Toon kaart 12, Scenario A — Toon kaart 13, Programma A
Toon kaart 15, Scenario B — Toon kaart 16, Programma B

Deze natuurschade kan opnieuw vermeden worden met een preventie- en interventieprogramma. Omdat de schade groter is dan bij het vorige ongeval, zullen meer maatregelen nodig zijn. Het programma bestaat opnieuw uit twee delen:

Het **preventiegedeelte** bestaat uit twee specifieke maatregelen:

- Als eerste maatregel zouden over een afstand van ***20 km aparte 'zeestraten'*** gemaakt worden voor olietankers. Dat is dubbel zoveel als in het vorige programma.
- De tweede maatregel bestaat uit een ***uitbreiding van de radarcontrole*** met een permanent en continu communicatiesysteem, net als bij programma A.

Het **interventiegedeelte** bestaat uit drie specifieke maatregelen:

- Eerst en vooral zouden ***drie grote slepers*** aangekocht worden, dat is één meer dan in programma A.
- De tweede interventiemaatregel bestaat uit de aankoop **van drie bestrijdingsplatformen** voor oliebestrijding op zee, in plaats van twee in programma A.
- De derde interventiemaatregel bestaat uit een ***specifiek systeem*** om de natuurreservaten de ***IJzermonding*** en de ***Zwinmonding af te sluiten*** van de zee. In programma A werd alleen de IJzermonding afgesloten.

D.1.B Heeft u vragen over wat ik zopas gezegd heb?

(1)	Ja	0	*[D.2.B]*
(0)	Nee	0	
(99)	Geen antwoord	0	

D.2.B Welke?

_____

_____

_____ *(Herhaal het deel waar het probleem zich situeert.)*

Als dit programma door meer dan de helft van de Belgische bevolking zou goedgekeurd worden, dan zou u een éénmalige bijdrage moeten betalen aan het Noordzeefonds in september van dit jaar. Denk goed na voor u op de volgende vragen antwoordt.

Het is van belang dat u probeert om **geen** rekening te houden met de antwoorden die u gegeven hebt bij het vorige scenario.

D.3.B Zou u voor of tegen de invoering van dit programma stemmen als u weet dat het uw gezin een éénmalig bijdrage van **1.200 BEF** zou kosten. Denk er goed over na en hou rekening met uw huidig inkomen en uw huidige uitgaven.

				Revisie	
(1)	Voor	0	*[D.4.B]*	0	*[D.4.B]*
(0)	Tegen	0	*[D.5.B]*	0	*[D.5.B]*
(99)	Geen antwoord	0	*[D.5.B]*	0	*[D.5.B]*

D.4.B Zou u voor of tegen de invoering van dit programma stemmen als u weet dat het uw gezin een éénmalig bijdrage van **3.000 BEF** zou kosten in plaats van **1.200 BEF**. Denk er goed over na en hou rekening met uw huidig inkomen en uw huidige uitgaven.

				Revisie	
(1)	Voor	0	*[D.7]*	0	*[E]*
(0)	Tegen	0	*[D.7]*	0	*[E]*
(99)	Geen antwoord	0	*[D.7]*	0	*[E]*

D.5.B Zou u voor of tegen de invoering van dit programma stemmen als u weet dat het uw gezin een éénmalig bijdrage van **500 BEF** zou kosten in plaats van **1.200 BEF**. Denk er goed over na en hou rekening met uw huidig inkomen en uw huidige uitgaven.

				Revisie	
(1)	Voor	0	*[D.7]*	0	*[E]*
(0)	Tegen	0	*[D.6.B]*	0	*[D.6.B]*
(99)	Geen antwoord	0	*[D.6.B]*	0	*[D.6.B]*

D.6.B Kan u mij de belangrijkste reden geven waarom uw gezin niet bereid is om een éénmalige bijdrage te betalen? Toon kaart 17

			Revisie	
(1)	Ik geloof niet in het voorgestelde project	0	0	*[E]*
(2)	Het voorgestelde project is mij niet zoveel waard	0	0	*[E]*
(3)	De oliemaatschappijen moeten alles betalen	0	0	*[E]*
(4)	Ik wil daarvoor niet extra betalen, de overheid moet alles betalen	0	0	*[E]*
(5)	Mijn inkomen laat het niet toe om dit bedrag te betalen	0	0	*[E]*
(6)	Andere, te specifiëren	0	0	*[E]*

_____

_____

_____

D.7 We bieden u nu de kans om uw antwoorden te herzien. Dit is bijvoorbeeld nodig wanneer u iets verkeerd zou hebben begrepen. Uit wat ik u voorgesteld heb, was het duidelijk dat uw gezin een éénmalige storting in het Noordzeefonds zou moeten doen?

(1)	Ja	0	
(0)	Nee	0	
(99)	Geen antwoord	0	

D.8 Uit wat ik u voorgesteld heb, was het duidelijk dat uw gezin maar voor één van beide programma's zou moeten betalen?

(1)	Ja	0	
(0)	Nee	0	
(99)	Geen antwoord	0	

U weet nu dat u een éénmalige storting zou moeten doen voor één programma, programma A of programma B.

D.9 U kunt misschien beter oordelen over programma A, nu u ook weet wat de inhoud is van programma B. Wenst u eventueel uw oordeel van het eerste programma, programma A, te herzien?

(1)	Ja	0	*[Revisie D.3.A -> D.6.A]*
(0)	Nee	0	***[E]***
(99)	Geen antwoord	0	***[E]***

D.10 Wenst u eventueel uw oordeel van het tweede programma, programma B, te herzien?

(1)	Ja	0	*[Revisie D.3.B -> D.6.B]*
(0)	Nee	0	***[E]***
(99)	Geen antwoord	0	***[E]***

E. Gebruiks- en attitudevragen

Ik zou graag nog enkele vragen willen stellen over uw gezin.

E.1 Bezoekt u, of iemand van uw gezin, soms de Belgische kust?

(1)	Ja	0	*[E.2]*
(0)	Nee	0	*[E.4]*
(99)	Geen antwoord	0	*[E.4]*

E.2 Hoeveel keer heeft u of iemand van uw gezin het voorbije jaar de Belgische kust bezocht? *Toon kaart 18*

(1)	Eén of tweemaal	0
(2)	Drie tot tienmaal	0
(3)	Meer dan tienmaal	0
(99)	Geen antwoord	0

E.3 Wat is voor uw gezin de belangrijkste reden om de Belgische kust te bezoeken?

_____

_____

_____

E.4 Als het gezin een verblijfplaats bezit aan de Belgische kust, kruis hier aan ☐.

E.5 Gaat u, of iemand van uw gezin, soms op vakantie in het buitenland om te surfen, te duiken, te zeilen of op het strand te liggen?

(1)	Ja	0
(0)	Nee	0
(99)	Geen antwoord	0

E.6 Zou een eventuele olieverontreiniging voor de Belgische Noordzeekust gevolgen hebben voor uw beroep en/of uw inkomen?

(1)	Ja	0
(0)	Nee	0
(99)	Geen antwoord	0

E.7 Hoe vaak bekijkt u of iemand van uw gezin natuurdocumentaires op TV of hoe vaak leest u of iemand van uw gezin boeken over de natuur? Toon kaart 19

(1)	Heel vaak	0
(2)	Vaak	0
(3)	Soms	0
(4)	Zelden	0
(5)	Nooit	0
(99)	Geen antwoord	0

E.8 Bent u, of is iemand in uw gezin, lid van een natuur- of milieuvereniging?

(1)	Ja	0	*[E.9]*
(0)	Nee	0	*[E.11]*
(99)	Geen antwoord	0	*[E.11]*

E.9 Van welke natuur- of milieuvereniging(en)?

_____
_____
_____
_____
_____ *[E.10]*

E.10 Heeft u, of iemand van uw gezin, in het afgelopen jaar een bijdrage gestort aan een milieu-organisatie of voor een specifiek milieu-project, bovenop het lidgeld van de natuur- of milieuvereniging waarvan u lid bent?

(1)	Ja	0	*[E.12]*
(0)	Nee	0	*[F]*
(99)	Geen antwoord	0	*[F]*

E.11 Heeft u, of iemand van uw gezin, in het afgelopen jaar een bijdrage gestort aan een milieu-organisatie of voor een specifiek milieu-project?

(1)	Ja	0	*[E.12]*
(0)	Nee	0	*[F]*
(99)	Geen antwoord	0	*[F]*

E.12 Welk bedrag werd gedurende het afgelopen jaar gestort?

_____ BEF

(99)	Geen antwoord	0

F. Controle- en evaluatievragen

Denk nog eens na over wat ik u tot hiertoe heb verteld over het probleem van het risico op olieverontreiniging voor de Belgische Noordzeekust.

F.1 Wat denkt u van de programma's die ik u voorstelde om verontreiniging van de Belgische Noordzeekust tegen te gaan. Leken ze u heel doeltreffend, doeltreffend of helemaal niet doeltreffend te zijn ? Toon kaart 20

(1)	Heel doeltreffend	0
(2)	Doeltreffend	0
(3)	Helemaal niet doeltreffend	0
(99)	Geen antwoord	0

F.2 Voelde u zich op één of ander moment tijdens het interview beïnvloed in uw keuze of voelde u zich vrij om uw eigen mening te vormen?

(1)	Voelde zich beïnvloed	0	*[F.3]*
(2)	Voelde zich vrij	0	***[G]***
(99)	Geen antwoord	0	***[G]***

F.3 In welke zin voelde u zich beïnvloed ?

(1)	Om voor het programma te stemmen	0
(2)	Om tegen het programma te stemmen	0
(99)	Geen antwoord	0

G. Socio-demografische informatie

Om af te sluiten, zou ik u nog enkele persoonlijke vragen willen stellen. Uw antwoorden worden vertrouwelijk verwerkt. Uw naam of de naam van uw familie zal op geen enkele manier gebruikt worden in het onderzoek.

G.1	Wat is uw geboortedatum? __ / __ /__		
	(99)	Geen antwoord	0

G.2	Wat is uw beroepssituatie op dit ogenblik? **Toon kaart 21**		
	(1)	Werkonbekwaam	0
	(2)	Gepensioneerd	0
	(3)	Student	0
	(4)	Huisvrouw	0
	(5)	Werkzoekende	0
	(6)	Arbeider/arbeidster in de private sector	0
	(7)	Bediende in de private sector	0
	(8)	Ambtenaar	0
	(9)	Zelfstandig zonder personeel	0
	(10)	Werkgever	0
	(11)	Meewerkend familielid	0
	(12)	Andere, te specifiëren	0
		_____	
		_____	
	(99)	Geen antwoord	0

G.3 Wat is het hoogste diploma dat u behaald heeft? **Toon kaart 22**

(1)	Lager onderwijs of geen diploma	0
(2)	Lager secundair onderwijs, beroeps of technisch	0
(3)	Lager secundair onderwijs, algemeen	0
(4)	Hoger secundair onderwijs, beroeps of technisch	0
(5)	Hoger secundair onderwijs, algemeen	0
(6)	Hoger, niet-universitair onderwijs	0
(7)	Hoger, universitair onderwijs	0
(8)	Andere, te specifiëren	0
	_____	
	_____	
(99)	Geen antwoord	0

G.4 Ik ga u verschillende inkomenscategorieën voorleggen. Kan u mij zeggen in welke categorie het gemiddeld maandelijks netto-inkomen van uw gezin valt. Hierbij moet u rekening houden met het inkomen van elk gezinslid en met werkloosheidsvergoedingen, pensioen, kinderbijslag, sociale uitkering en eventuele andere inkomsten?

Uw antwoord is volledig vertrouwelijk. De gegevens worden enkel gebruikt voor statistische verwerking en uw naam of de naam van uw familie zal op geen enkele manier gebruikt worden in het onderzoek. **Toon kaart 23**

U kan gewoon het nummer aanduiden van de overeenkomstige categorie.

(1) 0 – 20.000 0	*(4)* 60.000 – 80.000 0	*(7)* 120.000 – 140.000 0
(2) 20.000 – 40.000 0	*(5)* 80.000 – 100.000 0	*(8)* 140.000 – 160.000 0
(3) 40.000 – 60.000 0	*(6)* 100.000 – 120.000 0	*(9)* > 160.000 0
	(99) Geen antwoord 0	

G.5 Denkt u dat het gezinsinkomen in de toekomst zal stijgen, gelijk blijven of dalen?

(1)	Stijgen	0
(2)	Gelijk blijven	0
(3)	Dalen	0
(99)	Geen antwoord	0

G.6 Hoeveel thuiswonende kinderen heeft u? ____

(99)	Geen antwoord	0

G.7	Heeft u een partner waarmee u samenleeft?			
	(1)	Ja	0	[G.8]
	(0)	Nee	0	**[H]**
	(99)	Geen antwoord	0	**[H]**

G.8	Wat is de geboortedatum van uw partner?	__ / __ /__	
	(99)	Geen antwoord	0

H. Persoonskenmerken

Om mijn toezichter toe te laten mijn werk te controleren, zou ik graag uw voornaam weten. Uw naam of de naam van uw familie zal op geen enkele manier gebruikt worden in dit onderzoek. Alles zal discreet en anoniem verwerkt worden.

H.1	Voornaam: _____
H.2	Einde interview: __ u __

Bedankt voor uw medewerking.

In te vullen na het interview

H.3	Geslacht?		
	(1)	Man	0
	(0)	Vrouw	0

I. Controlevragen

I.1 Is het interview vlot verlopen?

(1)	Ja	0	*[I.3]*
(0)	Nee	0	*[I.2]*

I.2 Waarom verliep het interview niet vlot?

(1)	Omdat de respondent de enquête niet goed begreep	0
(2)	Omdat de respondent te veel details wilde weten	0
(3)	Omdat de respondent duidelijk geen interesse had	0
(4)	Omdat de enquête frequent onderbroken werd	0
(5)	Andere, te specifiëren	0

_____

_____

I.3 Heeft de respondent elk deel van de enquête goed begrepen?

(1)	Ja	0	*[I.6]*
(0)	Nee	0	*[I.4]*

I.4 Welke delen heeft de respondent niet of in mindere mate begrepen?

(1)	Algemene vragen	0
(2)	Voorstelling Belgische Noordzeekust	0
(3)	Scenario A	0
(4)	Programma voor scenario A	0
(5)	Scenario B	0
(6)	Programma voor scenario B	0
(7)	Verband tussen scenario A en B	0
(8)	Vragen naar betalingsbereidheid	0
(9)	Controle- en evaluatievragen	0
(10)	Socio-demografische informatie	0
(11)	Persoonskenmerken	0

I.5	Waarom denk je dat de respondent deze delen niet of in mindere mate begreep?	
(1)	Omdat dit bleek uit de vragen die hij/zij stelde	0
(2)	Omdat dit bleek uit zijn/haar commentaar	0
(3)	Omdat hij/zij duidelijk geen interesse had	0
(4)	Andere, te specifiëren:	0

_____

_____

_____

I.6	Denk je dat de respondent bij de bepaling van zijn/haar betalingsbereidheid eerlijk antwoordde en voldoende rekening hield met zijn/haar budgetbeperking?		
(1)	Ja	0	***[stop]***
(0)	Nee	0	*[I.7]*

I.7	Wat denk je van de opgegeven betalingsbereidheid (WTP) van de respondent?	
(1)	Ik vermoed dat de WTP van de respondent in werkelijkheid lager is	0
(2)	Ik vermoed dat de WTP van de respondent in werkelijkheid hoger is	0

CONTROLEER OF ALLES INGEVULD IS!!!!!!!!!!!!

BIJLAGE 2: KAARTENBOEK VRAGENLIJSTVERSIE MATIG-ZWAAR

Duid a.u.b. 3 maatschappelijke problemen aan.

Werkloosheid

Milieuvervuiling

Onveiligheid op straat

Te hoge belastingen

Onverdraagzaamheid

Aids

Politiek gesjoemel

Wegvallen van waarden en normen

Druggebruik

Pensioensonzekerheid

Duid a.u.b. 2 milieuproblemen aan.

