

UNIVERSITAIRE INSTELLING ANTWERPEN
INSTITUUT VOOR MILIEUKUNDE

PROGRAMMA MILIEUKUNDE - 5de PROMOTIE
ACADEMIEJAAR 1990 - 1991

HET SCHELDEESTUARIUM :
DE MOEILIJKE ONTMOETING
TUSSEN DE RIVIER EN DE ZEE

66386

projectbegeleider :

Prof R. VAN GRIEKEN

Projectwerk voorgedragen door :

Johan BOGAERT
Robert NUYTS
Paul RAMAEKERS
Guido VAN DEN BROEK
Guido VAN MEEL
Gert VERREET
Kris WILLEMS

SAMENVATTING

'Het Scheldeëstuarium : de moeilijke ontmoeting tussen de rivier en de zee'

In hoofdstuk één wordt het studiegebied nader omschreven : wat is eigenlijk een estuarium? Geografie, morfologie, particulier materiaal en estuariene circulatie komen aan bod. Ruime aandacht wordt besteed aan de ecologie van het estuarium : wat is er in het algemeen bekend over de specifieke estuariene ecologie, en wat valt er te zeggen over het ecosysteem Scheldeëstuarium. Als besluit van het eerste hoofdstuk wordt gesteld dat het overgangsgebied tussen rivier en zee een heel aparte 'filter' of interface vormt.

In hoofdstuk twee komen menselijk ingrijpen en functie aan bod: 'duurzaam' gebruik (recreatie en visserij), vaarweg en waterhuishouding en tenslotte de vervuiling. Enkele verschillende vormen en parameters van vervuiling worden behandeld. Het waterkwaliteitsvraagstuk wordt nog steeds gedomineerd door het gebrek aan zuurstof in de Zeeschelde. Als besluit wordt daarnaast gesteld dat in het Scheldeëstuarium eigenlijk nog te weinig geweten is over het belang van de aanwezige micropolluenten.

De rol van de industrie wordt dan doorgelicht in hoofdstuk drie : het economisch belang van de Schelde als maritieme toegangsweg tot de havensteden, de watervervuiling door de industrie en de 'grenzen' aan de zuivering, dit zowel technologisch als economisch. Een belangrijk en cruciaal deelaspect, de baggerproblematiek, wordt in detail behandeld in hoofdstuk vier waarbij o.a. aandacht wordt geschonken aan de volumes, de verontreiniging en de wijze van verwerken. Baggerspecie-beleid moet gericht zijn op het in alle opzichten minimaliseren van de milieu-involed van baggerspecieverwerking. Tot zover het eerder beschrijvende gedeelte van het rapport.

Vanuit die toestandsschets worden in hoofdstuk vijf de diverse beleidsmatige aspecten van de Scheldeproblematiek doorgelicht. Is het mogelijk een grotere afstemming te bereiken van de diverse functies en beleidsdomeinen onderling, om zo de huidige conflicten te verminderen ?

De studie wordt besloten in hoofdstuk zes, besluiten, met een appreciatie van de huidige toestand en een aantal algemene beschouwingen en statements i.v.m. het beleid en de wenselijke evolutie. Er wordt gesteld dat, niettegenstaande de grote hoeveelheid studies die recentelijk rond het onderwerp werden gepubliceerd, men eigenlijk nog zeer weinig essentieels weet over de ecologie van het systeem. Informatie over de toestand vóór de industriële expansie - en dus vóór de opmars van de vervuiling - is niet of bijna niet beschikbaar, wat het formuleren van gefundeerde ecologische doelstellingen voor het beleid moeilijk maakt. Verder, geïntegreerd, onderzoek is daarom dringend gewenst. Wat het beleid zelf betreft, dient te worden gestreefd naar een bekkenbeheer over de grenzen van de verschillende oeverstaten heen : enkel op deze manier kan men tot een gecoördineerde en efficiënte aanpak van de verschillende problemen komen.

Een uitgebreide bespreking van de ecologie van estuaria is terug te vinden in een bijlage.

Woord Vooraf	iv
Lijst van afkortingen	v
Verklarende woordenlijst	viii

1. BESCHRIJVING VAN HET STUDIEGEBIED.....	hoofdstuk 1
1.1. Definitie van een estuarium, afbakening van het studiegebied	1
1.2. Estuariene circulatie	1
1.2.1. Algemeen	
1.2.2. Verticale en horizontale zoutdistributie	
1.3. Geografie en morfologie	7
1.3.1. Ontstaan en geografie van het estuarium	
1.3.2. Morfologische structuren	
1.4. Particulair materiaal en de estuariene circulatie	9
1.4.1. Algemeen	
1.4.2. Materiaal in suspensie	
1.4.3. Sedimenten	
1.5. Ecologie van het estuarium	17
1.5.1. Abiotische factoren	
1.5.2. Het estuarien ecosysteem	
1.6. De Westerschelde als een schakel tussen de Schelde en de Noordzee	32
 2. MENSELIJK INGRIJPEN EN FUNKTIES.....	 hoofdstuk 2
2.1. 'Duurzaam' gebruik	1
2.1.1. Rekreatie	
2.1.2. Visserij	
2.2. De vaarweg en zijn waterhuishouding	9
2.2.1. Scheepvaart op de Schelde, instandhouding en uitbreiding van de vaarweg	
2.2.2. Waterhuishouding en overstromingsbescherming	
2.3. Vervuiling	15
2.3.1. Algemeen	
2.3.2. 'Biologische parameters', zuurstofhuishouding : het redox-systeem	
2.3.3. Zware metalen	
2.3.4. Persistente organische pollutanten	
2.3.5. Radioactieve vervuiling	
2.3.6. Invloed van de vervuiling op de ecologische toestand	
 3. DE INDUSTRIE AAN DE SCHELDE.....	 hoofdstuk 3
3.1. Het economisch belang van de Schelde	1
3.1.1. De Antwerpse haven	
3.1.2. De andere Scheldesteden	
3.1.3. Ruimtegebruik langsheen de Schelde	
3.2. De industrie en de watervervuiling	10
3.2.1. Stadskontrolle	
3.2.2. Investerings in waterzuivering	
3.2.3. De nog resterende problemen	
3.3. Grenzen aan de zuivering	15
3.3.1. Afnemend grensnut van verdere zuiveringen	
3.3.2. De lozingsvergunning en de wet	

4.	EEN DEELASPEKT VERDER DOORGELICHT : DE BAGGERSPECIE.....	hoofdstuk 4
4.1.	Inleiding : Baggernoodzaak en probleemstelling	1
4.2.	Baggerspeciehoeveelheden	1
4.2.1.	Brongerichte aanpak	
4.2.2.	Transportgerichte aanpak	
4.2.3.	Besluit	
4.3.	Analyse van de baggerwerken	3
4.3.1.	Volumes	
4.3.2.	Verontreiniging	
4.4.	Verwerking van baggerspecie	11
4.4.1.	Berging van baggerspecie in onderwatercellen	
4.4.2.	Scheiding van de zandfractie en de slibfractie	
4.4.3.	Laguneringsstorten	
4.4.4.	Alternatieve ontwateringstechnieken	
4.4.5.	Berging 'Plan Valkenissegebied'	
4.4.6.	Nuttige toepassingen van baggerspecie	
4.5.	Sediment-water pollutendynamiek : relevantie voor de baggerwerken	13
4.5.1.	Processen	
4.5.2.	Samenspel van processen in het estuariene milieu	
4.5.3.	Mogelijke vrijstelling van pollutanten bij verschillende bergingstechnieken van baggerspecie	
5.	ECOLOGIE VAN HET BELEID.....	hoofdstuk 5
5.1.	Betrokkenen, aangrijpingspunten en operationele doelstellingen, schaalniveaus	1
5.1.1.	Inleiding	
5.1.2.	Het beleid inzake recreatie- en visserijfunctie	
5.1.3.	Het beleid inzake scheepvaart- en vaarwegfunctie	
5.1.4.	Het beleid inzake waterhuishouding en overstromingsbescherming	
5.1.5.	Het beleid inzake watervervuiling en ecologie	
5.1.6.	Het ruimtelijk beleid	
5.2.	Van enkelvoudig naar meervoudig beleid	14
5.2.1.	Interaktieschema's functies	
5.2.2.	Naar een integraal beleidskader ?	
6.	BESLUIT.....	hoofdstuk 6
6.1.	Een appreciatie van de toestand van het Schelde-milieu	1
6.2.	Het huidige beleid en zijn gevolgen / statements en aanbevelingen	4
7.	BIBLIOGRAFIE.....	hoofdstuk 7

BIJLAGE 1 : ESTUARIENE ECOLOGIE

WOORD VOORAF

Alle interessante ontmoetingen zijn moeilijk, in één of andere zin. Het Scheldeëstuarium is een eigenzinnig gebied. De cursus Milieukunde van de UIA is een smeltkroes van uiteenlopende docenten, strekkingen, kursisten,... Eén jaar lang hebben zeven mensen in het kader van de cursus de problematiek van het Scheldeëstuarium in kaart gebracht, ontleed, bediscussieerd ... Het resultaat ligt voor u.

Al wil het rapport fraai ogen, àf is het niet. De doelstellingen van de groep waren ambitieus. Het werk was veelomvattend. Toch is wat overblijft niet gering : ervaring, een neerslag van moeizaam schrijfwerk, een kristallisatiepunt misschien van verder werk.

Bij dat alles willen we de projectbegeleider, Prof. Van Grieken, van harte bedanken. Ook de geraadpleegde deskundigen, in het bijzonder Dhr. Morbe (Kabinet Staatssecretaris Smet), Dhr. Ex (VIBNA/BASF), Dhr. D'Haluin (Haven Antwerpen) waarmee we groepsbesprekingen hielden, willen we bedanken.

Logistieke steun vanwege het Havenbedrijf van de Stad Antwerpen - vergaderfaciliteiten - en de Beheerseenheid Mathematisch Model Noordzee - tekstverwerking - wordt hogelijk gewaardeerd.

Antwerpen, 15 mei 1991.

LIJST VAN AFKORTINGEN

A+D	Aldrin + Dieldrin
AROL	Administratie voor Ruimtelijke Ordening en Leefmilieu
ARG	Aethylen Ruhr Gesellschaft
As	Arseen
B(a)P	benzo(a)pyreen
B(k)F	benzo(k)fluorantheen
B(b)F	benzo(b)fluorantheen
B(ghi)P	benzo(ghi)peryleen
(B/Nl)-grens	Belgisch-Nederlandse grens
B.S.	Belgisch Staatsblad
BEF	Belgische frank
B. Vl. Ex.	Besluit van de Vlaamse Executieve
BF	Belgische frank
BMM	Beheerseenheid Mathematisch Model Noordzee
BNP	Bruto Nationaal Product
BOD	biochemische zuurstofvraag
Bq	becquerel
BRT	Bruto Register Ton
BWP	bijzonder waterbeheersingsplan
C	concentratie (g/l)
C	koolstof
Cd	cadmium
Ci	curie
Cl	chloor
CLW	Centrum tegen Lucht- en Waterverontreiniging (Antwerpen)
Co	cobalt
COD	chemische zuurstofvraag
Cr	chroom
Cs	cesium
Cu	koper
D.O.	opgeloste zuurstof
DDT+	dichlorodiphenyltrichloroethaan
dl	detektielimiet
DOM	opgelost organisch materiaal
DOC	opgelost organisch koolstof
EDTA	ethyleendiamine tetra-azijnzuur
EG	Europese Gemeenschap
Endosulf	endosulfan
Endr.	endrin
EOCl	organochloorverbinding
EOX	extraheerbare organohalogenenverbindingen
Flu	fluorantheen
g	gram
GBq	Gigabecquerel
GLLWS	waterniveau Gemiddeld Laag laag Water Spring
GV	gloeiverlies
GWh	gigawattuur
H	waterstof
ha	hectare
HCH	hexachlorocyclohexaan (lindaan)
Hcl+ep	Heptachloor + heptachloorepoxyde
Hg	kwik
HW	hoog water
I	jodium

i.e.	id est
ICWS	International Centre of Water Studies
ie (IE)	inwonerequivalent
IHE	Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie
IMDC	International Marine & Dredging Consultants nv
Ip	Indenopyreen
ir.	ingenieur
K	kalium
K.B.	Koninklijk Besluit
Kd	distributiecoëfficiënt
kg	kilogram
Kj-N	kjeldahlstikstof
kT	kiloton
KWh	kilowattuur
l	liter
LW	laag water
m	meter
m ³	kubieke meter
MARPOL	Internationaal Verdrag van 1973 ter voorkoming van verontreiniging door schepen + Protocol bij dat Verdrag van 1978
MER	Milieu Effect Rapportering
mg	milligram
Min. olie	minerale olie
mm	millimeter
Mn	mangaan
N	atomair stikstof
N	noord
N ₂	moleculaire stikstof
NAP	Nieuw Amsterdams Peil
Nb	niobium
NH ₃	ammoniak (moleculair)
NH ₄ ⁺	ammoniak (geïoniseerd)
Ni	nikkel
NLG	Nederlandse gulden
(NO ₂)-N	nitrietstikstof
(NO ₃)-N	nitraatstikstof
NTA	nitrilotriazijnzuur
O	zuurstofatoom
o-PO ₄ -P	orthofosfaat
o.a.	onder andere
O ₂	zuurstofgas
OH-	hydroxideion
OVAM	Openbare Afvalstoffenmaatschappij voor het Vlaamse Gewest
P	fosfor
PAK	polyaromatische koolwaterstoffen
Pb	lood
PCB	polygechloreerde biphenyl
PF	gloeiverlies ('Perte au Feu')
PIH	Provinciaal Instituut voor Hygiëne (Provincie Antwerpen)
PK	paardekracht
POC	particulair organisch koolstof
POM	particulair organisch materiaal
PZEM	Provinciale Zeeuwse Electriciteitsmaatschappij
Ra	radon
Redox-systeem	reductie-oxidatie-systeem

RIZA	Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater (Nederland)
RWS	Rijkswaterstaat (Nederland)
s	seconde
S	zwavel
Sr	strontium
t.a.v.	ten aanzien van
t-PO ₄ -P	totaal fosfaat
t.o.v.	ten opzichte van
t.h.v.	ter hoogte van
TA-Luft-norm	'Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft' (BRD)
TAW	peil t.a.v. Tweede Algemene Waterpassing
TBq	terabecquerel
U	uranium
ULB	Université Libre de Bruxelles
UV	ultra-violet licht
V.V.V.	Vereniging voor Vreemdelingenverkeer
VE	Vervuiling Eenheid
VIBNA	Vereniging van Industriële Bedrijven in Noord-Antwerpen
VLAREM	Vlaams Reglement voor de Milieuvergunning
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij
VMZ	Vlaamse Maatschappij voor Waterzuivering
VWZ	Vlaamse Waterzuiveringsmaatschappij
WLB	Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout
Wn	valsnelheid (mm/s)
WO II	Wereldoorlog II
WZK	Waterzuiveringsmaatschappij van het Kustbekken
Z	zuid
Zn	zink
Zr	zirkonium
%	procent, per honderd
°/oo	promille, per duizend

VERKLARENDE WOORDENLIJST

Adsorptie	binding van een stof aan het oppervlak van een andere stof; inz. van een gas of een opgeloste stof aan het oppervlak van een vaste stof.
Basiskwaliteit	de kwaliteit waaraan elke waterloop in België moet voldoen (in de toekomst) volgens wettelijke bepalingen.
Desorptie	omgekeerd verschijnsel van adsorptie; het verbreken van de bindingen tussen geadsorbeerde stof en het oppervlak. Belangrijke oorzaak van de mobilisatie en remobilisatie van metaalionen uit sedimenten, incl. (bagger)slib.
Emissie	Lozing
Flocculatie	uitvlokking van colloïdale deeltjes, in een estuarium meestal door het toenemend zoutgehalte dat de elektrische dubbellaag van een deeltje verstoort zodat de electrostatische afstoting niet meer voldoende is om de Van der Waalskrachten te overwinnen. Hierdoor worden grotere vlokken gevormd met een hogere valsnelheid dan de individuele colloïdale (klei-) deeltjes.
Granulometrie	Indeling van een mengsel van vaste stoffen naar deeltjesgrootte; kan bepaald worden met zeven, laserlichtdiffractie e.a. Is in deze studie belangrijk omdat de meeste verontreiniging in sediment zich bevindt in de fijnste (lutum-, silt-) fracties.
IE	(theoretische) hoeveelheid vervuiling door één persoon per dag geloosd.
Immissie	Concentratie in het leefmilieu van een stof
Interstitieel water	poriënwater, water dat de beschikbare ruimte tussen de vaste deeltjes van een sediment opvult en zo een speciale reservoirfunctie vervult
lithogeen	ontstaan in of met het gesteente
pH	zuurtegraad; negatief logaritme van de waterstofionenconcentratie. Zuiver water heeft $\text{pH} = 7$, oplossingen die zuren bevatten hebben een lagere pH, basische oplossingen hebben een hogere.
Saliniteit	zoutgehalte, uitgedrukt in gram per liter. Het verband met de chloriniteit, Cl, wordt gegeven door de uitdrukking $S = 1.80655 \text{ Cl}$.
Slib	mengsel van particulier materiaal van uiteenlopende aard in water waarvan de individuele deeltjes kleiner zijn dan 63 micrometer.
Turbiditeit	troebelheid van een oplossing of suspensie veroorzaakt door de aanwezigheid van vaste zwevende deeltjes en colloïden

1. BESCHRIJVING VAN HET STUDIEGEBIED

1.1. Definitie van een estuarium, afbakening van het studiegebied

In de literatuur worden verschillende definities van een estuarium opgegeven (TWENHOFEL, 1950; KETCHUM, 1951; PRITCHARD, 1952; BOWDEN, 1967; CASPERS, 1967). PRITCHARD (1967) geeft een goede synthese en definieert een estuarium als volgt: *"An estuary is a semi-enclosed coastal body of water which has a free connection with the open sea and within which the sea water is measurably diluted with fresh water derived from land drainage."*

WOLFF (1973) wijst echter op de beperking van bovenvermelde definities in verband met het vastleggen van de abiotische grenzen van een estuarium, respectievelijk zeewaarts en stroomopwaarts. Voor de stroomopwaartse begrenzing hanteert hij de definitie van TWENHOFEL (1950) die stelt dat een estuarium zich uitstrekt tot aan de limiet van de getijdewerking. De zeewaartse afbakening is heel wat moeilijker en voldoet niet wanneer alleen de verdunning van het zeewater als criterium gehanteerd wordt. WOLFF (1973) introduceert dan ook twee nieuwe parameters om de zeewaartse begrenzing van een estuarium vast te leggen: de topografie en de temperatuur. De getijstroomingen creëren een typische estuariene topografie, gekenmerkt door diepe stroomgeulen en uitgestrekte ondiepe zones die bij laag tij grotendeels droogvallen. Deze ondiepe gebieden zijn onderhevig aan aberrante temperatuursomstandigheden i.e. snelle, grote seizoenale variaties en sterke fluctuaties gedurende één getijperiode. De temperatuur van het naburige zee- en rivierwater is daarentegen stabiel en vertoont tragere, minder grote seizoenale fluctuaties.

Het Westerscheldeestuarium heeft een uitgesproken estuarien karakter. Het staat in open verbinding met de Noordzee en voert zoet water af afkomstig van een uitgestrekt hydrografisch bekken. Dit bekken omvat de Schelde stroomopwaarts van de Rupelmonding en de Rupel met hun respectievelijke bijrivieren. Het hydrografisch bekken bestrijkt ongeveer 18.450 km² tot Rupelmonde (zie figuur 1.1).

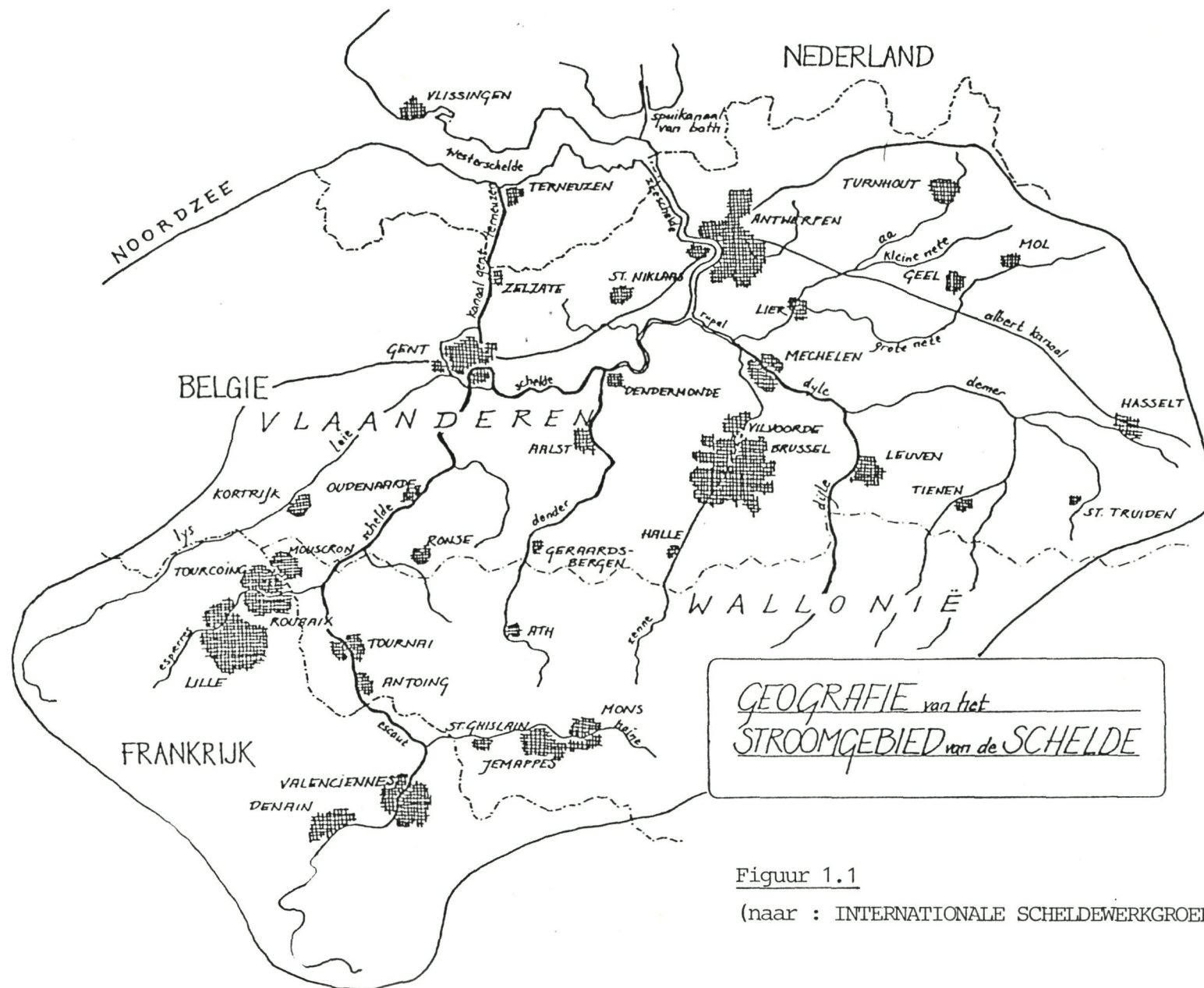
Het estuarium kan in twee deelgebieden worden verdeeld: een buitenzone en een binnenzone. De binnenzone omvat een enkelvoudige stroomgeul van Gent tot Antwerpen. De buitenzone strekt zich uit over een afstand van circa 80 km van Antwerpen tot de monding (nulpunt 2 km zeewaarts van Vlissingen) (figuur 1.2). Hydrobiologisch en sedimentologisch gezien ('buitendelta', VAN ALPHEN & DAMOISEAUX, 1989) strekt het estuarium zich uit tot aan het eigenlijke continentaal plateau.

In het Scheldeestuarium is de invloed van de getijwerking zeer ver tot in het binnenland voelbaar. Dat heeft te maken met de morfologie van het estuarium (trechter), de topografie van het hydrografisch bekken (zwakhellende valleien) en de verhouding tussen de zout en zoetwaterdebieten. Om praktische redenen wordt in deze studie het eigenlijke studiegebied beperkt tot de Westerschelde (Nederland) en de Zeeschelde (België) tot en met Antwerpen. Dat is het estuariene gebied waarin de zoutinvloed geldt en scheepvaart plaatsvindt.

1.2. Estuariene circulatie

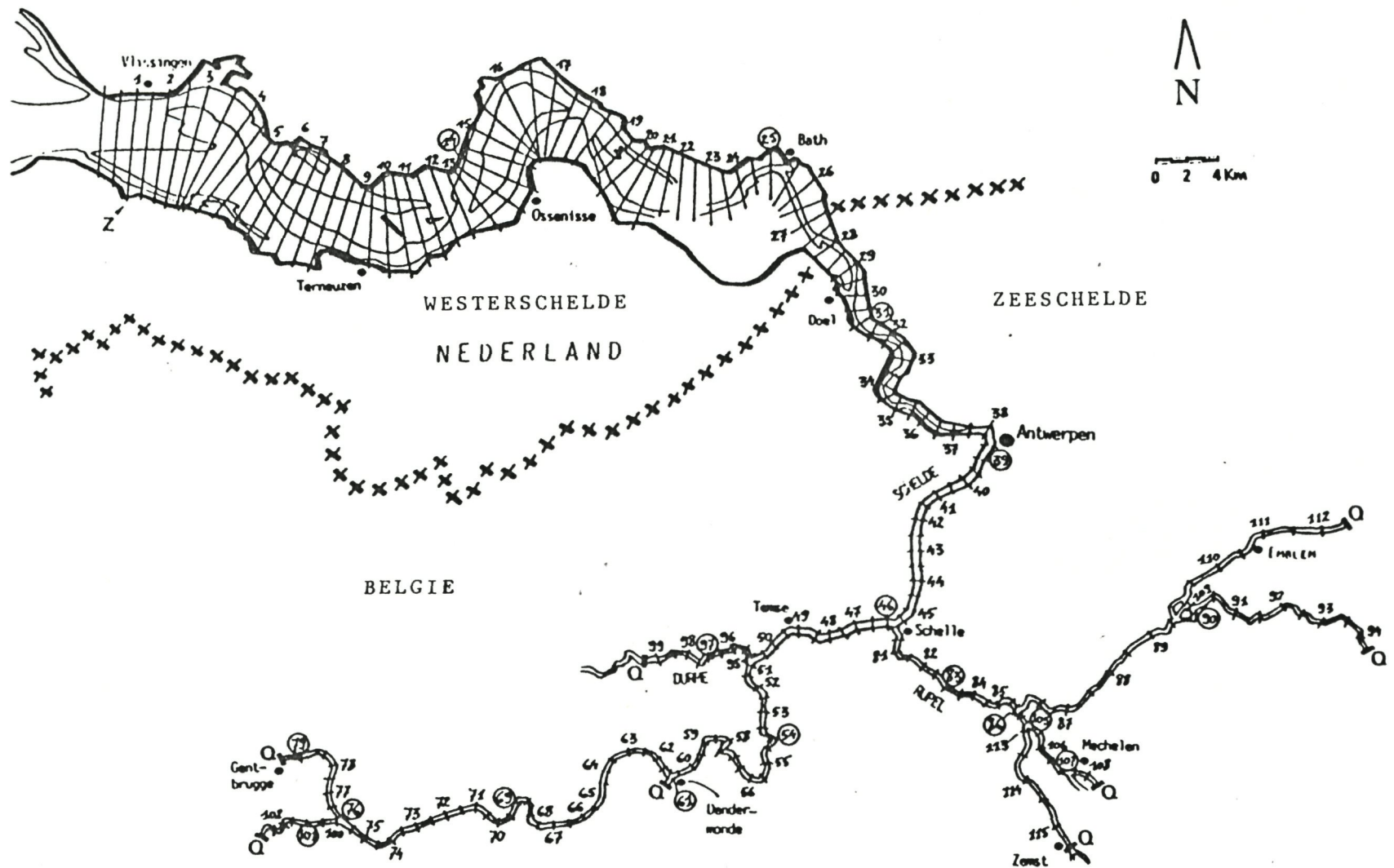
1.2.1. Algemeen

De wisselwerking tussen zout en zoet water resulteert naargelang de lokale omstandigheden in diverse types van watercirculaties. De term "estuariene circulatie" geldt voor waterbewegingen die, in volgorde van belangrijkheid, bepaald worden door: 1. de getijwerking; 2. de dichtheitsverschillen als gevolg van de menging van zoet en zout water (POSTMA, 1967).



Figuur 1.1

(naar : INTERNATIONALE SCHELDEWERKGROEP, 1988)



figuur 1.2 : estuarium Westerschelde - Zeeschelde
(bron : RONDAY & MOUCHET, 1991)

Theoretisch zou bij het ontbreken van mengprocessen zoals wrijving en turbulentie door het dichtheidsverschil tussen beide watermassa's een extreme gelaagdheid ontstaan m.a.w. het zoet water zou wrijvingloos boven het zoute water naar zee stromen; tevens zou het zoet water onder invloed van de Corioliskracht, zeewaarts kijkend, langs de rechteroever naar zee stromen (BOWDEN, 1967; PRITCHARD, 1967). Turbulentie veroorzaakt echter steeds een zekere menging. Deze turbulentie wordt hoofdzakelijk bepaald door de getijbeweging en de zoetwateraanvoer, meer bepaald de verhouding tussen het volume water dat tijdens de vloedfase doorheen een gegeven sectie binnenstroomt (=vloedvolume, zie figuur 1.3) en het volume zoet water dat in het estuarium stroomt doorheen deze sectie gedurende een volledige getijcyclus (= zoetwatervolume) (BERTHOIS, 1962; BOWDEN, 1967; PRITCHARD, 1967). Naast de bovenvermelde parameters spelen ook andere een belangrijke rol bij het mengproces en de vorming van gestratificeerde waterlagen o.a. : de morfometrie van het estuarium, de sterkte van de getijstromen en de wind (BOWDEN, 1967). Afhankelijk van de onderlinge verhouding van al deze factoren vertonen estuaria een continuum aan circulatiepatronen die elk in een typische zoutdistributie resulteren.

Het gemiddeld getijverschil in de monding te Vlissingen bedraagt 3.80 m. Bij springtij en doodtij is dit respectievelijk 4.37 m en 2.98 m. Naar het oosten toe stijgt het getijverschil geleidelijk tot een maximum van 4.77 m even stroomopwaarts van Antwerpen (zie figuur 1.4). Daarna daalt het getijverschil, en bedraagt het bij Gentbrugge nog 1.96 m. De getijdegolf penetreert het Scheldebekken tot bij de sluizen van Gentbrugge, de artificiële limiet van het estuarium. De komberging of volumecapaciteit van het gehele estuarium bedraagt bij Vlissingen 1.200 miljoen m³. Het gedeelte van Gent tot Antwerpen heeft slechts een komberging van 74 miljoen m³. Het Verdrongen Land van Saaftinghe bezit een capaciteit van 26 miljoen m³. De verblijftijden van het water zijn afhankelijk van de rivierafvoer. In de zomermaanden (gemiddelde rivierafvoer te Schelle 60 m³/sec) bedraagt de verblijftijd verschillende maanden en in de winterperiode (gemiddelde afvoer te Schelle 150 à 200 m³/sec) slechts enkele weken.

De gemiddelde stroomsnelheden zijn het hoogst ter hoogte van Schelle (1.20 m/s bij eb en 1.40 m/s bij vloed) en dalen zowel stroomopwaarts als stroomafwaarts. De stroomsnelheden zijn het laagst nabij Bath (0.86 m/s bij eb en 0.73 m/s bij vloed) om vervolgens weer toe te nemen in de richting van de Noordzee (CLAESSENS, 1988). Voor een discussie van de hydraulische parameters van de Schelde, zie HOUTHOOFT, 1986.

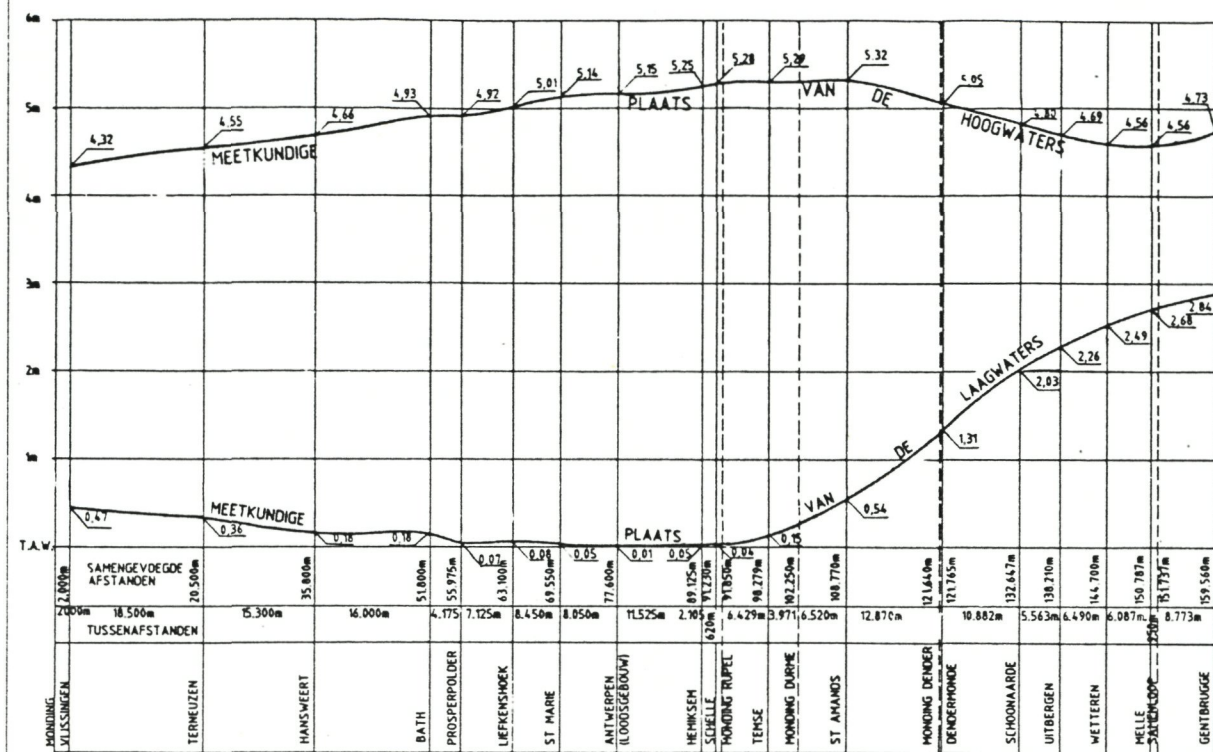
Bij hoogtij stroomt het Noordzeewater het estuarium binnen, voornamelijk via drie geulen : de Scheur-Wielingen, de Deurloo-Spleet en de Sardijngeul (VAN ALPHEN & DAMOISEAUX, 1989). Het aangevoerde kustzeewater heeft een mixo-euhalien karakter (> 16.5 tot 30 promille) en het zoutgehalte is steeds lager dan dat van het eigenlijke Noordzeewater (19.5 tot 35 promille). Het aangevoerde water van de landzijde is meestal zoet...

1.2.2. Verticale en horizontale zoutdistributie

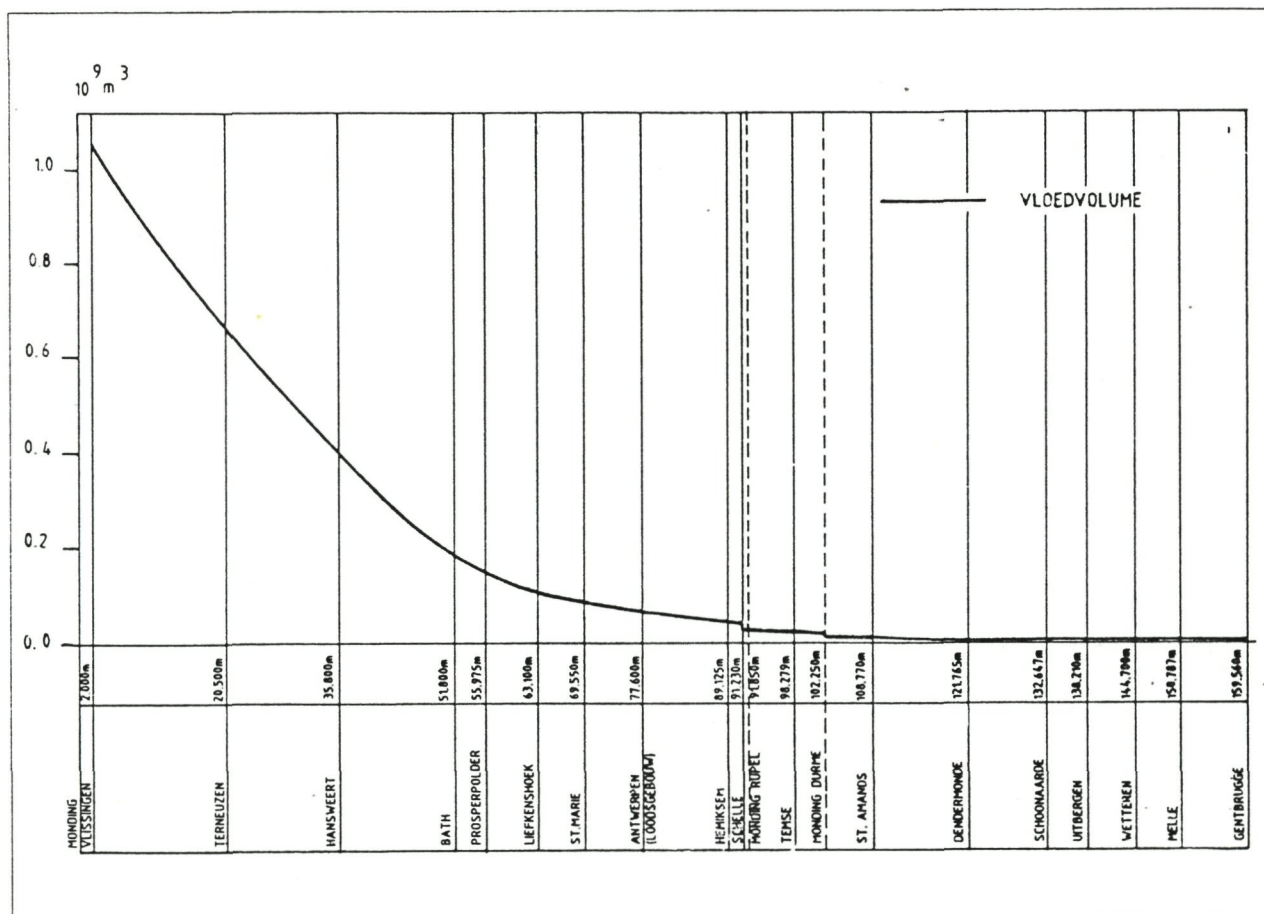
De verticale stratificatie wordt bepaald door de intensiteit van de menging van zout en zoet water. STOMMEL (1953), PRITCHARD (1954, 1955, 1967) en BOWDEN (1967) classificeren ze naar de verticale gelaagdheid. Ze onderscheiden :

1. sterk gestratificeerde estuaria met een dominantie van de getijdebeweging of de rivieraanvoer (zoutwig-estuaria)
2. gematigd gestratificeerde estuaria
3. vertikaal homogene estuaria.

De meeste "coastal plain"-estuaria, zoals deze rondom de Noordzee, behoren tot de tweede groep. De intensiteit van de verticale stratificatie kan in dit type van estuarium onderling sterk verschillen. De saliniteitstoenamen van het oppervlak tot de bodem varieert meestal tussen 1 - 10 promille (BOWDEN, 1967). Zelfs verschillende zogenaamde vertikaal homogene estuaria blijken,



Figuur 1.4 : meetkundige plaats van hoog- en laagwaters in de Schelde 1971-1980 (bron : CLAESSENS, 1988)



Figuur 1.3 : vloedvolume Schelde : gemiddeld tij 1971 - 1980 (CLAESSENS, 1988)

zij het soms maar tijdelijk, een zeer klein vertikaal saliniteitsverschil te vertonen (BASSINDALE, 1943; DE PAUW, 1975).

Naast de verticale gelaagdheid resulteert de menging van zout en zoet water ook in horizontale watercirculaties, i.e. longitudinale, laterale en circulaire. Deze worden ondermeer veroorzaakt door plaatselijke vloed- en eboverschotten, door fazeverschillen van het getij in parallelle stroomgeulen alsook door Coreoliskrachten (DORRESTEIN & OTTO, 1960; BOWDEN, 1967; PRITCHARD, 1967). SANDERS, MANGELSDORF & HAMPSON (1965) classificeren de estuaria naar deze horizontale circulaties en onderscheiden : stabiele, gradiënt en fluctuerende estuaria. Alle Nederlandse estuaria behoren tot het tweede type. De belangrijkste componenten van de horizontale gelaagdheid zijn de longitudinale en de laterale zoutdistributies.

De longitudinale zoutgradiënt vertoont periodische en niet-periodische variaties als gevolg van de wisselende getijwerking en rivieraanvoer. De horizontale waterbewegingen die overeenstemmen met de verticale getijden zullen op een vast meetpunt het zoutgehalte tijdens één getijcyclus periodisch doen variëren. Het getij en het zoutgehalte verlopen parallel en sinusoidaal. Naarmate de vloed opkomt stijgt het zoutgehalte en omgekeerd, maar beide kurven bereiken hun respektievelijke maxima en minima niet gelijktijdig. Het maximum en minimum zoutgehalte wordt later dan het eigenlijke HW en LW bereikt, nl. bij de kentering van HW en LW. De tijdsverschillen tussen de getij- en zoutkurve zijn afhankelijk van o.a. de plaats, de getijamplitude, de rivierafvoer en de windwerking (DORRESTEIN, 1960). Variaties in de amplitude van de zoutkurve worden door het karakter van de longitudinale zoutgradiënt en de getijdeamplitude bepaald (DORRESTEIN, 1960; DE PAUW, 1975). In zones met een sterk uitgesproken longitudinale gradiënt komen grote amplitudes voor. Bij springtij zijn de variaties maximaal als gevolg van de maximale longitudinale verplaatsing en doordat de longitudinale zoutgradiënt maximaal is; bij dood tij zijn de variaties daarentegen minimaal. Afwijkingen van de sinusoidale trend kunnen veroorzaakt worden door circulaire horizontale stromingen rondom getijdenbanken (DE PAUW, 1975).

Niet-periodische variaties van de longitudinale zoutgradiënt worden in de eerste plaats veroorzaakt door de fluktuerende rivierafvoer, die veelal een seizoenaal verloop kent (DORRESTEIN, 1960; PEELEN, 1967; DE PAUW, 1975). Stijgende rivierafvoer resulteert in een verschuiving van de isohaliën naar zee toe en op vaste meetpunten zal het zoutgehalte dalen. Tussen de verandering in de rivieraanvoer en de resulterende verandering in het zoutgehalte verloopt een zekere tijdspanne die naar de monding toe toeneemt. Tot besluit kan gesteld worden dat de brakwaterzones in een estuarium zich dus verplaatsen en hun areaalgrootte varieert onder invloed van het getij en de rivierafvoer.

De longitudinale zoutgradiënt vertoont uitgesproken periodische en niet-periodische variaties. De grootste getijvariaties in het zoutgehalte doen zich voor in de omgeving van Bath, de zone met een sterk uitgesproken longitudinale zoutgradiënt. Maximaal bedragen deze verschillen 3.9 promille Cl. De longitudinale verschuivingen van de isohaliën worden vooral door de seizoenale fluktuaties van de rivierafvoer bepaald. De laagste en hoogste zoutgehalten worden respektievelijk in de winter- en de zomer- en nazomerperiode waargenomen. De isohaliën kunnen zich tot over een afstand van 50 km verplaatsen. De bovenste grens van het zoet water kan gelegen zijn nabij Temse bij een lage rivierafvoer of in Zandvliet bij een hoge afvoer. Meestal ligt de grens zoet/brakwater nabij de Rupelmonding.

BOWDEN (1967) en PRITCHARD (1967) verdelen de vertikaal homogene estuaria nog verder op grond van de laterale zoutdistributie veroorzaakt door de Corioliskracht en onderscheiden de lateraal homogene estuaria van de estuaria met laterale zoutverschillen.

De wisselwerking tussen zout- en zoetwater grijpt in het Scheldeëstuarium vooral plaats in de buitenzone, en resulteert in een regelmatige longitudinale zoutgradiënt die in drie zones verdeeld kan worden. De eerste zone (Gent-Rupelmonding) is meestal limnetisch en vertoont over de ganse lengte een konstant zoutgehalte. De tweede zone (Rupelmonde-Baalhoek, 50-60 km) is gekenmerkt door een uitgesproken gradiënt. De derde zone (Baalhoek-Hansweert-monding, 40 km) vertoont eveneens een gradiënt die echter minder sterk is dan in de tweede zone. De diverse saliniteitszones zijn weergegeven in de volgende tabel en figuur 1.5.

GEOGRAFISCHE TERM	km - km	ESTUARIENE ZONE	SALINITEITSZONES (De Pauw, 1975)
Westerschelde (monding - B/N-grens)	0 - 60	'buitenzone'	euhalien (> 16.5 g Cl/l) polyhalien (16.5 - 10) a- en b- mesohalien (10-5.5/5.5-3) a- mesohalien
Beneden-Zeeschelde (B/N-grens - Antwerpen)	60 - 78	'buitenzone'	
Boven-Zeeschelde (Antwerpen-Gentbrugge)	78 - 160	'binnenzone'	limnetisch
Bovenschede	160 - bron	(rivier)	

Het estuarium vertoont ook een laterale zoutgradiënt, m.a.w. het zoutgehalte is het hoogst aan de linkeroever, de zijde waarlangs de vloed het eerst doorzet. De verhouding tussen de breedte en de diepte bedraagt 250/1 en volstaat opdat, onder invloed van de Corioliskracht alleen al, laterale verschillen zouden ontstaan.

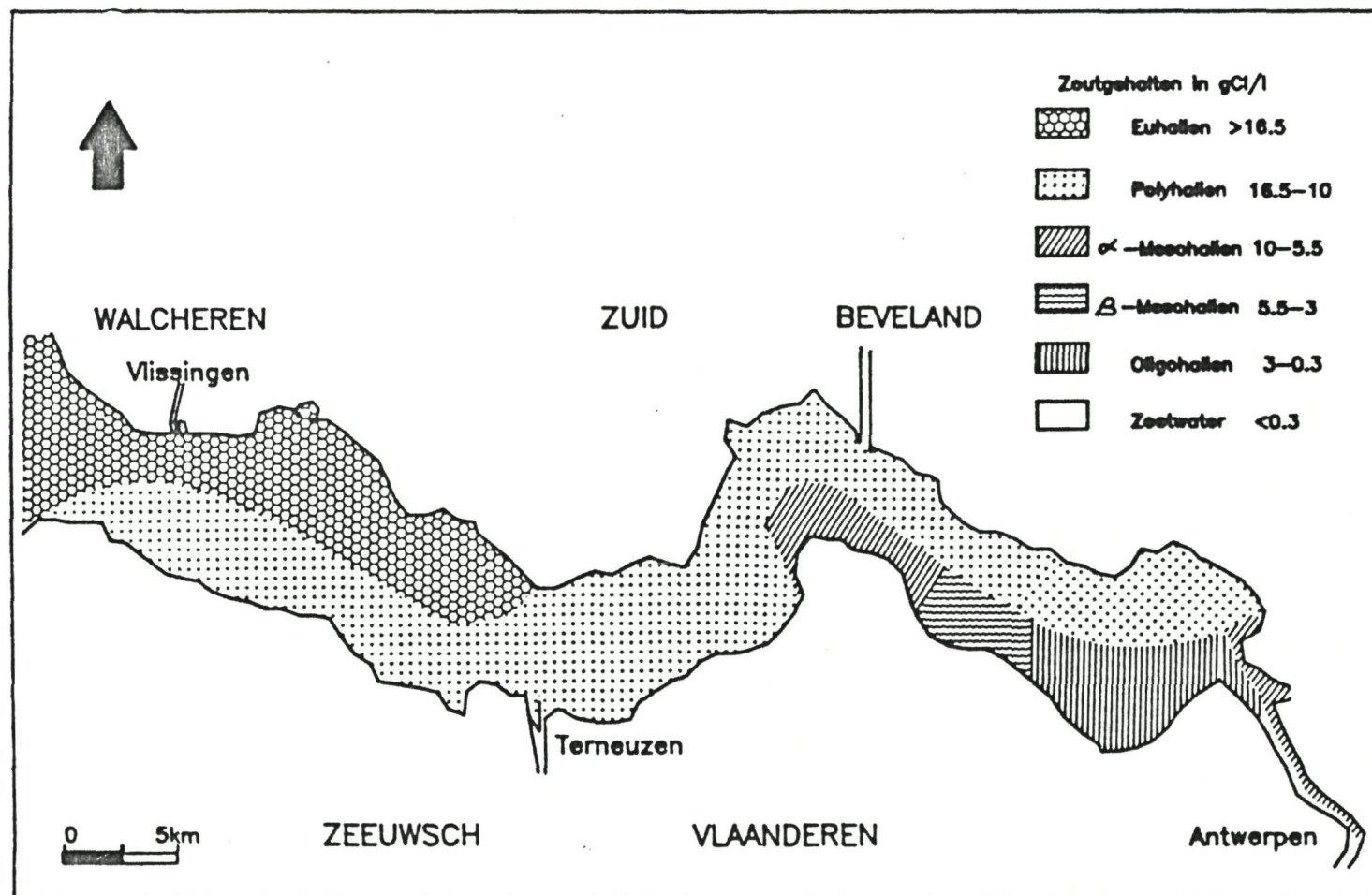
1.3. Geografie en morfologie

1.3.1. Ontstaan en geografie van het estuarium

Door de getijwerking heeft het buitengebied een typisch estuariene topografie met een complex van stroomgeulen en uitgestrekte slib- en zandplaten die bij eb droogvallen. Aan de oevers bevinden zich op enkele plaatsen uitgestrekte schorre- en/of slikke-systemen, doorkruist met vele krekten. Het grootste van deze gebieden is het "Verdronken Land van Saeftinghe" waar de krekten een breedte van circa 1 km bereiken. De huidige vorm van het estuarium is echter de resultante van een eeuwenlange evolutie, waarbij natuurlijke zeespiegelschommelingen (transgressies en regressies), indijkingen en het eigen hydraulisch gedrag van de rivier een belangrijke rol speelden.

COEN (1988) geeft een overzicht van de geomorfologische ontwikkeling van de 'Honte' (oude naam van een deel van het Westerscheldegebied) in de afgelopen millenia. De Schelde liep, nog bij het begin van onze tijdrekening, naar het noorden en had volgens Julius Caesar een gemeenschappelijke monding met de Maas. Alleszins vanaf de 6de eeuw -ten tijde van de Duinkerke II-transgressie - ontwikkelde de Oosterschelde zich tot estuarium, en tapte de Schelde af. Waarschijnlijk is het krekengebied van de Honte tijdens de Duinkerke III-transgressie (10de-11de eeuw) via een uitgestrekt slikke- en schorregebied in verbinding gekomen met de Schelde ter hoogte van Zandvliet, waardoor de Westerschelde in de daaropvolgende eeuwen langzaam de rol van hoofdafvoerweg naar zee overnam (zie BRAND, 1982).

Sinds de Middeleeuwen is het aanzien van het deltagebied met zijn talloze eilandjes aanzienlijk gewijzigd door inpolderingen. Belangrijke zij-armen van de Westerschelde (het Sloe, de Braakman, het Hellegat, de verbinding met de Oosterschelde) atrofieerden. De capaciteit van het estuarium is in al die eeuwen vergroot door de stormvloeden en door de menselijke ingrepen in de hydraulica (verkleining komberging, vergroting stroomsektie).



Figuur 1.5 : Indeling van de Westerschelde naar gemiddeld zoutgehalte.
(naar de Pauw, 1975)

Zowel de absolute hoogte van de stormvloeden, de voortplantingssnelheid van de getijgolf als het getijverschil is aanzienlijk toegenomen.

Het estuarium heeft nu een totale lengte van +/- 160 km. De grootste breedte bevindt zich in de monding ter hoogte van Vlissingen, waar het estuarium +/- 5 km breed is. Naar het oosten toe versmalt het estuarium geleidelijk. Ter hoogte van Zandvliet bedraagt het slechts 2,5 km. Daar verandert de NZ-oriëntatie van de Schelde abrupt in een OW-oriëntatie. Ter hoogte van Antwerpen is de Schelde nog slechts 400 m breed, en naar Gent toe neemt deze verder af tot 50 m. De maximale diepte bedraagt ongeveer 57 m (nabij Terneuzen) (zie figuur 1.6). Bij laag tij is 45 % dieper dan 10 m en slechts +/- 6 % is dieper dan 20 m.

1.3.2. Morfologische structuren

Het Westerscheldegebied heeft, ondanks de vele menselijke ingrepen, nog een grote heterogeniteit aan structuren bewaard. De ruimtelijke complexiteit van slikken, schorren, platen, eb- en vloedgeulen, drempels,... vertaalt zich in een ecosysteem met grote gradiënten.

Figuur 1.7 toont een schematisch dwarsprofiel van het getijdegebied. Figuur 1.8 toont een schematische voorstelling van eb- en vloedgeulen of -scharen. De vloedgeulen 'lopen dood' in de richting van de vloedstroom, omdat bij het stijgen van het water de stroomsnelheid plots sterk daalt bij het overstromen van de platen (geen erosieve energie meer). De vloedgeulen worden vaak als baggerloswal gebruikt (zie verder). De ebgeul wordt daarentegen onderhouden als vaargeul.

Door de getijdewerking (wisselende stromingsomstandigheden : snelheid, diepte, richting,...) zijn de slikken en platen inwendig ook sedimentologisch gedifferentieerd. Het sediment is niet willekeurig afgezet, maar heeft een specifieke ruimtelijke vormtaal, die ook weer bijdraagt tot de gradiëntenrijkdom van het gebied.

1.4. Particulair materiaal en de estuariene circulatie

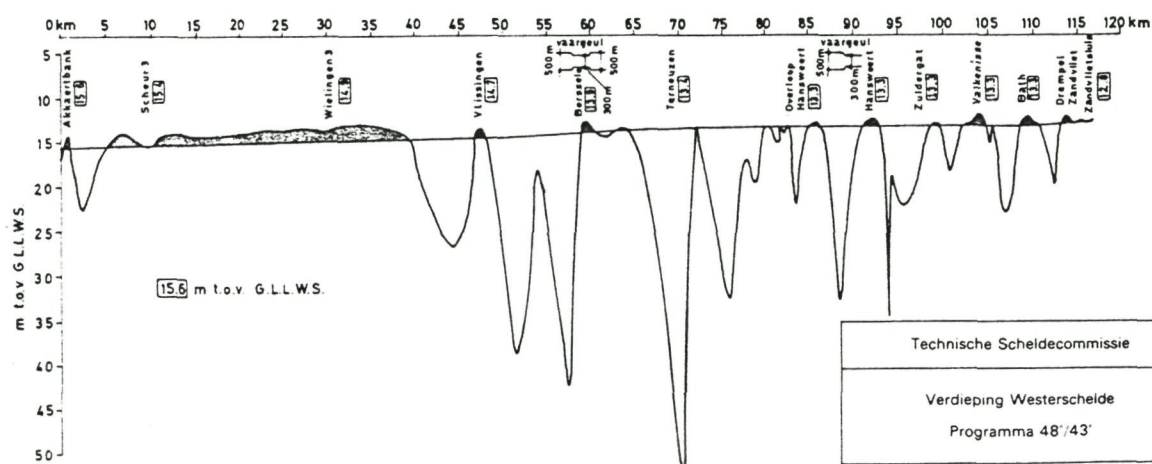
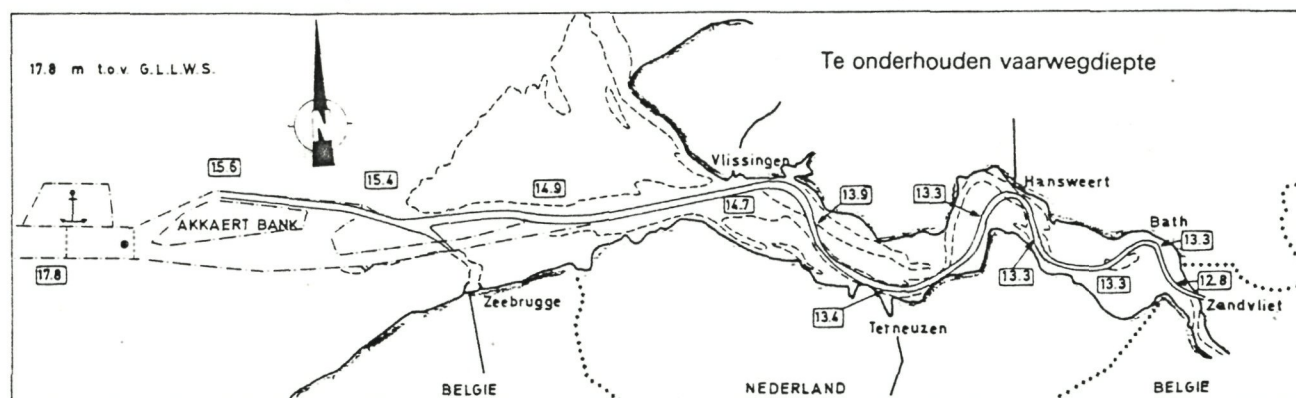
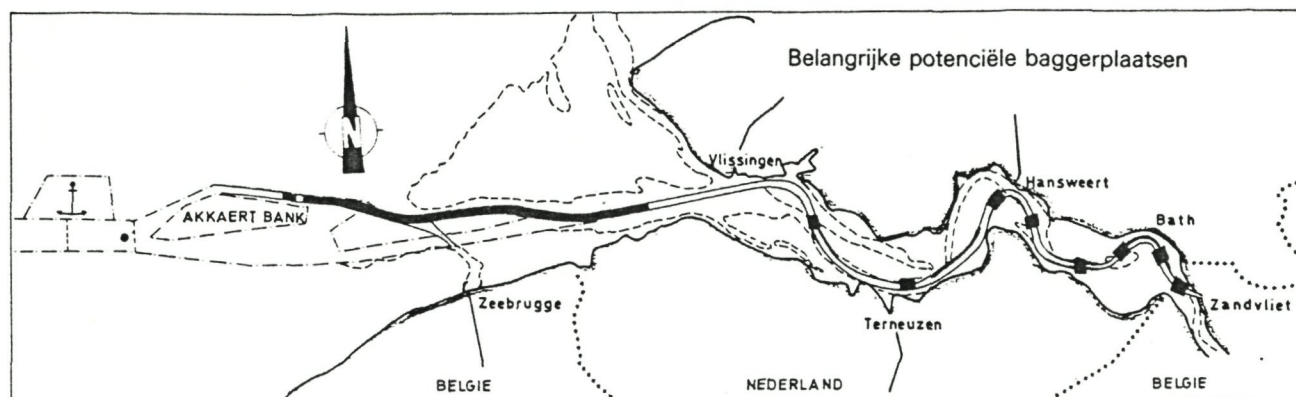
1.4.1. Algemeen

Particulair materiaal bestaat uit een quasi-inerte of anorganische component : silt, klei (lutum), zand en een organische component : natuurlijk detritus, organisch afval en organismen. De verspreiding van het partikulair materiaal wordt in sterke mate bepaald door de waterbewegingen, veroorzaakt door het getij, de golfslag en de rivieraanvoer. Processen zoals transport, erosie, fractionering en sedimentatie zijn afhankelijk van factoren zoals korrelgrootte, stroomsnelheden, sedimentkompaktheid, flocculatie- en deflocculatieprocessen (POSTMA, 1967). Afhankelijk van deze factoren ontstaat er meestal een evenwicht tussen partikulair materiaal op de bodem en gesuspendeerd materiaal in de waterkolom. Tevens worden de fysico-chemische eigenschappen van het partikulair materiaal voortdurend door biologische en chemische processen veranderd (VERWEY, 1952).

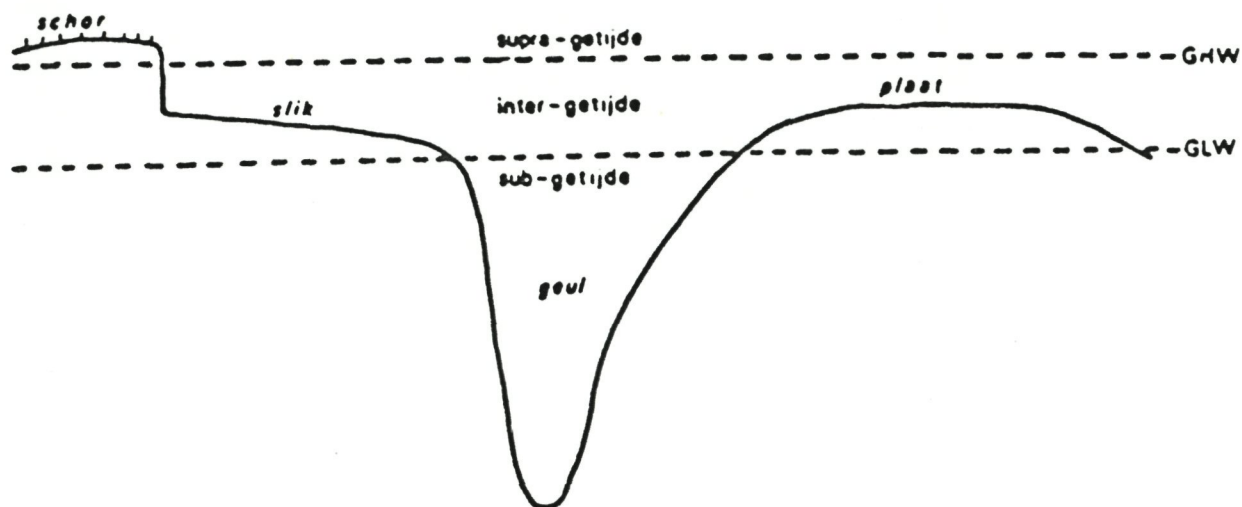
De herkomst van het estuarien partikulair materiaal is meestal complex; het kan van mariene, fluviatiele en/of lokale oorsprong zijn (GUILCHER, 1967). In de estuaria van de Elbe, Weser, Eems, Rijn-Maas en Schelde domineren vooral sedimenten van mariene oorsprong; de rivieren voeren alleen fijn materiaal (< 25 micrometer) aan (VAN VEEN, 1936 in WOLFF, 1973; VAN STRAATEN & KUENEN, 1957; DE SMET & WIGGERS, 1960; FLAVEJEE, 1960; WARTEL, 1977).

Het binnenstromende zee- en Scheldewater voert een aanzienlijke hoeveelheid gesuspendeerd materiaal aan. WOLLAST en MARIJNS (1981) schatten de rivieraanvoer in de Westerschelde op

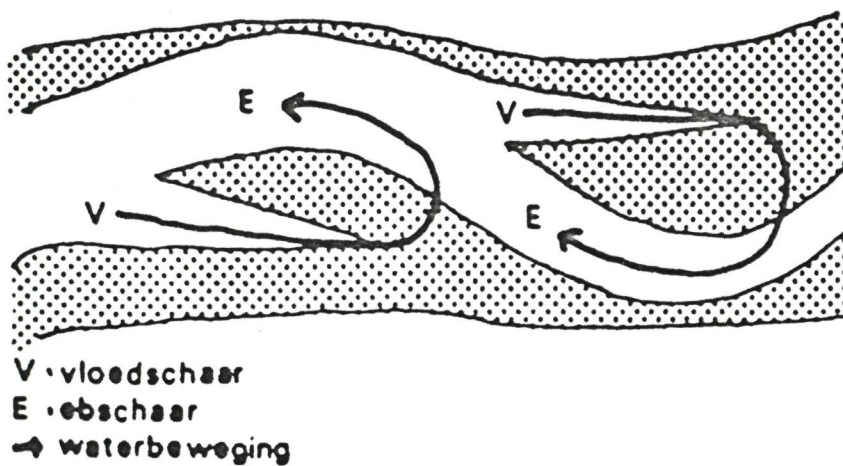
TE ONDERHOUDEN DIEPTE VAN DE GEULEN



Figuur 1.6 : te onderhouden diepte van de geulen



figuur 1.7 : schematische indeling van het getijdegebied



figuur 1.8 : schematische voorstelling van eb- en vloodscharen

750.000 ton per jaar. De hoeveelheid sediment die aangevoerd wordt vanuit de zee wordt geschat op ongeveer 450.000 ton per jaar (VAN ECK en DE ROOIJ, 1990). Zie ook verder hoofdstuk 4.2.

1.4.2. Materiaal in suspensie

Turbiditeit is de optische eigenschap van een suspensie die een maat vormt voor de absorptie van het licht door in het water gesuspendeerde materialen; de turbiditeit is afhankelijk van de concentratie en de partikelgrootte van het gesuspendeerd materiaal (UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY, 1964). WILBER (1971a) geeft een overzicht van de verschillende methoden voor het meten van de turbiditeit; veelal wordt de bepaling van het partikulair drooggewicht gebruikt als maat voor de turbiditeit.

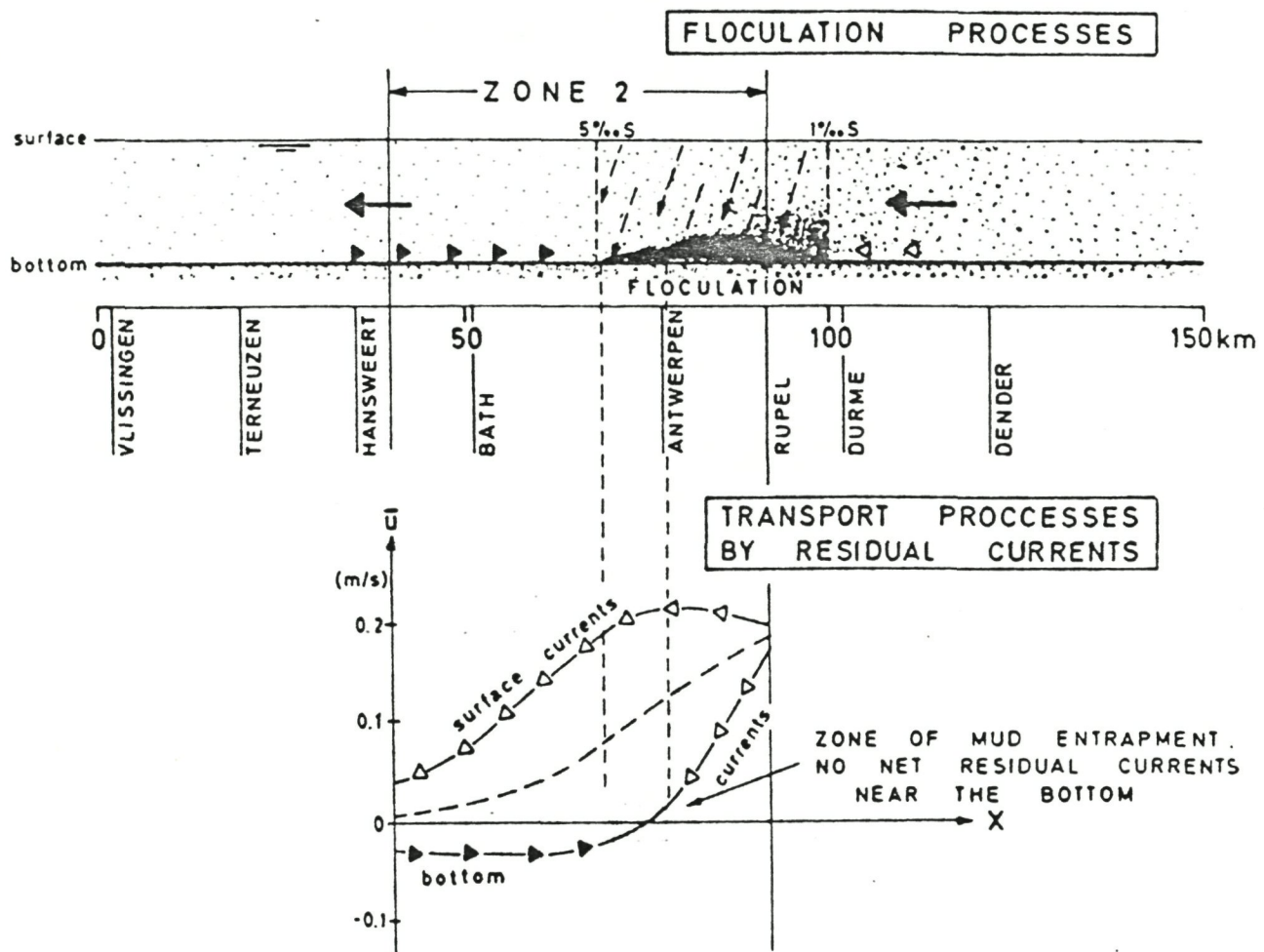
Het gesuspendeerd materiaal bestaat hoofdzakelijk uit fijn anorganisch en organisch materiaal, seston genaamd. Dit seston omvat plankton en tripton, i.e. mineraal partikulair materiaal en organisch detritus (POSTMA, 1961; RHEINHEIMER, 1971). In erg turbulent water kan echter ook grof zand in suspensie gebracht worden. POSTMA (1954) maakt een onderscheid tussen een zand- en slibfractie op grond van hun verschillend gedrag o.i.v. stromingen. Het verschil tussen zand en slib heeft verder nog te maken met het respektievelijk niet-cohesief en cohesief gedrag van het afgezette sediment.

De doorzichtigheid (SECCHI-waarden) vertoont een zeer duidelijke longitudinale gradiënt en varieert tussen enkele centimeters en ongeveer 2 meter. De hoogste waarden worden in de monding bij Vlissingen waargenomen. Stroomopwaarts vermindert de doorzichtigheid tot een gemiddelde van 10 à 20 cm, in de nabijheid van de Rupelmonding. In de zone van Antwerpen tot Gent worden soms extreem lage waarden (2 à 5 cm) genoteerd als gevolg van de hoge vervuilingsgraad.

Estuaria worden gekenmerkt door een min of meer gesloten circulatiesysteem dat het gesuspendeerde materiaal gevangen houdt. In gebieden met een estuariene circulatie resulteert dit gesloten circulatiesysteem in een zone met een maximale turbiditeit, de zgn. "Trübungszone" (POSTMA, 1960), "bouchon vaseux" (GLANGEAUD, 1938), "turbiditeitsmaximum" of "troebelingszone" (EGGINCK, 1965). In de troebelingszone is de doorzichtigheid (SECCHI-waarden) minimaal en de concentratie aan gesuspendeerd materiaal is dan ook aanzienlijk hoger dan in de naburige gebieden. Dit werd ondermeer vastgesteld in de estuaria rondom de Noordzee, o.a. het Weser-estuarium (LUENEBURG, 1953; KUEHL & MANN, 1968), het Elbe-estuarium (LUENEBURG, 1939; POSTMA & KALLE, 1955; KOSKE et al, 1966), het Eems-estuarium (POSTMA, 1960; VAN STRAATEN, 1960; EGGINCK, 1965) en het Westerschelde-estuarium (DE PAUW, 1971, 1975; PETERS & STERLING, 1976).

De troebelingszone stemt meestal overeen met de mesohalien-oligohaliene zone, meer bepaald met het gebied met een zoutgehalte tussen 0.2 en 2.0 promille (DE PAUW, 1975). Het bestaan van deze zone is het gevolg van flocculatieprocessen in de contactzone tussen zoet en zout water (LUENEBURG, 1939) maar vooral van de typische hydrodynamische omstandigheden die als het ware een "Sinkstoff-Fall" creëren (POSTMA & KALLE, 1955; VAN STRAATEN, 1960). De aangevoerde mariene en fluviatiele partikels worden in de mengzone van zoet en zout water opgevangen, periodisch gesedimenteerd en geresuspendeerd en aldus opgenomen in een continue verticale circulatie, terwijl het water zich ongehinderd kan verplaatsen. Hierdoor ontstaat een accumulatie van het gesuspendeerd materiaal en wordt het transport naar open wateren vertraagd. Figuur 1.9 (WOLLAST & PETERS, 1980) illustreert dit proces.

In het Scheldeestuarium is het turbiditeitsmaximum gelegen in de zone Antwerpen-Zandvliet (afhankelijk van de afvoer-toestand uitgebreid tot Temse resp. Bath). In deze zone doen zich ook de grootste schommelingen voor in het gehalte aan zwevende stoffen. Een voorbeeld van de



figuur 1.9 : mechanisme van slib accumulatie in de Schelde
(Wollast en Peters, 1980)

schommeling over het getij is opgenomen in figuur 1.10. HELSLOOT & STORM (1988) onderzochten de variaties van het suspensiegehalte ter hoogte van Hansweert. Het geflokkuleerde suspensiemateriaal heeft een zeer lage dichtheid (hoog watergehalte), en zijn hydraulisch gedrag is sterk afhankelijk van de heersende schuifspanningen. Sedimentatie van slibvlokken kan volgens BURT (1986) beschreven worden - voor Thames-suspensie - onder de vorm :

$$W_n = C 1.37 \times 1.88 \times 10^{-4} n^{2.34}$$

waarin W_n = de valsnelheid (mm/s) waarbij n % van het materiaal gesedimenteerd is, en C = de concentratie van de suspensie in g/l.

Zoals blijkt uit de figuur 1.11 is het bezinkingsgedrag van vlokken in de Zeeschelde (op het terrein gemeten met de 'Owen-tube') vergelijkbaar met dat van Thames-materiaal.

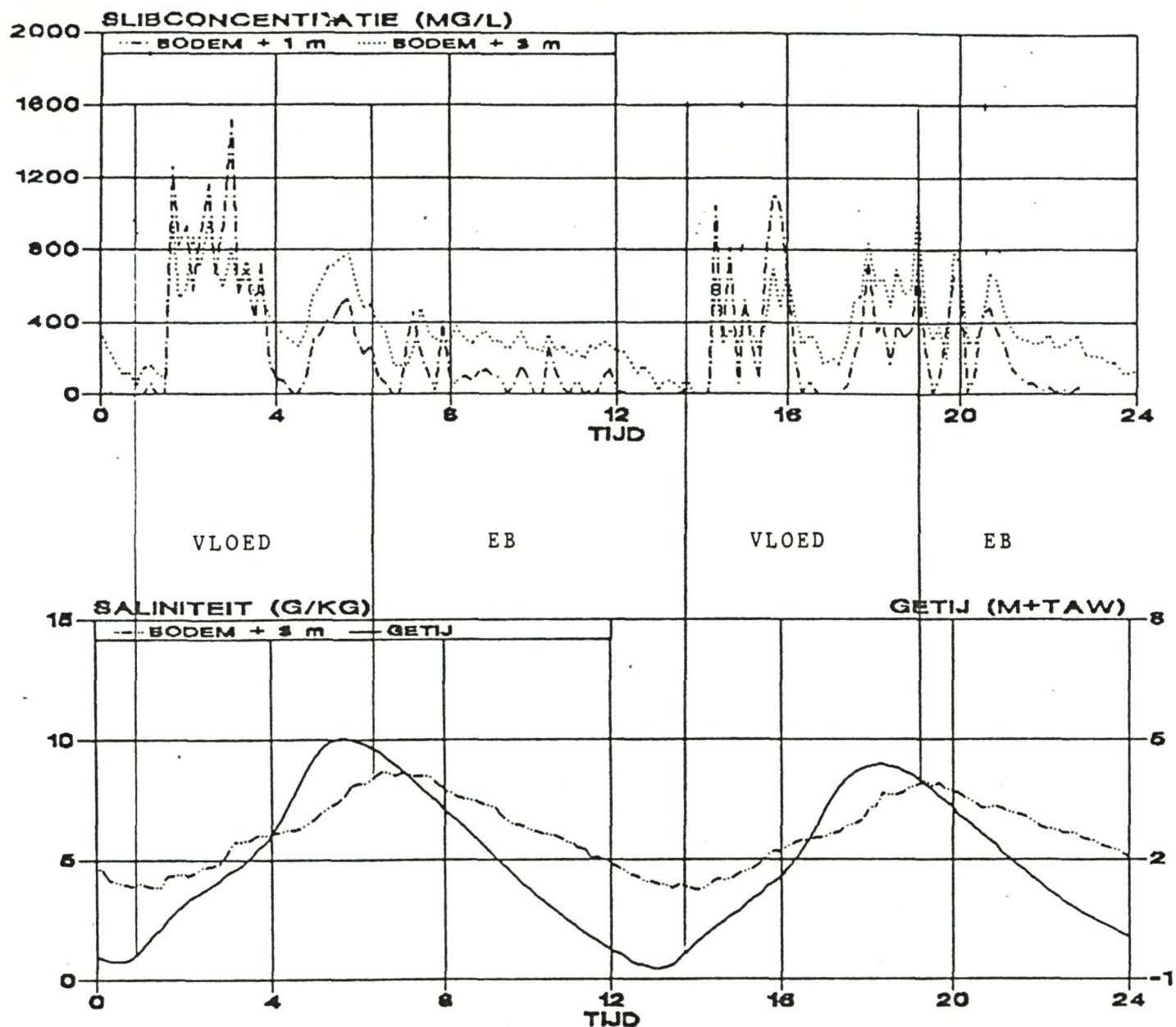
BERNARD (1989) kon in het gesuspendeerde materiaal van het Scheldeëstuarium, op basis van de relatieve aanwezigheid van chemisch getypeerde partikels (d.m.v. individuele partikel-analyse met EPXMA) geen belangrijke longitudinale variatie in het suspensiemateriaal onderscheiden, behalve voor de duidelijk herkenbare calciet/aragoniet (kalk-) deeltjes, die meer voorkwamen in zeewaartse richting. SALOMONS & MOOK (1987) konden dan weer wel het aandeel van fluviatiel materiaal in het suspensiemateriaal bepalen door C-isotopen uit carbonaten te bepalen; figuur 1.12 geeft hun bevindingen weer. De afname van het fluviatiele materiaal in het gebied 20-25 promille stemt overeen met de sterke verbreding van de Westerschelde op Nederlands grondgebied.

1.4.3. Sedimenten

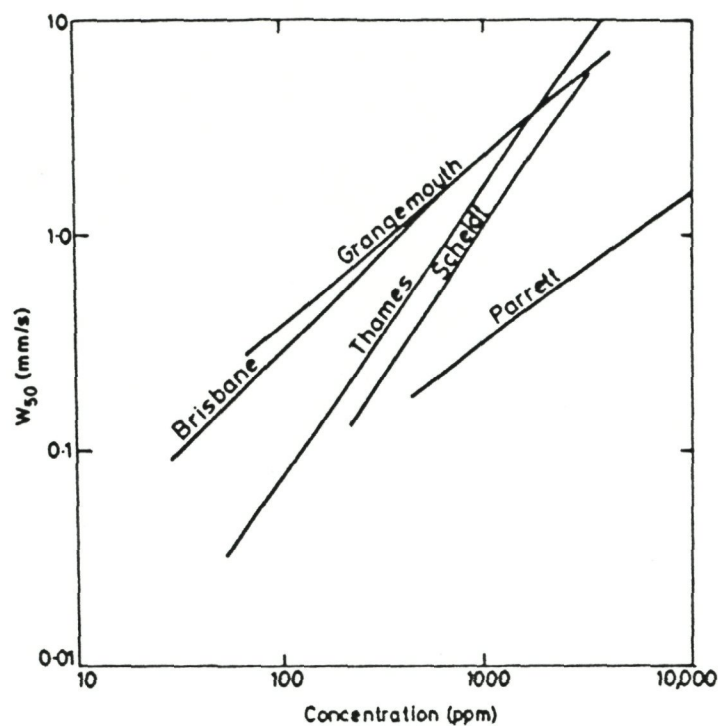
Het Westerscheldeëstuarium is een netto-sedimentatiegebied. Dit is in ogenschijnlijke tegenspraak met de vaststelling dat vele slik-schorovergangen aan erosie onderhevig zijn (VAN DER MEULEN & SCHOOR, 1988). Deze erosie wordt in verband gebracht met de baggerwerken in de vaargeul, waardoor de geulranden steiler zouden worden. Alleszins is de dynamiek van de erosieprocessen afhankelijk van een groot aantal factoren, zoals ligging t.a.v. windgolven, morfologie, bodemstructuur, vegetatie,...

De variatie van bodem- en oeversedimenten van een estuarium reflecteert voornamelijk de variatie van hydrodynamische omstandigheden. In de subtidale gedeelten van de Zeeschelde zijn de centrale gedeelten van de waterweg overwegend zandig, terwijl de oevers en sommige drempels over het algemeen slibrijker zijn (zie BASTIN, 1974; BASTIN, 1987; WARTEL, 1972).

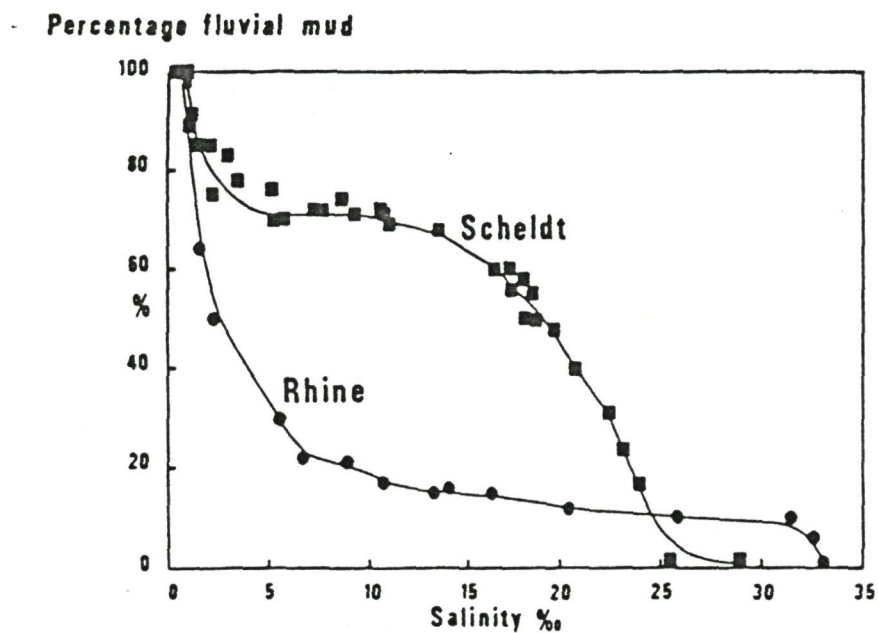
De herkomst van het sediment wordt ook nog verder besproken in het hoofdstuk over de baggerspecie (4.)



figuur 1.10 : continu stroom- en sedimentmeting
(bron : IMDC, 1989)



figuur 1.11 : bezinkingsgedrag vlokken, een vergelijking tussen 5 estuaria (Burt, 1986)



figuur 1.12 : relatie tussen gesuspendeerd materiaal en saliniteit in het Schelde en het Rijn - estuarium (Salomons & Mook, 1987)

1.5. Ecologie van het estuarium

Als interface tussen rivieren en zeeën kennen estuaria een zeer specifieke en complexe interactie tussen enerzijds de abiotische en biotische componenten en anderzijds de biotische componenten onderling.

Als dusdanig zijn estuaria ecosystemen met een unieke combinatie van structurele (e.g. patronen, gelaagdheid, soorten rijkdom, abundantie) en functionele (e.g. energie- en materiestromen) kenmerken. Het Scheldeestuarium is ruimtelijk goed ontwikkeld, waardoor ook de kenmerken van estuariene ecologie er kunnen teruggevonden worden.

Structureel onderscheiden estuaria zich over de gehele wereld door een aantal gemeenschappelijke kenmerken :

1. de geringe diepte en goede aeratie;
2. de uitgesproken verticale (=stratificatie) en/of horizontale (=patronen en gradiënten) spreiding van fysisch-chemische en biotische factoren;
3. de diversiteit aan particulier materiaal;
4. de complexe moleculaire interacties in een milieu rijk aan opgeloste en particuliere organische materie, inerte sedimentpartikels en organismen (CARRIKER, 1967).

In termen van temporele variatie is vooral de hoge milieudynamiek kenmerkend, zowel op ecologische als op geologische evolutionaire schaal. Locale geografische, meteorologische en hydrologische omstandigheden bepalen de amplitude en duur van deze abiotische schommelingen. Als voorbeelden gelden de sterke fluctuaties van de saliniteit en de temperatuur, alsook de plotse zuurstofuitputting als gevolg van een temperatuurstijging of een hoge organische belasting.

Zoals blijkt uit de beschrijving van het estuarium zijn de belangrijkste ecologische effecten :

1. de saliniteit, in de intergetijdenzone sterk gerelateerd met de temperatuur;
2. de waterbeweging, vooral de overstromingsduur;
3. de turbiditeit;
4. de substraten, vooral sedimenten.

Deze vertalen zich in een netwerk van gradiënten, van zout naar zoet zijn dit :

- een afname van saliniteit, korrelgrootte en interstitiële zuurstof;
- een toename van de sedimentstabiliteit en organisch gehalte.

Van het sublittoraal naar het supralittoraal zijn dit :

- een toename van stress door uitdroging, temperatuur en anaërobie;
- een afname van de voedingstijd.

Het fysisch-chemisch milieu bestaat evenwel niet uit een combinatie van uniforme gradiënten met constant verloop. Locale variaties e.g. microklimaten, maken het geheel veel complexer en soms erg onvoorspelbaar.

Overleving in estuariene milieus vereist dan ook de nodige fysiologische aanpassingen op het niveau van het individueel organisme en de populatie, die op hun beurt in de structuren en processen van de levensgemeenschappen en dus de energie en materiestromen van het ecosysteem worden weerspiegeld. Typische estuariene gemeenschappen bestaan dan ook uit een unieke combinatie van brak water (=endemische) en mariene soorten, aangevuld met enkele soorten uit het zoet water. Als ecosysteem is het estuarium rijk aan "interface"-zones of ecotones die een diversiteit aan subsystemen herbergen. Diepe geulen, ondiepe watergebieden, intergetijdengebieden en schorren vormen de vestigingsplaats van zeer karakteristieke plant- en diersoorten. Een aantal van deze soorten zijn van groot economisch belang, e.g. vissen en schelpdieren. Andere hebben een unieke natuurwaarde. Zo zijn slikken en schorren die voorkomen op een gradiënt van zout naar zoet binnen eenzelfde estuarium, uiterst zeldzaam geworden.

De productiviteit van deze gebieden kan zeer groot zijn. Zowel de massale aanvoer van nutriënten, de estuariene circulatie als de diversiteit aan primaire producenten, is hiervoor verantwoordelijk.