Luchtvervuiling door auto's en fabrieken

Teveel aan afval

Tekort aan natuurgebieden

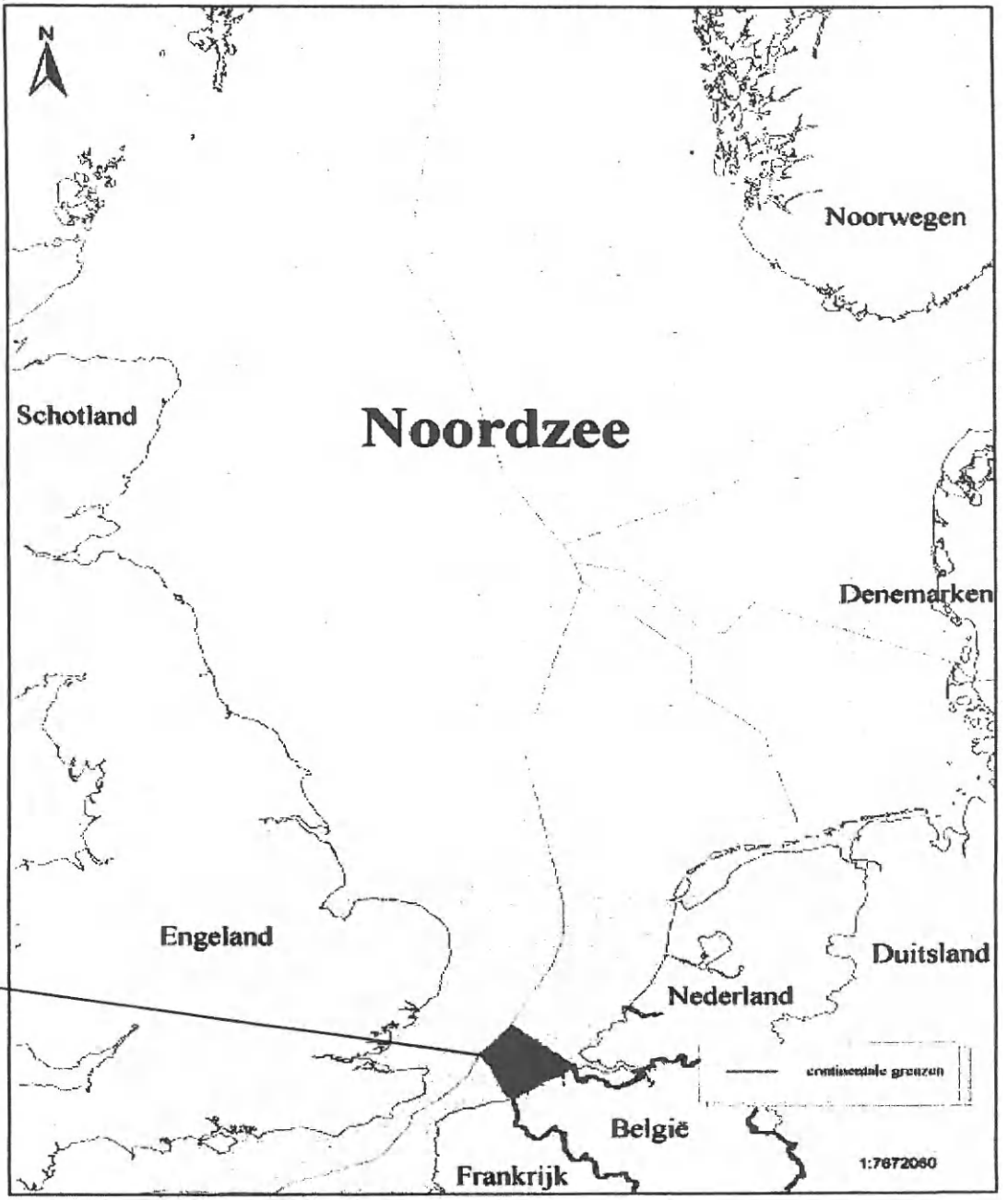
Olieverontreiniging op zee

Verontreiniging van rivieren

Lawaaihinder door industrie, vliegtuigen

KAART 3

Het Belgische deel van de Noordzee



ECONOMISCH

- Visserij, zand- en grindwinning
- Goederentransport
- Hotel-, restaurant- en café-uitbating
- Verhuur van appartementen
- ...

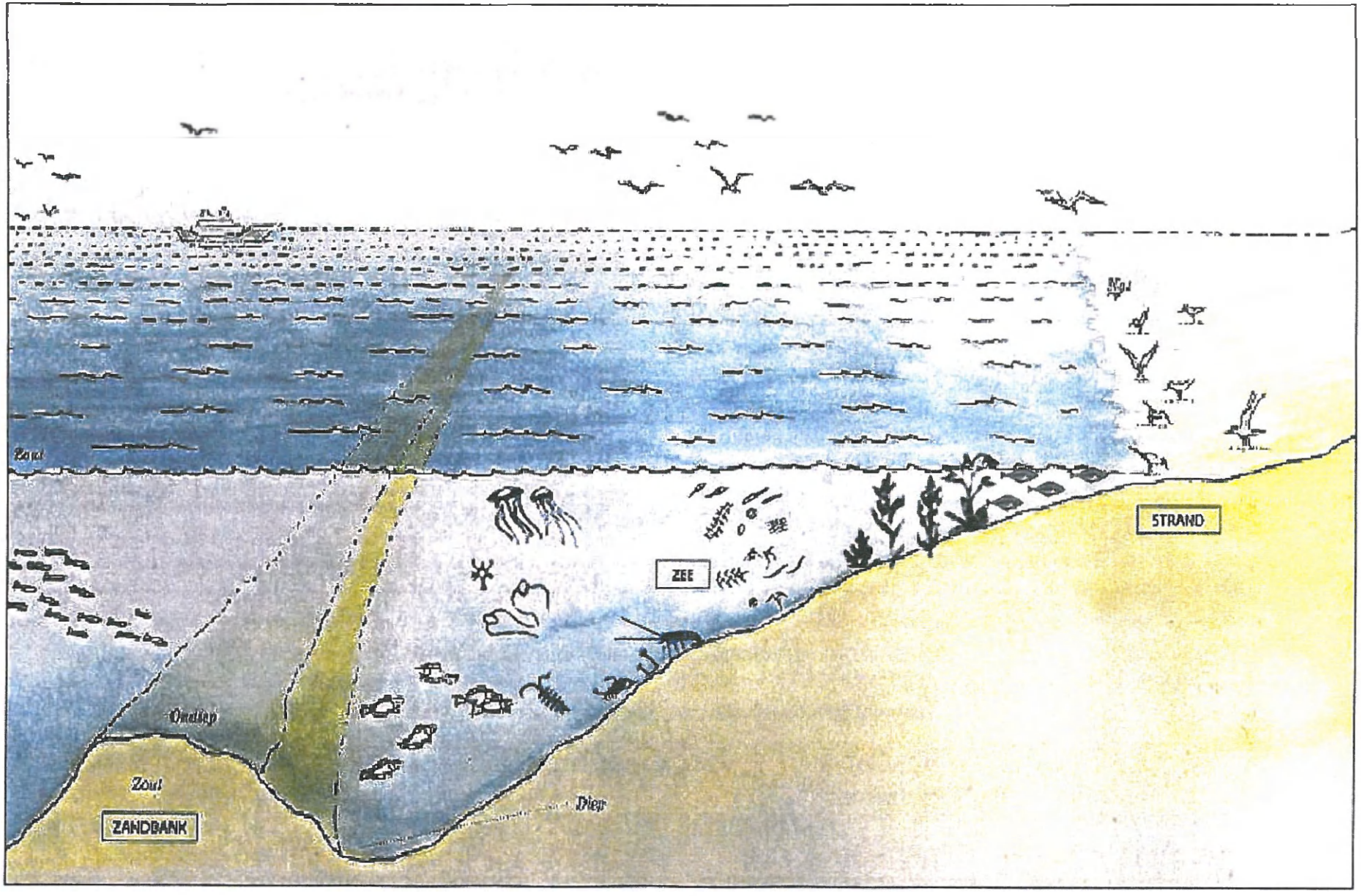
RECREATIE

- Zonnebaden
- Wandelen
- Watersporten
- ...

NATUUR

- Beschermde kust- en zeevogels
- Broed- en overwinterplaatsen
- Steltlopers, verschillende vissoorten, kreeften en garnalen
- Grote soortenrijkdom van kleine diertjes en planten
- ...

KAART 5



De Zwarte Zee-eend

De Roodkeelduiker

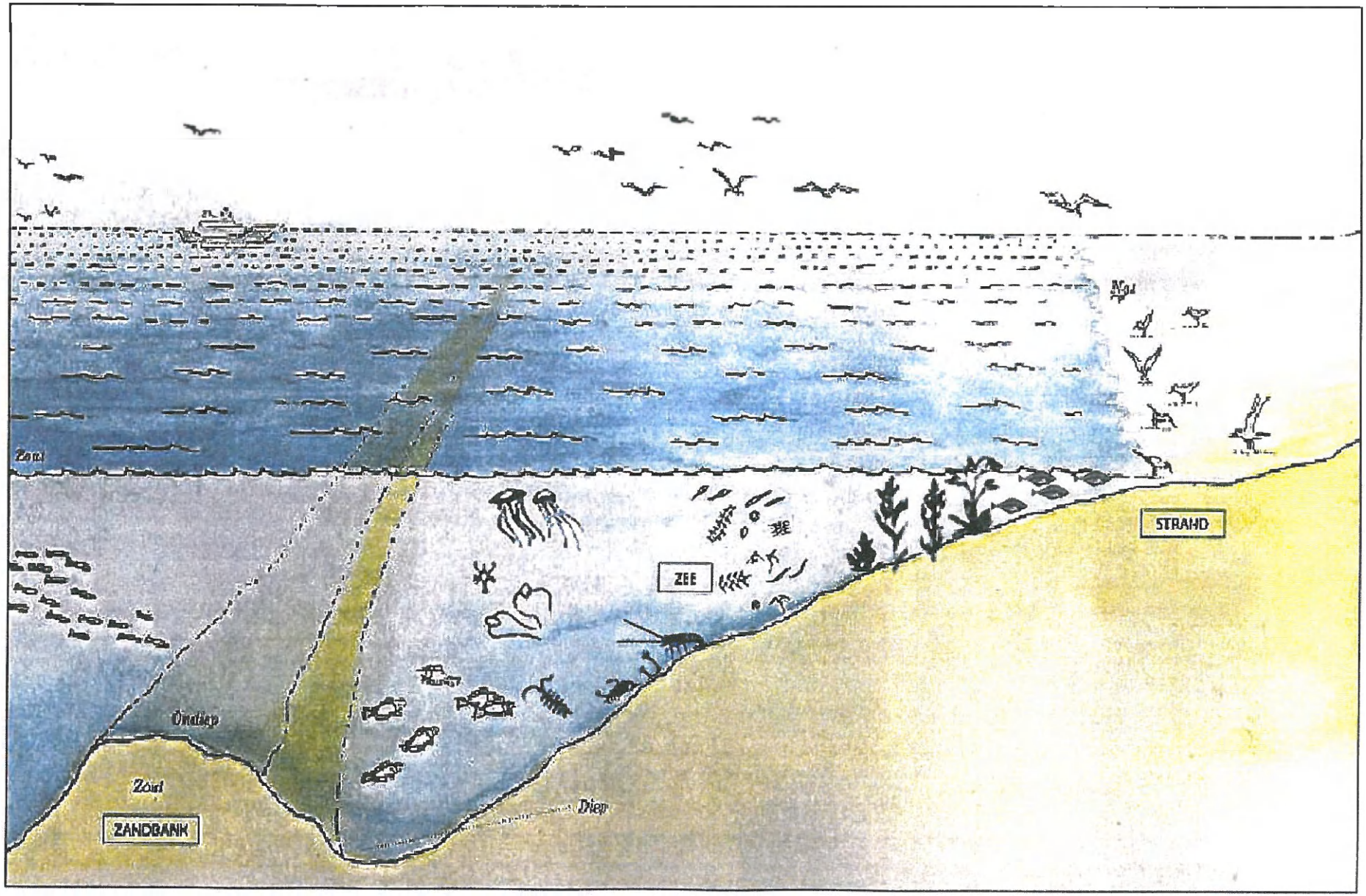
De Dwergmeeuw

De Fuut

De Zeekoet

De Alk

KAART 7



Inspanning *olieproducenten* -> oliemaatschappijen

Een verhoging van de *schadevergoedingsbedragen* + een verhoging van de *stortingen in een rampenfonds*

= betaling van de werkingskosten van het interventieprogramma als zich een olieverontreiniging zou voordoen

Inspanning *olieconsumenten* -> *gezinnen*

Eenmalige *financiële bijdrage* te betalen in september 2001 *aan het Noordzeefonds*.

= betaling van de investeringen voor het preventie- en interventieprogramma

Referendum

Wordt het preventie- en interventieprogramma ingevoerd? Ja of nee?

Ja, als:

Meer dan de helft van de Belgische bevolking voor het programma stemt.

⇨ verplichte financiële bijdrage voor alle Belgische burgers aan het Noordzeefonds

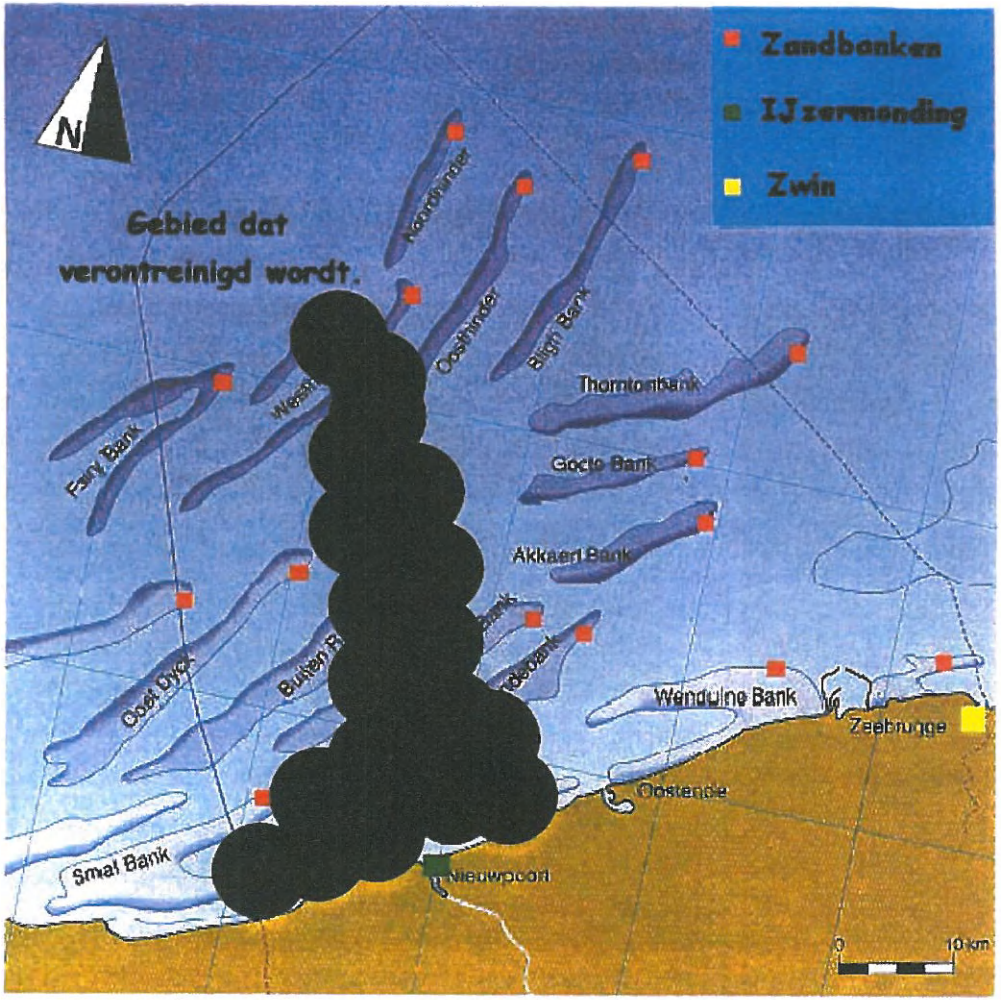
Nee, als:

Meer dan de helft van de Belgische bevolking tegen het programma stemt.

⇨ geen financiële bijdrage

Scenario A

KAART 12



30% van de **zeevogels** sterft.

10% van de **vissen**, **krabben**, **garnalen** en **kreeften** sterft.

- Het Zwin wordt nooit bedreigd.
- Alles zal zich natuurlijk herstellen binnen de 10 jaar.
- Geen enkele diersoort is met uitsterven bedreigd
- Geen enkel gebied loopt blijvende schade op.

Programma A

Preventiegedeelte

- **10 km** zeestraten voor olietankers, afgescheiden van het andere scheepsverkeer door lichtboeien.
- Permanent en continu communicatiesysteem, zoals bij een luchthaven.

Interventiegedeelte

Twee grote slepers

Twee bestrijdingsplatformen

Specifiek systeem om de **IJzermonding** af te sluiten van de zee

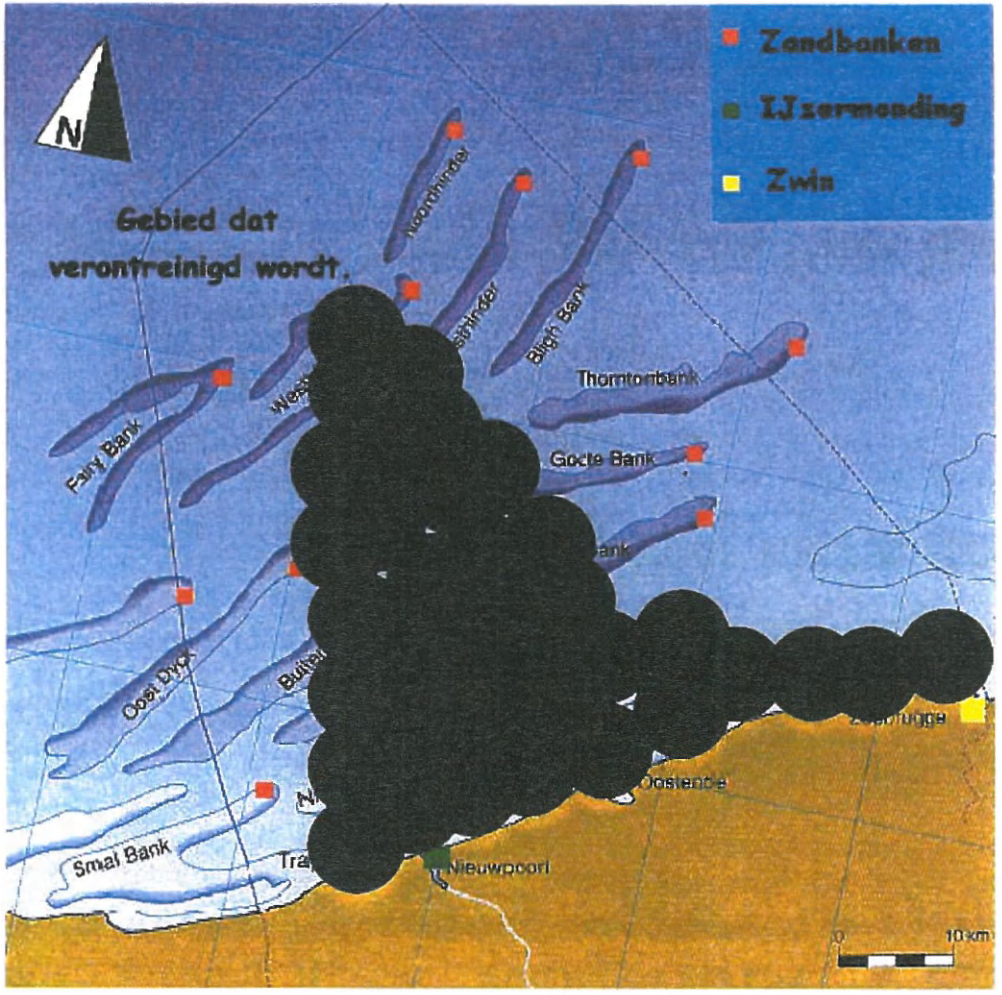
Ik geloof niet in het voorgestelde project.

Het voorgestelde project is niet zoveel waard.

De oliemaatschappijen moeten alles betalen.

Ik wil daarvoor niet extra betalen, de overheid moet alles betalen.

Mijn inkomen laat het niet toe om dit bedrag te betalen.



Scenario B

65% van de **zeevogels** sterft.

20% van de **vissen, krabben, garnalen** en **kreeften** sterft.

- Alles zal zich natuurlijk herstellen binnen de 10 jaar.
- Geen enkele diersoort is met uitsterven bedreigd
- Geen enkel gebied loopt blijvende schade op.

Programma B

Preventiegedeelte

- **20 km** zeestraten voor olietankers, afgescheiden van het andere scheepsverkeer door lichtboeien.
- Permanent en continu communicatiesysteem, zoals bij een luchthaven.

Interventiegedeelte

Drie grote slepers

Drie bestrijdingsplatformen

Specifiek systeem om het **Zwin** en de **IJzermonding** af te sluiten van de zee

Ik geloof niet in het voorgestelde project.

Het voorgestelde project is niet zoveel waard.

De oliemaatschappijen moeten alles betalen.

Ik wil daarvoor niet extra betalen, de overheid moet alles betalen.

Mijn inkomen laat het niet toe om dit bedrag te betalen.

Eén of tweemaal

Drie tot tienmaal

Meer dan tienmaal

Heel vaak

Vaak

Soms

Zelden

Nooit

Heel doeltreffend

Doeltreffend

Helemaal niet doeltreffend

Werkonbekwaam

Gepensioneerd

Student

Huisvrouw

Werkzoekende

Arbeider/arbeidster in de private sector

Bediende in de private sector

Ambtenaar

Zelfstandig zonder personeel

Werkgever

Meewerkend familielid

Lager onderwijs of geen diploma

Lager secundair onderwijs, beroeps of technisch

Lager secundair onderwijs, algemeen

Hoger secundair onderwijs, beroeps of technisch

Hoger secundair onderwijs, algemeen

Hoger, niet-universitair onderwijs

Hoger, universitair onderwijs

1) 0 - 20.000

2) 20.000 - 40.000

3) 40.000 - 60.000

4) 60.000 - 80.000

5) 80.000 - 100.000

6) 100.000 - 120.000

7) 120.000 - 140.000

8) 140.000 - 160.000

9) > 160.000

BIJLAGE 3: HANDLEIDING INTERVIEWERS

Handleiding Vragenlijst CVM - Mare-Dasm

Achtergrond *(bestemd voor de interviewer)*

Doel van de enquêtering

In de milieu-economie wordt onderscheid gemaakt tussen twee types kosten: *Schadekosten* nemen toe bij toenemende vervuiling en *bestrijdingskosten* nemen toe bij meer milieubehoud (=minder toegelaten vervuiling).

Schadekosten van een milieugoed zijn de kosten van:

- schade aan de menselijke gezondheid en het welzijn;
- ecologische schade van de :
  - directe gebruikswaarde (vermarkte & niet-vermarkte) en indirecte gebruikswaarde (ecosysteemdiensten);
  - optiewaarde;
  - niet-gebruikswaarde (o.m. de bestaanswaarde);
- materiaalschade.

Schadekosten komen dus overeen met de baten van milieubehoud; ze vormen een waardering van het milieugoed op zich.

Om de niet-vermarkte gebruikswaarde en de niet-gebruikswaarde van een milieugoed te kwantificeren, zijn geen marktprijzen beschikbaar om op terug te vallen. Dit betekent dat de schade aan een milieugoed op een andere manier moet worden gewaardeerd. De waarderingsmethode die in dergelijke gevallen gebruikt wordt, is de *contingent valuation method* (CVM). Dit is een specifiek enquête-instrument waarmee de bereidheid van de bevolking nagegaan wordt om te betalen voor de voorkoming van schade aan een natuurgoed (*willingness to pay*).

Het voorwerp van de enquête betreft in dit geval de mogelijke schade aan het mariene milieu van het Belgische deel van de Noordzee ten gevolge van een accidentele olieverontreiniging. Meer bepaald wordt dus gezocht naar de niet-gebruikswaarde van de Belgische Noordzee.

Praktische informatie

Een *Contingent Valuation* enquête heeft een zeer specifieke opbouw en heeft één doel voor ogen: de eerlijke mening van de respondent betreffende diens bereidheid om te betalen voor een schone Noordzee (in relatie tot het inkomen van de respondent). Het is daarom van het grootste belang dat de enquête correct afgenomen wordt. Slecht opgestelde en afgenomen CVM's beïnvloeden de betalingsbereidheid die de respondent voorstelt, wat betekent dat de resultaten van de enquête waardeloos zijn.

Om dit te vermijden, moet elke enquête met evenveel zorg afgenomen worden. Het gevaar bestaat immers dat de interviewer na enkele enquêtes de vragen in zijn/haar eigen woorden formuleert, de respondent 'helpt' tot een antwoord te komen door bijkomende vragen te verzinnen, een meer gemoedelijke toon aanslaat, delen van de enquête vergeet omdat de interviewer denkt de enquête volledig in zich opgenomen te hebben, enz. Hou dus steeds volgende punten voor ogen en herlees deze punten regelmatig:

1) Je belt aan en de persoon die openmaakt, lijkt je niet helemaal betrouwbaar. Zeg dan iets in de zin van 'Ik ben enquêtes aan het afnemen, maar u behoort niet tot de doelgroep (bv. 65-plussers als het een jonger persoon is, dertigers als het een ouder persoon is).'

2) Om betrouwbare resultaten te bekomen, is het van belang dat de respondent op voorhand geen weet heeft van het doel van de enquête. Als je aanbelt, meld je dan aan als student(e) van EHSAL en zeg je dat je in het kader van je eindwerk enquêtes moet afnemen om die daarna statistisch te verwerken. Benadruk dat de enquête maar 20 minuten tijd zal innemen. Benadruk ook dat de enquête volledig anoniem is.

   Opdat de resultaten van de enquêtes waardevol zouden zijn, mag op voorhand niet gezegd worden waarover het gesprek zal gaan. Benadruk dat het niet de bedoeling is om een product te verkopen. Zeg dat het een enquête is over een algemeen onderwerp waarop iedereen kan antwoorden. En uiteraard: laat de woorden 'milieu', 'Noordzee' of 'olieverontreiniging' zeker niet vallen!

   Wanneer de respondent op het einde van het interview vraagt voor welk doel de enquête afgenomen is en wat zal gebeuren met de resultaten, antwoord dan dat het om een studie gaat in opdracht van de overheid. Benadruk nogmaals dat de resultaten volledig anoniem zullen worden verwerkt.

   Als de respondent vragen blijft stellen over de studie, zeg dan dat je niet op de hoogte bent van details. Het doel van jouw eindwerk is de enquêtering en de statistische verwerking van de resultaten, maar van de achtergrond van de studie weet je niet veel. Bespaar de respondent de uitleg over 'schadekosten' en 'contingent valuation', dat zal hem/haar enkel verwarren. Vermijd ook 'ECOLAS' te vermelden.

3) Het is van belang dat het interview doorgaat op een rustige plaats, met zo min mogelijk storing van derden (bv. honden, kinderen op de schoot). Dring eventueel aan om de hond of het kind van de schoot te nemen of maak er een grapje over, maar blijf beleefd. Benadruk dat het van belang is om de aandacht erbij te houden. Als de respondent tijdens de bevraging weggeroepen wordt (bv. om de telefoon aan

te nemen), herhaal dan het laatst behandelde deel van de enquête vóór de onderbreking en ga na of de respondent nog 'mee' is.

4) Het is van belang dat het interview doorgaat in een comfortabele positie, waarbij interviewer en respondent tegenover elkaar zitten aan een voldoende hoge tafel. De tafel moet groot genoeg zijn om het kaartmateriaal op een duidelijk zichtbare manier te kunnen tonen.

5) Volg de enquête letterlijk. Het is allerminst de bedoeling om de tekst te herformuleren: elke zin(swending) die er staat, heeft zijn betekenis. Na een aantal interviews zal je het gevoel krijgen dat je de inhoud van de enquête kent en dat je sommige delen niet meer hoeft af te lezen. Uit testinterviews blijkt dat zinnen en zelfs vragen dan vaak vergeten worden. De resultaten van dergelijke enquêtes kunnen niet gebruikt worden.

6) Dit punt sluit aan bij het vorige. Uit testinterviews blijkt dat de interviewer zich na een aantal enquêtes steeds meer 'op zijn/haar gemak' gaat voelen en de enquêtes nonchalanter afneemt. Zorg ervoor dat je een formele toon blijft aanhouden ten opzichte van de respondent. Vermijd om al te familiair over te komen, er moet een zekere afstand blijven tussen respondent en interviewer. Het is natuurlijk ook niet nodig om al te formeel te zijn: als je niet vriendelijk bent, zal de respondent zich ergeren of minder geneigd zijn om mee te werken.

7) De titels van de enquête zijn bedoeld ter informatie van de interviewer. Het is niet de bedoeling om deze voor te lezen aan de respondent.

8) Bij het interview is de interactie tussen de vragen en het visuele kaartmateriaal onontbeerlijk. Vaak zal je dingen op de kaart moeten aanduiden of zal het nodig zijn om met behulp van het kaartmateriaal bepaalde zaken te verduidelijken. Wees voorbereid op deze momenten, zodat de interactie vlot verloopt.

9) Let erop dat je voldoende traag spreekt. Jij kent het interview door en door, voor de respondent is de materie nieuw!

10) Volg de enquête strikt en wijk niet af. Tracht discussies zoveel mogelijk te vermijden. Probeer de respondent zo snel mogelijk terug bij de enquête te brengen, als deze afwijkt van de vraag/het onderwerp. Zeg dat de resultaten van de enquête niet waardevol zijn als te veel commentaar gegeven wordt bij de vragen en opmerkingen achteraf welkom zijn.

11) Wanneer de enquête helemaal doorlopen is, doe je er goed aan om nog eens snel te checken of alle vragen beantwoord zijn. Het is zonde om een vraag te vergeten (in te vullen), want dan mogen de resultaten van die bevraging niet verwerkt worden.

12) Schrijf duidelijk!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!

Inleidende procedure

Adressen met bijhorende enquêtes worden u toegestuurd.

Een planning, waar en wanneer de interviews zullen plaatsvinden, wordt gemaakt en doorgegeven aan Ecolas.