Enorme hoeveelheden gesuspendeerd materiaal worden door een combinatie van fysische en biologische mechanismen vastgehouden in het estuarium. M.a.w. het estuarium is een nutriëntenvaak (ODUM, 1971). De estuariene circulatie houdt het gesuspendeerd materiaal in de troebelingszone gevangen, waar het in cyclische verticale migraties tussen de waterkolom en de bodem wordt betrokken. Dit proces leidt tot een accumulatie van anorganische en organische nutriënten. Tevens heeft dit gesloten circulatiesysteem een bijzondere biologische betekenis voor organismen met een beperkt zwemvermogen e.g. larven van krabben en oesters (SANDIFER, 1975). Opname van nutriënten en recyclage door het benthos, vorming van organisch detritus en mineralisatie door micro-organismen, vormen de biologische mechanismen die aan de basis liggen van een natuurlijke eutroficatie.

Primaire producenten omvatten zowel macrophyten, bentische microphyten als phytoplankton, elk met hun specifieke zonatie. Elk van deze groepen kan op zich als belangrijke producent binnen een subsysteem fungeren. Als totale fotocoenose garanderen zij een continue productie van organisch materiaal.

Golven, getijden en stromingen vertegenwoordigen een belangrijke energie-input, die invloed heeft op de energie- en materiestromen doorheen de verschillende levensgemeenschappen. Zo bepalen zij in sterke mate de recyclage van nutriënten tussen producenten en consumenten, alsook het transport van voedsel en nutriënten tussen en in de subsystemen (Mc LACHLAN et al., 1981; WULFF & FIELD, 1983).

Het grote en gevarieerde voedselaanbod maakt estuaria tot unieke verblijfplaatsen en voedingsgronden voor verschillende organismen.

Talrijke vogels vinden er een goede vestigings- of rustplaats. Zij bouwen hier reserves op voor de herfsttrek naar de overwinteringsgebieden in Zuid-Europa en Afrika of voor de terugkeer in de lente naar broedgebieden in de arctische en subarctische gebieden van Europa, Azië en Noord-Amerika. Een speciale betekenis hebben estuaria als kinderkamergebieden (= 'nursery grounds'). Jonge vissen en invertebratenlarven vinden er voedsel en bescherming tot zij als adulten terug naar zee kunnen trekken. De afhankelijkheid van talrijke commerciële vissen en schelpdieren is één van de belangrijke economische redenen om estuaria te beschermen. Tegelijkertijd zijn estuaria kwetsbare ecosystemen. Deze dynamische en rijke gebieden zijn steeds centra van menselijke activiteit geweest. Het precair evenwicht voor energiestromen en biotische interacties kan gemakkelijk door menselijke activiteit worden verstoord. Juist de estuariene circulatie, de basis van alle natuurlijke rijkdom, is hierin de zwakste schakel; pollutanten zullen zoals nutriënten in het systeem accumuleren. Scheepvaart, industriële activiteit, hydrologische werken, verontreiniging leiden tot belangrijke wijzigingen in de morfologie, de waterkwaliteit en de levensgemeenschappen van deze zandgebieden en daarmee tot een verlies van de natuurlijke waarden.

1.5.1. Milieufactoren

* Algemeen

Het niche-concept in de ecologie stelt dat organismen onderhevig zijn aan multidimensionale factorencombinaties, zowel biotische als abiotische. Deze interrelatie maakt de evaluatie van afzonderlijke factoren meestal erg moeilijk. Steeds wordt het effect van één factor medebepaald door andere factoren. Zo bijvoorbeeld zal de invloed van de saliniteit steeds afhankelijk zijn van andere abiotische factoren zoals de temperatuur, waterbeweging, substraat, opgeloste gassen, licht; maar ook van biotische factoren zoals voedselaanbod competitie, biochemische reacties enz.

Een probleem hierbij is dat reeds veelvuldig werd aangetoond dat er belangrijke discrepanties bestaan tussen veld- en laboratoriumgegevens. Dit geeft aan dat er een belangrijk onderscheid te maken valt tussen het "ecologisch potentieel" en het "fysiologisch potentieel" van een organisme. Gecombineerde studies zijn dan ook essentieel om tot een zinvolle evaluatie van ecologische impact te komen.

Uit de beschrijving van een estuarium blijkt duidelijk dat de saliniteit, temperatuur, waterbeweging en turbiditeit de belangrijkste ecologische invloed uitoefenen in het estuarien milieu. Al deze factoren induceren belangrijke functionele en structurele responsies bij de biotische elementen van het ecosysteem. Deze kunnen zowel genetisch als niet-genetisch bepaald zijn.

Functioneel vertonen estuariene organismen adaptaties met betrekking tot tolerantie, metabolisme en activiteit, reproductie en verspreiding. Structureel gaat het om aanpassingen in morfologie, interne en externe structuren. Meestal vinden deze laatste hun oorsprong in de functionele mechanismen zoals de invloed van het metabolisme of de ontwikkeling, differentiatie en relatieve groei van lichaamsdelen.

Meer specifiek vereist de overleving in estuariene milieus specifieke eigenschappen zoals :

- tolerantie voor extreme omstandigheden op korte termijn;
- fysiologische en morfologische aanpassingen aan saliniteits-, temperatuur- en zuurstoffluctuaties;
- detectie en ontwijkingsmechanismen voor veranderingen in saliniteit en O_2 .

Een langdurig verblijf in estuariene gebieden vereist eveneens een aantal mechanismen die zeewaarts transport van de populaties moet voorkomen :

- reductie of onderdrukking van de larvale levensduur;
- reactievermogen van de larvale stadia op saliniteits-, getij- en drukvariaties om via aangepaste activiteit zeewaarts transport te vermijden.

* Saliniteit

Het zoutgehalte of saliniteit is één van de meest kritische fysiologische en ecologische parameters. Saliniteit heeft een directe impact op diffusie en osmose, twee essentiële transportmechanismen doorheen celmembranen. Als dusdanig induceert saliniteit zowel functionele als structurele responsies door verandering van :

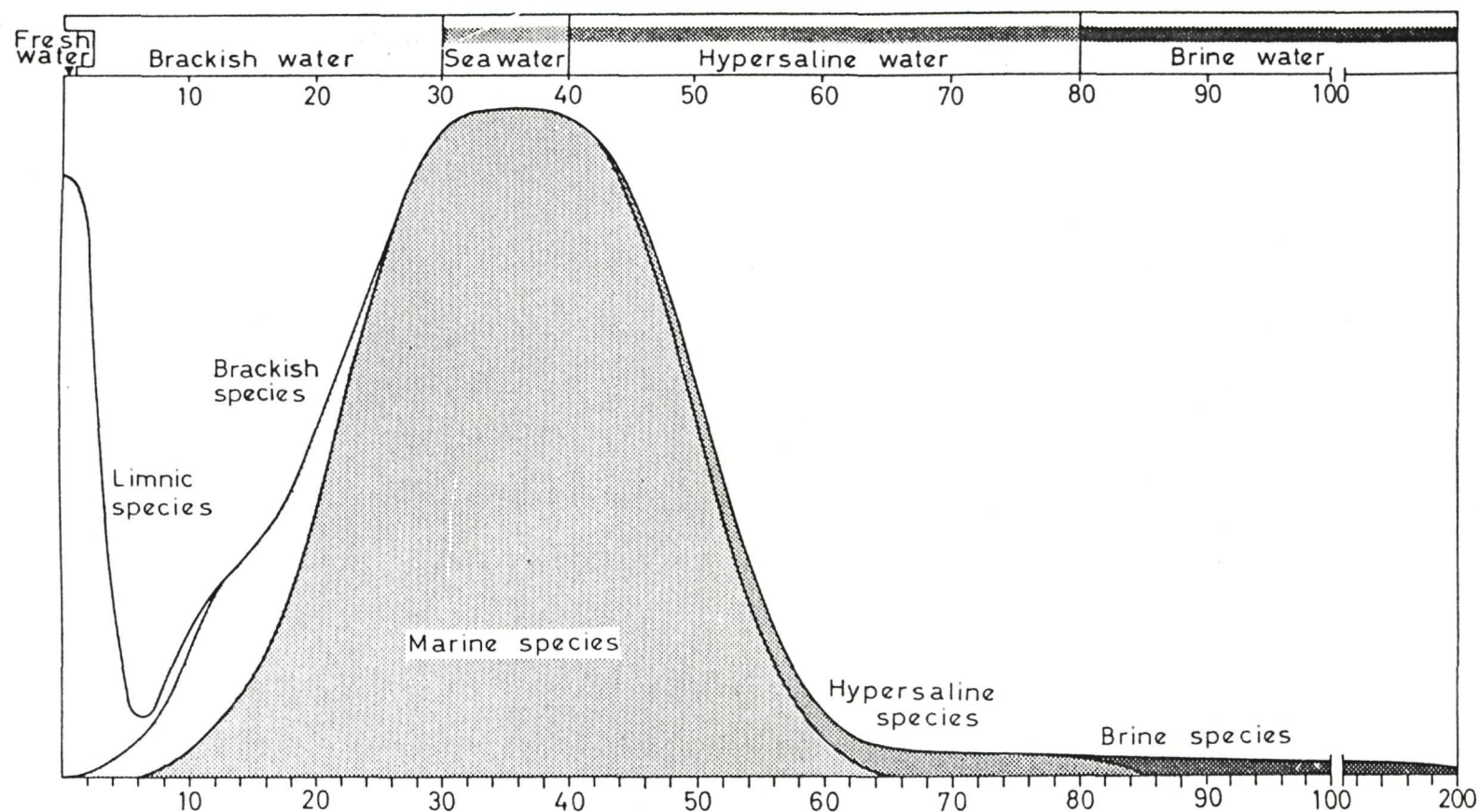
1. de totale osmoconcentratie;
2. het relatief gehalte aan opgeloste stoffen;
3. de absorptie- en verzadigingscoëfficiënten van de opgeloste gassen;
4. de densiteit en viscositeit.

In de stabiele oceanen en zoetwatermilieus worden slechts zelden kritische saliniteiten bereikt en afsterving door sub- of supranormale saliniteiten is er dan ook erg zeldzaam. In de onstabielere kustwateren e.g. estuaria en strandplassen daarentegen, worden organismen permanent bedreigt door sterke fluctuaties in saliniteit en ionische samenstelling.

Figuur 1.13 geeft de relatie tussen het aantal soorten en de saliniteit. Slechts enkele brakwatersoorten overleven voor korte tijd in milieus variërend van gedistilleerd water tot hypersalien water (± 360 ‰). Overleving voor langere tijd is slechts mogelijk dankzij hun latente levensstadia, e.g. sporen en cysten. Meestal echter is de tolerantie van zoet water of mariene organismen veel kleiner. Zo kunnen slechts enkele permanent leven in saliniteiten hoger dan 200 ‰.

Op basis van hun responscurve kunnen organismen als volgt worden ingedeeld :

- *euryhaline of eurysaliene organismen* : deze soorten tolereren een ruim gamma aan saliniteiten alsook sterke fluctuaties variërend van 10 tot 30 ‰. Enzyhaliniteit veronderstelt een grote cellulaire osmotische tolerantie en/of een grote osmoregulatorische capaciteit.



Quantitative relations between aquatic invertebrate species occupying fresh, brackish, sea, hypersaline or brine waters. For each salinity (0‰-200‰), the relative number of species is indicated by the vertical extension of the respective areas. Rough estimations, based on REMANE (1934), HEDGPETH (1959) and own data. (Original.)

Figuur 1.13 : Algemene relatie tussen het aantal soorten en de saliniteit van het milieu
(bron : KINNE, 1971)

- *stenohaliene of stenohaliene organismen* : deze soorten tolereren slechts een kleine variatie aan saliniteiten. De meeste stenohaliene soorten leven in de open oceanen, de zogenaamde orthostenohaliene soorten; andere zijn beperkt tot zoet water, de zogenaamde oligostenohaliene soorten.

De invloed van de saliniteit op de activiteit van organismen komt tot uiting in diverse gedragingen:

1. kwantitatieve en kwalitatieve veranderingen in de beweging en de arbeid verricht bij het boren, het bouwen van kokers, de stuwing van water, het voeden;
2. een reductie van het contact met ongunstige saliniteiten door :
 - a. afschermingsmechanismen i.e. de secretie van mucus, slijm of andere beschermende substanties, het sluiten van schelpen, terugtrekking in kokers, spiercontractie of intrekking van gevoelige lichaamsdelen;
 - b. actieve of passieve ontwijking;
3. een actieve selectie van gunstige omstandigheden;
4. de transformatie naar latente levensstadia e.g. cysten, sporen die een verhoogde resistentie bezitten.

De saliniteitsgrenzen waarbij een organisme zich kan reproducen, is meestal beperkter dan voor groei. In het algemeen is het zoutgehalte van minder belang dan licht en temperatuur. Saliniteit is eveneens van minder belang als stimulans voor andere reproductie gebonden aspecten, zoals de ontwikkeling van gonaden, de rijping van gameten of de migraties geassocieerd met reproductief gedrag. Een aantal effecten die werden vastgesteld, hebben betrekking op :

1. de reproductiepotentiaal;
2. voortplanting en vice versa;
3. celdeling en regeneratievermogen;
4. de geslachtsverhouding;
5. het vrijkomen van sporen.

Het effect op de fotosynthese in macroscopische wieren is erg wisselend en moeilijk interpreteerbaar, gezien de sterke samenhang tussen saliniteiten, osmotische druk, pH en CO₂-beschikbaarheid (OGATA & MATSUI, 1965 a; HAMMER, 1968). Meestal wordt bij daling van de saliniteit een reductie van de fotosynthese vastgesteld (MONTFORT, 1931; OGATA & MATSUI, 1965 a, b; NELLEN, 1966). Tevens zouden het bicarbonaatsysteem in zoet water en Cl⁻ ionen een belangrijke secundaire rol spelen in de uiteindelijke impact (HAMMER, 1968; BOVE et al, 1963).

In het phytoplankton vertonen enerzijds mariene soorten en anderzijds brak en zoetwatersoorten, een reductie van de fotosynthese respectievelijk bij een daling en stijging van de saliniteit. (NAKANISCHI & MONSI, 1965).

Het effect van de saliniteit is bij planten en dieren veel meer uitgesproken. Uit figuur 1.13 blijkt dat de overgangszone tussen zoet (0 ‰) en zeewater (32 ‰) bijzonder kritisch is voor de meeste organismen. Meer bepaald vormen de saliniteiten tussen 5 ‰ en 8 ‰ een belangrijke ecofysiologische barrière en wordt deze zone door een minimaal aantal soorten gekenmerkt.

Zoetwaterorganismen zijn zeer gevoelig aan de geringste verhoging van het totaal zoutgehalte. Dit resulteert dan ook in een drastische en snelle daling van het aantal soorten.

In tegenstelling tot de zoetwaterorganismen verloopt de reductie van het aantal mariene soorten geleidelijk en veel trager. Het staat algemeen vast dat de adaptatie aan een reductie van de ionenconcentratie veel gemakkelijker verloopt dan aan een verhoogde ionenconcentratie. Mariene organismen kunnen dan ook veel verder het estuarium binnendringen dan zoetwaterorganismen. Sommige onder hen dringen, vanuit zee zelfs door tot aan de zoetwatergrens (= holeuryhaliene soorten). Holeuryhaliniteit is veel minder onder planten dan onder dieren verspreid. Planten zijn in hun osmotolerantie beperkt door plasmatische adaptaties, daarentegen hebben dieren een reeks supplementaire adaptatiemechanismen (zie verder). Dit verklaart waarom estuariene milieus de

diversiteit aan planten veel kleiner is dan aan dieren. De meeste estuariene plantensoorten behoren tot de macroscopische wieren, meer bepaald de rood- en groenwieren. Sommige onder hen dringen, vanuit zee, zelfs door tot aan de zoetwatergrens.

Het enorme ecologische belang van het horohalinicum als ecofysiologische barrière vindt zijn verklaring in het feit dat de hydrochemische eigenschappen sterk veranderen bij een daling van de saliniteit tot 7 - 4 ‰. De belangrijkste hydrochemische kenmerken zijn :

1. belangrijke relatieve verschuivingen van de ionensamenstelling;
2. een labiel carbonaat-calcium-systeem ;
3. een ontkoppeling tussen saliniteit en chloriniteit enerzijds en conductiviteit en saliniteit anderzijds.

De tolerantie voor veranderingen in de saliniteit is bij vele organismen, zowel planten als dieren, afhankelijk van de levensfase. Zo bezitten eieren in ontwikkeling en vroege levensstadia van vele invertebraten en vissen, een kleinere tolerantie dan de latere larvale stadia of adulte vormen.

Figuur 1.14 geeft een algemene classificatie van de estuariene zones en hun organismen in termen van de saliniteit als primaire factor.

Twee ecologische aspecten moeten evenwel voor ogen worden gehouden :

1. het totale verspreidingsgebied van een populatie bestaat uit reproductiegebieden en perifere steriele gebieden die steeds opnieuw door recrutering uit de reproductiegebieden moeten worden bevolkt;
2. saliniteit kan binnen specifieke grenzen de dominante controlerende factor zijn in de distributie, maar buiten deze grenzen zal de controle door andere secundaire en tertiaire factoren worden overgenomen.

Hoewel in de Westerschelde pollutie sterk domineert, zijn hier nog steeds de primaire saliniteitsgradiënten in de verspreiding van heel wat organismen waar te nemen. Dit is zo voor de vegetatie op de schorren (MEIRE & KUIJKEN, 1988), de bodemfauna (VERMEULEN & GOVAERE, 1983; VAN IMPE, 1985; DEVELTER et al., 1987; MEIRE & DEVELTER, 1988; MEIRE & KUIJKEN, 1988). Voor het plankton bespreekt DE PAUW (1975; p. 296 ev.) in detail het voorkomen van diverse plankton-soorten in functie van de saliniteitszonering van het Scheldeëstuarium. Als voorbeeld is in figuur 1.15 de verdeling van mariene, brakke en zoete wiersoorten geïllustreerd. Typische brakwatersoorten komen slechts in een relatief beperkt gedeelte van het estuarium voor.

* Turbiditeit

Het gehalte aan particulier materiaal in verschillende oppervlaktewateren van de oceaan varieert tussen 0,8 - 2,5 mg/l (JORGENSEN, 1966). Daarentegen worden kustgebieden zoals estuaria, getij-delta's, lagunes, ondiepe kustgebieden en intergetijdezones, gekenmerkt door een hoge turbiditeit bv. Deense-Waddenzee : max. 300 mg/l. De oorzaken van deze hoge concentraties zijn de aanvoer van partikels via de rivieren, de getijstromen en de verhoogde primaire produktie. Daarenboven resulteert de typische waterbeweging van deze gebieden in een proces waarbij het zwevend materiaal een aantal keren heen en weer vervoerd, afgezet en geërodeerd wordt alvorens definitief of voor een langere periode te sedimenteren (INMAN, 1949; DAY, 1951; EMERY & STEVENSON, 1957b; NELSON, 1962) (zie ook hoofdstuk 1.4.).

Estuarine zones, their salinity ranges, and the salinity relations of estuarine organisms. Limnic euryhaline and marine euryhaline organisms overlap (broken lines) in the horohalinicum (Original)

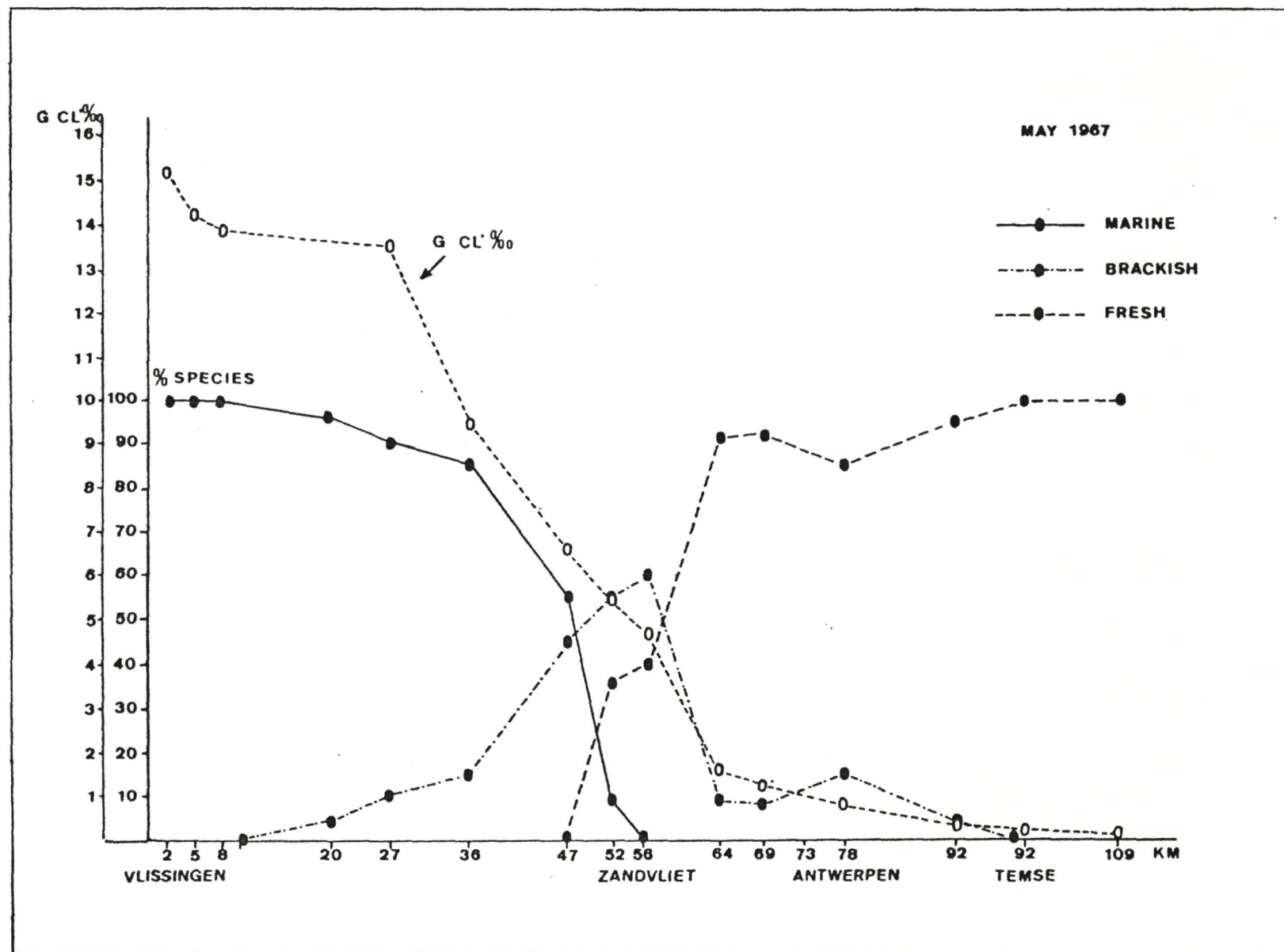
Zone	Salinity range (‰) (term)	Salinity relations of organisms				
River	<0.5 limneticum	limnic oligostenohaline	limnic oligohaline	limnic euryhaline	euryhaline (endemic estuarine)	hol- eury- haline
Upper estuary	0.5-5 oligohalinicum					
Inner estuary	5-8 horohalinicum*					
Middle estuary	8-18 mesohalinicum					
Lower estuary	18-30 polyhalinicum		marine polyhaline	marine euryhaline		
Sea	30-40 thalassicum	marine orthostenohaline				
————— increasing degree of euryhalinity —————						

increasing degree of euryhalinity →

* From horos (Greek): limit or boundary line

Figuur 1.14 : algemene klassificatie van de estuariene zones

(bron : KINNE, 1971)



Figuur 1.15 : relatieve aanwezigheid van mariene, brakke en zoetwaterwieren in het Scheldeestuarium (mei 1967)

(bron : DE PAUW, 1975)

In estuaria is de hoge turbiditeit meer bepaald het resultaat van de interactie tussen :

1. particulier materiaal, afkomstig van het stroombekken, de kustzone, bioturbatie en biodegradatie;
2. de estuariene circulatie;
3. flocculatie als gevolg van de menging tussen zoet en zout water;
4. sedimentatieprocessen.

Grote macroscopische aggregaten worden detritus genoemd. Hun soortelijk gewicht is vrijwel identiek aan dat van het brak water zodat detritus eveneens lang in suspensie kan blijven alvorens te sedimenteren. Eenmaal neergeslagen, kleven deze partikels aan de bodem dankzij een mucöse organische fractie. Dit heeft een stabiliserende werking in slibbodems; alleen relatief sterke stromingen of bioturbatie is dan nog in staat dit substraat te verstoren (KUENEN, 1950; MACNAE, 1956).

Het is duidelijk dat ondiepe, beschermde zones met een minimale waterbeweging tussen de getijden in, een essentiële rol in het estuarium vervullen als sedimentatie- en accumulatiezones van fijn gesuspenseerd materiaal, eventueel resulterend in de vorming van slikken en schorren (KUENEN, 1950; DAY, 1951; EMERY & STEVENSON, 1957b; GUILCHER, 1967).

Naast de fysisch-chemische factoren spelen ook biotische factoren een belangrijke rol in de sedimentatie van colloïden. Het benthos bevat ondermeer een grote diversiteit aan 'filter-feeders' of 'filtreerders' die massaal gesuspenseerd materiaal vangen en verwerken.

Turbiditeit heeft de grootste invloed op micro-organismen, hoewel deze indirect van aard is. Algemeen geldt dat een toename van de turbiditeit een toename van nutriënten inhoudt. Op zijn beurt heeft deze toename van nutriënten een toename van bacteriën tot gevolg.

Turbiditeit beïnvloedt planten hoofdzakelijk via interferentie met lichtpenetratie. Direct contact en absorptiefenomenen zijn van secundair belang. Van de drie factoren i.e. turbiditeit, absorptie door watermoleculen en opgeloste verbindingen die de transformatie en intensiteit van licht in water bepalen, is turbiditeit de meest effectieve.

De beschikbare informatie betreffende dieren is vooral beperkt tot vissen en schelpdieren. In beide groepen variëren de tolerantiegrenzen naargelang de soort. Lethale concentraties resulteren in een dichtslibbing van kieuwen en kieuwholte bij vissen en schelpdieren en van filters bij "filter-feeders" (LOOSANOFF, 1961).

* Substraat

Als substraat gelden alle structuren die tijdelijk of permanent organismen kunnen herbergen. Dit zijn ondermeer het grensvlak tussen water en lucht, drijvende partikels, zeewieren, dieren, rotsen, zand en slib. In estuaria spelen vooral gesuspenseerde partikels (zie turbiditeit) en sedimenten een essentiële rol. Uit de beschrijving van een estuarium blijkt hoe divers de aard en het patroon van de sedimenten kunnen zijn, met als belangrijkste variabelen de mediane korrelgrootte, de sortering, het slibgehalte en het organische koostofgehalte.

De meeste aquatische micro-organismen zijn periphyten. Zij leven op natuurlijke en/of "man-made" substraten zoals stenen, zand, levende en dode materie, scheepsrompen, boeien, enz.

Het milieu van micro-organismen wordt door micro-climaten bepaald. Dat betekent dat andere abiotische factoren zoals zuurstof, licht, saliniteit, pH en nutriënten t.h.v. het substraatsoppervlak totaal anders kunnen zijn dan in het omgevende water.

Ook voor planten is het substraat een belangrijke ecologische factor (LEWIS, 1964). Algemeen wordt aangenomen dat planten hun nutriënten direct uit het water betrekken en het substraat als houvast gebruiken. De chemische samenstelling van het substraat heeft relatief weinig belang en de meeste wieren kunnen dan ook losgeslagen voortleven.

In tegenstelling tot de chemische samenstelling spelen fysische eigenschappen zoals dispersie, textuur, hardheid, "packing" en watercapaciteit wel een essentiële rol. In zandige sedimenten is "packing" erg belangrijk. Zo zetten scheuten van *Zostera marina* zich alleen maar vast op grotere "ripple-marks" van waaruit de omgeving d.m.v. laterale trekken wordt gekoloniseerd. In het eulittoraal primeert de watercapaciteit.

Verschillende planten hebben een sedimentstabiliserende rol. In estuaria spelen deze planten een belangrijke rol in de ophoging van zand- en slibbodems. Op beschutte zandplaten is de bodem in hogere getijdenzones met een laag wieren bedekt, gedomineerd door diatomieën en cyanophyten.

In tegenstelling tot planten bepaalt het substraat in sterke mate zowel de distributie als de samenstelling van benthosgemeenschappen. Rotsen, zand of slik herbergen elke typische gemeenschappen met specifieke morfologische en fysiologische adaptaties, densiteit en soortensamenstelling.

1.5.2. Het estuarien ecosysteem

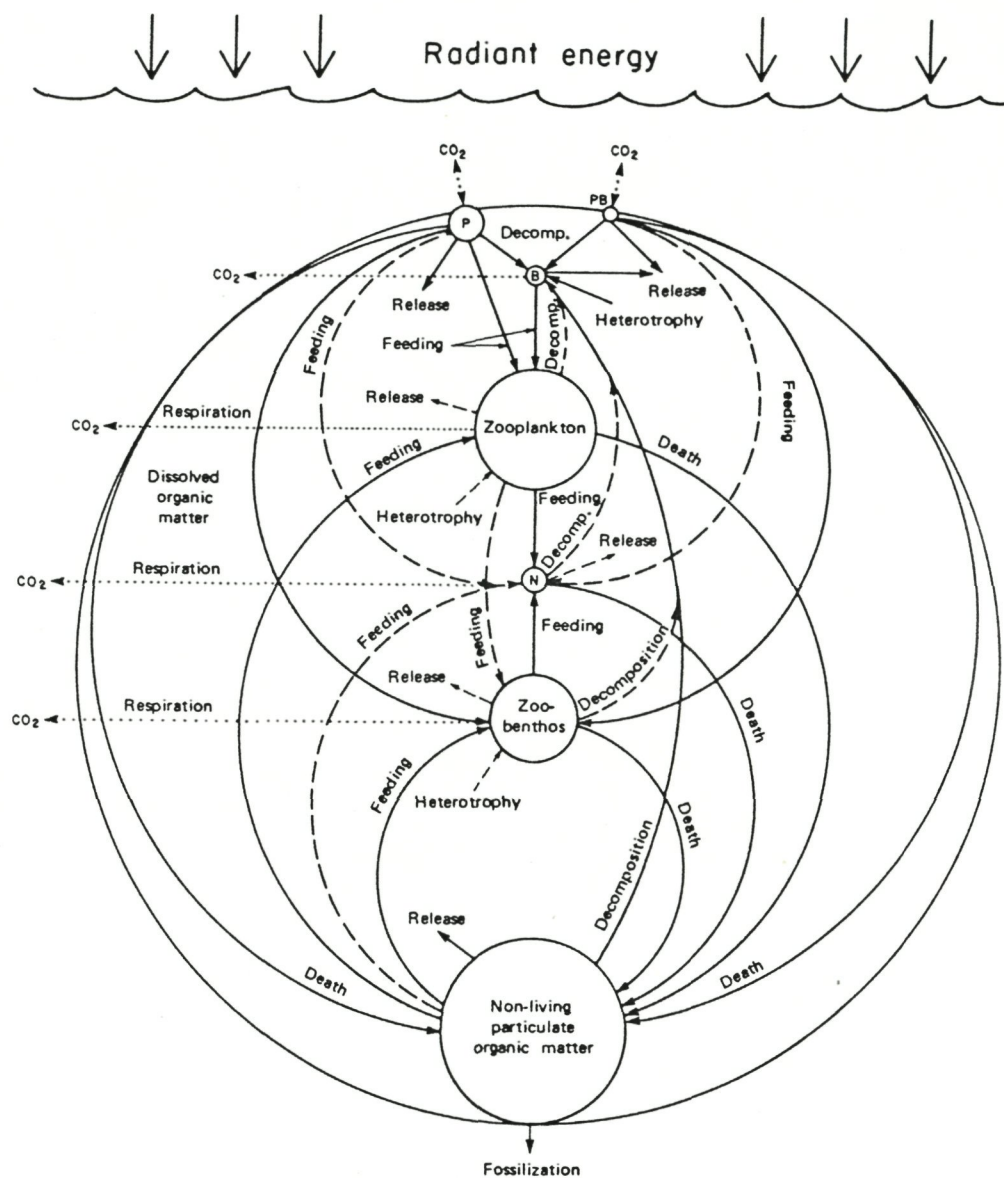
In elk ecosysteem (algemeen schema in figuur 1.16) is de primaire productie de basis van elke voedselpiramide. Tijdens dit proces zetten de zogenaamde 'autotrofen' anorganische stoffen om in organische materie. Dit kan zowel d.m.v. fotosynthese als chemosynthese. In fotosynthese wordt licht als energiebron en koolstofdioxide (CO_2) als C-bron gebruikt. Tot de fotoautotrofen behoren zowel hogere planten, wieren als fotosynthetiserende bacteriën. De meeste planten gebruiken H_2O als reductans met vorming van O_2 . Daarentegen gebruiken fotoautotrofe bacteriën H_2S als reductans tot vorming van elementair zwavel. In de chemosynthese wordt de oxidatie van gereduceerde anorganische verbindingen, i.e. NH_4^+ , NO_2 , CO_2 , H_2S , als energiebron gebruikt en CO_2 geldt ook hier als belangrijkste C-bron. Chemoautotrofen behoren uitsluitend tot de bacteriën.

In estuaria zijn groene planten, zoals in andere habitaten, de belangrijkste fotoautotrofen. Er bestaan echter belangrijke verschillen in de relatieve bijdrage van de verschillende autotrofe groepen binnen de totale fotocoenose, zowel ecologisch als taxonomisch. Als belangrijkste primaire producenten gelden :

1. het phytoplankton, microscopisch kleine wieren die min of meer passief in het water zweven;
2. het phytobenthos, microscopische wieren en macrophyten.

Deze laatste omvatten zowel meercellige macroscopische wieren als vasculaire planten, zoals de zeegrassen. Elk van deze groepen kan in een estuarium of één van zijn subsystemen de primaire productie domineren. Zo worden slikken en schorren typisch gedreven door respectievelijk het microbenthos en vasculaire macrophyten. Fotosynthetiserende bacteriën blijken minder belangrijk te zijn in estuariene milieus, met uitzondering van het zandwad, waar zij als de belangrijkste primaire producenten van microbiële matten fungeren. Over het belang van chemosynthese versus fotosynthese is weinig bekend. In het algemeen spelen chemosynthetiserende bacteriën een essentiële rol in de geochemische cycli van estuaria, meer bepaald in de stikstof- en zwavelcyclus.

Een deel van de primaire productie wordt door de planten zelf gebruikt tijdens respiratie, maar daarbij komt dat ook een belangrijk deel van de primaire productie in het water wordt geëxcreteerd als 'opgeloste organische stof' (= DOM) of koolstof (= DOC); de rest komt in het ecosysteem ter beschikking als levende of dode 'partikel-gebonden organische materie' (= POM) of koolstof (= POC).



: Cycle of organic matter in the sea. The areas of the different 'pools' of organic matter are roughly proportional to the standing crop except for the dissolved organic matter which has been reduced by a factor of ten. Major flows, somewhat arbitrarily defined, are designated by solid arrows; minor flows by broken arrows; fluxes of inorganic carbon by dotted arrows; P: phytoplankton; PB: phytobenthos; B: bacteria; N: nekton. See also Table 5-1. (Original.)

Figuur 1.16 : Algemeen schema van een (marien) ecosysteem

(bron : CONNOVER, 1978)

Alle organische stof die oorspronkelijk in planten is gevormd zal langzaam maar zeker weer worden afgebroken. Dat kan door dierlijke consumptie gebeuren, maar ook doordat het plantaardig materiaal doodgaat en wordt afgebroken. Dieren gebruiken de organische stof als energiebron en als C-bron, vandaar de naam 'chemoheterotrofen'. Van de energie die in dit voedsel is vastgelegd worden heel wat processen op gang gehouden. In de eerste plaats moet een dier groeien. Een deel van het voedsel wordt verbruikt in de ademhaling; een ander deel wordt omgezet in voortplantingsprodukten. Weer een ander deel gaat onverbruikt naar buiten, i.e. excretie. In termen van de trofische (= voedings-) relaties kunnen dieren worden onderverdeeld als :

1. herbivoren, i.e. primaire consumenten of secundaire producenten;
2. carnivoren, i.e. secundaire consumenten of tertiaire producenten enz.

In termen van de voedselpiramide voeden dieren op een bepaald trofisch niveau zich dus met het levend particulier materiaal van een lager niveau. De interrelatie tussen de verschillende dierlijke componenten is meestal veel complexer en maakt deel uit van het zogenaamde 'voedselweb'. Een van de zeldzame algemene regels is dat relatief grotere dieren relatief kleinere dieren opeten. De belangrijkste dierlijke groepen in een estuarien voedselweb zijn het zoöplankton en het zoöbenthos, omdat beide zich direct voeden met de primaire productie en mogelijks ook met dood particulier organisch materiaal of detritus. Het belang van detritus als voedselbron is niet altijd duidelijk; vermoedelijk ligt de voedingswaarde meer aan de geadsorbeerde microorganismen dan aan de dode organische materie zelf. In estuaria kan de productiviteit van het zoöplankton en/of het zoöbenthos erg hoog zijn. Voornamelijk in estuaria met een uitgesproken getijdenamplitude nemen macrobenthische filtreerders een dominerende plaats in. Dit is te wijten aan een overvloed aan voedsel dat, gezien de ondiepte en de typische estuariene circulatie, gemakkelijk beschikbaar is. Tevens spelen het zoöplankton en het zoöbenthos een essentiële rol in de 'recycling' van nutriënten via excretie en in de detritusketen via defaecatie of afsterving. Een typisch estuarien kenmerk is de enorme concentratie van particuliere organische stof in de bodem, door de activiteit van macrobenthische filtreerders.

Andere dieren, zoals vissen, vogels en zoogdieren, hebben als consumenten van zowel primaire producenten, zoöplankton en zoöbenthos een relatief kleine impact op de energie- en stofkringlopen van een geheel estuarium. Daartegenover staat dan weer dat vissen een enorm economisch belang hebben en aan vogels een enorme natuurwaarde wordt toegekend.

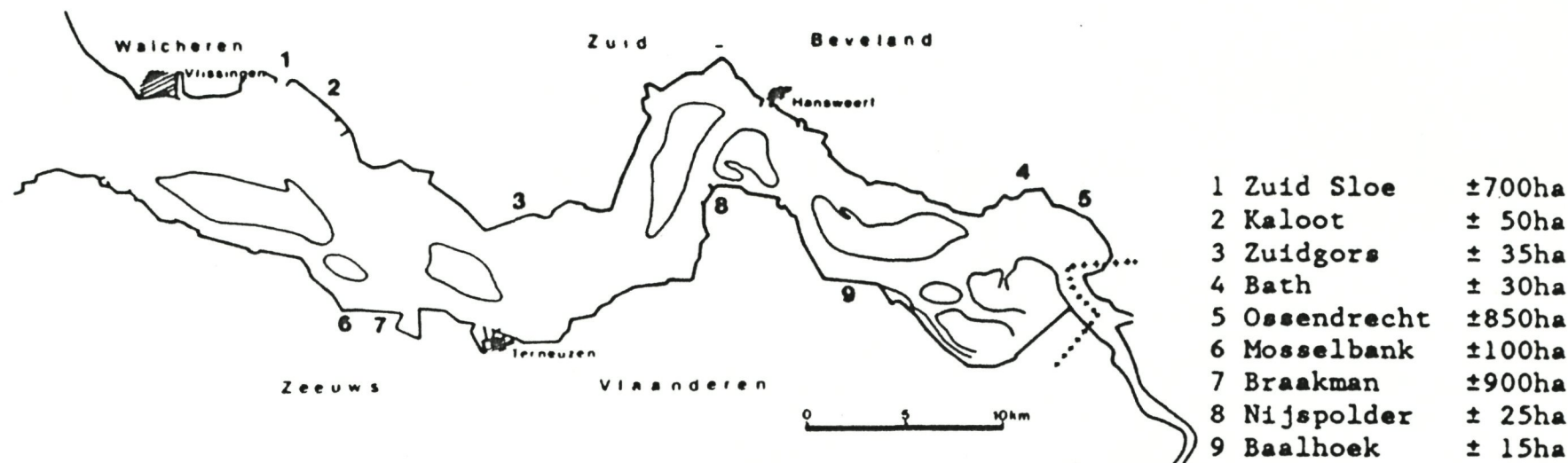
In het afbraakproces van dode organische materie spelen micro-organismen de belangrijkste rol. Zij mineraliseren complexe opgeloste organische verbindingen tot eenvoudige anorganische voedingsstoffen die weer door wieren en waterplanten kunnen worden opgenomen. Detritus wordt grotendeels door bacteriële activiteit afgebroken, als of niet door tussenkomst van dieren. Het diffuus in het water verdeelde DOM dat daarbij ontstaat, kan echter door adsorptie aan anorganische deeltjes of door aggregaatforming in geconcentreerde partikels overgaan en in die vorm, samen met de aangehechte bacteriën, als voedsel fungeren voor detritus-eters. De bacteriële mineralisatie kan zowel aëroob als anaëroob verlopen. Een deel van het DOM, en indirect ook het POM, wordt in het water en in de bodem afgebroken door aërobe of facultatief aërobe microorganismen, de zgn. 'heterotrofe' bacteriën. De omzettingssnelheden tijdens deze aërobe mineralisatie zijn hoog. Het overblijvende deel van het organische materiaal is vaak moeilijk afbreekbaar en sedimenteert in beschutte zones. Hier wordt dit moeilijk afbreekbare materiaal door anaërobe bacteriën afgebroken en uiteindelijk omgezet tot methaan en koolzuurgas. Zoniet ondergaat het organische materiaal fossilisatie. In tegenstelling tot andere aquatische milieus staan de anaërobe sedimentlagen van een estuarium in voor een groot deel van de totale mineralisatie. Vanwege de enorme aanvoer van detritus uit naburige ecosystemen zal in vele estuaria mineralisatie domineren op fotosynthese.

Opgeloste en particuliere organische materie spelen in estuariene ecosystemen dus een belangrijke rol als verbinding tussen fotosynthese, heterotrofe consumptie en mineralisatie. Het begrijpen van de dynamiek van en tussen deze compartimenten is mogelijk de sleutel tot het begrijpen van het gehele ecosysteem. Er zijn verschillende meetbare vormen waarin organische materie kan voorkomen. De grootte van deze compartimenten en de hoeveelheid organisch materiaal die er per tijdseenheid in en uit gaat (bv. in gram organisch koolstof per vierkante meter en per jaar - $\text{gC m}^{-2}\text{j}^{-1}$) zijn de meetbare grootheden van dit systeem. Tevens zijn de transportsnelheden voor de koolstofstroom tussen de compartimenten onderling van belang. Het is evident dat 'goed estuarien management' gebaseerd moet zijn op een grondige kwalitatieve en kwantitatieve kennis van deze compartimenten, alsook van hun onderlinge interacties.

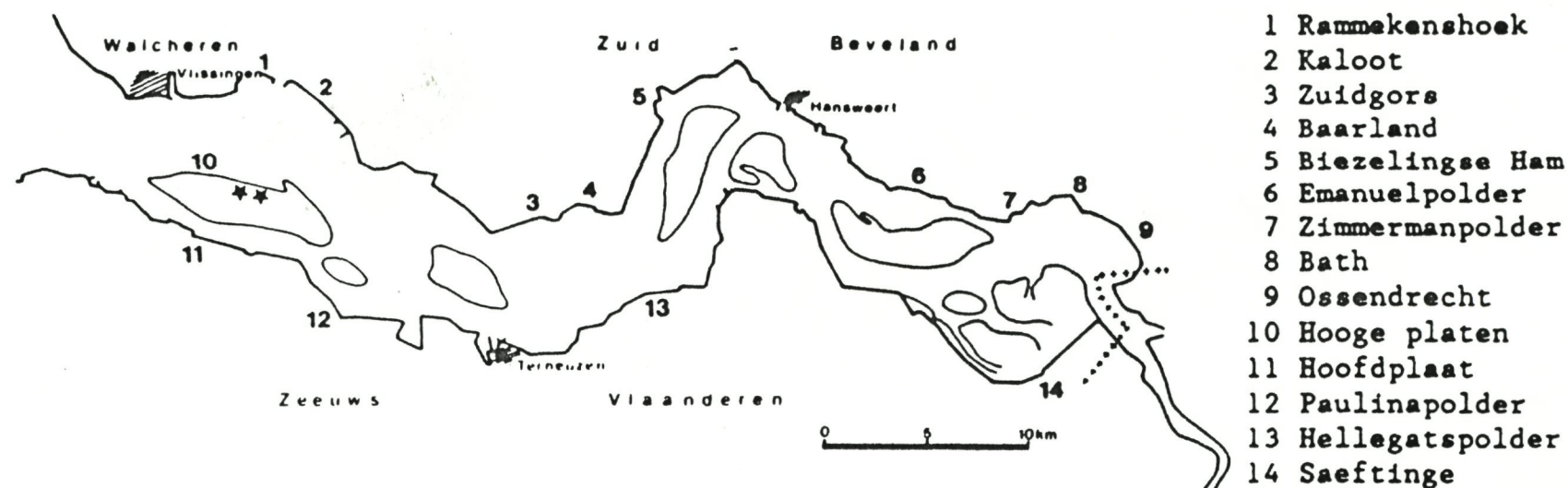
Wat de Westerschelde - en de Zeeschelde - betreft is onze kennis voorlopig erg beperkt. Informatie is beschikbaar over het plankton (BAKKER & DE PAUW, 1974, 1975; DE PAUW, 1975; BAKKER et al., 1977; JACKSON & DE VISSCHER, 1985), organische stof (WOLLAST, 1976; VAN DAMME et al., 1984); bacteriën (PEELEN in HUMMEL et al., 1988; BILLEN et al., 1990) en bentische organismen (HEIP et al., 1979; VAN DAMME et al., 1980; VERMEULEN, 1980; VERMEULEN & GOVAERE, 1982, 1983; VAN IMPE, 1985; HEIP et al., 1986; MEIRE & DEVELTER, 1988). Over de - meer zichtbare ! - watervogels van het gebied werd onlangs een syntheserapport gepubliceerd (STUART, MEININGER & MEIRE, 1991).

Het areaal van de half-terrestrische ecosystemen (slikken, schorren) is door de ruimtelijke ontwikkeling van de oevers sterk ingekrompen (figuur 1.17; VAN SCHAIK et al., 1988). In hoeverre het aquatische ecosysteem daarvan te lijden heeft, is niet duidelijk.

Op basis van deze informatie onderscheiden HUMMEL et al. (1988) in het estuarium (westelijk) een 'coastal food chain' en (oostelijk) een 'detritus food chain' (zie figuur 1.18). Deze visie is echter voorlopig nog redelijk speculatief, zodat men kan besluiten dat de ecologische informatie op dit ogenblik nog te beperkt is om een wetenschappelijk onderbouwd beleid te voeren. De diverse onderzoeksprojecten die uitgevoerd worden door het Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek (DIHO, Yerseke; DIHO, 1991) en ook aan Belgische universiteiten (vb. RUG) zijn, na al die jaren van terreinonderzoek, zeker niet overbodig !

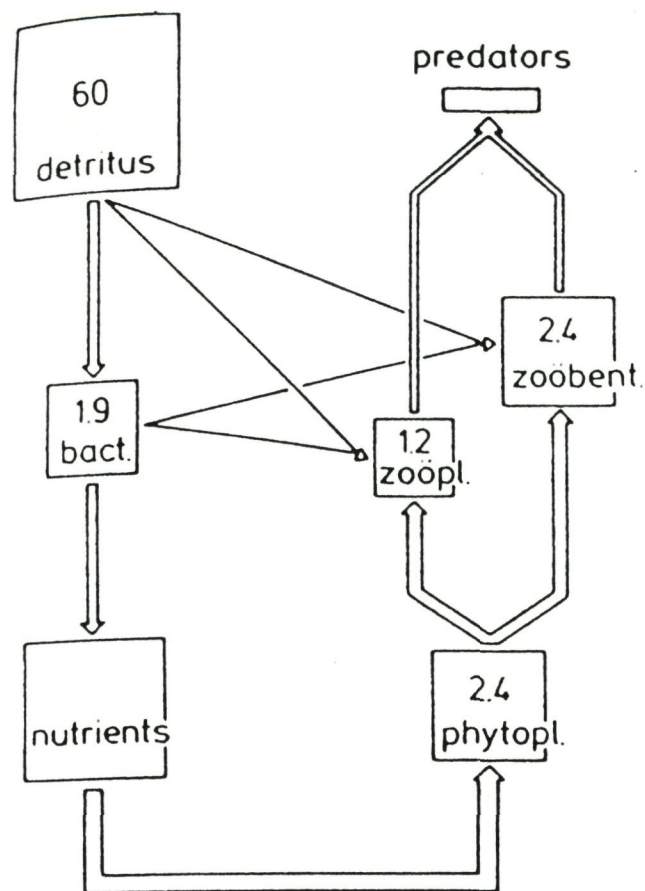


Schorgebieden in de Westerschelde die sinds ongeveer 1945 zijn verdwenen.

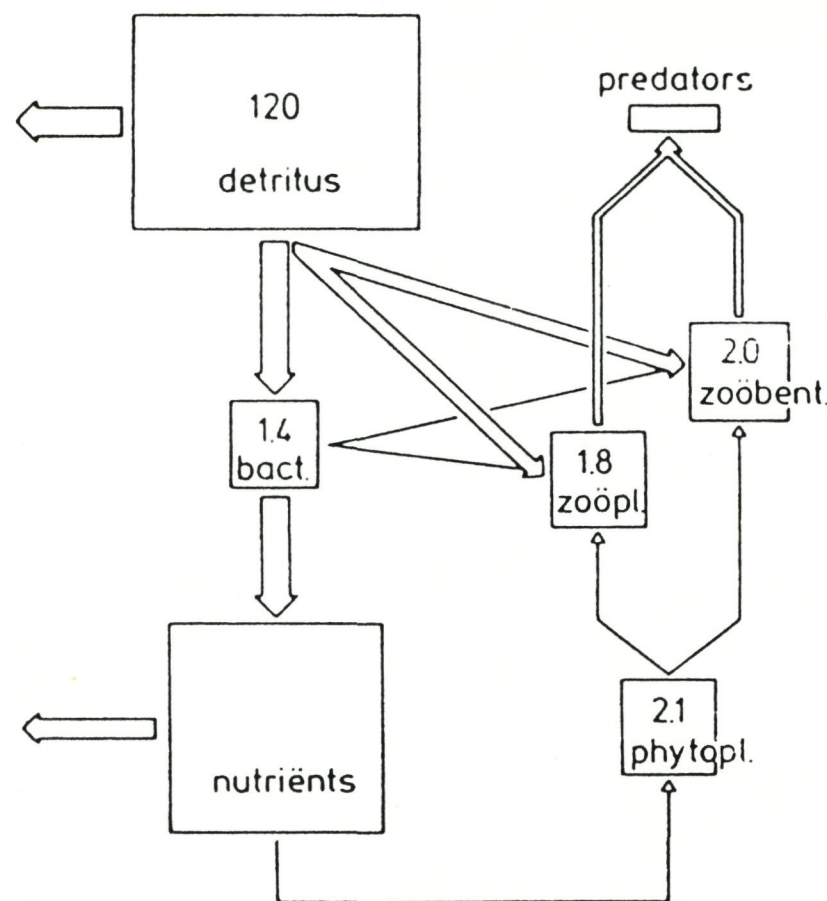


Huidige schorgebieden in de Westerschelde.

Figuur 1.17 : Verdwenen en huidig schorareaal in het Scheldeestuarium (bron : VAN SCHAIK et al., 1988)



Coastal food chain



Detritus food chain

Tentative ecosystem-models for the brackish and marine zone of the Westerschelde according to resp. a detritus and a coastal food chain. Biomass figures in g.C.m⁻².

Figuur 1.18 : tentatief ecosysteem-model voor het Scheldeëstuarium

(bron : HUMMEL et al., 1988)

1.6. De Westerschelde als een schakel tussen de Schelde en de zee

Zoals hierboven ten overvloede beschreven, is een estuarium een heel apart systeem tussen de zee en de rivier. SCHUBEL & KENNEDY's (1984) vergelijking dat een estuarium vergeleken kan worden met een filter levert een interessant idee : een estuarium transformeert het "signaal" dat het vanuit zee of vanuit het land ontvangt, vooraleer het door te geven. Dit geldt voor waterbewegingen, sedimenttransport, verontreinigingsvracht, biota, ...

* Waterbeweging

Het getijsignaal (getij-amplitude, getijvolume,...) dat aan de zeezijde wordt opgelegd, wordt versterkt of verzwakt door de geometrie van het stroomprofiel. Dit is duidelijk te merken op de figuur met de meetkundige plaats van de hoog- en laagwaterstanden, evenals op de vorm van de getijkurven voor bepaalde meetstations (figuur 1.19). Het is evident dat de veranderingen die in het stroomprofiel leiden tot wijzigingen in de transmissie van het signaal. De uitgevoerde en toekomstige vaargeulverdiepingen verhogen de frequentie van hoge waterstanden.

* Verblijftijd water en sediment

Het wat simplistische idee dat de Schelde naar zee stroomt moet worden vervolledigd met de evenwaardige idee dat de zee naar de Schelde stroomt : dat is de dominantie van de getijdenbeweging in de Westerschelde. Vooral in het waterkwaliteitsbeleid is tot nog toe onvoldoende aandacht geschonken aan deze notie van verblijftijd.

Voor sediment is de verblijftijd in het Westerscheldeestuarium heel hoog (netto-sedimentatiegebied). Nederlandse schattingen (figuur 1.20) geven aan dat de hoeveelheid sediment die de Westerschelde naar zee verlaat, maar ongeveer 7 % is van de flux in de andere richting. Dit wil echter niet zeggen dat de polluenten in het sediment ook in de Westerschelde gevangen blijven (zie verder, hoofdstukken 2.3. en 4.5.).

* Fysico-chemische omstandigheden

In de huidige (vervuilde) toestand van het estuarium is er een belangrijke dominante gradiënt van zout en zuurstofrijk zeewater naar zoet en zuurstofarm (of soms zuurstofloos) rivierwater. Ook voor andere stoffen zijn er vanzelfsprekend dergelijke gradiënten, die niet noodzakelijk lineair zijn (evenredig met de verdunning).

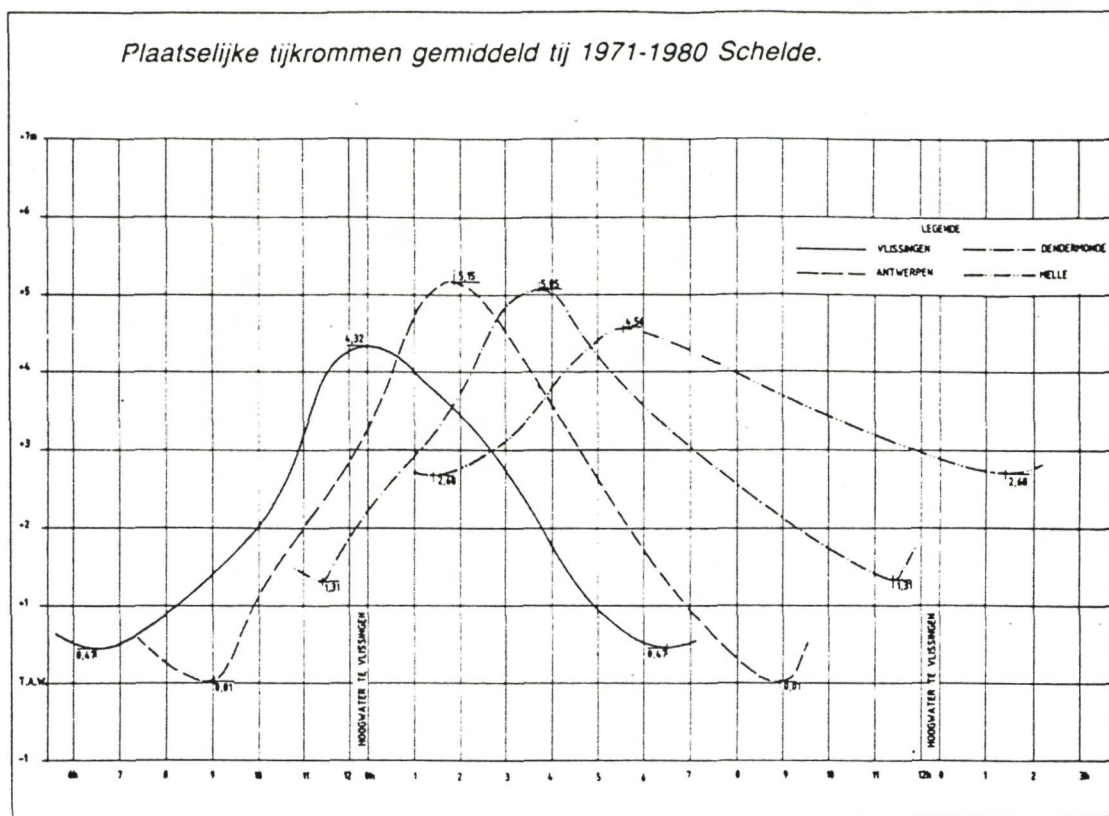
* Biota

De complexe ecologie werd hierboven (en meer in detail in **bijlage 1**) besproken, en illustreert treffend dat een gevarieerd estuarien milieu de resultante is van de complexe verwevenheid van diverse 'signalen' (abiotische en biotische factoren) die vanuit de omliggende ecosystemen (de zee, het stroombekken, de oevers) het estuarium beïnvloeden.

In dit hoofdstuk werd aangetoond dat het estuarium als 'interface' inderdaad de plaats is van de 'moeilijke' ontmoeting van zee en Schelderivier.

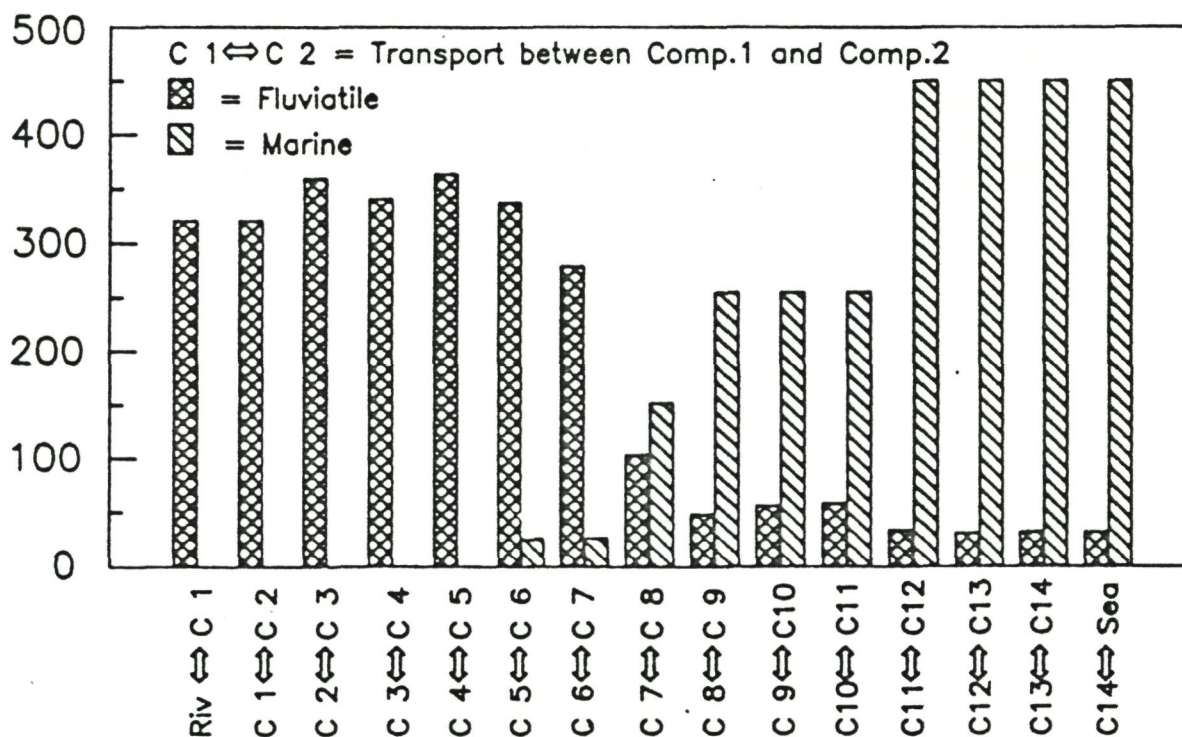
Figuur 1.19

(bron :
CLAESSENS,
1988)



SEDIMENT TRANSPORT SCHELDT-ESTUARY

1000 Ton/Year



Figuur 1.20 : sedimentuitwisselingen tussen modelcompartmenten van het SAWES ('Systeem Analyse Westerschelde') project (bron VAN ECK et., 1990)

2. MENSELIJK INGRIJPEN EN FUNKTIES

De funkties van de Wester- en Zeeschelde zijn zeer divers. In dit hoofdstuk wordt - in opklimmende graad van milieu-onvriendelijkheid - een beschrijving gegeven van het maatschappelijk belang van het gebied. In hoofdstukken 3. (Industrie) en 4. (Baggerspecie) wordt dieper ingegaan op de thematiek van de industriële ontwikkeling van de gehele regio, en op de zeer significante baggerspecieproblematiek van de Zeeschelde. Dit hoofdstuk toont in alle scherpheid de verscheurende keuzes die in het milieubeleid in de nabije toekomst genomen moeten worden.

2.1. 'DUURZAAM' GEBRUIK

2.1.1. Recreatie

In deze paragraaf wordt het gebruik van de Schelde voor de watersport behandeld, en het conflict dat daarbij kan optreden met de commerciële scheepvaart. Verder wordt een overzicht gegeven van de rol die voor de waterrecreatie wordt weggelegd in de Belgische en Nederlandse beleidsplannen. Over de rechtstreekse invloed van de waterrecreatie op het ecosysteem Schelde is weinig of niets bekend, maar rekening houdend met het belang van de industrie en de grotere bevolkingsconcentraties langs de oevers is deze invloed als marginaal te beschouwen. De oeverrecreatie, waarbij conflicten met het Westerscheldegebied als natuurgebied meer voor de hand liggen, wordt ook kort besproken.

* De waterrecreatie

Situering van het gebied en zijn toegangswegen

De geografische situering van het Scheldeëstuarium en zijn verbindingswegen heeft een rechtstreeks verband met het belang ervan voor de waterrecreatie. De Westerschelde staat in rechtstreekse verbinding met de open zee, wat het tot een aantrekkelijk gebied maakt voor zeezeilers. Verder zijn er een viertal verbindingen met de binnenwateren: via het kanaal door Walcheren zijn het Veerse Meer, de Oosterschelde en de andere Zeeuwse stromen bereikbaar, die op hun beurt in verbinding staan met de grote rivieren. Via het kanaal door Zuid-Beveland is de Oosterschelde eveneens bereikbaar. Het kanaal Gent-Terneuzen verbindt de Westerschelde dan weer met de Schelde op Belgisch grondgebied die eveneens kan bereikt worden door de Westerschelde geheel op te varen. De Schelde zelf biedt toegang tot de Belgische en Franse wateren.

Door deze ligging en door de natuur- en landschappelijke waarde is het gebied erg in trek voor de pleziervaart die het ondermeer gebruikt als verbinding tussen de Noordzee, de Noordelijke Delta, België en Nederland.

De accommodatie

In totaal zijn er 14 jachthavens vanaf Antwerpen tot de monding (figuur 2.1). Antwerpen, De Paal, Terneuzen, Middelburg en Breskens zijn daarvan de belangrijkste. Een overzicht wordt gegeven in bijgaande tabel. (PETTERSON, 1990)

Jachthaven	Getij	Aantal vaste ligplaatsen	Lengte aanlegsteiger
Antwerpen		200 à 500	?
Prosperpolder	G	ca. 40	?
Lillo	G	30	?
Doel	G	23	?
De Paal	G	150	320 m
Walsoorden	G	28	geen
Hoedekenskerke	G	25	60 m
De Griete	G	28	geen
Terneuzen, WV Neusen	G	95	400 m
Terneuzen, St. Jachth.	G	130	
Ellewoutsdijk		30	60 m
Middelburg		390	ca. 500 m
Breskens	G	510	1 048 m
Vlissingen		80	350 m

(G = getijdenhaven; ? = onbekend; voor Breskens werden de ca. 80 vaste ligplaatsen van de vissershaven mee ingerekend)

Op te merken valt dat er in Vlissingen ver gevorderde plannen zijn voor de aanleg van een jachthaven in de oude vissershaven.

Het belang van de recreatievaart

In de studie van PETTERSON wordt de pleziervaart op de Westerschelde op drie manieren gekarakteriseerd : via tellingen aan de sluisen, het aantal aankomsten en overnachtingen in de jachthavens en luchtellingen. De resultaten worden weergegeven in de navolgende tabellen.

Sluispassagetellingen van 1984 t.e.m. 1988, in de periode mei-september					
Sluis	Aantal passages				
	1984	1985	1986	1987	1988
Vlissingen	15 553	14 723	17 282	17 944	17 955
Hansweert *	3 881	3 644	3 792	3 266	3 420
Terneuzen	1 930	2 197	2 585	2 093	2 186
Veere	20 713	20 403	22 964	20 689	**
Zandkreeksluis	35 006	32 052	34 645	30 851	**
Grevelingensluis	45 864	44 135	48 368	41 184	**
Roompotsluis	***	8 980	10 761	10 072	**

* Het cijfer van 1984 is dat van de sluis bij Wemeldinge, het is echter aanmerkelijk dat dit vrijwel overeenkomt met het aantal voor Hansweert.
 ** Onbekend
 *** Nog niet geopend

(bron : KOSTERS, 1985; RWS DIRECTIE ZEELAND, 1987 en 1988, in PETTERSON, 1990)

Voor Vlissingen gaat het vooral over zeilboten, in Terneuzen en Hansweert zijn er relatief meer motorboten. Op te merken valt dat er bij de drie Westerschelde-sluizen relatief veel buitenlanders komen : in Vlissingen vormen Belgische en Britse watersporters een kwart van het aantal passanten, in Terneuzen en Hansweert zijn zelfs 40 % van de passanten uit ons land afkomstig.

Wat het aantal aankomsten en overnachtingen betreft nemen de Westerschelde havens 17 % van alle in de Zeeuwse jachthavens aangekomen plezierboten voor hun rekening (KOSTERS, 1987 in PETTERSON, 1990). Het gaat hier dan voornamelijk over de havens van Vlissingen, Breskens en Middelburg : in de overige jachthavens is het aantal overnachtingen minimaal.

Verdere gegevens kan men halen uit het rapport "Recreatievaart-telling Westerschelde, vanuit de lucht en vanaf de grond" die in september 1988 werd uitgevoerd door de Directie Zeeland van de Nederlandse Rijkswaterstaat. Uit deze telling blijkt dat er vooral gevaren wordt in het mondingsgebied, en dan vooral in de zone van Breskens tot Cadzand. Op de tweede plaats komt het meer noordelijk gedeelte van Vlissingen tot de zee. In de overige gedeeltes wordt veel minder gevaren: tussen Terneuzen en Perkpolder zijn er nog relatief veel sportvissersboten (die langdurig op een slik of schor voor anker liggen), oostelijk van Hansweert wordt er bijna niet gevaren.

In de monding wordt voornamelijk met kajuitzeilboten gevaren, ter hoogte van Terneuzen en Hansweert zijn er relatief meer kajuitmotorboten.

Conflictsituaties beroepsvaart - recreatievaart

Door de beperkte beschikbare ruimte treden een aantal conflicten op tussen de plezier- en de beroepsvaart. Voor de pleziervaart zijn er vooral problemen met het onduidelijk vaarpatroon van de beroepsvaart en het moeilijk kunnen inschatten van hun vaarsnelheden. Ook is er enige hinder door golfslag en zuiging van passerende schepen. Vanuit de beroepsvaart situeren de problemen zich in het gevaarlijk kruisen in het hoofdvaarwater en het in de koerslijn varen. Ook het onduidelijk vaarpatroon door snelle koerswisselingen van de pleziervaartuigen vormt een probleem. De moeilijkheden blijken vooral voor te komen bij de reden van Vlissingen, Terneuzen en Hansweert.

Als mogelijke oplossing wordt naar voor geschoven een ruimtelijke scheiding te maken tussen beide vormen van scheepvaart, door bijvoorbeeld een systeem van "aanbevolen routes" in te voeren. Dit is reeds het geval in de Nollegeul en de Pas van Terneuzen waar voor de pleziervaart een route wordt afgebakend met een gele betonnen. Een uitbreiding van dit systeem naar meer stroomopwaarts gelegen zones lijkt, gezien de beperkte breedte van de Schelde, niet haalbaar.

* Strand- en oeverrecreatie

Op Belgisch grondgebied is dit beperkt tot het St. Annastrand te Antwerpen en enige sportvisserij. Op Nederlands grondgebied vormen de stranden van Zeeland een belangrijke toeristische aantrekkingspool waarbij ook het verblijfstoerisme aan belang wint (o.a. 165 strandhuisjes op het strand van zuidwest Walcheren en een (omstreden) vakantiedorp gelegen vlak naast het natuurreserveaat Het Zwin). Voor de sportvisserij zijn er enkele trailerhellingen en specifieke plaatsen in havens aanwezig. Het plankzeilen en de duiksport zijn weinig ontwikkeld, deze laatste vooral door de troebelheid van het water.

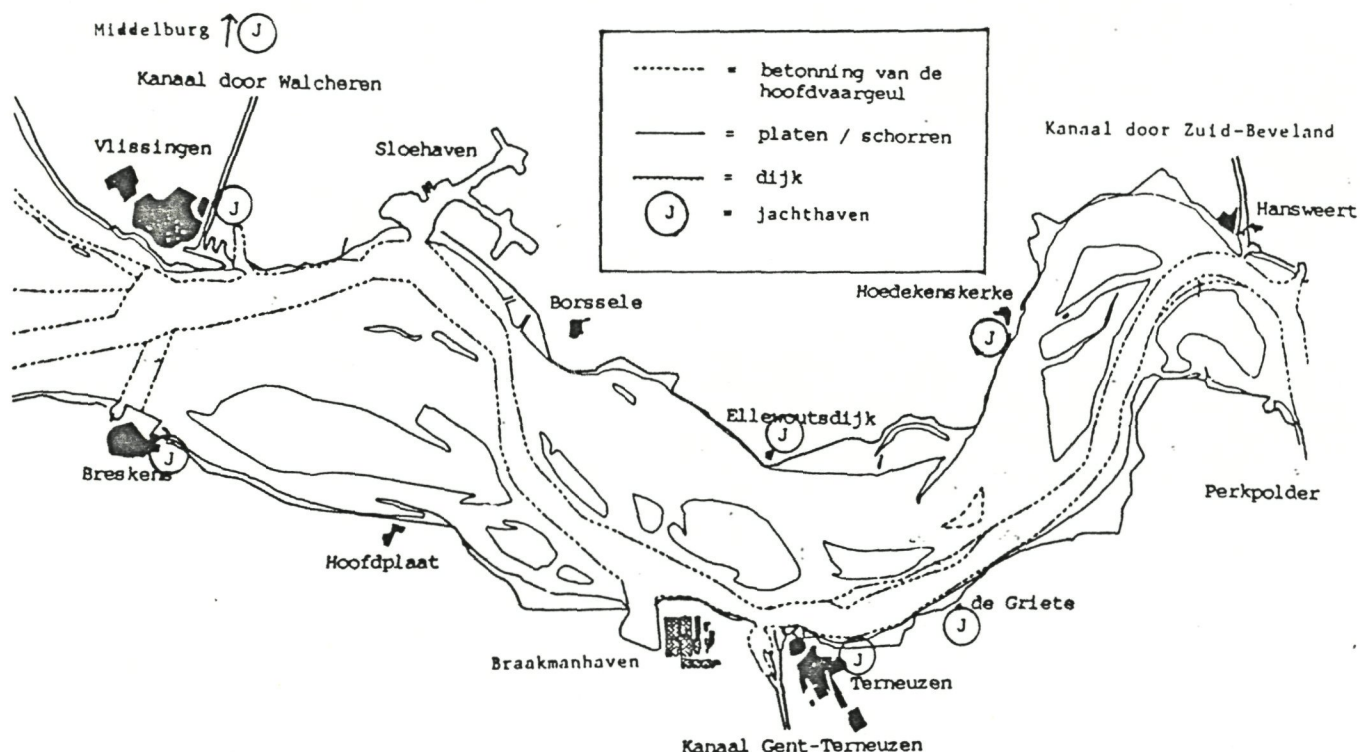
* De recreatiefunctie volgens de beleidsplannen

Wat het "Milieubeleidsplan en Natuurontwikkelingsplan voor Vlaanderen" betreft kunnen we kort zijn: de Schelde stroomafwaarts Antwerpen komt in de doelstelling om te komen tot "zwemwaterkwaliteit" helemaal niet voor. Het is zelfs volgens het geldende politiereglement van de Beneden-Zeeschelde verboden in de Schelde te zwemmen...

Het Nederlandse "Beleidsplan Westerschelde" gaat wel op dit onderwerp in. Voor de pleziervaart streeft men hier grotendeels naar een status quo, enkel een uitbreiding van de mogelijkheden te Vlissingen, Breskens en Hoedekenskerke wordt aanvaardbaar geacht. Op te merken valt dat de reden voor deze terughoudendheid vooral te zoeken is in het belang dat men hecht aan de beroepsvaart; redenen van natuurbehoud spelen niet of bijna niet mee, enkel in het geval van het Hooze Platen complex wordt gesteld dat maatregelen "wenselijk" zijn om de betreding door watersporters te beperken.

Er wordt gestreefd naar het behoud en -indien mogelijk- de verbreding van de stranden waar dit "uit toeristisch-recreatief oogpunt wenselijk is". Uitbreiding van het aantal trailerhellingen is slechts mogelijk voor zover er geen conflicten ontstaan met ander functies. Nieuwe voorzieningen nabij de hoofdvaargeul of nabij kwetsbare natuurgebieden dienen te worden vermeden. Wat betreft verblijfstoerisme worden geen doelstellingen geformuleerd, men verwijst naar het (Zeeuws) Provinciaal Beleidsplan voor Recreatie en Toerisme. Voor dijk- en oeverrecreatie wordt een uitbreiding van de reeds lokaal aanwezige voorzieningen (strandjes, parkeervoorzieningen, ...) als mogelijk beschouwd als dit niet leidt tot conflicten met kwetsbare natuurwaarden of andere functies.

Samengevat kan echter worden gesteld dat het belang dat men aan de functie recreatie toekent gering is, een uitzondering gemaakt voor de Zeeuwse stranden.



Figuur 2.1 : jachthavens in de Westerschelde

2.1.2. Visserij

Doel van deze paragraaf is het schetsen van het belang dat de visserij op de Westerschelde op dit ogenblik nog heeft en de evolutie die deze sektor gekend heeft in de loop van de recente geschiedenis. Er wordt ook aandacht besteed aan de invloed van de kwaliteit van het Scheldewater op de ontwikkeling van de visserij.

* Situering

Normaal gesproken maakt de visserij één van de belangrijkste functies uit van een estuarien gebied, dit door het bijzondere ekologische karakter ervan. Hier valt ondermeer te wijzen op de 'kinderkamerfunctie' van de intergetijdengebieden voor vislarven en jonge garnaal, door het hoge gehalte aan slib en organische stof van het estuariene water. Meer details in dit verband zijn te vinden in hoofdstuk 1. De Westerschelde heeft echter een zeer groot economisch belang als toegangsweg tot de havens van Antwerpen, Gent, Terneuzen en Vlissingen wat een zeer grote invloed heeft op de waterhuishouding en kwaliteit en bijgevolg ook op de ontwikkeling van de visserij. Zowel de waterkwaliteit -rechtstreeks beïnvloed door de industriële activiteit langs de oevers- als de waterhuishouding en de baggerwerkzaamheden noodzakelijk om de toegang tot de diverse havens te vrijwaren, hebben een rechtstreekse invloed op het visbestand en dus op de visserij.

* De huidige vissersvloot op de Westerschelde

Op dit ogenblik zijn er nog twee havens van waaruit visserij op de Westerschelde ondernomen wordt, namelijk Breskens en Terneuzen. In totaal gaat het om een vloot van 21 schepen waarvan 13 ingeschreven te Breskens, 4 te Terneuzen en 4 te Boekhoude (van deze laatste 4 schepen hebben er 3 Breskens als ligplaats, het vierde ligt te Terneuzen). Het gemiddeld vermogen van deze schepen bedraagt 205 PK, hun gemiddelde inhoud 35 BRT. De totale directe werkgelegenheid in de sektor bedraagt 42 personen (RAVENSBERGEN & SCHEELE, 1990). Wanneer men deze cijfers vergelijkt met deze uit het recente verleden is het afnemend belang van de sektor duidelijk: in de vorige eeuw waren er nog zestien vissershavens langs de Westerschelde, alleen al in de periode 1948 - 1969 verdwenen er elf havens. Wat de werkgelegenheid betreft: voor de Tweede Wereldoorlog bestond de Westerscheldevloot uit ca. 100 schepen met gemiddeld 4 bemanningsleden, dus ongeveer 400 personen t.o.v. ongeveer 40 nu. Er dient wel opgemerkt dat het om aanzienlijk kleinere schepen ging met ook een aanmerkelijk lager vermogen: zo'n 50 à 80 PK toen tegenover 200 à 300 PK nu. Daarenboven werden er ook een aantal arbeidsbesparende technieken in gebruik genomen, zoals de spoelsorteermachine.

* De visserij tegenwoordig: beviste soorten en vangstcijfers

Momenteel wordt in de Westerschelde praktisch uitsluitend op garnalen en plat- en rondvis gevestigd. In het verleden was het spektrum veel ruimer met paling, elft, bot, brasem, spiering, ansjovis en krabben als voornaamste soorten. Ook in de vangstcijfers is er een duidelijke evolutie te merken, wat blijkt uit volgende tabel die de vangstcijfers van garnaal, schol en tong weergeeft:

Jaar	Garnaal	Schol	Tong
1915	1.419.101 kg	--	--
1935	876.087 kg	--	--
1955	820.940 kg	31.086 kg	28.976 kg
1975	481.952 kg	48.037 kg	42.890 kg

(Bron: Nederlands Min. van Landbouw en Visserij, de cijfers voor schol en tong zijn slechts beschikbaar sinds 1946; uit RAVENSBERGEN & SCHEELE, 1990)

Uit deze tabel blijkt een duidelijk neerwaardse trend wat betreft de vangstcijfers voor garnaal, terwijl die niet gecompenseerd worden door de stijgende cijfers voor schol en tong. Deze cijfers moeten echter wel enigszins gerelativeerd worden : in het begin van de jaren '70 werd de vangst op 'puf' (ondermaatse, jonge garnaal) verboden om overbevissing te vermijden, in de voorafgaande jaren werden deze gewoon mee gevangen ter verwerking in vismeelfabrieken. In de maanden augustus - september, wanneer de garnalenvisserij op haar hoogtepunt is, bestaat de vangst soms tot 75 % uit puf. Ook de stijgende cijfers voor schol en tong dienen te worden gerelativeerd : de vissersschepen waarover men vroeger beschikte waren kleiner en hadden een geringer motorvermogen, wat hen minder geschikt maakte voor het vissen op deze soorten.

Naast deze dalende tendens in absolute cijfers valt er ook een geografische verschuiving waar te nemen : daar waar vroeger de volledige Westerschelde als visgebied in gebruik was -zelfs Antwerpen was in de 13de eeuw een belangrijk visserijcentrum (zie STUYCK, 1987) - is momenteel de grootste activiteit te noteren in de gebieden meer naar de monding toe. RAVENSBERGEN & SCHEELE gebruiken een indeling in drie zones (zie figuur 2.2) :

- zone 1 : het mondingsgebied
- zone 2 : de zone westelijk van Baarland tot de monding
- zone 3 : de overige Westerschelde.

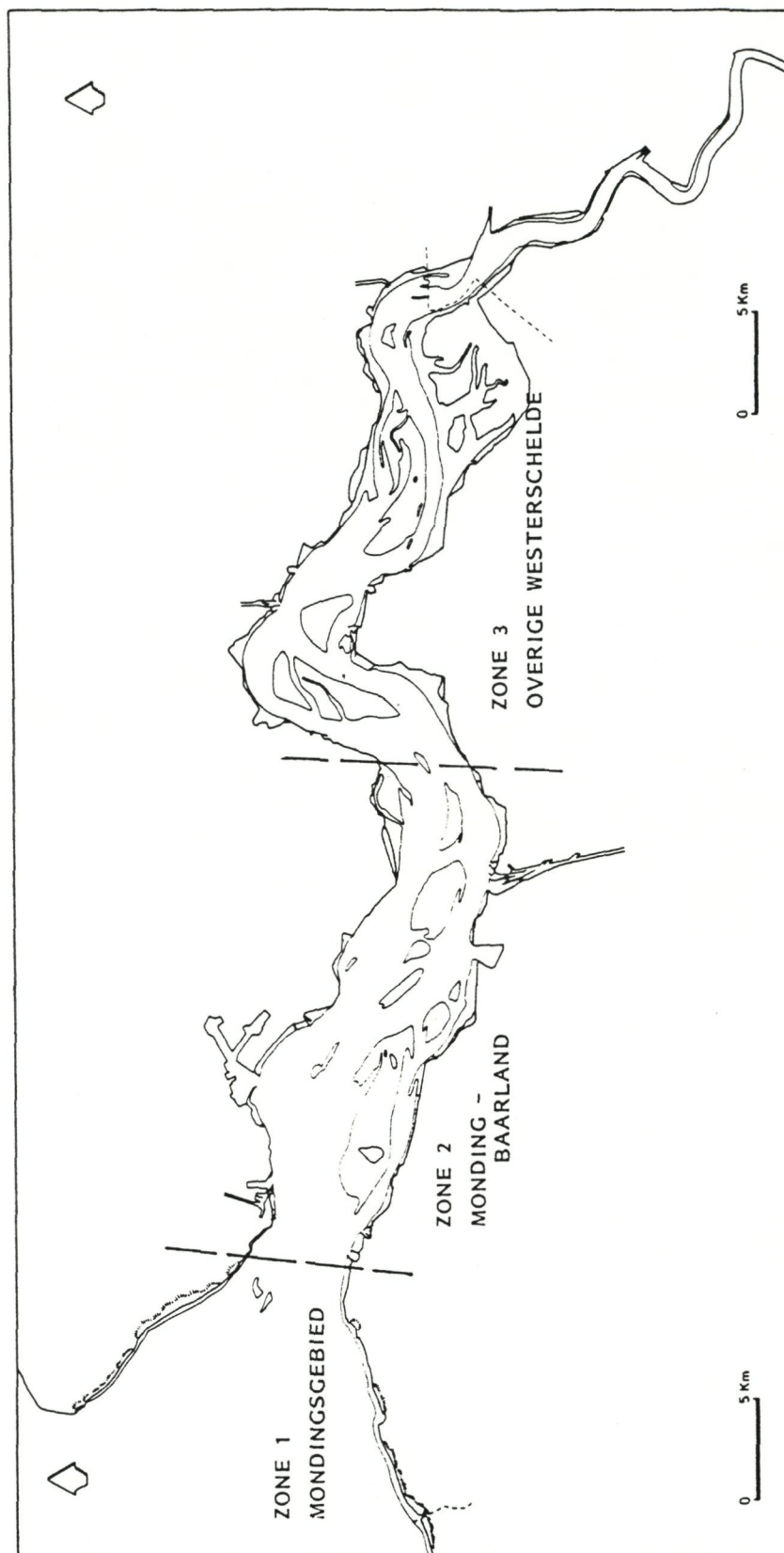
Uit door hen uitgevoerde enquêtes bij vissers en oud-vissers blijkt de verschuiving naar het westen overduidelijk : bij de oud-garnaalvissers visten er 8 van de 9 in de zones 2 en 3, momenteel zijn hier nog slechts 11 van de 18 garnaalvissers actief.

* De mogelijke oorzaken van de veranderingen

Als oorzaken van de boven aangehaalde veranderingen in de visserijsector zijn een reeks factoren mogelijk.

Om te beginnen is er de **waterkwaliteit** : het moge duidelijk zijn dat de toegenomen menselijke activiteit -en dan vooral de industriële ontwikkeling die op gang gekomen is na de Tweede Wereldoorlog- langsheen de Scheldeoevers de waterkwaliteit nadelig beïnvloed heeft (details hierover in hoofdstuk 2.3.). De verontreiniging is het sterkst in het meest oostelijke deel van de Westerschelde. Verder naar de monding toe wordt de kwaliteit beter door verandering in sedimentatie, gedeeltelijke afbraak van verontreinigingen en de menging met het -relatief zuivere- zeewater. Voor de meeste vervuilingsparameters liggen de waarden bij Vlissingen een faktor 3 tot 5 lager dan bij Schaar van Ouden Doel, waar de Schelde Nederland binnenkomt (VAN DER KOOY, 1982). Met name het zuurstofgehalte van het water blijkt het grote probleem te zijn : als absolute norm voor de basiskwaliteit van zoet water geldt een jaargemiddeld zuurstofgehalte van 5 mg/l. Bij Schaar van Ouden Doel is sinds 1964 niet meer aan deze norm voldaan (RAVENSBERGEN & SCHEELE, 1990). Tussen 1950 en 1968 is het zuurstofverzadigingspercentage afgenomen met 15 tot 20 % (DE PAUW, 1975). Het VIBNA-rapport 1990 (zie GOETHALS, 1991) over de evolutie van de kwaliteit van het Scheldewater wijst op een stijgend zuurstofgehalte aan de Belgisch - Nederlandse grens in de periode 1972 - 1983 (van ongeveer 1,5 tot ongeveer 5 mg/l) sindsdien is er echter weer een merkelijke verslechtering opgetreden : in 1989 (meest recente gegevens) bedroeg het zuurstofgehalte ongeveer 2,5 mg/l (Nederlandse meting) tot ongeveer 3,5 mg/l (Belgische meting) waarbij dient opgemerkt dat de Nederlandse meting meer in de lijn ligt van de tendens van de voorafgaande jaren sinds 1983.

Ook de **infrastructuurwerken** hebben hun invloed : we denken hier in de eerste plaats aan het verdwijnen van de Sloe en het afsluiten van de Braakman, twee belangrijke broeiplaatsen van garnaal. Daarnaast hebben ook de regelmatige baggerwerken hun invloed : hierdoor ontstaat vertroebeling en verdwijnen ondiepere gedeeltes welke juist een belangrijke 'kinderkamerfunctie' hebben.