Uitvoering:

Na ieder startadres (bepaald door Ecolas) wordt aangebeld bij ieder volgende vijfde huis. Op het einde van het straat wordt rechtsaf geslaan, indien nodig linksaf om te vermijden dat in cirkels gelopen wordt. Op deze manier moet per startadres zes maal aangebeld worden. (het startadres + het vijfde + het tiende + ... + het vijventwintigste)

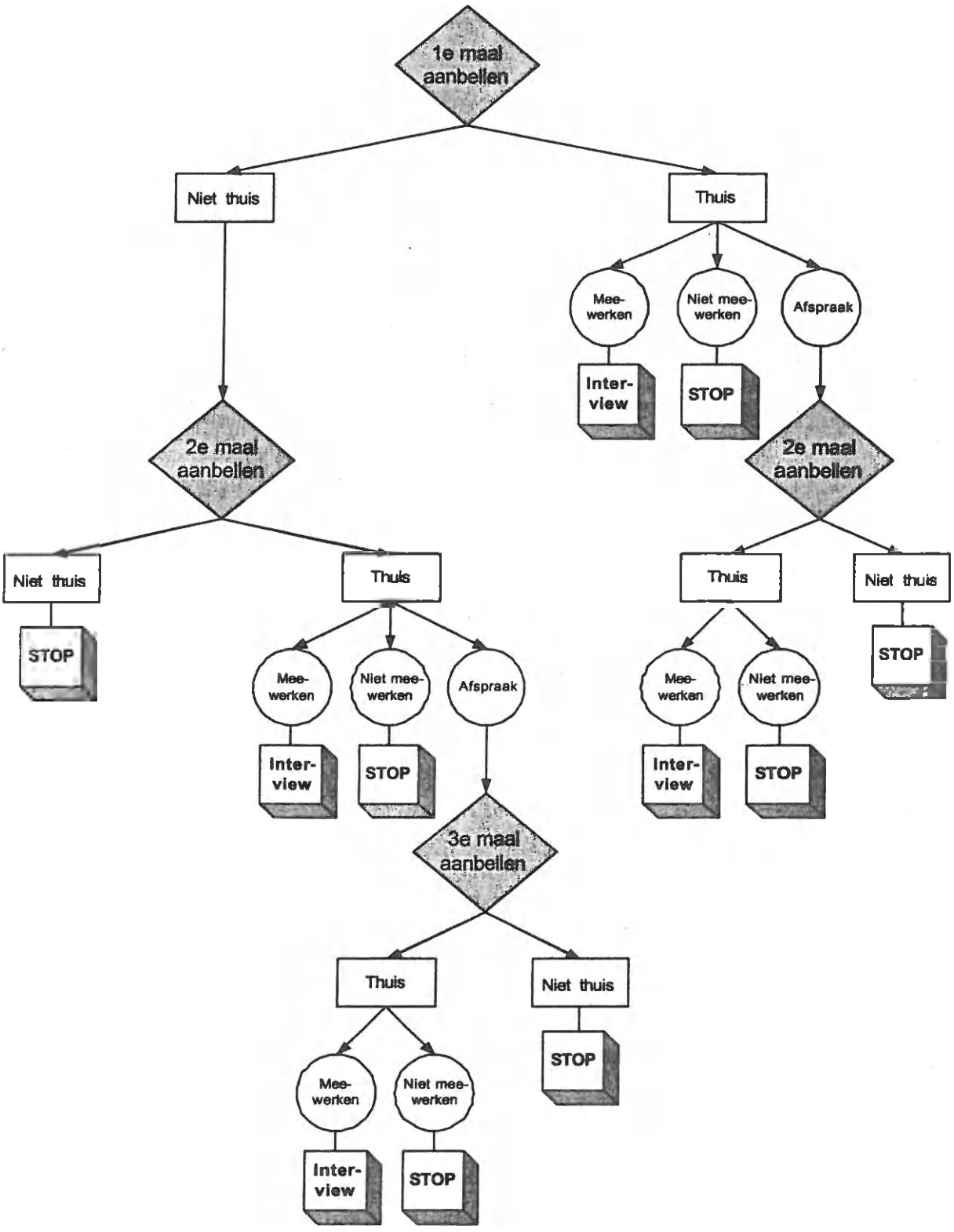
Alvorens aangebeld wordt, moet er gekeken worden of het geen handelszaak, advocaat, dokter, studentenkot, enz. is. Als dit het geval is moet aan het eerstvolgende (oplopende nummers) 'gewone' adres aangebeld worden.

Als het gekozen adres een appartementsgebouw is, wordt willekeurig aangebeld.

De interviews worden uitgevoerd tijdens weekdagen tussen 16u30 en 20u30, op zaterdag tussen 10u00 en 17u00. Het liefst wordt de zondag vermeden, maar als er een afspraak gemaakt wordt, mag dat wel op zondag.

Na de uitvoering van de enquête worden de **volledig** ingevulde enquêtes teruggestuurd naar Ecolas in de gefrankeerde enveloppe die meegestuurd was met de enquêtes. Op de enveloppe zal staan hoeveel enquêtes er in mogen.

Beslissingsboom voor aanbellen



Verschillende enquêteversies

Er zijn vier enquêtes met telkens andere scenario's:

1. Twee scenario's: *Matig* en *Zwaar*
   Frequentie: 1 maal om de *10 jaar*
2. Twee scenario's: *Licht* en *Zwaar*
   Frequentie: 1 maal om de *5 jaar*
3. Twee scenario's: *Licht* en *Matig*
   Frequentie: 1 maal om de *3 jaar*
4. Eén scenario: Zwaar
   Frequentie: 1 maal om de *10 jaar*

Voor de eerste drie enquêtes zijn er in totaal zeven koppels van biedkaarten. Ieder koppel biedkaarten wordt toegepast op enquête 1, 2 en 3. Voor enquête vier met het enkele scenario wordt tevens zeven biedkaarten toegepast (gelijk aan ærste biedkaart van ieder koppel). Op deze manier worden 4 *7= 28 enquêteversies verkregen. De koppel biedkaarten zijn:

	Basiskaarten			**Kaarten 2e scenario**		
	Startbedrag	*Hoger Bedrag*	*Lager Bedrag*	*Startbedrag*	*Hoger Bedrag*	*Lager Bedrag*
Biedkaart 1	1.000	2.500	400	1.200	3.000	500
Biedkaart 2	1.500	3.000	750	1.800	3.600	900
Biedkaart 3	2.000	4.000	1.000	2.400	4.800	1.200
Biedkaart 4	2.500	5.000	1.250	3.000	6.000	1.500
Biedkaart 5	3.000	6.000	1.500	3.600	7.200	1.800
Biedkaart 6	4.000	8.000	2.000	4.800	9.600	2.400
Biedkaart 7	5.000	10.000	2.500	6.000	12.000	3.000

Enquête

De enquête bestaat uit twee delen: de inleidende procedure (1 blz.) en de uiteindelijke enquête (meerder blz.)
De 'inleidende procedure' wordt ingevuld voor ieder adres waarbij aangebeld wordt. Pas als men bereid is om mee te werken wordt de 'uiteindelijke enquête' uitgehaald. Dit alles om zo weinig mogelijk papier te verspillen.
Bij één startadres (zes aanbelpunten) moet gezorgd worden dat de verschillende enquêteversies aan bod komen. Zorg dus zeker dat in één straat niet iederen dezelfde enquêteversie krijgt. Voor aangebeld wordt, moet ook gezorgd worden dat het kaartenboek op orde zit (juiste kaarten voor de overeenkomstige enquêteversie).

Ecolas op tijd verwittigen om nieuwe enquêtes op te sturen!!!!!!!!

Vragenlijst CVM

Inleidende procedure

In te vullen vóór aangebeld wordt.

A.1 Vragenlijstnummer: ____

A.2 Interviewer: _____

A.3 Straat: _____ Nummer: ___ Bus: ____

A.4 Postcode: _____ Gemeente: _____

Aanbellen

Is er iemand thuis ?

Ja **VOLG PROCEDURE**

In te vullen als een afspraak gemaakt wordt.

DATUM : __/__/__

DAG : _____

UUR : __ u __

Nee NOTEER DATUM, DAG EN UUR EN KOM OP EEN ANDERE DATUM, DAG EN UUR TERUG

DATUM : __/__/__

DAG : _____

UUR : __ u __

[A.5] in te vullen als geen interview verkregen werd.

A.5 Waarom werd geen interview verkregen?

(1) Niet thuis na tweede maal aanbellen. 0

(2) Men weigert mee te werken. Waarom? Te specifiëren. 0

_____

_____

_____

PROCEDURE

(deze tekst komt niet voor in de vragenlijst zelf, het is dus de bedoeling dat deze tekst gememoriseerd wordt. van deze tekst mag lichtjes afgeweken worden, maar de hoofdlijnen moeten hetzelfde blijven)

Goeiedag, mijn naam is ....., ik ben student Economie aan de Hogeschool van Brussel. Ik moet voor mijn eindwerk 50 mensen interviewen en de resultaten ervan statistisch verwerken. Het interview duurt twintig minuten en we geven uw naam niet door, u blijft volledig anoniem.

Om de resultaten van de enquête waardevol te maken, mag ik op voorhand niet zeggen waarover het gesprek zal gaan. Ik kan wel zeggen dat het niet de bedoeling is om u een product te verkopen of uw consumptiepatroon te onderzoeken. De enquête gaat over een algemeen onderwerp waarover iedereen wel een mening heeft. We zijn op zoek naar de persoon die hoofdzakelijk verantwoordelijk is voor de uitgaven in uw gezin. Kan iemand in uw gezin mij helpen.

- *Als de persoon bij wie u aanbelde u kan helpen, vraag dan of u binnen mag gaan en start dan met het interview.*
- *Als iemand in het gezin anders dan de persoon bij wie u aanbelde u kan helpen, herhaal dan zeker de bovenstaande inleidende tekst en start het interview.*
- *Als er u iemand kan helpen in het gezin, maar die persoon heeft geen tijd of is niet thuis, maak dan een afspraak.*
- *Als iedereen in het gezin weigert mee te werken, noteer dan eventueel de reden bij A.5.*

Vragenlijst CVM - Matig_Zwaar - 2.000_2.200

A. Inleidende procedure

A.1	Vragenlijstnummer: ____

Controleer goed of het vragenlijstnummer hier overeenkomt met het vragenlijstnummer in de inleidende procedure.

A.6	Datum interview: ___/___/___
A.7	Start interview: ___ u ___

B. Algemene vragen

Ik ga beginnen met enkele algemene vragen.

B.1 De Belgische burgers hebben uiteenlopende meningen over een aantal maatschappelijke thema's die vandaag de dag aan de orde zijn in ons land. Ik ga u een lijst voorleggen met enkele van deze maatschappelijke thema's. Kan u me zeggen welke de **3 thema's** zijn die volgens u persoonlijk in de eerste plaats moeten aangepakt worden? Toon kaart 1

Vermijd dat de respondent te lang nadenkt over deze vraag. Zeg dat het van belang is dat hij/zij de thema's aanduidt die het eerst bij hem/haar opkomen.

B.1.1	Werkloosheid	0
B.1.2	Milieuvervuiling	0
B.1.3	Onveiligheid op straat	0
B.1.4	Te hoge belastingen	0
B.1.5	Onverdraagzaamheid	0
B.1.6	Aids	0
B.1.7	Politiek gesjoemel	0
B.1.8	Wegvallen van waarden en normen	0
B.1.9	Druggebruik	0
B.1.10	Pensioensonzekerheid	0

We gaan nu verder met een vraag die specifiek gaat over het thema 'milieuproblemen'.

B.2 Ik leg u 6 milieuproblemen voor die door mensen veroorzaakt zijn, kan u me zeggen welke de ***2 problemen*** zijn die volgens u persoonlijk in de eerste plaats moeten aangepakt worden? Toon kaart 2

B.2.1	Luchtvervuiling door auto's en fabrieken	0
B.2.2	Teveel aan afval	0
B.2.3	Tekort aan natuurgebieden	0
B.2.4	Olieverontreiniging op zee	0
B.2.5	Verontreiniging van rivieren	0
B.2.6	Lawaaihinder door industrie, vliegtuigen	0

Om de verschillende maatschappelijke problemen aan te pakken, waaronder milieuproblemen, heeft de overheid programma's lopen. In dit interview zullen we uw mening vragen omtrent ***een aantal programma's ter voorkoming van schade aan de natuur ten gevolge van een olieverontreiniging voor de Belgische Noordzeekust.***

Ik zal beginnen met wat achtergrondinformatie over de Belgische Noordzeekust.

C. Voorstelling Belgische Noordzeekust

Toon kaart 3, Noordzee

Bij deze vraag is het van belang dat de respondent op de kaart ziet welk deel je bedoelt. Wijs dus duidelijk op de kaart aan over welk gebied je het hebt.

☞ Het *gebied in de Noordzee waarvoor België verantwoordelijk* is, loopt ongeveer 60 km in zee. In de enquête zullen we het uitsluitend hebben over dit deel.

Toon kaart 4, drie functies

De respondent zal de neiging hebben om de tekst op kaart 4 te lezen en niet meer te luisteren naar wat je zegt. Spreek traag en duid met de vinger telkens het punt aan waarover je spreekt (verberg eventueel ondertussen nonchalant met je hand de andere punten).

Het Belgische deel van de Noordzee heeft drie belangrijke functies:

- ☞ een ***economische functie*** waarbij visserij, zand- en grindwinning, goederentransport, hotel-, restaurant- en café-uitbating en verhuur van appartementen de voornaamste activiteiten zijn;
- ☞ een ***recreatieve functie*** met zonnebaden, wandelen en watersporten als meest uitgeoefende activiteiten;
- ☞ en een ***unieke functie voor de natuur:*** beschermde zee- en kustvogels hebben er hun broed- en overwinterplaats. Steltlopers, verschillende vissoorten, kreeften, garnalen en heel wat kleine diertjes leven er tussen een enorme soortenrijkdom van planten.

Toon kaart 5, zandbanken en strand

Er staat veel informatie afgebeeld op kaart 5. Spreek traag en duid de verschillende delen telkens aan op de kaart.

Voor de kust, in zee, liggen verschillende **zandbanken** als een soort 'duinlandschap' onder water. Deze zandbanken hebben een belangrijke natuurwaarde voor heel wat diersoorten:

- ☞ Het is een ***kweekgebied*** voor veel vissoorten, kreeften en garnalen.
- ☞ Deze rijkdom dient tot ***voedsel*** van grotere vissen.
- ☞ Ook voor zeevogels is het een belangrijke voedselbron. Ongeveer 70.000 ***zeevogels overwinteren*** in de buurt van de zandbanken. Een aantal van deze zeevogels zijn kwetsbare soorten.

Toon kaart 6, foto's vogels

☞ Onder andere de Zwarte Zeeëend, de Roodkeelduiker, de Dwergmeeuw, de Fuut, de Zeekoet en de Alk zijn beschermde soorten.

Toon kaart 7, zandbanken en strand

☞ De **strandgedeelten** die door de zee overspoeld worden, zijn een voedingsbodem voor platvis en steltlopers.

Toon kaart 8, Zwin en IJzermonding

☞ *(wijs met de vinger de eerste foto aan)* De natuurreservaten het **Zwin** en de **IJzermonding** worden allebei regelmatig overspoeld door de zee.

☞ *(wijs met de vinger de tweede foto aan)* Daardoor herbergen het Zwin en de IJzermonding een ***grote soortenrijkdom van planten en aan dieren*** die nergens meer langs de kust voorkomt.

☞ *(wijs met de vinger de derde foto aan)* Voor heel wat vogelsoorten zijn deze natuurreservaten de ***broedplaats*** bij uitstek. Trek- en wintervogels komen er om uit te rusten en te **overwinteren**.

Bij deze vraag hebben respondenten de neiging om te beginnen vertellen wat ze allemaal weten. Laat ze even aan het woord, maar probeer ze op een beleefde manier in te tomen en keer terug naar de bevraging.

C.1	Was u op de hoogte van de unieke natuurwaarde van het natuurreservaat de IJzermonding?		
	(1) Ja	0	
	(0) Nee	0	
	(99) Geen antwoord	0	

Deze natuurlijke rijkdom wordt bedreigd door de mens: overbevissing, verontreiniging met milieugevaarlijke stoffen en verstoring van de natuurgebieden zijn maar enkele gevaren voor de Belgische Noordzeekust. Ook ongevallen met schepen en tankers kunnen olieverontreiniging veroorzaken en kunnen deze natuurlijke rijkdom bedreigen.

C.2	Heeft u gedurende de laatste jaren iets in het nieuws gehoord of gelezen over ongevallen met olieverontreiniging als gevolg?		
	(1) Ja	0	*[C.3]*
	(0) Nee	0	
	(99) Geen antwoord	0	

C.3	Wat heeft u gehoord of gelezen?

Kruis hier ieder ongeval aan die vermeld wordt, is het een ander ongeval dan de Erika of de Jessica, kruis dan aan bij drie en specifieer.		
(1)	Erika voor de Bretoense Kust (Frankrijk)	0
(2)	Jessica, Galapagos eilanden (Ecuador)	0
(3)	Andere, te specifiëren	0
	_____	
	_____	
(99)	Geen antwoord	0

Voor de Belgische kust zijn al een aantal ongevallen gebeurd met olieverontreiniging als gevolg, maar de schade aan de natuur is beperkt gebleven in vergelijking met de schade in de omringende landen. Ongevallen met grote gevolgen voor de natuur gebeuren regelmatig in nabijgelegen kustzones: onder andere Frankrijk en Wales zijn al verschillende malen getroffen geweest.

Met de nauwe vaargeulen, frekwent voorkomende mist, slechte weersomstandigheden en mogelijke menselijke fouten zal er zich **in de komende 10 jaar zo goed als zeker een ongeval voordoen met olieverontreiniging als gevolg, waarbij ook de natuur van de Belgische Noordzeekust beschadigd zal worden**.

Om olieschade aan de natuur te vermijden:

- zouden alle olietankers in Europese wateren dubbelwandig moeten zijn i.p.v. enkelwandig, zoals de meesten nu, en;
- zouden de controles van alle schepen in de havens, onder meer olietankers, veel strenger moeten zijn.

Toon kaart 9, Tijdsas

☞ *(wijs met de vinger het deel van de tijdsas aan na 2010)* De internationale wetgeving zal deze maatregelen verplicht stellen vanaf het jaar 2010. Met deze internationale maatregelen is **vanaf 2010** de **kans heel klein op een olieverontreiniging met zware gevolgen voor het omringende milieu.**

☞ *(wijs met de vinger het deel van de tijdsas aan vóór 2010)* Om een dergelijk ongeval **in de tussentijd** te vermijden, kan de Belgische overheid **een tijdelijk preventie- en interventieprogramma** in werking stellen.

Op die manier wordt de natuurwaarde van het Belgische deel van de Noordzee zoveel mogelijk beschermd.

De respondent kan spontaan vragen wat het programma allemaal inhoudt. Het is niet de bedoeling dat je nu al een aantal kenmerken van het programma opsomt! Stel de respondent gerust en zeg dat het programma later nog aan bod komt.

Toon kaart 9, Tijdsas

Toon kaart 10, Financiering

Om het Belgische programma te kunnen financieren, wordt een financiële bijdrage verwacht, zowel van de producent als van de consument van olieproducten.

Van de ***producenten*** van olie, de oliemaatschappijen, worden grote inspanningen verwacht.

☞ *(Wijs aan op kaart 10)* Zij moeten hogere schadevergoedingsbedragen betalen bij ongevallen of bij overtredingen en ze moeten meer geld storten in een rampenfonds. Op die manier is meer geld beschikbaar in het rampenfonds. Met dit geld kunnen alle werkingskosten betaald worden van het interventieprogramma, als zich een ongeval zou voordoen.

Van de ***consumenten*** van olie, de Belgische burgers, wordt ook een financiële inspanning verwacht. In heel wat producten die u dagelijks gebruikt, is ruwe olie verwerkt: brandstof voor verwarming en vervoer, geneesmiddelen, plastics, shampoo, nylonkousen, enz. Bijna iedere Belgische burger is dus een oliegebruiker.

☞ *(Wijs aan op kaart 10)* Om de investeringen van het interventie- en preventieprogramma te financieren, is ook geld nodig. Daarom wordt een *Noordzeefonds* opgericht dat beheerd wordt door de overheid. De inspanning van elk Belgisch gezin zou bestaan uit een éénmalige financiële bijdrage aan dit Noordzeefonds. Die bijdrage zou elk gezin moeten betalen in september van dit jaar.»

Wat ook van belang is, is dat het geld van het Noordzeefonds alleen mag gebruikt worden voor de uitvoering van het programma. De overheid kan het geld dus niet gebruiken voor andere investeringen.

De oliemaatschappijen zouden dus de werkingskosten betalen van het interventieprogramma en de Belgische burgers zouden de investeringskosten betalen van het interventie- en preventieprogramma.

Toon kaart 11, Referendum

Maar! Het is helemaal niet zeker dat het programma geïnstalleerd zal worden.

☞ *(Wijs aan op kaart 11)* Het programma komt er maar door als meer dan de helft van de Belgische bevolking bereid is om ervoor te betalen. En als dat zo is, zal iedereen de bijdrage moeten betalen en dat zou gebeuren in september van dit jaar.

☞ *(Wijs aan op kaart 11)* Maar als meer dan de helft van de bevolking weigert om een bijdrage te betalen voor het programma, dan wordt het niet geïnstalleerd.

Via deze enquête willen we nu weten of de Belgische bevolking 'ja' of 'neen' zou zeggen tegen het preventie- en interventieprogramma, als een *referendum* zou gehouden worden. De inhoud van het programma en de grootte van de bijdrage komen later in de enquête aan bod.

C.4 Heeft u vragen over wat ik zopas gezegd heb?

(1)	Ja	0	*[C.5]*
(0)	Nee	0	
(99)	Geen antwoord	0	

C.5 Welke?

_____

_____

_____ *(Herhaal het deel waar het probleem zich situeert of zie hieronder.)*

Als er nog extra vragen zijn, zeg dat u er niet meer over weet.

De respondent kan een reactie hebben in de zin van 'de oliemaatschappijen en de burgers leveren inspanningen, maar wat doet de overheid?'. Antwoord dan dat de overheid zeker bepaalde budgetverschuivingen zal doen om meer geld vrij te maken voor dit programma.

C.6 Als er een opmerking is over de bijdrage van de oliemaatschappijen, kruis hier aan ❐ en leg opnieuw uit :

De regering kan de oliemaatschappijen wettelijk niet verplichten om alle kosten te betalen van het programma. Wat de regering wèl kan doen, is de oliemaatschappijen verplichten om meer schadevergoeding te betalen wanneer een ongeval of een overtreding gebeurt. Wat de regering ook kan doen, is de olieproducenten verplichten om meer geld te storten in het rampenfonds. Met het geld van dat fonds kunnen dan de opruimingskosten van een ongeval betaald worden. Deze stortingen mogen niet doorgerekend worden aan de consument.
Die twee extra maatregelen zorgen er dus voor dat één van de vervuilers, de oliemaatschappijen, meer inspanningen levert dan vroeger. De andere vervuilers, de scheepseigenaars, zijn spijtig genoeg talrijk en onbekend (vreemde scheepseigenaars, kapiteins en bemanning van schepen in doorvaart). Als deze schepen olie lozen in de Noordzee, bijvoorbeeld wanneer ze hun schip kuisen, dan is het zeer moeilijk om hen gerechtelijk te vervolgen.

D. Scenario's

Ik heb al vermeld dat er zich in de komende 10 jaar zo goed als zeker een ongeval zal voordoen met olieverontreiniging als gevolg, waarbij ook de Belgische Noordzeekust verontreinigd zal worden met olie. Alleen kunnen we niet voorspellen hoe groot die verontreiniging zal zijn. Ik zal u twee ongevallen voorstellen die elk een bepaalde natuurschade veroorzaken. Bij het tweede ongeval is de schade groter dan bij het eerste. We zullen u vragen om beide scenario's afzonderlijk te beoordelen.

Scenario A

Toon kaart 12, Scenario A

Stel dat het een ongeval is waarbij 5.000 m³ olie in zee terecht komt. Welke gevolgen zou dit hebben voor de Belgische kustzone?

- ☞ *(Wijs aan op kaart)* Naar schatting 20.000 **zeevogels** zouden sterven door oliebesmeuring, dat is 30 procent van de aanwezige populatie.
- ☞ *(Wijs aan op kaart)* 10 procent van de aanwezige **vissen**, **krabben**, **garnalen** en **kreeften** zouden sterven door vergiftiging.
- ☞ *(Wijs de vervuiling van het strand aan op het kaartje van kaart 12)* 25 km **zandstrand** zou worden besmeurd met olie, dat is ongeveer 40 procent van de totale lengte van de Belgische kust.
- ☞ *(Wijs aan op kaart)* Het **natuurgebied** de IJzermonding wordt vervuild door olie.
- ☞ *(Wijs aan op kaart)* Het Zwin wordt nooit bedreigd. Binnen de 10 jaar zal alle schade zich op natuurlijke wijze herstellen. Geen enkele diersoort zal uitsterven en geen enkel gebied zal blijvende schade oplopen.

(Als het nodig blijkt, laat de respondent nog een tijdje kijken) Bekijkt u kaart 12 nog maar eens op uw gemak.

Toon kaart 12, Scenario A
Toon kaart 13, Programma A

De natuurschade kan vermeden worden met een preventie- en interventieprogramma, dat uit twee delen bestaat:

Het **preventiegedeelte,** dat dergelijke ongevallen moet voorkomen, bestaat uit twee specifieke maatregelen:

- ☞ *(Wijs aan op kaart)* Als eerste maatregel zouden over een afstand van ***10 km aparte 'zeestraten'*** gemaakt worden voor olietankers. Dit betekent dat de olietankers enkel in een speciale zone mogen varen die afgebakend wordt door

lichtboeien. Zo wordt het gewone scheepsverkeer volledig gescheiden van het olietankerverkeer.

☞ *(Wijs aan op kaart)* De tweede maatregel bestaat uit een ***uitbreiding van de radarcontrole*** met een permanent en continu communicatiesysteem. Dat systeem is een beetje vergelijkbaar met het communicatiesysteem van een luchthaven.

Het programma bestaat niet alleen uit maatregelen die dergelijke ongevallen moeten voorkomen. Het programma heeft ook een **interventiegedeelte,** dat de schade moet minimaliseren als zich toch een dergelijk ongeval zou voordoen. Dit gedeelte van het programma bestaat uit drie specifieke maatregelen:

☞ *(Wijs aan op kaart)* Eerst en vooral zouden ***twee grote slepers*** aangekocht worden. Op het moment dat een ongeval gebeurt, of wanneer een schip in de problemen lijkt te komen kunnen de slepers onmiddellijk opgeroepen worden. De sleper kan het schip dat olie verliest, of dreigt olie te verliezen naar veiliger oorden brengen. Een sleper kan op die manier vermijden dat schepen na een ongeval in zee blijven drijven en zo nog veel meer olie verliezen.

☞ *(Wijs aan op kaart)* De tweede interventiemaatregel bestaat uit de aankoop van ***twee bestrijdingsplatformen*** voor oliebestrijding op zee. Wanneer olie in zee terechtgekomen is, kunnen de twee 'armen' van het bestrijdingsplatform de olie als het ware uit het water opscheppen.

☞ *(Wijs aan op kaart)* De derde interventiemaatregel bestaat uit een ***specifiek systeem*** om het natuurreservaat de ***IJzermonding af te sluiten*** van de zee.

D.1.A Heeft u vragen over wat ik zopas gezegd heb?

(1)	Ja	0	*[D.2.A]*
(0)	Nee	0	
(99)	Geen antwoord	0	

D.2.A Welke?

_____

_____

_____ *(Herhaal het deel waar het probleem zich situeert.)*

Als er nog extra vragen zijn, zeg dat u er niet meer over weet.

Als dit programma door meer dan de helft van de Belgische bevolking zou goedgekeurd worden, dan zou u een éénmalige bijdrage moeten betalen aan het Noordzeefonds in september van dit jaar. Denk goed na voor u op de volgende vragen antwoordt.

De volgende vragen zijn de kernvragen van de enquête. Het is dus van belang dat ze met de nodige aandacht behandeld worden door de respondent. Spreek daarom traag en kijk ernstig... De revisiekolom in onderstaande vragen dient slechts ingevuld te worden bij een ja-antwoord op vraag D.9.

D.3.A Zou u voor of tegen de invoering van dit programma stemmen als u weet dat het uw gezin een éénmalige bijdrage van **2.000 BEF** zou kosten. Denk er goed over na en hou rekening met uw huidig inkomen en uw huidige uitgaven.

				Revisie	
(1)	Voor	0	*[D.4.A]*	0	*[D.4.A]*
(0)	Tegen	0	*[D.5.A]*	0	*[D.5.A]*
(99)	Geen antwoord	0	*[D.5.A]*	0	*[D.5.A]*

D.4.A Zou u voor of tegen de invoering van dit programma stemmen als u weet dat het uw gezin een éénmalige bijdrage van **4.000 BEF** zou kosten in plaats van **2.000 BEF**. Denk er goed over na en hou rekening met uw huidig inkomen en uw huidige uitgaven.

				Revisie	
(1)	Voor	0	***[Scenario B]***	0	*[D.10]*
(0)	Tegen	0	***[Scenario B]***	0	*[D.10]*
(99)	Geen antwoord	0	***[Scenario B]***	0	*[D.10]*

D.5.A Zou u voor of tegen de invoering van dit programma stemmen als u weet dat het uw gezin een éénmalige bijdrage van **1.000 BEF** zou kosten in plaats van **2.000 BEF**. Denk er goed over na en hou rekening met uw huidig inkomen en uw huidige uitgaven.

				Revisie	
(1)	Voor	0	***[Scenario B]***	0	*[D.10]*
(0)	Tegen	0	*[D.6.A]*	0	*[D.6.A]*
(99)	Geen antwoord	0	*[D.6.A]*	0	*[D.6.A]*

D.6.A Kan u mij de belangrijkste reden geven waarom uw gezin niet bereid is om een éénmalige bijdrage te betalen? Toon kaart 14

Revisie

(1)	Ik geloof niet in het voorgestelde project	0	0	*[D.10]*
(2)	Het voorgestelde project is mij niet zoveel waard	0	0	*[D.10]*
(3)	De oliemaatschappijen moeten alles betalen	0	0	*[D.10]*
(4)	Ik wil daarvoor niet extra betalen, de overheid moet alles betalen	0	0	*[D.10]*
(5)	Mijn inkomen laat het niet toe om dit bedrag te betalen	0	0	*[D.10]*
(6)	Andere, te specifiëren	0	0	*[D.10]*

_____

_____

_____

Scenario B

Nu wordt u de tweede situatie voorgesteld. Deze keer gaat het om een groter ongeval, waarbij meer olie in zee terechtkomt. Aangezien meer olieverontreiniging ontstaat, zal ook meer natuurschade optreden.

Toon kaart 12, Scenario A
Toon kaart 15, Scenario B

Stel dat het een ongeval is waarbij 10.000 m³ olie in zee terecht komt. Welke gevolgen zou dit hebben voor de Belgische kustzone?

- *(Wijs aan op kaart)* Naar schatting 43.000 **zeevogels** zouden sterven door oliebesmeuring, dat is 65 procent van de aanwezige populatie.
- *(Wijs aan op kaart)* 20 procent van de aanwezige **vissen**, **krabben**, **garnalen** en **kreeften** zouden sterven door vergiftiging.
- *(Wijs de vervuiling van het strand aan op het kaartje van kaart 15)* 60 km **zandstrand** zou worden besmeurd met olie, dat is ongeveer 90 procent van de totale lengte van de Belgische kust.
- *(Wijs aan op kaart)* De **natuurgebieden** de IJzermonding en het Zwin worden beiden vervuild door olie.
- *(Wijs aan op kaart)* Binnen de 10 jaar zal alle schade zich op natuurlijke wijze herstellen. Geen enkele diersoort zal uitsterven en geen enkel gebied zal blijvende schade oplopen.

Bekijkt u kaart 15 nog maar eens op uw gemak en bekijk de verschillen met het vorige ongeval dat u voorgesteld werd op kaart 12.

Toon kaart 12, Scenario A — Toon kaart 13, Programma A
Toon kaart 15, Scenario B — Toon kaart 16, Programma B

Deze natuurschade kan opnieuw vermeden worden met een preventie- en interventieprogramma. Omdat de schade groter is dan bij het vorige ongeval, zullen meer maatregelen nodig zijn. Het programma bestaat opnieuw uit twee delen:

Het **preventiegedeelte** bestaat uit twee specifieke maatregelen:

- *(Wijs aan op kaart)* Als eerste maatregel zouden over een afstand van ***20 km aparte 'zeestraten'*** gemaakt worden voor olietankers. Dat is dubbel zoveel als in het vorige programma.
- *(Wijs aan op kaart)* De tweede maatregel bestaat uit een ***uitbreiding van de radarcontrole*** met een permanent en continu communicatiesysteem, net als bij programma A.

Het **interventiegedeelte** bestaat uit drie specifieke maatregelen:

- ☞ *(Wijs aan op kaart)* Eerst en vooral zouden ***drie grote slepers*** aangekocht worden, dat is één meer dan in programma A.
- ☞ *(Wijs aan op kaart)* De tweede interventiemaatregel bestaat uit de aankoop **van drie bestrijdingsplatformen** voor oliebestrijding op zee, in plaats van twee in programma A.
- ☞ *(Wijs aan op kaart)* De derde interventiemaatregel bestaat uit een ***specifiek systeem*** om de natuurreservaten de ***IJzermonding*** en de ***Zwinmonding af te sluiten*** van de zee. In programma A werd alleen de IJzermonding afgesloten.