Figuur 2.2 : Onderverdeling van de Westerschelde in drie zones voor analyse van de visserij

Een derde, en misschien wel de belangrijkste faktor, ligt echter in de **evolutie van de vissersschepen** zelf : de schepen werden niet alleen groter en krachtiger, er werden ook een aantal arbeidsbesparende technieken ingevoerd. Deze evolutie heeft tot gevolg dat het vissen op zee veel rendabeler is dan de eerder kleinschalige aktiviteit die op de rivier mogelijk is. Vaak wordt er enkel nog op de Westerschelde gevist onderweg naar de eigenlijke visgronden voor de kust. De verschuiving van de visserijaktiviteit naar het westen is waarschijnlijk veel meer hierdoor te verklaren dan door de slechte waterkwaliteit. In de enquête van RAVENSBERGEN & SCHEELE blijkt overigens dat de vissers enkel de bot opgeven als regelmatig ziek. Deze vis wordt slechts gevangen als bijvisserij en is de enige soort die permanent in de Westerschelde leeft, terwijl ander vis periodiek naar de minder verontreinigde zee trekt. Dit zegt iets over de kwaliteit van het Scheldewater maar niet over de invloed van de vervuiling op de visserij.

* De inkomstenderving ten gevolge van deze evolutie

RAVENSBERGEN & SCHEELE pogen door vergelijking van de Westerschelde met de relatief zuiverder Oosterschelde een schatting te maken van de inkomstenderving door de achteruitgang van de visserij op de Westerschelde.

Dit levert voor schol in de jaren tachtig een verlies op van 200.000 NLG per jaar. Voor tong komt men voor de periode 1980 - 1982 tot een verlies van ruim 1.100.000 NLG per jaar, voor garnaal ruim 10.950.000 NLG per jaar. Ter vergelijking : in de ganse periode 1980 -1982 bedroeg de opbrengst van de garnaalvangst in de Westerschelde 4.691.140 NLG of slechts 1.563.713 NLG/jaar. De grootste economische waarde zit echter in de 'kinderkamerfunctie' van de Westerschelde : alleen al voor tong betekent dit een jaarwaarde van 35 miljoen gulden (KLANKBORDFORUM WESTERSCHELDE, 1989).

* De visserijfunctie volgens het ontwerp beleidsplan Westerschelde en het milieubeleidsplan en natuurontwikkelingsplan voor Vlaanderen

In het Nederlandse ontwerp beleidsplan Westerschelde (1989) worden volgende doelstellingen geformuleerd :

- Herstel van gunstige voorwaarden voor kwaliteit en kwantiteit van de, visvangst en daarmee van de kustvisserij als bedrijfstak;
- Waarborgen van de kraamkamerfunctie en de economische betekenis van dit potentieel;
- Lokaties en wijze van storten van baggerspecie zodanig te kiezen dat een negatieve invloed op de visstand zoveel mogelijk wordt voorkomen;
- Restriktief beleid met betrekking tot de kokkelvisserij in het Hooge Platen-komplex.

Wat het Natuurontwikkelingsplan voor Vlaanderen (KELCHTERMANS, 1990) betreft kunnen we kort zijn : voor wat de Schelde betreft kreeg enkel de Oude Scheldearm (Kerkhove, West-Vlaanderen) de bestemming viswater, evenals de Antwerpse Havendokken overigens.

2.2. De vaarweg en zijn waterhuishouding

De Westerschelde heeft in haar geschiedenis drastische fysieke ingrepen ondergaan. De natuur zelf heeft door erosie en sedimentatie, door zeespiegelstijgingen en dalingen, door veranderende vegetatie,... het gebied mee gemodelleerd tot wat het nu is. Sinds de Middeleeuwen hebben de menselijke ingrepen (inpolderingen, bedijkingen, havenaanleg,...) de overhand genomen op de natuurlijke dynamiek. Door de grootschaligheid van het estuarium is deze natuurlijke dynamiek echter niet in het keurslijf gedwongen dat de meeste rivieren stroomopwaarts in het bekken te beurt is gevallen. Het ruimtelijke beheer van de vaarweg in de Westerschelde moet dus blijvend rekening houden met de hydraulische grilligheid van het estuarium.

De gemeenplaats dat het water 'zowel vriend als vijand is' valt hier best te begrijpen als : er moet genoeg diep water zijn om scheepvaart onder gunstige omstandigheden verder te laten ontwikkelen, maar tegelijk moet de bescherming tegen wateroverlast en overstromingen de nodige garanties bieden aan de bewoners van het laaggelegen en dichtbevolkte bekken. Deze twee aspecten zullen hieronder worden uiteengezet.

2.2.1. Scheepvaart op de Schelde, instandhouding en uitbreiding van de vaarweg

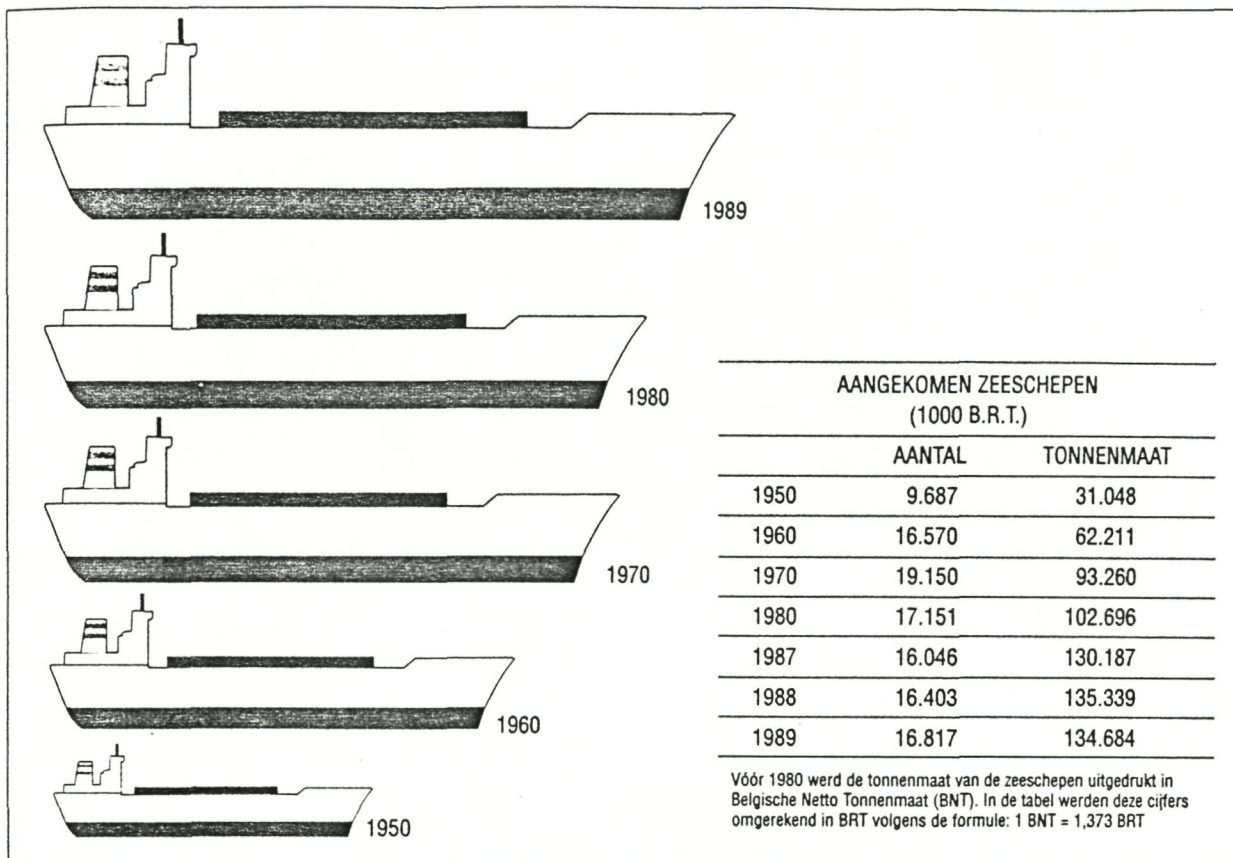
De problematiek van de scheepvaart naar Antwerpen is tot op heden het meest gedetailleerd besproken in het studierapport 'Verdieping Westerschelde - programma 48'-43"' dat werd opgesteld door de Technische Scheldec commissie (TECHNISCHE SCHELDECOMMISSIE, 1984a,b). In een verkorte versie is deze discussie terug te vinden in ROOVERS, 1988.

De wereldwijde ontwikkeling van het vrachtvervoer per schip is in de afgelopen jaren gekenmerkt door tendenzen die de kostprijs en de functionaliteit voor de vervoerder optimaliseren : een schaalvergroting van de schepen en een sterke toename van tijdsgebonden container- en ro-ro-vervoer zijn hiervan de duidelijkste uitingen. De havens die internationaal willen meeconcurreren moeten willens nillens hun service aan deze ontwikkelingen aanpassen. Voor de haven van Antwerpen betekent dit ondermeer dat de maritieme toegankelijkheid van de haven moet worden uitgebreid. Nu zijn de dieperstekende schepen al te sterk beperkt door de diepgang (dus : beperkt 'tijvenster' voor opvaart en afvaart), waardoor ze zelfs hun beladingstoestand op de Westerschelde moeten aanpassen (bvb. aflading ter hoogte van Everingen). Sinds de Tweede Wereldoorlog is echter de diepgang voor schepen naar Antwerpen op drastische wijze toegenomen. Dit wordt het best geïllustreerd door figuur 2.3 (+ tabellen), die aangeeft wat de ontwikkeling van de scheepvaart naar Antwerpen was in het recente verleden.

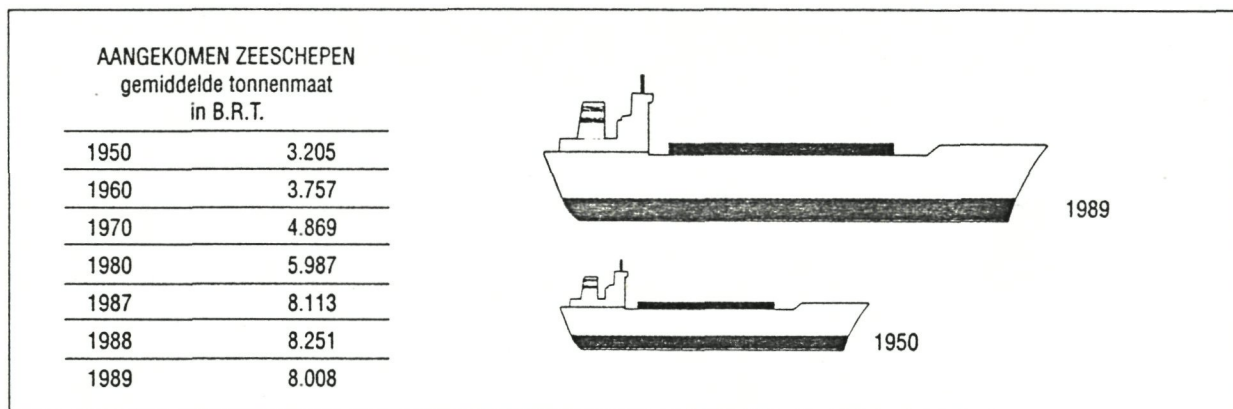
Antwerpen wil echter de beperkende voorwaarden voor de vaart op de Wester- en Zeeschelde verminderen, door het uitvoeren van een verdiepingsprogramma. De belangrijkste doelstellingen van het nu voorliggende verdiepingsprogramma zijn :

- de opvaart in één getij van een massagoedschip met een diepgang van 48 voet (14.65 m) binnen een getijvenster van één uur;
- de opvaart in twee getijden van een schip met een diepgang van 50' (15.25 m) in een getijvenster van 1/2 uur;
- de afvaart in één getij van een containerschip van 41' (12.50 m) in een getijvenster van 2 3/4 uur;
- de afvaart van een schip van 43' (13 m) in één getij met een getijvenster van 1 uur;
- de afvaart van een massagoedschip van 41' (12.50 m) tijdens een getijvenster van minstens 1 uur;
- niet-getijgebondenheid voor een schip van 38' (11.60 m) bij GLLWS.

Deze doelstellingen worden wel eens afgekort als 'verdiepingsprogramma 50'/48'/43"' (zie verder hoofdstuk 5).



BRON: H.K.D.



BRON: H.K.D.

AANGEKOMEN ZEESCHEPEN MET MEER DAN 12 M (40 VOET) DIEPGANG							
DIEPGANG	1950	1960	1970	1980	1987	1988	1989
12-12,5 m	-	-	100	100	96	100	68
12,5-13 m	-	-	51	74	35	41	60
13-13,5 m	-	-	1	55	28	49	44
13,5-14 m	-	-	-	5	43	51	43
14-14,5 m	-	-	-	3	31	53	46
14,5-15 m	-	-	-	-	15	11	31
15-15,5 m	-	-	-	-	-	-	6
TOTAAL	-	-	152	237	248	305	298

BRON: H.K.D.

Figuur 2.3 : Evolutie van de scheepvaart naar de haven van Antwerpen
(bron : Jaarverslag 1989 Haven Antwerpen)

In 1990 is aan Vlaamse zijde de wens gerezen om het 50'/48'/43'-programma te actualiseren. De actualisatie bestaat uit 2 punten :

- opvaart van 50' (15,24 m) in 1 getij met een vaarvenster van 1 uur i.p.v. 2 getijden;
- 40' (12,20 m) getij-ongebonden diepgang i.p.v. 38'.

Enkele andere gegevens i.v.m. de scheepvaart worden gegeven in hoofdstuk 4.1. (baggernoodzaak).

Naast de eigenlijke verdiepingswerken zijn er nog andere ingrepen die de hydraulica van het systeem beïnvloeden, zoals de aanleg van leidammen (Doel en Ballastplaat) en de verwijdering van obstakels (Oude Hoofd van Walsoorden) en de omstreden bochtafsnijding te Bath (waarvoor geen uitvoering meer voorzien is, gezien de manoeuvreerbaarheid naar de sluizen toe technisch sterk verbeterd is).

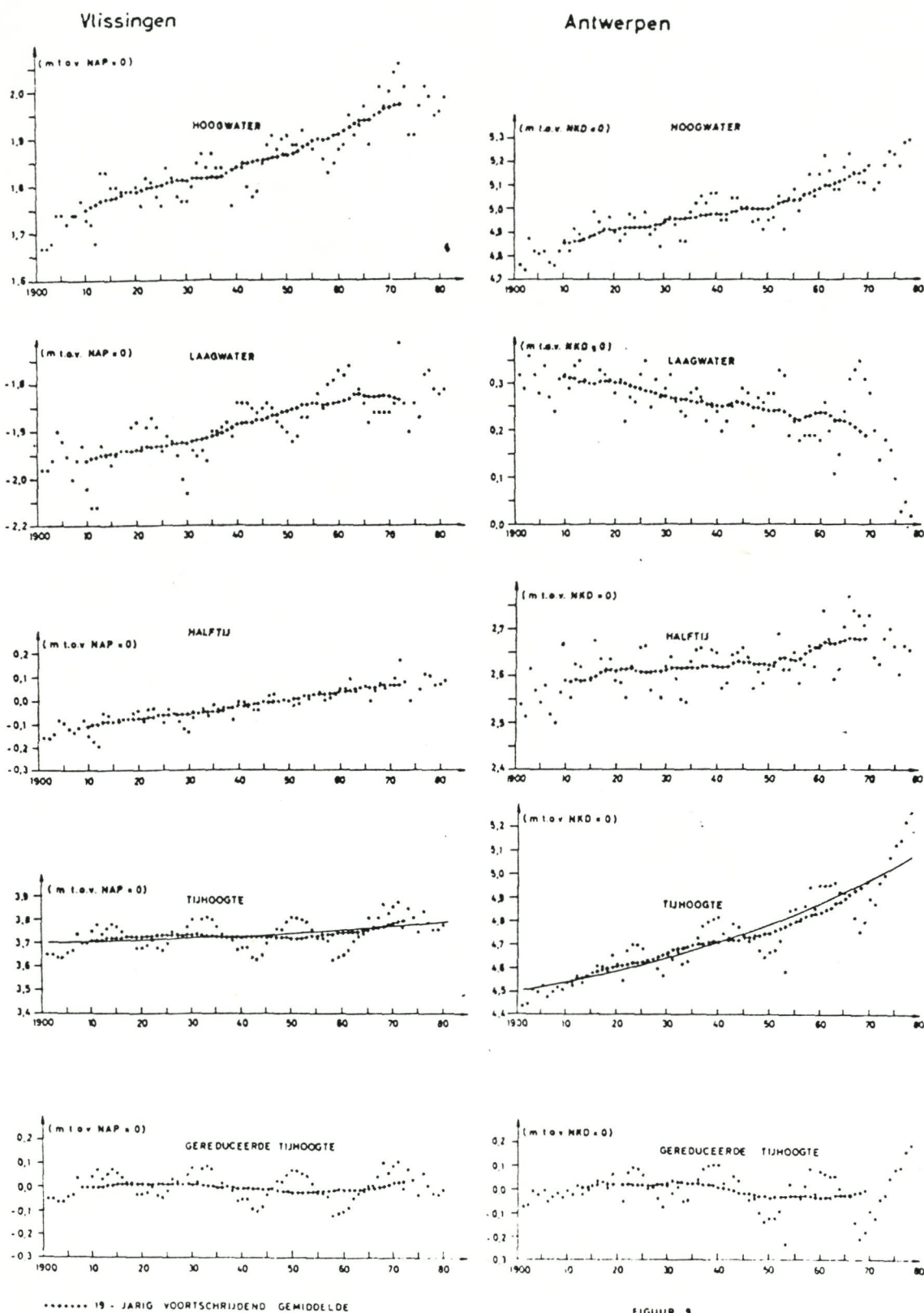
Het aanlegbaggerwerk dat noodzakelijk is om deze verdieping te realiseren, wordt geschat op tussen 28 en 32 miljoen m³ ten westen van Vlissingen (in zee; reeds gedeeltelijk uitgevoerd), en tussen 4 en 8 miljoen m³ in de Westerschelde zelf (12 à 17 miljoen m³ indien 'in beun' gemeten). Voor het onderhoud van de gebaggerde drempeldiepte op de drempels van Hansweert, Valkenisse, Bath en Zandvliet wordt een jaarlijkse extra baggerinspanning van 3.900.000 m³ per jaar verwacht. Dit is een gemiddelde van 60.000 m³ baggerwerk per decimeter verdieping per jaar. De andere drempelverdiepingen (meer naar zee toe) zouden een minder intensief onderhoud vergen.

Door de verdere verdieping van de ebgeulen (vaarweg) en het storten van de specie in de vloedscharen komt er een verdere verlegging van de verhouding van de getijvolumes naar de ebgeul (grootste sectie). Hierdoor worden grotere erosieve krachten opgewekt, die aanleiding kunnen geven tot gewenste (zelf-onderhoud van de geul) en ongewenste (schorerosie) effecten. Bij het uitvoeren van het verdiepingsprogramma dienen dus ook deze effecten te worden beheerst, bvb. door het aanleggen van oeververstevingen die de erosie tegengaan.

Door het vergroten van de stroomsectie zijn er ook effecten op de watervolumes die in één tij effectief kunnen verplaatsen : er wordt, bij de uitvoering van het verdiepingsprogramma, rekening gehouden met een toename van 5 à 15 % van deze volumes (TECHNISCHE SCHELDE-COMMISSIE 1984). In de analyse van de getijhoogten in Vlissingen en Antwerpen (SAS et al., 1979; TECHNISCHE SCHELDECOMMISSIE, 1984), zoals weergegeven in figuur 2.4, blijkt dat zowel de hoogte van het gemiddeld hoogwater, de diepte van het gemiddeld laagwater alsook de tijhoogte (amplitude) stijgen sinds het begin van de eeuw. De toename van de stijging sinds 1950 wordt in verband gebracht met de hydraulische ingrepen in de stroom (baggerwerken). Nochtans stelt het studierapport over het verdiepingsprogramma dat '... ten gevolg van de verdieping geen extra verhoging van de hoogwaterstanden bij stormomstandigheden verwacht (wordt) op Nederlands grondgebied.' (p. 131). Het getij-effekt wordt echter nog versterkt hoe verder men landinwaarts gaat (verkleining van de sectie), zodat het effect op de extreme hoogwater in de Zeeschelde en het Scheldebekken groter is dan in de Westerschelde. Hierover werden echter geen kwantitatieve gegevens in de literatuur aangetroffen.

2.2.2. Waterhuishouding, overstromingsbescherming

Met de hierboven besproken effecten van het onderhoud en de verdieping van de vaargeul is meteen het onderwerp van de globale waterhuishouding en de overstromingsbescherming aangesneden. Er zijn een aantal tendenzen zichtbaar in de waterhuishouding en de overstromingsbescherming, die aanleiding zijn tot het formuleren van een aantal vragen. Deze vragen hebben belangrijke raakpunten met het ruimtelijk gebruik en het natuurbehoud.



FIGUUR 9

Figuur 2.4 : Analyse van de evolutie van de getijhoogten
(bron : SAS et al., 1979)

Enkele feiten op een rijtje :

Waterhoeveelheden

* Het gemiddelde jaardebiet van de Schelde is aan grote fluktuaties onderhevig : zie hiervoor figuur 2.6.

Het is niet duidelijk in hoeverre het (artificieel) afleiden van deeldebieten (Leie via Afleidingskanaal; Kanaal Gent-Terneuzen;...) hierop een invloed heeft.

* Er zijn zéér grote schommelingen in de ogenblikkelijke debieten : de debieten in het bekken van de Schelde zijn zeer sterk afhankelijk van de regen.

* Er is een tendens naar stijgende regenafvoer (hoger % verharde oppervlakten, hogere drainagegraad landbouwgronden, ...) die zich vooral in de zijrivieren van de Schelde laat voelen.

* De kans op overstromingen is het grootst bij hoge neerslag-afvoer en ongunstige tij-omstandigheden (springtij).

* De grote 'knelpuntzone' is het gebied waar de getijinvloed en belangrijke afstromende debieten elkaar ontmoeten, met als zwaartepunt het mondingsgebied van de Rupel (+ Dijle en Nete).

Grondgebruik

* Ondanks de inherente gevaren die zulks inhield, waren in de loop van de expansieve jaren '50, '60 en '70 een belangrijk deel van de laaggelegen valleigronden (natuurlijke overstromings-gebieden) aangesproken voor (verblijfs-)recreatie, intensievere landbouw, bewoning, industrie. In vele gevallen betrof het gronden met een (half-) natuurlijk karakter. Voor de betrokkenen werd het hoe langer hoe minder toelaatbaar dat deze gronden in de winter nat kwamen te staan. Ook gevestigde bewoningskernen hadden regelmatig te kampen met overstromingen.

Na de overstroming van Ruisbroek werd het zgn. 'Sigma-plan' opgesteld (MINISTERIE VN OPENBARE WERKEN - BESTUUR DER WATERWEGEN, 1977), waarin een aantal belangrijke ingrepen werden voorzien die de wateroverlast moesten beëindigen. Essentieel waren er drie akties:

Overstromingsbescherming

1. **Bedijking van het (beneden-)Scheldebekken** : De aanwezige dijken moesten worden verhoogd en verzwwaard;

2. **Inrichting van overstromingsgebieden of potpolders** : Naast de Schelde en de zijrivieren moesten een aantal laaggelegen gebieden worden ingericht om overtollig water op te vangen bij hoge waterstanden;

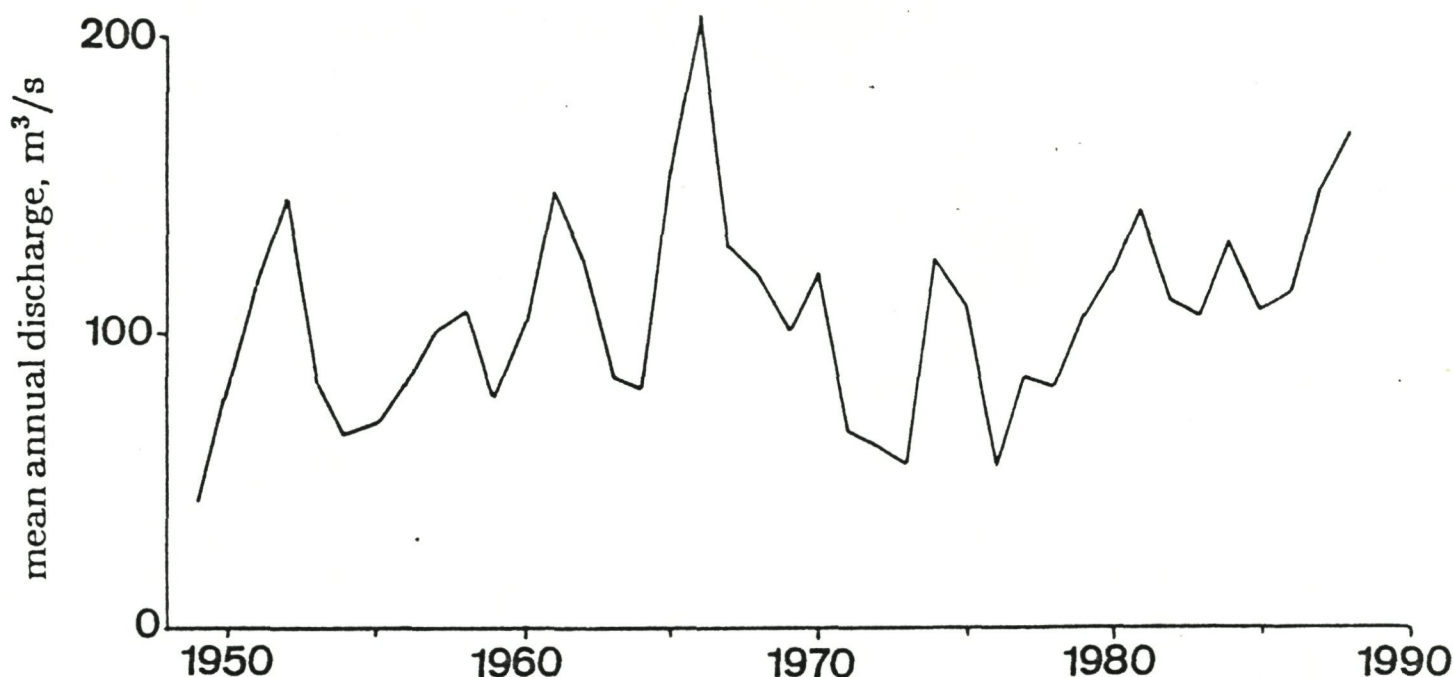
3. **De bouw van de stormvloedkering** : ter hoogte van 'Oosterweel' zou een afsluitwerk worden gebouwd, met schotten die bij dreiging kunnen worden gesloten om de getijgolf op te vangen.

De bedijking van het bekken is sterk gevorderd; de inrichting van potpolders (Kruibeke, Bazel,...) is sterk gekontesteerd en nog niet uitgevoerd; de stormvloedkering is ook nog niet door het stadium van de tekentafel gekomen.

De bedijking van rivieren zoals bvb. de Nete heeft intussen als gevolg dat al het water van de rivier binnen de vaste dijken (ligging van de zomerdijken) wordt gehouden, waardoor de waterhoogte in deze rivieren veel hoger is dan vroeger, toen er nog natuurlijke overstromingsgebieden waren. De beperkte 'komberging' van deze vaste rivierbeddingen veroorzaakt een verschuiving van het overstromingsgevaar naar de kleinere zijbeken en landinwaarts. Voor de Netevallei ligt een plan ter discussie om op de zijbeken 'wachtbekkens' of overstromingsgebieden te installeren, die bij hoogwater in de rivier het (vuile) water van deze beken moeten ophouden (Bijzonder Waterbeheersingsplan, BWP).

Vanuit het natuurbehoudsstandpunt komen deze infrastructuurwerken over als ondoordacht : het natuurlijke waterbergende vermogen van de rivier (getijonderhevige moerassen, wilge- en elzebroeken) is in de loop der tijden ingepalmd door (verlieslatende) landbouw en recreatie; het afvoerend vermogen van de rivieren zit aan zijn limiet (men kan moeilijk het verhang, d.i. de hellingsgraad van de bedding wijzigen !) en heeft waterpeilstijgingen tot gevolg; de zijbeken kunnen niet meer afwateren en moeten ook hoger worden ingedijkt en voorzien van artificiële wachtbekkens op plaatsen die vroeger niet overstromden.

Deze vicieuze logica kan alleen doorbroken worden door terug te komen op enkele uitgangspunten van de plannen : niet alle laaggelegen gronden langsheen de hoofdrivier kunnen tegen overstroming (een natuurlijk winters fenomeen) worden beschermd, of, anders gezegd : niet alle gronden langsheen de rivier kunnen voor andere doeleinden dan waterberging worden gebruikt. In de woorden van ir. ENGEL, oud-Hoofdingenieur-directeur van Rijkswaterstaat, Directie Zeeland : *'Op vele plaatsen zouden weer sedimentatiegebieden, 'Wetlands', in verbinding met het stroomgebied moeten terugkomen als compensatie voor de stukken die men vroeger op de rivier heeft "veroverd" door bedijking.'* (ENGEL, 1990). In Vlaanderen wordt deze discussie gecompliceerd door de bedenkelijke waterkwaliteit, waardoor overstromende gebieden extra vervuiling zouden te verwerken krijgen. Verder zijn ook de landbouwmiddens niet te vinden voor het prijsgeven van marginale landbouwgronden, hoewel dit economisch verantwoord zou zijn.



Figuur 2.5 : evolutie van het gemiddelde jaardebiet te Schelle
(gegevens Antwerpse Zeediensten in BILLEN et al., 1990)

2.3. Vervuiling

2.3.1. Algemeen

De meest milieuschadelijke functie van het Scheldeëstuarium is het gebruik als 'recipiënt en transportband voor afval(water)'. Water vloeit, en een eeuwenlang automatisme om water na gebruik zondermeer te lozen, leidde in de laatste eeuw - in een situatie van snelle bevolkingsgroei en industriële ontwikkeling - tot een veralgemeende en grootschalige verslechtering van de aquatische milieukwaliteit. De menselijke intuïtie dat vervuiling door verdunning en transport naar een groter reservoir (de zee) tot onschadelijke proporties kon herleid worden, wordt door de feiten afgestraft. Ten eerste omdat de oorspronkelijke verdunningscapaciteit en het zelfzuiverend vermogen van de waterloop bijna nergens toereikend was voor de enorme vuilvracht die voortkwam uit de grote concentratie aan vervuilers; ten tweede omdat verschillende types van verontreiniging helemaal niet verdund of getransporteerd worden, maar accumuleren in de waterbodem of het grondwater aantasten; ten derde omdat dat grotere reservoir in vele gevallen het estuarium is (en niet de zee), zodat ook daar een merkbare accumulatie van milieuschadelijke stoffen optreedt in sediment en biota.

Spijtig genoeg is de kennis over het functioneren van het watersysteem ten aanzien van verontreinigingen maar ontstaan nadat het gedachtenloos automatisme en de impliciete waardenafweging (haast onvoorwaardelijke economische ontwikkeling) hun werk hadden verricht. Het waterkwaliteitsbeleid (zie verder hoofdstuk 5.) moet dan ook retrograad op zoek naar een 'optimale milieukwaliteit'.

* Een eerste analyse

In dit hoofdstuk wordt een feitelijke stand van zaken opgemaakt van de vervuilingstoestand van het Scheldeëstuarium. Dit gebeurt aan de hand van een bewuste selectie van indicatoren, die elk een ander facet van de vervuilingproblematiek illustreren :

- * *biologische parameters en zuurstofhuishouding* bepalen de 'basisvitaliteit' van het systeem en worden beïnvloed door de concentratie aan banale afbreekbare organische stoffen en andere gereduceerde verbindingen;
- * *de zware metalen* (keuze : Cd, Hg, Pb, Cr) hebben een toxisch potentieel in de concentraties waarin ze in het waterig milieu voorkomen, maar vertonen - ondanks hun 'groepsgevoel' - elk een ander gedrag en problematiek;
- * *persistente organische verbindingen* (keuze : PCB's en PAK's,...) waren in het recente verleden veronachtzaamd door de technisch-analytische moeilijkheden om ze op te sporen, maar zijn door hun bioaccumuleerbaarheid en toxisch potentieel even belangrijk voor het welzijn van het milieu als de zware metalen;
- * *radioactieve isotopen* worden eveneens belicht, omdat er over het algemeen relatief weinig aandacht aan besteed wordt.

Telkens wordt het belang van de parameter kort geduid, waarna de herkomst van de vervuiling en de evolutie in de tijd worden besproken.

* Gegevens

Oorspronkelijk cijfermateriaal van analyses door de overheid uitgevoerd :

- IHE (analyses van de jaren 1975 tot 1989),
- VMZ (analyses van 1989 en 1990),

en reeds verwerkte gegevens, ook door overheidslaboratoria uitgevoerd :

- Rijkswaterstaat (RWS)
- Provinciaal Instituut voor Hygiëne (PIH) + RWS (synthese : VIBNA)
- Provinciaal Instituut voor Hygiëne (PIH) (synthese : Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout, WLB)

werden geraadpleegd en verwerkt in de figuren.

Deze primaire cijfers werden ondermeer besproken in volgende artikels en rapporten van overheidsinstanties :

- * RINGELE en DE BRABANDER, 1986 en DE BRABANDER en DE GREEVE, 1988 (gegevens IHE-Afdeling Water/Bodem);
- * HENDRIKSMA, 1981 en VAN DER KOOIJ, 1982 (RIZA en Rijkswaterstaat Nederland);
- * WATERBOUWKUNDIG LABORATORIUM, 1977, 1980, 1983 en VAN LOON, 1986 (gegevens Provinciaal Instituut voor Hygiëne, Antwerpen);
- * MOMMAERTS, 1990a, b (gegevens IHE-BMM);
- * BRUYNEEL en WAUTERS, 1981 en CAPPAERT, 1988 (gegevens VMZ);
- * MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP - DEPARTEMENT LEEFMILIEU EN INFRASTRUCTUUR, 1991.

Overzichtsrapporten werden ook gepubliceerd door privé-instanties, meestal op basis van de gegevens van de overheid. Dit gebeurde zowel van de zijde van de milieugroepen als vanwege een industrieverbond :

- * VIBNA, 1979, 1983, 1987 en 1990 (synoptische bespreking van diverse gegevens, zie ook GOETHALS, 1988 en 1991);
- * INTERNATIONALE SCHELDEWERKGROEP, 1985 en 1988;
- * INTERNATIONAL CENTRE OF WATER STUDIES, 1989 voor GREENPEACE.

De milieugroepen ondernamen ook éénmalige gedetailleerde onderzoeken van de gehele rivier:

- * BLOM (ICWS), 1986 voor het INTERNATIONAAL WATER TRIBUNAAL ('Fliessende Welle-onderzoek');
- * BOND BETER LEEFMILIEU & STICHTING REINWATER, 1989.

Ook de overheid heeft tenslotte onderzoeken van dit type laten uitvoeren :

- * INTERNATIONAL CENTRE OF WATER STUDIES, 1990 voor Rijkswaterstaat Directie Zeeland en Vlaamse Maatschappij voor Waterzuivering.

De hiernavolgende figuren geven het jaargemiddelde van de parameter weer op het meetstation dat het dichtst bij de Belgisch-Nederlandse grensovergang (Zeeschelde-Westerschelde) gelegen is. Er dient op gewezen dat in vele gevallen deze gemiddelde cijfers niet vergezeld gingen van statistische betrouwbaarheidsgrenzen. Daardoor dienen uitspraken over 'trends' uiterst voorzichtig te worden onderbouwd : het lange termijn-sigitaal is in vele gevallen van dezelfde grootte-orde als de jaarlijkse variatie.

Een bijkomende reden tot voorzichtigheid is, dat de diverse staalnames niet altijd vergelijkbaar zijn. Zo bleek onlangs dat de metingen van het Antwerpse Provinciaal Instituut voor Hygiëne (PIH) grotendeels gebaseerd zijn op staalnames langs de oevers; om budgettaire redenen werden geen - meer representatieve - monsters genomen in de rivier zelf. Dit leidt tot bijkomende vragen bij de vrij gunstige conclusies van het VIBNA-rapport (VIBNA, 1990), dat o.a. op deze metingen gebaseerd is. VIBNA schijnt overigens slechts na publikatie van dat rapport van de vermelde staalnamewijze op de hoogte te zijn gebracht.

* Van cijfers naar interpretatie

Door de overheden zijn in België talloze metingen uitgevoerd. Toch zijn er nog belangrijke lacunes in de kennis van de toestand van de rivieren. Een recent overzicht van het waterkwaliteitsbeleid voor de Schelde wordt gegeven door MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP - DEPARTEMENT LEEFMILIEU EN INFRASTRUCTUUR, 1991. De meeste interpretaties van de toestand gebeurden tot nog toe op basis van de plaatselijke toestand : de

concentraties polluenten/indikatoren werden getoetst aan het wettelijke kader (vb. : basiskwaliteitsnormen). De evolutie van de verontreiniging binnen de stromende waterloop zelf werd over het algemeen veel minder bestudeerd (zelfzuiverend vermogen, met inbegrip van vastlegging in de bodemsedimenten of transport naar grondwater).

Ook ontbreekt tot nog toe een emissie-inventaris van de werkelijk geloosde vrachten. Vooral de bijdrage vanuit de landbouw en uit de industriën die rechtstreeks op oppervlaktewater lozen (dit zijn meestal de grote bedrijven) zijn niet gekend of niet gepubliceerd. Op die manier is het erg moeilijk om accurate massabalansen en 'blame-matrices' (X % van stof Y op punt A is afkomstig van vervuiler Z) op te stellen. Pogingen daartoe (zie bvb. KELCHTERMANS, 1990) worden op gemengde gevoelens onthaald. Alle hierna vermelde gegevens over de 'herkomst' van de vervuiling dienen daarom met de nodige omzichtigheid te worden geïnterpreteerd.

In het algemeen is het interessant er op te wijzen dat de ontwikkeling van 'integraal waterbeheer', de grote uitdaging voor de toekomst, een samenwerking en informatiedoorstroming tussen diverse diensten veronderstelt die vandaag afwezig blijkt.

Een aantal inspanningen worden door Nederlandse en Belgische overheden geleverd om door middel van simulatiemodellen een beter inzicht te verwerven in de processen en causale factoren die aan de waargenomen concentraties en berekende vrachten ten grondslag liggen (zie o.a. LAANE & VAN ECK, 1990; projekt 'Schelde-vuilvracht' van Beheerseenheid Mathematisch Model Noordzee).

2.3.2. 'Biologische parameters', zuurstofhuishouding : het redox-systeem

Een aantal essentiële kenmerken die de kwaliteit van het water beïnvloeden, zijn in een onderlinge samenhang verwikkeld. Voornamelijk door abiotische (chemische) en biologische oxidatie- en reductie-omzettingen zijn het lot van bvb. (dood) organisch materiaal, zuurstof, stikstof, ijzer & mangaan, en zwavel met elkaar verbonden. Jarenlang onderzoek van Belgische universiteiten (WOLLAST, 1976; BILLEN, SMITZ, SOMVILLE & WOLLAST, 1976; SOMVILLE & DE PAUW, 1982; BILLEN et al., 1990) heeft geleid tot een grondig doorzicht in de geochemische dynamiek van de redoxtoestand van het Scheldeëstuarium, die in mathematische modellen kan gesimuleerd worden (model 'REDOX', ULB; Nederland : 'CHARON-MUSIC', Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren).

De samenhang tussen enkele belangrijke parameters wordt geïllustreerd door volgende tabel, ontleend aan de beschrijving van 'CHARON-MUSIC' (WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM, 1988) :

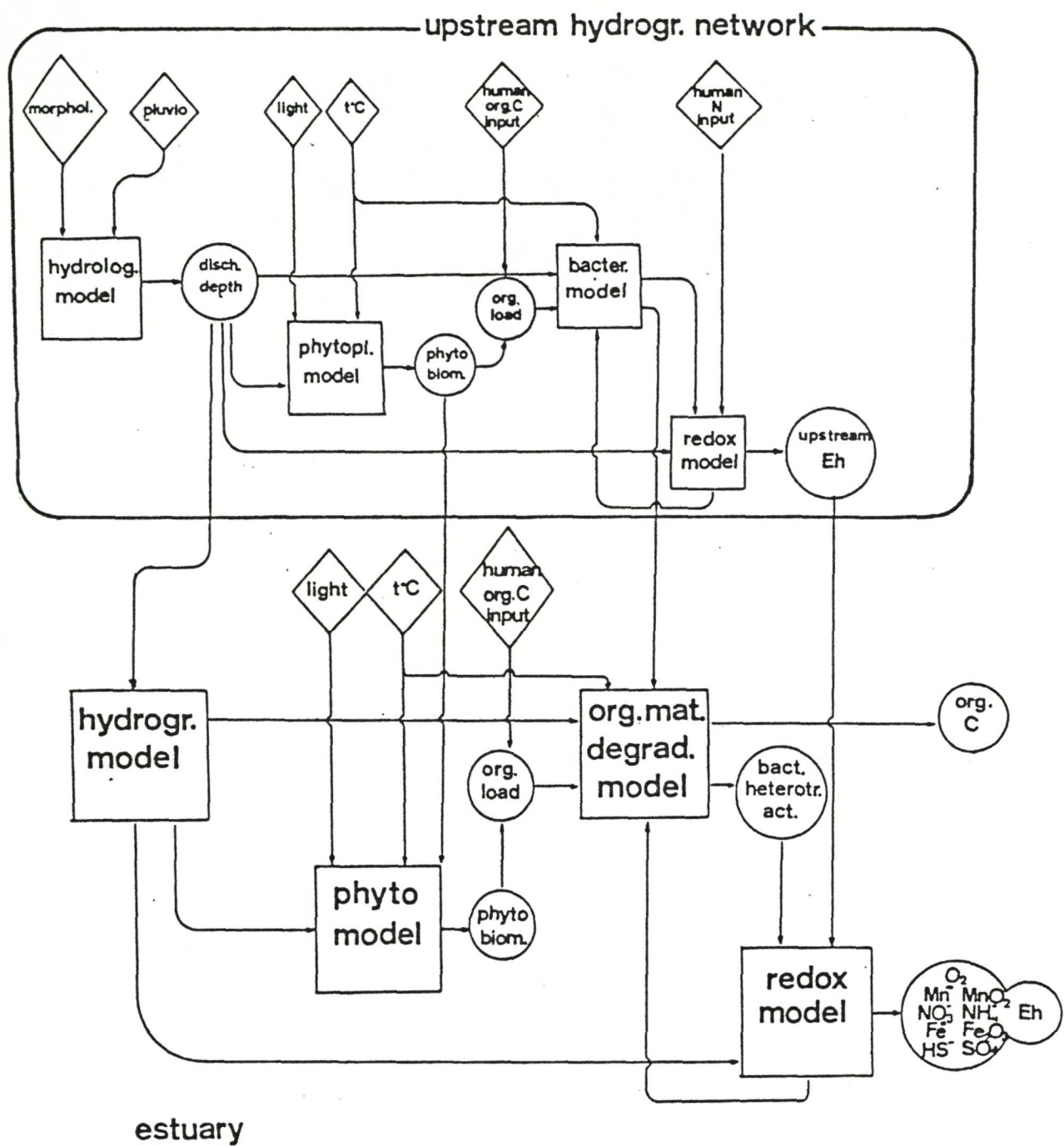
PROCES	SYSTEEM >	O2	N	CO2*
afbraak organisch materiaal : $\text{CH}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ vrijkomen van stikstof		+	+	+
uitwisseling met atmosfeer O2 CO2		+		+
oxidatie van gereduceerde verbindingen		+		
nitrificatie		+	+	+
denitrificatie			+	+

CO2* : systeem pH-alkaliniteit-CO2

Het estuarium-'REDOX'-model van de ULB (BILLEN et al, 1990) is gebaseerd op een meer expliciete beschrijving van de toestand van het organisch materiaal (fytoplankton / afbraak van organisch materiaal door bacteriën), en is meer complex (zie [figuur 2.6](#)).

De laatste jaren staat o.a. de overstap van een inzicht in het éénfase-systeem (water) naar een tweefazen-systeem (water + interactie met particulier materiaal, zowel in suspensie als onder de vorm van afgezet sediment) op het programma. De chemische uitwisselingen met de bodem hebben een andere kinetiek, en leiden tot een bezorgdheid over een lange nalevertermijn voor opgestapelde vervuiling. Indien immers de zuurstoftoestand van het estuarium door een doorgedreven reductie van de BOD-vuilvracht permanent wordt hersteld, zullen stilaan - door diffusie van zuurstof naar het sediment - gereduceerde vormen van zware metalen (vb. sulfides) terug vrijkomen in het water. Het is erg moeilijk dit verschijnsel te kwantificeren, omdat de 'stock' aan vervuiling in de bodemsedimenten en de kinetiek van de vrijstelling uit het sediment tot nog toe niet erg nauwkeurig bekend zijn.

Een tweede probleem dat samenhangt met het herstel van de zuurstofhuishouding, is het stilvallen van de denitrificatie, waardoor gevreesd wordt dat de stikstofvracht naar zee eerder zal toenemen dan afnemen bij toenemende (secundaire) afvalwaterzuivering (BILLEN et al., 1990, zie verder).



Figuur 2.6 : model-analyse van het Scheldebekken en -estuarium
(BILLEN, 1990)

* BIOCHEMISCH ZUURSTOFVERBRUIK (BOD₅²⁰)

1. Parameter

Een BOD-test is een empirische en conventionele meting van het gebruik van de opgeloste zuurstof door aërobe microorganismen. Dit gebeurt door assimilatie en oxidatie van het aanwezige organisch materiaal. Het monster of een verdunning met zuiver zuurstofrijk water wordt gedurende 5 dagen geïncubeerd bij 20 °C. De vermindering van de concentratie aan opgeloste zuurstof gedurende deze periode is een maat voor het biochemisch zuurstofverbruik. N-Allylthioureum wordt toegevoegd ter voorkoming van de spontane oxidatie van ammonium.

2. Belang

Het biochemische zuurstofverbruik is een parameter die nauw samenhangt met of een grote invloed heeft op het zuurstofgehalte. BOD vormt het substraat voor bacteriën, en het gedeelte dat in het sediment (slib) terecht komt, bepaalt ook daar de redoxtoestand (meestal anoxisch).

3. Bronnen

De BOD-vracht in de Westerschelde (B/Nl grens) is vrij constant rond de 10 tot 13 kt/j volgens HUPKES (1990). In vergelijking met de grote organische vervuiling van de Schelde (7 miljoen IE = 130 kt) zijn

bovenstaande waarden veel lager dan vermoed zou kunnen worden. Een grote hoeveelheid organisch materiaal is echter in het bekken reeds afgebroken. Het Vlaams Gewest ontvangt van stroomopwaarts gelegen lozingen een grotere BOD-vracht (geschat op 18 kt/1989, waarvan 13 vanuit Brussel) dan het zelf in de Westerschelde inbrengt (geschat op 10.5 kt/1989; KELCHTERMANS, 1990).

Dat het zelfzuiverend vermogen veel BOD elimineert, is bvb. duidelijk te merken aan het lage zuurstofgehalte tussen Dendermonde en Antwerpen. Grote afvoerdebieten en baggerwerken zouden volgens het Waterbouwkundig Laboratorium (1983) weinig invloed hebben op de BOD. De organisch afbreekbare stoffen die deze parameter vereisen, bevinden zich bijgevolg, nog steeds volgens deze auteurs, voornamelijk in oplossing en dus niet op de aanwezige zwevende stoffen.

Er kunnen 4 bronkategorieën onderscheiden worden :

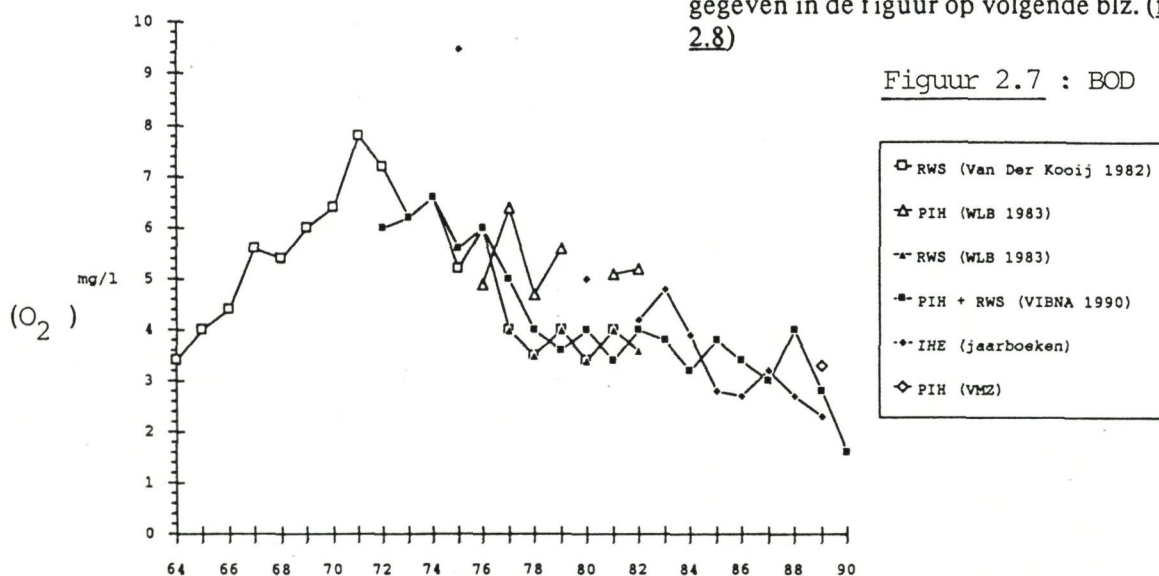
- * industrie 46.000 ton
 - * huishoudelijk afvalwater 60.000 ton
 - * landbouw ?
 - * natuurlijk organ. materiaal ?
- (cijfers : KELCHTERMANS, 1990)

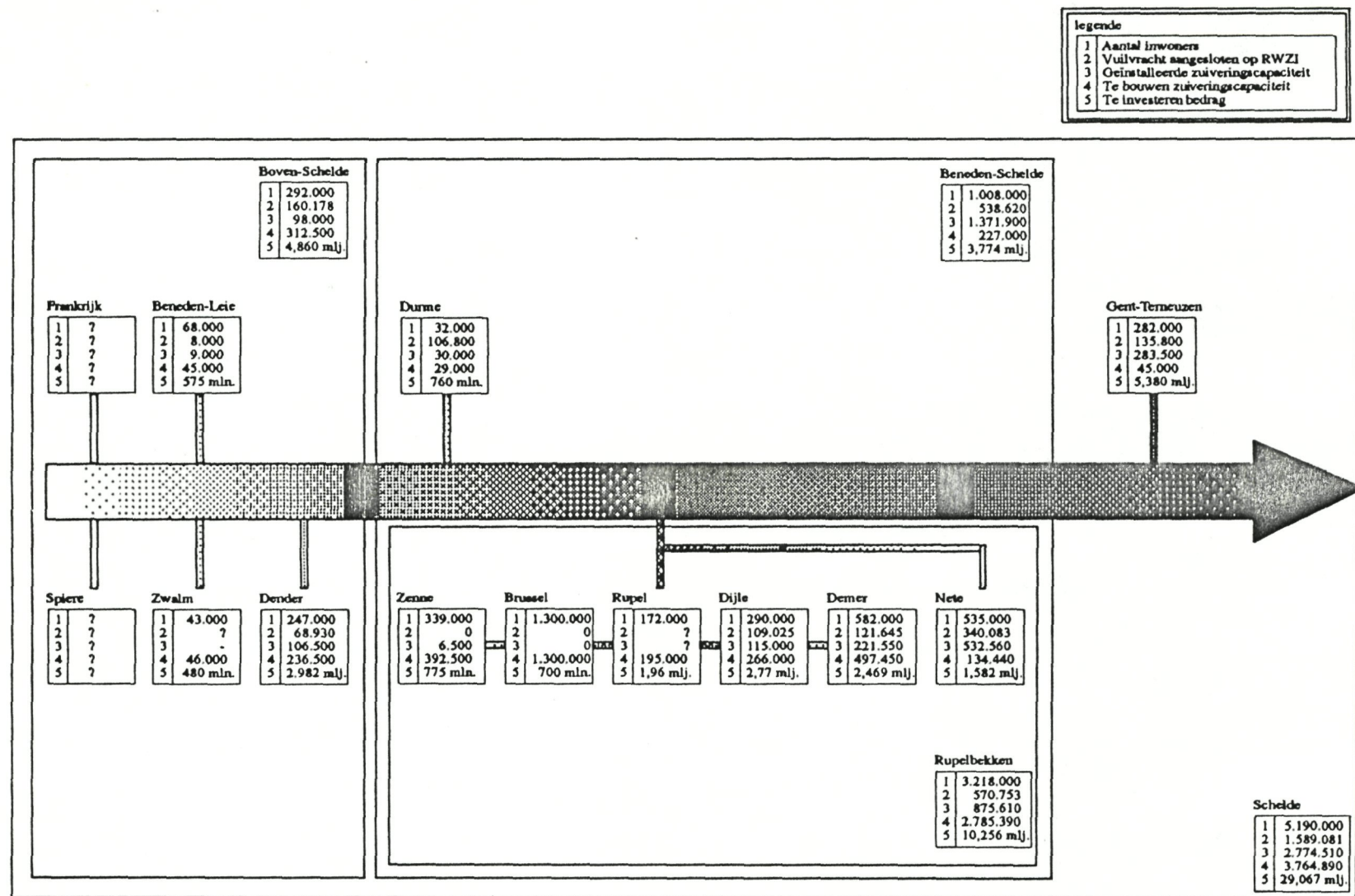
De herkomst uit de deelbekkens :

- * Zenne 50 %
- * Dijle 18 %
- * Bovenschelde 14 %
- * Dender 10 %
- * Netes 3 %

(Waterbouwkundig Laboratorium, 1983)

De situatie in de deelbekkens anno 1991 is gegeven in de figuur op volgende blz. (figuur 2.8)





Figuur 2.8 : situatie m.b.t. waterverontreiniging in de deelbekkens in 1991

(naar : MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP - DEPARTEMENT LEEFMILIEU EN INFRASTRUCTUUR, 1991)

* ZUURSTOFGEHALTE

1. Parameter

De hoeveelheid O_2 opgelost in water, kan op twee wijzen worden uitgedrukt : als % verzadiging en als absoluut gehalte.

De hoeveelheid O_2 in % uitgedrukt is een maat voor de hoeveelheid opgelost in water ten opzichte van een volledige verzadiging (100 %). Op deze wijze wordt rekening gehouden met de temperatuur, een parameter met een grote invloed op de zuurstofhuishouding. Daarnaast kan men de hoeveelheid O_2 ook uitdrukken in absolute cijfers (mg/l).

2. Belang

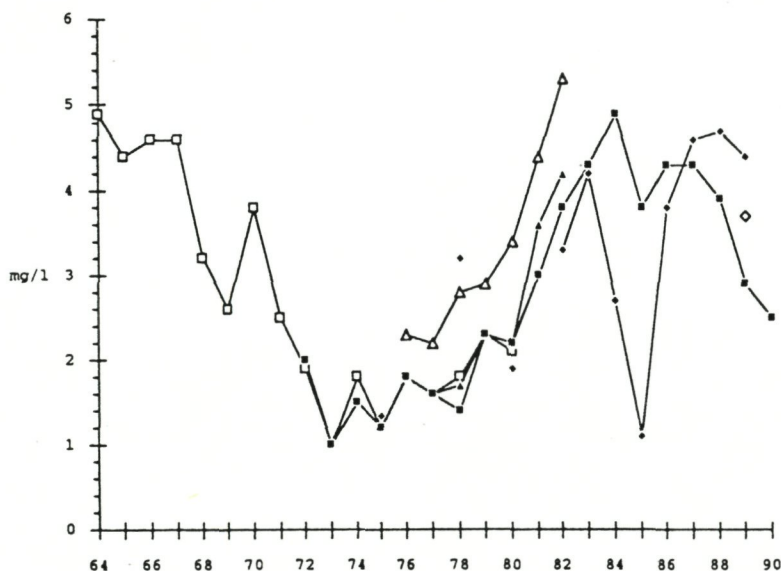
De hoeveelheid zuurstof (D.O. of dissolved oxygen) in het water is het resultaat van vraag en aanbod. Aan de ene kant omvat de vraag het verbruik van O_2 . Door de grote hoeveelheden organisch materiaal en stikstofverbindingen hoofdzakelijk onder de vorm van ammonium, die door de Schelde worden afgevoerd is dit O_2 verbruik, voornamelijk bacterieel, ook aanzienlijk. Aan de andere kant bestaat het aanbod uit het oplossen van zuurstof uit de atmosfeer en de vermenging met zuurstofrijk zeewater. De overdracht vanuit de lucht gaat sneller naarmate de zuurstofconcentratie in het water vermindert, of naarmate het contactoppervlak met de lucht groter wordt (breder worden van de stroom naar de monding toe). De hoeveelheid zuurstof die in het water is opgelost, is ongetwijfeld een van de belangrijkste parameters, indicatief voor een goede waterkwaliteit.

De kleine hoeveelheid zuurstof - water van 15 °C dat voor 100 % met zuurstof verzadigd is, bevat slechts 10 mg zuurstof per liter water - is in de eerste plaats belangrijk voor de ademhaling van het aquatische leven. Met behulp van zuurstof wordt organisch materiaal omgezet in water, koolstofdioxide en energie, met andere woorden de oxidatieve afbraak. Men kan stellen dat het aquatische leven reeds ernstig wordt bedreigd beneden een zuurstofgehalte van 5 ppm. (BOSMANS et al., 1989). Als absolute norm voor de basiskwaliteit van zoet water geldt een zuurstofgehalte hoger dan 5mg/l.

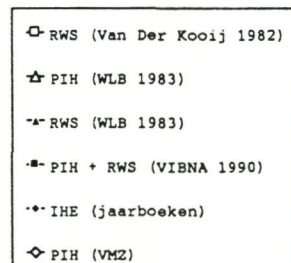
3. Evolutie in de tijd

Sinds 1964, het eerste jaar waarvoor cijfers beschikbaar zijn, is slechts 1 Belgische meetwaarde boven 5 mg/l gekend.

Het gemiddelde zuurstofgehalte is de laatste jaren (sinds ong. 1987) opnieuw gedaald. De verklaring van VIBNA (1990) dat dit samenhangt met de *daling* van de ammonium-vracht - waardoor meer nitrifikatie, dus zuurstofverbruik kan optreden - dient te worden getoetst aan het werkelijke seizoenale verloop van de reactiesnelheden tussen de betrokken componenten. Volgens ALAERTS, 1990 is de zuurstofdaling totnogtoe niet bevredigend verklaard.



Figuur 2.9 : O_2



* STIKSTOF (N)

1. Parameter

Stikstofverbindingen kunnen in water onder verschillende vormen voorkomen. *Totale stikstof* kan op de volgende manieren opgesplitst worden :

- *nitraatstikstof* ($\text{NO}_3\text{-N}$)
- *nitrietstikstof* ($\text{NO}_2\text{-N}$)
- *ammoniumstikstof* (NH_3 of NH_4^+)
- *organische stikstof*.

De gereduceerde vormen (ammonium en organische stikstof) maken samen de 'Kjeldahl-stikstof' uit. Voor bepalingmethoden : zie IHE, 1985.

Ammoniumstikstof ontstaat uit de afbraak van organisch gebonden stikstof, of reductie van nitraat/nitriet. Ammoniumstikstof bestaat onder 2 vormen, nl. NH_4^+ en ammoniak (NH_3) (gasvormig). Ammoniakale stikstof wordt geproduceerd door anaërobie bacteriële afbraak van organische stikstof. Wanneer de biologische activiteit - ook de denitrificatie - laag is (in de winter), gedraagt stikstof zich als een quasi conservatieve pollutant.

* Nitrificatie

De gereduceerde vorm van stikstof wordt dan verder, aëroob, bacterieel geoxideerd tot nitriet en nitraat. Deze omzetting vraagt heel wat zuurstof.

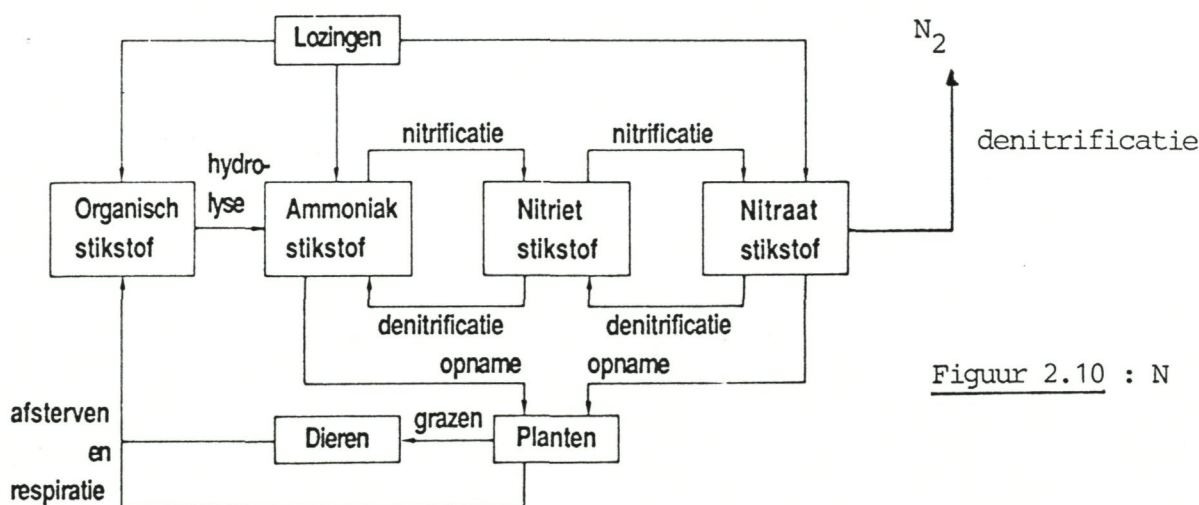
* Denitrificatie

De nitraatstikstof wordt op zijn beurt weer gebruikt als bouwsteen of wordt door denitrificerende bacteriën omgezet tot vrije gasvormige stikstof (N_2) die uit het water verdwijnt.

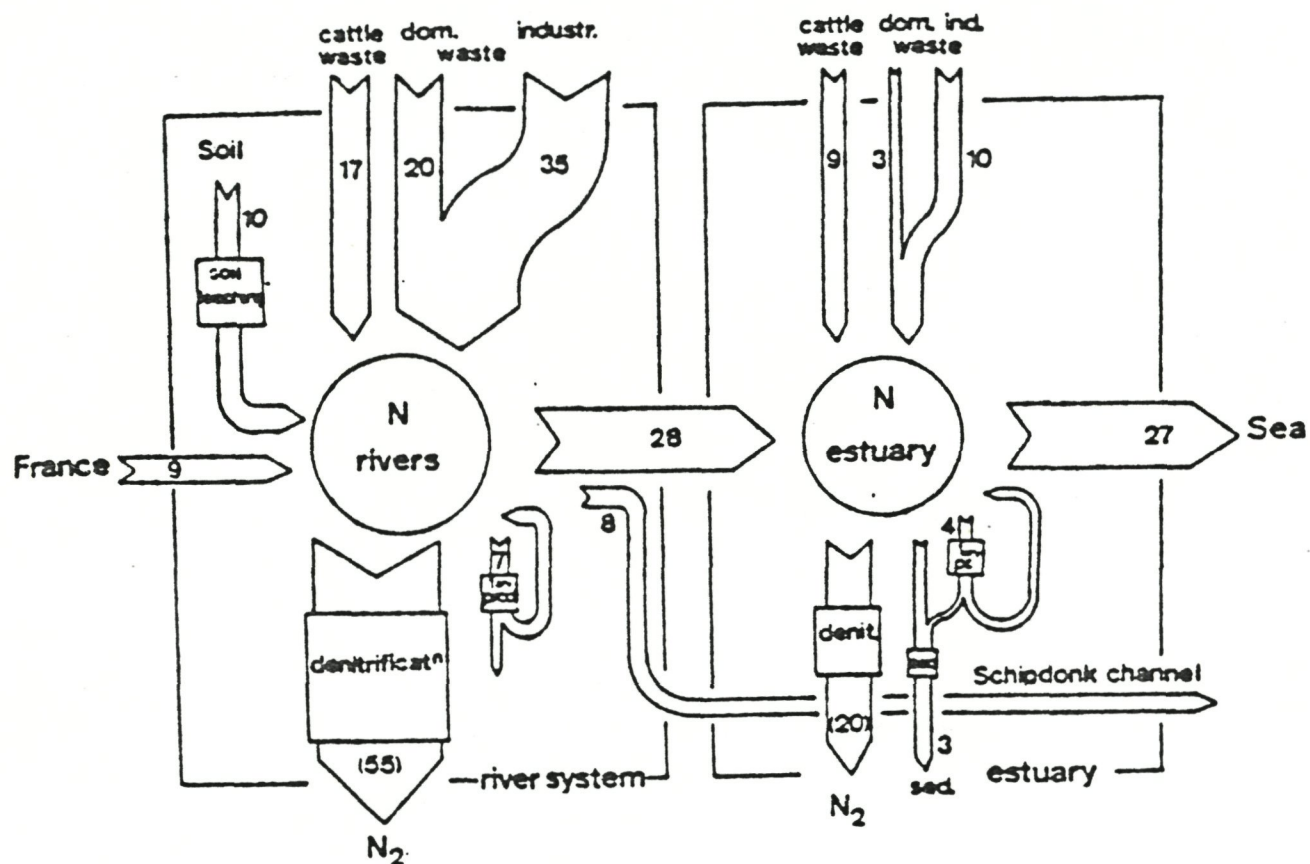
Het schema hieronder (DE SMEDT, 1989) geeft de omzettingen weer (denitrificatie naar de lucht werd eraan toegevoegd).

2. Belang

Stikstofverbindingen zijn essentiële nutriënten. Ammonium is echter niet alleen een nutriënt, maar heeft ook een sterke toxiciteit (bij de concentraties waarin het in de Schelde voorkomt), waardoor het een onmiddellijk effect kan hebben op de biota. De dynamiek van de stikstofverbindingen in de rivier is belangrijk voor de algenbloei die er kan optreden, en voor de bijdrage tot de nutriëntenconcentratie in de kustwateren en open zee. BILLEN et al. (1986) publiceerden een globaal N-bilan voor het Scheldebekken en -estuarium (zie figuur 2.11)



Figuur 2.10 : N



Figuur 2.11 : stikstofvrachten in het Scheldebekken
(bron : BILLEN et al., 1986)

* AMMONIUMSTIKSTOF

1. Parameter

De concentratie wordt voornamelijk door middel van een -al dan niet automatische-fotometrische methode bepaald.

2. Belang

Hoge concentraties ammoniumstikstof staan rechtstreeks in verband met een slechte zuurstofhuishouding. Enerzijds worden organische producten afgebroken, met het ontstaan van ammonium tot gevolg. Anderzijds vraagt de afbraak van ammonium aanzienlijke hoeveelheden zuurstof. Ook blijkt er een seizoens-afhankelijkheid te zijn. Ammonium is sterk toxisch, en kan leiden tot acute sterfte van organismen.

3. Bronnen

Ammonium is afkomstig van afbraak van organisch stikstof en van als dusdanig geloosd ammonium. De belangrijkste

bronkategorieën zijn :

- * huishoudelijk afvalwater

- * industrie :

 - bvb. cokesbedrijven

 - N-meststofproducenten

 - organische chemie

 - voedingsindustriën

- * landbouw :

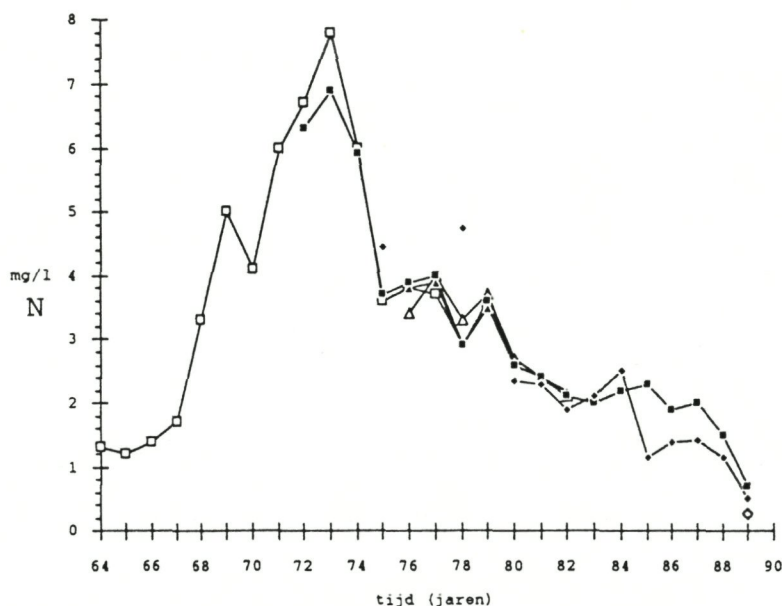
 - bvb. bio-industriën (kwekerijen)

 - overbemesting

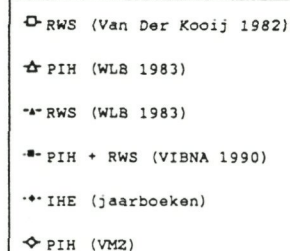
Synoptische gegevens over de relatieve bijdragen van deze bronnen werden niet gevonden.

4. Evolutie

De tijdsevolutie van het ammonium-gehalte volgt ongeveer de evolutie van het BOD-gehalte, wat erop wijst dat ammonium vooral uit afbraak afkomstig is.



Figuur 2.12 : NH_3



* NITRAATSTIKSTOF

1. Parameter

Net zoals bij de ammoniumstikstof bepaalt men nitraat door middel van een spectrofotometrische methode.

2. Belang

Nitraatstikstof is, in tegenstelling tot de algemene tendens (!) en op langere termijn, een component van de vervuiling die eerder schijnt toe te nemen. De bouw van zuiveringsstations met alleen primaire en secundaire zuiveringstrappen zou hiertoe bijdragen. Daarbij wordt immers de organische stikstof vrij volledig omgezet tot nitraat (gemineraliseerd). De retentie ervan in het zuiveringsslib zou hoogstens 30 % kunnen bedragen. In plaats van BOD wordt er bijgevolg nitraat geloosd. In zoetwater is nitraat meestal geen limiterende faktor voor plantengroei. In de (brakke) Westerschelde zelf treedt nu ook geen algenbloei op (zie verder 'fosfaat'). BILLEN (1990) berekende dat een volledige secundaire afvalwaterbehandeling in het Schelde-bekken (Rupel + Bovenschelde) -waardoor ook de aquatische

anaërobie in de Zeeschelde en Westerschelde wordt uitgeschakeld- een verhoging van de stikstofvracht naar zee zou veroorzaken van 56.8 kTN/yr (1990) tot 63.2 kTN/yr (volledige secundaire zuivering bekken).

3. Bronnen

De belangrijkste bronkategorieën zijn :

* huishoudelijk afvalwater

* industrie :

bvb. N-meststofproducenten
organische chemie
voedingsindustriën

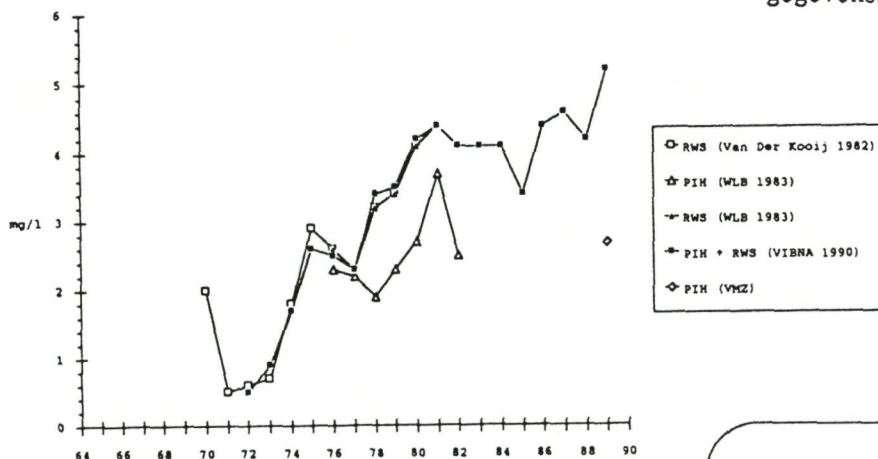
* landbouw :

bvb. bio-industriën (kwekerijen)
overbemesting

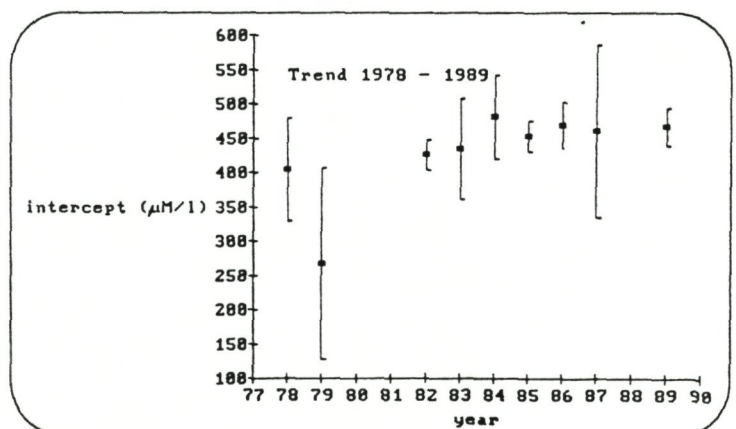
4. Evolutie

Een trendanalyse (MOMMAERTS, 1990) toont aan dat er in de periode '82-'90 nauwelijks een stijging of daling van de winter-nitraatgehaltes geweest is. De schommelingen van de vracht hangen sterk samen met de grootte van het zoete bovendebiet. Figuur 2.13b illustreert deze gegevens.

Figuur 2.13 a :
evolutie gemiddeld nitraat-
gehalte B/Nl-grens



Figuur 2.13 b (rechts) :
trendanalyse van gekorrigeerd
winter-nitraatgehalte
('apparent zero salinity intercept')
MOMMAERTS, 1990 a



* FOSFAAT

1. Parameter

Fosfaten worden onder twee vormen bepaald: onder de vorm van orthofosfaat ($\text{o-PO}_4\text{-P}$) en totaal fosfaat ($\text{t-PO}_4\text{-P}$). De parameter $\text{o-PO}_4\text{-P}$ bestaat uit in het water opgeloste orthofosfaten. De parameter $\text{t-PO}_4\text{-P}$ bestaat uit alle in het water opgeloste fosfaten en aan in het water voorkomende deeltjes gebonden fosforverbindingen, die via destructieprocessen omgezet worden in orthofosfaat en als zodanig gemeten worden.

2. Belang

Fosfaat is een limiterende groeifactor voor de organismen die in zoet water leven. Fosfaat en nitraat kunnen elk, al naar gelang hun relatieve aanwezigheid, beperkend zijn. De Schelde heeft een aanzienlijke vracht aan fosfaten. Men zou bijgevolg een explosieve algengroei verwachten. Dit blijkt niet onmiddellijk uit de gegevens in verband met het chlorofylgehalte. Dit is te wijten aan de beperkte lichtdoordringbaarheid van het Scheldewater veroorzaakt door het hoge gehalte aan zwevende stoffen. Een laag zuurstofgehalte heeft ook een invloed op de fosfaathuishouding. Zuurstofloosheid veroorzaakt het in oplossing gaan van de aan het sediment geadsorbeerde orthofosfaten.

3. Bronnen

Bronkategorien :

gezinnen : * excrementen : 1,6 g P/pers/dag
* voeding : 0,3 g P/pers/dag
* wasmidd.: ca. 1,6 g P/pers/dag
(100% PO_4 -houdend)

som = ca. 3,5 g P/pers/dag

(cijfers : FRG,1990; Sanitaire Bouwkunde, 1989)

* ruwe vracht Vlaanderen (Scheldebekken) :
3.800.000 pers x 3,5 x 365 = 4.850 ton P/jaar
* ca. 35 % verwijdering in secundaire zuivering, 21 % huishoudens aangesloten
-> verwijdering van 356 ton P;
* uit slibproductie (OCKIER, 1991) : totale P-verwijdering = 765 ton P/Vlaanderen 1989
* dus vracht riolen -> oppervl.wateren :
> 4.000 ton P/jaar

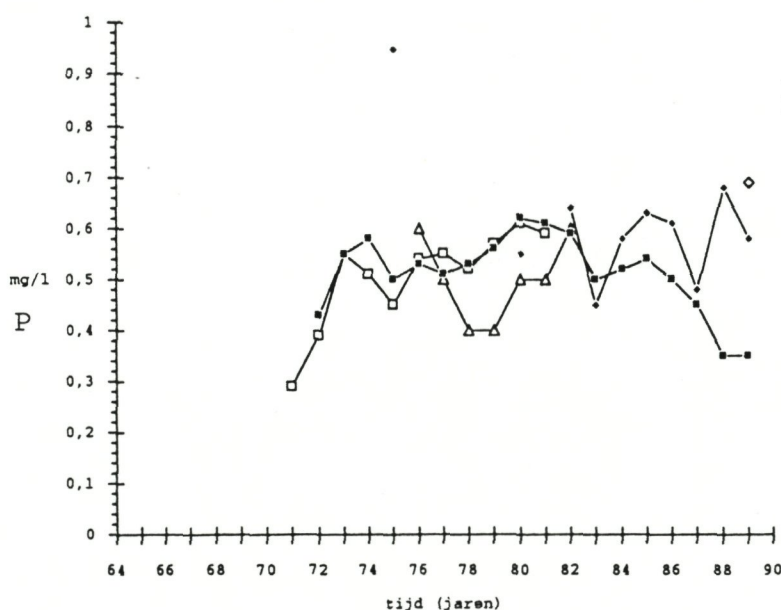
Indien men dit deelprobleem van de watervervuiling wil oplossen, zal men de tertiaire waterzuivering moeten invoeren.

industrie : belangrijke losingen vanuit fosfaatverwerkende industrie : KELCHTERMANS, 1990 : schatting 2.000 ton P/jaar

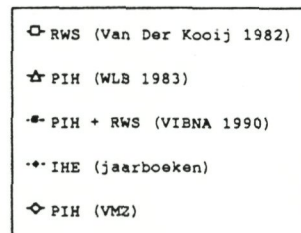
landbouw : overbesteding; geen kwantitatieve schatting gekend van de actuele vracht naar oppervlaktewater.

4. Evolutie

Geen scherpe trend; sinds 1985 is er een daling aan de gang.



Figuur 2.14 : P



2.3.3. Zware metalen

Van nature komen verschillende metalen voor in het oppervlaktewater. Enkele ervan hebben zelfs een duidelijke rol in de stofwisseling en zijn bijgevolg onontbeerlijk voor het leven. Er is echter ook een belangrijke keerzijde aan de medaille. De concentratie van metalen in water kan al gauw waarden bereiken waarin ze schadelijk zijn voor organismen. Als we alle zware metalen onder één noemer plaatsen, moet opgemerkt worden dat hun gedrag in het milieu daarmee nog niet gelijk is. Zo verdampt kwik in zijn metalische vorm uit het water, binden chroom en lood aan zwevende stoffen. Ook de oxidatietrap van het metaal en de verbinding (speciatie) die het aangaat met andere stoffen zijn belangrijk.

Cadmium, kwik, lood en chroom worden hierna apart behandeld.

Algemene discussies inzake de toevoer van zware metalen naar zee via het estuarium zijn te vinden in BAEYENS et al., 1982; SALOMONS & EYSINK, 1981; WOLLAST, 1988; ICWS, 1989 ...

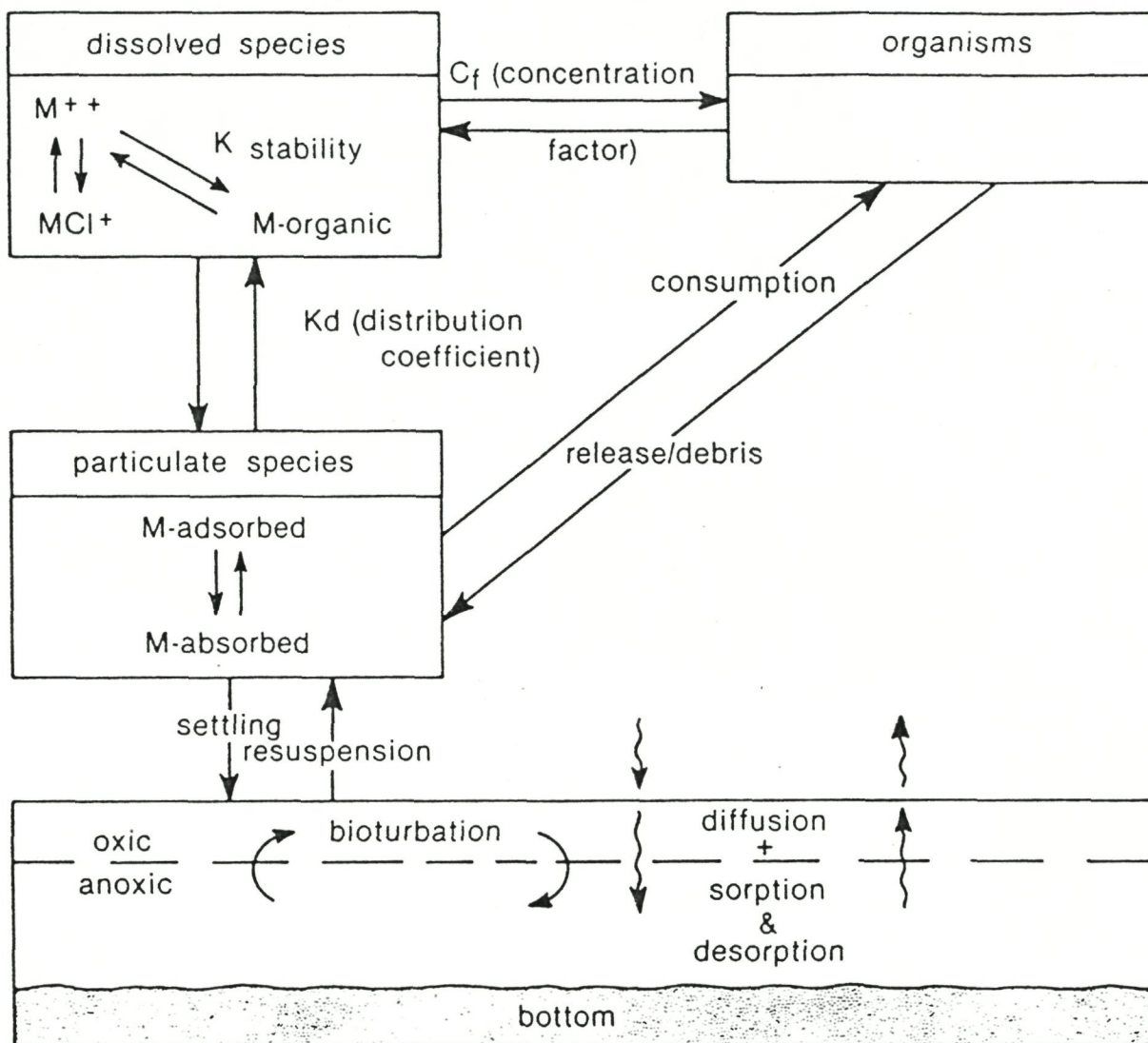
DUURSMA, MERKS & NIEUWENHUIZE, 1988 bespreken de processen die de verdeling van de zware metalen (opgelost/particulair) beheersen (zie verder ook hoofdstuk 4.5). Figuur 2.15 illustreert de overgangen die kunnen plaatsvinden in de speciatie van de metalen.

Uit de trendanalyse van VIBNA (1990) zou blijken dat de gehalten van Cu, Zn, Ni in het laatste decennium gedaald zijn. Voor deze 'grijze lijst' metalen is nog geen goed inzicht (op Vlaams of Belgisch niveau) voorhanden omtrent het relatieve aandeel van de verschillende bronnen. Nederlands onderzoek (BAARS, DE LEU, DER MOST & WARMENHOVEN, 1991) komt tot het besluit dat in Nederland de belangrijkste bronnen voor deze metalen in oppervlaktewater zijn (afgerond op 1 ton) :

- voor koper : RWZI-effluent (50 ton), industrie (19 ton), overflows (11 ton), diffuus (7 ton);
- voor zink : overflows (381 ton), diffuus (158 ton), RWZI-effluent (148 ton), industrie (89 ton), neerslag (22 ton);
- voor nikkel : RWZI-effluent (37 ton), industrie (12 ton), neerslag (2 ton), overflows (2 ton), diffuus (< 1 ton).

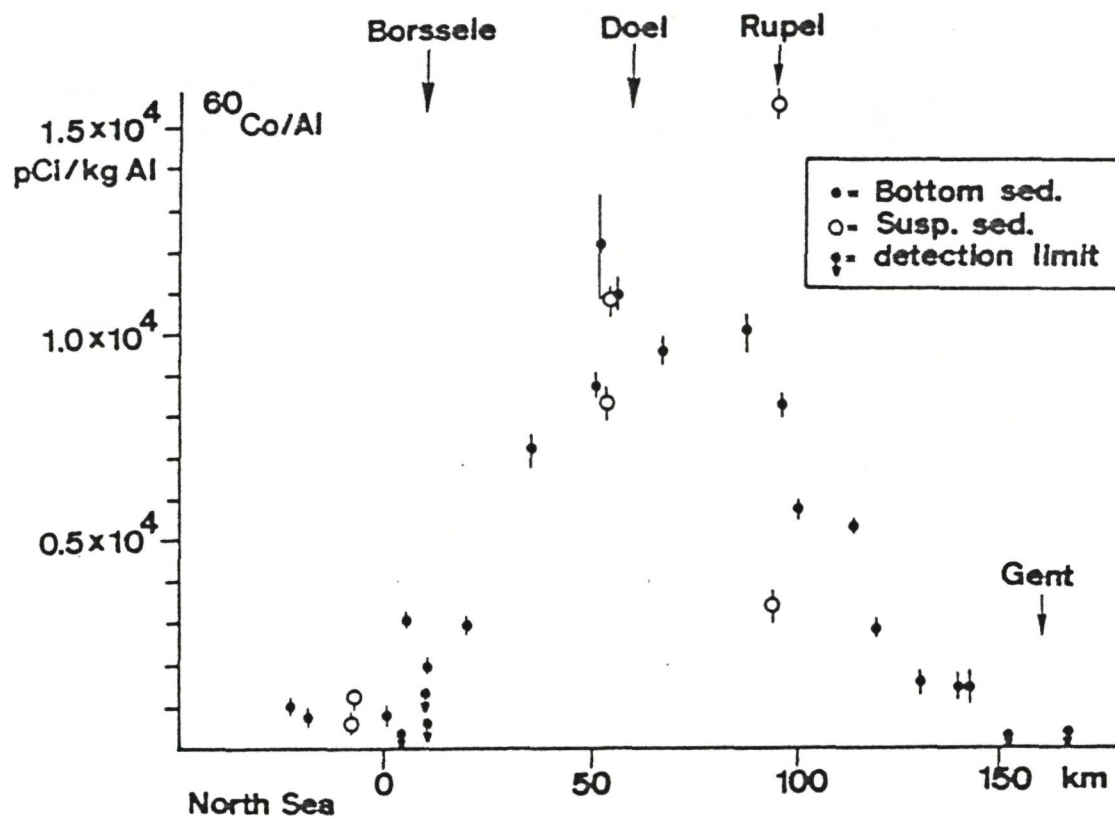
Het begrip 'overflows' omvat zowel de verliezen naar de bodem uit riolen als de overflow naar het oppervlaktewater uit rioolstelsels. Het ware erg interessant mocht voor Vlaanderen een dergelijke analyse kunnen gebeuren.