D.1.B Heeft u vragen over wat ik zopas gezegd heb?

(1)	Ja	0	*[D.2.B]*
(0)	Nee	0	
(99)	Geen antwoord	0	

D.2.B Welke?

_____

_____

_____ *(Herhaal het deel waar het probleem zich situeert.)*

Als er nog extra vragen zijn, zeg dat u er niet meer over weet.

Als dit programma door meer dan de helft van de Belgische bevolking zou goedgekeurd worden, dan zou u een éénmalige bijdrage moeten betalen aan het Noordzeefonds in september van dit jaar. Denk goed na voor u op de volgende vragen antwoordt.

De volgende zin moet heel goed benadrukt worden. Het is van belang dat u probeert om **geen** rekening te houden met de antwoorden die u gegeven hebt bij het vorige scenario.

De volgende vragen zijn de kernvragen van de enquête. Het is dus van belang dat ze met de nodige aandacht behandeld worden door de respondent. Spreek daarom traag en kijk ernstig… De revisiekolom in onderstaande vragen dient slechts ingevuld te worden bij een ja-antwoord op vraag D.10.

D.3.B Zou u voor of tegen de invoering van dit programma stemmen als u weet dat het uw gezin een éénmalig bijdrage van **2.200 BEF** zou kosten. Denk er goed over na en hou rekening met uw huidig inkomen en uw huidige uitgaven.

				Revisie	
(1)	Voor	0	*[D.4.B]*	0	*[D.4.B]*
(0)	Tegen	0	*[D.5.B]*	0	*[D.5.B]*
(99)	Geen antwoord	0	*[D.5.B]*	0	*[D.5.B]*

D.4.B Zou u voor of tegen de invoering van dit programma stemmen als u weet dat het uw gezin een éénmalig bijdrage van **4.400 BEF** zou kosten in plaats van **2.200 BEF**. Denk er goed over na en hou rekening met uw huidig inkomen en uw huidige uitgaven.

				Revisie	
(1)	Voor	0	*[D.7]*	0	*[E]*
(0)	Tegen	0	*[D.7]*	0	*[E]*
(99)	Geen antwoord	0	*[D.7]*	0	*[E]*

D.5.B Zou u voor of tegen de invoering van dit programma stemmen als u weet dat het uw gezin een éénmalig bijdrage van **1.100 BEF** zou kosten in plaats van **2.200 BEF**. Denk er goed over na en hou rekening met uw huidig inkomen en uw huidige uitgaven.

				Revisie	
(1)	Voor	0	*[D.7]*	0	*[E]*
(0)	Tegen	0	*[D.6.B]*	0	*[D.6.B]*
(99)	Geen antwoord	0	*[D.6.B]*	0	*[D.6.B]*

D.6.B Kan u mij de belangrijkste reden geven waarom uw gezin niet bereid is om een éénmalige bijdrage te betalen? Toon kaart 17

			Revisie	
(1)	Ik geloof niet in het voorgestelde project	0	0	*[E]*
(2)	Het voorgestelde project is mij niet zoveel waard	0	0	*[E]*
(3)	De oliemaatschappijen moeten alles betalen	0	0	*[E]*
(4)	Ik wil daarvoor niet extra betalen, de overheid moet alles betalen	0	0	*[E]*
(5)	Mijn inkomen laat het niet toe om dit bedrag te betalen	0	0	*[E]*
(6)	Andere, te specifiëren	0	0	*[E]*

_____

_____

_____

Vanaf D.6.B moet naar D.7 gegaan worden uitgezonderd bij revisie, dan moet naar E gegaan worden.

Onderstaande vragen werden ingevoegd om de respondent zijn antwoorden te laten herzien als iets verkeerd zou begrepen zijn (meerdere betalingen i.p.v. éénmalig of betalen voor beide scenario's i.p.v. betalen voor één) of als de respondent een ander antwoord wil geven op scenario A nu hij de inhoud kent van scenario B. Bij een positief antwoord op vraag D.9 moet dus teruggekeerd worden naar de betalingsbereidheidvragen voor scenario A (revisiekolom). Als de respondent zijn antwoorden wil herzien op scenario A krijgt hijlzij de mogelijkheid om zijnlhaar antwoorden te herzien voor sceanario B (revisiekolom). Bij de enquêteversie met één scenario (zwaar) zijn vraag D.8 en D.10 weggelaten.

D.7 We bieden u nu de kans om uw antwoorden te herzien. Dit is bijvoorbeeld nodig wanneer u iets verkeerd zou hebben begrepen. Uit wat ik u voorgesteld heb, was het duidelijk dat uw gezin een éénmalige storting in het Noordzeefonds zou moeten doen?

(1)	Ja	0	
(0)	Nee	0	
(99)	Geen antwoord	0	

D.8 Uit wat ik u voorgesteld heb, was het duidelijk dat uw gezin maar voor één van beide programma's zou moeten betalen?

(1)	Ja	0	
(0)	Nee	0	
(99)	Geen antwoord	0	

U weet nu dat u een éénmalige storting zou moeten doen voor één programma, programma A of programma B.

D.9 U kunt misschien beter oordelen over programma A, nu u ook weet wat de inhoud is van programma B. Wenst u eventueel uw oordeel van het eerste programma, programma A, te herzien?

(1)	Ja	0	*[Revisie D.3.A -> D.6.A]*
(0)	Nee	0	***[E]***
(99)	Geen antwoord	0	***[E]***

D.10 Wenst u eventueel uw oordeel van het tweede programma, programma B, te herzien?

(1)	Ja	0	*[Revisie D.3.B -> D.6.B]*
(0)	Nee	0	***[E]***
(99)	Geen antwoord	0	***[E]***

E. Gebruiks- en attitudevragen

Ik zou graag nog enkele vragen willen stellen over uw gezin.

E.1 Bezoekt u, of iemand van uw gezin, soms de Belgische kust?

(1)	Ja	0	*[E.2]*
(0)	Nee	0	*[E.4]*
(99)	Geen antwoord	0	*[E.4]*

E.2 Hoeveel keer heeft u of iemand van uw gezin het voorbije jaar de Belgische kust bezocht? Toon kaart 18

(1)	Eén of tweemaal	0
(2)	Drie tot tienmaal	0
(3)	Meer dan tienmaal	0
(99)	Geen antwoord	0

E.3 Wat is voor uw gezin de belangrijkste reden om de Belgische kust te bezoeken?

_____

_____

_____

E.4 moet aangekruist worden als uit het antwoord op E.3 blijkt dat het gezin een verblijfplaats bezit aan de Belgische kust.

E.4 Als het gezin een verblijfplaats bezit aan de Belgische kust, kruis hier aan ☐.

E.5 Gaat u, of iemand van uw gezin, soms op vakantie in het buitenland om te surfen, te duiken, te zeilen of op het strand te liggen?

(1)	Ja	0
(0)	Nee	0
(99)	Geen antwoord	0

E.6 Zou een eventuele olieverontreiniging voor de Belgische Noordzeekust gevolgen hebben voor uw beroep en/of uw inkomen?

(1)	Ja	0
(0)	Nee	0
(99)	Geen antwoord	0

E.7 Hoe vaak bekijkt u of iemand van uw gezin natuurdocumentaires op TV of hoe vaak leest u of iemand van uw gezin boeken over de natuur? Toon kaart 19

(1)	Heel vaak	0
(2)	Vaak	0
(3)	Soms	0
(4)	Zelden	0
(5)	Nooit	0
(99)	Geen antwoord	0

E.8 Bent u, of is iemand in uw gezin, lid van een natuur- of milieuvereniging?

(1)	Ja	0	*[E.9]*
(0)	Nee	0	*[E.11]*
(99)	Geen antwoord	0	*[E.11]*

E.9 Van welke natuur- of milieuvereniging(en)?

_____

_____

_____

_____

_____ *[E.10]*

E.10 Heeft u, of iemand van uw gezin, in het afgelopen jaar een bijdrage gestort aan een milieu-organisatie of voor een specifiek milieu-project, bovenop het lidgeld van de natuur- of milieuvereniging waarvan u lid bent?

(1)	Ja	0	*[E.11]*
(0)	Nee	0	*[F]*
(99)	Geen antwoord	0	*[F]*

E.11 Heeft u, of iemand van uw gezin, in het afgelopen jaar een bijdrage gestort aan een milieu-organisatie of voor een specifiek milieu-project?

(1)	Ja	0	*[E.12]*
(0)	Nee	0	*[F]*
(99)	Geen antwoord	0	*[F]*

E.12 Welk bedrag werd gedurende het afgelopen jaar gestort?

_____ BEF

(99)	Geen antwoord	0

F. Controle- en evaluatievragen

Denk nog eens na over wat ik u tot hiertoe heb verteld over het probleem van het risico op olieverontreiniging voor de Belgische Noordzeekust.

F.1 Wat denkt u van de programma's die ik u voorstelde om verontreiniging van de Belgische Noordzeekust tegen te gaan. Leken ze u heel doeltreffend, doeltreffend of helemaal niet doeltreffend te zijn ? Toon kaart 20

(1)	Heel doeltreffend	0
(2)	Doeltreffend	0
(3)	Helemaal niet doeltreffend	0
(99)	Geen antwoord	0

F.2 Voelde u zich op één of ander moment tijdens het interview beïnvloed in uw keuze of voelde u zich vrij om uw eigen mening te vormen?

(1)	Voelde zich beïnvloed	0	*[F.3]*
(2)	Voelde zich vrij	0	***[G]***
(99)	Geen antwoord	0	***[G]***

F.3 In welke zin voelde u zich beïnvloed ?

(1)	Om voor het programma te stemmen	0
(2)	Om tegen het programma te stemmen	0
(99)	Geen antwoord	0

G. Socio-demografische informatie

Om af te sluiten, zou ik u nog enkele persoonlijke vragen willen stellen. Uw antwoorden worden vertrouwelijk verwerkt. Uw naam of de naam van uw familie zal op geen enkele manier gebruikt worden in het onderzoek.

G.1 Wat is uw geboortedatum? __ / __ /__

(99)	Geen antwoord	0

G.2 Wat is uw beroepssituatie op dit ogenblik? Toon kaart 21

Respondenten hebben het soms moeilijk om zichzelf in één van de categorieën onder te brengen. Luister naar wat de respondent vertelt over zijn/haar beroep en oordeel zelf met welke categorie dit overeenkomt. Als je dat niet onmiddellijk kan, beschrijf dan wat de respondent vertelt onder punt 12 (bv. ik word per uur betaald, ik werk in het zwart of niet, enz.).

(1)	Werkonbekwaam	0
(2)	Gepensioneerd	0
(3)	Student	0
(4)	Huisvrouw	0
(5)	Werkzoekende	0
(6)	Arbeider/arbeidster in de private sector	0
(7)	Bediende in de private sector	0
(8)	Ambtenaar	0
(9)	Zelfstandig zonder personeel	0
(10)	Werkgever	0
(11)	Meewerkend familielid	0
(12)	Andere, te specifiëren	0
	_____	
	_____	
(99)	Geen antwoord	0

G.3 Wat is het hoogste diploma dat u behaald heeft? **Toon kaart 22**

☐ *Respondenten hebben het soms moeilijk om hun diploma in één van de categorieën onder te brengen. Luister naar wat de respondent vertelt over zijn/haar diploma en oordeel zelf met welke categorie dit overeenkomt. Als je dat niet onmiddellijk kan, beschrijf dan wat de respondent vertelt onder punt 8 (bv. naam van de school).*

(1)	Lager onderwijs of geen diploma	0
(2)	Lager secundair onderwijs, beroeps of technisch	0
(3)	Lager secundair onderwijs, algemeen	0
(4)	Hoger secundair onderwijs, beroeps of technisch	0
(5)	Hoger secundair onderwijs, algemeen	0
(6)	Hoger, niet-universitair onderwijs	0
(7)	Hoger, universitair onderwijs	0

Bij (7) hoort ook industrieel ingenieur, Ehsal, Vlekho, ….

(8)	Andere, te specifiëren	0
	_____	
	_____	
(99)	Geen antwoord	0

G.4 Ik ga u verschillende inkomenscategorieën voorleggen. Kan u mij zeggen in welke categorie het gemiddeld maandelijks netto-inkomen van uw gezin valt. Hierbij moet u rekening houden met het inkomen van elk gezinslid en met werkloosheidsvergoedingen, pensioen, kinderbijslag, sociale uitkering en eventuele andere inkomsten?

Uw antwoord is volledig vertrouwelijk. De gegevens worden enkel gebruikt voor statistische verwerking en uw naam of de naam van uw familie zal op geen enkele manier gebruikt worden in het onderzoek. **Toon kaart 23**

U kan gewoon het nummer aanduiden van de overeenkomstige categorie.

Wanneer de respondent weigert op de vraag te antwoorden, herhaal dan nogmaals dat de enquête volledig anoniem zal verwerkt worden (zeg niet dat het van belang is voor het onderzoek: in dat geval zal de respondent mogelijks nog terughoudender zijn).

(1) 0 – 20.000 0	*(4)* 60.000 – 80.000 0	*(7)* 120.000 – 140.000 0
(2) 20.000 – 40.000 0	*(5)* 80.000 – 100.000 0	*(8)* 140.000 – 160.000 0
(3) 40.000 – 60.000 0	*(6)* 100.000 – 120.000 0	*(9)* > 160.000 0
	(99) Geen antwoord 0	

G.5 Denkt u dat het gezinsinkomen in de toekomst zal stijgen, gelijk blijven of dalen?

(1)	Stijgen	0	

Als de respondent zegt dat zijn inkomen zal stijgen door indexering, kruis dan (2) gelijk blijven aan.

(2)	Gelijk blijven	0	
(3)	Dalen	0	
(99)	Geen antwoord	0	

G.6 Hoeveel thuiswonende kinderen heeft u? ____

(99)	Geen antwoord	0	

G.7 Heeft u een partner waarmee u samenleeft?

(1)	Ja	0	[G.8]
(0)	Nee	0	**[H]**
(99)	Geen antwoord	0	**[H]**

G.8 Wat is de geboortedatum van uw partner? __ / __ /__

(99)	Geen antwoord	0	

H. Persoonskenmerken

Om mijn toezichter toe te laten mijn werk te controleren, zou ik graag uw voornaam weten. Uw naam of de naam van uw familie zal op geen enkele manier gebruikt worden in dit onderzoek. Alles zal discreet en anoniem verwerkt worden.

H.1 Voornaam: _____

H.2 Einde interview: __ u __

Bedankt voor uw medewerking.

In te vullen na het interview

H.3 Geslacht?

(1)	Man	0
(0)	Vrouw	0

I. Controlevragen

Dit document dient na elk interview ingevuld te worden. Het is de bedoeling dat je je oordeel geeft over het verloop van het interview. Op die manier kunnen eventuele problemen geïdentificeerd worden die afbreuk doen aan de betrouwbaarheid van de resultaten van elke individuele enquête. Ga het gesprek in gedachten nog eens na en antwoord eerlijk op de volgende vragen.

I.1 Is het interview vlot verlopen?

(1)	Ja	0	*[I.3]*
(0)	Nee	0	*[I.2]*

I.2 Waarom verliep het interview niet vlot?

(1)	Omdat de respondent de enquête niet goed begreep	0
(2)	Omdat de respondent te veel details wilde weten	0
(3)	Omdat de respondent duidelijk geen interesse had	0
(4)	Omdat de enquête frequent onderbroken werd	0
(5)	Andere, te specifiëren	0

_____

_____

I.3 Heeft de respondent elk deel van de enquête goed begrepen?

(1)	Ja	0	*[I.6]*
(0)	Nee	0	*[I.4]*

I.4 Welke delen heeft de respondent niet of in mindere mate begrepen?

(1)	Algemene vragen	0
(2)	Voorstelling Belgische Noordzeekust	0
(3)	Scenario A	0
(4)	Programma voor scenario A	0
(5)	Scenario B	0
(6)	Programma voor scenario B	0
(7)	Verband tussen scenario A en B	0
(8)	Vragen naar betalingsbereidheid	0
(9)	Controle- en evaluatievragen	0
(10)	Socio-demografische informatie	0
(11)	Persoonskenmerken	0

I.5 Waarom denk je dat de respondent deze delen niet of in mindere mate begreep?

(1)	Omdat dit bleek uit de vragen die hij/zij stelde	0
(2)	Omdat dit bleek uit zijn/haar commentaar	0
(3)	Omdat hij/zij duidelijk geen interesse had	0
(4)	Andere, te specifiëren:	0

_____

_____

_____

I.6 Denk je dat de respondent bij de bepaling van zijn/haar betalingsbereidheid eerlijk antwoordde en voldoende rekening hield met zijn/haar budgetbeperking?

(1)	Ja	0	***[stop]***
(0)	Nee	0	*[I.7]*

I.7 Wat denk je van de opgegeven betalingsbereidheid (WTP) van de respondent?

(1)	Ik vermoed dat de WTP van de respondent in werkelijkheid lager is	0
(2)	Ik vermoed dat de WTP van de respondent in werkelijkheid hoger is	0

CONTROLEER OF ALLES INGEVULD IS!!!!!!!!!!!!

BIJLAGE 4: OPBOUW WAARDERINGSFUNCTIE

Stap 1:

Startmodel: Model met bid, bidlow en bidhigh.

Bijvoegen van 1 extra term:

model	*loglikelihood*	X^2	*p-waarde*
start	-894.99824		
Volgorde	-892.27820	5.44008	0.01967977
Afstand	-894.98515	0.02618	0.8714615
provincie	-877.35008	35.29632	0.0001111275
Gewest	-889.96425	10.06798	0.006512773
Taal	-889.85637	10.28374	0.001342076
B12	-888.71251	12.57146	0.0003916825
B24	-893.32728	3.34192	0.06753576
C1	-887.86335	14.26978	0.0001583875
C2	-890.83738	8.32172	0.003917381
E2	-884.28388	21.42872	0.00008575482
E3-2	-893.93437	2.12774	0.1446539
E3-3	-889.80816	10.38016	0.001273767
E3-4	-894.98523	0.02602	0.8718515
E3-5	-894.96659	0.0633	0.8013542
E5	-891.31604	7.3644	0.00665278
E6	-894.90444	0.1876	0.6649217
E7	-887.58062	14.83524	0.005055427

E8	-890.55115	8.89418	0.002860811
E10-11	-875.67661	38.64326	5.087865^{e}-010
Gezinsgrootte	-886.77179	16.4529	0.00004987383
Leeftijd	-876.83487	36.32674	1.668587^{e}-009
Geslacht	-891.25285	7.49078	0.006201569
Beroep	-888.04545	13.90558	0.1773421
Opleiding	-866.13249	57.7315	1.298875^{e}-010
Inkomen	**-832.96422**	**124.068**	**0**
Omvang verontreiniging	-893.29028	3.41592	0.06457041
Vervuiling zwin	-893.76231	2.47186	0.1159007
Vervuiling Ijzermonding	-893.68679	2.6229	0.1053318
# slepers/bestrijdingsformen	-893.28922	3.41804	0.06448753

Stap 2:

Inclusie van inkomen.

model	*loglikelihood*	*X2*	*p-waarde*
start	-832.96422		
volgorde	-829.73305	6.46074	0.01102837
afstand	-832.78615	0.35614	0.5506578
provincie	-820.88708	24.15428	0.007201248
Gewest	-831.07291	3.78262	0.150874
Taal	-830.95352	4.0214	0.04492641

B12	-830.41966	5.08912	0.02407641
B24	-831.62749	2.67346	0.102034
C1	-826.64957	12.6293	0.0003797474
C2	-831.14405	3.64034	0.05639542
E2	-830.09428	5.73988	0.1249747
E3-2	-831.73811	2.45222	0.1173588
E3-3	-830.08076	5.76692	0.01633063
E3-4	-832.61276	0.70292	0.4018043
E3-5	-832.37707	1.1743	0.2785195
E5	-831.04087	3.8467	0.04984397
E6	-831.95055	2.02734	0.1544908
E7	-823.58156	18.76532	0.000873919
E8	-830.41252	5.1034	0.02387899
E10-11	-818.65723	28.61398	8.834208^{e}-008
Gezinsgrootte	-832.32138	1.28568	0.2568456
Leeftijd	-829.67682	6.5748	0.01034326
Geslacht	-831.668	2.59244	0.1073748
Beroep	-827.16887	11.5907	0.3133826
Opleiding	-823.98706	17.95432	0.006347371
Omvang verontreiniging	-831.42657	3.0753	0.07948993
Vervuiling zwin	-831.68242	2.5636	0.1093493
Vervuiling Ijzermonding	-831.94144	2.04556	0.1526508

# slepers/bestrijdingsformen	-831.42996	3.06852	0.07982211

→ inclusie E10-11

inkomen nog steeds significant?

→ $X^2 = 2*(-818.65723) - 2*(-875.67661) = 114.0388$

→ p-waarde=0

→ inkomen nog steeds significant.

Stap 3:

Model met inkomen en E10-11.

model	***loglikelihood***	***X2***	***p-waarde***
start	-818.65723		
volgorde	-815.28116	6.75214	0.009363531
afstand	-818.49094	0.33258	0.5641438
provincie	-806.26446	24.78554	0.005767175
Gewest	-816.72990	3.85466	0.1455363
Taal	-816.52466	4.26514	0.03890204
B12	-817.11451	3.08544	0.0789959
B24	-817.40870	2.49706	0.114059
C1	-814.39457	8.52532	0.003502392
C2	-817.24528	2.8239	0.0928705
E2	-815.78742	5.73962	0.1249888
E3-2	-817.67281	1.96884	0.160571
E3-3	-816.97672	3.36102	0.06675671

E3-4	-818.36485	0.58476	0.4444526
E3-5	-817.07759	3.15928	0.07549647
E5	-816.84460	3.62526	0.05690868
E6	-817.08451	3.14544	0.07613946
E7	**-810.57796**	**16.15854**	**0.00281364**
E8	-817.67052	1.97342	0.1600853
Gezinsgrootte	-818.18356	0.94734	0.3303973
Leeftijd	-814.62733	8.0598	0.004525818
Geslacht	-817.9770	1.36046	0.2434578
Beroep	-813.63719	10.04008	0.436984
Opleiding	-812.63571	12.04304	0.06101549
Omvang verontreiniging	-817.31436	2.68574	0.1012502
Vervuiling zwin	-817.54474	2.22498	0.1357944
Vervuiling Ijzermonding	-817.75747	1.79952	0.1797705
# slepers/bestrijdingsformen	-817.31714	2.68018	0.1016042

→ inclusie van E7.

→ inkomen en E10-11 nog significant?

→ inkomen: $X^2 = -2*(-810.57796) - 2*(-869.88232)=118.6087$

→ p-waarde=0

→ E10-11: $X^2 = -2*(-810.57796) - 2*(-823.58156)=26.0072$

→ p-waarde = 0.0000003401464

→ inkomen en E10-11 nog steeds significant.

Stap 4:

Model met Inkomen, E10-11 en E7.

model	*loglikelihood*	*X2*	*p-waarde*
start	-810.57796		
volgorde	-807.12515	6.90562	0.008592522
afstand	-810.35344	0.44904	0.5027912
provincie	-799.40927	22.33738	0.01347515
Gewest	-809.25542	2.6451	0.266455
Taal	-809.11534	2.92524	0.08720426
B12	-809.23375	2.68842	0.10108
B24	-809.92054	1.31484	0.2515202
C1	-807.61247	5.93098	0.01487697
C2	-809.53256	2.0908	0.1481885
E2	-808.82522	3.50548	0.3200521
E3-2	-808.91471	3.3265	0.0681718
E3-3	-809.57581	1.3265	0.2494288
E3-4	-810.25385	0.64822	0.4207498
E3-5	-808.70074	3.75444	0.05266744
E5	-809.33916	2.4776	0.1154783
E6	-809.50188	2.15216	0.1423695
E8	-810.45670	0.24252	0.6223919

Gezinsgrootte	-810.21443	0.72706	0.3938378
Leeftijd	**-805.13569**	**10.88454**	**0.0009697026**
Geslacht	-809.60435	1.94722	0.1628867
Beroep	-805.09463	10.96666	0.3601214
Opleiding	-804.39328	12.36936	0.05421823
Omvang verontreiniging	-809.59222	1.97148	0.1602909
Vervuiling zwin	-809.85828	1.43936	0.2302429
Vervuiling Ijzermonding	-809.82382	1.50828	0.2194017
# slepers/bestrijdingsformen	-809.59168	1.97256	0.1601764

→ inclusie van Leeftijd

→ inkomen, E10-11 en E7 nog significant?

→ inkomen: $X^2 = -2*(-805.13569) - 2*(-848.00662)=85.74186$

→ p-waarde=3.441691^e-015

→ E10-11: $X^2 = -2*(-805.13569) - 2*(-818.50270)=26.73402$

→ p-waarde = 0.0000002334745

→ E7: $X^2 = -2*(-805.13569) - 2*(-814.62733)= 18.98328$

→ p-waarde = 0.0007919112

→ inkomen, E7en E10-11 nog steeds significant.

Stap 5:

Model met Inkomen, E7, E10-11 en leeftijd.

model	*loglikelihood*	*X2*	*p-waarde*
start	-805.13569		

volgorde	**-801.61200**	**7.04738**	**0.007938128**
afstand	-805.05262	0.16614	0.6835653
provincie	-793.97409	22.3232	0.01354015
Gewest	-803.33590	3.59958	0.1653336
Taal	-803.16744	3.9365	0.04724899
B12	-803.34681	3.57776	0.05855806
B24	-804.79583	0.67972	0.4096832
C1	-801.92614	6.4191	0.01128994
C2	-804.21352	1.84434	0.1744431
E2	-803.06021	4.15096	0.2456178
E3-2	-804.16195	1.94748	0.1628587
E3-3	-804.10858	2.05422	0.151785
E3-4	-804.53571	1.19996	0.2733297
E3-5	-802.92119	4.429	0.0353332
E5	-804.75867	0.75404	0.3852001
E6	-804.71287	0.84564	0.3577887
E8	-804.98262	0.30614	0.5800586
Gezinsgrootte	-804.06294	2.1455	0.1429884
Geslacht	-804.20895	1.85348	0.1733792
Beroep	-800.23584	9.7997	0.4582387
Opleiding	-800.93417	8.40304	0.210037
Omvang verontreiniging	-804.13877	1.99384	0.15794

Vervuiling zwin	-804.37351	1.52436	0.2169609
Vervuiling Ijzermonding	-804.40900	1.45338	0.2279864
# slepers/bestrijdingsformen	-804.13918	1.99302	0.1580255

→ inclusie van volgorde scenario.

→ inkomen, E10-11, E7 en leeftijd nog significant?

inkomen: X^2 = -2*(-801.61200) – 2*(-844.96752)=86.71104

p-waarde=2.109424^e-015

E10-11: X^2 = -2*(-801.61200) – 2*(-815.14036) = 27.05671

p-waarde = 0.0000001975722

E7: X^2 = -2*(-801.61200) – 2*(-811.21210) = 19.2002

→ p-waarde = 0.0007178596

Leeftijd: X^2 = -2*(-801.61200) – 2*(-807.12515) = 11.0263

→ p-waarde = 0.008982826

→ inkomen, E7, E10-11 en leeftijd nog steeds significant.

Stap 6:

Model met volgorde, E7, E10-11, leeftijd en inkomen.

model	*loglikelihood*	*X2*	*p-waarde*
start	-801.61200		
afstand	-801.51607	0.19186	0.661373
provincie	-790.43406	22.35588	0.01339078
Gewest	-799.81380	3.5964	0.1655967
Taal	-799.65092	3.92396	0.04760263

B12	-799.80390	3.6162	0.05721943
B24	-801.26406	0.69588	0.4041715
C1	**-798.36607**	**6.49186**	**0.01083695**
C2	-800.68704	1.84992	0.1737927
E2	-799.44320	4.3376	0.2272415
E3-2	-800.61711	1.98978	0.1583639
E3-3	-800.58363	2.05674	0.1515341
E3-4	-800.99248	1.23904	0.2656561
E3-5	-799.46676	4.29048	0.03832634
E5	-801.21149	0.80102	0.3707886
E6	-801.21271	0.79858	0.3715183
E8	-801.46547	0.29306	0.5882663
Gezinsgrootte	-800.50076	2.22248	0.1360144
Geslacht	-800.68181	1.86038	0.1725809
Beroep	-796.88682	9.45036	0.4899612
Opleiding	-797.38976	8.44448	0.2073136
Omvang verontreiniging	-800.74616	1.73168	0.1881965
Vervuiling zwin	-801.19547	0.83306	0.3613892
Vervuiling Ijzermonding	-801.17390	0.8762	0.3492446
# slepers/bestrijdingsformen	-800.74596	1.73208	0.1881455

Inclusie van C1

→ inkomen, E10-11, E7, leeftijd en volgorde nog significant?

inkomen: X^2 = -2*(-798.36607) – 2*(-840.44721)=84.16228

p-waarde = 7.105427e-015

E10-11: X^2 = -2*(-798.36607) – 2*(-810.28369) = 23.83524

p-waarde = 0.000001049435

E7: X^2 = -2*(-798.36607) – 2*(-806.37001) = 16.00788

→ p-waarde = 0.003008608

Leeftijd: X^2 = -2*(-798.36607) – 2*(-804.13053) = 11.52892

→ p-waarde = 0.0006852181

Volgorde: X^2 = -2*(-798.36607) – 2*(-801.92614) = 7.12014

→ p-waarde = 0.007622275

→ inkomen, E7, E10-11, leeftijd en volgorde nog steeds significant.