Tenslotte is het voorbeeld van cobalt, zoals onderzocht door ZHANG & WOLLAST, 1989 zeer illustratief voor de processen die in het Scheldeëstuarium optreden : het (radioactieve) cobalt (zie verder 2.3.5.) neemt in de sedimenten zowel af in stroomopwaartse als in stroomafwaartse richting vanuit de bron (Doel). Het duidt op de intensieve menging en het bidirektionele sedimenttransport in het estuarium (figuur 2.16).



Figuur 2.15 : Verdeling van metalen over de aanwezige fasen

(bron : DUURSMA, MERKS & NIEUWENHUIZE, 1988)



Figuur 2.16 : Aanwezigheid van radio-actief ⁶⁰Co in het Scheldeëstuarium

(bron : ZHANG & WOLLAET, 1989)

* CADMIUM (Cd)

1. Parameter

Cadmium wordt meestal bepaald door atoomabsorptiespectrofotometrie via chelaatvorming en extractie. Het extract wordt in een lucht-acetylenevlam van de spectrofotometer geëxciteerd en uit de intensiteit van de vlam wordt de concentratie bepaald.

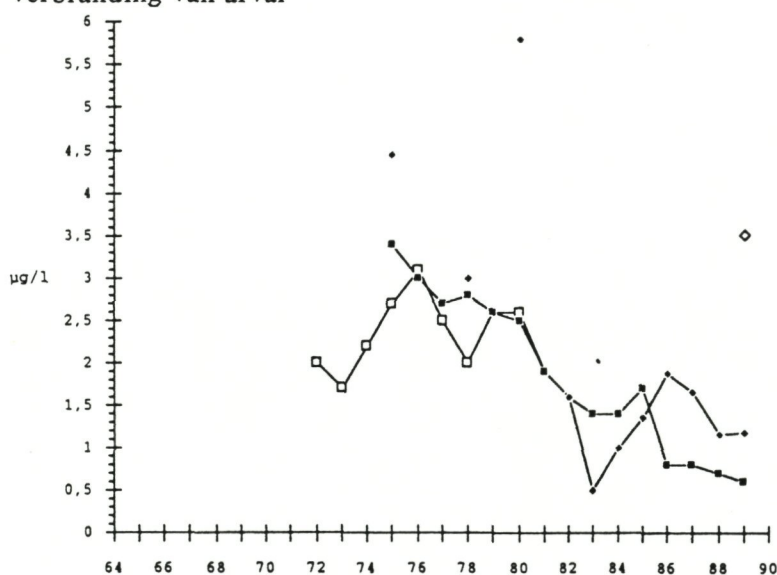
2. Belang

Cadmium is een van de metalen uit lijst 1 (zwarte lijst stoffen). Van de estuariene organismen zijn vooral schaaldieren (crustacea) erg gevoelig aan cadmium. Cadmium kan zeer sterk geaccumuleerd worden in bvb. schelpdieren (mosselen), waardoor het in de voedselketen van dieren en mensen terecht komt.

3. Bronnen

Er zijn voornamelijk twee bronkategorien voor cadmium in het milieu (PLASMAN & VERREET, 1991):

- primaire industriële bronnen, zoals
 - * nonferro- bedrijven die zink en cadmium produceren
 - * cadmiumgebruikende bedrijven, zoals oppervlaktebehandeling van metalen
 - * fosfaatnijverheid
 - * verbranding van fossiele energiebronnen
- secundaire bronnen, zoals
 - * toepassing van kunstmest
 - * verbranding van afval



Figuur 2.17 : Cd

KELCHTERMANS (1990) schat -op basis van verleende lozingsvergunningen- de industriële Cd-vracht uit Vlaanderen in het Scheldebekken op 10 ton/1989.

4. Evolutie

De gemiddelde concentratie toont een dalende tendens.

Voor cadmium werden door diverse instanties vrachtschattingen (B/Nl grens) gemaakt en gepubliceerd, waaruit alleen uit de onderlinge verschillen al blijkt dat de nauwkeurigheid vaak zeer relatief is:

jaar	vracht	informatiebron
1980	30,7 ton	Internat. Scheldewerkgroep
1984	2,91 ton	HUPKES, 1990
1985	7 ton	ICWS, 1990
1985	6,4 ton	Internat. Scheldewerkgroep
1986	2,72 ton	HUPKES, 1990
1987	6,1 ton	Beheerseenheid Math. Model
1987	9,8 ton	ICWS, 1990a
1987	6,46 ton	HUPKES, 1990 (sic)
1988	4,1 ton	Beheerseenheid Math. Model
x1989	3,32 ton	KELCHTERMANS, 1990
x1989	2,4 ton	Beheerseenheid Math. Model
+1989	4,0 ton	Beheerseenheid Math. Model

x : opgeloste vracht

+ : opgeloste + particuliere vracht

Ook uit de gehalten in biota blijkt echter in het decennium '80 een duidelijke daling te zijn opgetreden.

* KWIK (Hg)

1. Parameter

De hoeveelheid kwik in een staal wordt bepaald door, na volledige extractie van het kwik door middel van broom, kwik om te zetten naar atomair kwik met tin-II-chloride. Het gehalte wordt dan bepaald door een vlamloze atoomabsorptiespectrometrie (FAAS) bij een golflengte van 253,7 nm, door een neutronenactiveringsanalyse (NAA) of door een atomaire absorptiespectro-fotometrie (AAS).

2. Belang

In het water komt kwik voornamelijk als metaalisch, en als organisch en anorganisch gebonden kwik voor, respectievelijk in zuurstofarm en zuurstofrijk milieu. Kwik kan in water tot 95 % particulier gebonden voorkomen. Bij de overgang van zoet naar zout water kan dit particulier gebonden kwik gemobiliseerd worden door afbraak van organisch materiaal in het sediment. Hieruit ontstaan oplosbare organische kwikverbindingen waarvan voornamelijk het methylkwik van belang is. Deze stof is namelijk zeer toxisch.

3. Bronnen

Gezien de vluchtigheid, wordt het meeste kwik naar de atmosfeer geloosd, waaruit het kan neerslaan & herverdampen.

De belangrijkste bronkategorieën voor lozingen in water zijn :

- industrieel afvalwater

* chlooralkali-industrie

* nonferro-nijverheid

* ijzer- en staalindustrie

* batterij-industrie

- tandheelkunde

- laboratoria (o.a. COD-bepalingen !!)

- gebruik van apparaten :

* thermometers

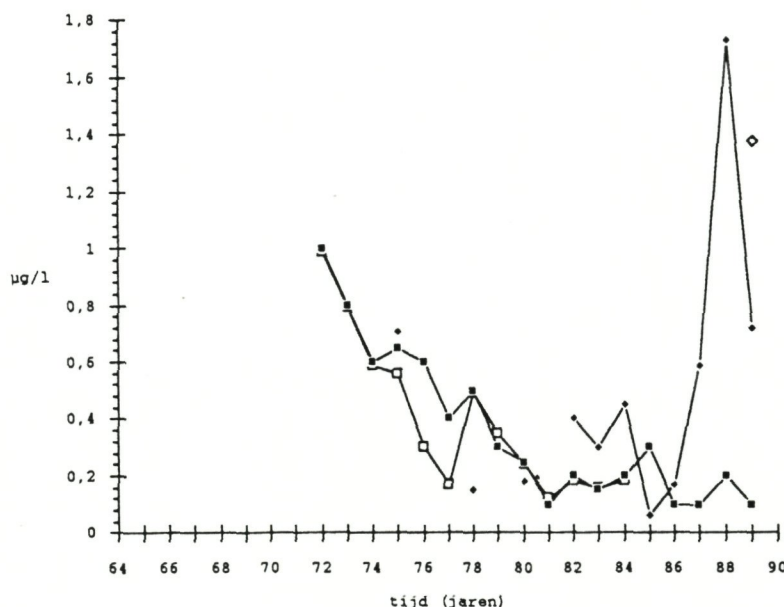
* barometers

* schakelingen

* ...

4. Evolutie

Uit de metingen blijkt een duidelijke afname gedurende de jaren '70, en schommelingen sinds '80. TEMMERMAN (1988) schat de kwikvracht te Antwerpen (1986) op basis van een gemiddeld debiet van 100 m³/s en een gemiddelde concentratie van 50 ng/l opgelost kwik en 20 ng/l partikulair kwik op 200 tot 250 kg/1986, waarvan 140 tot 180 kg opgelost.



Figuur 2.18 : Hg



* LOOD (Pb)

1. Parameter

Lood wordt bepaald door middel van vlamloze atoomabsorptie. Een vlamdetectiemethode wordt officieel gebruikt in Nederland.

2. Belang

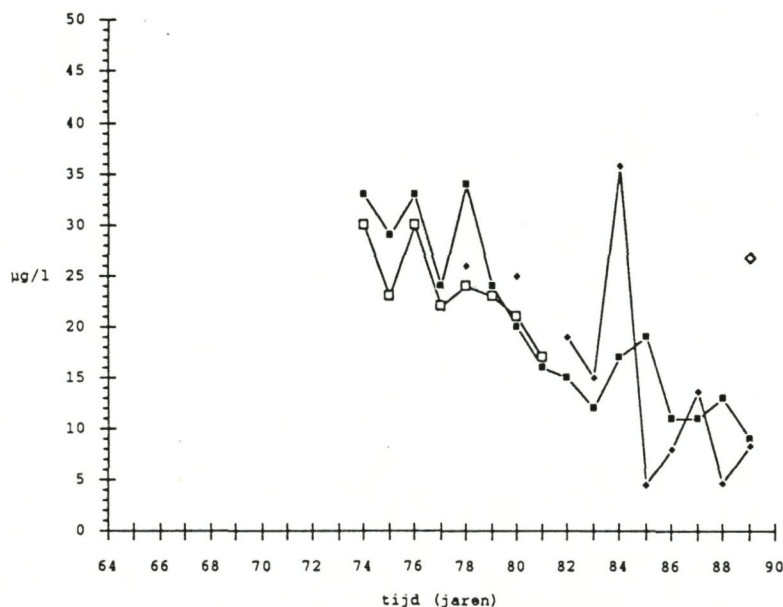
Lood wordt algemeen beschouwd als een niet-essentieel, schadelijk element. Het metaal heeft onder andere een invloed op de hemoglobinevorming. In water bindt lood sterk aan zwevende stoffen.

3. Bronnen

Belangrijkste bron is het verkeer, waarvan de droge en natte depositie via afstromend water in de rivieren terechtkomt. Daarnaast zijn de ijzer- en staal-, de non-ferro, de pigment- en fosfaatindustrie bronnen van lood.

4. Evolutie

De curve van het loodgehalte in de Schelde kan dus vermoedelijk gecorreleerd worden met de afname van het loodgehalte in verkochte brandstof en in de lucht.



Figuur 2.19 : Pb



* CHROOM (Cr)

1. Parameter

Chroom wordt rechtstreeks bepaald door een vlamloze atoomabsorptie. De bepaling gebeurt met een grafietoven, grafietstaaf of tantaalcup.

2. Belang

Chroom is één van die elementen waarvan met zekerheid is aangetoond dat ze in kleine (sporen-) concentraties noodzakelijk zijn. Hoge concentraties hebben dan op hun beurt weer een omgekeerde, met andere woorden giftige werking: een reden waarom deze stof op de grijze lijst gezet werd. Chroom bindt zich in het water, net zoals lood, aan zwevende stoffen.

3. Bronnen

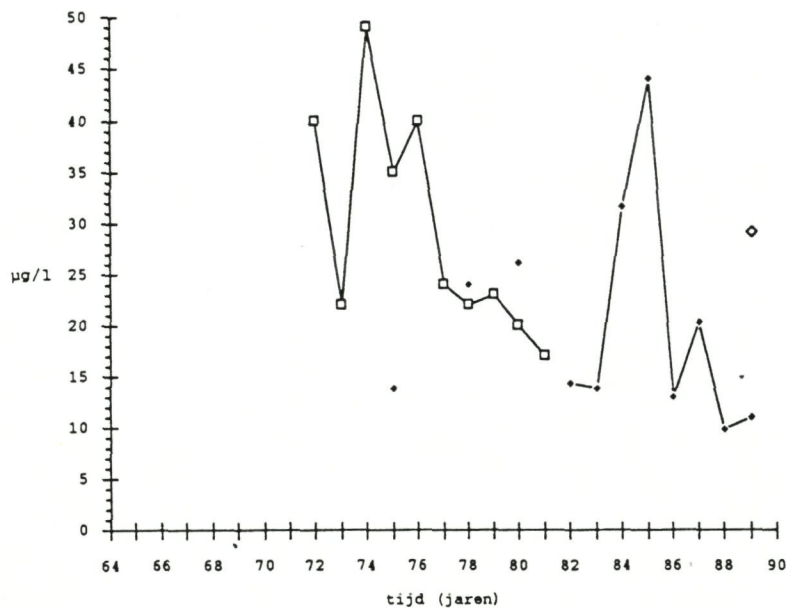
Generisch zijn er diverse industriële bronnen, zoals:

- * leerlooierijen
- * staalnijverheid
- * kunstmestindustrie
- * galvanische en grafische industrieën
- * titaandioxideproductie

Geografisch is in het Scheldebekken een belangrijke chroomvracht afkomstig uit Frankrijk. Door adsorptie in het bodemsediment bereikt dit chroom echter het estuariene deel van de Schelde slechts zeer traag (of nooit als het door baggerwerken werd verwijderd).

4. Evolutie

Er zijn grote variaties in de metingen van de laatste jaren.



Figuur 2.20 : Cr



2.3.4. Persistente organische poluënten

Onder deze noemer kan men alle organische (micro-)polluënten vatten die weerstandig zijn aan de normale afbraakprocessen die het zelfzuiverend vermogen van het watersysteem uitmaken. Het zijn 'exotische' stoffen met chemische bindingen die in een organisch metabolisme stabiel blijven: bvb. (poly-)aromatische stoffen, gehalogeneerde koolwaterstoffen,...

Indien deze stoffen bovendien een hoog toxisch potentieel hebben (schadelijke effecten bij lage dosissen/concentraties) en bvb. bioaccumuleren doorheen de voedselketen, kan men spreken van 'milieugevaarlijke' organische polluënten. Bij de beoordeling van de milieugevaarlijkheid van nieuwe stoffen wordt dus meestal met een combinatie van criteria gewerkt.

Dagelijks worden er in de industrie nieuwe organische verbindingen gesynthetiseerd. Vroeg of laat zullen een aantal van deze stoffen, in wisselende hoeveelheden en via diverse mechanismen en bronnen, in het milieu terechtkomen. De bezorgdheid dat men - op basis van de lessen van het verleden - daarmee het risico loopt op voortschrijdende en steeds maar andere milieueffecten te wijten aan milieuvreemde stoffen, heeft aanleiding gegeven tot het 'voorzorgsprincipe', dat stelt dat men het wetenschappelijk bewijs van een causaal verband tussen veroorzakende stof en milieueffect moet afwachten om maatregelen te treffen.

Er zijn overigens ook problemen bij de analytische bepaling van deze stoffen in het milieu :

- de bepalingsprocedures (staalname, staalvoorbereiding, analyse) zijn meestal zeer arbeidsintensief en vereisen een uitgebreide en dure technische uitrusting en know-how;
- voor vele componenten zijn zelfs de methoden niet voorhanden die een vlotte bepaling toelaten in het vereiste concentratie-gebied. Er zijn stoffen die biologische effecten hebben in een concentratie die lager is dan de analytische detectielimiet.

Vanwege de veelheid van de stoffen en om toch enige bruikbare informatie over deze polluënten te verzamelen is men vaak aangewezen op een onderverdeling in verzamelingen. Er is een hiërarchie van niveaus op basis van de onderscheidende kenmerken, zoals voorgesteld in figuur 2.21 (QUAGHEBEUR, 1990).

Vele micropolluënten hebben de eigenschap moeilijk oplosbaar te zijn in water. De octanol-water partitievoëfficiënt (K_{ow}) is zo bijvoorbeeld een maat voor de polariteit van een verbinding. Deze karakteristiek van een molecule houdt ondermeer verband met de ruimtelijke (topologische) structuur van de verbinding (ROUVRAY, 1991). Er is een grote gradatie in deze preferentie voor waterige versus organische fase. Belangrijke groepen van organische micropolluënten (PCB's, PAK's) komen in een natuurlijk watersysteem voornamelijk in de organische (particulaire) fase voor, door partitie naar lipiden (vetten). MALINS et al. (1986) vergelijken met name de biologische opname van PCB's en PAK's, en komen tot de vaststelling dat PAK's door diverse organismen kunnen worden gemetaboliseerd, waardoor hun aanrijking doorheen de voedselketen helemaal niet te vergelijken is met die van de PCB's.

In het Scheldeëstuarium moeten deze polluënten dus bestudeerd worden samen met de dynamiek van het particulier materiaal, in het bijzonder dat van organische aard. Vanwege dit meer complexe gedrag, en omdat bij vele metingen in het verleden onvoldoende met deze randvoorwaarden werd rekening gehouden, is het voor deze stoffen over het algemeen nog moeilijker dan voor de overige polluënten om uitspraken te doen over de evolutie in de tijd. Er bestaat een vrij uitgebreide en recente gegevens-set over de aanwezigheid van organische micropolluënten in baggerspecie (zie verder, 4.3.2)

Hieronder worden als voorbeeld de PCB's en de PAK's besproken.

ALGEMENE PARAMETERS

Bepaling van de algemene kenmerken die de kwaliteit en het voorkomen van het monster beschrijven.

vb. TOC, DOC, BOD, COD, droge stof, watergehalte



GROEPSPARAMETERS

Vaststelling van de vervuilingsgraad door zekere groepen verbindingen gemeten op basis van welbepaalde gemeenschappelijke fysische, chemische of biochemische eigenschappen.

vb. - solventgehalte, apolaire koolwaterstoffen
- Kjeldahlstikstof, fenolindex, detergenten, POX, AOX, EOX
- cholinesteraseremmers



SOMPARAMETERS

Som van individueel bepaalde verbindingen (specifieke parameters) behorende tot dezelfde klasse.

vb. : MAK, PAK, PCB's, THM



SPECIFIEKE PARAMETERS

Figuur 2.21 : Onderverdeling van micropolluenten

(bron : QUAGHEBEUR, 1990)

* PCB's

1. Parameter

Polychloorbifenyl (PCB) bestaat uit een bifenyl die op één of meerdere plaatsen is gesubstitueerd met chloor. Men heeft 209 combinatiemogelijkheden. Analytisch beperkt men zich tot een representatieve set van bvb. 8 'congeners', met verschillende substitutiegraad.

2. Belang

PCB's zijn toxisch en 'kankerbevorderend'. De toxiciteit omvat o.a. effecten op de lever (verstoring), het immunologisch systeem (verhoogde infectiekans), de zenuwen, de huid (chlooracné,...). Maar voor estuariene en mariene organismen zijn het vooral de dieren in de hogere trofische niveau's (vogels, zoogdieren) die in de huidige toestand het meest risico lopen op een gestoorde voortplanting. Het vetweefsel (waarin de PCB's opstapelen) wordt aangesproken voor voeding van nakomelingen (eieren, embryo's, juvenielen), die aldus op korte termijn een zeer hoge dosis kunnen krijgen.

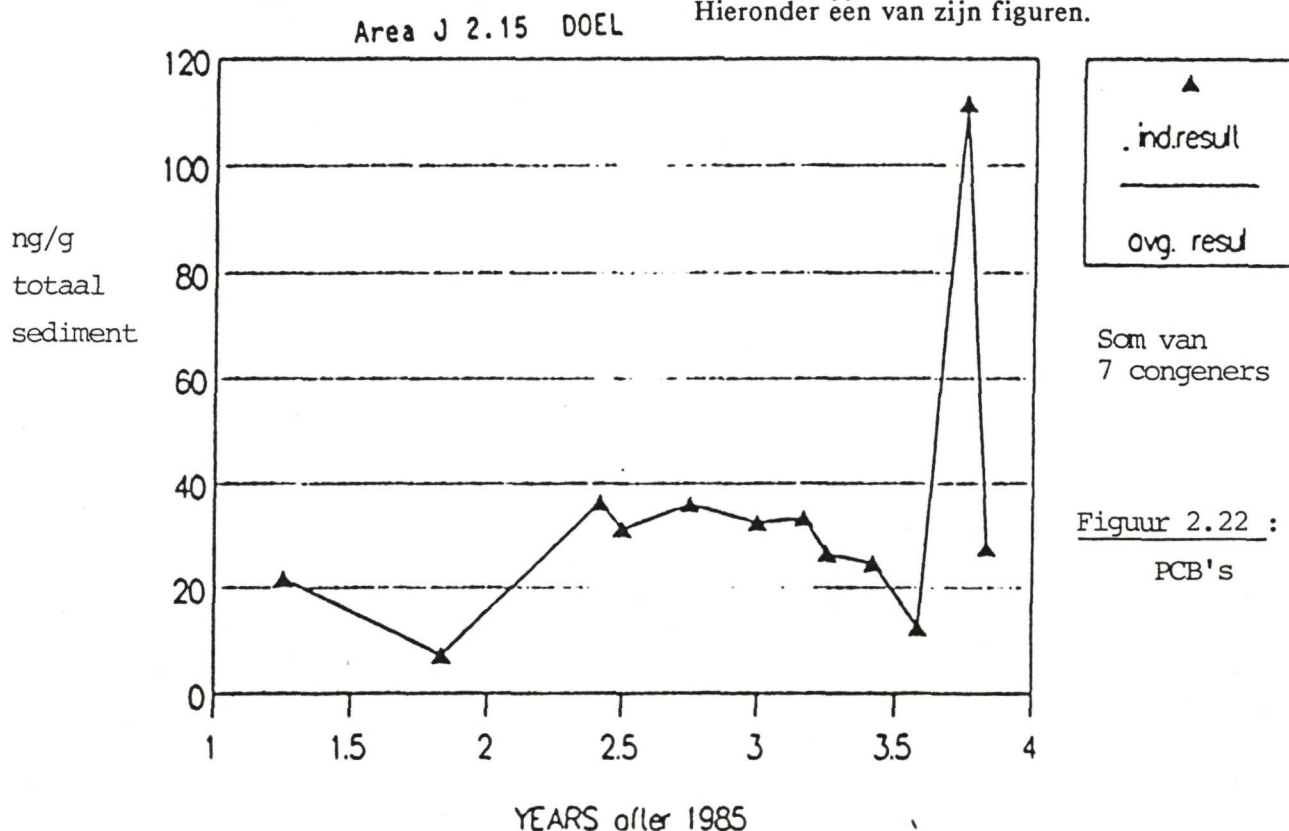
Er zijn sterke vermoedens dat PCB's meeverantwoordelijk zijn voor de gezondheidstoestand van zeehondenpopulaties, bvb. in de Waddenzee (MINISTRY OF TRANSPORT AND PUBLIC WORKS, 1990).

3. Bronnen

PCB's zijn moeilijk ontvlambaar en ze hebben belangrijke eigenschappen wat betreft warmtewisseling, stabiliteit en dielectrische eigenschappen. Deze zorgden ervoor dat ze op grote schaal gebruikt werden in condensatoren en transformatoren. Verder werden ze nog toegepast als additief in snij- en smeeroliën, in pesticiden, in lijmen, in inkt en verven.... Herkenbare hoeveelheden PCB's moeten als giftig afval worden verwijderd; er zijn dus in principe maar weinig opzettelijke puntbronnen van PCB-lozingen. PCB's komen in het milieu door lekkende apparaten, bij ongevallen, door malafide lozingen, ...

4. Evolutie

Een poging tot analyse van PCB-gegevens voor Scheldesedimenten werd, met matig succes, ondernomen door SMEDES, 1990. Hieronder één van zijn figuren.



* PAK's

1. Parameter

De polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's) zijn opgebouwd uit meerdere gekumuleerde aromatische kernen. Net zoals bij de PCB's wordt meestal een selectie ('zes van Borneff', '16 van EPA') bepaald, d.m.v. dunnelaag-chromatografie.

2. Belang

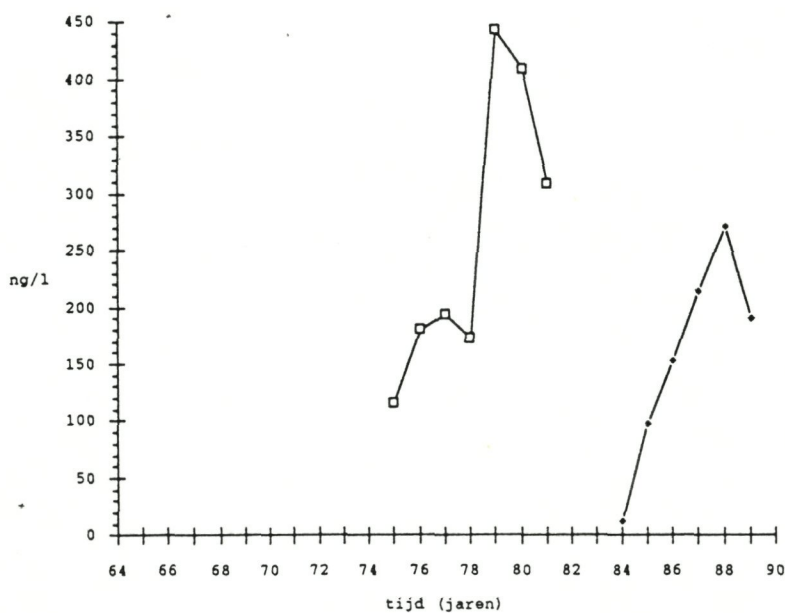
Een aantal PAK's zijn kankerverwekkend. Het best bekende voorbeeld is B(a)P, benz-a-pyreen.

3. Bronnen

PAK's worden gevormd bij verhitting of onvolledige verbranding van organische stoffen. Bronnen zijn olieraffinade-rijen, cokesfabrieken (en cokesteer-destillatie), plasticproductie, verffabrikatie,... Ook planten en microorganismen zijn bronnen van bepaalde PAK's.

4. Gegevens

Ook van de PAK's is een grondige trendanalyse aartsmoeilijk. De gerapporteerde totale gehalten aan PAK's (zes van Borneff) hieronder tonen aan dat van enige systematiek in de gegevens weinig sprake is. Zie voor meer gegevens over sediment ook hoofdstuk 4.3.2..



Figuur 2.23 : PAK's

□ RWS (Van Der Kooij 1982)
♦ IHE (jaarboeken)

2.3.5. RADIOAKTIEVE VERVUILING

1. Parameter(s)

De belangrijkste radio-isotopen die bijdragen tot de radio-actieve belasting van het Scheldeestuarium zijn :

alfa-stralers : ^{226}Ra
U

beta-stralers : ^3H
 ^{40}K
 ^{90}Sr

gamma-stralers : ^{58}Co
 ^{60}Co
 ^{137}Cs
 ^{54}Mn

Eenheden : 1 TBq = 10^{12}Bq = 27,027 Ci = 1.000 GBq (1 Bq is één desintegratie per seconde)

De natuurlijke (^{40}K) en geloosde radio-isotopen dragen bij tot de totale stralingsbelasting van levende wezens, inclusief de mens.

2. Bronnen

In het Scheldeestuarium zijn de belangrijkste niet-natuurlijke bronnen van radio-activiteit de fosfaatnijverheid (U en Ra) en de nucleaire sektor (sites van Mol-Dessel en Doel).

Enkele emissiegegevens (referentiejaar = 1985) :

fosfaatnijverheid te Antwerpen

lozing van lichtradio-actief (Ra) gyps in de Zeeschelde van de orde van 3.9 Ci/jr (= 0,144 TBq) (BMM, 1985)

site van Mol-Dessel

lozingsvergunning van 54 Ci/jr (= 1,998 TBq) als gewogen som van isotopen; effectieve lozing van 0,222 TBq/1985 (Paris Commission, 1987)

kerncentrales van Doel

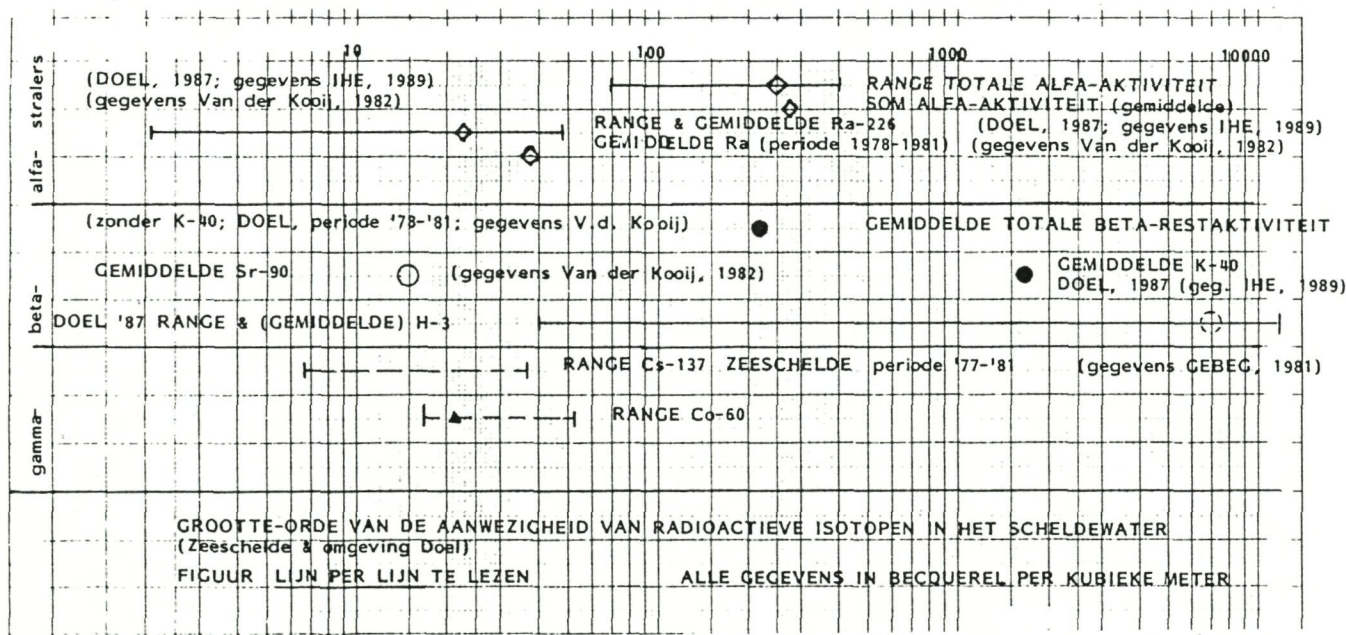
lozingsvergunning van 2800 Ci/jr (= 103,6 TBq) voor ^3H (tritium); effectieve lozing van 47 TBq/1985

lozingsvergunning voor overige isotopen van 40 Ci/jr (= 1,48 TBq); effectieve lozing van 0,014 TBq/1985 van (in dalende orde) :

10,0 GBq ^{58}Co ; 2,5 GBq ^{60}Co ; 0,22 GBq $^{123\text{m}}\text{Te}$;
0,19 GBq ^{51}Cr ; 0,17 GBq ^{137}Cs ;
< 0,1 GBq ^{65}Zn , ^{95}Nb , ^{131}I , ^{95}Zr ;
(Paris Commission, 1987)

3. Waargenomen concentraties

De totale beta-activiteit wordt vooral door ^{40}K veroorzaakt, dat in zeewater aanwezig is. VIBNA (1990) wijst erop dat de curve van het jaargemiddelde ervan sterk samenhangt met de curve van het gemiddelde chloridegehalte. Men kan goed zien dat het gemiddeld bovendeel de gemiddelde beta-activiteit aan de B-Nl grens bepaalt. Onderstaande figuur schetst de grootte-orde van de gemeten radioactiviteit in het water van de Zeeschelde en Westerschelde. Sommige isotopen (tritium (!), of cobalt) komen preferentieel in het water voor, terwijl andere veeleer geassocieerd zijn met vaste fasen. De gemiddelde totale alpha-activiteit schijnt sinds het midden van de jaren '70 gestabiliseerd rond 8 pCi/l (VIBNA, 1990).



2.3.6. Invloed van de vervuiling op de ecologische toestand.

In algemene lijnen en op basis van wat hiervoor beschreven wordt, kunnen volgende uitspraken gedaan worden over de vervuilingstoestand van het Scheldeëstuarium :

- de vracht en het gehalte aan zuurstofverbruikende stoffen (BOD) neemt geleidelijk af sinds '71;
- het verwachte herstel van de zuurstofhuishouding is, vooral de laatste vijf jaar, niet evenredig met de tendens van de BOD-situatie, en blijft een cruciaal element voor het herstel van de waterkwaliteit;
- de aanwezigheid van gereduceerde stikstofverbindingen (ammonium) is gedaald, samen met de BOD;
- de aanwezigheid en vracht van geoxideerde stikstofverbindingen (nitraat) is eerder stabiel tot stijgend;
- fosforgehaltes zijn stilaan (sinds '85) aan het dalen, maar blijven relatief hoog voor een estuarien systeem;
- bij de zware metalen zijn over de decennia markante verbeteringen vast te stellen voor de prioritaire zwarte lijststoffen Cd, Hg en Pb. Voor andere zware metalen - die hier niet besproken werden - is de situatie niet erg duidelijk. De aanwezigheid van metalen in de vaste fase (suspensie/sediment) betekent dat zelfs lang na het wegnemen van de vervuiliingsbron, deze metalen nog in het systeem aanwezig kunnen blijven; er wordt gevreesd voor een aanzienlijke nalevering bij verdergaand zuurstofherstel;
- als er voor de persistente organische micropolluenten al meetgegevens in het estuarium voorhanden zijn, is het toch nog moeilijk om er de rol en het belang (biologische effecten) van in te schatten; bovendien ontbreekt een duidelijk kwantitatief inzicht van de herkomst van deze polluenten.

Uit het bovenstaande blijkt dat de evaluatie van verontreiniging in het Scheldeëstuarium zich hoofdzakelijk beperkt tot de monitoring van een aantal abiotische factoren. Vertaling naar biologische effecten is minimaal.

In principe is een milieu-effectenanalyse maar optimaal als de effecten van een verstoring tegen vooraf verworven 'base line'-gegevens kunnen worden afgewogen. Essentiële voorwaarden zijn dat :

1. de verstoring nog niet heeft plaatsgevonden, zodat 'base line'-gegevens vooraf kunnen worden verzameld als een controle op de effect-gegevens;
2. de aard, het moment en de plaats van de verstoring gekend zijn, zodat een geschikte bemonsteringsstrategie kan worden ontwikkeld die het testen van hypothesen toelaat;
3. voor alle stalen alle relevante biologische en milieu-parameters kunnen worden gemeten;
4. er een controlezone kan worden voorzien.

In het Scheldeëstuarium is de verontreiniging een vaststaand feit, een chronisch gegeven sinds de industrialisatie. Vooreerst ontbreekt elke geïntegreerde 'base line'-studie. Deze omvat normaal kwalitatieve en kwantitatieve gegevens over de structurele en functionele kenmerken van het 'natuurlijk' ecosysteem. Ondanks de verhoogde wetenschappelijke interessen zijn de structurele en functionele kenmerken van estuaria slechts in hun algemeenheid gekend. Een algemeen beeld dat resulteert uit de synthese van fragmentaire informatie verzameld in estuaria verspreid over de gehele wereld en lokaal ingeschat via analogieën. Dit geldt zowel voor de fysische, chemisch-geologische als biologische processen. Hoewel fysische processen het best zijn gekend, ontbreekt lokaal ook in de Westerschelde nog heel wat kennis over de estuariene circulatie, diffusieprocessen, lichtabsorptie, sedimentatie en zoutdistributie. Chemisch-geologisch is het lot van een aantal belangrijke natuurlijke terrigene componenten gekend, maar wat er met zeldzamere

componenten gebeurt, is totaal onbekend. De schijnbaar uitgebreide literatuur over chemische processen in estuaria is evenmin voldoende om het lot van antropogene elementen te begrijpen en te beoordelen. Dit betreft ondermeer industriële lozingen van complexe chemische mengsels, het vrijmaken van pollutanten uit de bodem door baggerwerken enz. . Het gebrek aan biologische kennis is al even evident, om dan nog te zwijgen over energie- en materiaalstromen. Dit is des te meer verbazingwekkend, gezien estuaria eeuwenlang een belangrijke rol in de voedselvoorziening hebben gespeeld. In het verleden is de meeste aandacht naar economisch belangrijke maar ecologisch relatief onbelangrijke organismen uitgegaan. De meeste andere organismen ontsnapten aan doorgedreven onderzoek. Zelfs voor de best bestudeerde soorten zoals de oester ontbreekt nog heel wat fundamentele kennis over voeding, genetica, reproductie en algemene fysiologie.

Er is dus in de meeste estuaria een dringende nood aan meer relevante informatie over de structuur en het functioneren van estuariene ecosystemen. Hierbij zou de aandacht in eerste instantie moeten uitgaan naar belangrijke compartimenten zoals de fotoautotrofen, i.e. plankton en benthos, de consumenten, meer bepaald het zoöplankton en zoöbenthos, de rol van de opgeloste en particuliere stof en de koppeling tussen de kringloop van koolstof en andere elementen.

Naast het ontbreken van een natuurlijke 'base line' kan ook niet aan voorwaarden 1, 2 en 4 van een optimale effectenanalyse worden voldaan. Dit betekent dat effectenanalyse in de Westerschelde herleid wordt tot de studie van ruimtelijke patronen, i.e. monitoring, en/of ecotoxicologische testen. Beide strategieën vertrekken van de premisse dat organismen op verschillende niveau's van hun biologische organisatie (individu, populatie, of gemeenschap) als indicatoren van verontreiniging kunnen dienen.

Monitoring situeert zich op het gemeenschapsniveau, en is gebaseerd op kwantitatieve gegevens (densiteit en/of biomassa van soorten) en/of kwalitatieve gegevens (aan- of afwezigheid van soorten). Aandacht gaat uit naar gemeenschapsstructuren die de gezamenlijke respons van verschillende soorten in rekening brengt. Deze analysestrategie omvat de volgende fasen :

1. een beschrijving en kwantificering van de gemeenschapspatronen, hetgeen meestal een reductie van de biologische gegevens inhoudt tot een beperkt aantal variabelen, die dan de belangrijkste informatie dragen;
2. op één of andere wijze relaties leggen tussen deze biologische variabelen en relevante milieuvariabelen.

Voor de eerste fase zijn cluster- en ordinatietechnieken bijzonder geschikt, aangevuld met verschillende multivariate en/of univariate statistische testen voor de tweede fase. Reductie van de biologische data d.m.v. diversiteits- of andere biotische indices is erg controversieel. Onderliggende premissen van 'base line'- en monitoringsprogramma's zijn ondermeer dat het mogelijk is :

1. een 'normaal' ecosysteem te definiëren d.m.v. 'base line' monitoring;
2. de natuurlijke variatie binnen het ecosysteem door herhaalde monitoring te bepalen;
3. door analyse van de gegevens 'natuurlijke' van 'onnatuurlijke' veranderingen te onderscheiden.

Sommige wetenschappers stellen evenwel dat monitoring niet met milieueffecten kan worden gerelateerd, omwille van de inherente variabiliteit van mariene en estuariene ecosystemen. Vooral deze laatste scheppen specifieke problemen door een konstant veranderend milieu en het klein aantal soorten.

Als werkinstrument vereist monitoring bij voorkeur een multidisciplinaire aanpak; deze benadering is arbeidsintensief en duur en kent inherente bemonsterings- en analyseproblemen. Ondanks de kritiek en het besef dat men nog ver is van een perfecte monitoring en analysecapaciteit, wordt deze strategie bijzonder waardevol geacht in de evaluatie van milieueffecten.

Toxiciteitstesten en 'bioassays' situeren zich op het individuele niveau. Hierbij worden indicator-

soorten in labo-experimenten gebruikt om het effect van een verontreiniging te meten. In een typische toxiciteitstest wordt één soort onderworpen aan een seriële verdunning van het toxicans, meestal gedurende 96 h. Het aantal levende en dode organismen wordt genoteerd en het percentage overlevenden wordt grafisch uitgezet tegen de concentratie. De concentratie waarbij 50 % respectievelijk overleeft en sterft wordt als de 50 %-lethale dosis (LD_{50}) gedefinieerd.

De bruikbaarheid van de toxiciteitstest als werkinstrument voor milieueffectenanalyse is eveneens onderhevig aan kritiek. Verschillende problemen maken de interpretatie en vergelijking van de resultaten immers moeilijk. Hiertoe behoren het groot aantal variabelen, het type test, de selectie van de soorten, het begrip 'accepteerbare limiet' enz. .

De algemene accepteerbaarheid van de toxiciteitstest zal afhangen van een aantal voorwaarden :

1. verschillende vergelijkende statische, semistatische en doorstroom-experimenten zullen op significante verschillen moeten worden getoetst; hierbij moeten verschillende toxicantia en soorten worden uitgetest;
2. op basis van deze vergelijkende experimenten moet een gedetailleerd protocol worden uitgewerkt om zo de experimentele variabiliteit maximaal te reduceren;
3. uniformiteit op genetisch niveau en leeftijd moet maximaal worden verzekerd door interne cultivatie;
4. vertegenwoordigers van verschillende phyla en relevante compartimenten in het ecosysteem moet worden geselecteerd. Er bestaat geen universele soort of groep van soorten. In een estuarien systeem zijn minstens 5 soorten aangewezen : 2 crustaceeën, waaronder één garnaal en één amphipode; een polychaet als vertegenwoordiger van het endobenthos, een filtreerder-mollusk, omwille van zijn bioaccumulerend vermogen en economisch belang, en tenslotte een vissoort omwille van het economisch en recreatief belang;
5. soorten moeten op basis van hun zoögeografisch voorkomen worden geselecteerd, rekening houdend met criteria zoals :
 - * beschikbaarheid van de soort
 - * cultiveerbaarheid in labo-omstandigheden
 - * geschikte afmetingen
 - * beschikbaarheid van de biologische gegevens
 - * ecologische betekenis
 - * economisch belang.

Tevens zijn biologische factoren zoals gevoeligheid, voedingstype en reproductietype van belang;

6. vergelijkende testen zijn nodig, waarbij andere parameters dan overleving worden gehanteerd, bvb. groei, reproductie, enz.
7. een veelvoud aan soorten en toxicantia moet worden getest om tot een betekenisvolle definitie van 'accepteerbare limiet' te komen.

Noch monitoring, noch ecotoxicologische testen behoren op dit ogenblik tot de wettelijk vereiste instrumenten in het beheer van de waterkwaliteit van het Scheldeëstuarium. Evaluatie van de verontreiniging beperkt zich tot het beschrijvend meten van de reeds vermelde parameters en een minimale toepassing van monitoring en ecotoxicologie. Een gefundeerde evaluatie is op dit moment voor het Scheldeëstuarium onmogelijk. De meest uitgesproken effecten, i.e. totale afsterving, drastische reductie van de soorten en visziekten komen bij deze beperkte inspanningen uiteraard aan het licht. Maar een doelmatig, doeltreffend en continu estuarien management vereist een veel evenwichtigere uitbouw van het instrumentarium, zodat de huidige verontreinigings-toestand in een geïntegreerde 'base line' kan worden vastgelegd en een relevante ecologische opvolging van beheersmaatregelen kan gebeuren.

Het Nederlandse Beleidsplan Westerschelde is in deze zin een eerste invulling van deze behoefte en dient dan ook ten volle te worden ondersteund. In het door Nederland aan België voorgelegde ontwerp-Verdrag over het beheer van de Schelde (zie verder, 1.5.1.) worden verreichende maar zeer vage ecologische doelstellingen geformuleerd. De vertaling ervan naar operationele doelstellingen zal een volgehouden inspanning vergen.

3. DE INDUSTRIE AAN DE SCHELDE

De meeste grote delta's in de wereld ontwikkelden zich al zeer vroeg in de geschiedenis tot centra van ontwikkeling van menselijke activiteiten. Waterwegen waren immers lange tijd de meest toegankelijke aanvoerlijnen, zodat aan de monding van grote rivieren handelscentra ontstonden. Die groeiden mettertijd ook uit tot industriële centra. Voor de Schelde was deze ontwikkeling niet anders.

Het zwaartepunt van menselijke ontwikkeling langs de Schelde kwam al zeer vroeg op Antwerpen te liggen, 68 km landinwaarts van de monding van de Westerschelde, met een eerste Frankische woonkern in de 7de eeuw na Christus. Na de verwoesting door de Noormannen bloeide de stad terug op om reeds in de 14de eeuw toonaangevend te zijn voor heel Europa. Zelfs de zeer zwarte bladzijde in de Antwerpse geschiedenis met de tachtigjarige oorlog en het sluiten van de monding van de Schelde tot 1792 om internationale politieke twisten overleefde Antwerpen gemakkelijk door zijn intensieve betrekkingen met het hinterland.

De uitgestrektheid van de rivier tot de open zee heeft voor een delta-gebied zoals het Scheldeëstuarium het voordeel dat zich daarin rijke natuurgebieden kunnen ontwikkelen. Daar zijn nog sporen van terug te vinden als het slikke- en schorregebied het 'Verdronken Land van Saeftinghe' en kleinere gebieden (zie figuur in hoofdstuk 1) (VAN SCHAİK e.a., 1988). Wel is de ontwikkeling van Antwerpen als industrieel centrum vooral na WO II ten koste gegaan van natuurgebieden en goede poldergronden. Voor de Schelde is dit een slechte ruil, want de densiteit aan watervervuiling vanuit de industrie ligt enorm veel hoger dan vanuit landbouwgronden en ipso facto vanuit natuurgebieden.

Essentieel voor een handels- en industrieel centrum aan de stroom is de toegankelijkheid van de waterweg (zie hoofdstuk 2.2. en 4.1.). Op dat punt is de Schelde een moeilijke rivier met uitgestrekte ondieptes. Door de komst van grotere schepen met een grotere diepgang werd en wordt baggeren noodzakelijk om de vaargeul open te houden. De economische leefbaarheid van de Antwerpse regio hangt steeds nauwer samen met het baggeren, een urgent probleem dat daarom apart in een volgend hoofdstuk wordt besproken.

3.1. Het economisch belang van de Schelde

Het is moeilijk het economisch belang van de Schelde te meten van de bron tot aan de monding. Dit werk beperkt zich tot het Scheldeëstuarium vanaf Antwerpen. Maar zelfs in deze beperking kan een meting slechts een ruwe indicatie opleveren van welke economische belangen allemaal met het bestaan van de Schelde samenhangen. Antwerpen is uiteraard toonaangevend en het belang daarvan overtreft dat van Gent, Terneuzen en Vlissingen samen. Maar deze drie havensteden zijn eveneens sterk van de Schelde afhankelijk, zij het voor Gent vooral via het kanaal Gent-Terneuzen. Daarom ook een korte beschrijving van deze drie havens stroomafwaarts van Antwerpen.

Bij de inventarisatie van het economisch belang van de Schelde gaat het vooral om die infrastructuur, diensten of baten die rechtstreeks van de stroom afhankelijk zijn. Wel wordt bij de situatieschets van de Antwerpse haven ook het Belgische belang gemeten en ook het Europees belang, omdat Antwerpen is uitgegroeid tot een nevralgiek centrum voor de West-Europese industrie, vooral wat de aanvoer van grondstoffen betreft.

Vermits de economie per definitie een zeer grote onderlinge interdependentie vertoont, is de onrechtstreeks invloed van de Schelde op de economie van een streek, land of zelfs kontinent telkens een veelvoud van dat rechtstreeks belang. Dat onrechtstreeks belang bevat de hele toeleveringsindustrie tot de directe haveninfrastructuur en havengebonden bedrijven. Zij ontfangen hun bestaansrecht aan de directe havenvestigingen, maar zijn er meestal niet uitsluitend van afhankelijk.

Daarnaast ontwikkelde zich een distributienet ten behoeve van de werknemers uit de omgeving, voor de bedrijven zelf, om nog niet te spreken van de bouwsector en de onderhoudssector. Kortom op een faktor als het bestaan van een ideale transportweg als de Schelde ontstond een zo dicht geweven net van economische belangen, dat velen die oorspronkelijke faktor soms vergeten, namelijk de afhankelijkheid van de Schelde.

3.1.1. De Antwerpse haven

Het Antwerpse havengebied vormt ongetwijfeld het grootste rechtstreeks economisch belang dat de Schelde ooit heeft voortgebracht. Stond die haven aanvankelijk vooral ten dienste van de handel, dan is vooral na WO II de industriële functie sterk toegenomen. Nu behoort het havengebied tot de vijf grootste industriële regio's van de hele wereld. Wat enkel scheikunde betreft heeft Antwerpen zich opgewerkt tot de tweede grootste regio na Houston in de VS.

* Schets van de haven

Antwerpen is de tweede grootste Europese haven na Rotterdam. Het criterium voor die rangorde is de hoeveelheid vracht per jaar. In 1990 werden in Antwerpen 102.009.000 ton goederen geladen en gelost. De omvang van die handel gaat nog altijd in stijgende lijn. De trafiek steeg ten aanzien van 1989 met 7 % (zie het uittreksel uit het jaarverslag 1989 van het Antwerpse havenbedrijf op de volgende twee blz.). In een korte schets wordt getracht enkel de grote belangen van die haven weer te geven, namelijk de basisinfrastructuur, de handel en de opslagruimte en enkele globale cijfers over de aanwezige industrie.

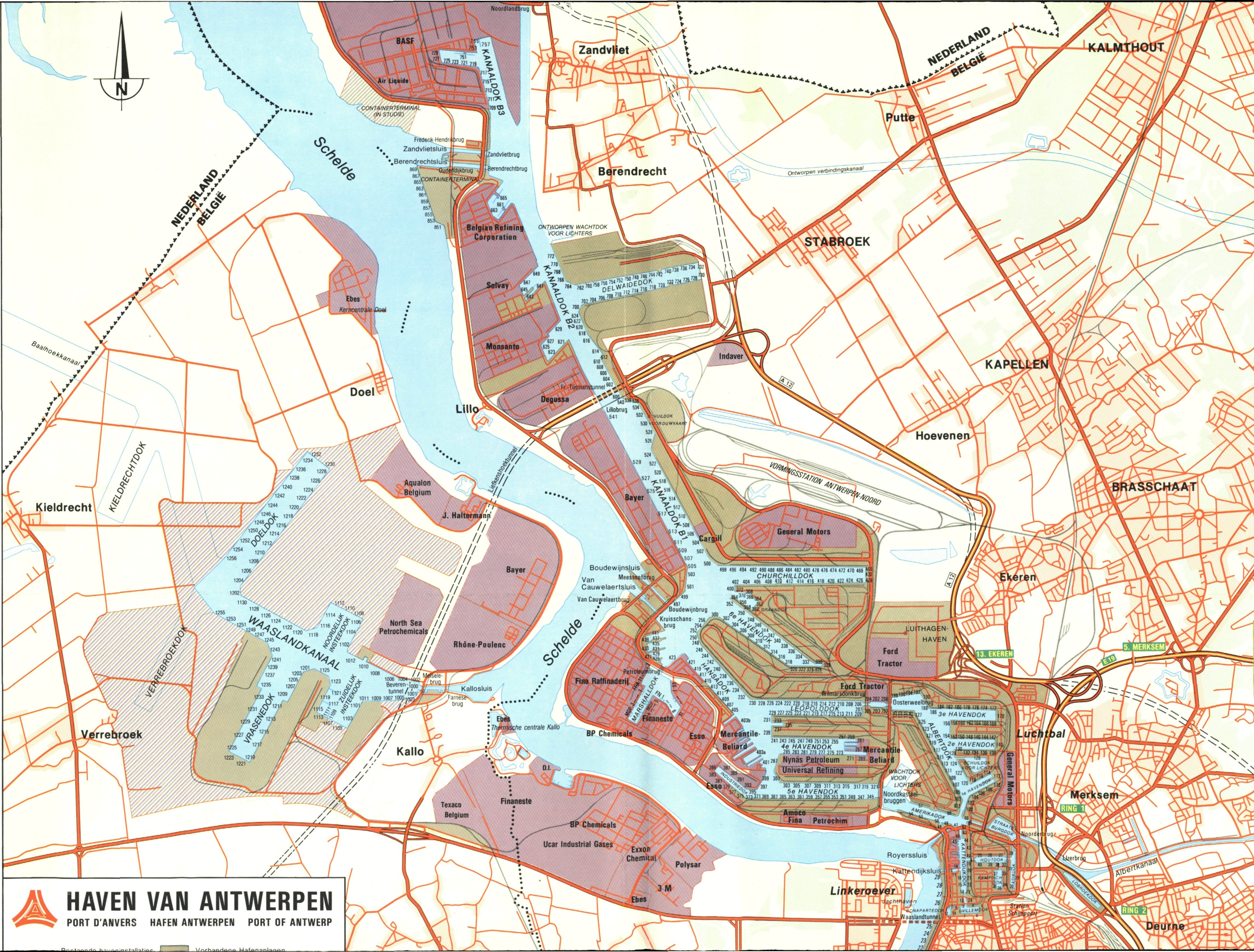
* Basisinfrastructuur (kaart)

Naast de loutere goederentrafiek zijn nog heel wat cijfers zinvol om de omvang van het Antwerpse havengebied te omschrijven. Vooreerst bestrijkt de haven momenteel een oppervlakte van 14.055 hectare, waarvan 7.657 hectare op de rechteroever en 6.400 op de linkeroever. Van dat totaal neemt de wateroppervlakte aan dokken liefst 2.105 hectare in beslag of haast een zevende van het gehele gebied. Rondom de dokken en langsheen de Schelde beschikken de zee- en binnenschepen over een totale nuttige lengte van 124 kilometer aanlegsteiger. De helft daarvan is geschikt voor schepen met grote diepgang.

Voor het transport van goederen landinwaarts liggen in de haven zelf nog 340km autowegennet en 945 km spoorwegennet. Vrijwel alle opslagplaatsen langsheen de dokken zijn voorzien van een spooraansluiting. Sluizen geven vanaf de Schelde toegang tot de dokken; Antwerpen telt met de Berendrechtsluis sinds 16 april 1989 de grootste sluis ter wereld. Maar een volledige beschrijving van de dokken en sluizen zou te ver leiden.

De ontwikkeling van die basisinfrastructuur heeft evenwel nog geen eindpunt bereikt, vooral op linkeroever liggen nog heel wat plannen in de stedelijke ijskast. Daar zijn nog twee bijkomende dokken gepland, plus een aansluiting van dit gehele waterkompleks op de Linkeroever met de Westerschelde hogerop via een nog te graven kanaal, het Baalhoekkanaal.

Met die toekomstplannen vanwege de havendirectie sluit de infrastructuur weer aan met het uitgangspunt van dit eindwerk, namelijk de kwaliteit van het Scheldewater. Nederland koppelt het graven van het kanaal, dat bij realisering grotendeels op Nederlands grondgebied zal lopen, immers aan de kwaliteit van het Scheldewater.



HAVEN VAN ANTWERPEN
PORT D'ANVERS HAFEN ANTWERPEN PORT OF ANTWERP

Bestaande haveninstallaties Verhandene Havenaanplannen

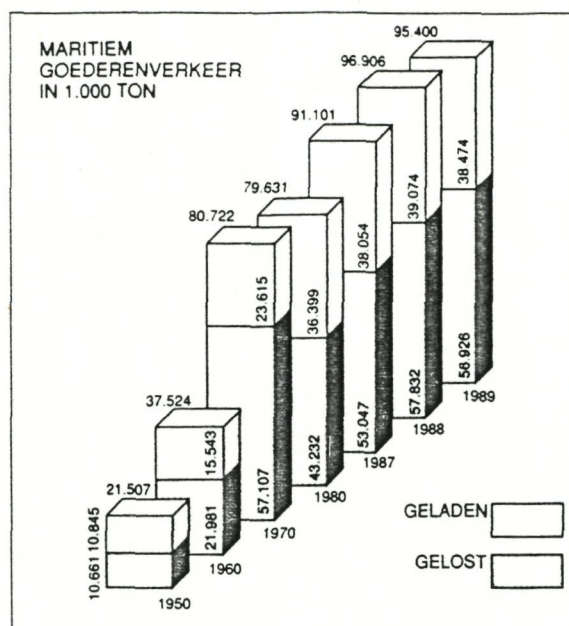
GOEDEREN

Voor het goederenverkeer met zeeschepen werd 1989 het op één na beste jaar. Antwerpen bleef met 95.400.469 ton net beneden het recordcijfer dat in 1988 genoteerd werd.

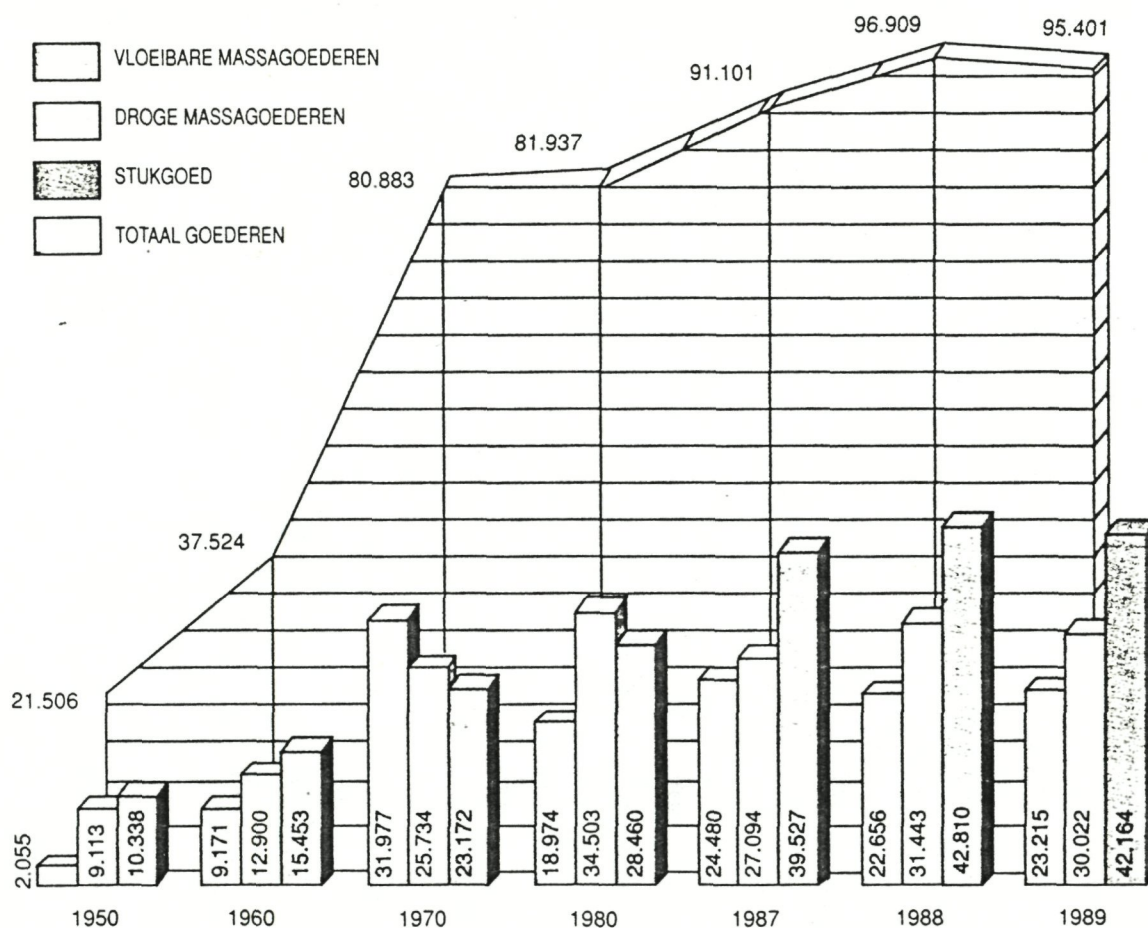
De verschillen met de voorgaande jaren zijn klein. Het stukgoed haalde 1,5% minder, het droge massagoed bleef 4,5% onder het record en het vloeibare massagoed steeg met 2,5%. Zowel ladingen als lossingen bleven slechts 1,5% onder het eindcijfer van '88.

De stagnatie in het stukgoed was te wijten aan de hoge vraag naar staal op de Europese markt, waardoor minder staal werd uitgevoerd naar andere continenten. Door de hoge Europese vraag werd er wel meer staal ingevoerd (+5,8%), maar dat kon de vermindering in de uitvoer niet compenseren.

Bijna alle andere stukgoederen gingen er aanzienlijk op vooruit: non-ferro metalen +13%, meststoffen +27,3%, hout +12,3%, cellulose en papier +25,7%, fruit +5%, glas +10,8, bloem en suiker +5,4%, rollend materieel +14,9%, cement +204,3%. Dalingen waren er in opgezakt graan en veevoeders (-36%) en in diverse stukgoederen (-3,7%).



TOTAAL LOSSINGEN EN LADINGEN IN 1.000 TON



(bron : Jaarverslag Haven van Antwerpen, 1989)

	VLOEIBAAR MASSAGOED			DROGE MASSAGOEDEREN					STUKGOED	
	Ruwe aardolie	Andere	Totaal	Ertsen	Kolen	Granen	Andere	Totaal	Totaal	uw container
LOSSINGEN										
1950	1.770	-	1.770	2.507	215	2.266	598	5.586	3.305	-
1960	6.670	1.416	8.086	5.258	628	2.047	1.088	9.021	4.874	-
1970	24.469	2.339	26.808	14.237	2.457	1.768	2.860	21.322	8.977	1.237
1980	3.910	7.519	11.429	11.060	5.818	4.233	4.864	25.975	9.146	2.803
1987	7.744	9.177	16.921	11.269	4.615	1.803	4.510	22.197	11.995	4.414
1988	5.668	10.348	16.016	13.459	5.722	1.643	4.744	25.618	13.929	5.335
1989	5.388	10.308	15.696	11.935	7.024	1.099	4.483	24.541	16.199	6.122
LADINGEN										
1950	-	285	285	26	2.002	38	1.461	3.527	7.033	-
1960	-	1.085	1.085	27	735	156	2.961	3.879	10.579	-
1970	3	5.166	5.169	61	108	423	3.820	4.412	14.195	979
1980	-	7.545	7.545	108	1.023	3.624	3.773	8.528	19.314	3.323
1987	-	7.559	7.559	297	353	777	3.470	4.897	25.598	8.131
1988	-	6.640	6.640	508	405	1.108	3.804	5.825	26.611	8.512
1989	-	7.519	7.519	685	323	924	3.549	5.481	25.474	8.632

Bron: NIS en (vanaf 1980) HKD/KA in 1000 ton

VOORNAAMSTE GOEDEREN			
	AANVOER	AFVOER	TOTAAL
VLOEIBAAR MASSAGOED			
Ruwe petroleum	5.387.699	-	5.387.699
Petroleumderivaten	9.063.175	7.120.011	16.183.186
Andere	1.245.208	398.677	1.643.885
TOTAAL VLOEIBAAR MASSAGOED	15.696.082	7.518.688	23.214.770
DROOG MASSAGOED			
Ertsverkeer	11.934.904	685.054	12.619.958
Kolenverkeer	7.023.804	322.975	7.346.779
Graanverkeer	1.098.580	924.339	2.022.919
Meststoffenverkeer	2.663.086	2.262.442	4.925.528
Veevoerders	7.381	93.302	100.683
Zandverkeer	48.318	867.251	915.569
Divers massagoedverkeer	1.765.459	325.201	2.090.660
TOTAAL DROOG MASSAGOED	24.541.532	5.480.564	30.022.096
STUKGOED			
IJzer en staal	2.950.343	6.742.727	9.693.070
Non-ferro metalen	324.297	266.720	591.017
Meststoffen	22.107	1.161.910	1.184.017
Hout	819.275	-	819.275
houtcellulose + Papier	2.385.634	-	2.385.634
Fruit	1.188.203	-	1.188.203
Wol, katoen, Jute	63.184	-	63.184
Glas en glaswerk	-	9.476	9.476
Graangewassen	74.700	311.925	386.625
Rollend materieel	296.658	365.662	662.320
Bloem en suiker	-	2.070.062	2.070.062
Cement	50.264	236.929	287.193
Veevoerders	-	141.544	141.544
Niet nader gespecificeerd	8.514.283	14.167.700	22.681.983
TOTAAL STUKGOED	16.688.948	25.474.655	42.163.603

BRON: HKD

(bron : Jaarverslag Haven van Antwerpen, 1989)

* Opslagruimte, handel

De totale op- en overslagruimte in de haven neemt 1.200 ha. in beslag, of 12 miljoen vierkante meter. Daarvan is 3 miljoen vierkante meter overdekt, dit is meer dan in om het even welke andere Europese haven en liefst het dubbele van Rotterdam. De tankopslag alleen al bedraagt 13,9 miljoen kubieke meter. Al die opslagruimte is vooral nodig om de handelsfunctie van de Antwerpse haven waar te maken. Immers, ondanks de sterke industriële groei blijft Antwerpen op de eerste plaats een handelshaven. Gegevens over deze verdeling zijn niet eenvoudig te vinden. Naast de pure handel ontwikkelde zich ook een dicht net van diensten inzake expeditie, verzekering, kwaliteitscontrole, uiteraard vervoer en goederenbehandeling en -opslag in het algemeen.

* Industrie

Vooral na WO II is de industriële functie van de haven sterk toegenomen. In 1940 kende Antwerpen een industriële zone van amper 80 hectare en momenteel bedraagt die zone al 3.670 ha., terwijl op de Linkeroever nog steeds nieuwe bedrijfsterreinen worden bijgepland. In de havenzone boven Antwerpen, strikt genomen, zijn momenteel al 43 bedrijven gevestigd. Die werken samen binnen de Vereniging voor Industriële Bedrijven Noord-Antwerpen (VIBNA), een groepering die vooral actief is op gebied van veiligheid en onderlinge coördinatie van noodplannen en hulpdiensten, maar de laatste jaren steeds meer aandacht krijgt voor het leefmilieu.

Binnen de VIBNA en ook binnen de gehele Antwerpse industrie neemt de chemische sektor ruim de grootste plaats in. In totaal werken bij de 43 VIBNA-bedrijven 30.000 werknemers, waarvan 5.800 op de linkeroever. In het gehele havengebied, de diensten en handel inbegrepen, zouden in totaal ongeveer 75.000 mensen werken. De totale omzet van de VIBNA-bedrijven berekenen is niet zo evident, omdat een aantal zeer grote fabrieken geen afzonderlijke omzetcijfers vrijgeven. Bij een ruwe schatting, mede op basis van het geïnvesteerde vermogen, werd in 1989 door al die bedrijven samen minstens een omzet van 750 miljard BF gehaald.

Het totale historisch geïnvesteerde vermogen tegen historische investeringscijfers in de hele Antwerpse regio bedroeg immers 440 miljard BF, zo blijkt uit VIBNA-cijfers. Maar de investeringsplannen voor 1991 en 1992 lopen bijzonder hoog op met 120 en 100 miljard frank, voor zover nu reeds bekend is. Dit geeft bij het begin van 1993 - of de start van de Europese eenheidsmarkt - een totaal geïnvesteerd vermogen van 660 miljard frank.

Binnen die industriële structuur zijn twee sectoren toonaangevend, de petroleumsektor met raffinaderijen en aanverwante petrochemische industrie en de scheikundige sektor. De vier nog overblijvende raffinaderijen beslaan samen een bedrijfsoppervlakte van 475 hectare industriegrond en ze hebben een raffinagekapaciteit van iets meer dan 30 miljoen ton ruwe petroleum per jaar. Mede op basis daarvan heeft zich ook de petrochemie sterk ontwikkeld.

Enkele jaren na WO II kwamen de grote Duitse chemiebedrijven zich hier vestigen, wat meteen de start betekende voor de sterke ontwikkeling van de chemische industrie in Antwerpen. Samen met de raffinaderijen en de petrochemie bepaalt de chemische sektor met zijn reaktoren en raffinagekolommen ook visueel de hoofdlijnen van het industriële landschap. Dit hele kompleks vormt sinds kort de grootste concentratie aan chemiebedrijven in brede zin binnen Europa. Op wereldvlak zou de densiteit aan chemiebedrijven enkel in Houston in Texas overtroffen worden. Een andere parameter om de omvang van het industriële kompleks rond Antwerpen aan te tonen is het verbruik aan elektriciteit dat momenteel op 4,5 miljard KWh (4,5 GWh) kan geschat worden. Het elektrisch vermogen daartoe staat eveneens in hetzelfde havengebied, namelijk de thermische centrale te Kallo en de vier kerncentrales in Doel met een gezamenlijk vermogen van 2.660 Megawatt. De plaats van die kerncentrales is eveneens van belang voor de kwaliteit van het Scheldewater, vooral omwille van de thermische belasting van de Schelde door koelwaters.

* Financieel belang van de haven

Het financieel belang van de Antwerpse haven meten voor stad en land is een moeilijke oefening die een nauwe samenwerking vereist tussen gespecialiseerde havendiensten en de Nationale Bank, die in België de nationale rekeningen opstelt. Die oefening is in het verleden al gemaakt en heeft betrekking op het jaar 1985. Een nieuwe oefening met recentere gegevens is in de maak en de resultaten daarvan zouden ten vroegste in het najaar van 1991 vrijkomen.

Voor een haven betekent de toegevoegde waarde slechts een fractie van de totale omzet die gerealiseerd wordt. Vooral bij de behandeling van grondstoffen in bulk is de waarde van laden, lossen, opslag, verzekering, kwaliteitscontrole en verkoopdiensten, slechts een fractie van de waarde van de goederen. Maar de toegevoegde waarde schetst wel het eigen belang en die bedraagt voor de Antwerpse haven voor het jaar 1985 205 miljard frank.

Voor dat bedrag werd in 1985 75 miljard onder de vorm van belastingen aan de schatkist afgestaan. De inkomsten aan vreemde deviezen voor het land kunnen voor dat jaar op 40 miljard frank geschat worden. De tewerkstelling van de zowat 75.000 mensen in de haven brengt indirect heel wat activiteiten en omzet teweeg voor Antwerpen-stad zelf en voor de randgemeenten, waar het gros van de werknemers zich gevestigd hebben.

In het arrondissement Antwerpen, een iets bredere omschrijving dan de haven alleen, maar met veel industrietakken en bedrijven die vooral indirect haveengebonden zijn, werd in 1983 ongeveer één zevende van het Belgische BNP verdiend, zo berekende de Nationale Bank. Wordt die verhouding doorgetrokken naar 1989, toen België een BNP realiseerde van 6,1 biljoen frank, dan bedraagt de bruto toegevoegde waarde die in het arrondissement Antwerpen verdiend werd in 1989 870 miljard frank. Tussen 1983 en 1989 lag de groei van de Antwerpse regio een stuk hoger dan het gemiddelde van het land, zodat de bruto toegevoegde waarde in de Antwerpse regio momenteel de 1.000 miljard frank benadert.

Antwerpen is tenslotte nog toonaangevend voor het innen van enkele speciale belastingvormen als accijnzen en invoerrechten. In 1989 inde de administratie van doeanen en accijnzen enkel in Antwerpen 62,2 miljard frank, een stijging met 6 miljard frank of haast 10 % meer dan in 1988. Nationaal inde de administratie 310,5 miljard frank in 1989, zodat Antwerpen een vijfde van die speciale totale belastingontvangsten vertegenwoordigt.

* Antwerpen als verkeersknooppunt

Antwerpen heeft zijn bloei en Europese uitstraling mee te danken aan zijn zeer centrale ligging. De stad is dan ook één van de belangrijkste verkeersknooppunten in Europa, zowel voor waterwegen, spoorwegen en voor het wegverkeer. Voor luchtvracht beschikt Antwerpen over de luchthaven van Deurne in eigen stad en over Zaventem met een veel ruimere infrastructuur op amper 50 km van het centrale havegebied. Onzichtbaar maar levensnoodzakelijk voor de chemische en petrochemische sektor is het zeer uitgebreide pijpleidingnet dat Antwerpen aandoet of van daaruit vertrekt, tot in het zuiden van Duitsland toe.

In een straal van 350 km rond Antwerpen leven 100 miljoen mensen. Die zijn via het wegverkeer op minder dan een halve dag bereikbaar. Binnen (en niet ver daarbuiten) die beperkte straal liggen uiteraard naast al de belangrijkste Belgische industriezones ook nog Randstad Nederland, het Duitse Ruhrgebied, Elzas-Lotharingen en Luxemburg, Nederlands Limburg en de industriële zone in Noord-Frankrijk en rond Parijs. Veel bedrijven in die zone zijn voor hun aanvoer van grondstoffen van Antwerpen afhankelijk.

Een gedeelte daarvan is voor hun verre export op de Antwerpse haven aangewezen. Binnen Europa is Antwerpen ook de draaischijf voor de graan- en staalhandel en tevens een knooppunt voor de handel op Afrika. Een financiële schatting van dat belang is zelfs bij benadering niet mogelijk. Enkel kan gesteld worden dat Antwerpen een belangrijke peiler is in het West-Europese industriële weefsel.

* Waterwegen

Antwerpen als verkeersknooppunt verdient nog nadere aandacht. Wat de waterwegen betreft, vormt de verbinding met de Maas en zo met Luik via het Albertkanaal een essentiële as binnen de Belgische industrie. De modernisering van dit kanaal slorpte de afgelopen jaren 15 miljard frank aan extra-investeringen op. Op binnenlands vlak nog wordt de verbinding met Brussel en Charleroi verbeterd vooral aan het zeekanaal Brussel-Rupel.

Voor de waterverbinding met het buitenland betekent het Schelde-Rijnkanaal een doorbraak. In dat kanaal worden nu jaarlijks 60.000 scheepsbewegingen geregistreerd. Voor de binnenvaart verschaft dat kanaal een toegang vanuit Antwerpen tot Nederland, maar via de Rijn ook naar de Duitse industriezones. Wordt in 1992 het fameuze Rijn-Main-Donau-kanaal gerealiseerd, dan worden steden als Wenen en Boedapest voor Antwerpen gemakkelijk per binnenschip bereikbaar. Met de verwachte industriële ontwikkeling van Oost-Europa voor ogen, zijn dit belangrijke troeven voor een havenstad.

* Autowegen

Antwerpen is een Europees knooppunt van autosnelwegen. Vanuit het hart van het havengebied heeft men via de Antwerpse ring meestal binnen een kwartier toegang tot alle belangrijke E-wegen. Via de Boudewijnsnelweg is Duitsland bereikbaar en ook Eindhoven en zo oostelijk Nederland. Nederland wordt daarbij ook direkt via de E 17 naar Breda aangedaan. De verbinding tussen twee van de grootste industriële zones in Europa, namelijk Antwerpen en Randstad Nederland zal later via de Zoomweg direkt tot stand komen. Tenslotte is Frankrijk via de E 19 of Parijs-Brussel bereikbaar, terwijl de E 17 via Gent en Kortrijk eveneens een direkte toegang tot Frankrijk en het zuiden van Europa biedt. Die wegeninfrastructuur wordt nog verbeterd niet alleen met de Zoomweg naar Nederland, maar ook met de Liefkenshoektunnel, een projekt van 10 miljard frank, die vooral de linkeroever moet ontsluiten naar het Europese hinterland toe en de Nederlandse trafiek sneller naar Frankrijk brengt en zo mee de Antwerpse Ring ontlast. De Grote Ring rond Antwerpen blijft voorlopig nog een ontwerp.

* Spoorwegen

Antwerpen is als eindpunt van liefst 12 internationale verbindingen de belangrijkste spoorweghaven voor Europa. Dagelijks vertrekken een 120 geladen goederentreinen en komen er een 100-tal toe. Het spoorwegverkeer dat steeds meer als de veiligste en milieuvriendelijkste vervoersvorm wordt erkend, zeker voor chemische produkten, neemt de laatste jaren sterker in belang toe. Rangeerstation Antwerpen-Noord kan dagelijks zowat 2.800 wagens triëren en rangeren of vormen tot treinen. Vrijwel alle opslagplaatsen rond de haven zijn via het spoor bereikbaar. De 945 kilometer spoorwegen binnen de haven vormen een derde van het Belgische spoorwegennet.

* Pijpleidingen

Minder bekend is de centrale funktie van Antwerpen in het Europese pijpleidingennet. Op stadsgrondsgebied alleen al liggen een 90-tal pijpleidingen met een totale lengte van meer dan 300 kilometer. Zij verbinden niet alleen de linker- en de rechteroever, maar tevens ook Antwerpen met Rotterdam, vooral voor de aanvoer van ruwe olie. Even belangrijk is het etyleenpijpnnet dat via Tessenderlo en Geleen het Duitse Ruhrgebied aandoet. In 1989 en 1990 werden nog drie bijkomende pijpleidingen, zowel voor etyleen als voor propyleen, tussen Antwerpen enerzijds en Tessenderlo en Beringen anderzijds getrokken door de Athyleen Ruhr Gesellschaft (ARG), omdat de capaciteit van de bestaande leiding te klein werd; een projekt van twee miljard frank. Langsheen die pijpleidingen en uiteraard ook op het knooppunt zelf in Antwerpen hebben zich de laatste jaren nieuwe petrochemische bedrijven gevestigd of hebben de meeste bestaande bedrijven nieuwe projekten gepland.

3.1.2. De andere Scheldesteden

Antwerpen is niet de enige stad in het estuariene gedeelte van de Schelde. In België is er nog Gent, dat weliswaar stroomopwaarts van de Schelde gelegen is, en zo buiten het bestek van dit eindwerk valt. Maar via het kanaal Gent-Terneuzen, dat in het jaar 1827 gegraven werd, heeft Gent wel een rechtstreekse verbinding met de Westerschelde. Ook Nederland telt twee belangrijke industriegebieden langs de Westerschelde, namelijk Vlissingen en Terneuzen.

Het gezamenlijke economische belang van al die steden is geringer dan dat van Antwerpen alleen, maar het is toch van levensbelang voor de streek. Daarbij lozen de industrieën die in het havengebied en langs de Westerschelde gevestigd zijn, (on)rechtstreeks in de Westerschelde. Een opvallende parallel is nog dat ook in die andere steden de chemische industrie toonaangevend is, wat het potentiële gevaar voor de Schelde, zowel wat lozingen betreft als inzake rampen, nog vergroot. Zo is de chemische industrie in Zeeuws-Vlaanderen goed voor liefst 40 % van de industriële tewerkstelling van de streek, zo blijkt uit een studierapport over de chemische bedrijvigheid in het Westerscheldebekken (LEEMAN et al., 1985). Door de hoge concentratie aan chemische bedrijven, vormt het gebied van de Westerschelde het gedroomde gebied voor de chemische industrie om te bewijzen dat het hun menens is inzake het produceren met respect voor de natuur !

* Vlissingen

De vestiging Vlissingen komt voor het eerst in de geschiedenis voor in de 12de eeuw. Visserij is er sinds het begin de overheersende economische faktor geweest voor die havenstad aan de Westerschelde. Vanaf de 14e eeuw ontwikkelden zich daar voornamelijk scheepvaartactiviteiten. Door de aanleg van een kanaal doorheen het eiland Walcheren en door een spoorverbinding met het hinterland in 1873 ontwikkelde Vlissingen zich definitief tot volwaardige zeehaven. Tot de jaren '50 van deze eeuw bleef de scheepsbouw er toonaangevend. Nadat de Nederlandse regering in 1959 Vlissingen als probleemgebied erkende startte de grote industriële heropleving van die stad. Die valt grotendeels samen met de sterke opkomst van de Westeuropese chemie sinds het begin van de zestiger jaren. Vanaf de tweede helft van de jaren '80 kende de chemie dan een tweede opbloei, die in 1990 - 1991 evenwel, zoals overal elders, vertraagd wordt door de Golfkrisis. In de haven van Vlissingen werden in 1989 voor 8 miljoen ton goederen overgeslagen, een rekordniveau. Uit de jaarbalans van het Havenschap Vlissingen (HAVENSCHAP VLISSINGEN, 1989) blijkt nog dat alle economische graadmeters stijgen, zoals ook de totale tonnenmaat van de binnenlopende schepen, namelijk 14,6 miljoen BRT tegen 13,1 BRT in 1988. Opvallend is dat, zoals Antwerpen, ook Vlissingen nog een grote potentiële groei vertoont of nog over heel wat braakliggende industrieterreinen beschikt. Eind december 1989 lag nog 531 ha. braak.

Het Havenschap Vlissingen heeft tot op heden 568 miljoen gulden uitgegeven voor de haveninfrastructuur en het bouwrijp maken van de potentiële industriegronden. Het totale beheersgebied van de haven van Vlissingen bedraagt 2.357 ha. . De werkgelegenheid evenwel is de afgelopen jaren niet zo gestegen. Einde 1989 werkten in het havengebied van Vlissingen 4.580 mensen, zo blijkt uit het jaarverslag van het Havenschap. Einde 1986 waren er dat 4.522.

Wat de industrie in Vlissingen betreft is de chemie zwaar vertegenwoordigd met de aardolie-raffinaderij Total Raffinaderij. Ook het Duitse Hoechst heeft hier een sterke voet in huis. Het aluminiumbedrijf Péchiney zit eveneens in Vlissingen. Het telt verder nog enkele grote scheepvaartbedrijven, zoals Reparatiewerf Scheldepoort. Belangrijk is ook de aanwezigheid van de Provinciale Zeeuwse Electriciteitsmaatschappij (PZEM).

* Terneuzen

Deze Nederlandse havenstad gelegen aan de monding van het kanaal Gent-Terneuzen aan de zuidzijde van de Westerschelde is economisch op Zeeuws-Vlaanderen en vooral op de Vlaamse industriële infrastructuur aangewezen. De eerste industriële ontwikkeling rond Terneuzen vond

plaats langsheen het kanaalgebied tussen 1900 en 1930. De activiteit koncentreerde zich toen vooral op scheepswerven en scheepsreparatie. De grote ontwikkeling van Terneuzen vond, net zoals in Vlissingen trouwens, pas plaats nadat de Nederlandse regering het gebied als ontwikkelingszone had bestempeld.

Ook hier trad de chemie vanaf de jaren '60 het sterkst op de voorgrond. Die sektor zocht in Europa diep water voor gemakkelijke aanvoer van grondstoffen en afvoer van half-afgewerkte en eind-producten. Vooral de grote chemie-multi's zochten Terneuzen op, met de vestiging van Dow Chemical in 1965 als overheersend bedrijf. Ook gloeilampenfabriek Philips uit Eindhoven nam zijn intrek in Terneuzen. Voor de verdere ontwikkeling van de streek is een vaste oeververbinding over de Westerschelde interessant : een brug of een tunnel, of een combinatie van beide (zie 5.1.).

Wat grondinname voor de haven en de industrie betreft, blijkt uit het jaarverslag 1989 van het Havenschap Terneuzen (HAVENSCHAP TERNEUZEN, 1990) dat het havengebied per 31 december 1989 zowat 2.042 ha. beslaat, waarvan 260 ha. infrastructuur. Het gros van het gebied is reeds ingenomen door de bedrijven, vooral in eigendom en een klein gedeelte in huur of erfpacht. In Terneuzen rest nog 79 ha. vrije industriegrond.

De haven van groot-Terneuzen - d.i. met inbegrip van Sluiskil en Sas van Gent - kende in 1989 een overslag van 9 miljoen ton goederen, iets minder dan het rekordjaar 1989. In totaal deden in 1989 precies 2.198 schepen Terneuzen aan. De totale tonnenmaat van de schepen nam in 1989 iets toe tot 11,2 miljoen BRT. Dat ook hier in Terneuzen de chemie een overweldigend overwicht heeft, blijkt uit het feit dat van de geladen en de geloste goederen de takken brandstoffen, petroleumderivaten, chemicaliën en meststoffen samen 90 % van de totale overslag uitmaken. Wat tenslotte de tewerkstelling betreft, verschaft het havengebied van Terneuzen (einde 1989) toch 13.625 mensen een baan, waarvan meer dan de helft of 7.240 mensen in de industrie.

* Gent

Na Antwerpen is Gent de belangrijkste haven aan de Westerschelde. Hoewel stroomopwaarts van Antwerpen gelegen, heeft Gent via het kanaal Gent-Terneuzen een rechtstreekse verbinding met het estuarium. Het kanaal werd in 1827 geopend en is 33 km lang, waarvan 17,5 km in België en 15,5 km in Nederland. De gronden langsheen het Kanaal vormen een belangrijke industriële zone met na Gent ook nog Sas van Gent, Sluiskil en Terneuzen als belangrijkste havenplaatsen. De industrie situeert zich momenteel vooral rond de dokken in Gent, maar ook verderop langsheen heel het Kanaal met vooral het enorme terrein van Sidmar en de chemische zone Rieme. Vooral langs het westen van het Kanaal op Belgisch grondgebied houdt Gent nog heel wat terreinen beschikbaar voor nieuwe industrieën (HAVENBEDRIJF GENT, z.d.).