Stap 7:

Model met inkomen, E7, E10-11, C1, leeftijd en volgorde.

model	*loglikelihood*	*X2*	*p-waarde*
start	-798.36607		
afstand	-797.89996	0.93222	0.3342867
provincie	**-787.42792**	**21.8763**	**0.01574733**
Gewest	-796.93951	2.85312	0.0911968
Taal	-796.93794	2.85626	0.0910189
B12	-796.42991	3.87232	0.04908862
B24	-797.95711	0.81792	0.365789

C2	-797.61114	1.50986	0.2191605
E2	-796.56910	3.59394	0.3087812
E3-2	-796.96513	2.80188	0.09415385
E3-3	-797.87273	0.98668	0.3205552
E3-4	-797.87050	0.99114	0.3194639
E3-5	-796.60884	3.51446	0.06083548
E5	-797.82555	1.08104	0.298465
E6	-798.04388	0.64438	0.4221292
E8	-798.35506	0.02202	0.8820339
Gezinsgrootte	-797.50997	1.7122	0.1907002
Geslacht	-797.87422	0.9837	0.321287
Beroep	-793.63881	9.45452	0.4895781
Opleiding	-794.16108	8.40998	0.2095789
Omvang verontreiniging	-797.55364	1.62486	0.2024155
Vervuiling zwin	-797.99040	0.75134	0.3860523
Vervuiling Ijzermonding	-797.93959	0.85296	0.3557163
# slepers/bestrijdingsformen	-797.55285	1.62644	0.2021962

Inclusie van provincie

→ inkomen, E10-11, E7, leeftijd, volgorde en C1 nog significant?

inkomen: X^2 = -2*(-787.42792) – 2*(-825.36706) = 75.87828

p-waarde = 3.208878e-012

E10-11: X^2 = -2*(-787.42792) – 2*(-799.92309) = 24.99034

p-waarde = 0.0000005761827

E7: X^2 = -2*(-787.42792) – 2*(-793.88608) = 12.91632

p-waarde = 0.01169199

Leeftijd: X^2 = -2*(-787.42792) – 2*(-793.15709) = 11.45834

p-waarde = 0.0007117385

Volgorde: X^2 = -2*(-787.42792) – 2*(-791.00282) = 7.1498

p-waarde = 0.007497235

C1: X^2 = -2*(-787.42792) – 2*(-790.43406) = 6.01228

p-waarde = 0.01420666

→ inkomen, E7, E10-11, leeftijd, volgorde en C1 nog steeds significant

Stap 8:

Model met inkomen, E7, E10-11, C1, leeftijd, volgorde en provincie.

model	*loglikelihood*	*X2*	*p-waarde*
start	-787.42792		
afstand	-786.45854	1.93872	0.1638076
Gewest	Matrix singulier		
Taal	-786.36864	2.11852	0.1455271
B12	-785.54864	3.75852	0.05253906
B24	-786.75824	1.33932	0.2471539
C2	-786.51412	1.82756	0.176416
E2	-785.64517	3.5655	0.3123658

E3-2	**-785.46682**	**3.9222**	**0.04765248**
E3-3	-787.09030	0.67524	0.4112306
E3-4	-787.36455	0.12674	0.7218364
E3-5	-786.60571	1.64442	0.1997201
E5	-786.51236	1.83112	0.1759953
E6	-786.70105	1.45374	0.2279288
E8	-787.39738	0.06108	0.804797
Gezinsgrootte	-786.76263	1.33058	0.2487021
Geslacht	-786.79906	1.25772	0.2620831
Beroep	-782.31587	10.2241	0.4210572
Opleiding	-781.87639	11.10306	0.08524299
Omvang verontreiniging	-786.20050	2.45484	0.1171631
Vervuiling zwin	-786.98733	0.88118	0.3478787
Vervuiling Ijzermonding	-786.64325	1.56934	0.2103029
# slepers/bestrijdingsformen	-786.19369	2.46846	0.1161517

Inclusie van E3-2

→ inkomen, E10-11, E7, leeftijd, volgorde, C1 en provincie nog significant?

inkomen: X^2 = -2*(-785.46682) – 2*(-824.14545) = 77.35726

p-waarde = 1.651235^{e}-012

E10-11: X^2 = -2*(-785.46682) – 2*(-797.52126) = 24.10888

p-waarde = 0.0000009103951

E7: X^2 = -2*(-785.46682) – 2*(-792.30918) = 13.68472

p-waarde = 0.008372354

Leeftijd: X^2 = -2*(-785.46682) – 2*(-790.34982) = 9.766

p-waarde = 0.001777688

Volgorde: X^2 = -2*(-785.46682) – 2*(-789.07520) = 7.21676

p-waarde = 0.007222596

C1: X^2 = -2*(-785.46682) – 2*(-788.82916) = 6.72468

p-waarde = 0.009508779

Provincie: X^2 = -2*(-785.46682) – 2*(-796.96513) = 22.99662

p-waarde = 0.01075906

→ inkomen, E7, E10-11, leeftijd, volgorde, C1 en provincie nog steeds significant.

Stap 8:

Model met inkomen, E7, E10-11, C1, leeftijd, volgorde, provincie en E3-2

model	*loglikelihood*	*X2*	*p-waarde*
start	-785.46682		
afstand	-784.28135	2.37094	0.1236126
Gewest	Matrix singulier		
Taal	-784.44354	2.04656	0.1525505
B12	-783.60445	3.72474	0.05361197
B24	-784.55291	1.82782	0.1763853
C2	-784.54536	1.84292	0.1746091
E2	-783.63773	3.65818	0.3008187
E3-3	-785.09394	0.74576	0.387822

E3-4	-785.34876	0.23612	0.6270226
E3-5	-784.37744	2.17876	0.1399272
E5	-784.35149	2.23066	0.135296
E6	-784.59382	1.746	0.1863804
E8	-785.46675	0.00014	0.9905595
Gezinsgrootte	-784.79513	1.34338	0.2464388
Geslacht	-784.93042	1.0728	0.3003138
Beroep	-780.47004	9.99356	0.4410585
Opleiding	-779.39448	12.14468	0.05881791
Omvang verontreiniging	-784.31616	2.30132	0.1292641
Vervuiling zwin	-785.00434	0.92496	0.336176
Vervuiling Ijzermonding	-784.67554	1.58256	0.2083923
# slepers/bestrijdingsformen	-784.2008	2.53204	0.1115559

→ geen variabelen meer significant.

BIJLAGE 5: VRAGENLIJSTEN HERSTELKOSTEN

Bijlage 5.1: Invulformulier- Herstelkosten (Zee)vogels-Olieslachtoffers Noordzee

Invulformulier – Herstelkosten (Zee)vogels-Olieslachtoffers Noordzee

Naam organisatie: *Adres:* *Tel.:* *Contactpersoon:*

1. Welke activiteiten worden door uw organisatie uitgevoerd? (Voeg eventueel een folder bij):

2. Gelieve **Tabel 1** in te vullen.

Opmerking: het enkel gaat om (zee)vogelsoorten die als olieslachtoffer in het centrum binnengebracht werden.

- Hoeveel en welke soorten 'met olie besmeurde vogels' werden de voorbije 3 jaren (1997, 1998, 1999) opgevangen? (deze die afkomstig zijn van een ander opvangcentrum en daar reeds een behandeling hebben gehad, worden buiten beschouwing gelaten)
- Wat is de gemiddelde tijdsduur van de opvangperiode per (zee)vogelsoort?
- Hoeveel (zee)vogels hebben de oliebesmeuring overleefd?
- Hoeveel werden na herstel en verzorging terug in de Noordzee gezet?
- Welke eindbestemming hebben de andere (zee)vogels die de opvang overleven? (ander opvangcentrum, ...)

Wat is de totale capaciteit van het centrum? .....

Tabel 1: Capaciteit en werking van het opvangcentrum

(Zee)vogelsoort	Aantal binnengekomen vogels			Aantal vogels die het opvangproces overleefd hebben			Aantal terug in zee gezette vogels			Gemiddelde tijdsduur van de opvangperiode (in aantal weken/dagen)	Eindbestemming
	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999		
Duikers											
Fuut											
Zwarte zee-eend											
Jan van Gent											
Noorse stormvogel											
Grote jager											
Dwergmeeuw											
Kokmeeuw											
Stormmeeuw											
Kleine mantelmeeuw											
Zilvermeeuw											
Grote mantelmeeuw											
Drieteenmeeuw											
Grote stern											
Visdief											
Zeekoet											
Alk											
Zwartkopmeeuw											
Dwergstern											

3. Hoeveel bedragen de operationele kosten van uw organisatie van de voorbije 3 jaar? Ze worden ingedeeld in vaste (personeel, huurprijs gebouw, verwarming, afschrijving machines, ...) en variabele kosten die afhankelijk zijn van de vogelbezetting van het centrum (voeding, medicatie, ...). Deze kosten kunnen eventueel teruggevonden worden in de jaarrekening.

Tabel 2: Operationele kosten van het centrum van de voorbije 3 jaren

	1997	1998	1999
Vaste kosten			
Variabele kosten			

4. Tabel 3 laat toe om per (zee)vogelsoort een gemiddelde kostprijs te bepalen per week of per dag (gelieve dit duidelijk aan te geven) dat een besmeurde vogel opgevangen wordt. Er wordt tevens een kostprijs gevraagd van de verschillende onderdelen van de opvang. Gelieve aan te geven indien sommige behandelingen, zoals medicatie, schoonmaak, ... slechts eenmalig of minder frequent moeten gebeuren.

   Opmerking: Indien het opvangproces (verzorging, schoonmaak, voeding, medicatie, ...) voor bepaalde (zee)vogelsoorten als gelijkaardig beschouwd kan worden, dient dit slechts één keer uitgewerkt te worden. Gelieve in dergelijk geval duidelijk aan te geven welke (zee)vogelsoorten hetzelfde proces doorlopen.

(Zee)vogelsoort	Samenstelling van het dieet (per week/per dag))		Medicatie		Schoonmaakproducten		Specifieke behandelingen of vereisten voor hun opvang		Tijdsbesteding	
		Kostprijs		Kostprijs		Kostprijs		Kostprijs	Schoonmaak	Verzorging/ voeding
Alk	*x kg sprot* *x kg zandspiering*	*x BF/kg* *x BF/kg*	*1 behandeling Antibioticum*	*x BF/ behandeling*	*1 beurt met detergent (# beurten/liter)*	*x BF/l*	*Opvang onder een drooglamp*		*x uur/dag*	*x uur/dag*

Tabel 3: Bespreking van de verschillende onderdelen van het opvangproces per zeevogelsoort

5. Heeft uw organisatie reeds deelgenomen aan kweekprogramma's voor restoratie? Indien ja, over hoeveel soorten gaat het en hoeveel dieren per soort namen er aan deel.

Tabel 4: Bespreking kweekprogramma's

	Zee(vogel)	Aantal dieren per soort
Kweekprogramma 1		
Kweekprogramma 2		
Kweekprogramma 3		

Opmerking: indien het voor u heel moeilijk is om een kostprijs te bepalen voor olieslachtoffers in het bijzonder, mag u zeker de kostprijs van een algemene opvang van een gestrande vogel opgeven.

Bijlage 5.2: Invulformulier- Herstelkosten Zeezoogdieren-Olieslachtoffers Noordzee

Invulformulier – Herstelkosten Zeezoogdieren-Olieslachtoffers Noordzee

Naam organisatie:
Adres:

Tel.:
Contactpersoon:

1. Welke activiteiten worden door uw organisatie uitgevoerd? (Voeg eventueel een folder bij):

2. Gelieve **Tabel 1** in te vullen.

   Opmerking: het gaat enkel om zeezoogdieren die als olieslachtoffer in het centrum binnengebracht werden.

   - Hoeveel en welke soorten 'met olie besmeurde zeezoogdieren' werden de voorbije 3 jaren (1997, 1998, 1999) opgevangen? (deze die afkomstig zijn van een ander opvangcentrum en daar reeds een behandeling hebben gehad, worden buiten beschouwing gelaten)
   - Wat is de gemiddelde tijdsduur van de opvangperiode per zeezoogdier?
   - Hoeveel zeehonden hebben de oliebesmeuring overleefd?
   - Hoeveel werden na herstel en verzorging terug in de Noordzee gezet?
   - Welke eindbestemming hebben de andere zeezoogdieren die de opvang overleven? (ander opvangcentrum, …)

Tabel 1: Capaciteit en werking van het opvangcentrum

(Zee)vogelsoort	Aantal binnengekomen zeezoogdieren			Aantal zeezoogdieren die het opvangproces overleefd hebben			Aantal terug in zee gezette zeezoogdieren			Gemiddelde tijdsduur van de opvangperiode (in aantal weken/dagen)	Eindbestemming
	1997	1998	1999	1997	1998	1999	1997	1998	1999		
Gewone zeehond											
Grijze zeehond											

Wat is de totale capaciteit van het centrum? .....

3. Hoeveel bedragen de operationele kosten van uw organisatie van de voorbije 3 jaar? Ze worden ingedeeld in vaste (personeel, huurprijs gebouw, verwarming, afschrijving machines, ...) en variabele kosten die afhankelijk zijn van de vogelbezetting van het centrum (voeding, medicatie, ...). Deze kosten kunnen eventueel teruggevonden worden in de jaarrekening.

Tabel 2: Operationele kosten van het centrum van de voorbije 3 jaren

	1997	1998	1999
Vaste kosten			
Variabele kosten			

4. **Tabel 3** laat toe om per zeezoogdier een gemiddelde kostprijs te bepalen per week/per dag dat een zeezoogdier opgevangen wordt. (gelieve duidelijk aan te geven of de kostprijs per dag of per week gegeven is). Er wordt tevens gevraagd om de kostprijs aan te geven van de verschillende onderdelen van de opvang. Gelieve aan te geven indien sommige behandelingen, zoals medicatie, schoonmaak, ... slechts eenmalig of minder frequent moeten gebeuren.

   Opmerking: Indien het opvangproces (verzorging, schoonmaak, voeding, medicatie, ...) voor bepaalde zeezoogdiersoorten als gelijkaardig beschouwd kan worden, dient dit slechts één keer vermeld te worden. Gelieve in dergelijk geval duidelijk aan te geven welke soorten hetzelfde proces doorlopen.

Zeezoogdiersoort	Samenstelling van het dieet (per week/per dag)		Medicatie		Schoonmaakproducten		Specifieke behandelingen of vereisten	
		Kostprijs		Kostprijs		Kostprijs		Kostprijs
Gewone zeehond	*x kg vissoort x*	*x BF/kg*	*1 behandeling Antibiticum*	*x BF/behandeling*	*1 beurt met detergent* *(# beurten/liter)*	*x BF/l*	*Opvang in quarantaine*	

Tabel 3: Detail van het opvangproces per zeezoogdier

5. Heeft uw organisatie reeds deelgenomen aan kweekprogramma's voor restoratie? Indien ja, om welke soorten gaat het en hoeveel dieren namen er per soort aan deel?

Tabel 4: Bespreking kweekprogramma's

	Zeezoogdier	Aantal dieren per soort
Kweekprogramma 1		
Kweekprogramma 2		
Kweekprogramma 3		

Alvast hartelijk bedankt voor uw medewerking!!!!

Bijlage 5.3: Invulformulier Herstelkosten Noordzee Kweekprogramma Vissen

Invulformulier – Herstelkosten Noordzee – Kweekprogramma Vissen

Naam organisatie:j
Adres:

Tel.:
Contactpersoon:

1. Welke activiteiten worden door uw dienst uitgevoerd? (Voeg eventueel één of enkele artikels bij specifiek over kweekprogramma's)

2. Gelieve Tabel 1 in te vullen.

a) Welke vissoorten worden momenteel in het centrum gekweekt?
b) Wat is het aantal vissen per soort gekweekt op jaarbasis?
c) Wat is het aantal gekweekte vissen dat wordt uitgezet in de Noordzee?
d) Wat is de eindbestemming van de andere vissen (terug in kweekprogramma, ...)

De ingevuld gegevens zijn voor het jaar .....

Indien er sterke Hoeveel en welke vissoorten worden momenteel in het centrum gekweekt en worden daarna in de Noordzee uitgezet?

Tabel 1: Capaciteit en werking van het centrum

Vissoort	# gekweekte vissen/soort	# in Noordzee uitgezette vissen	Eindbestemming van andere vissen
Tarbot			
Tong			

3. Hoeveel bedragen de operationele kosten van uw organisatie van de voorbije 3 jaar? Ze worden ingedeeld in vaste (personeel, huurprijs gebouw, verwarming, afschrijving machines, ...) en variabele kosten die afhankelijk zijn van de vogelbezetting van het centrum (voeding, medicatie, ...). Deze kosten kunnen eventueel teruggevonden worden in de jaarrekening.

Tabel 2: Operationele kosten van het centrum van de voorbije 3 jaren

	1997	1998	1999
Vaste kosten			
Variabele kosten			

4. Zoals aangehaald in de begeleidingsbrief heeft de opdracht de doelstelling een antwoord te krijgen op de vraag: 'Wat is de totale kostprijs voor het kweken en in vrijheid stellen van een vis?'.

Eén van de mogelijkheden is om de totale operationele kosten van de activiteiten die te maken hebben met het kweken te delen door het aantal gekweekte vissen.

Evenwel kunnen de operationele kosten sterk verschillen per soort, dan indien mogelijks, wordt een dergelijke berekening per soort uitgevoerd.

Indien mogelijk wordt voor de bovenstaande berekening aangeduid hoeveel de variabele kost per gekweekte vis bedraagt (variabele kosten zijn alle kosten die bijkomend dienen gemaakt te worden per bijkomende gekweekte vis, bv.voeding, ...).

Opmerking: Merk op dat er zeker wijzigingen, opmerkingen en aanvullingen mogen gebeuren aan dit invulformulier. Indien u zelf een indeling van de verschillende kweekstadia met de betreffende kostprijs nodig acht kan u dat gerust doen. Ik ben namelijk niet echt op de hoogte van het verloop van zo'n kweekproces. Ook om die reden had ik willen vragen om wat algemene informatie toe te voegen, waardoor ik mij een beter zicht kan vormen van het proces.

Voor de berekening van de kosten mag u u zeker baseren op gegevens uit buitenlandse projecten en kweekcentra. Gelieve in dit geval wel de referentie aan te geven.

Alvast hartelijk bedankt voor uw medewerking!!!!