De haven van Gent kende het afgelopen jaar een sterke groei in het goederenverkeer met 6% tot 24,4 miljoen ton goederen of een vierde van de totale Antwerpse overslag. Gent is vooral een aanvoerhaven met 19 miljoen ton (+8,3%) in 1990, terwijl de afvoer iets daalde met 1,3% tot 5,4 miljoen ton. Gent is gespecialiseerd in metaalertsen (Sidmar), landbouw- en voedingsprodukten (fruit). Maar ook de brandstoffen, zowel petroleum als steenkool en de meststoffen slorpen enorme volumes op. De chemie neemt slechts een klein gedeelte van de trafiek in. In Europa is Gent vooral gekend als doorvoercentrum voor fruit. Belangrijk voor Gent is het binnenvaartverkeer. In '89 deden 19.120 binnenschepen Gent aan of 8% meer dan in '88 met een totale tonnenmaat van 16,65 miljoen ton of al 17% van de totale Belgische binnenvaart. Antwerpen neemt 45% van de binnenvaart voor zijn rekening. Gent is verbonden met een dicht Europees waterwegennet, namelijk via de Ringvaart met het kanaal Brugge-Oostende, de Leie en de Boven-Schelde. Via de Benedenschelde is Gent met de Maas verbonden en via het Kanaal van Wemeldinge met de Rijn. De helft van de totale binnenvaarttrafiek gaat naar of komt van Nederland.

Gent is ook aangesloten op het Europese spoorwegennet en de kaaïen zijn verbonden met het spoor. Inzake wegvervoer vormt Gent zelfs het kruispunt van twee grote autowegen, namelijk de E 17 van Stockholm naar Lissabon en de E 40 van Istanboel naar Londen. Een specifieke expressweg verbindt de havens met de twee E-wegen.

De havengebonden industrieterreinen in Gent beslaan een oppervlakte van 310 hectare, waarvan

175 hectare watergebonden. Gent heeft nog opties op 27 hectare extra haven terrein. De stadsgronden kenden eind '89 een bezettingsgraad van 85%. Toch claimt het Havenbedrijf van Gent in zijn jongste jaarverslag dat het een tekort heeft aan watergebonden industriegronden. Daarom wil Gent de Kluizendokken laten graven. Langs beide zijden van het Kanaal Gent-Terneuzen liggen nog heel wat landbouwgronden die de stad intekent als beschikbare industriegrond.

Het handelsbeeld van Gent wordt beheerst door overslag van fruit- en landbouwprodukten en brandstoffen met de nodige infrastructuur. Voor graan alleen beschikt Gent over een miljoen ton siloruimte, gelegen aan diepwaterkaaien. Voor fruit beschikken de individuele bedrijven over de nodige hectaren loodsoppervlakte.

Industrieel overheerst Sidmar het Gentse havenlandschap, maar ook ruimtelijk legt Sidmar het grootste beslag langsheen het Kanaal. Het bedrijf beschikt over een oppervlakte van 1.000 hectare, waarvan slechts 350 hectare is bebouwd. De resterende 650 hectare zijn onbebouwd en vrij voor verdere expansie. Die situatie is vergelijkbaar met veel bedrijven, zoals BASF in de Antwerpse industriezone. De economische impact van Gent schetsen is andermaal niet eenvoudig door zijn verwevenheid met het Europese hinterland. In de Gentse industrie werken in totaal 65.000 mensen, maar niet alle bedrijven zijn direkt havengebonden. Gent telt 760 dokwerkers. Betekenisvol is wellicht dat de in Gent gegenereerde toegevoegde waarde voor grote (1989) en kleine (1988) bedrijven kan geschat worden op 72 miljard B. frank, aldus de directeur-generaal van het Havenbedrijf van de Stad Gent, kap. A. De Wilde, in het jaarverslag.

3.2. De industrie en de watervervuiling

De economische activiteiten zowel op handelsvlak, maar vooral op industrieel vlak brengen vervuiling mee. Vooral het chemische karakter van de Antwerpse industrie schept extra risico's voor een waterweg als de Schelde. De chemie is potentieel immers sterk vervuilend door de aard van de activiteit zeker voor waterlozingen. Heel wat scheikundige reacties grijpen immers in een waterig milieu plaats of er belanden uiteindelijk heel wat produkten in een vloeibare afvalstroom. Tevens wordt er met talloze produkten gewerkt die toxisch zijn, zoals solventen (benzeen e.a.), evenals vele gechloreerde koolwaterstoffen. Een tweede risico-faktor die de chemie voor de Schelde meebrengt is het gevaar voor ongevallen, waarbij chemicaliën in de Schelde kunnen terechtkomen. Dat gevaar wordt weliswaar zoveel mogelijk bezworen door allerlei voorzorgsmaatregelen en ook onder druk van de Seveso-richtlijn, die nu eindelijk ook in Vlaanderen konkreet wordt toegepast. Het ongeluk van een chemisch bedrijf als Sandoz in Basel in Zwitserland in het jaar 1986 is tekenend voor het potentiële gevaar van een chemisch bedrijf bij een waterloop. In februari 1990 waren er van de 84 'SEVESO'-bedrijven in België 56 in de Provincie Antwerpen, het merendeel in de Antwerpse haven, gelegen (KABINET VAN DE STAATSSECRETARIS VOOR LEEFMILIEU - IHE/BMM, 1990).

Toch moet gezegd dat het Antwerps stadsbestuur oog heeft voor de waterkwaliteit en attent was en nog is voor die gevaren. In tempore non suspectu of nog voor de grote chemie-accidenten als Seveso in Italië en Sandoz in het Zwitserse Basel richtte de stad Antwerpen al een eigen dienst op voor het opstellen van speciale voorwaarden voor de lozing in lucht en water en voor het controleren van die normen nadien, nl. het Centrum tegen Lucht- en Waterverontreiniging (CLW). Door gronden in concessie te geven is de stad gemachtigd om als eigenaar ook eigen normen te kunnen stellen, die toen al veel strenger waren dan de nationale en later regionale normen, zo die er al waren.

Ook het MARPOL-verdrag (vervuiling door schepen) zal, eens het volledig in werking is voor België (het werd bij wet geratificeerd in 1984, maar de uitvoering ervan is nog niet volledig geregeld), een bijdrage geleverd hebben in de verbetering van het Scheldewater. In de haven van Antwerpen is er een vast station voor ballastwater en olieresten, nl. Antwerp Cleaning and Storage; daarnaast zijn er een 10-tal afval-olieophalers actief die door OVAM zijn erkend. Tevens bouwt men op de Linkeroever een afvalolierecyclage-eenheid en zijn er plannen om zowel op Linker-

als op de Rechteroever een bijkomende ontvangstinstallatie te voorzien die alle scheepsafvalstromen (ook de chemische) zou aannemen.

De studie die aanvang 1990 door het studiebureau ECOLAS i.o.v. de Staatssecretaris voor Leefmilieu over de situatie van MARPOL-afvalstoffen in Belgische havens werd uitgevoerd, heeft alleszins tot nieuwe impulsen geleid om tot een meer coherente aanpak van deze afvalthematiek, die al te vaak tussen schip en kaaimuur is gevallen, te komen. De situatie van de Antwerpse haven is echter, in een zeer dynamische en konkurrentiële havenomgeving, niet gemakkelijk : in het buitenland werden de havenontvangstinstallaties veelal zwaar betoelaagd door de overheid, terwijl in Antwerpen een zuiver privé-initiatief wordt voorgestaan.

3.2.1. Stadskontrolé

Opmerkelijk is dat het Antwerps stadsbestuur reeds in 1968 of toch enkele jaren voor de jongste milieugolf al een ingrijpende maatregel nam om de kwaliteit van het leefmilieu vooral tegen industriële vervuiling te vrijwaren. Dit gebeurde door de oprichting van het Centrum tegen Lucht- en Waterverontreiniging (CLW), een organisme dat het Stadsbestuur moet adviseren voor alle problemen die betrekking hebben op het leefmilieu. Door haar opdracht waakt het mee over de kwaliteit van het Scheldewater. De voornaamste taak is precies de industriële milieuverontreiniging te voorkomen, te bestrijden en te kontroleren. Drie beginselen stonden bij de oprichting centraal : 'voorkomen is beter dan genezen', 'milieubeleid is meer dan geld alleen' en tenslotte 'verbetering van het leefmilieu komt best door overleg tussen de stad en de industrie tot stand'. Om de onafhankelijkheid en de wetenschappelijkheid van het CLW te vrijwaren, wordt het centrum bijgestaan door een multidisciplinaire adviescommissie, bestaande uit professoren en ambtenaren van diverse overheidsorganen. Tot deze CLW-kommissie heeft uiteraard de stad zelf toegang met al haar problemen -vooral voor advies-, maar ook de industrie kan er zich toe richten. De Antwerpse bevolking kan 24 uur op 24 terecht bij de permanente wachtdienst van het CLW met eventuele meldingen van klachten over milieuhinder.

De voornaamste aktiviteit van het CLW is evenwel de stad adviseren bij de milieugevolgen van grote investeringsdossiers in de Antwerpse haven. Vermits de stad eigenaar is van de grond, is ze in staat heel wat voorwaarden op te leggen aan de toekomstige exploitanten. Zo bestond in Antwerpen reeds de gewoonte om alle noodzakelijke vergunningen voor een bedrijf (exploitatie-, bouw- en lozingsvergunning) reeds samen te behandelen. Deze handelswijze is nu veralgemeend door de inwerkingtreding van VLAREM (Milieuvergunningsdekreet) op 1 september 1991.

Omdat in Antwerpen investeringsdossiers nog voor de (aanvraag van de) exploitatievergunning op hun milieuvriendelijkheid werden getest door het CLW liggen de grote verdiensten vooral op preventief vlak. De kontrolé van de waterkwaliteit zelf berust door een overeenkomst tussen de provincie en de stad Antwerpen bij het Provinciaal Instituut voor Hygiëne (PIH), dat vandaag de dag nog vele kwaliteitsmetingen uitvoert op de Schelde en de waterlopen, kanalen en dokken die erin uitmonden. Het PIH voert ook in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij monitoringsopdrachten uit.

De Antwerpse stadsverantwoordelijken, bij monde van schepen John Mangelschots, maken zich sterk dat vooral onder impuls van het CLW nu bijna alle bedrijven in het havengebied over een eigen waterzuiveringsstation beschikken, waarbij de lozingen van de industrie naar de Schelde met meer dan 90 % werden teruggedrongen (uitgedrukt als inwonerequivalent; uitgedrukt in de nieuwe Vervuiling-Eenheid (VE) zal het wellicht iets geringer uitvallen).

Wat luchtverontreiniging betreft, behaalde het CLW gelijklopende resultaten als voor de waterverontreiniging door systematisch de Duitse 'TA Luft'-normen voor de Antwerpse industrie verplicht te stellen. De zwaveldioxide-emissie is in het Antwerpse teruggebracht van nog 138.000 ton in 1973 tot minder dan de helft nu (1990), vooral door het gebruik van energiebronnen met een lager zwavelgehalte en door de hogere elektriciteitsopwekking met kernenergie. Die geringere luchtvervuiling heeft ook een weerslag op de waterkwaliteit door een geringere 'fall-out' in de onmiddellijke omgeving, een moeilijk te meten maar misschien wel reële faktor.

3.2.2. Investerings in waterzuivering

De industriële bedrijven rond Antwerpen, aangesloten bij VIBNA, die samen het gros van de industriële vervuiling in de Schelde veroorzaken, meten sinds enkele decennia hun emissies op een beperkt aantal parameters. Die parameters zijn het biochemisch zuurstofverbruik (BOD), de vervuiling uitgedrukt in Inwoner Equivalent (IE) en de globale gehalten aan gereduceerde stikstof (Kjeldahl, d.i. ammonium + organisch gebonden N). Tegelijk enquêteert de VIBNA zijn leden over de investeringen inzake waterzuivering, en dit sinds 1972. Op die manier zijn historische tijdsreeksen ontstaan over de eigen industriële vervuiling op die enkele parameters en op de investeringsinspanning (zie tabel).

Uit die emissie-metingen voor alle VIBNA-bedrijven blijkt dat in de jongste periode van 18 jaar de geloosde hoeveelheden IE gedaald zijn van nog 3.278.000 IE tot 158.000 IE in 1989, een daling met 95 %. Wat stikstof betreft, treedt een daling op van 36.696 ton zuurstof per jaar nodig voor de oxidatie van de gereduceerde stikstofhoeveelheid (Kjeldahl) tot 8.340 ton in 1989. Vooral de laatste twee jaren is hier een opvallende daling in opgetreden. Over diezelfde 18 jaar investeerden de bedrijven voor 8,4 miljard frank gekumuleerd, een bedrag dat evenwel slechts enkele luttele procenten vertegenwoordigt van het totaal geïnvesteerde vermogen. Die investeringen verliepen duidelijk in drie fasen.

Bij een vergelijking tussen de eigen emissiemetingen van de Antwerpse industrie, beperkt tot de VIBNA-bedrijven en de kwaliteit van het Scheldewater zelf vallen enkele zaken op. Vooreerst bestaat een duidelijke parallel tussen de verbetering van de algehele waterkwaliteit van de Schelde ter hoogte van de lozingsplaatsen tot aan de grens met Nederland en de lagere eigen industriële emissies, dank zij de financiële inspanningen van de industrie tussen 1972 en 1981 in waterzuivering. Daarna is evenwel elk parallellisme zoek.

De nieuwe inspanningen van de industrie sinds 1986 resulteren niet langer meer in een verbetering van de waterkwaliteit van de Schelde (of althans niet voor de primaire parameters zoals BOD, zuurstof en kjeldahl-stikstof), zo blijkt uit het jongste VIBNA-rapport (VIBNA, 1990). Immers de voornaamste parameter voor de kwaliteit van het water is zuurstof, en dat gehalte aan vrije zuurstof bedroeg einde 1989 amper 2,5 mg/liter, te weinig voor hogere levensvormen.

jaar	gekumuleerde investerings miljarden BEF (historisch)	hoeveelheid reële restverontreiniging			
		inwonerequi- valenten op basis van BOD	zuurstofverbruik in ton zuurstof/jaar		
			BOD	COD	oxidatie Kj-N
1972	0.476	3 278 000	61 605	156 220	36 696
1973	0.737	3 130 000	61 685	154 395	36 696
1974	0.955	2 407 000	47 450	117 895	38 364
1975	1.581	2 204 000	43 435	107 310	28 356
1976	3.138	1 852 000	36 500	90 520	27 522
1977	3.576	685 000	13 505	34 675	27 522
1978	4.240	642 000	12 665	33 215	27 522
1979	4.868	479 500	9 454	33 945	26 688
1980	5.221	157 000	3 103	18 250	20 850
1981	5.486	152 000	2 993	17 520	22 518
1982	5.553	157 500	3 103	19 710	22 518
1983	5.620	163 000	3 212	22 995	22 518
1984	5.734	185 000	3 650	23 725	25 020
1985	5.832	200 000	3 942	23 360	26 688
1986	6.098	197 000	3 832	20 805	24 186
1987	6.595	177 000	3 467	17 155	23 352
1988	7.475	173 000	3 467	16 790	11 676
1989	8.404	158 000	3 103	17 885	8 340

(bron : VIBNA, 1990)

Gegevens over een opdeling van de totale organische belasting van de Schelde naar bron van herkomst, zijn vrij schaars (zie 2.3.2). In 1979 pakte VIBNA nog uit met een vergelijkende tabel, waaruit bleek dat de organische belasting in de Schelde in 1978 nog 8,7 miljoen IE bedroeg, waarvan slecht 7 % aan de VIBNA-bedrijven kon toegeschreven worden. 24 % van de vervuiling was afkomstig vanuit de provincie Antwerpen, en de resterende 69 % kwam vanuit andere provincies.

Dit betekende al een hele verbetering ten opzichte van 1972 toen die organische belasting nog 12 miljoen IE bedroeg, waarvan 27 % afkomstig van VIBNA. Uit die evolutie blijkt het stilaan verwaarloosbare belang van de 23 VIBNA-bedrijven in de totale organische belasting van de Schelde.

De volgende fasen kunnen in de zuivering van het industriële afvalwater onderscheiden worden:

*** De eerste investeringsgolf**

Deze eerste kollektieve inspanning gebeurde in de jaren 1972 tot 1981. Ze reduceerde de organische verontreiniging van 3.278.000 IE tot 152.000 IE, een reductie met 95 %. Voor die gigantische operatie gaf de Antwerpse industrie gekumuleerd, maar niet geactualiseerd of tegen historische kostprijzen, in totaal 5,5 miljard frank uit. Die gelden gingen hoofdzakelijk naar waterzuiveringsstations op het einde van de produktieketen, waar het afvalwater van diverse produktielokaties werd verzameld en gezuiverd. De gebruikte processen betroffen doorgaans de klassieke biologische zuivering met diverse technieken van extra zuurstofinbrenging in het water om de oxidatie van het organisch materiaal sneller te laten verlopen. De resterende slibb worden na droging meestal gestort. Het gezuiverde water wordt in de Schelde geloosd. Bij deze eerste investeringsgolf in vrijwel alle grote chemiebedrijven in de regio gaat het telkens meestal om een beperkte zuivering. De wettelijke normen die toen werden gebruikt om de vervuiling te meten en te reglementeren hielden vooral rekening met de organische belasting, zwevende bestanddelen, en veel minder met zware metalen, en nog minder met nutriënten zoals stikstof en fosfor. In de nieuwe eenheid die in Vlaanderen vanaf 1991 zal gehanteerd worden zullen deze parameters wel opgenomen worden in de Vervuילים Eenheid (VE). In welke mate die eerste zuiveringsgolf een vermindering van het gehalte aan zware metalen en persistente organische polluenten heeft teweeggebracht, is niet geweten.

*** De stagnatie**

Na 10 jaar investeringen vielen de financiële inspanningen voor waterzuivering in het begin van de jaren '80 haast volledig weg. Toch steeg de produktie in die periode lichtjes, zodat ook de verontreiniging toenam voor de meeste parameters. De verontreiniging vanwege de industrie (of hun restvervuiling) bereikte na een absoluut dieptepunt in 1981 een nieuw maximum in 1985. In dat jaar bedroeg de restverontreiniging opnieuw 200.000 IE per jaar, of 50.000 IE meer dan in 1981 (telkens op basis van BOD). Het zuurstofverbruik voor gereduceerde stikstof (K_j-N) steeg van 22.518 ton O₂ tot 26.688 ton in 1985, een toename met 19 %. Voor die stagnatie zijn ex-post een aantal verklaringen mogelijk. Vooreerst werd het voor de industrie gedurende de voorafgaande periode steeds duidelijker dat hun inspanning niet werd opgevolgd door een simultane inspanning vanwege de overheid of door de landbouw om ook een bijdrage te leveren in de strijd tegen de waterverontreiniging. Ondanks de toch aanzienlijke inspanningen van de industrie was de waterkwaliteit van de Schelde niet noemenswaardig verbeterd. De massale verontreiniging van de Schelde stroomopwaarts Antwerpen, vooral uit de Rupel (incl. Zenne) nam nog toe en geen enkel initiatief om daaraan te verhelpen, kondigde zich aan. Ten tweede verkeerde de Belgische industrie precies in die periode in wellicht één van de zwaarste economische krisissen die het land sinds WOII heeft meegemaakt. De rendementen zakten tot historische dieptepunten; bij vele bedrijven zelfs onder de nullijn.

Geld voor bijkomende zuiveringsinspanningen met een kleiner rendement dan tijdens de eerst golf was niet voorhanden en werd in het licht van de voorgaande beschouwingen ook niet ontleend. Ten derde waren ook de overheidssubsidies voor industriële waterzuivering niet meer ter beschikking.

*** De nieuwe zuiveringsgolf**

Vanaf 1986 kende de Antwerpse industrie een heropleving van de inspanningen voor waterzuivering. De geïnvesteerde bedragen nemen opnieuw sterk toe van 5,8 miljard BF einde 1985 tot 8,4 miljard BF einde 1989. Deze toename van 2,6 miljard BF betekent een groei met 44 % op vier jaar tijd. Die inspanning werd het afgelopen jaar 1990 verder doorgetrokken en wellicht ook nog over dit jaar, te meten naar sommige aangekondigde investeringsplannen.

De restvervuiling is in die vier jaar teruggevallen van 200.000 IE (BOD) tot 158.000 IE in 1989. Dit is nog lichtjes boven het niveau van 1981, het jaar met de geringste restvervuiling van de afgelopen decennia. Maar de resultaten van die jongste inspanning waren wel spectaculair voor de vermindering van de geloosde hoeveelheden Kj-N. Die parameter is gedaald van 26.688 ton zuurstof-equivalenten in 1985 tot amper 8.340 ton in 1989. Vooral in 1988 en 1989 trad een drastische verlaging van die vervuiling op. De vroegere vracht aan ammoniumstikstof werd op een periode van vier jaar met liefst twee derde verlaagd. Dit moet een aanzienlijke verbetering van de zuurstofhuishouding van het Scheldewater teweegbrengen, in de veronderstelling dat de vracht ammoniumstikstof vanwege de industrie betekenisvol is in het geheel van de ammoniumstikstof-verontreiniging van de Schelde. De mate waarin die forse daling van de ammoniumstikstofvracht van de industrie het zuurstofgehalte van de Schelde beïnvloedt, geeft een indicatie van het belang van de industrie op het Schelde-ecosysteem.

Voor deze tweede investeringsgolf blijkt dat veel zwaardere financiële inspanningen nodig waren om de restverontreiniging terug te dringen dan in de aanvangsperiode. De teruggedrongen restvervuiling moet ook gezien worden tegenover een zeer forse produktieverhoging. Anders gezegd, de restvervuiling per eenheid produkt is veel sterker gedaald dan de algemene cijfers laten vermoeden. Het wijst er tevens op dat de nieuw gebouwde produktie-eenheden een veel lagere emissie veroorzaken dan de oude.

Voor deze nieuwe golf kunnen andermaal verscheidene oorzaken aangewezen worden. Vooreerst beleefde de industrie - en zeker de chemie - vanaf het midden van de jaren '80 een zeldzame periode van hoogconjunktuur. Ten tweede kreeg het leefmilieu steeds meer aandacht, en hebben enkele opmerkelijke ongevallen de chemie als milieuvervuiler zwaar gestigmatiseerd. Milieu-investeringen hielpen dan ook mee om het wegwijnende imago bij de gewone bevolking of bij de konsument te herstellen.

Ten derde voelt de industrie de hete adem van de wetgever in de rug. Zowel vanuit de EG als vanuit Vlaanderen worden de normen strenger en dreigen de milieuheffingen de industrie op zware kosten te jagen. Investerings in waterzuivering worden door die strengere norm, gekoppeld aan heffingen, een efficiënte vorm van kostenbesparingen of behoud van concurrentiekracht.

3.2.3. De nog resterende problemen

Uit de metingen van de VIBNA blijkt dat er zich een geleidelijke verbetering van de kwaliteit van het Scheldewater heeft voorgedaan voor de meeste parameters, maar dat enkele zware problemen blijven.

De VIBNA zelf maakt alleen een toetsing op basis van de 'basiskwaliteit' die gedefinieerd is in het Vlaamse Gewest. Daarbij worden vooral de fosfaat-, COD- en zuurstofnormen overschreden. Die slechte zuurstofhuishouding staat in verband met het hoge gehalte aan ammoniumstikstof, dat heel wat zuurstof opeist voor de nitrificatie.

In de VIBNA-dokumenten wordt geen bespreking gewijd aan de invloed van andere lozingen op het aquatische milieu van de Schelde. Van een vooral chemisch industrie-verband is dit toch wel verwonderlijk. Vooral voor de zware metalen en de persistente organische polluenten is de industrie zelf de belangrijkste bron. Gezien het hoge zoutwaterdebiet van de Zeeschelde is het niet te verwonderen dat voor deze parameters de basiskwaliteit gehaald wordt. Het omgekeerde zou gewoon extreem alarmerend zijn. Voor deze parameters dient vooral een toetsing te gebeuren op basis van hun ecologische invloed in een verondersteld 'hersteld aquatisch ecosysteem'. Het is immers verre van zeker of alle organismen, die zullen terugkeren bij een herstel van de zuurstof-balans van het systeem, geen schadelijke effecten zullen ondergaan van deze groep van stoffen. Een ketting is zo sterk als haar zwakste schakel, en een ecologische evaluatie van de gehalten aan deze andere parameters (concentratieniveaus, bio-accumulatie, chronische en eventueel acute toxiciteit, ...) is tot op heden - bij ons weten - niet verricht. De Antwerpse industrie, verenigd in VIBNA, zou een dergelijk aanvullend onderzoek best aankunnen.

Verder is er naast de toetsing van de inherente kwaliteit van het water ('basiskwaliteit' of andere kwaliteitsdoelstellingen) de internationale afspraak om voor de toxische, persistente en bio-accumuleerbare polluenten een vrachtredukatie met 50 % naar de Noordzee te bereiken tussen 1985 en 1995. Deze doelstelling geldt eveneens voor de nutriënten stikstof (som alle vormen) en fosfor. Ook deze toetsing is van overheidswege en vanwege de industrie nog niet volledig doorgevoerd.

3.3. Grenzen aan de zuivering

Na al de inspanningen die al werden geleverd (zie hierboven) kan men zich afvragen hoe ver de zuiveringstrend kan doorgaan, of m.a.w. zijn er grenzen aan de zuivering ? Op die vraag worden hierna enkele elementen van antwoord gegeven : technische, economische, wettelijke en politieke argumenten bepalen mee het waterzuiveringsbeleid.

3.3.1. Afnemend grensnut van verdere zuiveringen

Met politieke grenzen wordt bedoeld dat een zuivering zin moet hebben voor de waterkwaliteit. Het is moeilijk de industrie te overtuigen hoge kosten te maken voor verdere zuivering, wanneer het effluent wordt geloosd in een rivier die veel vuiler is dan het effluent zelf. De zuivering betekent dan een zo minimale bijdrage tot een lagere concentratie aan allerlei vervuilende stoffen dat het niet langer zinvol is. De frank die de industrie wil besteden aan verdere zuivering kan dan veel efficiënter besteed worden in zuivering van andere afvalstromen, zoals voor het huishoudelijke afvalwater of voor de landbouw.

Voor de Schelde is dit geen theoretisch concept. Vermits een aantal instromende rivieren als de Rupel een zeer grote vuilvracht meebrengen, vooral door het ongezuiverde afvalwater van Brussel, reageerden vele bedrijfsleiders vooral tijdens de krisisperiode van het begin van de jaren '80 door hun zuiveringsinspanningen te staken. Dit is een politieke grens aan de zuivering, omdat zich vanuit de praktijk een ander zuiveringsbeleid opdringt. Het beleid moet in dat geval zijn

prioriteiten herzien om tot een betere allokatie van de middelen te komen die aan waterzuivering besteed worden.

Een tweede grens is een technische grens. Bij de meeste productieprocessen komen nog afvalstoffen voor, die in het water terecht komen en volgens de jongste stand van de techniek nauwelijks kunnen vermeden worden. Zeker wanneer metingen de mens in staat stellen de detektiegrenzen steeds verder te verlagen, zal men steeds bepaalde onreinheden als zware metalen,... aantreffen. Kortom, technische limieten ('nul bestaat niet') zullen er altijd zijn.

Daarbij kost verder zuivering ook steeds meer geld, waarbij men uiteindelijk stuit op de economische grenzen van de zuivering. Tot welke mate is het economisch zinvol verder te zuiveren? Dit heeft te maken met kostenbepalende factoren zoals concurrentiekracht (prijsspeil produkt), heffingen,... die de bedrijfsleiding steeds tracht te minimaliseren. Het invoeren van nieuwe parameters (metalen, nutriënten) in de nieuwe vervuilingseenheid zal het optimum voor de bedrijven verleggen in de richting van minder vervuiling.

Voor de Antwerpse industrie kostte de reductie van één ton zuurstofbindende stoffen in de eerste saneringsperiode (1972-1981) een investering van 3.600 BF/ton. Tussen 1986 en 1989 kostte een bijkomende reductie van één ton gemiddeld 23.700 BF/ton, of een toename met een faktor 6,6. Dat afnemende 'grensnut' neemt de vorm aan van een exponentiële curve, die de technische en economische grenzen vastlegt.

3.3.2. De lozingsvergunning en de wet

Een vierde grens aan de waterzuivering vormt de wettelijke. Deze is vastgelegd in algemene, sektoriële en bijzondere (vergunning-) voorwaarden. Geen enkel bedrijf is juridisch verplicht verder te zuiveren dan daarin bepaald. Precies omdat de vroegere lozingsvergunningen - als ze al bestonden - intussen door de techniek en ook door een groter ecologisch besef voorbijgestreefd waren, werden de laatste jaren deze voorwaarden of normen herzien. Tussen 1985 en 1988 werden vrijwel alle lozingsvergunningen van VIBNA-bedrijven herzien en verstrengd. Bij gebrek aan informatie over de inhoud van die vergunningen (geheimhouding) kan over de mate van verstrenging echter weinig besloten worden. De (Vlaamse) lozingsvergunningen zouden echter strenger zijn dan de (nationale) sektoriële normen. De analyse die Greenpeace wijdde aan 29 voorbeelden van Antwerpse lozingsvergunningen schijnt erop te wijzen dat:

- niet alle lozingsvergunningen konform zouden zijn met de nationale sektoriële normen (!);
- hoe minder parameters de sektoriële lozingsnormen bevatten, hoe meer extra parameters in de lozingsvergunning worden ingeschreven, in een poging om het volledige spektrum van micropolluenten in het feitelijke afvalwater van het bedrijf te dekken (JOHNSTON, MacGARVIN & STRINGER, 1990).

Van grenzen aan de zuivering en Greenpeace gesproken, lijkt het wel gewettigd om op deze plaats ook even over het begrip 'Clean Technology' of 'Clean Production' te spreken. De milieubeweging, het bedrijfsleven en de overheden ontwikkelen de laatste jaren een discours (zie BAAS et al., 1990) rond de mogelijkheden de oplossing van het milieuvraagstuk meer te gaan zien in termen van een in de techniek geïntegreerde benaderingswijze. Dit in tegenstelling met de 'end-of-the-pipe' oplossingen. Steeds meer wordt dit idee of dat ultieme streven ook door de industrie aanvaard, zeker als doelstelling in het technologisch denken. Clean Technologies vormen in dat opzicht gelukkig niet langer het abstrakte monopolie van de groene beweging, en het gaat stilaan om veel meer dan enkel wat groene dromen.

Voor de industrie houden Clean Technologies evenwel meer in dan een afvalloze produktie. Het betekent tegelijk een maximale benutting van per definitie schaarse grondstoffen. Clean Technologies dringen zich op, zeker in een marktsfeer van steeds duurder grondstoffen (hoge olieprijs,...) en van steeds kleinere concurrentiemarges. Hoe scherper de concurrentie, en hoe duurder de grondstoffen, des te meer kansen krijgen in dit opzicht de Clean Technologies in de industrie.

Vooraf in de petrochemie, waar een maximale benutting nagestreefd wordt van elke koolstofhoudende molecule uit aardolie, is men niet zo ver meer af van een courante toepassing van clean technologies. De ontwikkeling van steeds efficiëntere en ook regenerereerbare catalysatoren maakt in de petrochemie een haast perfecte omzetting mogelijk van grondstoffen tot tussenprodukten en eindprodukten, zonder dat er zijstromen aan te pas komen. Precies in Antwerpen is de petrochemie prominent aanwezig. Een voorbeeld op dat vlak is de zopas opgestarte fabriek van North Sea Petrochemicals op de Antwerpse Linkeroever, een joint-venture tussen Himont en Statoil. Daar zal weldra propaangas via een dehydrogenatieproces haast integraal omgezet worden in propyleengas, met waterstof als bijprodukt. Daarna wordt het propyleen eveneens integraal omgezet tot polypropyleen via een regenerereerbare katalyse. De Schelde heeft in dat geval geen enkele hinder meer van een chemisch bedrijf op haar oevers. Evenwicht tussen industrie en ecologie is zo niet enkel in theorie, maar ook in de praktijk mogelijk, ook aan de Schelde.

4. EEN DEELASPEKT VERDER DOORGELICHT : DE BAGGERSPECIE

4.1. Inleiding : Baggernoodzaak en probleemstelling

Zoals reeds eerder uiteengezet is baggeren noodzakelijk om de waterdiepten van de vaargeulen op peil te houden. Bovendien strekt de algemene tendens van schaalvergroting zich ook uit naar de scheepstypes, zodat extra verdieping noodzakelijk wordt. Het modern transportmiddel tracht meer volume en tonnage te transporteren met eenzelfde vervoerseenheid.

De bevaarbaarheid van de Schelde wordt met intensieve baggerwerken stelselmatig verbeterd. In 1989 konden voor het eerst schepen met een diepgang van meer dan 15 meter de haven binnenlopen. Het aantal zeeschepen met een laadvermogen meer dan 100.000 ton steeg tot 132. Het spreekt vanzelf dat rederijen klaar staan om elke verbetering van de diepgang onmiddellijk te benutten. De haven van Antwerpen wil dan ook zo snel mogelijk de uitvoering van het programma 50'/48'/43' in de geaktualiseerde versie (zie hoofdstuk 2.2.1.). Om dat mogelijk te maken moeten alle drempels in de Wester- en Zeeschelde, die uitsteken boven de lijn van 48/43 voet (zie figuur 1.6), weggebaggerd worden. Dit plan zal in samenwerking met Nederland worden uitgevoerd, omdat het grootste deel van de werken op Nederlands grondgebied dienen uitgevoerd te worden.

De baggerspecie bestaat uit zand en slib. Het zand is zeer gegeerd als ophogingsmateriaal voor industrieterreinen in de haven. Het slib daarentegen baart meer zorgen. Inderdaad, de grondmechanische karakteristieken van slib zijn ongunstig voor het snel aanleggen van bouwgronden, zodat het minder geschikt is als ondergrond voor zware industriële constructies; bovendien bevat het de geaccumuleerde pollutie uit het verleden.

4.2. Baggerspeciehoeveelheden

Er zijn, voor de berekening van de baggerspeciehoeveelheden, twee benaderingswijzen mogelijk (IMDC, 1990), namelijk :

- een *brongerichte* aanpak, waarbij getracht wordt om de hoeveelheid slib te ramen die door de verschillende bronnen worden gegenereerd in de Zeeschelde (erosie, huishoudelijk en industrieel afvalwater,...);
- een *transportgerichte* aanpak, waarbij het totale transport van vaste stoffen in suspensie geraamd wordt op basis van in situ gemeten hoeveelheden (meetcampagnes van het turbiditeitsniveau en de variatie in ruimte en tijd).

De hoeveelheden baggerspecie hieronder vermeld (4.2 en 4.3) zijn ontleend aan IMDC, 1990.

4.2.1. Brongerichte aanpak

Een van de belangrijkste referentiestudies die op dit gebied is uitgevoerd, is deze van WOLLAST & MARYNS (1981). De resultaten ervan zijn in de volgende tabel samengevat :

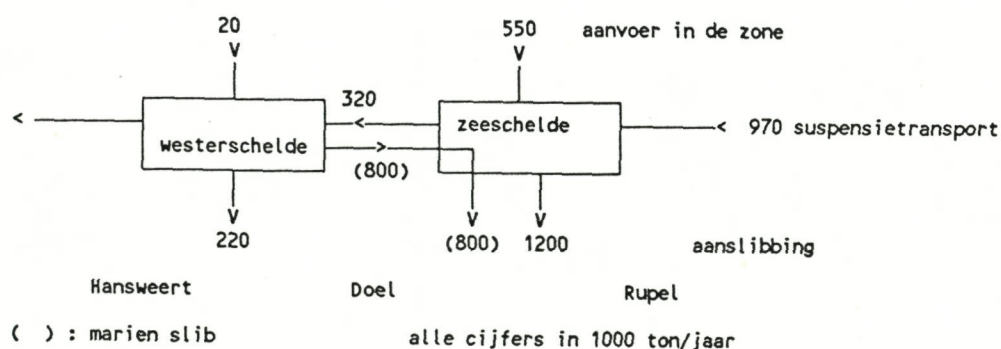
BEKKEN	DEBIET m ³ /sec	OPPERVLAKTE km ²	INWONERS 10 ³	BELASTING (Ton vaste stof/jaar)			
				Bevolking	Industrie	Natuur	Totaal
Boven Schelde	30	6830	546	17910	14650	85780	118340
Leie		3675	666	21870	21610	46160	89640
Dender	9	1381	441	14490	33440	17340	65370
Zenne	11	1150	1353	44370	32360	14440	91170
Dijle	24	3420	886	29100	23160	42950	95210
Nete	17	1605	504	16560	11170	20160	47890
Zee Schelde	(9)	3519	1435	47140	154170	44190	245500
TOTAAL	100	21580	5831	191440	290560	271030	753030

Deze raming van 750.000 ton droge stof per jaar kan worden teruggebracht tot lagere cijfers op voorwaarde dat :

- de zuiveringsplannen van het MINA-plan doorgang vinden, waardoor minder rioolslib in de rivieren terechtkomt;
- erosie van landbouwgronden beperkt wordt;
- het waterbeheersingsbeleid stroomopwaarts meer rekening begint te houden met het natuurlijke sedimenttransport in de rivier.

4.2.2. Transportgerichte aanpak

De globale inventarisatiestudies op basis van de transportgerichte aanpak zijn veelal ouder (zie bvb. WOLLAST, 1976). In deze studies werd de sedimenthoeveelheid bepaald door het gehalte aan materiaal in suspensie te meten (bvb. continue bemonstering met centrifuge). Uit deze benadering werd een jaarlijkse totale aanvoer in de Zeeschelde van 1.200.000 ton lokaal- en riviersediment berekend; uit een 60/40 verhouding van rivier/zee sediment werd aangenomen dat de aanvoer uit zee in de Zeeschelde van de orde van 800.000 ton was. De gegevens zijn samengevat in onderstaand schema :



Ook aan Nederlandse zijde zijn cijfers over de jaarvrachten aan grensoverschrijdend zwevend stof (periode 1981 - 1986) gepubliceerd, zoals hieronder weergegeven :

jaarvracht in duizenden tonnen						
	1981	1982	1983	1984	1985	1986
gemeten zw.stof 1) zw.stof 2)	275	328	316	430 393	436 376	461 351
berekend zw. stof waarvan fluviatiel marien	(vanaf 1980)			450 350 100		
1) bepaald door filtratie over 1.0 μm 2) bepaald door filtratie over 0.45 μm						

Bron : Beleidsplan Westerschelde - deelrapport 3^u RWS - 14 daagse metingen aan de Belgisch-Nederlandse grens

4.2.3. Besluit

Uit de beide benaderingen volgt :

* Bij de bronnenanalyse werd de jaarlijkse hoeveelheid slib die in de Zeeschelde terechtkomt geraamd op 550.000 à 600.000 ton per jaar.

* Bij de transportanalyse wordt de hoeveelheid zwevende stof (slib, ook fijn zand) bemonsterd. De jaarlijkse sedimentatie wordt hier geraamd op 2.000.000 ton. Rekening houdend met het feit dat de slibfractie (< 63 μm) in de bodemsedimenten van de Zeeschelde schommelt tussen 10 % op de Drempel van Zandvliet, 50 % op de Drempel van Lillo en 90 % in de toegangseulen tot de ze sluizen, kan het gemiddelde slibgehalte geraamd worden op 30 à 40 %, hetgeen resulteert in een jaarlijkse aanslibbingsvolume van 600.000 tot 800.000 ton slib. Dit wordt bevestigd door de modelresultaten uit het Beleidsplan Westerschelde (RIJKSWATERSTAAT, 1989).

4.3. Analyse van de baggerwerken

4.3.1. Volumes

Het slib uit de Zeeschelde sedimenteert in de eerste plaats in het 'turbiditeitsmaximum' (zie hoofdstuk 1.4.). Maar ook het grootste deel van de aanslibbingen in de dokken van de Antwerpse haven is afkomstig uit de Schelde. De gebaggerde hoeveelheden staan in de volgende tabellen.

jaar	zone	Zandvliet	Frederik	Lillo **	De Parel	Divers **
1980		1352	-	319	-	154
1981		1483	338	549	346	517
1982		1038	679	283	83	442
1983		1016	-	210	263	1012
1984		1015	500	504	1	1041
1985		1099	165	763	139	632
1986		1267	163	434	269	669
1987		1300	353	372	37	221
1988		1032	288	480	133	1140
1989		1187	110	101*	104	194
gemiddelde		1179	260	435*	137	602

Volumes gebaggerd in de Zeeschelde in 1000 m³/jaar

* : zonder 1989, gezien de baggerwerken voor de Liefkenshoektunnel

** : slibvolumes herleid tot een equivalent volume met een densiteit van 2.0 ton/m³

densiteit jaar	$\gamma > 1.6 \text{ t/m}^3$	$1.6 \text{ t/m}^3 > \gamma > 1.4 \text{ t/m}^3$ (*)	$\gamma < 1.4 \text{ t/m}^3$ (*)
1985	1385	255	1158
1986	1975	2	825
1987	1444	11	826
1988	2413	10	650
1989	1584	22	90
gemiddeld	1760	60	865 (**)

(*) herleid naar een equivalent volume met densiteit 2 t/m^3 $V' = V (d-1)$

(**) 1989 werd niet meegerekend gezien de baggerwerken voor de Liefkenshoektunnel in dat jaar plaatsvonden in de omgeving van de drempel van Lillo waar het grootste deel van deze lichte specie gebaggerd wordt.

Gebaggerde volumes in de Zeeschelde i.f.v. de densiteit in het beun (1000 m^3)

Bron : Statistieken Antwerpse Zeediensten

jaar	Westerschelde	Zeeschelde	Opgespoten
1980	680	459	684
1981	292	1.582	1.360
1982	62	1.784	679
1983	799	1.261	441
1984	425	1.214	1.422
1985	485	2.013	301
1986	954	1.284	564
1987	153	2.102	27
1988	103	1.834	1.135
1989	-	1.392	303
gemiddeld	395	1.492	689

Baggervolumes (1000 m^3 /jaar) per bergingszone.

Bron : Statistieken Antwerpse Zeediensten

jaar	Totaal Baggervolume	Volume in de Zeesluizen en hun zwaaikommen	STORTZONE		
			Zeeschelde	Overdieptes	Op land
1980	1.958	801	687	22	1.248
1981	2.346	1.926	745	15	1.559
1982	1.698	1.199	185	164	1.352
1983	1.846	1.605	455	7	1.381
1984	1.265	590	756	44	466
1985	960	759	172	258	531
1986	878	655	129	11	739
1987	1.157	370	57	5	1.094
1988	1.676	734	38	489	1.149
1989	1.929	510	7	1.205	717
gemid.	1.571	915	323	222	1.024

Volumes (gebaggerd en gestort) uit de Antwerpse Haven (1000 m^3 /jaar)

Bron : Overzicht van de baggerwerken 1989 - Havenbedrijf

De volumes werden gemeten in het beun en niet herleid naar een basisdensiteit.

Voor de specie uit de Antwerpse haven kan de zand/slib verhouding opnieuw op basis van de baggerlocatie worden geraamd :

- zeesluizen en zwaaikommen : 95 % slib
- andere zones : 50 % slib

Conclusie :

- slib gebaggerd in de Zeeschelde : 1.500.000 ton
- slib gebaggerd in de Antwerpse haven : 300.000 ton

totaal : 1.800.000 ton/jaar

Een gedeelte van dit slib wordt verwijderd uit het systeem door storting aan land (ca. 500.000 ton /jaar in de periode 1980-1989). Niettegenstaande de verwijdering van 500.000 ton slib per jaar, kan worden vastgesteld dat in de loop der jaren de schorren van de Schelde langzaam zijn 'opgeslibt', hetgeen wijst op een licht surplus aan slibtoevoer in de zone. De extra-baggerwerken waarbij jaarlijks 1.300.000 ton slib moet worden verplaatst binnen de Zeeschelde om de vaargeul op diepte te houden wijzen eveneens in die richting. Dit leidt tot de schijnbare contradictie dat een toename van de baggerwerken nu om extra hoeveelheden slib uit de Zeeschelde te verwijderen in de toekomst aanleiding zullen geven tot een vermindering van de onderhoudsbaggerwerken.

Zowel om economische redenen (lage kostprijs) als wegens een gebrek aan bergingsplaatsen voor slibspecie op het land wordt de specie deels aan land gebracht en deels teruggestort in overdiepten in de dokken (die daarvoor speciaal worden dieper gemaakt). In het verleden heeft men ook gestort op schorren in de Schelde. Soms tot deze boven water kwamen te liggen. Deze stortlokaties waren wel vooraf bestudeerd (Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout). Door de keuze van deze plaatsen bekwam men tevens een nauwere maar diepere vaargeul.

De havenspecie wordt deels aan land gebracht en deels teruggestort in overdiepten in de dokken. Men dient jaarlijks ca. 650.000 ton slib op land te verwerken om op termijn de verslibbingstendens van de Zeeschelde om te buigen. Bij een volledige realisatie van de waterzuiveringsplannen in Vlaanderen kunnen deze volumes, volgens sommige ramingen, op middellange termijn gereduceerd worden met ca. 50 %.

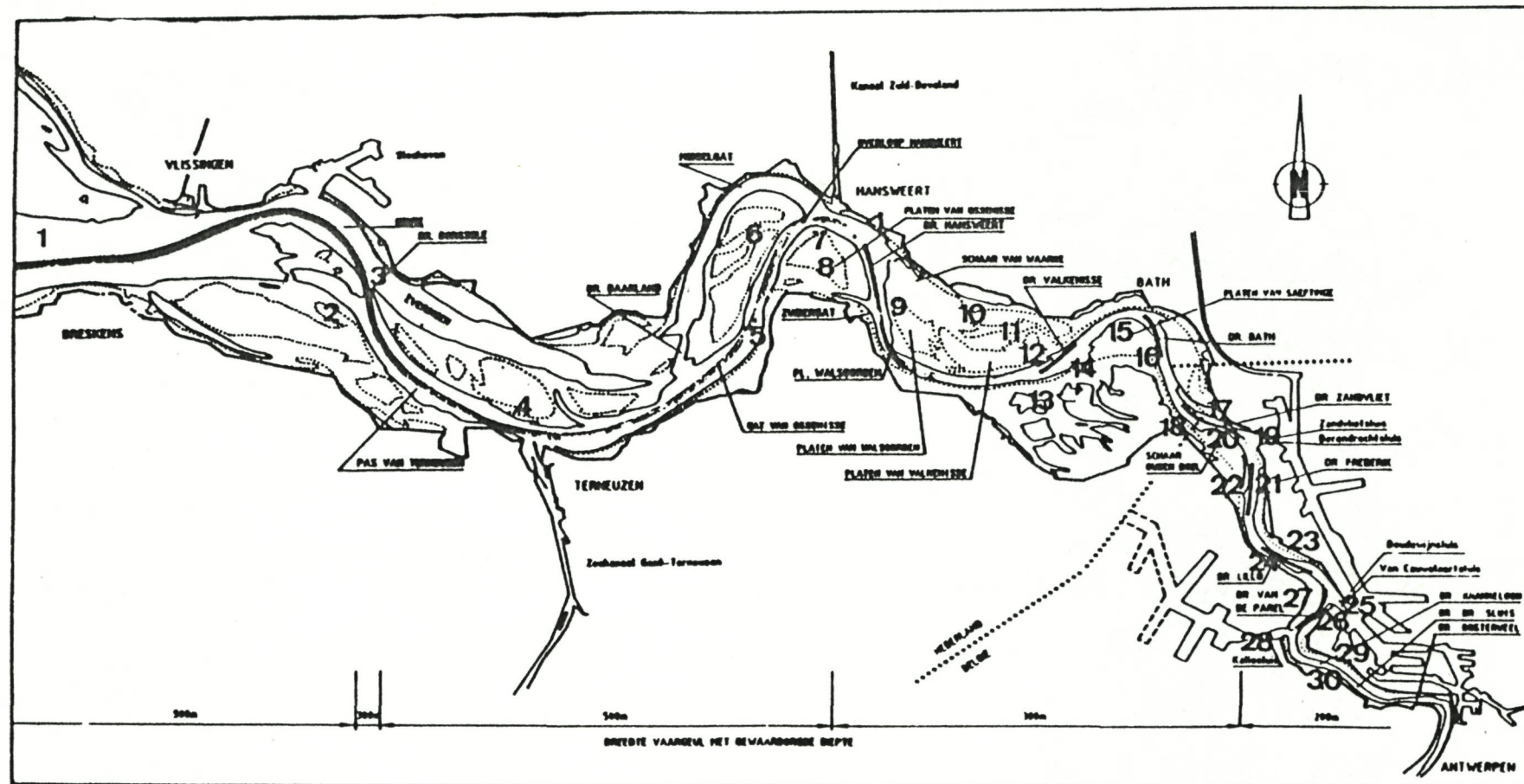
4.3.2. Verontreiniging

De chemische eigenschappen van het slib zijn van invloed op de keuze van de mogelijke bergingsalternatieven en de technische uitwerking ervan. Tevens geven zij een indicatie van welke lozingspunten het best zouden gesaneerd worden aan de bron (prioriteitenstelling saneringsbeleid). Inzake gegevens van de chemische kwaliteit van de baggerspecie werden uitgebreide meetcampagnes gerealiseerd door het Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie (IHE, Afdeling Water/Bodem) in 1985 (IHE, 1986), herhaald in 1989 en 1990 (IHE, 1989, 1990). De plaatsen die bemonsterd werden zijn weergegeven in figuur 4.1.

* zware metalen (zie tabellen op volgende blzn.)

Er bestaan in België geen wettelijke normen inzake de gehalten aan polluenten in baggerspecie die in de Zeeschelde wordt teruggestort. Daarom werden de analysecijfers - na normalisatie - getoetst aan de Nederlandse normering (die ook een voorlopig karakter heeft).

Het rapport van het IHE geeft aan dat de sedimenten op de drempels van Zandvliet, Frederik, Lillo, De Parel en Krankeloon binnen de algemene milieukwaliteitseisen 2000 (klassen 1 en 2) vallen voor de meeste zware metalen, behalve voor de elementen Ni, Cu en Hg, waar deze waarden overschreden worden. Voor Cd wordt de waarde overschreden op de drempel van Lillo.



Figuur 4.1 : Staalnameplaatsen voor de kwaliteitsbepaling van baggerspecie

(bron : IHE, 1989, 1990)

Kwaliteitsklassen baggerspecie

Op deze analyseresultaten werd het normeringssysteem van de Nederlandse 3e Nota Waterhuishouding, zijnde het beleidsplan van Rijkswaterstaat in verband met de Nederlandse wateren, (3) toegepast. Dit systeem deelt de baggerspecie in in vier klassen met volgende kenmerken :

- klasse 1 : . beter dan algemene milieukwaliteit
 . geen beperkingen t.a.v. toepassen en verspreiden in het milieu
- klasse 2 : . tussen algemene milieukwaliteit en toetsingswaarde
 . toepassen en verspreiden in het milieu mogelijk (kwaliteit waterbodem mag niet verslechteren)
- klasse 3 : . tussen toetsingswaarde en signaleringswaarde
 . toepassen en verspreiden in het water onder bepaalde voorwaarden mogelijk
- klasse 4 : . hoger dan de signaleringswaarde
 . verwerken onder gecontroleerde omstandigheden (IBC-criteria) die strenger zijn naarmate de baggerspecie de toetsingswaarde meer overschrijdt. IBC = Isoleren, Beheersen en Controleren.

Parameter	Eenheid	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4
Zn	mg/kg	<480	480-1000	1000-2500	>2500
Cu	mg/kg	<35	35-90	90-400	>400
Cr	mg/kg	<480		480-1000	>1000
Pb	mg/kg	<530		530-1000	>1000
Cd	mg/kg	<2	2-7.5	7.5-30	>30
Ni	mg/kg	<35	35-45	45-200	>200
Hg	mg/kg	<0.5	0.5-1.6	1.6-50	>50
As	mg/kg	<85		85-150	>150
Min.olie	mg/kg	<1000	1000-3000	3000-5000	>5000
EOX	mgCl/kg	<5.5	5.5-7	7-20	>20
Flu	ug/kg	<300	300-2000	2000-7000	>7000
B(b)F	ug/kg	<200	200-800	800-3000	>3000
B(k)F	ug/kg	<200	200-800	800-3000	>3000
B(a)P	ug/kg	<50	50-800	800-3000	>3000
B(ghi)Pe	ug/kg	<50	50-800	800-3000	>3000
Ip	ug/kg	<50	50-800	800-3000	>3000
PCB28	ug/kg	<4	4-30	30-100	>100
PCB52	ug/kg	<4	4-30	30-100	>100
PCB101	ug/kg	<4	4-30	30-100	>100
PCB118	ug/kg	<4	4-30	30-100	>100
PCB138	ug/kg	<4	4-30	30-100	>100
PCB153	ug/kg	<4	4-30	30-100	>100
PCB180	ug/kg	<4	4-30	30-100	>100
HCH	ug/kg	<1	1-20	20-500	>500
A+D	ug/kg	<40		40-500	>500
Endr.	ug/kg	<40		40-500	>500
DDT+	ug/kg	<10	10-20	20-500	>500
Hcl+ep	ug/kg	<20		20-500	>500
Endosulf	ug/kg	<10	10-20	20-500	>500

Vergelijking gemeten gehalten zware metalen en arseen voor 1989 en 1990 (per kg droge stof):

Nr	gran2 <2>=4		Zn mg/kg		Cu mg/kg		Cr mg/kg		Pb mg/kg		Cd mg/kg		Ni mg/kg		Hg mg/kg		As mg/kg	
	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990
1	0.34	5.10	26	32	0.2	1.2	1.2	6.8	5.0	7.9	0.11	0.38	2.0	6.2	0.87	0.08	18.0	10.1
2	0.84	3.08	35	176	0.4	DL	4.6	7.8	2.5	6.5	0.04	0.85	1.9	53.8	1.07	0.05	4.4	3.6
3	0.95	2.19	27	115	0.2	DL	7.3	9.3	2.7	7.3	0.08	0.61	2.2	40.1	0.33	0.06	4.4	2.8
4	0.22	2.15	35	61	0.6	0.8	6.3	10.7	3.5	8.3	0.30	0.36	2.3	13.4	0.67	0.03	13.3	7.1
5	0.02	2.13	31	58	0.2	DL	1.8	9.0	1.4	5.7	0.05	0.14	0.5	10.3	0.57	0.03	7.5	4.8
6	0.06	2.53	35	23	0.2	DL	5.5	7.0	2.7	3.7	0.01	DL	1.0	4.7	0.99	0.02	11.0	2.6
7	0.02	4.35	38	17	1.6	DL	5.0	8.4	3.5	3.0	0.22	DL	1.7	2.0	0.55	0.16	11.8	4.1
8	0.21	2.78	23	50	1.1	DL	5.1	10.2	6.5	4.7	0.25	0.25	3.4	5.5	1.91	0.04	9.2	2.8
9	0.34	2.96	43	55	2.5	0.5	1.3	8.7	2.9	3.8	0.94	0.15	7.9	6.3	2.89	0.30	5.7	1.7
10	0.17	3.62	46	36	0.2	DL	7.2	7.5	2.0	5.6	0.27	0.27	2.1	4.3	0.13	0.29	4.7	1.5
11	0.13	2.40	31	21	0.2	0.7	2.0	6.1	2.3	3.8	0.16	0.07	1.4	3.5	0.24	0.04	6.7	3.7
12	0.06	2.05	36	20	1.2	DL	3.6	5.3	2.5	4.0	0.44	0.07	2.1	3.2	2.35	0.01	7.3	3.6
13	0.34	2.64	35	22	1.3	DL	4.3	8.3	3.3	4.6	0.17	0.26	2.6	3.6	1.63	0.03	8.8	2.6
14	0.22	3.04	30	40	0.7	DL	9.5	7.2	3.4	4.1	2.50	0.09	3.2	6.5	0.50	0.03	4.1	2.9
15	0.13	3.60	26	79	0.6	3.4	1.8	11.9	4.9	8.6	0.08	1.06	3.5	19.6	6.95	0.08	8.4	4.5
16	0.52	2.62	43	83	0.9	1.7	4.6	10.4	5.2	6.3	0.26	0.74	2.9	25.3	0.31	0.05	9.1	2.9
17	6.60	3.87	140	65	4.0	7.1	69.4	23.6	45.0	6.4	0.75	0.60	26.5	5.9	1.90	0.07	6.3	5.0
18	3.33	3.40	120	98	21.0	7.8	69.0	22.1	27.3	7.4	0.60	0.80	26.4	5.2	0.60	0.06	8.1	5.8
19	13.40	54.78	540	502	105.0	97.7	171.1	203.5	130.6	103.5	1.36	12.80	75.2	48.3	20.40	1.30	6.0	27.7
20	0.20	2.45	30	78	44.9	6.4	31.1	19.8	8.1	7.0	0.18	0.50	9.1	4.1	1.80	0.06	2.3	3.0
21	2.07	1.90	113	93	11.0	2.2	22.0	16.8	10.0	5.1	2.17	0.20	7.8	3.0	0.69	0.03	9.8	4.5
22	2.13	5.98	65	142	44.2	17.7	52.1	38.4	21.9	15.7	0.42	1.40	39.2	7.4	1.10	0.16	5.0	17.6
23	2.33	10.30	155	211	15.0	26.7	43.0	54.5	15.0	24.4	2.38	3.00	9.1	12.6	2.87	0.24	15.2	20.1
24	4.07	11.20	295	290	40.0	51.4	62.0	79.3	31.0	43.7	6.81	8.60	24.9	19.9	0.85	0.58	29.0	19.7
25	15.07	51.07	768	533	126.0	106.1	169.0	195.6	88.0	102.2	8.82	12.50	63.3	46.3	2.31	1.34	55.4	26.5
26	5.80	6.12	194	150	24.5	15.3	66.9	46.0	41.6	15.3	0.74	1.80	33.9	8.1	1.30	0.16	10.6	15.1
27	4.60	11.47	175	104	17.4	17.9	80.6	48.3	54.5	14.2	0.80	1.40	32.1	6.8	1.90	0.23	8.5	12.1
28	18.80	52.40	736	556	121.0	124.7	156.0	201.9	113.0	120.0	9.07	15.80	70.2	50.2	3.60	1.52	51.6	28.1
29	0.47	6.48	45	123	3.0	2.1	20.0	25.9	6.0	10.3	0.23	0.50	4.3	3.8	0.52	0.03	5.8	12.8
30	1.07	11.34	48	138	5.0	11.2	17.0	41.8	8.0	25.8	3.55	1.50	3.9	6.7	0.59	0.25	5.3	14.6

DL : d

Vergelijking kwaliteitsklassen zware metalen en arseen voor 1989 en 1990

Nr	Zn(*)		Cu(*)		Cr(*)		Pb(*)		Cd(*)		Ni(*)		Hg(*)		As(*)	
	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	2	1	1	1
3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1	1
4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1
5	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
6	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
7	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
8	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1
9	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1
10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
12	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1
13	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1
14	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1
15	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1
16	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1
17	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	3	1	1	1
18	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	3	1	2	1	1	1
19	2	1	3	2	1	1	1	1	1	3	3	1	4	2	1	1
20	1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	3	1	1	1
21	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1
22	1	1	3	1	1	1	1	1	1	2	3	1	2	1	1	1
23	1	1	1	2	1	1	1	1	2	2	1	1	3	1	1	1
24	2	1	2	2	1	1	1	1	3	3	3	1	2	2	1	1
25	3	1	3	2	1	1	1	1	3	3	3	1	3	2	1	1
26	1	1	2	1	1	1	1	1	1	2	3	1	3	1	1	1
27	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	3	1	3	1	1	1
28	2	1	3	2	1	1	1	1	3	3	3	1	3	2	1	1
29	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1
30	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	2	1	1	1

* organische polluenten

De baggerspecie werd geanalyseerd op :

- minerale olie, EOX en PAK
- PCB's
- organochloorpesticiden.

In de tabellen werden hierna de cijfers voor minerale olie, EOX en PAK's opgenomen. Gemiddeld genomen voldoen alle monsters aan de algemene kwaliteitsnormen voor minerale olie, organohalogeenvverbindingen (EOX) en organochloorpesticiden, behalve voor linaan (gamma-HCH; klasse 3 in de toegangsgeulen tot de Boudewijn/Van Cauwelaertsluizen en de Kallosluis en op de drempels De Parel en Zandvliet). De meeste overschrijdingen voor klasse-3 criteria zijn te vinden bij de PAK's (Flu, B(b)F, B(a)P, BghiPe, Ip).

De algemene conclusies die uit deze gegevens door de overheid werden getrokken, zijn (MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP - DEPARTEMENT LEEFMILIEU EN INFRASTRUCTUUR, 1991) :

- De specie van de ganse Westerschelde blijkt op enkele uitzonderingen na tot de klasse 1 te behoren. De enkele uitzonderingen hebben geen enkele logische verklaring zodat terecht de vraag kan gesteld worden of het hier om een toevalligheid gaat.
- De specie van de Beneden-Zeeschelde behoort voor het overgrote deel tot de klasse 3. Dit wordt wederom verklaard door het hoger slibgehalte van de specie aldaar (flocculatiezone) en het feit dat de verontreinigende stoffen zich bij voorkeur hechten aan slibdeeltjes.
- In tegenstelling tot de bemonstering van 1985 scoort de EOCI (nvdr. : EOX) parameter thans overal klasse 1. In 1985 was zoals reeds vermoed bij de analyse een interferentie met zwavel opgetreden die resulteerde in verkeerde analyseresultaten. Door in 1989 en 1990 een ontzwaveling toe te passen kon de echte EOCI waarde worden bepaald, die zoals gebleken overal tot klasse 1 behoort. (...)
- De bemonsterings- en analysecampagne 1989 en 1990, met daarop toegepast de Nederlandse normering waarbij frequent correctiefactoren gelijk aan 5 worden toegepast, d.w.z. dat de geanalyseerde waarden vermenigvuldigd worden met 5 (nvdr: vanwege een organisch gehalte < 2 %), tonen aan dat de baggerplaatsen op de Westerschelde praktisch overal klasse 1 bevatten. Dit zou volgens de derde nota waterhuishouding moeten betekenen dat deze specie zonder problemen terug in de rivier mag gestort worden.
- De specie van de Beneden-Zeeschelde behoort tot de klassen 2 en 3, wat eveneens volgens de 3e nota waterhuishouding zou betekenen dat terugstorten in het water slechts onder bepaalde voorwaarden mogelijk is.

Tot zover de officiële conclusies. Er mag op gewezen worden dat de toepassing van de klasse-indeling van zeer groot belang is voor de uiteindelijke mogelijkheden om de specie te bergen : als Nederland blijft vasthouden aan het principe dat géén specie uit de oostelijke Westerschelde naar het westen mag verplaatst worden (-hetgeen in schijnbare kontradiktie is met de principes die zijn neergelegd in de hierboven geciteerde derde nota waterhuishouding-) dan betekent dit dat een gecontroleerde berging de enige uitkomst is (zie verder 4.4.5.).

Vergelijking gemeten gehalten min.olie, DOI en PAH voor 1989 en 1990 (per kg droge stof)

Nr	O.S.		%	Olie		DOI		Flu		B(b)F		B(k)F		B(a)P		BghiPe		Ip		PAH Tot.	
	1989	1990		1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990
1	1.48	1.83		13	DL	0.04	0.03	5.9	43.0	4.2	30.0	1.9	10.0	2.2	13.0	5.8	31.0	2.4	32.0	22.4	159.0
2	1.19	1.03		7	DL	0.05	0.08	3.6	16.0	2.5	14.0	1.2	3.3	1.6	5.2	2.2	6.1	1.7	11.0	12.8	55.6
3	0.97	1.09		7	DL	0.05	0.06	19.2	28.0	8.7	25.0	4.1	5.7	6.3	7.9	4.8	8.9	2.8	14.0	45.9	89.5
4	0.86	0.41		13	DL	0.04	0.07	12.1	23.0	8.9	15.0	4.8	3.9	5.8	6.0	13.5	10.0	4.9	9.6	50.0	67.5
5	0.69	0.36		8	DL	0.06	0.09	2.6	5.6	2.2	2.8	1.3	0.6	2.0	0.7	2.9	1.1	1.4	2.0	12.4	12.8
6	0.43	0.41		8	DL	0.05	0.11	1.6	4.1	0.7	1.8	0.3	0.4	0.5	0.5	1.6	1.7	0.7	1.3	5.4	9.8
7	0.31	0.45		12	DL	0.04	0.10	4.3	4.6	2.7	1.9	2.1	0.4	1.7	0.6	2.0	0.7	2.0	1.0	14.8	9.2
8	0.28	0.52		28	DL	0.05	0.10	5.4	11.0	3.6	9.5	1.8	2.2	2.4	2.9	3.1	6.8	1.4	7.4	17.7	39.8
9	0.22	0.52		20	DL	0.06	DL	15.3	11.0	11.8	6.2	10.4	1.5	8.8	2.2	23.4	3.7	11.0	2.8	80.7	27.4
10	0.43	0.52		20	DL	0.08	0.11	2.8	5.3	1.8	4.6	1.0	0.9	1.1	1.1	1.7	3.4	1.0	3.1	9.4	18.4
11	0.29	0.59		20	DL	0.06	0.10	2.5	8.7	1.9	6.9	0.9	1.5	1.2	2.0	1.4	3.0	0.8	4.3	4.7	26.4
12	0.33	0.52		28	DL	0.07	0.12	3.0	4.2	1.5	3.7	1.0	0.7	1.3	0.9	1.8	0.4	1.0	0.6	9.6	10.5
13	0.67	0.76		20	DL	0.05	0.08	7.6	16.0	5.1	14.0	2.5	3.2	4.1	5.0	3.1	7.2	2.5	8.3	24.9	53.7
14	0.45	0.60		35	DL	0.04	0.10	9.7	17.0	6.8	14.0	3.3	3.2	5.3	4.2	4.3	7.1	2.7	13.0	32.1	58.5
15	0.43	0.78		28	DL	0.06	0.12	5.7	47.0	3.4	45.0	1.6	13.0	2.3	16.0	2.5	18.0	1.4	32.0	16.9	171.0
16	0.91	0.50		20	DL	0.06	0.11	12.0	29.0	7.6	26.0	3.8	5.6	5.0	7.7	4.3	16.0	3.7	14.0	36.4	98.3
17	1.60	1.34		356	61	0.10	0.12	322.0	100.0	324.0	80.0	97.0	19.0	275.0	29.0	140.0	66.0	123.0	53.0	1181.0	347.0
18	1.74	1.71		300	53	0.13	0.26	248.0	80.0	272.0	67.0	90.0	16.0	158.0	23.0	153.0	44.0	101.0	51.0	1014.0	281.0
19	4.34	5.26		762	870	0.90	2.60	943.0	1200.0	997.0	1400.0	306.0	360.0	562.0	620.0	474.0	1200.0	391.0	970.0	3673.0	5750.0
20	1.34	1.14		27	73	0.05	0.23	38.0	98.0	32.0	62.0	10.0	16.0	19.0	16.0	13.0	24.0	13.0	35.0	125.0	251.0
21	1.34	0.90		135	31	0.20	0.17	235.0	46.0	121.0	28.0	66.0	6.0	170.0	8.0	86.0	DL	93.0	14.0	771.0	102.0
22	1.40	1.97		238	134	0.18	0.45	281.0	200.0	223.0	220.0	74.0	56.0	132.0	84.0	54.0	91.0	111.0	130.0	875.0	781.0
23	1.95	2.79		131	295	0.13	0.40	176.0	290.0	108.0	170.0	61.0	80.0	121.0	120.0	87.0	100.0	80.0	140.0	633.0	980.0
24	2.64	2.57		369	431	0.43	1.52	505.0	580.0	215.0	520.0	107.0	140.0	242.0	190.0	148.0	530.0	179.0	330.0	1396.0	2290.0
25	5.12	6.88		1143	1210	1.12	3.63	1888.0	1100.0	948.0	1800.0	492.0	390.0	1032.0	740.0	572.0	1000.0	663.0	1100.0	5595.0	6130.0
26	2.76	1.69		769	195	0.10	0.45	579.0	290.0	292.0	260.0	155.0	70.0	275.0	120.0	238.0	110.0	235.0	170.0	1774.0	1020.0
27	1.62	1.34		378	449	0.06	0.53	602.0	270.0	477.0	220.0	148.0	58.0	261.0	92.0	214.0	65.0	169.0	140.0	1871.0	845.0
28	6.24	7.80		923	1430	2.07	3.12	1689.0	1500.0	555.0	1700.0	470.0	410.0	791.0	660.0	594.0	1300.0	643.0	1100.0	4742.0	6670.0
29	0.48	1.14		6	66	0.06	0.09	114.0	52.0	53.0	24.0	30.0	12.0	65.0	19.0	29.0	8.8	40.0	19.0	331.0	134.8
30	0.95	1.22		42	151	0.17	0.31	147.0	280.0	60.0	190.0	32.0	51.0	51.0	75.0	30.0	110.0	42.0	110.0	362.0	816.0

Vergelijking kwaliteitsklassen min.olie, DOI en PAH voor 1989 en 1990

Nr	Olie(*)		DOI(*)		Flu(*)		B(b)F(*)		B(k)F(*)		B(a)P(*)		BghiPe(*)		Ip(*)		PAH Tot. (*)	
	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990	1989	1990
1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	1	2	1	2
2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
3	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1
5	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
6	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
7	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
8	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
9	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1
10	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
11	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
12	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
13	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
14	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1
15	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	2	1	2	1	2	1	2
16	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1
17	2	1	1	1	2	2	3	2	2	1	3	2	2	2	2	2	2	2
18	2	1	1	1	2	2	3	2	2	1	3	2	2	2	2	2	2	2
19	2	2	1	1	3	3	3	3	2	2	3	3	3	3	3	3	2	2
20	1	1	1	1	1	2	1	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2
21	1	1	1	1	2	1	2	1	2	1	3	1	2	1	2	2	2	1
22	2	1	1	1	2	2	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
23	1	2	1	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
24	2	2	1	2	2	3	3	3	2	2	3	2	2	3	2	3	2	2
25	2	2	1	1	3	2	3	3	3	2	3	3	3	3	3	3	2	2
26	2	1	1	1	3	2	3	3	2	2	3	2	3	3	3	3	2	2
27	2	2	1	1	3	2	3	3	2	2	3	2	3	3	3	3	2	2
28	2	2	1	1	3	3	3	3	2	2	3	3	3	3	3	3	2	2
29	1	1	1	1	2	1	2	1	1	1	2	2	2	1	2	2	2	2
30	1	1	1	1	2	2	2	3	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2

4.4. Verwerking van baggerspecie

Gezien het slib een specifieke behandeling moet ondergaan alvorens nuttig gebruikt te kunnen worden, is het noodzakelijk om de zand- en slibfractie te scheiden. Die scheiding wordt in de natuur gedeeltelijk spontaan gerealiseerd omdat de slibrijke sedimenten zich in sterke mate concentreren in zones met een lage stromingsenergie :

- toegangsgeulen tot sluizen
- zwaaikommen achter de sluizen.

Naast de scheiding van de zand- en slibfractie is een goede, snelle ontwatering van het slib noodzakelijk. De gebruiksmogelijkheden aan land van het baggerslib zijn niet evident. Slibzuiveringssystemen (die micropolluenten verwijderen om het bodemmateriaal te reinigen) zijn nog eerder experimenteel en zeer duur. Grootschalige toepassingsmogelijkheden van vervuild slib zijn in België nergens uitgetoet, en er is vooralsnog geen volledig zicht op alle aspecten van deze mogelijkheden. Hieronder worden daarom eerst een aantal bergings- en verwerkingsmethoden beschreven. Voor een algemene discussie van de aanpak in Vlaanderen, zie VAN HOOFF, 1991.

4.4.1. Berging van baggerspecie in onderwatercellen

Een relatief nieuwe methode van slibberging bestaat in de opvulling van overdiepten of cellen in de bodem van kanaaldokken. Hierbij wordt dus het schone substraat uitgebaggerd, en vervangen door vervuild slib. Door middel van diepwerkende cutterzuigers worden cellen gerealiseerd in de onderliggende lagen, en dit tot juist boven het niveau van een ondoorlatende (klei-) laag. In de dokken op de Linkeroever bedraagt de diepte van deze cellen zowat 9 meter (VAN HOOFF et al, 1991). De capaciteit ervan varieert tussen de 500.000 en 1.000.000 m³. Met het oog op een systematische toepassing van dit procédé, wordt tijdens de opvullingswerkzaamheden verschillende aspecten ervan nauwkeurig nagegaan, o.a. de invloed van de geborgen specie op de omgeving, door bvb. dispersie van polluenten in het grondwater. Na berging in de onderwatercellen zouden deze, afhankelijk van de consolidatiegraad van het slibsediment, door middel van 'capping' kunnen worden afgezonderd van het dokwater. De berging in de cellen kan van tijdelijke aard zijn (zoals bvb. in de Kanaaldokken op de Rechteroever), ofwel definitief.

4.4.2. Scheiding van de zandfractie en de slibfractie

* Aanwending van 'scheidingsstorten'

Scheidingsstorten zijn langwerpige stortten (de breedte is zowat 40 meter), die aan één uiteinde in open verbinding staan met een waterbassin. Aan het gesloten eind van de stortten wordt de gemengde specie op een gecontroleerde wijze ingebracht. Zandkorrels met een hogere hydrodynamische dichtheid bezinken het eerst, terwijl de slibvlokken met het perswater worden meegevoerd, tot de energie daarvan bezinking mogelijk maakt. Deze methode werd toegepast op de Linkeroever, en men kon vaststellen dat er zich een efficiënte scheiding had voorgedaan. Het zuiver zand van het begin van het stort kon apart worden weggegraven. Het zuiver slib (einde) en het materiaal uit de gemengde zone (halverwege het stort) kan eventueel verder behandeld worden.

* Toepassing van de elutriator of opstroomklasseerder

Dit toestel steunt op een verticale uitwassing van fijne partikels uit een mengsel, waaruit de grovere deeltjes tegen de stroming in bezinken. De elutriator bestaat uit twee in elkaar geschoven cilindres met een totaal volume van 200 m³. Het voedingsdebiet kan tot 300 m³ per uur bedragen. Mits het toevoegen van bepaalde chemicaliën en de juiste dosering van de beluchting kunnen reeds in de elutriator bepaalde verontreinigingen van de slibfractie worden afgescheiden. Het afgescheiden zand kan worden gebruikt, het slib kan bvb. in laguneringstorten worden geborgen.

4.4.3. Laguneringstorten

Slib dat op een hydraulische manier in storten wordt aangevoerd, heeft een zeer lange ontwaterings- en consolidatietijd, zelfs als het in dunne lagen wordt aangebracht. Het is dus zeer ruimte-intensief, terwijl er in het gehele gebied ruimtegebrek is voor de inrichting van grote oppervlaktstorten.

In andere landen (bvb. Duitsland) worden reeds grote mechanische middelen ingezet om de ontwatering te versnellen (bvb. zeefbandpersen). In het Linkeroevergebied wordt momenteel (1991) onderzoek verricht naar de mogelijkheid om slib in speciaal daartoe aangelegde storten toch op een gewone, natuurlijke wijze versneld te laten ontwateren en consolideren, zodat het na een bepaalde tijd d.m.v. droog transport kan afgevoerd worden en eventueel voor nuttige doeleinden aangewend. Deze storten worden speciaal ingericht en behandeld om een versnelde ontwatering en consolidatie te bewerkstelligen. Hiertoe worden volgende voorzieningen getroffen :

- aanbrengen van een drainagesysteem waarmee het water rechtstreeks in afvoergrachten buiten het stort gebied wordt;
- aanbrengen van slib in verschillende lagen, tot een maximum laagdikte nat mengsel van 2 meter;
- het perswater en het oppervlaktewater wordt zo snel mogelijk afgevoerd;
- het uitdrogingsproces van het sliboppervlak wordt versneld door toepassing van mechanische middelen (amfirol en discuswiel) en door het aanbrengen van een vegetatie met diepwortelende planten.

Na ca. 1 jaar is het watergehalte aanzienlijk verminderd, zodat het materiaal per vrachtwagen kan getransporteerd worden.

Uitgaande van de voorgestelde verwerkingscapaciteit (650.000 ton/jaar) en de maximale slibbelasting van de bekkens van 500 kg/m², is een netto ontwateringsoppervlakte van 130 hectare nodig. Tensamen met de infrastructuur (dijken, wegen, grachten,...) zou een dergelijke inplanting 200 hectare grond behoeven.

4.4.4. Alternatieve ontwateringstechnieken

Naast de toepassing van de veeleer natuurlijke ontwateringstechnieken zoals hierboven beschreven, bestaat ook de mogelijkheid om het slib met mechanische middelen vrijwel ogenblikkelijk te ontwateren tot een bruikbaar niveau. Hiervoor kunnen vacuümfilters, kamerfilterpersen, indikkers, centrifuges, bandfilterpersen enzovoort gebruikt worden. Op dit ogenblik is de haven van Hamburg, omwille van acuut plaatsgebrek, het verst gevorderd met deze systemen. Men heeft er een installatie met een indikker-flokkulatietank, een bandfilterpers en een napersinstallatie met een rendement van ca. 20 ton droge stof per uur (KRONING, 1988).

4.4.5. Berging 'Plan Valkenissegebied'

De Commissie voor de Waterhuishouding van de Nederlandse Raad van de Waterstaat (RAAD VAN DE WATERSTAAT, 1985) is van oordeel, dat voor de oplossing van de baggerspecieproblematiek, deze in overeenstemming zal moeten zijn met het beleid, dat elders in Nederland wordt gevoerd met betrekking tot de berging van verontreinigde baggerspecie. Het standpunt van de Commissie is dan ook dat er slechts baggerspecie van klasse 1 terug in de rivier mag gestort worden. Daarenboven vindt de Commissie dat specie uit het oostelijk gedeelte van de rivier niet mag gestort worden in het westelijk gedeelte.

Door de beperkte capaciteit van mogelijke stortplaatsen in de rivier zag men praktisch als enige alternatief de aanleg van een grote bergingslokatie op de Scharen van Waarde en Valkenisse, die zouden aangevuld worden tot minstens laagwaterpeil en mogelijk zelfs tot boven hoogwaterpeil. Het komt erop neer dat op de platen van Valkenisse, alsook langs de rand van het Verdrongen Land van Saeftinghe, een aantal leidammen worden aangelegd die de stroming in de vaargeul dringen.

Alle baggerspecie uit de omgeving wordt gestort ten noorden van de leidam op de platen van Valkenisse, waardoor de Schaar van Waarde en de Schaar van Valkenisse opgevuld raken.

Het is de bedoeling het ganse gebied aan te vullen tot minimum laagwater, en op deze wijze een soort natuurgebied te creëren waar terug allerlei fauna en flora tot ontwikkeling kan komen. Dankzij de leidammen, en mogelijk nog andere constructies in het gebied, moet het zand en slib achter de leidammen blijven waardoor een einde zou komen aan het rondpompen van baggerspecie.

Indien men ermee rekening houdt dat door de verdieping van de Schelde de te baggeren hoeveelheden met 50 % zullen toenemen, is het evident dat er dringend alternatieve stortplaatsen nodig zijn. Indien deze dan nog ingepast kunnen worden in de ecologie van het estuarium, kan de schade van de baggerspecieberging tot een minimum herleid worden.

4.4.6. Nuttige toepassingen van baggerspecie

Het slib, dat uit het systeem wordt verwijderd, kan worden afgevoerd naar welbepaalde bestemmingen, of kan eventueel op termijn aangewend worden voor nuttige doeleinden. De mogelijkheden hiervan zijn sterk afhankelijk van de verontreinigingsgraad van het slib. Op de berging van onderhoudsbaggerspecie is immers de reglementering van de afvalstoffen van toepassing. Voor dergelijk materiaal kunnen bijvoorbeeld volgende toepassingen overwogen worden :

- als aanvullingsspecie voor het dempen van putten of het verwezenlijken van ophogingen;
- als afdeklaag of bodemverbeteraar voor kleiarde gronden;
- als component in vermenging met drijfmest voor toepassing in de landbouw;
- als recyclagemateriaal in de bouwnijverheid (kunstmatig grind,...).

Deze mogelijkheden staan echter nog nergens als grootschalige oplossing, en het is zeer de vraag of het ook maatschappelijk aanvaardbaar zal kunnen worden toegepast.

4.5. Sediment-water pollutendynamiek

Het is in hoofdstuk 2.3. en hierboven (4.3.2.) gebleken dat de vervuiling in alle deelcompartimenten van het estuariene systeem aanwezig zijn. Het is daarom essentieel dat een goed begrip en inzicht over de sediment-water pollutendynamiek ontwikkeld wordt, dat dienstbaar kan worden gesteld binnen het beleid. Keuzes over de mogelijke bergingsopties zijn immers kritisch afhankelijk van wat er met de vervuiling gebeurt indien de baggerspecie in een ander milieucompartiment, met andere fysico-chemische eigenschappen, terecht komt.

4.5.1. Processen

Naast de verontreiniging door organische micropolluenten is vooral de aanwezigheid van zware metalen van ecologisch belang. Het gedrag van metalen in een waterig milieu is zeer complex door de talrijke reacties die kunnen optreden in slecht gedefinieerde, vaste en opgeloste componenten. In estuariene gebieden zorgt de getijdenwerking nog voor een voortdurende variatie van saliniteit, pH, dichtheid en concentratie aan ionen.

In een waterige omgeving kan men vier niet-biologische reservoirs van metalen onderscheiden, die onderling een sterke interactie vertonen (SALOMONS & FORSTNER, 1984) :

- materie in suspensie
- sediment
- oppervlaktewater
- interstitieel water.

In het rivierwater bevinden zware metalen zich in verschillende fasen : opgelost onder drie verschillende vormen (als vrij ion, als complex of als colloïde), en geadsorbeerd aan een vaste fase, die organisch of mineraal (Fe/Mn-oxy-hydroxide, klei) kan zijn. De overgang tussen oplossing en vaste fase is een uitgestrekt gebied van labiele colloïden. In contact met zeewater zullen zich allerlei reacties voordoen : adsorptie/desorptie, (co-)precipitatie, complexatie... (MINISTERIE VAN VOLKSGEZONDHEID EN LEEFMILIEU - BMM & BESTUUR DER WATERWEGEN, 1990).

Hoogmoleculaire organische stoffen, zoals humuszuren, bevatten carbonzuren en fenolische componenten. Dissociatie van deze groepen brengt een oppervlaktelading met zich mee, waardoor (electrostatistische) adsorptie en complexvorming eenvoudig worden. Deze organische stoffen kunnen ook adsorberen aan oppervlakken van anorganisch materiaal en hierdoor dit oppervlak veranderen. Deze processen spelen zeker een belangrijke rol bij de flocculatie.

Het meeste onderzoek werd tot op heden uitgevoerd op de anorganische fraktie. Door hydratatie van de anorganische partikels op de breukoppervlakken adsorberen watermoleculen, die dan kunnen dissociëren in H^+ en OH^- -ionen. De oxide-oppervlakken reageren als zwakke zuren of basen in oplossing, die protonatie ondergaan als reactie op pH-veranderingen. Deze oppervlakken kunnen dan complexeren met andere ionen onder uitwisseling van protonen. Hieruit leidt men het effect van zuurtegraad en adsorbansconcentratie op de adsorptie af. De metalen die aan de gesuspendeerde deeltjes zijn geadsorbeerd, ondergaan dezelfde transportprocessen in de estuaria als het gesuspendeerde materiaal. Door de veranderende hydrografie in het estuarium, of na depositie van het sediment, en uiteraard na berging van het baggerslib in andere condities, zullen de geadsorbeerde metalen in het nieuwe milieu herverdeeld worden.

Ook de biologische activiteit is belangrijk in de studie van de sporeëlementen : organismen accumuleren niet alleen metalen uit het abiotische reservoir, maar ze kunnen ook interageren met die metalen en de processen beïnvloeden. Enkele belangrijke processen zijn :

- verandering in zuurtegraad;
- reductie van sulfaat in sedimenten tot sulfide, door bacteriën onder anaërobe condities, tot vorming van metaalsulfides;
- redoxomzettingen van anorganische verbindingen;
- omzetting van anorganische naar organische verbindingen en vice-versa, vooral methylatie en demethylatie.

4.5.2. Samenspel van processen in het estuariene milieu

Vermits het estuarium per definitie een plaats is waar zoet- en zeewater met elkaar in contact komen, komen daar verschillende gradiënten voor die de oorspronkelijke verdeling van de elementen in zee- en zoet water kunnen wijzigen. Deze verandering zal in vrijwel alle gevallen neerkomen op een remobilisatie van de zware metalen uit het slib, en wordt vooral veroorzaakt door de volgende chemische veranderingen in het water :

- verhoogde zoutconcentratie :
 - * alkali en alkalische kationen treden in competitie met de geadsorbeerde metaalionen;
 - * complexvorming van de metalen met anorganische liganden (Cl^- , SO_4^{--}).
- veranderingen in de redoxtoestand :
 - * zuurstofrijker zeewater
 - * zuurstofarm rivierwater (in relatie met hoge BOD-vracht of eutrofiëring)
- verandering van pH (zeewater heeft hogere pH), hetgeen oplossing/neerslag van carbonaten en hydroxiden en geassocieerde metalen beïnvloedt;
- aanwezigheid van diverse organische en synthetische liganden (EDTA, NTA), die stabiele metaalcomplexen kunnen vormen.

Naast deze vier processen zijn er, zoals hoger reeds aangehaald, de biochemische processen waarbij zware metalen getransformeerd worden van sediment naar plant of dier, en ofwel onmiddellijk ofwel via decompositie terug in het water terecht komen.

Aangaande de individuele metalen dient natuurlijk hun specifieke gedrag gemeld te worden : ze bezitten alle hun eigen distributievoëfficiënten (K_d), hun oplosbaarheid, hun fysico-chemische en bacteriële mobiliseerbaarheid.

Voor de onderlinge vergelijkbaarheid van pollutengehalten in particulier materiaal is ook de normalisatie van de bekomen analyse-resultaten van zeer groot belang. Deze gebeurt veelal door de resultaten te vergelijken met het aanwezige Al-gehalte (kleifractie), gloeiverlies bij 1100 °C (PF of GV; verlies organische en carbonaatfractie), POC of particulier organisch koolstof, en uiteraard de granulometrische distributie van het sediment zelf (< 2 micrometer, < 63 micrometer, ...).

In de meeste studies wordt de distributievoëfficiënt gedefinieerd als de verhouding van de particuliere metaalconcentratie in de waterkolom ten opzichte van de opgeloste metaalconcentratie (VAN ALSENOY et al., 1990) :

$$K_d = \frac{\text{particuliere concentratie } (\mu\text{g/g})}{\text{opgeloste concentratie } (\mu\text{g/l})}$$

Dit wil zeggen : uitgedrukt in de dimensie 'liter per gram'.

Aan de hand van de berekende K_d -waarden is men in staat te evalueren of een metaal tijdens zijn transport doorheen het Scheldeestuarium gemobiliseerd wordt, dus meer naar de opgeloste fase getransfereerd wordt (de K_d daalt) of de geadsorbeerd wordt, dus meer naar de particuliere fase getransfereerd wordt (de K_d stijgt). Mobilisatie en adsorptie zijn in dit geval algemene uitdrukkingen die bijvoorbeeld ook de sedimentatie van aangerijkte deeltjes (K_d daalt) of de menging met metaalarme deeltjes (K_d daalt) inhouden. In een estuarium beperkt men zich meestal tot het vergelijken van K_d -waarden bepaald in de verschillende zones van het estuarium, om na te gaan of het de opgeloste dan wel de particuliere fase is die belangrijker wordt naarmate het transport van het metaal vordert.

Enkele voorbeelden voor metalen (BAEYENS et al., 1988) kunnen dit toelichten :

* K_d cadmium : deze daalt met ongeveer twee ordes van grootte vertrekkende van de zoetwaterzone (binnenzone estuarium) tot aan de monding in zee. Deze stroomafwaartse daling is te wijten aan enerzijds een mobilisatie van het particulaire cadmium, zodat de opgeloste concentratie ook lichtjes stijgt, maar anderzijds omdat we naar een andere suspensiepopulatie overgaan waarvan de deeltjes veel minder cadmium bevatten. Deze kunnen van mariene oorsprong zijn of van de lokale bodem. In de Belgische kustzone, onder directe invloed van de Schelde, bedraagt de K_d voor cadmium ongeveer 12 (l/g). Dit is van dezelfde orde van grootte als in de monding van het estuarium.

* K_d lood : vergeleken met cadmium, blijft de K_d hier bijna constant doorheen het estuarium. Tussen de hoogste (zoetwaterzone) en de laagste (aan zee) waarden ligt slechts een factor 3 verschil. Bovendien bemerken we een lokaal minimum in het turbiditeitsmaximum. Het is mogelijk dat in deze zone gunstige omstandigheden heersen voor een lokale mobilisatie van lood (hogere concentratie in oplossing, lagere in suspensie), omstandigheden die noch stroomop- noch stroomafwaarts weergevonden worden, daar heersen weer hogere K_d -waarden. Zowel in de Belgische kustzone als in de monding van de Schelde bedraagt hij 380 (l/g).

* K_d kwik : deze is nog minder variabel dan die voor lood, met als minimum 105 en maximum 185 (l/g), behalve in het turbiditeitsmaximum, waar hij ongeveer een factor 2 hoger is dan elders. Deze verhoging is te wijten aan de lage kwikconcentraties in oplossing.

Hieruit kunnen we dus afleiden dat metalen, gebonden aan het slib in het turbiditeitsmaximum, gemakkelijker weer in oplossing zullen gaan in volledig zoet of zout water, als het daarheen getransporteerd wordt door stromingen of baggerwerken.

De mobiliseerbaarheid of verdeling van de metalen is echter niet enkel een kwestie van de K_d : ze is afhankelijk van omgevingsfactoren zoals pH, Eh, saliniteit, bacteriële activiteit,... Sommige beïnvloeden op een directe wijze de K_d , door adsorptie/desorptie, of op indirecte wijze door de hoofdbestanddelen van het sediment te wijzigen (mineralisatie van de organische stoffen, heroplossen of precipitatie van ijzer en mangaanhydroxiden). Deze gegevens kunnen niet worden bekomen door louter de (statische) K_d van een longitudinaal meetprofiel te bekijken, maar vereisen andere technieken, zoals bvbv. de (dynamische/kinetische) sequentiële extractie. Deze techniek bestaat erin om, met behulp van opeenvolgende extracties, de verschillende lithogene fasen van het sediment te vernietigen, waardoor tegelijkertijd de hieraan geassocieerde (spore-) metalen worden vrijgemaakt. De mobiliseerbaarheid van de aan het sediment geassocieerde metalen neemt af met elke extractiestap. De methode aangewend door BAEYENS et al. (1988) onderscheidt 5 verschillende frakties :

- 1. een uitwisselbare en carbonaatfractie
- 2. een reduceerbare fractie
- 3. een zuurafbreekbare fractie
- 4. een organische en sulfidefractie (of oxideerbare fractie)
- 5. een residuele fractie.

Belangrijk om de impact van baggerslib op het ecosysteem te kunnen evalueren is de distributie van de metalen over de mineralogische frakties van de sedimenten te kennen. Tijdens het uittesten van de methode bleek dat de stappen 1, 2 en 3 onder invloed van sterke mechanische inwerking (in de natuur : bvb. turbulentie), of door de extractie steeds maar te blijven herhalen, slechts arbitrair gescheiden zijn. Wil men in een estuarium op veilig spelen, dan moet men wat betreft de vlugge fysicochemische mobilisatie van polluenten in baggerslib de extractiestappen 1 tot 3

samen beschouwen. Stap 4, de oxidatieve stap, is een veel langzamere stap in de natuur die overeenstemt met de bacteriële afbraak van organisch materiaal.

Enkele cijfervoorbeelden :

- **cadmium** : 36 % fysicochemisch mobiliseerbaar en 63 % bacterieel (oxidatief)
- **lood** : 30 % fysicochemisch en 35 % bacterieel
- **kwik** : bijna geheel bacterieel
- **chromium** : 10 % fysicochemisch en 17 % bacterieel

BAEYENS et al. (1990) onderzocht experimenteel de invloed van de microflora op de mobilisatie van metalen uit Scheldesediment. De experimentele vaststellingen, zoals voor cadmium, durven wel eens afwijken van de verwachtingen : er werd geen hoge bacteriële mobilisatie waargenomen. Wat wel experimenteel werd vastgesteld was de methylering van kwik. De wisselende redoxomstandigheden van het turbiditeitsmaximum bieden daartoe zeer gunstige condities.

4.5.3. Mogelijke vrijstelling van polluenten bij verschillende bergingstechnieken van baggerspecie

Men zou, op basis van bovenstaande en andere theoretische overwegingen, een soort evaluatie kunnen maken van de verschillende fenomenen die kunnen optreden inzake de vrijstelling van polluenten in functie van het gekozen bergingsalternatief. Hieronder worden kort enkele elementen opgesomd die daarop betrekking hebben. Een konkrete, praktijkgerichte keuze kan uiteraard enkel gebeuren in een meer uitgewerkte M.E.R. of soortgelijke evaluatie, waarin alle reële omstandigheden in de beoordeling betrokken worden.

* Storten in vloedscharen

Uit studie over het gedrag van polluenten blijkt dat de volumefactor een grote rol speelt : hoe groter het volume waarin het slib gesuspenderd wordt, hoe groter (tot een optimaal volume) de desorptie van zware metalen. Uit extractieonderzoek blijkt dat de verhouding 'L' (liquid) / 'S' (solid) belangrijk is, doch binnen een welbepaalde range. De uitloging verhoogt tussen een verhouding 0.2 tot 5, maar bij L/S van 5 wordt een plateau bereikt. Hogere L/S verhoudingen resulteren niet in hogere extractieëfficiënties. Een gelijkaardig fenomeen zal zich ook voordoen wanneer de extractievloeistof Scheldewater is. Vermits in de vloedschaar een voortdurende verversing kan plaatsvinden, en dus verdunning, zal zich hier een relatief belangrijke desorptie kunnen voordoen. Dit alles zolang de baggerspecie zich in een situatie met een hoog watergehalte bevindt : van zodra een geconsolideerde afzetting is gevormd, is de remobilisatie in essentie dezelfde als die vanuit het oorspronkelijke sediment.

* Storten in zee

Dezelfde opmerking als hierboven geldt hier ook, maar hier voegt zich het fenomeen bij van grotere desorptie bij stijgende saliniteit. De studie van het desorptiegedrag in functie van de tijd leert dat er een verschil bestaat tussen rivier- en zeewater : voor rivierwater wordt het evenwicht na enkele uren bereikt, in zeewater echter hebben de elementen enkele dagen nodig om het evenwicht te bereiken (VAN ALSENOY et al., 1990).

Door de fysische verspreiding van het geloste materiaal kan de chemische impact van het slib zich ook over een grotere oppervlakte verspreiden door dispersie. Grote hoeveelheden anoxisch sediment kunnen de zuurstofbalans negatief beïnvloeden.

* Storten in overdiepte : aquatische berging aan land

In vergelijking met beide voorgaande bergingsmethoden is de verdunning van het slib in water hier beperkter. In geval er met 'capping' gewerkt wordt, waarbij de sliblaag met een zuiverdere toplaag bedekt wordt, is er vrijwel geen uitwisseling met het bovenstaande water. De vervuiling zal dan gelokaliseerd blijven in het depot, en eventueel dient op langere termijn met effecten naar het grondwater rekening gehouden te worden. De biologische faktor (anaërobe methaangisting,...) kan wel een belangrijker rol spelen.

* Berging aan land

Bij deze methode treden heel andere reacties op : als het baggerslib uitdroogt, verandert heel het systeem van evenwichten en complexen die in het waterige milieu bestaan. Vluchtige bestanddelen zullen verdwijnen; door invloed van de regen (lagere ionensterkte en lichtzure reactie) zullen de carbonaatbuffer-systemen afgebroken worden, en door competitie met de protonen zullen de metaalionen gemakkelijker gemobiliseerd worden. Oplosbare componenten zullen uitgespoeld worden, en vormen een risico voor verspreiding en eventuele besmetting van het grondwater. Extra zorg moet dus worden besteed aan de opvang en de behandeling van het opgevangen (pers)water. De vervanging van het zoute water door zoet water zal een totale vervanging van de microbiologische fauna en flora veroorzaken, waarbij ook op langere termijn de zuurstofhuishouding van dit reëquilibrerende bodemmateriaal zal wijzigen. De overgang van anaërobie naar aërobie is daarbij een zeer belangrijk proces in de distributie van de polluenten. Onderzoek in opdracht van de firma SILT NV uitgevoerd aan de R.U.Gent (VERLOO & TACK) naar de karakterisatie van zware metalen in baggerspecie schijnt hetvolgende uit te wijzen :

- de onmiddellijke uitloogbaarheid van zware metalen uit baggerslib door water is zeer klein (getest met DIN 38414), en stelt dat de uitloogbaarheid 'gecorrigeerd is met de grovere fraktie' (i.e. : hoger bij een groter gehalte zand ?);
- na verloop van tijd stijgt de uitloogbaarheid ten gevolge van de oxydatie van het slib; dit is echter een tijdelijk fenomeen, want na doorgedreven oxydatie (ijzer, mangaan) vermindert de uitloogbaarheid opnieuw omdat de metalen dan met die oxyde-fasen geassocieerd worden. De invloed van de tijd wordt artificieel gesimuleerd door het materiaal te verhitten;
- extractie van een belangrijk deel van de zware metalen (tot 60 à 70 % in het onderzoek) kan gerealiseerd worden met behulp van complexonen (ammoniumacetaat-EDTA) en of verhitting van het slib.

* Algemeen

De verwijdering van verontreinigd baggerslib uit het verontreinigde turbiditeitsmaximum van het Scheldeëstuarium dient rekening te houden met de mogelijke vrijstelling van erin opgeslagen vervuiling : er moet over gewaakt worden dat de schade niet uitgebreid wordt (naar meer westelijke gebieden in het estuarium, of voor het terrestrische milieu).

Bij definitieve stockage buiten het aquatische systeem dient geweten te zijn wat de lange termijn-effecten hiervan zullen zijn. Per belangrijke pollutant (en voor allemaal samen) moet een dergelijk scenario doorgerekend worden : metalen, organische micropolluenten,... allemaal hebben ze (individueel of per karakteristieke groep) een vrij specifiek gedrag.

De waterbodemonverontreiniging is het resultaat van de waterverontreiniging. Het beleid t.a.v. watermassa, bodem en het gehele systeem (biota inbegrepen) moet onderling coherent zijn. Een strategische meerjarenplanning voor een geïntegreerd waterkwaliteits/bodemkwaliteitsbeheer is geen overbodige luxe (zie verder 5.1.5.).

5. ECOLOGIE VAN HET BELEID

5.1. Betrokkenen, hun aangrijpingspunten en operationele doelstellingen, schaalniveau's

5.1.1. Inleiding

Het is niet onlogisch dat een gemeenschappelijk goed zoals de Schelde stuit op tegenstrijdige belangen tussen de diverse gebruikers. In die groep gebruikers worden doorgaans twee soorten onderscheiden, namelijk zij die het water als een noodzakelijk economisch goed beschouwen ('harde' functie), zoals de industrie en de scheepvaart, en ten tweede zij die de Schelde vooral zien als een eigen ecologisch systeem, en als natuurwaarde ('zachte' functie, 'betekenis'). De eerste soort zijn actieve gebruikers, waarvoor de Schelde een noodzakelijk goed is in functie van een economische activiteit; de tweede groep zijn 'passieve' gebruikers, waarvoor de Schelde een kleiner direkt financieel belang voorstelt. Hierbij is het duidelijk dat de actieve gebruikers beter georganiseerd zijn en zich ook beter verdedigen om hun prioriteiten voor de Schelde te laten gelden, terwijl de 'marginale' gebruiker, passieve gebruiker, rekreatant of ekologische genietster meestal lijdzaam moet toezien aan de zijlijn.

Ruwweg is de kwaliteit van het Scheldewater tot op heden - en zeker tot het einde van de jaren '60 - een afspiegeling van deze ongelijke machtsverhoudingen tussen actieve en passieve gebruikers.

De werkelijkheid is anno 1991 veel verfijnder dan die ruwe opsplitsing : de scherpe lijn tussen harde en zachte gebruikers is gewijzigd in een overgangsgebied, waarbij prioriteiten van harde en zachte gebruikers plots veel dichter bijeen (schijnen te) liggen. Zo heeft de recreatie zich ontwikkeld tot een harde sektor, waarbij de ecologische waarde van een stroom als de Schelde tegelijk zware economische troeven vormt. De visserij is een ander overlappingsgebied tussen harde en zachte waarden, dat evenwel minder voor de Schelde speelt, omdat er zich nooit een uitgebreide visserijsector aan de Schelde ontwikkeld heeft met een meer dan lokaal belang. Een stroom als drinkwaterbron betekent eveneens een harde faktor. Door het zoutgehalte van de Zeeschelde is deze functie niet van toepassing. Ook de bevolking langs de oevers en de vroegere passieve gebruikers stellen zich harder op in de huidige maatschappij, en leggen hun maatschappelijke prioriteiten en verzuchtingen steeds nadrukkelijker op.

De recente (milieu)wetgeving zou er moeten op gericht zijn het evenwicht, en liefst zelfs de convergentie, tussen hard en zacht te hervinden.

Aangaande specifiek *estuariën* beleid, waar het probleem van de meervoudige interacties zich zeer sterk stelt, zijn in het verre en nabije verleden studies gepubliceerd : BAEYENS & JACQUES, 1981; GROENEWOUD, SCHEELE & VAN WESTEN, 1990. Uiteraard zal verder meermaals verwezen worden naar het Beleidsplan Westerschelde, waarvan in 1989 een ontwerp-versie werd gepubliceerd (KLANKBORDFORUM WESTERSCHELDE, 1989) en dat intussen is gefinaliseerd (KERNGROEP WESTERSCHELDE, 1991).

5.1.2. Het beleid inzake recreatie- en visserijfunctie

Wat betreft de recreatie en visserij kunnen de 'gebruikers' van het systeem worden ingedeeld in twee groepen : langs en op het water. De conflicten met andere gebruikers situeren zich voor de eerste groep bijna uitsluitend op het gebied van het ruimtebeslag. Voor de tweede groep komen daar nog een aantal veiligheidsaspecten en het gebruik van de 'natuurlijke rijkdommen' bij. Essentieel valt alles echter terug te voeren op de waterkwaliteit : dit is het grote interactiepunt waarmee zowel de visserij als de recreatie (in haar diverse vormen) staat of valt.

Zoals voor de andere gebruiksfunctie situeert het beleid (of zou het zich moeten situeren) op diverse niveaus gaande van supra-nationaal (EG en overleg tussen oeverstaten) over 'bekken' autoriteiten tot lokale overheden. Ook de diverse belangengroepen situeren zich op die niveaus: van multinationale ondernemingen en industriële drukkingsgroepen tot plaatselijke V.V.V.'s.

Men kan niet anders dan constateren dat zowel een echt supra-nationaal als een bekkenbeleid ontbreken op de gebieden recreatie en visserij (en overigens niet alleen daar) : zo zijn er bijvoorbeeld geen EG-vangstquota voor visserij op rivieren. Het beleid en de conflicten spelen zich grotendeels af op plaatselijk niveau : ontwikkelen van verblijfstoerisme, stranden, jachthavens enz.; uitbouw van lokale industrie, bescherming van natuurgebied... Een uitzondering vormt de regelgeving voor het ruimtegebruik op de rivier zelf dat wordt geregeld door de nationale en regionale instanties.

In het Nederlandse 'Ontwerp Beleidsplan Westerschelde' komen recreatie en visserij aan bod : voor recreatie wordt in eerste instantie gestreefd naar een stabilisatie, voor de visserij streeft men naar een uitbreiding ingegeven door economische motieven.

In het Vlaamse MINA-plan wordt er enkel een indeling gemaakt van de verschillende waters in categorieën : de Schelde komt echter niet in het stuk voor, noch in de categorie viswater, noch in de categorie zwemwater. Van een gewestelijk beleid kan men wat dit betreft dus moeilijk spreken.

5.1.3. Het beleid inzake scheepvaart- en vaarwegfunctie

De Westerschelde blijft een belangrijke vaarweg met sterk ontwikkelde zeehavens op Belgisch en Nederlands grondgebied. De uitbouw van deze zeehavens gaat gepaard met een vraag naar verdere verdieping van de Schelde. Die verdieping maakt het voor de scheepvaart o.a. mogelijk om de havens met grotere schepen te bereiken. Er tekenen zich volgende mogelijkheden af :

- de mogelijkheid van een grotere intensiteit van het gebruik van de vaarweg. Opvaart in één getij naar Antwerpen wordt ook voor grotere schepen mogelijk. Dit kan belangrijk zijn wanneer schepen bvb. door slecht weer opgehouden worden, zodat men op bepaalde ogenblikken een congestie krijgt. Men heeft immers vastgesteld dat door de toename van de gemiddelde tonnenmaat van de schepen het aantal schepen gelijk blijft en bovendien een stijging van het goederenvolume genoteerd wordt.
- de mogelijkheid te voldoen aan de eisen die de strakke vaarschema's, met name van containerlijnen, stellen
- een bijdrage aan een vlotte en dus veilige afwikkeling van het scheepvaartverkeer door het verlagen van de drempels in de geulen en een betere spreiding van het scheepvaartverkeer door het minder getij-afhankelijk te maken.

De verhoging van de verkeersveiligheid op de Schelde wordt tevens bevorderd door de ingebruikname van de walradarketen op 01.03.91, die het verkeer in alle omstandigheden moet begeleiden.

Inzake de evolutie van de scheepvaart zal een keuze moeten gemaakt worden tussen een verdieping van de vaarweg, zodat de scheepvaart zo weinig mogelijk geremd wordt en het beperken van de diepgang omwille van ecologische nadelen.

Recente Nederlandse modelstudies (waarnaar wordt verwezen door MEIRE, 1991) zouden erop wijzen dat er geen scherpe kontradiktie is tussen het vergroten van het areaal overstroomd gebied (slikken, schorren, ...) en het onderhouden van de diepte van de vaargeul.

Zeevervoer wordt in 't algemeen beschouwd als een veilig verkeer. Door de congestie van het landvervoer in gans Europa is vervoer met zee- en binnenschepen een ecologisch verantwoord alternatief. Keerzijde van de medaille is dat het onderhoud van de vaargeul permanente onderhoudsbaggerwerken vergt. Zolang de waterzuiveringsplannen niet volledig gerealiseerd zijn, en de waterbodem van de rivieren gesaneerd is, houdt dat in dat er een groot slibprobleem blijft. Hiervoor moete een ecologisch en economisch verantwoorde oplossing gevonden worden. Berging aan land met een alternatieve nabestemming is aangewezen.

Mogelijk zal de keuze inzake de vervoerdragers in de toekomst op een supranationaal niveau gemaakt worden. De EG wil immers een gecoördineerd vervoersbeleid voor de toekomst uitstippelen. Er werden bvb. al ontwerp-EG-richtlijnen uitgewerkt inzake het vervoer van gevaarlijke goederen met zeeschepen.

Ter bescherming van het mariene milieu werden hier reeds bijkomende veiligheidsreglementeringen uitgewerkt, zoals de loodsverplichting op het nemen van extra sleepboten. Met uitzondering van de gevolgen van de baggerwerkzaamheden verandert een betere bereikbaarheid dan wel een grotere intensiteit van het gebruik van de vaarweg betrekkelijk weinig aan de mate waarin de scheepvaart strijdig zou kunnen zijn met andere functies, bijvoorbeeld op het gebied van waterkwaliteit of ecologie. Verontreiniging of rustverstoring worden nauwelijks beïnvloed door een verhoudingsgewijze beperkte toename van de gebruiksfunctie van de vaarweg.

Mogelijke verontreiniging door de scheepvaart zal in de toekomst verder teruggedrongen worden door de verplichte aanwezigheid van MARPOL-ontvangstinstallaties in de havens en de internationale afspraken inzake de controle en bestrijding van zeevervuiling.

De Belgische vraag tot realisatie van het Baalhoekkanaal zal zeker niet gemakkelijk gerealiseerd kunnen worden. Het plan stuit met name nog op grote weerstand in de Provincie Zeeland. Het economisch nut van dit kanaal komt praktisch volledig toe aan de ontwikkeling van de haven van Antwerpen op de Linkerscheldeoever, terwijl het kanaal bijna uitsluitende op Nederlands grondgebied gepland is. Bovendien moet voor dergelijke grote ingrepen een milieu-effektrapport opgesteld worden. Gezien het Baalhoekkanaal langs - en niet door - het Verdrongen Land van Saefthinge loopt, zal men het project steeds zeer sceptisch bekijken, gezien de kwetsbaarheid en de uniciteit van het gebied.

5.1.4. Het beleid inzake waterhuishouding en overstromingsbescherming

* Waterafvoer

Het hydrologisch beleid van het Scheldebekken beoogt ondermeer de ontwatering (drainage) van wat genoemd wordt 'waterzieke' landbouwgronden. Deze ingrepen komen tot stand in het kader van bvb. ruilverkavelingen of normalisatie-werken op waterlopen. De landbouwsector is meestal vragende partij. Het overleg en de planning terzake is georganiseerd geval per geval. Er is een behoefte aan een meer doordachte koppeling van waterkwantiteits- en waterkwaliteitsbeheer. Elke ontwikkeling inzake 'ecologische' waterkwaliteitsdoelstellingen of 'integraal waterbeheer' gaat over die weg. In Vlaanderen zijn structuren aanwezig (zoals de provinciale waterbeheerscommissie's) die in die richting kunnen uitgebouwd worden. Door een versnippering van bevoegdheden en belangen (Polderbesturen, Gemeentebesturen, waterzuiveringsmaatschappijen, milieu- en infrastructuursoverheden,...) komt dit geïntegreerde beleid niet of moeizaam (in prangende gevallen) tot stand. Binnen de Vlaamse administratie (AROL, Bestuur voor Landinrichting) worden voor bepaalde deelgebieden 'Bijzondere Waterbeheersingsplannen' (BWP's) ontworpen, die aansluiten op het Sigmaphan (zie hieronder).

* Overstromingsbescherming

In Vlaanderen :

Laaggelegen steden en gemeenten in het Beneden-Scheldebekken zijn in het verleden gekonfronteerd geweest met overstromingen, en trachten het risico daarop zo sterk mogelijk te beperken. De besluitvorming rond het Sigmaphan is bijzonder snel verlopen (voorbeeld van besluitvorming n.a.v. een ramp), met gebruik van bvb. uitzonderingsprocedures inzake de onteigening van gronden (onteigening nà uitvoering van de werken).

Ten aanzien van de drie 'poten' van het Sigmaphan (dijken, potpolders, stormvloedkering) kunnen volgende bemerkingen gemaakt worden :

- dijken : Gezien de essentie van wat beoogd werd (het uniform optrekken van de 'wanden' van de rivier) was er niet bepaald veel speelruimte om bij de uitvoering ruimte te laten voor veel variatie. Toch is de algemene indruk dat het natuurbehoud er bij de uitvoering van de dijkwerken bijzonder bekaaid is afgekomen, omdat quasi nergens met natuur als randvoorwaarde is rekening gehouden (zie ook hoger 2.2.2.). Een herziening van het beleid wordt vanuit het natuurbehoud gewenst, gezien de ongunstige nevenwerkingen van de genomen maatregelen. Het herstel van een aantal zoetwater-getijdegebieden moet worden overwogen.

In sterk bebouwde gebieden (bvb. Antwerpen-centrum) werden muren opgetrokken om de beoogde dijkhoogte te realiseren.

- potpolders : De potpolder (met als kenmerk : lage gebruiksfrequentie voor een zeer groot volume water) is het minder ecologisch alternatief als opslagvolume voor overtollig water. De contestatie die lokaal (gemeenten) langsheen de Zeeschelde is gevoerd, heeft er geleid tot een patstelling. Het huidige geformuleerde beleid is nog steeds gericht op de realisatie van de potpolders.

- stormvloedkering : De realisatie van de stormvloedkering wordt gezien als het sluitstuk van het Sigmaplan. Vanwege de enorme investeringskost hadden de plannen in het recente verleden geen kans. Er zijn conflicten mogelijk met de scheepvaart en het natuurbehoud (plaats van bouwput op Linkeroever) en algemene esthetische bezwaren (inpassing in de interface tussen Antwerpen en de stroom).

In Nederland :

'Bij afweging van andersoortige belangen en functies ten opzichte van het zeeweringsbelang moet dit laatste primaat hebben.' (KERNGROEP WESTERSCHELDE, januari 1991).

Bovenstaand citaat uit het Beleidsplan Westerschelde laat er geen twijfel over bestaan dat de waterkeringsfunctie van de Westerschelde-randgebieden als een paal boven water staat. Er wordt een onderscheid gemaakt tussen strand- & duinverdediging (Westerscheldemonde) en oeververdediging (langsheen het estuarium). De uitwerking van het eerste luik kadert in de planningsnota 'Kustverdediging na 1990', waarin scenario's t.a.v. zeespiegelstijging worden beschouwd.

De dijken zijn in Nederland op 'Deltasterkte' gebracht, t.w. korresponderend met een stormvloedpeil te Vlissingen van +5.40 NAP. Maar ook de buitendijkse (intertidale) gebieden maken deel uit van de waterkering. Tegelijk maakt het beleidsplan er daar de bedenking bij dat, indien de vaargeulverdieping schadelijke nevenwerkingen heeft op de staat van randgebieden (schorren), de kosten voor het herstel en behoud van deze waterkeringen op rekening dient te komen van de belanghebbende partij van de vaargeulverdieping. Een duidelijk standpunt aan het adres van het Vlaamse Ministerie van Leefmilieu en Infrastructuur, vragende partij voor de verdiepingswerken.

5.1.5. Het beleid inzake watervervuiling en ecologie

Zoals in hoofdstuk 2.3. besproken, heeft de watervervuiling van het Scheldeëstuarium diverse facetten. Voor het beleid staan vooral de pollutanten die rechtstreeks belang hebben voor het ecologisch functioneren, in het centrum van de aandacht : zuurstofhuishouding, sommige metalen en toxische organische verbindingen. Een samenhangend beleid i.v.m. waterzuivering dient oog te hebben voor zoveel mogelijk relevante parameters en milieuoverwegingen. Essentieel in het evenwichtig beheer van een watersysteem is, dat de verhouding belasting/draagkracht voor alle bijdragende deelbekkens, zowel stroomopwaarts als stroomafwaarts, en rekening houdend met alle belangrijke randvoorwaarden (zelfzuiverend vermogen, waterbodem, verdunning, ...), gelijkwaardig is. Dit zou een omschrijving kunnen zijn van de term 'bekkenbeleid'.

De formulering van de beleidsdoelstellingen aan beide zijden van de Nederlands/Belgische grens is tot op heden niet geharmoniseerd. Nederland stelt waterkwaliteits-voorwaarden aan de mogelijke uitvoering van een aantal Belgische 'eisen' (bevaarbaarheid en infrastructuurwerken). Hieronder wordt een beschrijving van de beleidsontwikkelingen gegeven.

* De 'Waterverdragen'

De recente ontwikkelingen inzake het grensoverschrijdend waterkwaliteitsbeleid worden beheerst door vraag op welke wijze met Nederland een akkoord kan gesloten worden rond de verbetering van de bevaarbaarheid van de Westerschelde. De zogeheten 'Waterverdragen' met Nederland werden zestien jaar geleden, op 19.06.75, geparafeerd maar daarna in België niet geratificeerd. De drie verdragen waren :

- het Verdrag betreffende de verdeling en de kwaliteit van het water van de Maas
- het Verdrag betreffende de totstandkoming van het Baalhoekkanaal
- het Verdrag betreffende de verbetering van de vaarweg door de Schelde nabij het Nauw van Bath.

Voor een grondigere doorlichting van de historie, zie STRUBBE, 1988.

Na het niet-ratifiëren van deze verdragen werd in '84 op technisch vlak de studie afgerond van het verdiepingsprogramma 48'/43'. België heeft dan officieel afgezien van de uitvoering van de inhoud van het derde verdrag (Bocht van Bath). De onderhandelingen over de Waterverdragen werden heropend, omdat Nederland de uitvoering van het verdiepingsprogramma o.a. koppelde aan de uitvoering van het Maasverdrag. De koppeling tussen Maas en Schelde heeft al die jaren binnen België voor complexe communautaire verwickelingen gezorgd. En sinds die tijd zijn de divergenties tussen

- * Vlaanderen
 - dat de Scheldeverdieping als eerste prioriteit ziet;
 - dat stilaan een actief waterkwaliteitsbeleid ging voeren in het Scheldebekken, dat een heel eind tegemoet komt aan de Nederlandse verzuchtingen;
 - dat steeds akkuter met de baggerspecieproblematiek geconfronteerd werd;
- * Brussel
 - dat in heel deze haven/waterkwaliteitsdiscussie vooral meespeelt vanwege zijn aanzienlijke bijdrage in de watervervuiling
- * Wallonië
 - dat de eisen die gesteld worden aan de Maas (kwaliteit/kwantiteit) beschouwt als extra-inspanningen die enkel ten goede komen aan Vlaamse belangen, en die niet voortvloeien uit de eigen beleidsformulering;
 - waar de grote steden (Luik, Namen,...) ook nog niet beschikken over waterzuiveringsinstallaties;

niet essentieel verminderd. De vraag is op welke wijze - de goede oude compensatiepolitiek ? - aan deze patstelling een einde kan komen.

De Nederlandse onderhandelaars zien zich dus in de praktijk geconfronteerd met een heterogene groep van onderhandelaars die elk een geaccentueerd deelbelang verdedigen, en die zich slechts na moeizame interne onderhandelingen op een gemeenschappelijk Belgisch standpunt kunnen akkoord verklaren. Het Belgisch standpunt t.a.v. Nederland wordt bepaald in een speciaal Ministercomité ad hoc waarin de belangrijkste nationale en gewestelijke politieke tenoren die met de Schelde van ver of van dichtbij te maken hebben, zetelen. Dit Ministercomité mandateert een onderhandelings-delegatie onder leiding van dhr. Poppe.

Wat leefmilieu betreft, behoort het tot de bevoegdheid van de nationale Staatssecretaris voor Leefmilieu, om dit in internationaal perspectief te coördineren. Zo heeft M. Smet België vertegenwoordigt op de belangrijkste internationale milieuconferenties, en tracht zij ook het Belgisch milieustandpunt t.a.v. de Scheldeproblematiek te ontwikkelen. Inzake de waterkwaliteit is men intussen niet verder geraakt dan de intussen fameuze 'kwaliteitsnormen voor viswater voor karperachtigen' (voor Schelde en Maas). De nationale Staatssecretaris is van oordeel dat een dergelijk minimalistisch standpunt niet getuigt van een konstruktieve opstelling, en *de facto* achterhaald is door internationale engagementen, zoals bvb. de reductiedoelstellingen van de Noordzeeconferenties (zie verder). De reactie van de Nederlandse delegatie - o.l.v. dhr. Biesheuvel - hierop is inderdaad geweest dat dit minimum geen moderne milieupositie mocht heten. Nederland heeft daarop beslist een eigen ontwerp van verdragstekst te formuleren, waarin de aanpak van het waterkwaliteitsvraagstuk zijn beslag zou krijgen. Deze tekst werd op 12 april 1991 in Nederland gefinaliseerd (ministerraad), en vervolgens als onderhandelingsdokument aan de Belgische delegatie overgemaakt. In dit ontwerp-Verdrag (ANONIEM, 1991) worden essentieel de volgende thema's behandeld :

- de principes van samenwerking (Maascommissie en Scheldecommissie) (hoofdstuk II)
- de aanpak van de kwaliteit van deze rivieren (hoofdstuk III)
- de waterafvoer (hoofdstuk IV)
- de vaarwegproblematiek (hoofdstuk V).

Op het ogenblik van het afsluiten van dit studierapport (15.05.91) is geen officiële Belgische reactie op dit dokument gekend.

De gehele tekst ligt in de lijn van de internationale ontwikkelingen inzake grensoverschrijdend waterkwaliteitsbeleid, zoals die plaatsvinden binnen de UN-Economische Commissie voor Europa (UN-ECE, Genève). Daar wordt op dit ogenblik een verdrag onderhandeld dat misschien al in de herfst van 1991 zal goedgekeurd worden. Het Nederlandse ontwerp-Verdrag over Maas en Schelde oogt als een bilaterale toepassing van het ECE-ontwerp.

De afspraken van de Noordzeeconferentie(s) zijn in het Nederlandse ontwerp-Verdrag verwerkt. Vooral de beslissingen van de Tweede (Londen, 1987) en Derde (Den Haag, 1990; THIRD INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF THE NORTH SEA, 1990) Noordzee-conferentie zullen een belangrijke weerslag hebben op het waterbeleid. Deze afspraken dienen te worden geïmplementeerd - met diverse instrumenten - op de verschillende bestuurlijke niveau's. De voor de Schelde belangrijkste konkrete doelstellingen zijn :

- vrachtreductie van de toevoer van 'gevaarlijke' (i.e. persistente, bioaccumuleerbare en toxische stoffen) stoffen met 70 % (kwik, cadmium, lood, dioxines) of 50 % (overige uit lijst van 36 stoffen) tussen 1985 en 1995;
- bannen/beperken van sommige pesticiden;
- vrachtreductie met 50 % van de aanvoer van N- en P-verbindingen tussen 1985 en 1995.

Deze doelstellingen vergen vanzelfsprekend een samenhangende aanpak, waarbij een grondige analyse van de diverse bijdragen in de vrachten (industriesektoren, landbouw, huishoudens,...) moet gebeuren. Het is daarbij - eens te meer - essentieel dat ook over de gewestgrenzen heen wordt samengewerkt. Daarmee komt meteen het waterkwaliteitsbeleid in België aan de orde.

* Het waterkwaliteitsbeleid in België

Het beleid rond de ecologie en de watervervuiling staat in België nog onvoldoende uitgebouwd. Heel wat problemen zijn in de laatste jaren sterk in de actualiteit gekomen. In 'een verkenning van het waterkwaliteitsvraagstuk in België' (1988) geven SIBBLES & VERDUYN aan hun eerste hoofdstuk de titel 'Afvalwaterzuivering in België: het verschil tussen wet en werkelijkheid'. Door deze Nederlandse auteurs worden een niet-dirigistische opvatting over de overheid, het Belgische politieke systeem (soms 'particratie' genaamd, waarbij politieke partijen de besluitvorming tot in het ambtelijk apparaat beheersen), en de verlammende communautaire problematiek, als hoofdoorzaak van het 'wanbeheer' aangeduid.

Men moest in ons land wachten tot 1951 voor er een bruikbare wet inzake waterverontreiniging van kracht werd. Ondanks de mogelijkheden die door deze wet, en de daarop volgende uit 1971, geschapen werden, is er vòòr de jaren tachtig bijna geen gecoördineerd beleid gevoerd. In Vlaanderen erfde de WZK en VWZ (later samen VMZ) de zware erfenis van de chaotische aanpak uit de jaren waarin de gemeenten moesten instaan voor de waterzuivering. In Brussel bleef waterzuivering tot in het laatste decennium van de twintigste eeuw geen punt: het kan alleen aan 'historische' politieke kortzichtigheid geweten worden dat de would-be hoofdstad van Europa tot op heden elke elementaire zuivering ontbeert.

Ook in de jaren tachtig was er nog een algemeen tekort aan aandacht van de politici voor de reële problematiek. Veroordelingen bvb. voor het niet uitvoeren van EG richtlijnen bleven dan ook niet uit. Toch werden enkele stappen in de goede richting gezet.

Er werd de laatste jaren een beleid gevoerd dat in hoofdzaak op een preventieve basis was gestoeld. De overheid maakt daarbij gebruik van beheers- en uitvoeringsmaatregelen.

De beheersmaatregelen worden genomen in het kader van wettelijke bepalingen: het funktioneren van waterzuiveringsmaatschappij(en), het vergunningsbeleid, de milieuheffingen, onderzoek en controle (passief kwaliteitsbeheer).

Bij de uitvoeringsmaatregelen neemt de overheid zelf de bestrijding van de waterverontreiniging ter hand: inzamelen en zuiveren van de rioolwaters (actief kwaliteitsbeheer). Hierbij moet wel vermeld worden dat ondanks de bouw en exploitatie van vele installaties, er geen proportionele verbetering van de kwaliteit van het oppervlaktewater met de geleverde inspanning te bespeuren viel.

Verschillende redenen zijn hiervoor aan te halen:

- de lage aanvoer van afvalwater naar de zuiveringsstations door het gebrek aan een coherent en afgewerkt riolerings- en collectorenstelsel;
- het sub-optimaal funktioneren van sommige zuiveringssystemen;
- het gebrek aan afstemming tussen emissie- en immissiesituaties;
- het grotendeels ontbreken van een integraal plannings- en evaluatiekader.

Voor de milieubeweging (zie bvb. VERSCHUEREN & WILLEMS, 1991) was het dan ook niet moeilijk om op diverse manieren het gevoerde beleid aan de kaak te stellen: de smeerpip, het gehakketak over normen en vergunningen... De akties van Greenpeace op de Schelde toonden alleszins aan dat de overheid in de praktijk niet de coherente politiek voerde die sommige politieke verantwoordelijken claimde.

De recente ontwikkelingen, waarbij op politiek vlak is doorgedrongen dat voor een ernstig beleid ook een ernstige financiering noodzakelijk is, betekenen een gunstige kentering.

De staatshervorming, jarenlang een goed excuus voor niet-beleid, heeft het beleidsmatige geheel er echter voorlopig niet gemakkelijker op gemaakt.

Een belangrijke onopgeloste moeilijkheid in de huidige toestand is de bevoegdheid van de verschillende overheden, in casu de nationale en de regionale. Het Scheldebekken is gelegen in drie landen: Frankrijk, België (drie gewesten) en Nederland, en elk draagt substantieel bij in de vervuiling van de Schelde, zoals hierboven al toegelicht voor de Waterverdragen.

Men kan algemeen stellen dat totnogtoe de nationale overheid de internationale contacten onderhoudt, en de gewestelijke of regionale overheid het beleid binnen zijn eigen regio bepaalt en ten uitvoer brengt.

De uitvoering van een belangrijk aantal maatregelen valt onder de bevoegdheid van de gewestelijke ministers.

In Vlaanderen heeft Minister Kelchtermans het MINA-plan opgesteld, waarin met de doelstellingen van de Noordzeeconferenties is rekening gehouden, en een zuiveringsbeleid voor de oppervlaktewateren wordt voorgesteld. De vraag is echter of men in staat zal zijn het gevoerde beleid van het verleden op zeer korte termijn aanzienlijk te intensifiëren zodat onder andere deze doelstellingen zullen verwezenlijkt worden, te beginnen met de moeilijkste, nl. de vrachtreductie-doelstellingen voor milieugevaarlijke stoffen en nutriënten. De overhaaste en grootschalige reorganisatie van de Vlaamse overheid en de oprichting van AQUAFIN heeft alleszins grote verwachtingen verwekt voor een 'grote stap voorwaarts'.

Niet alleen de investeringen worden gevoelig verhoogd maar ook de inspectie wordt aanzienlijk uitgebreid en verbeterd. Daarbij moet de samenwerking met de plaatselijke overheid, een van de peilers vormen van het beleid. Vroeger verwaarloosde bronnen van watervervuiling, zoals de landbouw, worden aangepakt. Een mestdecreet werd uitgevaardigd. De diffuse verontreiniging te wijten aan de landbouw moet hierdoor verminderen.

* Wettelijk instrumentarium

De Wet op de Bescherming tegen Watervervuiling van 1950, een voor die tijd zeer vooruitstrevende wet, was grotendeels dode letter gebleven. Een nieuwe Wet op de Bescherming van de Oppervlaktewateren tegen Verontreiniging verscheen in 1971. Ook hier duurde het lang voor er in de praktijk een start kon gegeven worden aan een doeltreffend waterkwaliteitsbeheer (Algemeen Reglement van 1976). Deze kaderwet vormt de basis voor het huidige waterkwaliteitsbeleid in Vlaanderen. Er zijn intussen heel wat wijzigingen in de bepalingen t.a.v. de oprichting van de waterkwaliteitsbeheerders (WZK, VWZ > VMZ > AQUAFIN + AMINAL + VMM); het gehele apparaat van sektoriële normen blijft één van de peilers van het vergunningenbeleid.

Er bestaan zowel nationale als gewestelijke waterkwaliteitsobjectieven, die beide van toepassing zijn. Er is een B. Vl. Ex (21.10.87, B.S. 06.01.88), en er is een K.B. (04.11.87 - B.S. 21.11.87). De kwaliteit van de aangewezen oppervlaktewateren moet in overeenstemming zijn met de overeenkomstige immissienormen vanaf 1 juli 1995 (B. Vl. Ex.), of naargelang de aard van de parameter 21 november 1987, 21 november 1990 en 21 november 1996 (K.B.). Deze kwaliteitsdoelstellingen zijn uiteraard kritischer voor een waterloop met een klein debiet, dan voor de door zeewater verdunde Zeeschelde, waardoor ze eigenlijk moeilijk toepasbaar zijn op de zeer eigen situatie van de Schelde. Voldoen aan de kwaliteitsobjectieven (bvb. zuurstof !) is een noodzakelijk maar geen voldoende criterium om te zeggen dat de Schelde 'proper' is.

* Het beleid in Nederland

Nederland is duidelijk een stapje verder in de formulering én de uitvoering van het beleid in verband met de ecologie en het waterbeheer specifiek over de Westerschelde. In het Beleidsplan Westerschelde vinden we hiervan een weerslag terug. De hoofddoelstelling van hun beleid is, wat betreft ecologie en waterbeheer, "...creëren van een zodanige situatie, dat de natuurfuncties kunnen worden gehandhaafd en hersteld en voorts potentiële natuurwaarden kunnen worden ontwikkeld." De wensen t.a.v. België (cq. Vlaanderen, Brussel,...) zijn vrij concreet geformuleerd in het ontwerp-Verdrag (zie hoger).

In het Beleidsplan wordt de materie ingedeeld in vier onderdelen, namelijk zuurstof en nutriëntenhuishouding, microverontreinigingen, waterbodem en morfologische structuur en dynamiek. Het duidelijkst worden echter de Nederlandse doelstellingen en 'verzuchtingen' geformuleerd in het door Nederland voorgelegde ontwerp-Verdrag, dat zoals gezegd op dit ogenblik enkel het statuut van onderhandelingsdokument heeft :

(Artikel 11 : Kwaliteitsdoelstellingen)

- "
1. *Partijen verbinden zich ertoe de nodige maatregelen te nemen teneinde te verzekeren dat de Maas en de Schelde vanaf 1 januari 1995 tenminste de in Bijlage A (nvdr: combinatie nationale en Vlaamse kwaliteitsdoelstellingen) aangegeven Basiskwaliteit hebben. Elk der Commissies kan voor het gebied waarvoor zij bevoegd is Bijlage A aanvullen en wijzigen.*
 2. *Partijen dragen zorg dat de Maas en de Schelde zo spoedig mogelijk, doch uiterlijk vanaf het jaar 2002, weer schoon en gezond zijn. Dit houdt in :*
 - a) *dat deze rivieren weer geschikt zijn voor de flora en de fauna die er oorspronkelijk in voorkwamen;*
 - b) *dat water en waterbodem niet toxisch zijn voor aquatische organismen;*
 - c) *dat de baggerspecie de kwaliteit heeft waardoor zij zonder bezwaar in de rivier, in het estuarium, in zee of op het land kan worden gestort;*
 - d) *dat het water van deze rivieren een betrouwbare grondstof voor de bereiding van drinkwater is; en*
 - e) *dat de Noordzee niet wezenlijk wordt belast door verontreiniging vanuit de Maas en de Schelde.**Daartoe zal elk der Commissies tijdig voor het gebied waarvoor zij bevoegd is Bijlage A aanscherpen, aanvullen en wijzigen.*
- (3, 4)
5. *Partijen wijzen de stroomgebieden van Maas en Schelde aan als kwetsbaar gebied wat betreft eutrofiëring in de zin van artikel 5 van de EEG-richtlijn inzake zuivering van stedelijk afvalwater. Partijen passen tevens, in verband met de eutrofiëringsgevoeligheid van de ontvangende kustwateren, op de stroomgebieden van de Maas en van de Schelde de paragrafen 10 tot en met 13 van de Ministeriële Verklaring van de Derde Internationale Conferentie over de Bescherming van de Noordzee toe."*

Men kan besluiten dat alleszins de ambitie aanwezig is om de milieukwaliteit van het Scheldeëstuarium grondig te verbeteren.

5.1.6. Het ruimtelijk beleid

Tussen Nederland en België wordt nog steeds geen overkoepelend bekkenbeleid gevoerd voor de (heen en weer stromende) grensoverschrijdende rivier. A fortiori is er weinig afstemming van het ruimtegebruik in het gehele gebied rondom het Scheldeëstuarium, dat nog steeds onder druk staat van infrastructuurwerken en verdere industrie-ontwikkeling. Totnogtoe is het ruimtelijk beleid voor de Westerschelde zelf en de gebieden rondom hoofdzakelijk nationaal en regionaal en ontbreekt iedere internationale samenhang over de grenzen heen. Ook vanuit de Europese gemeenschap zijn voorlopig geen richtlijnen voorhanden die de landen tot een gemeenschappelijk ruimtelijk beleid voor grensoverschrijdende gebieden verplichten. Inzake gemeenschappelijke economische aanpak werd begin 1991 de Euregio 'Scheldemond' opgericht door de provincies Oost- en West-Vlaanderen langs Belgische zijde en Zeeuws-Vlaanderen vanuit Nederland, met als voornaamste bedoeling te putten uit het Europees Fonds voor Regionale Ontwikkeling, die voor grensoverschrijdende projecten geld klaar heeft. Inhoeverre daarbij een afstemming van de ruimtelijke ontwikkeling wordt nagestreefd is niet duidelijk. Opmerkelijk is wel dat Antwerpen in dat project niet is betrokken. Vermoedelijk is Antwerpen uit zichzelf (zie verder) een zo grote industriële groeipool dat verdere extra ondersteuning niet hoeft ... Milieubeheer is alleszins een van de vele thema's die de 'Euregio Scheldemond' wil aansnijden. Voor 1991 staat een project voor de vermindering van de industriële watervervuiling op het programma, waarvoor 11,7 miljoen B.fr. wordt uitgetrokken.

Zit de Europese samenwerking rond de Schelde voorlopig nog in de sfeer van de doelstellingen, dan gelden toch al internationale konventies, zoals de Konventie van Ramsar, afgesloten op 2 februari 1971. België keurde Ramsar goed bij KB van 27 september 1984. Die konventie betreft de bescherming van internationaal belangrijke 'wetlands' en is van toepassing op het Groot Buitenschoor, het Galgenschoor, de schorren rond Doel, en het Zwin.

Verder bestaat er internationaal enkel een 'Benelux struktuurschets' inzake de ruimtelijke ontwikkeling.

* België

Het ruimtelijk gebruik is nu vooral een aangelegenheid voor nationale staten en regio's. Aan Belgische zijde is het gewestplan bepalend voor de bestemming van de gronden, dit op basis van de wet van 29 maart 1962. Konkreet voor Vlaanderen werd de bestemming van de gronden geregeld via het KB van 13 december 1978. Het hele gebied langsheen de Schelde tot aan de Nederlandse grens staat als industrieterrein ingekleurd op de enkele erkende hogergenoemde natuurgebieden na. Die industriegronden zijn grotendeels eigendom van de stad Antwerpen en van haar interkommunales zowel op de rechter- als op de linkeroever, die ze dan in erfpacht verhuurt. Enkel BASF kocht zelf de terreinen.

De bestemming van de meeste gronden als industrieterrein dateert evenwel reeds voor het moment dat de gewestplannen in België kracht van wet kregen in de lente van 1979. Daarvoor al had de stad Antwerpen via bijzondere plannen van aanleg vrijwel alle gronden langsheen de Schelde tot industrieterreinen omgezet. Het betrof vooral vruchtbare poldergrond. Die evolutie is bijzonder snel en ingrijpend verlopen. De haven van Antwerpen bestond reeds in de twaalfde eeuw. Het eerste dok is gegraven ten tijde van Napoleon. De haven breidde zich geleidelijk uit naar het noorden tot aan de Nederlandse grens. In 1940 telde Antwerpen 80 hectare industrieterrein. Momenteel bedraagt het reeds bebouwde, pus het voorbestemde deel voor de industrie al 3.670 hectare, een groei met een faktor 50 op 50 jaar tijd. De ingenomen gronden betreffen hoofdzakelijk polders, maar ook schorren.

Door de industriële ontwikkeling, vooral na de Tweede Wereldoorlog, is men de industriële complexen dusdanig gaan inplanten dat zij aan beide zijden geïsoleerd waren door water, nl. westelijk de Schelde en oostelijk de kanaaldokken B1, B2 en B3.

De langs verschillende zijden bekritiseerde politiek van de zeer ruime terreinen die aan de

industrie ter beschikking werden gesteld, moet gezien worden in de lange termijn ontwikkelingsmogelijkheden van de industrie. Op dit ogenblik is er bvb. weer een investeringsgolf in de scheikundige nijverheid.

Een gelijkaardige filosofie wordt gehanteerd bij de ontwikkeling van de Linkeroever. Men heeft een planmatige groei van de havenuitbreiding naar de Nederlandse grens toe in het verlengde van het in havenkringen gewenste Baalhoekkanaal. Dit Baalhoekkanaal komt een flink stuk westelijk van Zandvliet in de Schelde, zodat de mogelijkheid bestaat om dieperliggende schepen van ca. 55 voet naar Antwerpen te brengen (max. diepgang Zandvliet = 49 voet). Ten noorden van het Waaslandkanaal zijn de terreinen gereserveerd voor industriële doeleinden, zodat ook daar chemische en petrochemische complexen geïsoleerd worden tussen de Schelde enerzijds en het Waaslandkanaal anderzijds. Het water dient hier eveneens als een soort veiligheidsgrens t.o.v. de bevolking in geval van een ramp.

Ten zuiden van het Waaslandkanaal is er een ruimte voorzien voor de klassieke overslagbedrijven, magazijnen, transportbedrijven enz. De omvang van de voor havenontwikkeling voorziene terreinen heeft als groot voordeel dat men de mogelijkheid heeft om gemeenschappelijk vervoer te organiseren. De zeer uitgebreide spoorweginfrastructuur in de haven van Antwerpen op Rechter- en Linkeroever had tot gevolg dat men in 1990 28,5 miljoen ton goederen per spoor kan aan- en afvoeren. Voor geheel Nederland bvb. bedraagt het goederenverkeer per spoor slechts 18 miljoen ton. De ontwikkeling van de 'Ijzeren Rijn' als hinterlandverbinding voor Antwerpen dient in het licht van deze ontwikkelingen gezien te worden.

In het kader van de Waterverdragen werd er bepaald dat rond het havengebied op de Linkeroever een groene bufferzone zou worden aangelegd van 500 meter. Deze gordel zou tevens een groen scherm vormen t.o.v. de dorpskernen van Kieldrecht en Verrebroek. Dit scherm moet toelaten dat de andere functies (wonen, recreatie,...) minder gestoord worden door de nabijgelegen industrie.

Van het oorspronkelijk intertijdengebied van duizenden hectare is door inpoldering en industrialisering later aan Belgische zijde amper 200 hectare overgebleven, gekend als het Groot Buitenschoor, dat onder de Konventie van Ramsar valt. Oorspronkelijk was dat gebied groter. Een gedeelte werd opgeofferd aan de bouw van de Scheldeterminaal. Om dit te regelen diende België een afwijking aan te vragen binnen de Konventie Van Ramsar, door een ander gebied, de Blankaart in West-Vlaanderen, in ruil voor te stellen. België is voorlopig het eerste en het enige van alle landen die de Konventie ondertekenden, die een afwijking aanvraagde.

Ruimtelijke planning is sinds de jaren '80 een gewestelijke aangelegenheid in België.

Het beleid inzake natuurbehoud bestond uitsluitend in de aankoop en inrichting van natuurreservaten, geregeld in het kader van de nationale wet van 12 juli 1973 op het natuurbehoud. Pas met de komst van het luik natuurontwikkeling binnen het MINA-plan van gewestminister Kelchtermans, aangekondigd in 1990, kan dat reservatenbeleid omgebogen worden tot een meer geïntegreerd natuurontwikkelingsbeleid of van een statisch naar een dynamisch beleid. In dat kader werd in 1990 een kaart opgesteld met de toekomstige groene hoofdstructuur in Vlaanderen, gekoppeld aan uitgebreide financiële middelen tot aankoop en beheer van gronden. Een (gereduceerd) ontwerp van dergelijke kaart is in april 1991 gepubliceerd. Dit werd uitgesteld vanwege druk uit de landbouwsector. De discussie's die rond dit concept en rond de aanduiding van deze groene hoofdstructuur zal gevoerd worden, zal een bepalende invloed hebben voor de manier waarop het natuurbehoud in de eerstkomende jaren gestalte zal krijgen in Vlaanderen. Daarin zal ook worden aangegeven wat er met de resterende natuurrelikten rond de Schelde in Vlaanderen dient te gebeuren. Het zou een belangrijk Vlaams wettelijk instrument moeten worden voor het behoud - en zo mogelijk de uitbreiding - en zeker afscherming van het intertijdengebied rondom de Schelde. In de praktijk is de industriële functie van de gronden langs de Schelde quasi definitief. Vrijwel alle grond is verhuurd of verkocht. Poldergrond werd opgespoten, zodat een herstel van de vroegere landbouwfunctie technisch onmogelijk is. Hierboven is het verband

tussen het hydraulisch instandhouden van de vaargeul en het areaal intergetijdengebied al aangegeven. Natuurwaarde moet dus dynamisch gezien worden : het kan ook bijkomende voordelen hebben voor het vaarwater, en het ontwikkelen van natuurgebieden valt best te verzoenen met de scheepvaartfunctie.

* Nederland

Nederland formuleerde in 1989 zijn ruimtelijk beleid ten aanzien van de Westerschelde in een apart beleidsplan. Dat plan werd door de kerngroep in januari 1991 in de Zeeuwse hoofdstad Middelburg bijgestuurd.

Centraal in dat beleid staat de economische functie van de Westerschelde als vaarroute, maar wel zo dat ook de natuurfunctie kan gehandhaafd worden. De ontwikkeling van potentiële natuurwaarden naar een meer natuurlijke biotoop wordt ook voorzien. Met het Verdrongen Land van Saeftinge telt ook Nederland een natuurgebied van formaat, dat merkwaardig genoeg niet valt onder de bescherming van de konventie van Ramsar. Natuurlijk sluit het aan via enkele zandbanken in de Schelde met het Groot-Buitenschoor aan de overkant. Voor overtrekkende en rustende vogels vormt dit een gebied voor rust, voedsel en broedgelegenheid.

Het ruimtelijk beleid ten aanzien van de Westerschelde, geformuleerd in het beleidsplan, houdt sterk rekening met de natuurlijke dynamiek binnen dat gebied, die soms ook ontstaan is door het baggeren van de scheepvaartroutes. Zo onderscheidt Nederland vier zones van west naar oost : het mondingsgebied, Hooge Platen, het Middengebied en Hansweert-Saeftinge elk met hun eigen karakteristieke verschillen. Die worden mee bepaald door het verloop van de aanwezige gradiënten als het zoutgehalte. De zonering moet de specifieke gebiedskenmerken beter tot hun recht laten komen.

Ook Nederland kent een Natuurbeleidsplan dat als instrument kan fungeren om het aangegeven beleid in het Westerschelde-beleidsplan ook effectief door te voeren. Voor die uitvoering rekent de kerngroep Westerschelde op een termijn van 8 jaar. In het natuurbeleidsplan is ook de ontwikkeling aangegeven van de binnendijkse gebieden langsheen de Westerschelde, gebieden die een nauwe ecologische samenhang vertonen met het intertijdengebied. Het beleidsplan Westerschelde behandelt die relaties niet, dit kan enkel binnen het kader van het algehele natuurbeleidsplan.

Specifiek geeft het beleidsplan Westerschelde ook enkele plaatsen aan waar berging van sterk verontreinigde baggerspecie eventueel kan gebeuren. Tevens worden zones aangeduid waar zeeas mag gespit worden. Over enkele grote projecten die nog in een onderhandelingsstadium zitten wordt weinig of niets gezegd. Voor de bouw van een vaste oeververbinding over de Westerschelde stelt het rapport in het actieplan op korte termijn dat een MER- en Tracé-procedure in het beleidsplan Westerschelde moet worden opgenomen. De eventuele aanleg van het Baalhoekkanaal als tegenprestatie voor de sanering van de Belgische stromen als Schelde en Maas, komt in het (Zeeuwse) Beleidsplan Westerschelde helemaal niet ter sprake. Beide projecten betekenen toch een zware ingreep in het ruimtelijk beleid langsheen de Westerschelde.

Inzake dat beleid heeft Nederland op dit ogenblik zijn doelstellingen beter geformuleerd dan België. Uitvoering van al die doelstellingen moet evenwel ook in Nederland, nog gestalte krijgen en überhaupt in België. De periode van herstel van de natuurfunctie van sommige gronden langsheen de Schelde, zeker in Vlaanderen maar ook in Nederland, is nog niet aangebroken. Wel zorgt een goede beleidsformulering ervoor dat een verdere spontane en blinde aantasting van de ruimte ten behoeve van de oprukkende industrie, met de dag moeilijker wordt.

5.2. Van enkelvoudig naar meervoudig beleid

5.2.1. Interaktieschema's functies en conflicten

In het Nederlandse 'Beleidsplan Westerschelde' (KERN GROEP WESTERSCHELDE, 1991) en in GROENEWOUD, SCHEELE & VAN WESTEN, 1990 worden de functies en conflicten die tussen deze verschillende functies bestaan weergegeven onder de vorm van een matrix. De studiegroep die dit rapport samenstelde, heeft - op basis van een discussieronde - een gelijkaardige matrix opgesteld. Daarbij wordt uitgegaan van de gemeenschappelijke perceptie van de huidige toestand. De twee matrices worden op de volgende bladzijden naast elkaar gesteld.

Als toelichtende opmerkingen dient gezegd dat :

- met 'ontvangend oppervlaktewater' wordt bedoeld de functie van de Westerschelde als opvanggebied en transportmiddel voor afstromend rivierwater, industrieel en ander afvalwater, polderwater enz. binnen de grenzen van de natuurlijke draagkracht van een duurzaam en stabiel ecosysteem;
- bij de lozingen worden de accidentele lozingen buiten beschouwing gelaten;
- 'industriegebieden' heeft enkel betrekking op het ruimtebeslag door de industrie.

Enkele opmerkelijke verschillen tussen de matrix van het Beleidsplan en de matrix van onderhavige studiegroep :

+ geen conflict :	75 % (# 83) in Nederland 57 % (# 104) deze studiegroep
- actueel conflict :	7 % (# 8) in Nederland 32 % (# 57) deze studiegroep
(-) plaatselijk act. conflict :	5 % (# 5) in Nederland 0 % (# 0) deze studiegroep
o potentieel conflict :	13 % (# 14) in Nederland 12 % (# 21) deze studiegroep

Hieruit blijkt duidelijk dat - qua reële of potentiële conflicten - de situatie in Nederland veel gunstiger wordt ingeschat. Wat vooral opvalt is het feit dat men lozingen, maar ook visserij en andere activiteiten die van economisch belang kunnen zijn, veel minder als (potentiële) oorzaak van conflicten ziet. Men kan zich afvragen of dit niet wordt ingegeven door de visie die men over de functie van het systeem heeft, namelijk prioritair een economische functie.

Een gedeelte van het verschil is toe te wijzen aan het feit dat deze studiegroep de functie 'natuur' ontdekt heeft in 'op zich' en 'als waarde' : milieu als waarde is 'veroorzaker' van een conflict vanaf het ogenblik mensen waarde beginnen te hechten aan een goede milieukwaliteit.

Het valt op dat in het eerste ontwerp Beleidsplan (KLANKBORDFORUM WESTERSCHELDE, 1990) het aantal conflicten beduidend hoger lag; nochtans werden er ondertussen naar het weten van deze studiegroep geen dusdanige drastische maatregelen genomen om deze op te lossen of te voorkomen, dat dit verschil hierdoor zou te verklaren zijn.

MATRIX BELEIDSPLAN WESTERSCHELDE

BENADEELDE FUNCTIES / AKTIVITEITEN

- : actueel conflict (-) : plaatselijk actueel conflict + : geen conflict o : potentieel conflict		O n t v . o p p . w a t e r	L o z i n g e n	O n d e r h . / v e r b . v a a r w e g	S c h e e p v a a r t v e r k e e r	D e l f s t o f f e n w i n n i n g	O e v e r r e c r e a t i e	W a t e r s p o r t	W a t e r k e r i n g e n	I n d u s t r i e g e b i e d e n	N a t u u r	V i s s e r i j
B R O N F L I C T E N	Ontvangend oppervl. water		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
	Lozingen	-		+	+	+	-	-	+	+	-	-
	Onderhoud/verbetering vaarweg	-	+		+	+	o	+	-	+	-	-
	Scheepvaartverkeer	o	+	+		+	o	+	+	+	o	o
	Delfstoffenwinning	o	+	+	+		o	+	+	+	o	o
	Oeverrecreatie	+	+	+	+	+		+	o	+	-	+
	Watersport	o	+	+	o	+	+		+	+	-	o
	Waterkeringen	+	+	+	+	+	+	+		+	-	+
	Industriegebieden	+	+	+	+	+	+	+	+		o	+
	Natuur	+	+	+	+	+	+	+	+	+		+
	Visserij	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	

BENADEELDE FUNCTIES / AKTIVITEITEN

- : actueel conflict (-) : plaatselijk actueel conflict + : geen conflict o : potentieel conflict		O n t v . o p p . w a t e r	L o z i n g e n	O n d e r h . / v e r b . v a a r w e g	S c h e e p v a a r t v e r k e e r	D e l f s t o f f e n w i n n i n g	O e v e r r e c r e a t i e	W a t e r s p o r t	W a t e r k e r i n g e n	I n d u s t r i e g e b i e d e n	H a v e n f a c i l i t e i t e n	N a t u u r e n l a n d s c h a p (o p z i c h)	N a t u u r e n l a n d s c h a p (a l s w a a r d e)	V i s s e r i j	K o e l m i d d e l c e n t r a l e s
B R O N F L I C T E N	Ontvangend oppervl. water		+	-	+	+	o	+	-	+	+	-	+	+	+
	Lozingen	-		-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	o
	Onderhoud/verbetering vaarweg	-	+		+	o	+	+	+	+	+	-	-	-	+
	Scheepvaartverkeer	o	+	+		o	+	-	+	+	+	-	-	o	+
	Delfstoffenwinning	+	+	o	+		+	+	+	+	+	-	-	o	+
	Oeverrecreatie	+	+	+	+	+		-	+	+	+	-	-	+	+
	Watersport	+	+	+	-	+	-		+	+	+	-	-	-	+
	Waterkeringen	-	+	-	o	+	o	+		+	o	-	-	-	+
	Industriegebieden	+	+	+	+	+	-	o	+		+	-	-	+	+
	Havenfaciliteiten	+	+	+	+	+	-	o	+	+		-	-	o	+
C N T R A L E S	Natuur en landschap (op zich)	+	+	+	+	+	+	+	o	o	o	+	+	+	
	Natuur en landschap (als waarde)	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Visserij	+	+	+	o	o	+	o	+	+	+	-	-	-	+
	Koelmiddel centrales	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	-	-	o	+

5.2.2. Naar een integraal beleidskader ?

Beleidsbeslissingen doen zich - in België - dossier per dossier voor. Zoals hiervoor in dit rapport geïllustreerd werd, is het in vele gevallen (baggerspecie,...) niet meer mogelijk de doelstellingen van één sector te realiseren zonder gelijklopende ontwikkelingen in een andere sector. In het ergste geval sluiten - niet afgestemde - parallelle ontwikkelingen elkaar zelfs wederzijds uit. De vraag naar de noodzaak van beleidsafstemming is nu een vraag naar het hoe; het waarom is bewezen. Diverse organisatorische spanningsvelden ordenen de maatschappij, en overkoepelen het geheel van activiteiten, waardoor ze ook door elkaar lopen :

- * Sector : aard activiteit, nagestreefde functie (vb. : vaarweg)
- * Facet : aard van de benadering (vb. sociaal)
- * Niveau : bestuurlijke (hiërarchisch), geografische en politieke vorm van de besluitvorming (vb. Vlaams Gewest)

Hoe kan men beleidsmatig iets zinvol organiseren om de functionele dialoog tussen al deze 'deelverzamelingen van de werkelijkheid' te bevorderen ? Van politiek naar systeemanalyse en terug naar management !

Enkele konkrete bedenkingen :

- * Is het proces van het ontwikkelen van een integraal beleidsplan, stijl 'Beleidsplan Westerschelde' een voldoende voorwaarde om afstemming te bekomen ? Is iets gelijkaardigs als denkoefening aan Belgische (Vlaamse) zijde wenselijk ? Kan bvb. het 'Witboek' over de baggerspecieproblematiek (MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP - DEPARTEMENT LEEFMILIEU EN INFRASTRUKTUUR, 1991) een kern vormen voor een voortgezette beleidsonderbouwing voor Zee- en Westerschelde aan Vlaamse kant ? (of zijn Vlamingen 'planofob' zoals Nederlanders 'planofiel' zijn ?)
- * Moet men afwachten dat de besprekingen met Nederland afgerond worden met een Verdrag, inclusief oprichting van een Scheldecommissie, waardoor aan Belgische zijde een volgehouden en gecoördineerde verdere invulling van deze thematiek noodzakelijk blijkt?

Er zijn dus op dit ogenblik (1991) voldoende aanleidingen om de beleidsmatige samenwerking aan Belgische kant te versterken.

6. *BESLUIT*

6.1. Een appreciatie van de toestand van het Schelde-milieu

Het Scheldeëstuarium is jarenlang verwaarloosd : het ontving de vervuiling uit het gehele bekken, en vermits deze doorheen het estuariene gebied richting Nederland al snel uit het Belgische zicht verdween, veranderde de 'machtige prachtige stroom' met zijn brede slikken en schorren tot een ordinaire afvalwatercollector. In de jaren '70 kwam er echter stilaan een wijziging in deze roofofbouwmentaliteit, ondermeer door nationale wetgevingen, door de wijzigende mentaliteit bij de publieke opinie waar de aandacht voor het leefmilieu een belangrijker plaats begon in te nemen, en stilaan ook door internationale reglementeringen (EG).

Momenteel is er over het (Wester-) Scheldeëstuarium zo langzamerhand een 'rapportenbergr' ontstaan : er gaat geen maand meer voorbij of er verschijnt een nieuwe publikatie over het gebied en ook de studiegroepen rijzen uit de grond. Onlangs werd zelfs de 'Internationale Schelde Faculteit' te Vlissingen opgericht, een soort hogeschool afgestemd op het Scheldegebied.

Niettegenstaande deze overvloed aan rapporten is een gedetailleerde appreciatie van 'de toestand' van het Scheldemilieu op dit ogenblik eigenlijk nog niet te geven. Om te beginnen is het aantal gegevens nog fragmentarisch, bovendien is de relatie tussen de verschillende onderzochte parameters soms ver te zoeken. Een aantal onderzoekers wringt zich overigens in allerlei bochten om de vooropgezette hypothesen kost wat kost te bewijzen. Verder valt op te merken dat door de regionalisering in België de continuïteit aan onderzoek en metingen ten minste ten dele verloren is gegaan. Een betere coördinatie van de studies en werken zou het verspillen van sommige fondsen -en tijd- kunnen voorkomen.

De overgrote meerderheid van de beschikbare gegevens zijn chemische parameters : zuurstofgehalte, concentratie aan N, P, zware metalen enz. De essentiële vraag 'is er leven in de Schelde en, zo ja, wat is de kwaliteit ervan' werd tot nog toe eigenlijk niet echt onderzocht : men voert een 'ecologisch' beleid zonder de ecologie erbij te betrekken.

In onze studie hebben wij getracht een, zij het niet altijd even diepgaande, dan toch breedvoerige doorlichting te maken van de diverse facetten die bij de milieuproblematiek van het Scheldeëstuarium komen kijken. Dit streven is gemotiveerd door de noodzaak een meer geïntegreerde benadering van de (deel-)problemen te bereiken.

Een (algemene) appreciatie van de toestand van het Scheldeëstuarium (multicriteria-analyse) kan slechts gebeuren op het ogenblik dat deze geïntegreerde benadering een betere onderbouwing heeft gekregen. Tot dan zullen algemene uitspraken eerder uitgaan van bepaalde indicatoren, waardoor hun betekenis niet geïsoleerd mag worden begrepen.

Rekening houdend met het voorafgaande kan men wat de appreciatie van de toestand betreft niet veel anders doen dan open deuren intrappen :

- * Het Scheldeëstuarium is een uniek en rijkgeschakeerd gebied, waarin hoofdzakelijk de natuurlijke dynamiek een grilligheid creëert die de basis vormt voor een geordend en tegelijk heterogeen ecosysteem;

- * De voornaamste functie van de stroom is economisch : toegangsweg tot Antwerpen en andere havens, en afvoerweg van de reststromen van de industrie. Deze houding is overigens niet typisch Vlaams of Belgisch : ook het Nederlandse Beleidsplan gaat uit van deze premisse;

* Recreatie en visserij zijn activiteiten met een marginale invloed op de kwaliteit van het leefmilieu en een eerder marginaal belang. In het Vlaamse MINA-plan wordt ervan uitgegaan dat hieraan toch niets te doen is : men streeft voor de Schelde bijvoorbeeld niet naar 'vis'- of 'zwemwater'-kwaliteit. In het Nederlandse Beleidsplan is dit wel het geval. De reden is echter weer zuiver economisch : ontwikkeling van de commerciële visserij en van het al even commerciële toerisme. Het aspect natuurbehoud is er van een slechts zeer marginale grootte-orde.

* Naast de evoluties op lange (eeuwen) en kortere (decennia) termijn heeft het natuurlijk hydraulisch evenwicht de 'zachte dwang' van de menselijke eisen t.a.v. de kenmerken van de vaargeul ondergaan : de instandhouding van de vaarweg naar de zeehavens in het gebied is de belangrijkste component in de ruimtelijke ordening en de morfologische vormgeving van het buitendijkse gebied. De haveninfrastructuur speelt hierbij ook nog steeds een rol, denken we maar aan de bouw van de containerterminal ten koste van natuurgebied.

Door de industriële bedrijven in het Antwerpse (en vermoedelijk ook in de andere havensteden, maar daarover is minder vlot informatie beschikbaar) werden maatregelen genomen om hun vervuilende invloed te beperken. Jammer genoeg leidde dit tot nog toe niet tot erg spectaculaire verbeteringen : nog te weinig bronnen van vervuiling zijn onder controle.

Vast staat dat gedurende de jongste eeuw de kwaliteit van het Scheldewater evenveel is achteruitgegaan, als de ontwikkeling van onze maatschappij is vooruitgegaan. Zowel de stijging van het aantal Belgen (te situeren in het begin van deze eeuw) en hun levensstandaard - bewoners van het Scheldebekken - als de intensifiëring van de landbouw en de uitbreiding van de industrie hebben er toe bijgedragen dat de Schelde van de Rupel tot voor Antwerpen dood is wat betreft alle hogere organismen, dat de oppervlakte aan uiterwaarden ingekrompen is tot 'reservaat'-proporties en dat het oostelijk deel van de estuariene biotoop wordt gekenmerkt door een sterk verloederd milieu.

De 'ironie' van de vervuiling van het Scheldeëstuarium kan met een fysische analogie worden geïllustreerd : het is een trechter die langs onderen door een klein gaatje (het zoetwater-bovendebiet) wordt gevoed, en die langzaam bovenaan -in zee- overloopt. Uit de verhouding van het bovendebiet (ongeveer $120 \text{ m}^3/\text{sec}$) tot de komberging (ongeveer $100 \times 10^6 \text{ m}^3$ tussen Antwerpen en Vlissingen) is de gemiddelde verblijftijd in de trechter van de orde van 100 dagen. De tijwerking is het belangrijkste advektieve en diffusieve transportmechanisme. Het is daarom al bij al geen wonder dat een belangrijk gedeelte van de vervuiling 'onderaan in de trechter' als 'bezinsel' achterblijft.

Door de lange verblijftijd ondergaan de polluenten die essentieel met de biologische cyclus interageren (BOD, O_2 , N, P) belangrijke transformatie- en eliminatieprocessen onderweg. Op dit ogenblik is de Zeeschelde een gigantische biologische wasmachine (aëroob /anaëroob) waarin afbraak van organisch materiaal, fixatie van polluenten op vaste stof en denitrifikatie belangrijke fenomenen zijn. Een verder herstel van de zuurstofhuishouding van het systeem zal aanleiding geven tot een drastische verschuiving van de chemische evenwichten die nu in de Zeeschelde heersen (o.a. met gevolgen voor nitraat- en metaalvrachten).

Het lot van de zware metalen in het Scheldesysteem is zeer divers, gezien hun uiteenlopend geochemisch gedrag. Voor de meeste metalen is de associatie met de vaste fase (klei, colloïden, organische stof) het determinerende proces. De accumulatie- en vrijstellingssnelheden van polluenten in sediment bepalen de reactiesnelheid van het systeem op wijzigende randvoorwaarden (nauwkeurig van de kwaliteitsverbetering van het water op de vermindering van de stroomopwaartse vuilvrachten).

De industrie - en vooral de chemische industrie - heeft momenteel rondom de oevers van het Scheldeëstuarium een densiteit bereikt die zijn gelijke niet kent in Europa. Momenteel staat langsheen de Schelde ook de grootste concentratie in Europa aan individuele fabrieken (units) die onderworpen zijn aan de 'Seveso'-richtlijn. Ondanks de mogelijkheden voor een compacte ruimtelijke ordening, zijn er binnen de bestaande industriële vestigingen zeer grote open ruimten voorzien voor mogelijke expansie; er wordt aangedrongen op een zo 'zuinig' mogelijk ruimtegebruik.

Er is discussie rond de vraag of een nog verdere concentratie van de industrie op één plaats wel wenselijk is :

* vermeende voordelen zijn :

- clustervorming die onderlinge toelevering van de bedrijven vergemakkelijkt;
- samenwerking tussen de bedrijven (vb. VIBNA)
- gemeenschappelijke infrastructuur (incl. vervoer)
- mogelijkheid voor een 'compacte' ruimtelijke ordening

* vermeende nadelen zijn :

- concentratie aan veiligheidsrisico's voor de omgeving; de interventiediensten van de overheid moeten er ook beter uitgebouwd zijn (vb. Protex-incident)
- druk op de omgeving (incl. vervuiling).

De baggerspecieproblematiek illustreert het falen van 'end of pipe' oplossingen voor milieuproblemen. De beheerders van vaarweg en haven blijven met de 'joker' zitten. Baggerspecie moet - gezien de enorme kosten van curatief optreden - op een zo kort mogelijke tijd kwalitatief dusdanig verbeteren dat berging ervan geen milieuprobleem op zich is. Het is geen overdrijving om te stellen dat, veeleer dan de basiskwaliteitsdoelstellingen voor de waterkolom, deze doelstelling van 'reine sedimenten' de cruciale uitdaging voor het waterkwaliteitsbeleid uitmaakt.

Zo gezien is het ordewoord : *'het creëren van een zodanige situatie, dat natuurfuncties kunnen worden gehandhaafd en hersteld en voorts potentiële natuurwaarden kunnen worden ontwikkeld, met behoud en inachtneming van de scheepvaartfunctie en de ontwikkelingsmogelijkheden daarvan : de hieraan gekoppelde zeehaven- en industriële activiteiten'*. Ofwel : de hoofddoelstelling van het Nederlandse Beleidsplan Westerschelde geciteerd met een accentverschuiving.

Wat het Vlaamse Gewest betreft, lijken de beleidsvoerders zich bewust te zijn van de aanwezige problematiek en is er ook een begin van besef - zowel bij overheid als bij de grootindustrie - van de noodzaak om de situatie te verbeteren. Voor het totaal van het Scheldebekken is echter een uitgebreider beleid vereist : meer samenwerking van en met Brussel en Wallonië is onontbeerlijk. Ook Frankrijk dient in de gesprekken betrokken te worden.

6.2. Het huidige beleid en zijn gevolgen / statements en aanbevelingen

Met de laatste alinea van de vorige paragraaf werd reeds de toon gezet voor wat hier volgt. De bedoeling is enkele bedenkingen naar voren te brengen die bij deze studiegroep zijn gerezen tijdens het project. Deze pretenderen geenszins 'de' ultieme aanbevelingen te zijn voor de uitvoering van 'het' beleid; wie heeft immers hierover de wijsheid in pacht ?

Het zwaartepunt van de problematiek kristalliseert zich rond een aantal punten die in de volgende paragrafen onder de vorm van een aantal statements en bedenkingen naar voren worden gebracht. Het feit dat er hier en daar tegenstrijdigheden voorkomen, wijst erop dat de studie naar een verantwoord gebruik van de Schelde nog lang niet is afgerond. De problemen - en dus de oplossingen ervan - hebben betrekking op heel wat meer dan het Scheldeëstuarium alleen en zijn zoals de meeste milieuproblemen niet uit dit geheel los te maken. Doet men dit wel, dan riskeert men een probleem op te lossen door er meerdere andere te creëren.

* De vervuiling en de zuivering

Het meest acute probleem is het terugdringen van de vervuiling. Met de sanering van de huishoudelijke en industriële lozingen was men in het verleden reeds begonnen. Een recente financiële injectie en de reorganisatie van de administratieve diensten van de overheid zullen het tempo van dit proces in de toekomst mogelijk nog aanzienlijk opdrijven.

Wat de oorzaak van de vervuiling betreft wordt, naargelang de bron, met zeer verschillend cijfermateriaal uitgedrukt en wordt, misschien al te gemakkelijk, meestal met de vinger stroomopwaarts gewezen. Feit is dat er door de industrie in het Antwerpse belangrijke investeringen werden gedaan om de vervuiling te beperken. Het blijft evenzeer een feit dat de resultaten daarvan op de kwaliteit van het Scheldewater niet zo groot zijn als verwacht, en dat men bijvoorbeeld inzake het zuurstofgehalte nog steeds niet de minimumwaarde bereikt waarbij een zekere kwaliteit van leven mogelijk is. Bovendien is er beleidsmatig (overheid en industrie) tot nog toe onvoldoende aandacht geweest voor de organische micropolluenten.

De bestaande rioolwaterzuiveringsinstallaties dienen geoptimaliseerd te worden en vooral nieuwe bijgebouwd, zodat de nog massale lozingen van ongezuiverd huishoudelijk afvalwater tot het verleden gaan behoren. Nieuwe technieken om derde trapszuivering toe te passen - verwijdering van fosfaten en nitraten - moeten verder worden uitgebouwd en in praktijk gebracht.

De verontreiniging door diffuse bronnen dient grondiger te worden aangepakt, en dit op de verschillende vlakken : de twee belangrijkste zijn de landbouw en, voor sommige stoffen, de vuillast van de afspoeling van de verharde oppervlakken.

Voor de landbouw is een betere mineralenhuishouding nodig : een verantwoord mestbeleid om de afspoeling van nutriënten te vermijden en een bescherming van het grondwater te verzekeren. Ook dient een optimalisering van het gebruik van alle mogelijke pesticiden in land- en tuinbouw doorgevoerd te worden, zowel in kwalitatieve als in kwantitatieve zin. Landbouwmiddelen zijn tot nog toe echter zeer terughoudend t.a.v. alle 'milieu-eisen' die aan de sector gesteld worden.

* Het ruimtegebruik

Voor de toekomst van het ruimtelijk gebruik van de (oeveren van de) estuariene Schelde, pleiten heel wat argumenten voor een halt aan een onverantwoorde grondinname ten behoeve van de industriële expansie, en dit zowel in Nederland als België. Ook de landbouwgebieden met marginale opbrengst vlak bij de Schelde zouden beter in een natuurbeheersplan ingekaderd worden. De unieke nog resterende natuurgebieden moeten dringend zo afgeschermd worden dat ze hun natuurlijke functie ook op lange termijn kunnen handhaven, een doelstelling die ook in het Beleidsplan Westerschelde is geformuleerd.

Zeker is dat het zo niet verder kan. De schijnbare veroveringen op de natuur bleken zich reeds in het verleden vaak tegen de veroveraar te keren. De indijkingen van de rivieren blijken nu plots voor wateroverlast te zorgen in de steden. De vroegere overstromingsgebieden worden in ere hersteld, men noemt ze nu wachtbekkens. De vele indijkingen van de Scheldeschorren verminderen het waterbergend vermogen. Ook de invloed van de verovering op de natuurgebieden op de fysica van de waterloop (de snelheid, de turbiditeit, de erosie of sedimentatie, ...) moet nog nader worden onderzocht. Modelberekeningen hebben aangetoond dat het uitbreiden van de overstroombare gebieden een gunstig effect kan hebben op de natuurlijke uitdieping van de vaargeul, wat tot beperken van het baggeren - een ecologisch en economisch probleem van eerste orde - kan leiden. Op die manier reiken economische en ecologische argumenten elkaar weer de hand om waar mogelijk een herstel van de natuurwaarden langs de Schelde te eisen.

Het resterend areaal aan natuurgebieden moet dringend worden beschermd om te voorkomen dat de omvang ervan onder de leefbaarheids grenzen zou komen te liggen. Omschakeling van landbouwgronden naar natuurgebied is verantwoord wegens de bestaande overcapaciteit aan voedselproductie binnen de EG. Daarbij dringen tussenoplossingen zich steeds meer op in die zin dat in de kritische buitendijkse zones ook op een ecologisch verantwoorde manier aan landbouw wordt gedaan. Het Vlaamse Natuurontwikkelingsplan kan daartoe de mogelijkheid bieden zowel wettelijk als financieel via subsidies. Maar in Vlaanderen resten nauwelijks nog natuurgebieden langs de Schelde, zodat een dergelijke omschakeling vooral in Nederland effect zou hebben. In Nederland zijn trouwens de landbouwoverschotten het grootst binnen Europa. Vooral daar is een omschakeling naar natuurgebied wenselijk, maar Nederland staat wettelijk nog niet zo ver.

Inzake grondinname voor haveninfrastructuur kunnen we stellen dat het opbod tussen de verschillende Vlaamse havens eerder geleid heeft tot een 'overaanbod' van dezelfde faciliteiten op verschillende plaatsen, waardoor alleszins meer natuur is gesneuveld dan absoluut noodzakelijk was.

* Algemene statements

- Het onderzoek en het beleid was al te vaak gericht op het aantonen dat de toestand verbetert, niet op het verbeteren van de toestand.
- Vrienden en vijanden van de Schelde kijken allen in een caleidoscoop die draait en draait en steeds andere beelden te voorschijn tovert. Het verschil tussen België en Nederland is, dat we niet zeker zijn dat in België iedereen in hetzelfde toestel kijkt.
- Aan Nederlandse zijde heeft de ontwikkeling van het Beleidsplan Westerschelde in een interactieve procedure aanleiding gegeven tot een grote mate van afstemming; het laat zich aanzien dat de daaruit voortvloeiende conflict-reductie de inspanning waard is.
- Aan Belgische zijde is een korte-termijn konflikt-reductie noodzakelijk om enige vooruitgang in het overleg met Nederland te bereiken. Als het leefmilieu holistisch moet

worden benaderd, moeten politici, administraties en drukkingsgroepen hun holistische bril maar eens snel bovenhalen.

- Een beleid voor de (Wester-) Schelde op zich is vechten tegen de bierkaai : de milieuproblematiek moet integraal worden aangepakt op diverse niveaus. Bijvoorbeeld moeten op Europees niveau de grote lijnen uitgestippeld worden : industriële milieunormen, gemeenschappelijke doelstellingen... Op lagere niveaus moet op constructieve wijze invulling gegeven worden afhankelijk van de regionale/lokale omstandigheden. Indien dit niet gebeurt, ontstaat naar alle waarschijnlijkheid wel een probleemverschuiving : de vervuiling komt dan niet meer in de Schelde terecht, maar wel elders.

- De huidige relatie tussen de natuurfunctie van de Westerschelde, haar handelsfunctie als scheepvaartroute en haar economische functie met haar industrieën op de oevers vormt een broos evenwicht waarin de zwakke schakel, de natuurfunctie, dringend aan versterking toe is. Deze relatie moet hersteld worden tot een ware symbiose, waarbij samenbestaan van functies zonder hinder of schade mogelijk is.

- Met een beetje gezond verstand aan Nederlandse en Vlaamse zijde kan dit estuarien gedeelte van de Schelde als een uniek natuurgebied behouden blijven. Het zou kunnen uitgroeien tot een Europees voorbeeld dat een samengaan van een unieke natuur en een moderne industrie, die gebruik maakt van de beste beschikbare milieutechnieken, toch mogelijk is. De uitdaging om dit te realiseren ligt voor een belangrijk deel bij de grootindustrie die emissies, vooral naar het water toe, maximaal moet beheersen. Vlaanderen en Nederland moeten een eensgezind milieubeleid langsheen de Westerschelde ook in de praktijk tot uitvoering brengen.

We kunnen besluiten dat de beleidsmensen rond de Schelde met een zeer zware en veelzijdige taak zijn toebedeeld. De toekomst zal uitwijzen of de diverse betrokkenen interdisciplinair de povere stappen uit het verleden zullen verstevigen en onderbouwen, om te komen tot een kordaat en verstandig beleid dat de huidige hypoteek op de toekomst zal inlossen. De spreekwoordelijke 'gulden middenweg' zal moeilijk te bewandelen zijn; anderzijds zal de voldoening des te groter zijn bij het slagen in deze opgave.

7. BIBLIOGRAFIE

ALAERTS, G.J.F.R., Omgaan met stofstromen, In : H.L.F. SAEIJS (ed.), Symposium Een Schelde zonder grenzen, pp. 14-19.

ANONIEM, 1991, (ontwerp) VERDRAG tussen het Koninkrijk der Nederlanden en het Koninkrijk België betreffende de samenwerking bij het beheer van de Maas en van de Schelde (stand 12 april 1991)

BAARS, H.P., L.Th. DE LEU, P.J.F. DER MOST, J.P. WARMENHOVEN, 1991, Inventory of substance flows in relation to the current disposal of wastewater in the Netherlands, TNO report nr. 90/493a, Delft, pp. 135.

BAAS L, H. HOFMAN, D. HUISINGH, J. HUISINGH, P. KOPPERT & F. NEUMANN, 1990, Protection of the North Sea : Time for clean production, report Erasmus Centre for Environmental Studies, Rotterdam, pp. 79.

BAEYENS, W. & T.G. JACQUES, 1980, Environmental Management in the Scheldt Estuary, Belgium - A Review of past and present trends, NATO/CCMS : Pilot Study on Estuarine Management, Report, pp. 30.

BAEYENS, W., S. WARTEL, F. DEHAIRS, G. DECADT, M. BOGAERT, G. GILLAIN & H. DEDEURWAERDER, 1982, The River Scheldt as a transport route for heavy metals to the sea, paper C.M.1982/E:37, ICES Marine Environmental Quality Committee, pp. 85-106

BAEYENS, W., F. MONTENY, M. LEERMAKERS, P. LANSSENS, A. VANDENHOUDT, 1988, Studie van de verontreinigingsgraad van baggerslib in de Schelde, Syntheserapport, in opdracht van Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu, pp. 53.

BAEYENS, W., M. ELSKENS, F. MONTENY, S. PANATAKRUL, M. LEERMAKERS, A. VANDENHOUDT, 1990, Studie van de afbraak van polluenten in onderwaterbodems, Syntheserapport, in opdracht van het Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu, pp. 99.

BAKKER, C., & N. DE PAUW, 1974, Comparison of brackish water plankton assemblages of identical salinity ranges in an estuarine tidal (Western Scheldt) and stagnant (Lake Veere) environment (S.W. Netherlands). I. Phytoplankton, Hydrobiol. bull., Vol. 8, pp. 179-189.

BAKKER, C., W. PHAFF, M. VAN EWIJK-ROSIER & N. DE PAUW, 1977, Copepod biomass in an estuarine and a stagnant brackish environment of the S.W. Netherlands. Hydrobiologia, Vol; 52, pp. 3-13.

BASSINDALE, R., 1943, A comparison of the varying salinity conditions of the Tees and Severn estuaries, J. Animal Ecol., 12 : 1-10.

BASTIN, A., 1974, Regionale sedimentologie en morfologie van de zuidelijke Noordzee en van het Scheldeëstuarium, Doktoraatsthesis K.U.Leuven, pp. 91.

BASTIN, A., 1987, Schelde Lithografische Kaart 1986-1987, rapport i.o.v. Ministerie van Openbare Werken, Bestuur der Waterwegen - Antwerpse Zeediensten.

BEHEERSEENHEID MATHEMATISCH MODEL (BMM), s.d., berekeningen van de Scheldevracht naar de wateren die vallen onder toepassing van het Verdrag van Parijs, interne documenten BMM.

BERNARD, P., 1989, Automated electron probe X-ray microanalysis combined with multivariate analysis for application in marine research, doktoraatsthesis U.I.Antwerpen.

BERTHOIS, L., 1962, Essai de corrélation entre le gradient de salinité dans l'estuaire de la Loire et les volumes d'eau océanique et fluviale à Saint-Nazaire, *Rev.Géogr.Phys.Géol.dynam.*, Sér. 2, 5(1): 61-66.

BILLEN, G., J. SMITZ, M. SOMVILLE & R. WOLLAST, 1976, Degradation de la matière organique et processus d'oxydo-réduction dans l'estuaire de l'Escaut, In : J. NIHOUL & R. WOLLAST (eds.), *Projekt Zee Eindverslag Boekdeel 10 Het Schelde Estuarium, Diensten van de Eerste Minister Programmatie van het Wetenschapsbeleid, Brussel*, pp. 102-152.

BILLEN, G., M. SOMVILLE, E. DE BECKER, P. SERVAIS, 1986, A nitrogen budget of the Scheldt hydrographical basin, *N.J.Sea Res.*

BILLEN, G., P. SERVAIS, C. LANCELOT, V. ROUSSEAU, A. ANZIL, J. DANDOIS, 1990, *Modèle Mathématique de l'Estuaire de l'Escaut, Rapport final de l'étude BH/88/26, Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu, Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee en het Scheldeëstuarium, Brussel*, pp. 146.

BLOM, A., 1986, *Fliessende Welle Schelde gehouden van 13 t/m 17 augustus 1983, International Centre of Water Studies (ICWS), rapport 86.01, Amsterdam*, pp. 163 + bijlagen.

BMM, 1985a, *Invloed van een gipslozing op het cadmium- en radium-226 budget van het Schelde-estuarium, eindrapport, Brussel*, pp. 42.

BMM, 1985b, *Studie van de gegevens over cadmium en radium-226 in het Schelde-estuarium, eindrapport, studie i.o.v. Vlaamse Waterzuiveringsmaatschappij*, pp. 39.

BOND BETER LEEFMILIEU & STICHTING REINWATER, 1989, *De Schelde Vlaamse delta ekologisch rampgebied, Amsterdam/Brussel*, pp. 56.

BOSMANS, M., B. DEWELDE, B. FAES, A. HENNEBEL, A. KEIRSE & R. PEETERS, 1989, *Kwaliteit van de oppervlaktewateren in Vlaanderen - case study : het Nete-bekken, rapport UIA-Instituut voor Milieukunde*.

BOVE, J.M., C. BOVE, F. WHATLEY, & D. ARNON, 1963, Chloride requirements for oxygen evolution in photosynthesis. *Z. Naturf.*, Vol 18b, pp. 683-688.

BOWDEN, K.F., 1967, Circulation and diffusion, In : G.H. LAUFF (ed.), *Estuaries, Am. Ass. Adv. Sci.*, 83: 15-36.

BRAND, K.J.J., 1982, *Ontstaan en ontwikkeling van de Honte of Westerschelde, Zeeuws Nieuws*, 8(2) : 19-23.

BRUYNEEL, M. & L. WAUTERS, 1981a, *Historische evolutie van de waterkwaliteit in het Schelde-estuarium op Belgisch en Nederlands grondgebied, Genootschap Milieutechnologie KVIV Studiedag Brugge 7 oktober 1981*, pp. 11.

BRUYNEEL, M. & L. WAUTERS, 1981b, *Evolutie van de waterkwaliteit in het Schelde-estuarium op Belgisch grondgebied, Water jg. 1, 1* : 13-18.

BURT, T.N., 1986, Field settling velocities of estuary muds, In : A.J. MEHTA (ed.), *Estuarine Cohesive Sediment Dynamics, Springer-Verlag, Berlin*, pp. 126-150.

CAPPAERT, I., 1988, *Het waterzuiveringsprogramma voor het Scheldebekken, Water jg. 7, 43/2*, pp. 228-236.

CARRIKER, M.R., 1967, Ecology of Estuarine Benthic Invertebrates : A Perspective, In : LAUFF, G.H. (Ed.), *Estuaries, AAAS, Washington DC*, pp. 442-487.

CASPERS, H., 1967, Estuaries : Analysis of definitions and biological considerations. In: G.H. LAUFF (ed.), *Estuaries, Am.Ass.Adv.Sci.*, 83 : 6-8.

CLAESSENS, J., 1988, Het hydraulisch regime van de Schelde, Water, 43/1 : 163-169.

COEN, I., 1988, Ontstaan en ontwikkeling van de Westerschelde, Water, 43/1 : 156-162.

CONOVER, R.J., 1978, Transformation of organic matter, in : O.KINNE (Ed.), Marine Ecology, A comprehensive, Integrated Treatise on Life in Oceans and Coastal Waters, Volume IV, Dynamics, J. Wiley & sons, Chichester, pp. 222-499.

DAY, J.H., 1951, The ecology of South African estuaries. Part I. A Overview of estuarine conditions in general. Trans. Roy. Soc. S.Africa, Vol. 33, pp. 53-91.

DE BRABANDER K. & K. DE GREEVE, 1988, Waterkwaliteit van de Schelde, Water jg. 7, 43/2, pp. 223-227.

DE PAUW, N., 1971, Milieu en plankton in de Westerschelde, Meded. Hydrobiol. Ver., Vol. 5, pp. 3-16.

DE PAUW, C., 1975, Bijdrage tot de kennis van milieu en plankton in het Westerschelde-estuarium, Doctoraatsthesis, R.U.Gent, 3 vol.

DE SMEDT, F., 1989, Inleiding tot het gebruik van waterkwaliteitsmodellen, VUB Press, Brussel.

DE SMET, L.A.H. & A.J. WIGGERS, 1960, Einige Bemerkungen uber die Herkunft und die Sedimentationsgeschwindigkeit der Dollardablagerungen, In : J.H. VAN VOORTHUYSEN & P.H. KUENEN (eds.), Das Ems-Estuarium (Nordsee). Verh.Kon.Ned.Geol.Mijnbk.Gen., Geol.Ser., 19: 129-134.

DEVELTER, D., E. KUYKEN & P. MEIRE, 1987, De inplanting van een containerkaai op de slikken van het natuurgebied 'Galgenschoor' te Antwerpen, Rapport Instituut voor Natuurbehoud, Hasselt.

DIHO, 1991, Werkplan DIHO - Projektbeschrijvingen 1991, pp. 124.

DORRESTEIN, R., 1960, On the distribution of salinity and of some other properties of the water in the Ems-estuary. In : J.H. VAN VOORTHUYSEN & P.H. KUENEN (eds.), Das Ems-Estuarium (Nordsee). Verh.Kon. Ned.Geol.Mijnbk. Gen., Geol.Ser., 19 : 43-74.

DORRESTEIN, R. & L. OTTO, 1960, On the mixing and flushing of the water in the Ems-estuary. In : J.H. VAN VOORTHUYSEN & P.H. KUENEN (eds.), Das Ems-Estuarium (Nordsee). Verh.Kon.Ned.Geol.Mijnbk.Gen., Geol.Ser., 19 : 83-102.

DUURSMA, E.K., A.G.A. MERKS & J. NIEUWENHUIZE, 1988, Exchange processes in estuaries such as the Westerschelde, an overview, Hydrobiol.bull., vol. 22 (1) : 7-20.

ECOLAS, 1989, Studie van de actuele situatie in de Belgische havens met betrekking tot de tenuitvoerlegging van het Marpol-Verdrag, studie uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu, Beheerseenheid Mathematisch Model Noordzee en Scheldeëstuarium, pp. 95 + bijlagen.

EGGINK, H.J., 1965, Het estuarium als ontvangend water van grote hoeveelheden afvalstoffen. Afvoer van het veenkoloniale afvalwater naar de Eems, Meded. Rijksinst. Zuivering Afvalwater, Vol. 2, pp. 1-144.

EMERY, K.O. & R.E. STEVENSON, 1957b, Estuaries and lagoons. III. Sedimentation in estuaries, tidal flats and marshes, Geol. Soc. Am. Mem., Vol. 67, Nr. 1, pp. 729-749.

ENGEL, H., 1990, Een deltaplan voor de Schelde, In : H.L.F. SAEIJS (ed.), Symposium Een Schelde zonder grenzen, Middelburg : 34-42.

FRG (FEDERAL REPUBLIC OF GERMANY), 1990, The basis for calculating nutrient inputs from sewage (point sources) in Fed. Rep. of Germany, Ad Hoc Working Group on Methods of Calculation of Nutrient Inputs of the Paris Commission, Oslo, doc. NUTINPUT 1/info 5, pp. 4.

FLAVEJEE, J.C.L., 1960, On the origin of the mud deposits in the Ems-estuary, In : J.H. VAN VOORTHUYSEN & P.H. KUENEN (eds.), *Das Ems-Estuarium* (Nordsee). Verh.Kon.Ned.Geol. Mijnbk.Gen., Geol.Ser., 19 : 147-152.

GEBEG - Studieprogramma, 1981, Onderzoek naar de radioactieve contaminatie van Westerschelde en Maas door kerncentrales van het PWR-type, R.U.Gent, pp. 45.

GLANGEAUD, L., 1938, Transport et sédimentation dans l'estuaire et à l'embouchure de la Gironde, Bull. Soc. Géol.France, Vol. 8, pp. 599-630.

GOETHALS, K., 1988, Evolutie van de kwaliteit van het Scheldewater : aanvullende gegevens tot en met 1985, Water, nr. 40, pp. 81-91.

GOETHALS, K., 1991, Evolutie van de kwaliteit van het Scheldewater, Water jg. 10, 56, pp. 12-18.

GROENEWOUD, C., R.J. SCHEELE & C.J. VAN WESTEN, 1990, Questionnaire Characteristics and Management of Estuarine Areas, Draft Report (Pilot Study), Committee on the Challenges of Modern Society (NATO-CCMS), 40 pp. + tables.

GUILCHER, A., 1967, Origin of sediments in estuaries, In : G.H. LAUFF (ed.), *Estuaries*, Am.Ass.Adv.Sci., 83 : 149-157.

HAMMER, L., 1968, Salzgehalt und Photosynthese bei marinen Pflanzen, Mar. Biol., Vol. 1, pp. 185-190.

HAVENBEDRIJF ANTWERPEN, 1990, Jaarverslag 1989.

HAVENBEDRIJF ANTWERPEN, 1991, Jaarverslag 1990.

HAVENBEDRIJF GENT, s.d., Haven van Gent, een vriendelijke haven, brochure, Gent.

HAVENBEDRIJF GENT, 1989, Jaarverslag van het 'Havenbedrijf Stad Gent' van het jaar '89,

HAVENSCHAP TERNEUZEN, 1990, Jaarrapport 1989, pp. 9.

HAVENSCHAP VLISSINGEN, 1989, Havenschap van Vlissingen - Meerjaren-overzicht 1989, pp. 11.

HEIP, C., 1988a, Biota and abiotic environment in the Westerschelde estuary, Hydrobiol. bull., Vol. 22, Nr. 1, pp. 31-34.

HEIP, C., 1988b, Het ecosysteem van het Westerscheldeëstuarium, Water, Nr. 43, pp. 211-213.

HEIP, C., R. HERMAN, G. BISSCHOP, J.C.R. GOVAERE, M. HOLVOET, D. VAN DAMME, C. VAN OSMAEL, K.A. WILLEMS & L.A.P. DE CONINCK, 1979, Benthic studies of the Southern Bight of the North Sea and its adjacent continental estuaries. Progress Report I - ICES-report C.M. 1979/L: 9, pp. 133-163.

HEIP, C. R. HERMAN, & J. CRAEYMEERSCH, 1986, Diversiteit, densiteit en biomassa van hte macrobenthos in de Westerschelde : 1978-1985. Verslag Rijksuniversiteit Gent.

HELSLOOT, I. & C. STORM, 1988, Ruimtelijke en temporele variabiliteit van slibtransporten in de Westerschelde, Reeks Westerschelde-studies, studierapport nr. 16, R.U.Utrecht, pp. 81.

HENDRIKSMA, J., 1980, Waterkwaliteitsaspecten van de Westerschelde, een rapportage over de jaren 1972-1977, RIZA Hoofdafdeling Oppervlaktewater, Rijkswaterstaat nota nr. 81.049, deel 1, tekst, deel 2 bijlagen.

HOUTHOOFT, R., 1986, Bepaling van hydraulische parameters in het Scheldebekken, K.U.Leuven - computerwetenschappen, thesis, pp. 99.

HUMMEL, H., G. MOERLAND & C. BAKKER, 1988, The concomitant existence of a typical coastal and a detritus food chain in the Westerschelde estuary, *Hydrobiological Bulletin*, Vol. 22, Nr. 1, pp. 35-41.

HUPKES, 1990, Pollution of the North Sea imposed by West European rivers (1984-1987), ICWS rapport 90.03, i.o.v. Sandoz Rhine Fund, Amsterdam, pp. 102.

IHE, 1985, Analysemethoden voor water, Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie, Brussel, pp. 192.

IHE, 1986, De kwaliteit van de sedimenten in de Westerschelde (Nederland) en in de Zeeschelde (België) - Ecologische evaluatie, Deel I, algemene tekst (pp. 54), Deel II, bijlagen.

IHE, 1989a, De chemische kwaliteit van baggerspecie in de Westerschelde en de Zeeschelde, tussen de Drempel van Krankeloon en de Sluissche Hompels in 1989, 2 volumes

IHE, 1989b, Algemene radioactiviteit van het land, uitslagen van radioactiviteitsmetingen van uitgevord (sic) in het IHE in 1987, IHE-Brussel.

IHE, 1990, De chemische kwaliteit van baggerspecie in de Westerschelde en in de Zeeschelde tussen de Drempel van Krankeloon en de Sluissche Hompels, voorlopig rapport december 1990.

IMDC, 1989, persoonlijke mededeling.

IMDC, 1990, Rivierbodemsanering en landschapsbouw, het nuttig gebruik van baggerspecie uit de Antwerpse regio, eindrapport studie i.o.v. Antwerpse Zeediensten, pp. 281.

INMAN, D.I., 1949, Sorting of sediments in the light of fluid mechanics, *J. Sediment. Petrol.*, Vol. 19, pp. 51-70.

INTERNATIONALE SCHELDE-WERKGROEP (red.), 1984, Pleidooi voor een opnieuw schone Schelde, Goes, pp. 56.

INTERNATIONALE SCHELDE-WERKGROEP (red.), 1985, De Schelde belicht en gewogen, verslagboek symposium over de waterkwaliteit van de Schelde, Goes, pp. 103.

INTERNATIONALE SCHELDE-WERKGROEP, 1988, Actieplan voor verbetering van de waterkwaliteit van de Schelde, Zeeuwse Milieufederatie, Goes, pp. 75.

INTERNATIONAL CENTRE OF WATER STUDIES (ICWS), 1989, Scheldt riverbasin study, rapport ICWS 89.09 i.o.v. Greenpeace, Amsterdam, pp. 45 + bijlagen.

INTERNATIONAL CENTRE OF WATER STUDIES (ICWS), 1990, Project 'Monitoring Schelde', Identificatie puntbronnen tussen Gent en de Belgisch-Nederlandse grens - Meetcampagne 1989, rapport ICWS 90.02, i.o.v. Rijkswaterstaat Directie Zeeland en Vlaamse Maatschappij voor Waterzuivering, Amsterdam, pp. 26 + bijlagen.

JACKSON, R.H. & P.R.M. DE VISSCHER, 1985, Phytoplankton production in the Western Scheldt, Progress Report Delta Institute for Hydrobiological Research, pp. 66-68.

JOHNSTON, P.A., M. MCGARVIN & R.L. STRINGER, 1990, Regulation of effluents and implications for environmental policy, In: International Conference on North Sea Pollution: 'Technical Strategies for Improvement', Amsterdam 10-14.09.90, IAWPRC/EWPCA/NVA, pp. 85-95.

JORGENSEN, C.B., 1966, Biology of suspension-feeding, Pergamon Press, London, pp. 357.

KABINET VAN DE
STAATSSECRETARIS VOOR
LEEFMILIEU - IHE/BMM, 1990,
Belgisch Vooruitgangsrapport - De
uitvoering van de Ministeriële Verklaring
van de Tweede Internationale Konferentie
over de Bescherming van de Noordzee, pp.
112.

KELCHTERMANS, T., 1990,
Milieubeleidsplan en Natuurontwikkelings-
plan voor Vlaanderen, Voorstellen voor
1990 - 1995, Ministerie van de Vlaamse
Gemeenschap.

KERNGROEP WESTERSCHELDE, 1991,
Beleidsplan Westerschelde, pp. 103 +
bijlagen.

KETCHUM, B.H., 1951, The exchange of
fresh and salt waters in tidal estuaries,
J.Mar.Res., 10: 18-38.

KINNE, O. (Ed.), 1971, Marine Ecology -
A comprehensive, Integrated Treatise on
Life in Oceans and Coastal Waters, Volume
I Part 2, Environmental Factors, Wiley-
Interscience London, pp. 683-1244.

KLANKBORDFORUM
WESTERSCHELDE, 1989, Beleidsplan
Westerschelde Ontwerp t.b.v. overleg en
inspraak, pp. 110.

KOSKE, P., H. KRUMM, G.
RHEINHEIMER & K. SZEKIELDA, 1966,
Untersuchungen über die Einwirkung der
Tide auf Salzgehalt, Schwebstoffgehalt,
Sedimentation und Bakteriëngehalt in der
Unterelbe, Kieler Meeresforsch., Vol. 12,
Nr. 1, pp. 47-63.

KUEHL, H. & H. MANN, 1968, Über die
hydrochemie der unteren Ems, Veroff.
Inst. Meeresf.Bremerh., Vol. 3, pp. 126-
158.

KUENEN, P.H., 1950, Marine Geology, J.
Wiley & sons, New York.

KRONING, H., 1988,
Verfahrenstechnische Behandlung van
Kontaminierten Hafenschlick, Hansa
Schiffart, Schiffbau, Hafen,

LAANE, R.W.P.M. & G.T.M. VAN ECK,
1990, Modelling : a tool on estuary
processes, In : The pollution of the North
Sea imposed by West European rivers,
conference documents Workshop 16.02.90,
Amsterdam, Sandoz Rhine Fund & ICWS.

LEEMAN, D., R. VAN DER NIET & M.
DE SMIDT, 1985, De chemische
bedrijvigheid in het Westerscheldebekken,
Reeks Westerscheldestudies, studierapport
nr. 2, R.U.Utrecht, pp. 96 + bijlagen.

LEWIS, J.R., 1964, The ecology of rocky
shores, English University Press, London.

LOOSANOFF, V.L., 1961, Effects of
turbidity on some larval and adult bivalves,
Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst., Vol. 14, pp.
80-95.

LUENEBURG, H., 1939, Hydrochemische
Untersuchungen in der Elbemündung
mittels Elektrocoulometer, Arch.
Deut.Seewarte, Vol. 59, Nr 5, pp. 1-27.

LUENEBURG, H., 1953, Die Probleme
der Sinkstoffverteilung in der
Wesermündung, Veroff.Inst.
Meeresf.Bremerh., Vol. 2, pp. 15-51.

MACNAE, W., 1956, Aspects of life on
muddy shores in South Africa, South
African J. Sci., Vol. 53, pp. 40-43.

MALINS, D.C., U. VARANASI, D.W.
BROWN, M.M. KRAHN & S. CHAN,
1986, Biological transport of contaminants
in marine environments : Bioavailability
and transformations, In : G.
KULLENBORG (Ed.), Contaminant fluxes
through the coastal zone, Rapports et
Procès-Verbaux des Réunions, Vol. 186,
CIEM, Copenhagen, pp. 442-448.

MANNI, R.J., 1986, Slibtransport en
slibbalans in de Westerschelde, Reeks
Westerschelde studies, nr. 4, R.U. Utrecht,
pp. 58 + tabellen en bijlagen.

Mc LACHLAN, A., T. ERASMUS, A. DYE, T. WOOLDRIDGE, G. VAN DER HORST, G. ROSSOUW, T. LASIAK & L. McTWHYNE, 1981, Sand beach energetics : an ecosystem approach towards a high energy interface, *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, Vol. 13, pp. 11-25.

MEIRE, P., 1991, Zeeschelde, mededeling colloquium "Rivierherstel : het recht van valleigebieden", *Elewijt* 28.01.91, pp. 4.

MEIRE, P., R. DEMON, H. VOET & T. YSEBAERT, 1990, Het Groot Buitenschoor, Natuureservaten, september 1990.

MEIRE, P. & D. DEVELTER, 1988, Macrozoöbenthos van de Westerschelde : eerste overzicht van de resultaten van de macrozoöbenthos bemonstering najaar 1987 in het kader van het project SAWES, rapport Rijksuniversiteit Gent, Gent.

MEIRE, P., & E. KUYKEN, 1988, Het Land van Saeftinghe, slikken en schorren : ecologische betekenis van getijdegebieden langs de Schelde, *Water*, Nr. 43, pp. 214-222.

MINISTERIE VAN DE VLAAMSE GEMEENSCHAP - DEPARTEMENT LEEFMILIEU EN INFRASTRUKTUUR, 1991, De baggerwerken in de Schelde en de kwaliteit van water en bodem, stand van zaken, pp. 67.

MINISTERIE VAN OPENBARE WERKEN - BESTUUR DER WATERWEGEN, 1977, Plan ter beveiliging van het Zeescheldebekken tegen stormvloed op de Noordzee, pp. 32, 10 bijlagen.

MINISTERIE VAN VOLKSGEZONDHEID EN LEEFMILIEU - BMM & BESTUUR DER WATERWEGEN, 1990, Ecologische impact van baggerspecielossingen voor de Belgische kust, conceptrapport, Brussel april 1990, Vol. 1, 74 pp.

MINISTRY OF TRANSPORT AND PUBLIC WORKS, 1990, PCB's, still a problem ?, 15 pp.

MOMMAERTS, J.P., 1990a, Nutrients distribution and trend analysis in the Belgian coastal area and the Western Scheldt Estuary - The case of nitrates, Seventeenth Meeting of the Technical Working Group of the Paris Commission, Edinburgh, pp. 9 + figs. [intern dokument TWG17/info 2].

MOMMAERTS, J.P., 1990b, Analysis of inorganic nitrogen distribution and trends in the Southern Bight of the North sea and the Western Scheldt estuary, Management Unit of the Mathematical Model of the North sea and Scheldt estuary, pp. 15 + 11 figs.

MONTFORT, C., 1931, Assimilation und Stoffgewinn der Meeresalgen bei Aussuessung und Rueckversalzung. I Phasen der Giftwirkung und die Frage der Reversibilitaet. I. Typen der funktionellen Salzeinstellung. *Ber. dt.bot.Ges.*, Vol. 49, pp. 49-66.

NAKANASHI, M. & M. MONSI, 1965, Effect of variation in salinity on photosynthesis of phytoplankton growth in estuaries. *J. Fac. Sci.Tokyo Univ. (Sect.III)*, Vol. 9, Nr. 2, pp. 19-42.

NELLEN, U.R., 1966, Über den Einfluss des Salzgehaltes auf die photosynthetische Leistung verschiedener Standortformen von Delesseria sanguinea und Fucus serratus, *Helgolander wiss. Meeresunters.*, Vol. 13, pp. 288-313.

NELSON, B.W., 1962, Important aspects of estuarine sediment chemistry for benthic ecology, In: N. MARSHALL (ed.), *Symposium on the Environmental Chemistry of Marine Sediments*, Dec. Publ. Nr. 1, Narragansett Mar. Lab., Univ. Rhode Island, Kingston, Rhode Island, pp. 27-41.

ODUM, E., 1971, *Fundamentals of Ecology*, W.B. Saunders Co., Philadelphia, pp. 574.

OCKIER, P., 1991, Produktie, behandeling en eindbestemming van het zuiveringsslib in Vlaanderen, 1985-1989, Water jg. 10, 56: pp. 7-11.

OGATA, E., & T. MATSUI, 1965 a, Photosynthesis in several marine plants of Japan in relation to carbon dioxide supply, light and inhibitors, Jap. J. Bot., Vol. 19, pp. 83-98.

OGATA, E. & T. MATSUI, 1965 b, Photosynthesis in several marine plants of Japan as affected by salinity, drying and pH, with attention to their growth habitats, Botanica mar., Vol. 8, pp. 199-217.

PARIS COMMISSION, 1987, Ninth Annual Report, London, pp. 175.

PEELEN, R., 1967, Isohalines in the Delta area of the Rivers Rhine, Meuse and Scheldt, Neth.J.Sea Res., 3 : 595-597.

PETERS, J. & A. STERLING, 1976, Hydrodynamique et transports de sediments de l'Estuaire de l'Escaut, In : J. NIHOUL & R. WOLLAST (eds.), Projekt Zee - Eindverslag Boekdeel 10, Het Schelde Estuarium, Diensten van de Eerste Minister, Programmatie van het Wetenschapsbeleid, Brussel, pp. 1-70.

PETTERSON, G., 1990, De watersport op de Westerschelde, Reeks Westerschelde-studies, Studierapport 11, R.U.Utrecht, pp. 81.

PLASMAN, C. & G. VERREET, 1991, Cadmium, (ontwerp) stofdossier 2 - Belgische implementatie van de Derde Internationale Conferentie over de Bescherming van de Noordzee, Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee, Brussel, pp. 129 + bijlagen.

POSTMA, H., 1954, Hydrography of the Dutch Wadden Sea, Arch.Neerl.Zool., 10 : 405-511.

POSTMA, H., 1960, Einige Bemerkungen uber den sinkstofftransport im Ems-Dollard Gebiet, In : J.H. VAN VOORTHUYSEN & P.H. KUENEN (Eds.), Das Ems-Estuarium (Nordsee). Verh.kon.ned.geol.-mijnbk.Gen., geol.ser., Vol. 19, pp. 103-110.

POSTMA, H., 1961, Suspended matter and Secchi disc visibility in coastal waters. Neth.J.Sea Res., 1 : 359-390.

POSTMA, H., 1967, Sediment transport and sedimentation in the estuarine environment, In : G.H. LAUFF (ed.), Estuaries, Am.Ass.Adv.Sci., 83 : 158-179.

POSTMA, H. & K. KALLE, 1955, Die Entstehung von Trübungszonen im unterlauf der Flüsse, speziell im Hinblick auf die Verhältnisse in der Unterelbe, Dtsch.Hydrogr.Z., Vol. 8, Nr. 4, pp. 137-144.

PRITCHARD, D.W., 1952, Salinity distribution and circulation in the Chesapeake Bay estuarine system, J. Mar. Res., 11: 106-123.

PRITCHARD, D.W., 1954, A study of the salt balance in a coastal plain estuary, J.Mar.Res., Vol. 13, pp. 133-144.

PRITCHARD, D.W., 1955, Estuarine circulation patterns, Proc.Am.Soc.Civ.Engrs., 81 : 1-11.

PRITCHARD, D.W., 1967, Observations of circulation in coastal plain estuaries, In : G.H. LAUFF (ed.), Estuaries, Am.Ass.Adv.Sci., 83 : 37-44.

QUAGHEBEUR, D., 1990, Algemene methoden voor de analyse van organische micropolluenten, studiedag Genootschap Milieutechnologie,

RAAD VAN DE WATERSTAAT, 1985, Advies Verdieping Westerschelde - programma 48'/43', november 1985.

RAVENSBERGEN, G.J. & R.J. SCHEELE, 1990, De visserij op de Westerschelde, Reeks Westerschelde Studies, Studierapport 7, R.U.Utrecht, pp. 39.

RHEINHEIMER, G., 1971, Turbidity, bacteria, fungi and blue-green algae, In : O. KINNE (ed.), Marine Ecology, Vol. 1, Environmental Factors, Wiley Interscience, London, pp. 1167-1175.

RINGELE A. & K. DE BRABANDER, 1986, Evolutie van de waterkwaliteit van de Schelde, Water, jg. 5, 30 : pp. 117-121.

RONDAY, F. & A. MOUCHET, 1991, Etude de la dynamique de l'Escaut, Transport de charges polluantes, rapport aan de BMM in het kader van de studie 'Vuilveracht Scheldeëstuarium'.

ROOVERS, P., 1988, Verdiepingsprogramma van de maritieme toegangsweg tot de haven van Antwerpen, Water, 43/1 : 176-183.

ROUVRAY, D., 1991, Making molecules by numbers, New Scientist, Vol. 129, No 1762, pp.22-26.

SALOMONS, W. & W.D. EYSINK, 1981, Pathways of mud and particulate trace metals from rivers to the southern North Sea, Spec. Publs. int. Ass. Sediment., vol. 5, pp. 429-450.

SALOMONS, W. & U. FORSTNER, 1984, Metals in the Hydrocycle, Springer Verlag, Berlin, pp. 349.

SALOMONS, W. & W.G. MOOK, 1987, Natural tracers for sediment transport studies, Continental Shelf Research, Vol. 7, nrs. 11/12, pp. 1333-1343.

SANDERS, H.L., D.C. MANGELSDORF & G.R. HAMPSON, 1965, Salinity and faunal distribution in the Pocanet River, Massachusetts, Limnol.Oceanogr.,suppl. 10: 216-229.

SANDIFER, P.A., 1975, The role of pelagic larvae in recruitment to populations of adult decapod crustaceans in York River estuary and adjacent lower Chesapeake Bay, Virginia, Estuar. Coast. mar. Sci., Vol. 3, pp. 269-279.

SANITAIRE BOUWKUNDE, 1989, intern dokument Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu, Dienst Sanitaire Bouwkunde, pp. 1.

SAS, M. E. SMETS, G. VAN LANGENHOVE & J. BERLAMONT, 1979, Gebruik van de simulatietechniek ter bepaling van overschrijdingsfrequenties van de extreme hoogwaterstanden op de Schelde, K.U.Leuven Afdeling Bouwkunde, rapport 06-HY-03, pp. 69.

SCHUBEL, J.R., & V.S. KENNEDY, 1984, The estuary as a filter : an introduction, In: V.S. KENNEDY (ed.), The Estuary as a filter, Academic Press, Orlando, pp. 1-11.

SIBBLES, P. & J. VERDUIN, 1988, Een verkenning van het waterkwaliteitsvraagstuk in België, Reeks Westerschelde-studies, studierapport nr. 10, R.U.Utrecht, pp. 101.

SMEDES, F., 1990, Assessment of data submitted for temporal trend analysis : chlorobiphenyls in sediments, Seventeenth Meeting of the Technical Working Group (Paris Commission), document TWG 17/17/7, Edinburgh, 5 pp. + figs.

SOMVILLE, M. & N. DE PAUW, 1982, Influence of temperature and river discharge on water quality of the Western Scheldt Estuary, Water Res., Vol. 16, pp. 1349-1356.

STOMMEL, H., 1953, Computation of pollution in a vertically mixed estuary, Sewage Ind. Wastes, 25(9) : 1065-1071.

STRUBBE, J., 1988, De politieke geschiedenis en het internationale statuut van de Westerschelde, Water Nr 43/2, pp. 237-241.

STUART, J.J., P.L. MEININGER & P.M. MEIRE, 1991, Watervogels van de Westerschelde, deel 1, tekst, pp. 175; deel 2, 133 figuren, Rijksuniversiteit Gent & Rijkswaterstaat dienst Getijdewateren.

STUYCK, R., 1987, De Schelde Van Bron Tot Monding, Lannoo Tielt, pp. 256.

TECHNISCHE SCHELDECOMMISSIE, 1984a, Nota Verdieping Westerschelde - programma 48'-43', Middelburg, pp. 27.

TECHNISCHE SCHELDECOMMISSIE, 1984b, Studierapport Verdieping Westerschelde - programma 48'-43', Middelburg, deel 1, tekst, pp. 174; deel 2, literatuur, tabellen, bijlagen, pp..

TEMMERMAN, E., 1988, Bepaling van Anorganisch Kwik met behulp van Koude Damp-Atoomabsorptiespectrometrie, R.U.Gent, doktoraatsthesis, pp. 231.

THIRD INTERNATIONAL CONFERENCE ON THE PROTECTION OF THE NORTH SEA, 1990, Ministerial Declaration, The Hague, pp. 198.

TWENHOFEL, W.H., 1950, Principles of Sedimentation, Pergamon Press, New York, pp. 620.

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY, 1964, Quality of surface waters of the United States, Geol.Survey Water-supply, paper 1941, Governmental Printing Office, Washington D.C..

VAN ALPHEN, J.S.L.J. & M.A. DAMOISEAUX, 1989, A geomorphological map of the Dutch shoreface and adjacent part of the continental shelf, Geologie en Mijnbouw, 68 : 433-443.

VAN ALSENOY, V., P. BERNARD & R. VAN GRIEKEN, 1990, Zware metalen in Noordzee en Schelde-sedimenten, Water, Nr. 51, pp. 113-121.

VAN DAMME, D., R. HERMAN, Y. SHARMA, M. HOLVOET & P. MARTENS, 1980, Benthic studies of the Southern Bight of the North Sea and its adjacent continental estuaries, Progress Report 2. Fluctuations of the meiobenthic communities in the Western Scheldt Estuary. ICES-CM 1980, L: 23, pp. 1-40.

VAN DER MEULEN, A. & M. SCHOOR, 1988, Erosie en sedimentatie aan de schor-slikovergangen in de Westerschelde, Reeks Westerschelde Studies Studierapport 15, R.U.Utrecht, pp. 73.

VAN DER KOOIJ, L.A., 1982, De waterkwaliteit van de Westerschelde in de periode 1964-1981, Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater

VAN ECK, G.T.M. & N.M. DE ROOIJ, 1990, Development of a water quality and bio-accumulation model for the Scheldt estuary, In : W.MICHAELIS (ed.), Estuarine Water Quality Management, Coastal and Estuarine Studies series, Springer Verlag, pp. 95-104.

VAN HOOFF, J., 1991, General strategy of the waterways of the Flemish region for handling and disposal of contaminated dredged material, Proceedings CATS-congress, Ghent, pp. 4.21-4.28

VAN HOOFF, J., C. CLAEYS & L. PONNET, 1991, Underwater disposal of dredged material in Doeldok : final evaluation of the pilot project, Proceedings CATS-congress, Ghent, pp. 3.45-3.53.

VAN IMPE, J., 1985, Estuarine pollution as a probable cause of increase of estuarine birds, Mar. Poll. Bull., Vol. 16, pp. 271-276.

VAN LOON, J., 1986, Onderzoek naar de kwaliteit en de verontreinigende belasting van de grensoverschrijdende vervuiling van de Schelde, Provinciaal Instituut voor Hygiëne, deel 1 (tekst), pp. 74; deel 2 (tabellen), pp. 129

WOLLAST, R., 1976, Transport et accumulation de polluants dans l'estuaire de l'Escaut, In : J. NIHOUL & R. WOLLAST (eds.), Projekt Zee - Eindverslag Boekdeel 10, Het Schelde Estuarium, Diensten van de Eerste Minister, Programmatie van het Wetenschapsbeleid, Brussel, pp. 191-217.

WOLLAST, R., 1988, The Scheldt Estuary, in : SALOMONS, W., B. BAYNE, E. DUURSMA & U. FORSTNER (Eds.), Pollution of the North Sea An Assessment, Springer Verlag, Berlin, pp. 183 - 193.

WOLLAST, R. & J.J. PETERS, 1980, Transfer of materials in estuarine zones, In : J.B. PEARCE (ed.), Review of Water Quality and Transport of Materials in Coastal and Estuarine Waters, ICES, Copenhagen, pp. 200-216.

WOLLAST, R. & A. MARIJNS, 1981, Evaluation des contributions des différentes sources de matière en suspension à l'envasement de l'Escaut, Rapport Final, U.L.Bruxelles, Studie in opdracht van het Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu, Beheerseenheid van het Mathematisch Model van de Noordzee en het Scheldeestuarium, pp. 151.

WULFF, F.V. & J.G. FIELD, 1983, The importance of different trophic pathways in a nearshore community under upwelling and downwelling conditions, Mar. Ecol. Prog. Sci., Vol. 12, Nr 3, pp. 217-228.

ZHANG, H. & R. WOLLAST, 1989, Distribution and speciation of Co and Ni in the Scheldt Estuary, in : G. PICHOT (Ed.), Progress in Belgian Oceanographic Research 1989, Proceedings of the North Sea Symposium held in Ghent, 14 february 1989, pp. 431-443.

VAN SCHAİK, A.W.J., D.J. DE JONG & A.M. VAN DER PLUYM, 1988, Vegetatie buitendijkse gebieden Westerschelde, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Middelburg, pp. 25 + bijlagen.

VAN STRAATEN, L.M.J.V., 1960, Transport and composition of sediments, In: J.H. VAN VOORTHUYSEN & P.H. KUENEN (Eds.), *Das Ems-estuarium* (Nordsee), Verh.kon.ned. geol.-mijnb.Gen., geol.ser., Vol. 19, pp. 279-292.

VAN STRAATEN, L.H.J.V. & P.H. KUENEN, 1957, Accumulation of fine-grained sediments in the Dutch Wadden Sea, *Geol. Mijnbouw*, 19 : 329-354.

VERMEULEN, Y., 1980, Studie van het makrobenthos van het Westerschelde estuarium, licentiaatsverhandeling Rijksuniversiteit Gent.

VERMEULEN, Y. & J. GOVAERE, 1982, Macrobenthos in the Western Scheldt Estuary, In : C. HEIP & P. POLK (eds.), *Biological Processes and Translocations, Geconcerteerde Onderzoeksakties*, pp. 81-89.

VERMEULEN, Y. & J. GOVAERE, 1983, Distribution of benthic microfauna in the Western Scheldt Estuary (The Netherlands), *Cahiers de Biologie Marine*, Vol. 24, pp. 297-308.

VERSCHUEREN, L. & R. WILLEMS, 1991, Milieumaffia in Vlaanderen, Uitgeverij EPO, 160 pp.

VERWEY, J., 1952, On the ecology and distribution of cockle and mussel in the Dutch Wadden Sea, their role in sedimentation and the source of their food supply, *Arch.néerl.Zool.*, 10 : 171-239.

VIBNA, 1979, Evolutie van de kwaliteit van het Scheldewater, pp. 21.

VIBNA, 1983, Evolutie van de kwaliteit van het Scheldewater - aanvullende gegevens tot en met 1982, pp. 1 + 18 figs.

VIBNA, 1987, Memorandum Evolutie van de kwaliteit van het Scheldewater, pp. 6 + 20 figs. + 2 tabellen.

VIBNA, 1990, Evolutie van de kwaliteit van het Scheldewater, pp. 9 + 23 figs.

WARTEL, S., 1972, Sedimentologisch onderzoek van de opbouw van het Schelde Estuarium, *Doktoraatsthesis K.U.Leuven*, 3 volumes.

WARTEL, S., 1977, Composition, transport and origin of sediments in the Schelde-estuary, *Geol. Mijnbouw*, 56 : 219-233.

WATERBOUWKUNDIG LABORATORIUM, 1977, Waterverontreiniging Westerschelde overzicht 1971-1975, rapport MOD.295-6, deel 1, tekst (pp. 23) en bijlagen (107), deel 2, tabellen.

WATERBOUWKUNDIG LABORATORIUM, 1980, Waterkwaliteit tussen Hansweert en Burcht en van de bijrivieren, rapport MOD.295-7, pp. 12 + tabellen + bijlagen.

WATERBOUWKUNDIG LABORATORIUM, 1983, Schelde Waterkwaliteit tussen Hansweert en Burcht en de bijrivieren - periode 1972 - 1982, rapport MOD.295-8.

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM, 1988, Zuurstofmodel Westerschelde, SAWES nota 88.02.

WILBER, C.G., 1971a, Turbidity, general introduction, In : O. KINNE (ed.), *Marine Ecology*, Vol. 1, Environmental Factors, Wiley Interscience, London, pp. 1157-1165.

WOLFF, W.J., 1973, The estuary as a habitat, an analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt, *Zool.Verh.Leiden*, 126 : 1-242.

BIJLAGE 1 : ESTUARIENE ECOLOGIE

1. Algemeen

2. Milieufactoren

- 2.1. Algemeen
- 2.2. Saliniteit
- 2.3. Turbiditeit
- 2.4. Substraat
- 2.5. Opgeloste gassen

3. Dynamiek

3.1. Primaire produktie

3.1.1. Algemeen

3.1.2. Fotoautotrofie

3.1.2.1. Fytoplankton

3.1.2.2. Fytobenthos

3.1.2.3. Schorren

3.1.2.4. Extracellulaire excretie

3.1.2.5. Fotosynthetiserende bacteriën

3.1.3. Chemosynthese

3.2. Secundaire produktie

3.2.1. Zoöplankton

3.2.2. Zoöbenthos

3.2.3. Vissen, vogels en zoogdieren

4. Bibliografie

(de figuren die bij deze tekst horen, werden opgenomen in hoofdstuk 1)

1. Algemeen

Als interface tussen rivieren en zeeën kennen estuaria een zeer specifieke en complexe interactie tussen enerzijds de abiotische en biotische componenten en anderzijds de biotische componenten onderling.

Als dusdanig zijn estuaria ecosystemen met een unieke combinatie van structurele (e.g. patronen, gelaagdheid, soorten rijkdom, abundantie) en functionele (e.g. energie- en materiële stromen) kenmerken.

Structureel onderscheiden estuaria zich over de gehele wereld door een aantal gemeenschappelijke kenmerken :

1. de geringe diepte en goede aëratie;
2. de uitgesproken verticale (=stratificatie) en/of horizontale (=patronen en gradiënten) spreiding van fysisch-chemische en biotische factoren;
3. de diversiteit aan particulier materiaal;
4. de complexe moleculaire interacties in een milieu rijk aan opgeloste en particuliere organische materie, inerte sedimentpartikels en organismen (CARRIKER, 1967).

In termen van temporele variatie is vooral de hoge milieudynamiek kenmerkend, zowel op ecologische als op geologische evolutionaire schaal. Locale geografische, meteorologische en hydrologische omstandigheden bepalen de amplitude en duur van deze abiotische schommelingen.

Als voorbeelden gelden de sterke fluctuaties van de saliniteit en de temperatuur, alsook de plotse zuurstofuitputting als gevolg van een temperatuursstijging of een hoge organische belasting.

Zoals blijkt uit de beschrijving van het estuarium zijn de belangrijkste ecologische effecten :

1. de saliniteit, in de intergetijdzone sterk gerelateerd met de temperatuur;
2. de waterbeweging, vooral de overstromingsduur;
3. de turbiditeit;
4. de substraten, vooral sedimenten.

Deze vertalen zich in een netwerk van gradiënten, van zout naar zoet zijn dit :

- een afname van saliniteit, korrelgrootte en interstitiële zuurstof;
- een toename van de sedimentstabiliteit en organisch gehalte.

Van het sublittoraal naar het supralittoraal zijn dit :

- een toename van stress door uitdroging, temperatuur en anaërobie;
- een afname van de voedingstijd.

Het fysisch-chemisch milieu bestaat evenwel niet uit een combinatie van uniforme gradiënten met constant verloop. Locale variaties e.g. microklimaten, maken het geheel veel complexer en soms erg onvoorspelbaar.

Overleving in estuariene milieus vereist dan ook de nodige fysiologische aanpassingen op het niveau van het individueel organisme en de populatie, die op hun beurt in de structuren en processen van de levensgemeenschappen en dus de energie en materiële stromen van het ecosysteem worden weerspiegeld. Typische estuariene gemeenschappen bestaan dan ook uit een unieke combinatie van brak water (=endemische) en mariene soorten, aangevuld met enkele soorten uit het zoet water. Als ecosysteem is het estuarium rijk aan "interface"-zones of ecotones die een diversiteit aan subsystemen herbergen. Diepe geulen, ondiepe watergebieden, intergetijdegebieden en schorren vormen de vestigingsplaats van zeer karakteristieke plant- en diersoorten.

Een aantal van deze soorten zijn van groot economisch belang, e.g. vissen en schelpdieren. Andere hebben een unieke natuurwaarde. Zo zijn slikken en schorren die voorkomen op een gradiënt van zout naar zoet binnen eenzelfde estuarium, uiterst zeldzaam geworden.

De productiviteit van deze gebieden kan zeer groot zijn. Zowel de massale aanvoer van nutriënten, de estuariene circulatie als de diversiteit aan primaire producenten, zijn hiervoor verantwoordelijk. Enorme hoeveelheden gesuspenseerd materiaal worden door een combinatie

van fysische en biologische mechanismen vastgehouden in het estuarium. M.a.w. het estuarium is een nutriëntenval (ODUM, 1971). De estuariene circulatie houdt het gesuspendeerd materiaal in de troebelingszone gevangen, waar het in cyclische verticale migraties tussen de waterkolom en de bodem wordt betrokken. Dit proces leidt tot een accumulatie van anorganische en organische nutriënten. Tevens heeft dit gesloten circulatiesysteem een bijzondere biologische betekenis voor organismen met een beperkt zwemvermogen e.g. larven van krabben en oesters (SANDIFER, 1975). Opname van nutriënten en recyclage door het benthos, vorming van organisch detritus en mineralisatie door micro-organismen, vormen de biologische mechanismen die aan de basis liggen van een natuurlijke eutroficatie.

Primaire producenten omvatten zowel macrophyten, bentische microphyten als fytoplankton, elk met hun specifieke zonatie. Elk van deze groepen kan op zich als belangrijke producent binnen een subsysteem fungeren. Als totale fotocoenose garanderen zij een continue productie van organisch materiaal.

Golven, getijden en stromingen vertegenwoordigen een belangrijke energie-input, die invloed heeft op de energie- en materiestromen doorheen de verschillende levensgemeenschappen. Zo bepalen zij in sterke mate de recyclage van nutriënten tussen producenten en consumenten, alsook het transport van voedsel en nutriënten tussen en in de subsystemen (Mc LACHLAN et al., 1981; WULFF & FIELD, 1983).

Het grote en gevarieerde voedselaanbod maakt estuaria tot unieke verblijfplaatsen en voedingsgronden voor verschillende organismen.

Talrijke vogels vinden er een goede vestigings- of rustplaats. Zij bouwen hier reserves op voor de herfsttrek naar de overwinteringsgebieden in Zuid-Europa en Afrika of voor de terugkeer in de lente naar broedgebieden in de arctische en subarctische gebieden van Europa, Azië en Noord-Amerika. Een speciale betekenis hebben estuaria als kinderkamergebieden (= 'nursery grounds'). Jonge vissen en invertebratenlarven vinden er voedsel en bescherming tot zij als adulten terug naar zee kunnen trekken. De afhankelijkheid van talrijke commerciële vissen en schelpdieren is één van de belangrijke economische redenen om estuaria te beschermen.

Tegelijkertijd zijn estuaria kwetsbare ecosystemen. Deze dynamische en rijke gebieden zijn steeds centra van menselijke activiteit geweest. Het precair evenwicht voor energiestromen en biotische interacties kan gemakkelijk door menselijke activiteit worden verstoord. Juist de estuariene circulatie, de basis van alle natuurlijke rijkdom, is hierin de zwakste schakel; polluenten zullen zoals nutriënten in het systeem accumuleren. Scheepvaart, industriële activiteit, hydrologische werken, verontreiniging leiden tot belangrijke wijzigingen in de morfologie, de waterkwaliteit en de levensgemeenschappen van deze zandgebieden en daarmee tot een verlies van de natuurlijke waarden.

2. Milieufactoren

2.1. Algemeen

Het niche-concept in de ecologie stelt dat organismen onderhevig zijn aan multidimensionele factorencombinaties, zowel biotische als abiotische. Deze interrelatie maakt de evaluatie van afzonderlijke factoren meestal erg moeilijk. Steeds wordt het effect van één factor medebepaald door andere factoren. Zo bijvoorbeeld zal de invloed van de saliniteit steeds afhankelijk zijn van andere abiotische factoren zoals de temperatuur, waterbeweging, substraat, opgeloste gassen, licht; maar ook van biotische factoren zoals voedselaanbod competitie, biochemische reacties enz.

Een probleem hierbij is dat reeds veelvuldig werd aangetoond dat er belangrijke discrepanties bestaan tussen veld- en laboratoriumgegevens. Dit geeft aan dat er een belangrijk onderscheid te maken valt tussen het "ecologisch potentieel" en het "fysiologisch potentieel" van een organisme. Gecombineerde studies zijn dan ook essentieel om tot een zinvolle evaluatie van ecologische impact te komen.

In wat volgt worden in de mate van het mogelijke de effecten van de typische estuariene milieufactoren afzonderlijk behandeld. De bespreking is gebaseerd op gegevens van veld- en labo-onderzoek. De informatie is bewust algemeen gehouden en voor meer gedetailleerde informatie wordt naar KINNE (1971) verwezen.

Uit de beschrijving van een estuarium blijkt duidelijk dat de saliniteit, temperatuur, waterbeweging en turbiditeit de belangrijkste ecologische invloed uitoefenen in het estuarien milieu. Al deze factoren induceren belangrijke functionele en structurele responsies bij de biotische elementen van het ecosysteem. Deze kunnen zowel genetisch als niet-genetisch bepaald zijn.

Functioneel vertonen estuariene organismen adaptaties met betrekking tot tolerantie, metabolisme en activiteit, reproductie en verspreiding. Structureel gaat het om aanpassingen in morfologie, interne en externe structuren. Meestal vinden deze laatste hun oorsprong in de functionele mechanismen zoals de invloed van het metabolisme of de ontwikkeling, differentiatie en relatieve groei van lichaamsdelen.

Meer specifiek vereist de overleving in estuariene milieus specifieke eigenschappen zoals :

- tolerantie voor extreme omstandigheden op korte termijn;
- fysiologische en morfologische aanpassingen aan saliniteits-, temperatuur- en zuurstoffluctuaties;
- detectie en ontwijkingsmechanismen voor veranderingen in saliniteit en O_2 .

Een langdurig verblijf in estuariene gebieden vereist eveneens een aantal mechanismen die zeewaarts transport van de populaties moet voorkomen :

- reductie of onderdrukking van de larvale levensduur;
- reactievermogen van de larvale stadia op saliniteits-, getijde- en drukvariaties om via aangepaste activiteit zeewaarts transport te vermijden.

2.2. Saliniteit

Het zoutgehalte of saliniteit is één van de meest kritische fysiologische en ecologische parameters. Saliniteit heeft een directe impact op diffusie en osmose, twee essentiële transportmechanismen doorheen celmembranen. Als dusdanig induceert saliniteit zowel functionele als structurele responsies door verandering van :

1. de totale osmoseconcentratie;
2. het relatief gehalte aan opgeloste stoffen;
3. de absorptie- en verzadigingscoëfficiënten van de opgeloste gassen;
4. de densiteit en viscositeit.

Mogelijks spelen ook secundaire effecten mee zoals de invloed of de oppervlaktespanning, de absorptie van straling, overdracht van geluidsgolven en aanverwante parameters.

Saliniteit oefent ook een indirecte invloed uit op de soortensamenstelling in een ecosysteem en dus op de functie en structuur van levensgemeenschappen.

Omdat water meer dan 90 % van de cel uitmaakt en veel gemakkelijker dan andere opgeloste stoffen door de plasmamembraan diffundeert, is de controle van osmose van de cel een primaire opdracht. In natuurlijke omstandigheden worden osmotische verschillen tussen inwendig en uitwendig milieu door de cellen onder controle gehouden dankzij een aantal fysiologische aanpassingen. In extreme omstandigheden kan osmotische stress echter aanleiding geven tot lethale effecten. Deze lethale effecten zijn meestal het gevolg van veranderingen in de totale osmoseconcentratie en/of de ionensamenstelling.

In de stabiele oceanen en zoetwatermilieus worden slechts zelden kritische saliniteiten bereikt en afsterving door sub- supranormale saliniteiten is er dan ook erg zeldzaam. In de onstabielere kustwateren e.g. estuaria en strandplassen daarentegen, worden organismen permanent bedreigd door sterke fluctuaties in saliniteit en ionische samenstelling.

In een isotone omgeving vertonen cellen en organismen een normale activiteit en morfologie. De totale concentratie aan opgeloste stoffen is immers gelijk aan beide zijden van de grens tussen intern en extern milieu. Water zal noch naar binnen noch naar buiten stromen. In een hypotone omgeving echter is de osmotische druk van het inwendig milieu veel groter dan in het uitwendig milieu. Water zal dan van buiten naar binnen stromen, zodat de cel of het organisme gaat zwellen en tenslotte barsten (lyseren). In een hypotone omgeving gebeurt het omgekeerde. Hier is de intracellulaire osmotische druk veel kleiner dan extracellulair; water stroomt van binnen naar buiten en de cel verschrompelt (e.g. plasmolysis). Dit kan tot een onherstelbare beschadiging van het celmembraan aanleiding geven. In natuurlijke omstandigheden is de omgeving meestal hypotoon. Aquatische organismen moeten zich zowel functioneel als structureel aan brak, zout of zeewater aanpassen.

Figuur 1.13 geeft de relatie tussen het aantal soorten en de saliniteit. Slechts enkele brakwatersoorten overleven voor korte tijd in milieus variërend van gedistilleerd water tot hypersalien water (± 360 ‰). Overleving voor langere tijd is slechts mogelijk dankzij hun latente levensstadia, e.g. sporen en cysten. Meestal echter is de tolerantie van zoet water of mariene organismen veel kleiner. Zo kunnen slechts enkele permanent leven in saliniteiten hoger dan 200 ‰.

Op basis van hun responscurve kunnen organismen als volgt worden ingedeeld :

- *euryhaline of euryhaline organismen* : deze soorten tolereren een ruim gamma aan saliniteiten alsook sterke fluctuaties variërend van 10 tot 30 ‰. Euryhaliniteit veronderstelt een grote cellulaire osmotische tolerantie en/of een grote osmoregulatorische capaciteit.
- *stenohaliene of stenohaliene organismen* : deze soorten tolereren slechts een kleine variatie aan saliniteiten. De meeste stenohaliene soorten leven in de open oceanen, de zogenaamde orthostenohaliene soorten; anderen zijn beperkt tot zoet water, de zogenaamde oligostenohaliene soorten.

Binnen de tolerantiegrenzen van een organisme hebben zijn functionele responsies vooral betrekking op het metabolisme. Deze effecten op het metabolisme uiten zich op verschillende niveaus e.g. zout en waterbalans, activiteit, groei, reproductie, O_2 -consumptie en fotosynthese.

- * De metabolische regulatie van de zout- en waterbalans vormt de basis van het adaptatievermogen van enzyhaline soorten en omvat één of meerdere van de volgende fysiologische mechanismen: volumeregulatie, ionenregulatie en osmoregulatie. Alle drie zijn het nauw verwante aspecten met betrekking tot de uitwisseling van water en zout tussen organisme en milieu.
- * Volumeregulatie is de capaciteit tot regeling van het lichaamsvolume en is gekoppeld aan een grote flexibiliteit in urineproductie. Plotse veranderingen in de osmotische gradiënt tussen inwendig en uitwendig milieu verstoort het dynamisch evenwicht tussen invoer en uitvoer van water en zouten. Extreme verstoringen leiden dan tot belangrijke veranderingen in het cel- of lichaamsvolume. Volumeregulators herstellen deze volume-afwijkingen door hun excretie of opname van water en zouten aan te passen tot er een nieuw evenwicht is bereikt. De meeste orthostenohaliene mariene organismen hebben deze capaciteit niet. Zij ondergaan vervormingen als gevolg van passief transport van water en zouten. Extreme afwijkingen leiden dan onherroepelijk tot afsterving, tenzij normale saliniteiten tijdig worden hersteld.

- * Ionenregulatie is het vermogen om specifieke ionische gradiënten tussen celvocht, lichaamsvocht en extern milieu in stand te houden. Dit mechanisme vereist actieve fysiologische processen die biologische energie verbruiken. Ondanks de vele publicaties over ionenregulatie in mariene en brakwaterorganismen is er heel weinig informatie beschikbaar over de fysiologische en ecologische effecten van afwijkingen in natuurlijke wateren. Algemeen blijkt dat :
 1. kleine afwijkingen ecologisch onbelangrijk zijn;
 2. belangrijke afwijkingen resulteren in een gereduceerde groei en reproductiecapaciteit en in veranderingen van de milieutolerantie e.g. thermische stress;
 3. extreme afwijkingen aanleiding geven tot metabolische verstoring en een verhoogde mortaliteit.
- * Osmoseregulatie kan worden gedefinieerd als de capaciteit om specifieke osmotische gradiënten te creëren en te onderhouden tussen celvocht, lichaamsvocht en extern milieu; dit mechanisme vereist metabolische energie.

Saliniteitsveranderingen wijzigen tijdelijk of permanent osmotische gradiënten. Een verhoging van het zoutgehalte resulteert in een supplementaire import van water en export van zouten via diffusie. Herstel van de oorspronkelijke gradiënt vereist export van water en vervanging van de verloren zouten. De intensiteit van dit regulatorisch proces is rechtevenredig met de osmotische gradiënt tussen organisme en milieu. Overstijgt de gradiënt het regulatievermogen dan desintegreert de osmotische controle met als gevolg afsterving.

Onder de euryhalieene organismen kunnen twee fysiologische groepen worden onderscheiden : "osmoconformisten" en "osmoregulators". Bij een verandering van saliniteit evolueren osmoconformisten steeds naar een iso-osmotische situatie tussen lichaamsvocht en extern milieu. Osmotische wateropname als gevolg van subnormale saliniteiten wordt door een snel verlies van zouten beperkt. Ondanks de permeabiliteit van hun membranen voor water en/of zout bezitten osmoconformisten meestal een zekere capaciteit tot ionenregulatie. Osmoregulators onderhouden een concentratieverschil tussen hun lichaamsvochten en het uitwendig milieu. De meeste van deze organismen bewonen milieus met (fluctuerende) sub- of supra-oceanische saliniteiten.

De osmoregulators kunnen verder worden onderverdeeld in :

- *hypertonische regulators* : organismen hypertoonisch met het milieu wanneer aangepast aan lage saliniteiten en min of meer isotoonisch bij hogere zoutconcentraties.
- *hyperhypotonische regulators* : organismen hypertoonisch bij saliniteiten en hypertoonisch bij lage saliniteiten.

De graad aan hyper- of hypotoniteit is erg variabel en in extreme situaties wordt de grens tussen osmoconformisten en osmoregulators erg vaag. Zelf één individu kan zich binnen een bepaalde tolerantiezone als een conformist gedragen en in een andere zone als regulator.

In termen van hun habitat kunnen osmoregulators ook worden onderverdeeld in euryhalieene, holeuryhalieene en oligohalieene regulators. Mariene euryhalieene osmoregulators zijn in staat tot regulatie bij gereduceerde, verhoogde of sterk fluctuerende saliniteiten, zolang het totaal zoutgehalte maar hoger is dan in zoetwater. Holeuryhalieene osmoregulators reguleren zowel in zoetwater (0 ‰ S) als in zeewater (34 ‰ S). Oligohalieene osmoregulators zijn beperkt tot zoetwater en hun regulatiemechanisme desintegreert bij saliniteiten hoger dan 5,8 ‰.

De invloed van de saliniteit op de activiteit van organismen komt tot uiting in :

1. kwantitatieve en kwalitatieve veranderingen in de beweging (BROEKHUYSEN, 1941; DUNCAN, 1966; LANDERS & TONER, 1962) en de arbeid verricht bij het boren (REISH & HETHERINGTON, 1969), het bouwen van kokers (NEFF, 1969), de stuwning van water (NAGABHUSHANAM & SAROJINI, 1965a,b), het voeden (FOSTER, 1969c; KINNE, 1958a; HANKS, 1952; MANZI, 1970);

2. een reductie van het contact met ongunstige saliniteiten door :
 - a. afschermingsmechanismen i.e. de secretie van mucus, slijm of andere beschermende substanties, het sluiten van schelpen, terugtrekking in kokers, spiercontractie of intrekking van gevoelige lichaamsdelen (FOSTER, 1969c; CRONKLIN & KROBH, 1938; ARNOLD, 1957; FREEMAN & RIGLER, 1957; SEGAL & DEHNEL, 1962; Mc ALISTER & FISHER, 1968);
 - b. actieve of passieve ontwijking (LANCE, 1962);
3. een actieve selectie van gunstige omstandigheden (JANSSON, 1967);
4. de transformatie naar latente levensstadia e.g. cysten, sporen die een verhoogde resistentie bezitten.

De groeisnelheid is afhankelijk van een hele reeks factoren, waaronder ouderdom, fysiologische toestand en milieufactoren.

In tegenstelling tot temperatuur is er een groot gebrek aan informatie over het effect van saliniteit op de groeisnelheid. Algemeen geldt dat voor de meeste euryhalieene organismen groei binnen beperktere tolerantiegrenzen valt dan overleving. Tevens vertonen saliniteit en temperatuur een nauwere relatie naarmate één van deze parameters zijn tolerantielimiet bereikt. De weinige informatie met betrekking tot zoetwaterorganismen geeft aan dat de groeisnelheid weinig wordt beïnvloed bij zeer lage saliniteiten (1 - 3 ‰) maar sterk wordt vertraagd bij saliniteiten boven 3 ‰ (3 - 8 ‰).

De saliniteitsgrenzen waarbij een organisme zich kan reproduceren, is meestal beperkter dan voor groei. In het algemeen is het zoutgehalte van minder belang dan licht en temperatuur. Saliniteit is eveneens van minder belang als stimulans voor andere reproductie gebonden aspecten, zoals de ontwikkeling van gonaden, de rijping van gameten of de migraties geassocieerd met reproductief gedrag.

Een aantal effecten die werden vastgesteld, hebben betrekking op :

1. de reproductiepotentiaal (BRATTSTROM, 1941, SEGERSTRALE, 1957; LASSIG, 1964; KINNE, 1956c; SCHÜTZ, 1969; HYNES, 1954; REMANE & SCHLIEPER, 1958);
2. voortplanting en vice versa (KINNE, 1956b,c; 1958a; KINNE & PAFFENHOFER, 1966; CARGO & SCHULTZ, 1967);
3. celdeling en regeneratievermogen (MIYAWAKI, 1951c; SCHMIDT, 1970; COTRONEI, 1924);
4. de geslachtsverhouding (KINNE, 1952; BULNHEIM, 1969; ACKEFORS, 1969);
5. het vrijkomen van sporen.

Invertebraten met één of andere vorm van broedzorg blijken een ecologisch voordeel te genieten in estuariene milieus.

Reproductie in estuariene milieus stelt specifieke problemen voor de benthische organismen.

Dit blijkt uit het feit dat bij sterke fluctuaties of extreem lage saliniteiten, het aantal benthische invertebraten met pelagische larven sterk afneemt en het aantal soorten met niet-pelagische larven toeneemt. De meest kritische factoren zijn :

1. de saliniteitstolerantie van de larvale stadia;
2. de netto zeewaartse verplaatsing die een permanente bedreiging vormt op het niveau van de populatie.

Aanpassingen die de overleving van larvale stadia optimaliseren zijn :

1. reductie of suppressie van vrij-levende plaktonische stadia;
2. detectie en vermijding van lage saliniteiten;
3. responsie of veranderingen in hydrostatische druk;
4. veranderingen in zwemactiviteit in relatie tot de getijdencyclus;
5. veranderingen in diepte met de ouderdom.

Het effect op de fotosynthese in macroscopische wieren is erg wisselend en moeilijk interpreteerbaar, gezien de sterke samenhang tussen saliniteiten, osmotische druk, pH en CO₂-

beschikbaarheid (OGATA & MATSUI, 1965 a; HAMMER, 1968). Meestal wordt bij daling van de saliniteit een reductie van de fotosynthese vastgesteld (MONTFORT, 1931; OGATA & MATSUI, 1965 a,b; NELLEN, 1966). Tevens zouden het bicarbonaatsysteem in zoetwater en Cl⁻ ionen een belangrijke secundaire rol spelen in de uiteindelijke impact (HAMMER, 1968; BOVE et al., 1963). In het fytoplankton vertonen enerzijds mariene soorten en anderzijds brak- en zoetwatersoorten, een reductie van de fotosynthese respectievelijk bij een daling en stijging van de saliniteit. (NAKANISCHI & MONSI, 1965).

Schimmels en bacteriën zijn uitgesproken osmoregulators omdat hun celwand aanzienlijke verschillen in osmotische druk kunnen opvangen. Op basis van hun osmotolerantie worden de bacteriën in vier groepen onderverdeeld :

1. non-halofielen;
2. mariene organismen;
3. gematigd halofielen;
4. extreem halofielen.

Dankzij hun uitgesproken osmotolerantie kunnen de meeste micro-organismen, zowel van mariene als van terrestrische oorsprong, uitstekend overleven in estuariene milieus. Uitzonderingen zijn obliagaat mariene organismen en enterobacteriaceën.

Het effect van de saliniteit is bij planten en dieren veel meer uitgesproken. Uit figuur 1.13 blijkt dat de overgangszone tussen zoet (0 ‰) en zeewater (32 ‰) bijzonder kritisch is voor de meeste organismen. Meer bepaald vormen de saliniteiten tussen 5 ‰ en 8 ‰ een belangrijke ecofysiologische barrière en wordt deze zone door een minimaal aantal soorten gekenmerkt.

Zoetwaterorganismen zijn zeer gevoelig aan de geringste verhoging van het totaal zoutgehalte. Dit resulteert dan ook in een drastische en snelle daling van het aantal soorten.

In tegenstelling tot de zoetwaterorganismen verloopt de reductie van het aantal mariene soorten geleidelijk en veel trager. Het staat algemeen vast dat de adaptatie aan een reductie van de ionenconcentratie veel gemakkelijker verloopt dan aan een verhoogde ionenconcentratie. Mariene organismen kunnen dan ook veel verder het estuarium binnendringen dan zoetwaterorganismen. Sommige onder hen dringen, vanuit zee zelfs door tot aan de zoetwatergrens (= holeuryhalie soorten). Holeuryhaliniteit is veel minder onder planten dan onder dieren verspreid. Planten zijn in hun osmotolerantie beperkt door plasmatische adaptaties, daarentegen hebben dieren een reeks supplementaire adaptatiemechanismen (zie verder). Dit verklaart waarom estuariene milieus de diversiteit aan planten veel kleiner is dan aan dieren. De meeste estuariene plantensoorten behoren tot de macroscopische wieren, meer bepaald de rood- en groenwieren. Sommige onder hen dringen, vanuit zee, zelfs door tot aan de zoetwatergrens.

In een estuarium onderscheiden REMANE & SCHLIEPER (1958) :

- *Stenohaliene limnobionten* : zoetwaterorganismen voorkomend in de zone van 0 tot $\pm 0,5$ ‰;
- *Euryhaliene limbonionten van 1ste orde* of oligohaliene zoetwaterorganismen : deze organismen dringen door tot in het oligohalanicum (0,5 - 3 ‰);
- *Euryhaliene limnobionten van 2de orde* of meiomesohaliene zoetwaterorganismen : deze organismen dringen door tot in het meiohalien mesohalanicum (3 - 8 ‰);
- *Euryhaliene limnobionten van de 3de orde* : organismen voorkomend van zoetwater tot boven 8 ‰, i.e. het pleiohalien mesohalanicum en het polyhalanicum;
- *Stenohaliene mariene organismen of halobionten* : organismen vooral voorkomend in zeewater (35 - 40 ‰ S), maar in staat het estuarium binnen te dringen tot in de enhaliene zone (30 ‰);
- *Euryhaliene mariene organismen of halobionten van de 1ste orde* : mariene organismen die tot in het polyhalanicum doordringen;

- *Euryhalie mariene organismen van de 2de orde of pleiomesohaliene mariene organismen*: organismen die doordringen tot in het pleiomesohaliene mesohalinicum (18 tot 8 ‰).
- *Euryhalie mariene organismen van de 3de orde of meiomesohaliene mariene organismen*: deze organismen dringen het estuarium binnen tot in het meiohaliene mesohalinicum (8 - 3 ‰).

Het enorme ecologische belang van het horohalinicum als ecofysiologische barrière vindt zijn verklaring in het feit dat de hydrochemische eigenschappen sterk veranderen bij een daling van de saliniteit tot 7 - 4 ‰. De belangrijkste hydrochemische kenmerken zijn :

1. belangrijke relatieve verschuivingen van de ionensamenstelling (ALMAZOV & DENISOVA, 1955; ALMAZOV et al, 1959; ALMAZOV, 1962);
2. een labiel carbonaat-calcium-systeem (TSURIKOVA, 1962; TSURIKOVA & TSURIKOV, 1966);
3. een ont koppeling tussen saliniteit en chloriniteit enerzijds en conductiviteit en saliniteit anderzijds (TSURIKOVA & SHULGINA, 1964; VINETSKAYA, 1959; KHLEBOVICH & NIKULICHEVA, 1966).

Verschillende studies tonen aan dat vele estuariene invertebraten toleranter zijn voor wijzigingen in de ionensamenstelling dan voor veranderingen in de totale saliniteit. Nochtans kan bij sterke wijziging van de ionensamenstelling het effect hiervan gaan domineren of de effecten van variaties in de totale saliniteit. Zulke kritische veranderingen kunnen zich voordoen als gevolg van locale geologische effecten of als gevolg van pollutie.

De tolerantie voor veranderingen in de saliniteit is bij vele organismen, zowel planten als dieren, afhankelijk van de levensfase. Zo bezitten eieren in ontwikkeling en vroege levensstadia van vele invertebraten en vissen, een kleinere tolerantie dan de latere larvale stadia of adulte vormen. Voorbeelden zijn de borstelworm *Nereis diversicolor* (BOGUCKI, 1953, 1954), de strandkrab *Carcinus maenas* (BROEKHUYSEN, 1936), de strandvlo *Gammarus duebeni* (KINNE, 1953a), de slakken *Littorina littorea* (HAYES, 1927), *Purpura lapillus* (FISCHER-PIETTE, 1931), het zakpijpje *Ciona intertinalis* (DYBERN, 1967), de mossel *Zyhlus californianus* (FOX, 1941), de oester *Ostrea modrasensis* (RANSON, 1948; RAO, 1951) en verschillende soorten zeepokken *Balanus spp* (BARNES, 1953).

Het belang van de ionensamenstelling blijkt uit het feit dat de tolerantie van estuariene organismen voor hypo-osmotische saliniteiten afhankelijk is van calcium. Zowel de invloed op de membraanpermeabiliteit als een stabiliserend effect op proteïnen en metabolisme zijn een verklaring voor de verhoogde tolerantie, vooral bij hoge temperatuur. Ook andere ionen zouden een belangrijke rol spelen, vooral dan bij de tolerantie van zoetwaterorganismen voor zoutwater. Effecten werden waargenomen bij wieren (SCHWENKE, 1958 a, b; EPPLEY & CYRUS, 1960) en invertebraten (PANTIN, 1931, a,b; WEIL & PANTIN, 1931; ELLIS, 1937; BIRSHTEIN & BELIAEV, 1946; SCHLIEPER & KOWALSKI, 1956; KARPEVICH, 1958).

KHLEBOVICH (1969) vermeldt minstens 6 types van in situ tolerantierelaties tussen larven (embryo's) en adulten van equatische invertebraten :

1. adulten tolereren een reductie van de saliniteit tot 5 - 8 ‰, de ontogene ontwikkeling is alleen mogelijk bij hogere saliniteiten;
2. de larven tolereren een reductie van de saliniteit tot 5 - 8 ‰, adulten vereisen hogere saliniteiten;
3. de adulten tolereren zoet, of bijna zoet water, de larvale ontwikkeling is slechts mogelijk boven 5 ‰;
4. Geen enkel levensstadium tolereert saliniteiten boven 5 - 8 ‰, meestal is de tolerantie van de adulten groter dan de ontwikkelingsstadia;
5. larven tolereren in tegenstelling tot adulten, saliniteiten boven 5 - 8 ‰;
6. vrijlevende adulten sterven bij 5 - 8 ‰ S, de endoparasitaire larven vereisen saliniteiten niet hoger dan 5 ‰.

In de bodem spelen de fysico-chemische eigenschappen van het substraat en de uitwisselingsmechanismen tussen waterkolom en sediment een dempende rol, hetgeen belangrijke implicaties inhoudt voor het benthos (REID, 1930, 1932; ALEXANDER et al., 1932, 1935; SMITH, 1955, 1956; EMERY & STEVENSON, 1957 a, b; LAEVASTU & FLEMING, 1959; JANSSEN, 1962, 1966, 1967; NELSON, 1962; JOHNSTON, 1964; Mc LUSKY, 1967, 1968, a, b).

Interstitieel zoetwater wordt snel door zeewater verdrongen; het omgekeerde proces daarentegen verloopt veel trager. Zeewater bepaalt dus in sterke mate de saliniteit in het interstitieel milieu en is meestal hoger dan de saliniteit van het bovenstaande water. Fluctuaties zijn minder uitgesproken en alleen persistente veranderingen worden pas na verloop van tijd in het interstitieel milieu merkbaar.

Alhoewel algemeen wordt aangenomen dat saliniteit de penetratie van estuariene soorten bepaalt, is de verspreiding in het veld het resultaat van een complexe interactie van verschillende factoren. Elke factor kan alleen of in combinatie de ultieme barrière uitmaken. Ondanks de moeilijkheid om het effect van saliniteit afzonderlijk te evalueren, blijkt uit de aanzienlijke literatuur dat deze parameter een aanzienlijke invloed heeft op de verticale en horizontale verspreiding van organismen in een estuarium.

HAERTEL & OSTERBER (1967) onderscheiden langsheen de longitudinale zoutgradiënt van een estuarium, drie belangrijke planktongroepen. De eerste groep dringt het estuarium binnen vanuit zee en is sterk geassocieerd met zout water, de tweede groep is endogeen en verblijft steeds in brakwater, de derde groep is afkomstig uit zoet water en verblijft steeds in de limnische zone van het estuarium.

De endogene groep wordt gekenmerkt door een hoger aantal soorten dan in de mariene of limnische groep. Dit fenomeen van hoge aantallen en lage diversiteit is typisch voor milieus met een uitgesproken milieudynamiek i.e. stress-habitaten.

In het Elbe-estuarium melden KÜHL & MANN (1967) drie algemene mechanismen bepalend voor de horizontale distributie van planktonische invertebraten :

1. regelmatige korte-termijns variaties als gevolg van de getijde activiteit;
2. onregelmatige variaties veroorzaakt door wijzigingen in het weer i.e. temperatuur en wind;
3. lange-termijns variaties als gevolg van het wisselend zoetwaterdebiet.

In hetzelfde estuarium vindt GIERE (1968) dat het aantal soorten, het aantal individuen en de diversiteit dalen met de saliniteit. Dominantie daarentegen is omgekeerd gerelateerd met diversiteit. De toename van de dominantie met een dalende saliniteit wordt door het verdwijnen van mariene zoöplankton verklaard.

Gelijkaardige distributiepatronen doen zich voor in het benthos (SANDERS et al., 1965). WOLFF (1973) stelt dat de volgende aspecten bepalend zijn voor de distributie van bentische organismen: de saliniteit bij hoog en laag tij gedurende een gemiddelde jaarlijkse rivieraanvoer, de maximumsaliniteit bij hoog tij gedurende een minimale jaarlijkse aanvoer, de minimale saliniteit bij laag tij gedurende een maximale aanvoer en mogelijk het grootste jaarlijkse verschil in één getijdencyclus. De epifauna is in het algemeen slecht vertegenwoordigd vooral in de stroomopwaartse zones van het estuarium. Dit wordt verklaard door het feit dat deze organismen ten volle aan de extreme en snelle fluctuaties van de saliniteit zijn onderworpen. Als gevolg van de grotere stabiliteit in de sedimenten zal over het algemeen de infauna sterk domineren; zij zijn immers minder aan saliniteiten onderhevig.

Naast de longitudinale gradiënt spelen ook de laterale en verticale gradiënten een rol in de distributie van organismen. Zo verschilt het zoöplankton tussen de linker (zuidelijke) en de rechter (noordelijke) oever van het Elbe-estuarium (GIERE, 1968) en bepalen zoutstratificaties de verspreiding van planktonorganismen in de waterkolom (HARDER, 1968).

Bovenop deze gradiënten komen de lokale oscillaties met een wisselende amplitude en duur als gevolg van dagelijkse, maandelijkse en/of seizoenale cycli, regenval en dooi.

Figuur 1.14 geeft een algemene classificatie van de estuariene zones en hun organismen in termen van de saliniteit als primaire factor.

Twee ecologische aspecten moeten evenwel voor ogen worden gehouden :

1. het totale verspreidingsgebied van een populatie bestaat uit reproductiegebieden en perifere steriele gebieden die steeds opnieuw door recrutering uit de reproductiegebieden moeten worden bevolkt;
2. saliniteit kan binnen specifieke grenzen de dominante controlerende factor zijn in de distributie, maar buiten deze grenzen zal de controle door andere secundaire en tertiaire factoren worden overgenomen.

Hoewel in de Westerschelde pollutie sterk domineert, zijn hier nog steeds de primaire saliniteitsgradiënten in de verspreiding van heel wat organismen waar te nemen. Dit is zo voor de vegetatie op de schorren (MEIRE & KUIJKEN, 1988), de bodemfauna (VERMEULEN & GOVAERE, 1983; VAN IMPE, 1985; DEVELTER et al., 1987; MEIRE & DEVELTER, 1988; MEIRE & KUIJKEN, 1988) en het plankton (DE PAUW, 1975).

2.3. Turbiditeit

Het gehalte aan particulier materiaal in verschillende oppervlaktewateren van de oceaan varieert tussen 0,8 - 2,5 mg/l (JORGENSEN, 1966). Daarentegen worden kustgebieden zoals estuaria, getijde-delta's, lagunes, ondiepe kustgebieden en intergetijdezones, gekenmerkt door een hoge turbiditeit bv. Deense-Waddenzee : max. 300 mg/l. De oorzaken van deze hoge concentraties zijn de aanvoer van partikels via de rivieren, de getijstroken en de verhoogde primaire produktie. Daarenboven resulteert de typische waterbeweging van deze gebieden in een proces waarbij het zwevend materiaal een aantal keren heen en weer vervoerd, afgezet en geërodeerd wordt alvorens definitief of voor een langere periode te sedimenteren (INMAN, 1949; DAY, 1951; EMERY & STEVENSON, 1957b; NELSON, 1962) (zie ook hoofdstuk 1.4.).

In estuaria is de hoge turbiditeit meer bepaald het resultaat van de interactie tussen :

1. particulier materiaal, afkomstig van het stroombekken, de kustzone, bioturbatie en biodegradatie;
2. de estuariene circulatie;
3. flocculatie als gevolg van de menging tussen zoet en zout water;
4. sedimentatieprocessen.

Hoewel het particulier materiaal zowel van terrigene als van mariene oorsprong kan zijn, bezit het een uniek karakter. De oorspronkelijk structuur en textuur, van vooral terrestrisch bodemmateriaal, wordt grondig herwerkt door transporterosie, fractioneringen, sortering- en sedimentatieprocessen, alsook door chemische en biologische processen.

Zoals reeds werd aangegeven sedimenteren de mariene en fluviale partikels in twee tegengestelde gradiënten. De zandfractie sedimenteert het eerst met de grofste korrels t.h.v. respectievelijk de estuarium- en riviermonding; naarmate de stroomsnelheid daalt, zullen steeds kleinere partikels sedimenteren (INMAN, 1949; DAY, 1951).

Siltpartikels ondergaan eenzelfde proces van geleidelijke en directe sedimentatie. Grottere

partikels accumuleren in rustige, diepe zones; de kleinste partikels nabij de hoogwaterlijn, waar stroming en turbulentie minimaal zijn.

Het sedimentatieproces van colloïde partikels daarentegen verloopt complexer. Bij lage saliniteiten zou elektrolytische flocculatie optreden. Partikels groter dan 15 micrometer ondergaan mogelijks geen flocculatie en sedimenteren bij normale stroomsnelheden. Fijner gefocculeerd materiaal zou neerslaan bij stroomsnelheden equivalent aan deze waarbij quartzsferen van 5 tot 15 micrometer sedimenteren of aan 1 à 20 m per dag (SVERDRUP et al, 1942). Maximale afzetting zal dan ook maar plaatsvinden in beschermde zones, waar praktisch geen waterbeweging voorkomt. Zo spelen negatieve klei-colloïden een essentiële rol in de sedimentatie van positieve dierlijke en/of plantaardige organische afbraakprodukten e.g. pigmenten.

Grote macroscopische aggregaten worden detritus genoemd. Hun soortelijk gewicht is vrijwel identiek aan dat van het brak water zodat detritus eveneens lang in suspensie kan blijven alvorens te sedimenteren. Eenmaal neergeslagen, kleven deze partikels aan de bodem dankzij een mucoïde organische fractie. Dit heeft een stabiliserende werking in slibbodems; alleen relatief sterke stromingen of bioturbatie is dan nog in staat dit substraat te verstoren (KUENEN, 1950; MACNAE, 1956).

Rivieren voeren zowel gedispergeerde partikels als geflocculeerde aggregaten aan (NELSON, 1959). De gedispergeerde partikels blijven vrijwel permanent in suspensie. Hun concentratie is het hoogst in het horohalinicum als gevolg van deflocculatie; naar zee toe daalt hun concentratie door een geleidelijke verdunning met zeewater en niet door flocculatie en sedimentatie. Geflocculeerde aggregaten worden veeleer sprongsgewijze getransporteerd in een cyclus van tijdelijke sedimentatie en resuspensie, om uiteindelijk in een beschutte ondiepe zone voor langere tijd gesedimenteerd te blijven. In gebieden met een estuariene circulatie worden vooral gedispergeerde, geflocculeerde en detritus-partikels gevangen in de troebelingszone, om uiteindelijk naar zee te worden afgevoerd.

Het is duidelijk dat ondiepe, beschermde zones met een minimale waterbeweging tussen de getijden in, een essentiële rol in het estuarium vervullen als sedimentatie- en accumulatiezones van fijn gesuspenseerd materiaal, eventueel resulterend in de vorming van slikken en schorren (KUENEN, 1950; DAY, 1951; EMERY & STEVENSON, 1957b; GUILCHER, 1967).

Naast de fysisch-chemische factoren spelen ook biotische factoren een belangrijke rol in de sedimentatie van colloïden. Het benthos bevat ondermeer een grote diversiteit aan "filter-feeders" die massaal gesuspenseerd materiaal vangen en verwerken. Filter-feeders accumuleren particulier materiaal in de bodem door defaecatie en ciliaire concentratie en gecombineerd met hun stabiliserend effect op de bodem is hun activiteit een essentieel onderdeel van het sedimentatieproces. (VERWEY, 1952; MARSHALL, 1967; CARRIKER, 1967). Meer passief zullen mariene planten de sedimentatie versnellen door hun impact op turbulentie en door vorming van "aufwuchs" (FERGUSON WOOD, 1962).

Hoewel het vaststaat dat bentische organismen tussenkomen in de sedimentatie van gesuspenseerde partikels is er daarentegen weinig geweten over de invloed van deze partikels op de organismen zelf. RHEINHEIMER (1971) en WILBER (1971) synthetiseren de informatie over de invloed van de turbiditeit op micro-organismen, planten en dieren.

Turbiditeit heeft de grootste invloed op micro-organismen, hoewel deze indirect van aard is. Algemeen geldt dat een toename van de turbiditeit een toename van nutriënten inhoudt. Op zijn beurt heeft deze toename van nutriënten een toename van bacteriën tot gevolg.

De organische belasting is de belangrijkste factor die invloed uitoefent op de verspreiding en activiteit van micro-organismen zoals bacteriën en fungi (ZOBELL, 1946; WOOD, 1965).

Heterotrofe micro-organismen kunnen zich ofwel direct met opgeloste organische nutriënten voeden ofwel indirect, met anorganische en organische nutriënten geadsorbeerd op partikels.

ZOBELL (1946) toont het belang aan van het seston i.e. het filtreerbaar materiaal als substraat voor micro-organismen in de waterkolom. Vaste inerte oppervlakken bezitten de eigenschap organisch materiaal te adsorberen met als gevolg een concentratie van organische nutriënten t.h.v. het particulier materiaal. Dankzij dit effect zal de concentratie aan nutriënten veel hoger zijn dan in het omgevende water en vormt het oppervlak van sestonpartikels een ideaal milieu voor micro-organismen, zowel in termen van metabolisme, activiteit en reproductie.

Dit proces van adsorptieve concentratie is niet alleen belangrijk in nutriëntarme milieus e.g. oceanen, maar ook in rijkere kustwateren e.g. estuaria. Tegenstrijdige gegevens zijn echter beschikbaar over het belang van dit proces in sterk gepollueerde milieus (JANNASCH, 1955; RHEINHEIMER, 1965). De observatie van LOOSANOFF & DAVIS (1963) dat gesuspendeerde sedimentpartikels toxische verbindingen adsorberen, impliceert dat de enorme hoeveelheid aan gesuspendeerd materiaal in een estuarium een belangrijk detoxificatie-effect kan hebben voor bepaalde biotische elementen in het ecosysteem.

De turbiditeit kan in nutriëntrijke milieus eveneens een invloed hebben op de O_2 - beschikbaarheid, vooral dan in sterk gepollueerde kustwateren (JANNASCH, 1960).

Turbiditeit is dus één van de meest belangrijke factoren die de horizontale en verticale distributie van micro-organismen e.g. bacteriën, fungi en blauw-groen bacteriën, bepaalt. Een toename van de turbiditeit komt meestal overeen met een verhoogd aantal bacteriën en omgekeerd (GILLBRICHT, 1961). Niet alleen de kwantiteit maar ook de kwaliteit van de turbiditeit beïnvloedt de distributie van de bacteriën. Zo zal de verandering in het detritusgehalte meestal ook een parallelle wijziging van het aantal bacteriën inhouden. Daarentegen kan een toename van het levend fyto- en zoöplankton in een deling van het aantal bacteriën resulteren als gevolg van antibioticaproductie of een verhoogde predatie. De massale afsterving van planktonorganismen na de planktonbloei veroorzaakt dan weer een sterke toename van het aantal micro-organismen. De kwaliteit en samenstelling van de turbiditeit, meer bepaald de detritusfractie, blijken eveneens een invloed uit te oefenen op de samenstelling van de bacteriële flora (SEKI & TAGA, 1963).

Er is weinig informatie beschikbaar over het effect van colloïdale en oplosbare turbiditeitsfracties op de verspreiding van micro-organismen. Een invloed op de doorzichtigheid en dus indirect ook op de verspreiding van fotosynthetiserende organismen, is zeker mogelijk.

In estuaria is de relatie tussen turbiditeit en de verspreiding bijzonder complex. De verspreiding van micro-organismen hangt nauw samen met de distributie van de zwevende stoffen die zelf, zoals reeds beschreven, in sterke mate door de estuariene circulatie met zijn periodische en aperiodische waterbewegingen wordt bepaald. Vooral in de troebelingszone ondergaan de micro-organismen hetzelfde cyclische proces van sedimentatie en resuspensie (RHEINHEIMER, 1967). In kalmere zones zal sedimentatie overheersen. ZOBELL (1946) benadrukt het belang van het sedimentatieproces in het verwijderen van bacteriën uit kustwateren, vooral in zones met een aanzienlijke zoetwateraanvoer. In deze zones daalt het aantal bacteriën sneller dan door het verdunningseffect kan worden verklaard. Precipitatie en sedimentatie worden versneld door flocculatie als gevolg van de menging tussen zoet en zout water. Vermoedelijk is sedimentatie dan ook de primaire oorzaak in de localisatie van pollutie in het estuarium. Saliniteit is zeker een bijkomende factor, maar de saliniteitsveranderingen op zich zijn niet voldoende om de snelle daling aan bacteriën te verklaren. Informatie over de invloed van de turbiditeit op planten en dieren is erg beperkt.

Turbiditeit beïnvloedt planten hoofdzakelijk via interferentie met lichtpenetratie. Direct contact en absorptiefenomenen zijn van secundair belang. Van de drie factoren i.e. turbiditeit, absorptie

door watermoleculen en opgeloste verbindingen die de transformatie en intensiteit van licht in water bepalen, is turbiditeit de meest effectieve.

De beschikbare informatie betreffende dieren is vooral beperkt tot vissen en schelpdieren. In beide groepen variëren de tolerantiegrenzen naargelang de soort. Lethale concentraties resulteren in een dichtslibbing van kieuwen en kieuwholte bij vissen en schelpdieren en van filters bij "filter-feeders" (LOOSANOFF, 1961; KORRINGA, 1951).

Stresssymptomen kunnen zich echter al bij veel lagere concentraties voordoen als gevolg van ondermeer wijzigingen in de structuur en functie van vitale weefsels bij vissen en de reductie van de pompfrequentie bij schelpdieren. Hoewel de gegevens over schelpdieren erg tegenstrijdig zijn, wordt algemeen aanvaard dat een verhoogde turbiditeit het voedingsmechanisme van mosselen en oesters inhibeert, resulterend in een vertraagde groei of bij zeer hoge concentraties in afsterving (COKER et al, 1919; LOOSANOFF & TOMMERS, 1948). Turbiditeit beïnvloedt eveneens het gedrag en de activiteit van vele commerciële vissen. Kennis van de turbiditeit kent dan ook een praktische toepassing in de visserij. De invloed van turbiditeit op de reproductie van vissen en schelpdieren uit zich vooral op het niveau van de eieren en de larvale stadia die veelal gevoelig zijn aan licht i.e. fotopositief of fotonegatief gedrag. Hoewel een zekere mate van turbiditeit noodzakelijk blijkt te zijn, ondermeer als bescherming tegen UV-straling en toxische verbindingen (THORNSON, 1964; LOOSANOFF & DAVIS, 1963), kunnen hoge turbiditeiten de ontwikkeling van eieren en larven door "coating" verstoren of verhinderen; hierbij spelen de afmetingen en morfologie van de partikels een belangrijke rol (STUART, 1953; DAVIS, 1960; HARRISON & FARINA, 1965; LOOSANOFF, 1961; KINNE & ROSENTHAL, 1967).

2.4. Substraat

Als substraat gelden alle structuren die tijdelijk of permanent organismen kunnen herbergen. Dit zijn ondermeer het grensvlak tussen water en lucht, drijvende partikels, zee-wieren, dieren, rotsen, zand en slib.

In estuaria spelen vooral gesuspendeerde partikels (zie turbiditeit) en sedimenten een essentiële rol. Uit de beschrijving van een estuarium blijkt hoe divers de aard en het patroon van de sedimenten kan zijn, met als belangrijkste variabelen de mediane korrelgrootte, de sortering, het slibgehalte en het organische koostofgehalte.

In rangorde van belangrijkheid worden in de Nederlandse estuaria de volgende sedimenttypes aangetroffen : zuiver fijn zand, slibbig zeer fijn zand, zuiver gemiddeld zand, licht slibbig fijn zand, zuiver zeer fijn zand, slibbig fijn zand, licht slibbig fijn zand, zandig slib, zuiver slib. Grind ontbreekt en met uitzondering van de dijken komen vaste substraten zoals rotsen slechts sporadisch voor.

Belangrijke ecologische aspecten van een sediment zijn :

- 1. de anorganische partikels, variërend in vorm, afmetingen en oorsprong;
- 2. de organische partikels, variërend in vorm, afmetingen en samenstelling;
- 3. de interstitiële ruimte, gevuld met water en gas of water alleen;
- 4. het interstitieel water.

Elk sedimenttype herbergt specifieke dierlijke, plantaardige en microbiële populaties. Algemeen geldt dat de samenstelling van het sediment het voorkomen van bentische organismen bepaalt. Deze organismen selecteren actief op basis van sedimentkarakteristieken, zoals de korrelgrootteverdeling, de organische componenten en de microbiële flora (CRISP, 1965; GRAY, 1965).

Op basis van het onderscheid tussen zand (psammon) en slib (pelos) worden de bethische organismen als volgt onderverdeeld :

1. *Epipsammon en epipelos* : organismen die zich aan het oppervlakte van het sediment voortbewegen of vasthechten;
2. *Endopsammon en endopelos* : organismen die in het sediment leven, zowel ingegraven als tussen de partikels bewegend;
3. *Mesopsammon* (meio-, micro-, interstitiële fauna & flora) : kleine organismen die in de interstitiële ruimte vertoeven, zowel actief bewegend als vastgehecht op partikels.

De meeste aquatische micro-organismen zijn periphyten. Zij leven op natuurlijke en/of "man-made" substraten zoals stenen, zand, levende en dode materie, scheepsrompen, boeien, enz. Specifieke benamingen, refererend naar de aard van het substraat zijn : epi-endophytisch, epi-endozoisch, epi-endolitisch en epipsammisch. Biotische substraten variëren van plankton-, nekton tot benthos-organismen.

Het milieu van micro-organismen wordt door micro-climaten bepaald. Dat betekent dat andere abiotische factoren zoals zuurstof, licht, saliniteit, pH en nutriënten t.h.v. het substraatsoppervlak totaal verschillend kunnen zijn dan in het omgevende water. De verhoogde concentratie aan organische nutriënten e.g. extracellulaire enzymen is één van de belangrijkste factoren die de groei en fysiologische activiteit van periphytische micro-organismen bepaalt (ZOBELL & ANDERSON, 1936; HEUKELEKIAN & HELLER, 1990; HARVEY, 1941; ZOBELL, 1943; NEWCOMBE, 1949-1950; RUTTNER, 1963). Waterbeweging is van secundair belang. Hoewel stroming over het substraat een belangrijk contactmechanisme is voor organische nutriënten. Binnen bepaalde limieten zal met een stijgende stroomsnelheid de kans op contact tussen partikulair materiaal en substraat toenemen. Boven de limiet zal de stroming het contact verhinderen en het substraat zelfs eroderen.

Theoretisch is adsorptie op vaste ondergedompelde substraten afhankelijk van :

1. de textuur of gladheid van het substraat;
2. de zuiverheid;
3. de chemische samenstelling;
4. het ionenwisselend vermogen;
5. de hardheid of cohesie;
6. de vorm en beschikbare oppervlakte;
7. de oppervlaktespanning;
8. de pH;
9. de elektrostatistische eigenschappen.

Hoewel het belang van sommige karakteristieken e.g. zuiverheid, erg controversieel is, zijn andere wel degelijk belangrijk. Algemeen geldt dat hoe ruwer het oppervlak is, hoe gemakkelijker vreemde moleculen of partikels zich kunnen vasthechten. Te kleine partikels hebben verschillende nadelen zoals gebrek aan ruimte, diffusieproblemen en geschikt voor ingestie door protozoa en "filter-feeders". Te grote substraten zijn dan weer geschikt voor kolonisatie door grazende en seniele organismen.

De belangrijkste karakteristieken zijn de fysisch-chemische, meer bepaald de elektrostatistische eigenschappen. De zeta-potentiaal of elektrokinetische potentiaal van bacteriën is afhankelijk van de :

1. zoutconcentratie;
2. pH;
3. tensio-actieve stoffen;

en is gerelateerd met de fysisch-chemische samenstelling e.g. lipidegehalte van de celwand (JAMES, 1957 a, b).

Meestal zijn micro-organismen negatief geladen en bij constantheid van de andere factoren zullen deze zich vasthechten op anodische oppervlakken. Sommige micro-organismen zijn echter elektropositief maar variabel in functie van ouderdom, levensstadium, groeistadium en soort (MOYER, 1936 a, b).

Adsorptie van bacteriën of bodempartikels wordt eveneens door kationenuitwisseling beïnvloed (PEELE, 1936; ZVYAGINTSEV, 1962). Bodems verzadigd met Fe en Al adsorberen meer bacteriën dan Na-, K-, Li- of NH_4 -verzadigde bodems. Uitloging met NaH, KCl, LiCl en NH_4Cl verwijdert meer bacteriën dan uitloging met FeCl_3 en AlCl_3 . Volgens PEELE (1936) zijn deze verschillen in adsorptie toe te wijzen aan verschillen in elektrostatische eigenschappen van de bodem. De sorptie tussen bacteriën en kleimineralen stijgt met de valentie van de cationen aanwezig in het klei en elektrolyte; noch de afmetingen van de kleipartikels noch de afmetingen, beweeglijkheid en Gram-reactie van de bacteriën blijken van enig belang (SANTORO & STOTZKY, 1968).

Sorptie van fijne partikels zoals klei is één van de vele mechanismen die de microbiële ecologie en enzymatische reacties beïnvloeden. Bacteriën worden geleidelijk omgeven door een enveloppe van kleipartikels die met de opname van nutriënten en de reacties van exo-enzymen interfereert.

Gesynthetiseerd beïnvloeden vaste substraten het metabolisme en fysiologische activiteit van het periphyton via de volgende mechanismen :

1. concentratie van organische nutriënten;
2. oriëntatie van grote polaire moleculen;
3. vasthouden van exo-enzymen, hydrolysaten en metabolieten;
4. neutralisatie van de zeta-potentiaal of andere elektrostatische elementen van de celwand;
5. creatie van een micro-milieu.

Een positief of negatief effect op het metabolisme zal uiteindelijk niet alleen van de substraateigenschappen afhangen maar ook van andere organismen. Een geschikt substraat kan een grote diversiteit aan organismen herbergen, georganiseerd in een compleet micro-ecosysteem.

Micro-organismen zijn bijzonder talrijk aanwezig in estuaria. Hoewel dit direct gecorreleerd is met de grote hoeveelheden aan organisch materiaal, bevinden de meeste zich op vaste substraten. Fungi komen vooral op wieren voor; blauw-groen bacteriën zijn uiteraard gebonden aan licht en heterotrofe bacteriën bereiken hun hoogste densiteiten in bodemsedimenten. Hun aantal daalt met de diepte in het water en het sediment (ZOBELL, 1968).

Deze hoge densiteiten in de bodem zijn vooral gecorreleerd met :

1. sedimentatie van particulier materiaal, vooral dan organisch materiaal waarop bacteriën zitten;
2. de beschikbaarheid van de nodige oppervlakte voor reproductie.

Vooral in ondiepe, goed belichte bodems vinden fotosynthetiserende organismen een ruim aanbod aan organische nutriënten en vaste substraten. Hoge concentraten aan bacteriën zijn eveneens geassocieerd met dode en levende organismen.

In de waterkolom zijn voldoende bacteriën aanwezig om grote planktonpopulaties te voeden. Zelden echter komen zij massaal vrij in het water voor; de meesten zijn met particulier materiaal, waaronder planktonorganismen, geassocieerd.

Ook voor planten is het substraat een belangrijke ecologische factor (LEWIS, 1964). Algemeen wordt aangenomen dat planten hun nutriënten direct uit het water betrekken en het substraat als houvast gebruiken. De chemische samenstelling van het substraat heeft relatief weinig belang en de meeste wieren kunnen dan ook losgeslagen voortleven.

In tegenstelling tot de chemische samenstelling spelen fysische eigenschappen zoals dispersie, textuur, hardheid, "packing" en watercapaciteit wel een essentiële rol. In zandige sedimenten is "packing" erg belangrijk. Zo zetten scheuten van Zostera marina zich alleen maar vast op grotere

"ripple-marks" van waaruit de omgeving d.m.v. laterale trekken wordt gekoloniseerd. In het eulittoraal primeert de watercapaciteit.

Harde substraten i.e. rotsen, blokken, stenen en grind worden door "haptophyten" bewoond. Deze organismen hechten zich oppervlakkig vast d.m.v. basale cellen, hechtschijven of haptera. Zand- en slibpartikels zijn te klein voor een succesvolle kolonisatie zodat "haptophyten" in estuaria beperkt zijn tot dijken. In zand en slib komen wel "rhizophyten" voor die zich diep in het substraat kunnen vasthechten d.m.v. rhizoïden. Op grind kan een gemengde vegetatie voorkomen. In beschutte plaatsen kunnen epilitische wieren zoals Enteromorph zelfs stabiele grind- en zandbodems koloniseren. Meestal komen haptophyten niet voor op zandbodems als gevolg van golfslag en getijdestromen. De eliminatie van deze wieren doet zich ook voor wanneer sterke getijdestromingen en golfslag grind en stenen kunnen destabiliseren.

Rhizophyten bewonen zand- en slibbodems die van nature erg onstabiel kunnen zijn. De meeste rhizophyten kennen dan ook maar een abundant groei in meer beschutte plaatsen van het estuarium.

Topografie is al even belangrijk in een estuarium. De helling van het substraat bepaalt ondermeer de lichtinval en de hydrodynamische krachten. In een vertikaal vlak ondergaan wieren de directe impact van golven; in een horizontaal vlak ondergaan wieren slechts een "waseffect". Deze verschillen komen sterk tot uiting in de soortensamenstelling van de vegetatie.

In beschutte zones biedt de vegetatie een belangrijke bescherming tegen erosie. De vegetatie fungeert immers als een buffer tussen het turbulente water en het sediment. Tevens voorkomt de vegetatie sterke temperatuurschommelingen en uitdroging in het eulittoraal.

In estuaria vormen de continue afwisseling van hoog en laag tij, de temperatuursfluctuaties en de mechanische krachten de belangrijkste oorzaak van rots- en dijkerosie. Algen spelen hierin een grote rol; een volledige bedekking reduceert sterk erosie, daarentegen zal een "patchy"-bedekking erosie bevorderen. In de Nederlandse estuaria is dit fenomeen de belangrijkste oorzaak van dijkerosie (DEN HARTOG, 1972). Verschillende planten hebben een sedimentstabiliserende rol. In estuaria spelen deze planten een belangrijke rol in de ophoging van zand- en slibbodems. Op beschutte zandplaten is de bodem in hogere getijdezones met een laag wieren bedekt, gedomineerd door diatomieën en lyanophyten. Deze film groeit steeds door de afgezette sedimentlagen heen. Het stabiliserend effect is echter beperkt en kan tijdens extreme weersomstandigheden gemakkelijk worden vernietigd.

De vegetatie op slibbodems is meestal beperkt met uitzondering van Vaucheria dat zich in brakwater abundant kan ontwikkelen nabij de hoogwaterlijn. De vasthechting is steviger dan in zand en Vaucheria weerstaat op slib dan ook beter ongunstige weersomstandigheden. Dit is van groot belang in de opbouw van schorren. Vaucheria kan tot 20-30 cm boven het sediment uitgroeien, soms tot vorming van een continu tapijt. Als dusdanig vervult deze vegetatie, samen met Salicornia europea, een uitgesproken stabiliserende rol, resulterend in een aanzienlijke slibophoping in de lagere schorre-gebieden. Tevens vormt de Vaucheria vegetatie een ideaal kiemingsbed voor andere essentiële schorreplanten, zoals Puccinella maritima. Andere wieren (e.g. Enteromorpha, Oscillatoria) behoren tot de ondergroei, waar zij bijdragen tot de fixatie van sedimentkorrels, die opgevangen worden door de zeegrassen. Zeegrassen vervullen eveneens een stabiliserende rol in het sublittoraal, als gevolg van hun zeer dense groei en de vorming van een netwerk van rhizomen in de bovenste sedimentlaag. Dit is van bijzonder groot belang tijdens stormen (THOMAS et al, 1961; STODDART, 1963; GLYNN et al, 1964). Zeegrassen koloniseren zowel zand- als slibbodems, maar na verloop van tijd evolueren zandige bodems steeds naar een zachte slibbodem door een permanente sedimentatie tussen de planten.

Een bijkomend aspect is dat meercellige planten een belangrijk substraat zijn voor epiphytische planten. Dit is niet altijd het geval gezien sommige planten giftige stoffen secreteren of ongunstige verschuivingen (e.g. pH) in het abioticum tot stand brengen.

In tegenstelling tot planten bepaalt het substraat in sterke mate zowel de distributie als de samenstelling van benthosgemeenschappen. Rotsen, zand of slik herbergen elke typische gemeenschappen met specifieke morfologische en fysiologische adaptaties, densiteit en soortensamenstelling.

De belangrijkste substraatfactoren die de verspreiding van het benthos bepalen zijn :

1. aard en afmetingen van de korrels;
2. de stabiliteit van het substraat;
3. de hardheid van vaste substraten;
4. de beschikbare oppervlakte;
5. andere milieufactoren zoals waterbeweging, licht, saliniteit, O_2 -beschikbaarheid enz.

De interactie van deze elementen leidt in estuaria tot het voorkomen van typische sublittorale, eulittorale en supralittorale gemeenschappen.

Diversiteit en abundantie worden in sterke mate bepaald door de fysisch-chemische structuur van het substraat. Zo dan een mesopsammische fauna maar bij een geschikte korrelgrootte en intertiële ruimte voorkomen. Sedimentatie van slib leidt tot verstopping van de interstitiële ruimte, daarentegen houdt sedimentatie van detritus veeleer een verhoogd voedselaanbod in.

Er is relatief weinig informatie beschikbaar over de respons van benthische organismen of veranderingen van het sediment. Het is evident dat deze samengaan met andere factoren zoals waterbeweging, temperatuur, saliniteit en licht.

Waterbeweging kan zowel direct als indirect via sedimenttransport ageren. In het eulittoraal tolereren benthische dieren vrij goed de directe invloed van golfslag en getijdebeweging, maar bij hevige stormen kan er aanzienlijke schade door verstoring van het substraat worden aangebracht.

Waterbewegingen kunnen bijzonder lethaal zijn in combinatie met lage temperaturen (KINNE, 1963). In de winter sterven vele zand-bewonende dieren als gevolg van een gereduceerde activiteit e.g. ciliaire activiteit, graaf- en bewegingsactiviteit. Dit leidt tot secundaire effecten zoals de blokkering van de filters, reductie van de verankeringscapaciteit. In deze omstandigheden kan sedimenttransport op zich al aanleiding geven tot een massale afsterving van verschillende benthische populaties (COURTNEY & WEBB, 1964; CRISP, 1964; WOODHEAD, 1964 a, b; ZIEGELMEIER, 1964).

Een verhoogde sedimentatie, dikwijls gekoppeld aan menselijke activiteit, resulteert vooral in zandige bodems, tot een aanzienlijke schade aan de benthische fauna (BACESCU, 1965; ROUVILLOIS, 1967).

De invloed op het metabolisme en de activiteit uit zich zowel via een nutritioneel als een ruimtelijk aspect. Sedimenten zijn een belangrijke voedselbron door de aanwezigheid van een aanzienlijke dode en levende organische fractie e.g. micro-organismen, detritus, colloïden. Sedimentatie van gesuspendeerde partikels heeft dan ook een belangrijke invloed op ondermeer de "filter feeders". Het belang van estuaria als reproductiegebieden is te danken aan hoge nutriëntenaanvoer die rechtstreeks of via een verhoogde primaire productie in de bodem terechtkomt. Daar ontwikkelt zich een abundante fauna die als voedsel kan dienen voor jonge vissen.

De fysisch-chemische eigenschappen beïnvloeden boor-, graaf- en bewegingsactiviteit. Hoe zachter en slibrijker het substraat, hoe meer kokerbouwende organismen zullen voorkomen.

Het substraat heeft eveneens een belangrijke invloed op de reproductie. Interstitiële organismen vertonen specifieke adaptaties en larven van vele benthische organismen hebben behoefte aan een specifiek substraat van hun metamorfosis.

2.5. Opgeloste gassen

- * Van alle opgeloste gassen in het water zijn stikstof (N_2), zuurstof (O_2), koolstofdioxide (CO_2) en waterstofsulfide (H_2S) fysisch-chemisch gezien de belangrijkste. Alle vier hebben zij een totaal verschillend gedrag in het ecosysteem, maar geïntegreerd via fysische en biochemische processen, vormen zij één functioneel CO_2 - O_2 - H_2 -systeem.
- * Stikstof, zuurstof en koolstofdioxide zijn voornamelijk atmosferische gassen en zullen vanuit de atmosfeer naar het water migreren. Hun concentratie in het water wordt fysisch bepaald door het evenwicht tussen gasfase en opgeloste fase. Dit theoretisch evenwicht wordt echter door biologische processen verstoord. Met uitzondering van stikstof, dat chemisch inert is, zullen zuurstof en koolstofdioxide in het water continu intensieve biologische en chemische transformaties ondergaan. De overgang van CO_2 naar water impliceert de vorming van H_2CO_3 dat chemisch zal reageren met de opgeloste kationen. Zo ontstaat het zogenaamde CO_2 - $CaCO_3$ -systeem, een belangrijke chemische relatie tussen CO_2 -druk, H-ionen concentratie (pH) en alkaliniteit. Biochemisch zijn O_2 en CO_2 fundamenteel betrokken bij autotrofe (i.e. foto- en chemosynthese) en heterotrofe (i.e. aërobe en anaërobe respiratie) processen in het ecosysteem. Zuurstof wordt als terminale elektronenacceptor gebruikt in zowel de afbraak (i.e. aërobe respiratie) als de synthese (i.e. chemosynthese) van organisch materiaal. Koolstofdioxide fungeert als belangrijkste C-bron in zowel fotosynthese als chemosynthese. Bij de reductie van CO_2 tijdens fotosynthese kunnen zowel H_2O als H_2S als reductans worden gebruikt, waarbij dan respectievelijk O_2 en S worden gegenereerd. De betrokkenheid van N_2 is beperkt tot de biologische N_2 -fixatie en denitrificatie door enkele micro-organismen e.g. blauw-groen bacteriën.
- * In tegenstelling tot de atmosferische gassen wordt de concentratie van H_2S in het water door chemisch-bacteriologische transformaties beheerst. In anaërobe omstandigheden kunnen sommige bacteriën organische nutriënten oxideren d.m.v. anaërobe respiratie. Hierbij fungeren sulfaten (S_4O^{2-}) als elektronenacceptor tot vorming van H_2S . Waterstofsulfide is inert in anaërobe omstandigheden en bijzonder toxisch voor de meeste planten en dieren. Dit zogenaamde O_2 - H_2S -systeem bepaalt de redoxpotentiaal in water en sedimenten. Vooral in estuaria, waar hoge organische belasting en stratificatie hand in hand gaan, speelt dit systeem een belangrijke rol in het totale mineralisatieproces van het ecosysteem.

Micro-organismen worden in termen van hun tolerantie onderverdeeld in :

1. obligaat aëroben, die alleen in aanwezigheid van O_2 kunnen groeien;
2. micro-aërofile organismen, met een optimum groei bij lage O_2 concentraties;
3. facultatief aëroben of facultatief anaëroben, die zowel in aanwezigheid als afwezigheid van O_2 kunnen groeien;
4. obligaat anaëroben, die alleen groeien in afwezigheid van O_2 , O_2 is zelfs toxisch.

De meeste estuariene micro-organismen zijn facultatief aëroob en voor hen zijn er dus geen tolerantielimieten in termen van O_2 . Een minderheid aan micro-organismen is obligaat aëroob of anaëroob.

Door de stabiele pH van zeewater zal in natuurlijke omstandigheden het gehalte vrij CO_2 binnen de tolerantiegrenzen van de meeste organismen fluctueren. In estuaria kan op sterk begroeide slikken de pH echter aanzienlijk stijgen, waardoor het gehalte aan CO_2 en HCO_3^- daalt; bij een pH van 9-4 stopt de fotosynthese door gebrek aan CO_2 en HC_3O^- (WOOD, 1967). Alleen in deze extreme omstandigheden worden ook fotoautotrofe micro-organismen getroffen.

H_2S is toxisch voor de meeste aëroben en facultatief anaëroben in H_2S -rijke wateren en sedimenten. Nitrificerende bacteriën tolereren H_2S voor een korte tijd, maar echte resistentie wordt alleen onder S-bacteriën, sommige anaëroben en blauw-groen bacteriën aangetroffen.

Zowel de horizontale als verticale verspreiding van micro-organismen in de waterkolom en de sedimenten wordt door de hogervermelde gassen bepaald. Het verschil in O_2 -behoefte resulteert

in een totaal verschillende microbiële flora tussen anaërobe en aërobe milieus. Periodische en aperiodische veranderingen in O_2 zullen eveneens in de samenstelling van de microbiële gemeenschap worden weerspiegeld. Deze veranderingen zijn relatief klein bij een zuurstof-saturatie variërend van 100 tot 5 %. Bij een lagere saturatie zullen de meeste obligaat aëroben verdwijnen en zal het aandeel van de micro-aërofiele en obligaat anaëroben toenemen. Vooral in estuariene sedimenten met een groot O_2 -deficiet zullen kleine veranderingen in de O_2 -concentratie belangrijke veranderingen in de samenstelling van de microbiële gemeenschappen tot gevolg hebben.

In de troebelingszone kunnen aërobe en anaërobe micro-organismen samen voorkomen dankzij de anaërobe microzones t.h.v. het particulier materiaal. Eenzelfde symbiose kan zich voordoen in sommige estuariene sedimenten.

In H_2S -rijke habitaten (= sulphureta) is de microbiële samenstelling totaal verschillend; alleen H_2S -tolerante soorten komen er voor. Zolang er voldoende sulfaten en organisch materiaal aanwezig zijn, kunnen proteolytische en sulfaatreducerende bacteriën aanzienlijke hoeveelheden H_2S produceren. In aanwezigheid van licht domineren fotosynthetiserende organismen naast chemolithotrofen en heterotrofe bacteriën alsook protozoa. In het donker ontbreken de fotosynthetiserende organismen.

In tegenstelling tot micro-organismen zijn aquatische planten en dieren voor hun respiratorisch metabolisme sterk afhankelijk van opgeloste O_2 . Totale anaërobie is dan ook even lethaal voor planten en dieren als voor obligaat aëroben.

Het voorkomen van planten wordt vooral door licht bepaald en niet zozeer door de opgeloste O_2 . In aanwezigheid van licht produceren planten O_2 . Lage O_2 -concentraties zijn maar kritisch in zeer dense populaties en dan vooral in het donker, wanneer planten alleen maar respireren.

3. Dynamiek

3.1. Primaire productie

3.1.1. Algemeen

De productie van organisch materiaal uit anorganische stoffen of de zogenaamde primaire productie is de basis van alle heterotrofe consumptie en dus een essentiële schakel in de dynamiek van ecosystemen. De primaire productie is gebaseerd op twee autotrofe metabolische processen, i.e. foto- en chemosynthese.

In de fotosynthese wordt licht als energiebron en CO_2 als belangrijke C-bron gebruikt; CO_2 fungeert als elektronenacceptor en de elektronendonor heeft meestal de vorm van H_2O . Fotosynthetiserende organismen of fotoautotrofen omvatten hogere planten, wieren en fotosynthetiserende bacteriën. Water is de elektronendonor in de meest planten (vasculaire planten, mossen en wieren); hydrolysis leidt tot productie van O_2 , de zogenaamde oxygene fotosynthese. Daarentegen gebruiken groen en purper zwavelbacteriën H_2S als elektronendonor tot vorming van elementaire zwavel, de zogenaamde anoxygene fotosynthese. Sommige fotosynthetiserende bacteriën gebruiken uitzonderlijk een organische verbinding.

In de chemosynthese wordt een anorganische verbinding als energiebron gebruikt en CO_2 geldt ook in dit proces als de belangrijkste C-bron. Energie is afkomstig van de oxidatie van gereduceerde verbindingen zoals NH_4^+ , NO_2^- , H_2 , CO , Fe^{2+} en gereduceerde zwavelverbindingen e.g. H_2S , S , $\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$. Chemoautotrofen behoren uitsluitend tot de bacteriën, soms ook chemolithotrofen genoemd.

Autotrofen leven uitsluitend op een mineraal medium. Naast CO_2 , H_2O of H_2S hebben deze organismen vooral nood aan een anorganische N- en P-bron alsook een reeks micronutriënten. Sommige planten behoeven specifieke elementen; zo hebben kiezelwieren nood aan een aanzienlijke hoeveelheid silicaten voor de opbouw van hun extern siliciumskelet.

3.1.2. Fotoautotrofie

In estuaria zijn groene planten, zoals in ander habitats, de belangrijkste fotoautotrofen. Er bestaan evenwel belangrijke verschillen in de relatieve bijdrage van de verschillende autotrofe groepen binnen de totale fotocoenose, zowel ecologisch als taxonomisch. Als belangrijke primaire producenten gelden: 1. het fytoplankton, microscopisch kleine wieren die min of meer passief in het water zweven; 2. het fytobenthos, microscopische wieren en macrophyten. Deze laatste omvatten zowel meercellige macroscopische wieren als vasculaire planten zoals de zeegrassen. HALL & MOLL (1975) geven een overzicht van de verschillende methoden die bij het meten van de primaire produktie worden gebruikt. Alle hebben voor- en nadelen, maar de meest gangbare zijn nog steeds de O_2 -methode en de C^{14} -methode. De O_2 -methode meet de netto primaire produktie; de resultaten van de C^{14} -methode leveren noch de bruto primaire produktie, noch de netto primaire produktie op. Algemeen wordt echter aangenomen dat de C^{14} -methode zeer goed de netto primaire produktie van de O_2 -methode benadert.

Tabel X geeft een overzicht van de relatieve bijdrage die deze fotoautotrofe groepen leveren aan de totale primaire produktie van enkele kust-ecosystemen.

Door fytoplankton gedreven ecosystemen worden beschreven door KREMER & NIXON (1978 - Narragansett Bay), JANSSON et al. (1982 - Askö-gebied, Baltische zee) en NIENHUIS (1978 - Grevelingen - Nederland). In het Lyner estuarium (Cornwall England) wordt de belangrijkste bijdrage in de primaire produktie geleverd door de microscopische wieren van het fytobenthos

(WARWICK et al., 1979). Ecosystemen gebaseerd op de primaire produktie van macrophyten worden beschreven door LUGO et al. (1978 - Mangrove Forest, Florida), POMEROY & WIEGERT (1981 - Sapelo Island Marsh/estuary), MILLER et al. (1971 - Nova Scotian Kelp Bed) en NEWELL et al. (1982 - Benquela Kelp Bed).

In de Westerschelde is alleen maar informatie beschikbaar over de biomassa en primaire produktie van het fytoplankton. Over de andere planten en hun produktie is weinig bekend.

3.1.2.1. Fytoplankton

Als passief zwevende organismen zullen fytoplanktonsoorten uitsluitend door de estuariene circulatie worden getransporteerd. De verblijftijden in het estuarium bepalen dan ook in sterke mate de relatieve bijdrage van het fytoplankton in de totale primaire produktie. Korte verblijftijden resulteren in een fytoplanktongemeenschap die alleen uit mariene en zoetwaterorganismen bestaat, respectievelijk aangevoerd vanuit de zee en het stroombekken. Alleen met verblijftijden van minstens enkele weken kunnen er zich endemische planktonsoorten vestigen (SCHULZ, 1960). Ondanks het feit dat vele planktonsoorten, vooral mariene, een brede responscurve hebben waarbinnen groei en reproductie mogelijk is, vertonen zij maar een optimale ontwikkeling bij saliniteiten typisch voor hun normale habitat. Zo zullen de meeste mariene en limnische planktonsoorten afsterven in de brakke zones van het estuarium, vooral in en nabij het horohalinicum. In estuaria met een korte verblijftijd zal de bijdrage van het fytoplankton tot de totale primaire produktie dan ook erg klein zijn.

Estuaria kennen van het vroege voorjaar tot de late herfst een continue produktie van het fytoplankton. Dit is in tegenstelling met vele kustwateren waar een eerste voorjaarsbloei door een tweede bloei in de late zomer wordt gevolgd. Deze dynamiek wordt naast saliniteit ook bepaald door de interactie van verschillende andere abiotische factoren i.e. temperatuur, licht, nutriënten, mengprocessen en grazing. Op zich kunnen elk van deze factoren limiterend zijn. Voor de temperatuur blijkt dit zelden het geval te zijn, gezien phutoplanktonbloei reeds in het midden van de winter kan beginnen (RILEY, 1967). Daarentegen komen beperkingen door licht en nutriënten algemeen voor in vele estuaria. Een tekort aan licht manifesteert zich meestal vroeger dan een tekort aan nutriënten. (CADEE & HEGEMAN, 1974) De explosieve ontwikkeling van het fytoplankton leidt steeds tot een uitputting van anorganische nutriënten. Meestal gaat het om een uitputting van de N-bron, maar ook P en Si kunnen limiterend zijn (CONOVER, 1975).

Elk fytoplankton heeft een specifieke combinatie van nutriënten nodig. Nutriëntdeficiëntie veroorzaakt dan ook belangrijke verschuivingen in de soortensamenstelling van de fytoplanktongemeenschap. In het algemeen zullen soorten met een hoge assimilatie-efficiëntie bij lage concentraties gaan domineren.

Een belangrijke biotische regulator is "grazing" door het zoöplankton, vooral copepoden, en benthische "filter-feeders", vooral tweekleppige mollusken. In fytoplankton gedreven estuaria zijn deze organismen de belangrijkste herbivoren in het trofisch net (KREMER & NIXON, 1978).

Ten slotte heeft het fytoplankton een belangrijke invloed op de chemische samenstelling van de waterkolom (zie opgeloste gassen). Fotosynthese resulteert in een reductie van CO_2 , fosfaten, ammonium, nitraten, micronutriënten en soms ook silicaten. Tegelijkertijd neemt het gehalte aan O_2 toe, soms tot supersaturatie. Gedurende de nacht gebeurt het omgekeerde omdat planten dan alleen nog respireren.

Uit literatuurgegevens van enkele estuariene gebieden blijkt dat de fytoplanktonproduktie varieert tussen $13 - 380 \text{ gCm}^{-2}\text{j}^{-1}$ (WOLFF, 1980). In de Nederlandse estuaria bedraagt deze meer bepaald: Waddenzee: $100-200 \text{ gCm}^{-2}\text{j}^{-1}$ (CADEE & HEGEMAN, 1974); Grevelingen estuarium: $146-200 \text{ gCm}^{-2}\text{j}^{-1}$ (VEGTER, 1977); Eems-estuarium $13 - 55 \text{ gCm}^{-2}\text{j}^{-1}$ (CADEE & HEGEMAN,

1974); Westerschelde : $85 - 225 \text{ gCm}^{-2}\text{j}^{-1}$ (BILLEN et al., 1985).

Minimale waarden worden inderdaad t.h.v. het horohalanicum waargenomen (VEGTER, 1968; HUMMEL et al., 1988). Deze zone komt echter overeen met de troebelingszone, zodat het effect van saliniteit en turbiditeit afzonderlijk moeilijk eenduidig te bepalen is. Zowel CADEE & HEGEMAN (1974), COLIJN (1978), VAN DER HOEK et al. (1979) als LUDDEN (1980) verklaren de lage fytoplanktonproductie in het Eems-estuarium door de hoge turbiditeiten. Ook in de troebelingszone van de Westerschelde is licht de limiterende factor en bedraagt de produktie niet meer dan $85 \text{ gCm}^{-2}\text{j}^{-1}$; daarentegen zijn de produktiewaarden in de meer zeewaartse zones heel wat hoger nl. $225 \text{ gCm}^{-2}\text{j}^{-1}$ (BILLEN et al., 1985; HEIP, 1988). Een gelijkaardige situatie wordt beschreven in het Patuyent River-estuarium (HEINLE & FLEMER, 1975).

3.1.2.2. Fytobenthos

Zoals reeds werd aangegeven wordt de verspreiding van zowel eencellige wieren als macrophyten in sterke mate bepaald door de stabiliteit van het substraat (zie substraatinvloed).

Het microfyto­benthos is zeer abundant op slib­bige sedimenten van beschutte zones en is duidelijk herkenbaar als een bruin-groene mat van diatomeeën, euglenophyten of blauw groen bacteriën. In functie van de getijdecyclus migreren deze kleine planten heen en weer tussen het offerstuk (laagtij) en de diepere lagen (hoogtij) van het sediment.

De uitgebreide slikken van een estuarium zijn veelal door microfyto­benthos gedreven subsystemen, waar aanzienlijke produktiewaarden worden vastgesteld. Een overzicht van enkele estuaria levert produktiewaarden op die variëren tussen $31 - 226 \text{ gCm}^{-2}\text{j}^{-1}$ (WOLFF, 1980). Op de slikken van het Lynher-estuarium bedraagt het aandeel van het micro-phtyobenthos $143 \text{ gCm}^{-2}\text{j}^{-1}$ of 64 % van de totale primaire produktie. In Nederlandse estuaria worden waarden genoteerd tot $\pm 39 \text{ gCm}^{-2}\text{j}^{-1}$ in de Waddenzee (CADEE & HEGEMAN, 1974); $\pm 60 - 75 \text{ gCm}^{-2}\text{j}^{-1}$ in de Grevelingen (NIENHUIS, 1978) en $117 \text{ gCm}^{-2}\text{j}^{-1}$ in het Eems-estuarium (VAN ES, 1977). Gegevens over de Westerschelde zijn niet beschikbaar.

Naast de stabiliteit van het sediment spelen belichting, temperatuur, saliniteit en nutriënten eveneens een regulerende rol. Inhibitie door licht kan bij hoogtij optreden ondermeer als gevolg van de turbiditeit en schaduwvorming door hogere planten (POMEROY, 1959). Het is evenwel niet duidelijk of licht een limiterende factor kan zijn bij laag tij (POMEROY, 1959; CADEE & HEGEMAN, 1974). Hoewel in laboculturen meestal een duidelijk effect kan worden vastgesteld, is dit niet evident in situ (COLIJN & VAN BUURT, 1975). Het limiterend effect van de temperatuur werd duidelijk aangetoond door ADMIRAAL (1977a), die eveneens aantoonde dat de saliniteit alleen limiterend is bij sterke afwijking van de normale waarden. Algemeen blijkt dat de nutriëntenconcentraties in estuaria veel hoger zijn dan de limiterende concentraties, vastgesteld in laboratoriumomstandigheden. Nutriëntuitputting doet zich dan ook maar voor wanneer moleculaire difussie de explosieve groei niet kan bijhouden. Zo kan ondermeer CO_2 bij laag tij een limiterende factor zijn voor dense diatomeeënpopulaties (POMEROY, 1959; ADMIRAAL, 1977b).

Macroscopische wieren zijn bijzonder abundant in de intergetijdezone maar dringen algemeen door tot op een diepte van 30-40 m. Hun verspreiding wordt vooral door de fysische eigenschappen van het substraat bepaald. Haptophyten vereisen een vast substraat zoals schelpen, stenen, rotsen of hout; rhizophyten koloniseren stabiele zandige en slibbige sedimenten. In de intergetijdezone domineren vooral furoiden of rotswieren en in het sublitoraal domineren laminaria-achtigen. Als dense gemeenschappen hebben wieren een uitgesproken impact op het milieu van andere organismen; zij bieden ondermeer voedsel, bescherming tegen golfslag, schaduw en soms een substraat van epiphytische organismen. Hun aandeel in de totale primaire produktie

van kust-ecosystemen kan erg hoog zijn (MANN, 1973; BUNT, 1975; FIELD, 1983).

De kennis van macroscopische wieren in estuariene gebieden is beperkt. Hun verspreiding is vooral beperkt tot steenglooingen die het estuarium omzomen en beschutte plaatsen zoals slikken en schorren. In tegenstelling tot de kustgebieden is hun aantal in de totale estuariene produktie meestal erg beperkt i.v.m. andere ecologische groepen. Zo zou de jaarproduktie in het Nederlandse Grevelingen-estuarium minder dan 10 % van de fytoplanktonproduktie hebben bedragen (NIENHUIS, 1978). Voor de Westerschelde ontbreken alle gegevens.

Zeegrassen zijn hogere planten die zowel in het ondiepe sublitoraal als het lagere eulitoraal voorkomen. Ongeveer 45 soorten zijn verspreid over de gehele wereld waarvan verschillende ook voorkomen in zoet water. De meeste zijn beperkt tot tropische gebieden en in de Nederlandse estuaria komen alleen het klein en groot zeegras (Zostera noltii en Z. marina) voor. Deze zeegrassen bewonen vooral ondiepe, beschutte zones, maar kunnen occasioneel ook voorkomen op slikken en het diepere sublitoraal (± 50 m).

Zeegrassen wortelen d.m.v. rhizomen in het sediment waaruit zij, in tegenstelling tot wieren, hun nutriënten betrekken. Door opname en excretie van chemische verbindingen vormen deze zeegrassen een belangrijke schakel in het transport tussen bodem en waterkolom. Zo zou Zostera marina $0.066 \text{ g P m}^{-2} \text{ j}^{-1}$ uit de bodem mobiliseren (MC ROY et al., 1972). Eenzelfde proces werd beschreven voor het slijkgras (Spartina alterniflora - REIMOLD, 1972). Tevens fungeren de dense rhizomenmat en de bladeren als een efficiënte detritusval waardoor lokaal een decumulatie van nutriënten en organisch debris plaatsvindt.

De biomassa van zeegrassen kan zeer hoog zijn met maxima van ongeveer 500 gCm^{-2} . In termen van produktiviteit geeft dit produktiewaarden variërend tussen 58 en $1500 \text{ gCm}^{-2} \text{ j}^{-1}$. De hoogste produktiewaarden worden vooral in de tropische en subtropische kustwateren vastgesteld, maar ook in arctische gebieden kunnen hoge waarden worden genoteerd e.g. $900 - 1500 \text{ gCm}^{-2} \text{ j}^{-1}$ (Isebek Lagoon, Behring Sea - MC ROY, 1970; BARSDATE et al., 1974); $1216 \text{ gCm}^{-2} \text{ j}^{-1}$ (Sapelo Island, Georgia, USA - POMEROY & WIEGERT, 1981). In beide gebieden wordt de totale primaire produktie door zeegrassen gedomineerd, respectievelijk door Zostera (90 %) en Spartina (84 %). In de Nederlandse estuaria is het aandeel van de zeegrassen erg klein. De grootste zeegraspopulatie wordt in de Grevelingen aangetroffen en de produktie bedroeg er in het open en gesloten estuarium respectievelijk $210 \text{ gCm}^{-2} \text{ j}^{-1}$ en $36 \text{ gCm}^{-2} \text{ j}^{-1}$ (DE BREE et al., 1973; NIENHUIS & DE BREE, 1977); dit komt neer op een bijdrage $< 0,1 \%$. Lokaal werden in het Grevelingenmeer evenwel productiepieken van $200 \text{ gCm}^{-2} \text{ j}^{-1}$ waargenomen. In de Westerschelde is het aandeel van de zeegrassen gezien het schaarse voorkomen totaal te verwaarlozen.

Slechts een klein percentage van deze primaire produktie wordt door "grazers" geconsumeerd. Zo wordt op Sapelo Island (Georgia, USA) slechts 5 % van de bovengrondse produktie van Spartina door insecten opgegeten (POMEROY & WIEGERT, 1981). In de Grevelingen (Nederland) wordt slechts een beperkt percentage van de Zostera marina produktie verbruikt; 1,5 % door vogels, zoals de knobbelzwaan maar in mindere mate ook door de wilde eend, smient, pijlstaarteend, slobbeend, meerkoet en rotgans; 3 % door de pissebed Idotea chelipes en 0,5 % door de alikruik Littorina littorea (NIENHUIS, 1978). Het overgebleven deel komt als dode organische materie ter beschikking; zowel de opgeloste (DOM) als particuliere fractie doorlopen grotendeels de detritusketen die er in volgorde als volgt uitziet: bladeren, micro-organismen, detritivoren, carnivoren van 1ste, 2de en eventueel hogere orden.

3.1.2.3. Schorren

In beschutte zones worden op de grens tussen aquatisch en terrestrisch milieu slikken aangetroffen: modderige gebieden tussen hoog en laag water. In de tropen vormen deze slikken een ideaal milieu voor de ontwikkeling van moerasbossen of mangroves. In de gematigde streken zijn deze slikken meestal schaars begroeid. Alleen in de hoogste delen van het getijdengebied ontwikkelt zich een vegetatie rijk aan hogere planten en deze vormt er het schor. Deze mangroves en schorren komen voor in ondiepe kustvlakten, langs oevers van zeearmen of in estuaria.

Ook de Westerschelde is (was) rijk aan uitgestrekte slikken en schorren. In het totaal gaat het om 11 554 ha slikken ($\pm 74\%$) en schorren ($\pm 26\%$) (MEIRE & KUYKEN, 1988) verspreid over mariene, brakke en zoete gebieden. Op zich zijn het al zeldzame ecosystemen op de wereld omdat zij hooguit 0,01 % van het aardoppervlak uitmaken (MEIRE & KUYKEN, 1988) maar vooral slikken en schorren op een gradiënt van zout naar zoet binnen eenzelfde estuarium zijn uiterst zeldzaam geworden.

Slikken en schorren zijn zeer produktieve gebieden. Zoals reeds werd aangegeven zijn slikken in gematigde streken door microfytobenthos gedreven sinksystemen, daarentegen hebben schorren hun hoge produktiviteit te danken aan hogere planten. Op wereldschaal maken slikken en schorren deel uit van de "wetlands" die, ondanks hun beperkt oppervlak (0,4 %) toch 2,4 % van de wereld netto primaire produktie uitmaken.

Primaire produktiewaarden van Amerikaanse schorren variëren tussen 300 - 4000 g droge organische stof $m^{-2} J^{-1}$ (KEEFE, 1972; TURNER, 1976). Voor de Europese schorren worden waarden tussen 11 en 1100 g $m^{-2} J^{-1}$ vermeld (WOLFF et al., 1980).

Zoals bij de zeegrassen wordt slechts een klein deel direct door "grazers" geconsumeerd en zal het overgrote deel van de biomassa in de detritusketen terecht komen. Op de schorren zijn de belangrijkste herbivoren insecten, vogels en terrestrische zoogdieren. Op de schorren van de Waddenzee zou tot 80 % van de "standing crop" door ganzen worden afgegeten; konijnen en hazen zouden voor 44-55 % van de consumptie van de primaire produktie instaan, insecten daarentegen voor slechts 4,4 % (JOENJE & WOLFF, 1979).

Hoewel het detritus op schorren van verschillende oorsprong kan zijn, zou tot 80 % van hogere planten afkomstig zijn (PERKINS, 1974).

Biomassa- en productiegegevens van Nederlandse schorren zijn beperkt tot informatie over schorren (*puccinella maritima*) in de Waddenzee (KETNER, 1972) en schorren in de Oosterschelde (WOLFF et al., 1980; GROENENDIJK, 1984; GROENENDIJK & VINK-LIEVAERT, 1987). De maximale bovengrondse biomassa bedraagt in de Waddenzee en de Oosterschelde respectievelijk voor de levende biomassa 463 g m^{-2} en 576 g m^{-2} en voor de dode biomassa 277 g m^{-2} en 384 g m^{-2} .

Algemeen werd aangenomen dat het detritus van de schorren naar de rest van het estuarium wordt getransporteerd (TEAL, 1962; ODUM & HEALD, 1975). Recente studies tonen evenwel aan dat er in sommige schorren een netto import van detritus plaatsvindt (HAINES, 1977; WOODWELL et al., 1977). Veel in de controverse rond netto-import of export blijkt af te hangen van het al of niet in rekening brengen van de ondergrondse produktie. GROENENDIJK (1984) toonde aan dat de ondergrondse produktie zeer belangrijk is en dat produktiewaarden gebaseerd op de bovengrondse en ondergrondse produktie 70 tot 80 % hoger kunnen liggen. De bijdrage van de ondergrondse produktie kan voor eenzelfde gebied het verschil maken tussen netto import of export (WOLFF et al., 1980; GROENENDIJK, 1984; GROENENDIJK & VINK-LIEVAERT, 1987).

In de Oosterschelde zou alleen al op basis van de bovengrondse productie een aanzienlijk gedeelte, $600 \text{ g m}^{-2} \text{ J}^{-1}$, naar het estuarium worden geëxporteerd. Eenzelfde grootteorde wordt ook op een schor in Georgia (USA - HAINES, 1979) gevonden. Gebaseerd op de productiecijfers van GROENENDIJK (1984) schat HUISKES (1988) de totale bovengrondse produktie in de Westerschelde op $4,4 \cdot 10^4 \text{ tJ}^{-1}$ en de ondergrondse produktie op $1,9 \cdot 10^5 \text{ tJ}^{-1}$. Aangenomen dat 46 % van de bovengrondse biomassa wordt geëxporteerd komt dit voor de Westerschelde neer op $20 \cdot 10^3 \text{ tJ}^{-1}$. Het is evenwel onduidelijk wat met de ondergrondse productie gebeurt. In de hypothese dat alleen de bovengrondse productie wordt geëxporteerd (TEAL, 1962; ODUM & DE LA CRUZ, 1967; VALIELA et al., 1976) resulteert het achterblijven van de ondergrondse productie in een accumulatie van organisch materiaal. Dit wordt in de Westerschelde niet vastgesteld en het is dan ook niet duidelijk wat er met het organisch materiaal gebeurt. HUISKES (1988) neemt aan dat een aanzienlijk deel van de ondergrondse productie toch wordt geëxporteerd, gedeeltelijk of volledig als mineralen na microbiële afbraak in situ. De grootste hoeveelheid zou in elk geval afkomstig zijn van de schorren gelegen in het oostelijk, brakke gebied van de Westerschelde waar 85 % van de schorren zijn gesitueerd. Een totale export van de bovengrondse productie als detritus en de ondergrondse productie als minerale nutriënten zou de detrituspool in de waterkolom slechts met 8 % verhogen maar de nutriëntenpool met 25 %, aangenomen dat volgens HUMMEL et al. (1988) 71 % van het gesuspendeerd detritus wordt gemineraliseerd. Hoewel deze gegevens hypothetisch zijn, bewijzen zij volgens HUISKES (1988) het ecologisch belang van de schorren in de Westerschelde, niet zozeer als productiezones van detritus maar vooral als productiegebieden van minerale nutriënten.

3.1.2.4. Extracellulaire excretie

Alle aquatische planten excreteren een deel van hun primaire productie als opgeloste organische koolstof (DOC) of materie (DOM). Een nauwkeurige bepaling van deze natuurlijke opgeloste fractie is evenwel moeilijk omwille van de methodologische artefacten die de resultaten beïnvloeden (STEEMAN NIELSEN, 1975; WANGERSKY, 1978). De gegevens variëren sterk en schommelen tussen practisch 0 % en meer dan 40 % van de totale geassimileerde koolstof. Excretie door planten is een normaal fysiologisch gebeuren en verloopt meestal parallel met de fotosynthese. De aard en hoeveelheid van het geëxcreteerde materiaal is afhankelijk van de soort en de fysiologische toestand. Vooral in stress-situaties kan de excretorische activiteit hoog oplopen. Hierin spelen zowel licht, saliniteit, temperatuur, waterbewegingen als nutriëntenconcentratie een belangrijke rol als kritische stress-factoren (SIEBURTH & JENSEN, 1970; HELLEBUST, 1965, 1967; GUILLARD & WANGERSKY, 1958). Zo wordt 5 - 10 % van de totale productie geëxcreteerd door jong, snel groeiend fytoplankton en 22 - 38 % door ouder fytoplankton (HELLEBUST, 1967). Vooral in de intergetijdezone waar een combinatie van deze factoren tot extreme stress-situaties aanleiding geeft blijkt een groot deel van de primaire productie van macrowieren als DOM vrij te komen. Een voorbeeld hiervan is het blaaswier (*Fucus Vesicularus*) dat 40 % van zijn netto productie als DOM excreteert (SIEBURTH & JENSEN, 1969). Volgens WANGERSKY (1978) mag een range van 10 - 20 % als een goede schatting voor actief groeiende populaties worden beschouwd. Algemeen wordt vastgesteld dat de functie die als DOM vrijkomt het grootst is in oligotrofe wateren bij lage celdensiteiten, maar de totale excretie is meestal groter in eutrofe wateren (WATT, 1969; ANDERSON & ZEUTSCHER, 1970; THOMAS, 1971; HOBIE et al., 1972).

De aard van de geëxcreteerde organische verbindingen is erg divers. Identificatie toont aan dat vooral koolhydraten en organische zuren domineren, maar ook vetzuren, peptiden, vitaminen, groeifactoren, toxines en antibiotica worden aan het milieu afgegeven (GUILLARD & WANGERSKY, 1958; HELLEBUST, 1965; GUILLARD & HELLEBUST, 1971; RAMUS, 1972; WANGERSKY, 1978). Sommige van deze verbindingen worden onmiddellijk door het fytoplankton zelf of door de geassocieerde bacteriën verbruikt, waardoor de "standing crop" zowel kwantitatief als kwalitatief zal verschillen van de totale geëxcreteerde materie.

Informatie over estuariene gebieden is erg beperkt. THOMAS (1971) meldt een excretie van 7% door het fytoplankton in een estuarium van Georgia (USA). In hetzelfde gebied produceert de slijkgrasvegetatie (*Spartina etterniflora*) 61 g DOM/ha wat neerkomt op slechts 1 a 2 % van de totale primaire produktie in het gebied. Voor de Westerschelde ontbreken alle gegevens over de bijdrage van planten tot het DOM-compartiment. Uit het bovenstaande kan alvast worden afgeleid dat er alleen in fytoplankton of microfytobentos-gedreven subsystemen een DOM-productie van enige betekenis kan worden verwacht i.e. slikken en de meer zeewaardse zones. Aangenomen dat de schatting van WANGERSKY (1978) bruikbaar is voor de Westerschelde, dan zou de bijdrage van het fytoplankton op basis van de gegevens als volgt bedragen :

* zeewaartse zone : 22,5 - 45,0 g DOC m⁻² J⁻¹;

* troebelingszone : 8,5 - 17,0 g DOC m⁻² J⁻¹.

Gezien de hoge chlorofyl-a waarden op de slikken is de bijdrage van het microfytobentos vermoedelijk belangrijker en deze van de macrophyten erg beperkt.

3.1.2.5. Fotosynthetiserende bacteriën

De fotosynthetiserende bacteriën omvatten enerzijds de blauw-groen bacteriën (=cyanobacteriën) die aan oxygene fotosynthese doen en anderzijds de purper- en groen-bacteriën die een anoxygene fotosynthese uitvoeren. Over hun voorkomen en belang als primaire producenten in estuariene gebieden is weinig bekend. Hun voorkomen blijkt nogal beperkt te zijn tot het zandig wad waar zij als de belangrijkste primaire producenten van microbiële matten fungeren (STAL & VAN GEMERDEN, 1984). Dit in tegenstelling tot het voedselrijke slikwad waar de primaire productie voornamelijk door kiezelwieren (=diatomeeën) wordt uitgevoerd. In het algemeen geldt dat het zandwad arm is aan voedingsstoffen, meer bepaald aan organisch materiaal, nitraat en ammoniak. Alleen bepaalde blauw-groen bacteriën kunnen dit milieu koloniseren dankzij een unieke combinatie van eigenschappen. Naast CO₂-assimilatie kunnen deze bacteriën ook stikstof uit de lucht fixeren. Tevens is het fijnzandig sediment, dat overwegend uit kwarts (SiO₂) bestaat, een goed substraat voor deze benthische organismen, terwijl lucht er relatief diep in doordringt. Dichte populaties cyanobacteriën ontstaan maar op beschutte uitgestrekte, zeer vlak verlopende getijdenzones. Mede door de fototactische beweging vervlechten deze draadvormige organismen tot een hechte mat waarin sediment en detritus worden gevangen. Fototrofe organismen zorgen voor een continue in situ productie van organisch materiaal dat door heterotrofe organismen wordt afgebroken. Aanvankelijk is dit een aëroob proces (=aërobe respiratie), maar door het zuurstofverbruik wordt het milieu dieper in de mat al snel anaëroob. Dit resulteert in een anaërobe afbraak door diverse bacteriën. Doordat het zeewater rijk is aan sulfaten zullen na verloop van tijd de sulfaat producerende bacteriën gaan domineren. Deze strict anaërobe organismen doen aan anaërobe respiratie waarbij eenvoudige organische verbindingen worden afgebroken en sulfaat tot sulfide wordt gereduceerd. De aanwezigheid van veel ijzer leidt tot vorming van ijzersulfide (FeS) dat slecht oplosbaar is en een typische zwartkleuring van de diepere sedimentlagen veroorzaakt. De unieke combinatie van licht, anaërobiosis en organische en/of gereduceerde anorganische nutriënten vormt het ideale milieu voor purper- en groenbacteriën. Deze bacteriën benutten het licht dat niet door de bovenliggende cyanobacteriën wordt geabsorbeerd en gebruiken het sulfide als reductans in de anoxygene fotosynthese. BLACKBURN et al. (1975) toonden aan dat in estuariene sedimenten H₂S oxidatie door fotosynthetiserende bacteriën beperkt is tot de bovenste drie millimeter van het sediment. Op deze wijze ontstaat een kenmerkend groen-rood-zwart gelaagd microbiel ecosysteem of 'Farbstreifen-Sandwatt'.

Het aandeel van de fotosynthetiserende bacteriën in de totale primaire productie lijkt onbelangrijk. In Japanse zoetwatermeren zouden deze bacteriën slechts instaan voor 3 - 5 % van de totale primaire productie, hoewel waarden tot 25 % worden gemeld voor H₂S-rijke (= maomictische) meren (TAKAHASHI & ICHIMURA, 1968). Gegevens over estuaria ontbreken, maar gezien zandige wadden in de Westerschelde slechts een kleine fractie uitmaken van de totale intergetijdzone mag worden aangenomen dat het aandeel van de fotosynthetiserende bacteriën onbelangrijk is.

3.1.3. Chemosynthese

Over het belang van chemosynthese versus fotosynthese in estuariene milieus is geen informatie beschikbaar. In het algemeen spelen chemosynthetiserende bacteriën een essentiële rol in de geochemische cycli van estuaria, meer bepaald de stikstof- en zwavelcyclus.

Nitrificerende bacteriën staan in voor het nitrificatieproces. Dit proces omvat enerzijds de omzetting van NH_4^+ - NO_2^- uitgevoerd door het genus Nitrosomas en anderzijds de omzetting NO_2^- - NO_3^- uitgevoerd door het genus Nitrobactus.

Zwavelbacteriën zijn betrokken in de zwavelcyclus e.g. Thiobacillus. Het zijn voornamelijk obligaate aëroben die gereduceerde zwavelverbindingen, e.g. H_2S , oxideren tot sulfaat. Met name deze bacteriën zijn erg belangrijk in de bovenste laag van estuariene sedimenten waar zij instaan voor een chemotrofe primaire productie die dikwijls wordt onderschat.

3.2. Secundaire productie

Dieren zijn chemoheterotrofe organismen, m.a.w. zij gebruiken chemische energie en organische verbindingen als belangrijkste C-bron. Meestal wordt zowel de energie als koolstof uit een enkele organische verbinding betrokken. In termen van de trofische relaties kunnen dieren onderverdeeld in herbivoren i.e. primaire consumenten of secundaire consumenten of tertiaire producenten enz. De interrelatie tussen de verschillende dierlijke componenten is meestal erg complex en maakt deel uit van het zogenaamde 'voedselweb'. Een van de zeldzame algemene regels is dat relatief grotere dieren relatief kleinere dieren opeten.

3.2.1. Het zoöplankton

In vergelijking met het marien zoöplankton wordt het estuarien zoöplankton door een beperkt aantal soorten gekenmerkt die evenwel zeer hoge densiteiten bereiken. Hoewel in gematigde streken de seizoenale cyclus van jaar tot jaar sterk kan variëren, is de explosieve ontwikkeling tijdens de zomermaanden misschien wel het meest opvallende kenmerk. Deze zomerpiek is duidelijk gecorreleerd met de voorjaarsbloei van het fytoplankton en is het gevolg van zowel de ontwikkeling van het holoplankton, i.e. de organismen die steeds in het water verblijven, als het verschijnen van mezoplankton, i.e. tijdelijke planktonsoorten zoals pelagische ontwikkelingsstadia van bentische en sessiele organismen.

Het estuarien zoöplankton bestaat voornamelijk uit herbivoren die zich vooral met het fytoplankton voeden, hoewel planktonische predatoren kunnen voorkomen. Het belang van bacteriën als voedselbron is vrij onduidelijk. Algemeen werd aangenomen dat het filtreerapparaat van verschillende dierlijke planktonsoorten bacteriën niet kan weerhouden. Maar het wordt steeds duidelijker dat bacteriën door hun nauwe associatie met detrituspartikels toch als een belangrijke voedselbron voor estuariene copepoden kunnen fungeren (HEINLE et al., 1977). Gegevens over consumptie en productie van het zoöplankton in de Westerschelde ontbreken totaal. In het algemeen geldt dat de zoöplankton consumptie waarschijnlijk niet meer dan 50 - 60 % van de fytoplanktonproductie bedraagt (RILEY, 1967). De hoogste consumptiecijfers worden in fytoplankton-gedreven estuaria waargenomen. Zo verdwijnt in Narragansett Bay 59 % van de fytoplankton productie door "grazing" van het zoöplankton (KREMER & NIXON, 1978). Daarentegen zou in het Patuxent-estuarium iets minder dan 10 % van de primaire productie als secundaire productie voor de dominante holoplanktonsoorten worden doorgegeven (HEINLE 1969a - in MILLER, 1983). Dit is ondermeer te wijten aan het feit dat de

zoöplanktonontwikkeling de fytoplanktonproductie niet kan bijhouden, maar vooral aan de concurrentie vanwege benthische filtreerders zoals mollusken en anneliden. Dit betekent dat zelfs in fytoplankton gedreven ecosystemen, waar in principe alles draait om herbivoren, minstens 1/3 van de beschikbare koolstof uiteindelijk als detritus ter beschikking komt van de consumenten (KREMER & NIXON, 1978).

Productiecijfers zijn erg schaars. In estuaria van gematigde streken bedragen de productiecijfers van het zoöplankton als volgt : Patuxent-estuarium : $6,9 - 11,6 \text{ gCm}^{-2} \text{ J}^{-1}$ (HEINLE, 1969a - in MILLER, 1983); Jackl's Lagoon (Wash., USA) : $5,0 \text{ gCm}^{-2} \text{ J}^{-1}$ (LANDRY, 1976, 1978); Narragansett Bay (Rhode Island, USA) : $7,1 \text{ gCm}^{-2} \text{ J}^{-1}$ (KREMER & NIXON, 1978). Op basis van deze gegevens kan als de beste schatting voorlopig worden aangenomen dat de secundaire productie in gematigde estuaria $5 - 10 \text{ gCm}^{-2} \text{ J}^{-1}$ bedraagt, waarvan het grootste deel in een periode van enkele maanden wordt gerealiseerd.

3.2.2. Het zoöbenthos

Als gevolg van de hoge productie in estuaria is het zoöbenthos over het algemeen veel belangrijker dan in zee of in zoet water. Zowel het ondiep karakter als de estuariene circulatie maken dat een groter deel van het organisch materiaal ter beschikking van het zoöbenthos komt. Alle vormen van organisch materiaal dienen als voedselbron, i.e. plankton- en benthos-organismen, detritus, bacteriën en opgeloste organische materie.

Het zoöbenthos wordt dikwijls om methodologische redenen in drie grootteklassen onderverdeeld i.e. micro-, meio- en macrobenthos. Het microbenthos is kleiner dan 36 micrometer, het macrobenthos groter dan 1 mm en het meiobenthos omvat alle organismen tussen 36 micrometer en 1 mm. Het microzoöbenthos omvat vooral ciliaten (Protozoa). Dit zijn eencellige dieren die zowel in de aërobe als anaërobe lagen van sedimenten voorkomen. Zij voeden zich voornamelijk met bacteriën, maar ook flagellaten en eencellige wieren behoren tot het menu. Sommige onder hen zijn carnivoor. Het meiobenthos omvat groepen zoals nematoden, turbellariën, gastrotrichen, oligohacten en harpacticiden. Deze organismen bezitten voornamelijk een aëroob metabolisme, hoewel enkele soorten anaëroob zijn. Zij voeden zich vooral met bacteriën, protozoën i.e. flagellaten en ciliaten, alsook benthische wieren. Het macrobenthos is samengesteld uit mollusken, polychaeten en crustaceën. Alle soorten zijn aëroob.

Op basis van de voedingsstrategie wordt het benthos onderverdeeld in "suspension feeders", "deposit feeders", "scavengers", grazers en predatoren, hoewel het onderscheid tussen de verschillende typen niet altijd even duidelijk is. Verschillende estuariene soorten gebruiken een combinatie van technieken. Zo gedraagt de polychaet *Nereis diversicolor* zich als "deposit feeder", "suspension feeder", "scavenger" en predator (GOERKE, 1971). GERLACH et al. (1976) toonden aan dat de heremietkreeft (*Pagurus bernhardus*), een gekende predator en "deposit feeder", zich ook als een "suspension feeder" kan gedragen. In brakke zones van het delta-gebied zijn 35 % van de soorten omnivoor, dit in tegenstelling tot slechts 6 - 16 % in mariene en zoetwatermilieus (WOLFF, 1973).

"Suspension feeders" filteren gesuspendeerde organische partikels uit de waterkolom; zij voeden zich met fytoplankton, zoöplankton, bacteriën en detritus. In hoeverre dit filtreerproces selectief gebeurt blijft in vele gevallen nog onduidelijk. In termen van biomassa zou de consumptie van zoöplankton door het macrobenthos meestal lager liggen dan de consumptie van phytoplankton. Sommige soorten zoals de oester (*Ostrea edulis*) kunnen echter aanzienlijke hoeveelheden zoöplankton opeten (ORTON, 1925). Het belang van detritus voor "suspension feeders" is eveneens onduidelijk (zie later); vermoedelijk ligt de voedingswaarde meer aan de geassocieerde micro-organismen en niet zozeer aan de dode organische materie zelf.

Voorbeelden van macrobentische "suspension feeders" in de Westerschelde zijn : de amphipode Hausterius aremarius die zijn voedsel betreft uit het interstitieel water (DENNEL, 1933); de molluscen Mytilus edulis en Cerastoderma edule en de polychaeten Polydora ligni, Mya arenaria en Lanice conchilega. Meiobenthische "suspension feeders" zijn veeleer zeldzaam; voor de Westerschelde zijn alleen de harpacticiden Longipedia minor en Canuella perplexa vermeldenswaardig.

"Deposit feeders" worden onderverdeeld in selectieve en non-selectieve soorten. Non-selectieve "deposit feeders" maken geen onderscheid tussen de verschillende sedimentpartikels. Tijdens de doortocht doorheen het spijsverteringskanaal wordt alleen het bruikbare deel verteerd. Hun voedsel omvat benthische microalgen, meio- en microfauna, bacteriën en mogelijk detritus. Een welbekend voorbeeld uit de Westerschelde is de polychaet Arenicola marina. Tot deze groep behoren ook verschillende meiobenthische oligochaeten (PFANNKUCHE, 1977).

Selectieve "deposit feeders" selecteren op verschillende manieren de voedselpartikels uit het sediment. Sommige soorten schrapen de zandkorrels één voor één af, bvb. amphipoden van het genus Bathyporeia, anderen zuigen de voedselpartikels van het sedimentoppervlak d.m.v. een waterstroom e.g. ht nonnetje (Macoma balthica). Verschillende nematoden, oligochaeten en tubellariën eten diatomeeën en bacteriën één voor één op (BILIO, 1966, 1967; PFANNKUCHE, 1977). Bij de harpacticiden worden de zogenaamde "surface feeders" op basis van de monddelen verder onderverdeeld in "point-feeders", "line-feeders", "plane-sweepers", "sand-filers" en "solid-feeders" (MARCOTTE, 1977). Benthische microalgen zijn zonder twijfel een belangrijke voedselbron. Zo stelden BEUKEMA et al. (1977) vast dat de densiteit van benthische diatomeeën een belangrijke limiterende factor is voor de groei van het nonnetje (Macoma balthica). Daarentegen is de nutritionele waarde van detritus en bacteriën minder duidelijk (NEWELL, 1965; ODUM & HEALD, 1975; TUNNICLIFFE & RISK, 1977).

Verschillende benthische soorten gelden als predatoren of aaseters. De grens tussen beide groepen is dikwijls onduidelijk. Welbekende voorbeelden in de Westerschelde zijn de strandkrab (Carcinus maenas) en de garnaal (Crangon crangon). Deze predatoren hebben een brede keuze aan prooien en hebben een belangrijke invloed op de structuur en biomassa van estuariene gemeenschappen, vooral dan in de intergetijdezone (REISE, 1977a, b).

Grazers zijn soms moeilijk te onderscheiden van selectieve "deposit- feeders". Zij voeden zich voornamelijk met microalgen, maar sommige soorten eten ook macrowieren en zeegrassen. Zoals reeds werd aangegeven wordt slechts een kleine fractie van deze hogere planten door grazers afgegeten. De biomassa van het estuarien benthos varieert sterk. In normale omstandigheden domineert het macrobenthos op het micro- en meiobenthos. Elk van deze benthische groepen kan dan ook, afhankelijk van de omstandigheden, een dominerende rol spelen in het benthisch metabolisme. In uitgesproken getijdeomstandigheden overwegen meestal macrobenthische soorten, vooral dan "suspension-feeders".

Hoewel de biomassa van het macrobenthos tussen localiteiten soms sterk kan variëren, blijft de gemiddelde biomassa vrij constant van jaar tot jaar (BEUKEMA et al., 1978). Gemiddeld schommelt de biomassa van verschillende estuaria tussen 10 - 25 gADW m⁻², voornamelijk door de aanwezigheid van dense populaties "suspension-feeders" e.g. oester- en mosselbanken. In Groot-Brittannië worden maximale biomassa's genoteerd van 200 g droogvleesgewicht m⁻² voor een oesterbank (Ostrea edulis en Mercenaria mercenaria; WALNE, 1972) en van 400 - 1420 g droogvleesgewicht m⁻² voor mosselbanken (Mytilus edulis DARE, 1976).

Zelfs met een efficiëntie (natte productie/hoeveelheid opgenomen voedsel) van $\pm 10\%$ (TENORE et al., 1973; TENORE & GOPALAN, 1971) consumeren deze filtreerders een groot aandeel van de primaire productie.

Discrepancies tussen primaire productie en secundaire productie geven drie mogelijkheden aan:

1. onderschatting van de primaire productie;
2. hogere efficiënties in de voedselketen;
3. detritus is een belangrijke voedselbron.

De biomassa van het micro- meiobenthos bedraagt hoogstens enkele grammen m^{-2} . In de zuidelijke bocht van de Noordzee en de Nederlandse estuariene gebieden schommelen de biomassa's tussen $\pm 0,2$ en ± 2 g dwt m^{-2} , waarvan de hoogste waarden zich in estuariene gebieden situeren (WILLEMS & SANDEE, 1978; HEIP et al., 1979; HEIP et al., 1982).

In de gematigde streken vertonen de meeste soorten uitgesproken seizoenale fluctuaties in hun biomassa. De biomassa is maximaal in het voorjaar en de zomer en minimaal in de winter (BEUKEMA, 1974; HUYS et al., 1985). Deze seizoenale evolutie geldt trouwens ook voor de gehele fauna (BEUKEMA, 1976; WOLFF & DE WOLF, 1977; WILLEMS & SANDEE, 1978).

Parallel aan de biomassa is de secundaire productie in estuaria meestal erg hoog in vergelijking met andere aquatische milieus. Voor het macrobenthos variëren de gemiddelde productiewaarden in verschillende estuaria 15 en 50 g ADW $m^{-2} J^{-1}$; daarentegen bereiken individuele soorten lokaal productiewaarden van 200 - 300 g ADW $m^{-2} J^{-1}$ (WOLFF, 1983). De hoogste productiewaarden kunnen grotendeels op naam van de filtreerders worden geschreven. Zij voeden zich massaal met het fytoplankton en mogelijk ook detritus dat door de getijstromen wordt aangevoerd. Hun filtreercapaciteit is enorm; zo werd in de Oosterschelde berekend dat al het water eens per vier dagen door de mosselpopulaties passeert (HEIP, 1988).

Bij wijze van voorbeeld kan de Baltische Zee nabij Asko worden geciteerd (KAUTSKY & WALLENTINUS, 1981). Hier wordt ongeveer 38 % ($56/150$ gC $m^{-2} J^{-1}$) van de fytoplanktonproductie door mosselen (*Mytilus edulis*) uit het pelagiaal weggefilterd. Hiervan wordt ongeveer 36 % (20 gC $m^{-2} J^{-1}$) als faeces aan de bodem toegevoegd en 64 % (36 gC $m^{-2} J^{-1}$) in secundaire productie omgezet. Een belangrijk deel van de secundaire productie wordt aan reproductie gespendeerd. Met uitzondering van de mossellarven die een belangrijke voedselbron zijn voor vislarven en carnivore zoöplanktonsoorten, komt slechts een kleine fractie van de secundaire productie terecht bij predatoren. Naast hun functie als detritusproducenten vervullen mosselen een belangrijke rol in de recycling van nutriënten voor algen. Dit is van essentieel belang om zo in de zomer een continue groei van benthische wieren te verzekeren, juist op een moment dat de nutriënten in de waterkolom zijn uitgeput door de fytoplanktonbloei. De sedimenteters vertonen in het algemeen lagere productiecijfers. Deze benthische organismen zijn relatief belangrijk op slikken waar ze zich voeden met dense populaties van benthische microalgen en mogelijk ook met detritus. Op de slikken van het Lynher estuarium bedraagt de productie van de sedimenteters $20,7$ gC $m^{-2} J^{-1}$ tegen slechts $5,7$ gC $m^{-2} J^{-1}$ (WARWICK et al., 1979). Dit overwicht weerspiegelt een hoge fyto-benthos-productie (143 gC $m^{-2} J^{-1}$) die vrijwel volledig wordt opgegeten in tegenstelling tot de particuliere organische koolstof (111 gC $m^{-2} J^{-1}$) waarvan slechts 10 % beschikbaar zou zijn als voedsel. De filtreerders consumeren slechts 24 % ($19,3$ gC $m^{-2} J^{-1}$) van de totale planktonproductie (82 gC $m^{-2} J^{-1}$) waarvan 76 % wordt geëxporteerd of sedimenteert. De filtreerders voeden zich minstens evenveel met gesuspendeerde bacteriën ($20,7$ gC $m^{-2} J^{-1}$).

Informatie over de productie van het meio- of microbenthos is bijzonder schaars. Hoewel meiobenthosorganismen als sedimentschrapers niet te vergelijken zijn met de macrobenthische filtreerders kan het meiobenthos toch productieniveaus halen die in dezelfde grootteorde liggen als de productie van de macrobenthische sedimenteters. Dit productieniveau wordt ondanks de lage biomassa door een groot aantal generaties per jaar verklaard; P/B-verhoudingen van 9 of meer zijn waarschijnlijk erg normaal voor het meiobenthos. Zo bedraagt de secundaire productie van het meiobenthos op de slikken van het Lynher estuarium $13,5$ gC $m^{-2} j^{-1}$ wat neerkomt op 65 % van de totale benthische productie. In de Noordzee melden HEIP et al. (1984) een productie van $1,5 - 2,0$ gC $m^{-2} j^{-1}$ voor het meiobenthos en $0,1 - 1,7$ gC $m^{-2} j^{-1}$ voor het macrobenthos. In

de sterk verontreinigde zones bedraagt de macrobenthische productie slechts 5 - 10 % van de meiobenthische productie.

Op basis van een $P/B = 9$ (HEIP et al., 1982) leveren de biomassagegevens van WILLEMS & SANDEE (1978) een productie op van $1,7 - 4,0 \text{ gCm}^{-2}\text{j}^{-1}$ voor de Grevelingen.

In de Westerschelde is de situatie totaal anders. Uit de weinige gegevens blijkt dat, in tegenstelling tot de Oosterschelde en vele andere estuaria, de sedimenteers het macrobenthos domineren (VERMEULEN & GOVAERE, 1983; MEIRE & DEVELTER, 1988; VAN HOOREN, 1989). De kokkel (*Cerastoderma edule*) is de enige filtreerder van belang. In termen van biomassa domineren de kokkel, het nonnetje (*Macoma balthica*) en twee borstelwormen (*Heteromastus filiformis* en *Nereis diversicolor*). Volgens VAN HOOREN (1989) is het onduidelijk of dit afwijkend beeld te wijten is aan pollutie, hydrodynamische factoren, hoge turbiditeit of hoge voedselconcentraties. Productiecijfers zijn niet bekend maar uit het beperkt belang van de filtreerders kan alvast worden afgeleid dat de productie alvast veel lager moet liggen dan in de Oosterschelde waar 80 % tot 90 % van de bodemdiergemeenschap uit filtreerders bestaat.

Daarbij komt dat ook de ander bodemdierpopulaties schrikbarend achteruit gaan. Dit geldt zowel voor het macrobenthos (DEVELTER et al., 1987; MEIRE & DEVELTER, 1988; MEIRE & KUYKEN, 1988) als voor het meiobenthos (HEIP et al., 1979; VAN DAMME et al., 1984). Volgens MEIRE & KUYKEN (1988) bevestigen recente gegevens (1988) dat de biomassa op de slikken slechts een paar tienden gram asvrij drooggewicht bedraagt, tegenover gemiddeld 7 gram in het begin van de jaren '80.

Ook voor het meiobenthos wordt een zeer gelijkaardige situatie vastgesteld. De twee belangrijkste taxa, i.e. nematoden en harpacticiden vertonen een verlaagde densiteit en biomassa; soms ontbreken de harpacticiden totaal en bedraagt de biomassa van de nematoden slechts $0,024 \text{ g DWT m}^{-2}$ (HEIP et al., 1979; VAN DAMME et al., 1984).

Globaal wordt de benthische biomassa door HUMMEL et al. (1988) op slechts $2 - 3 \text{ g C m}^{-2}$ geschat. Dit is meer dan twee orden van grootte lager dan in de Oosterschelde. Aangenomen mag worden dat dit zich ook in de productiecijfers weerspiegelt.

Algemeen wordt aanvaard dat anaërobie en de aanwezigheid van organische en anorganische micropolluentia de oorzaak zijn.

3.2.3. Vissen, vogels en zoogdieren

Estuaria spelen een belangrijke rol in de levenscyclus van vissen. Het beschutte karakter, een gereduceerd aantal predatoren en voornamelijk de overvloed aan voedsel zijn belangrijke redene waarom estuaria als kinderkamergebieden fungeren. Slechts een beperkt aantal soorten gebruikt het estuarium als broedgebied. Zowel de door detritus als door fytoplankton gedreven ecosystemen zijn van belang. DE SYLVA (1975) onderscheidt ruwweg 15 verschillende voedselketens met betrekking tot vissen; zes ervan zijn gebaseerd op het fytoplankton en negen op detritus. Een scherpe afbakening van de trofische positie is evenwel niet altijd mogelijk omdat vissen over het algemeen weinig voedingsspecialisatie kennen en gemakkelijk van voedingsstrategie veranderen (AUSTIN & AUSTIN, 1971). De meeste vissen voeden zich met benthische of pelagische organismen. Uitzonderingen zijn omnivore vissen op de lagere trofische niveaus, zoals de grondel, die zelfs detritus eten en de predatoren onder de vissen. Over de consumptiedruk in estuariene milieus is relatief weinig geweten. KUIPERS (1977) schat dat op een slik in de Waddenzee jonge pladijs (*Pleuronectes platessa*) ongeveer $1,7 - 5,0 \text{ g ADW m}^{-2}\text{j}^{-1}$ van de benthische fauna opeet. In hetzelfde gebied zouden grondels $1,4 \text{ g m}^{-2}\text{j}^{-1}$ opeten (VAN BEEK, 1876). Hoewel vissen lokaal een grote predatiedruk op het benthos of het plankton

vertegenwoordigen, spelen deze organismen een relatief kleine rol in de totale 'chemie' van het estuarium, met uitzondering misschien van hun exportcapaciteit.

Estuaria fungeren als een verblijfplaats van zowel broedvogels, doortrekkers als wintergasten. Hun voorkomen wordt bepaald door tal van factoren, maar voedsel is ook hier weer een bijzonder belangrijke faktor. Het macrobenthos is de belangrijkste voedselbron; in het ondiepe sublitoraal geldt dat voor vogels zoals eidereenden en duikeenden en in de intergetijdenzone geldt dit voornamelijk voor steltlopers (STUART et al., 1990). Vissen zijn de belangrijkste voedselbron voor fuutachtigen, aalscholvers, middelste zaagbekkene en sterns. Daarentegen zijn ganzen en grondeleenden afhankelijk van de begroeiing op de schorren. Predatiedruk zou in dezelfde grootte-orde als voor de vissen liggen (WOLFF, 1980). De consumptie van benthische invertebraten door vogels bedraagt in verschillende gebieden ongeveer 3 tot 37 % van de benthische productie (NILLSON, 1969; HIBBERT, 1976; SWENNEN, 1976; WOLFF et al., 1976). Ook voor vogels betekenen deze cijfers dat lokaal een hoge predatiedruk kan voorkomen, maar voor het gehele estuarium is deze consumptie relatief onbelangrijk.

Hetzelfde geldt voor de consumptie door zoogdieren, bvb. bruinvissen (Phocoena phocoena) en zeehonden (Phoca vitulina). Gebaseerd op gegevens van SWENNEN (1976) zouden zeehonden ongeveer $0,5 \text{ g vis-ADW m}^{-2}\text{j}^{-1}$ opeten. In de Westerschelde is dit aspect op dit ogenblik totaal te verwaarlozen, gezien deze dieren sinds de jaren zestig bijna volledig zijn verdwenen (STUART et al., 1990).

4. Bibliografie

- ACKEFORS, H., 1969, Ecological zooplankton investigations in the Baltic proper 1963-1965, Rep. Inst. mar. Res. Lysekil (Ser. Biol.), Vol. 18, pp.1-139
- ADMIRAAL, W., 1977a, Influence of light and temperature on the growth rate of estuarine benthic diatoms in culture, Mar. Biol., Vol. 39, pp. 1-9.
- ADMIRAAL, W., 1977b, Salinity tolerance of benthic estuarine diatoms as tested with a rapid polarographic measurement of photosynthesis, Mar. Biol., Vol. 39, pp. 11-18.
- ALEXANDER, W.B., B.A. SOUTHGATE & R. BASSINDALE, 1932, The salinity of the water retained in the muddy foreshore of an estuary, J.mar.biol. Ass.U.K., Vol. 18, pp. 297-298.
- ALEXANDER, W.B., B.A. SOUTHGATE & R. BASSINDALE, 1935, Survey of the River Tees II, The Estuary : chemical and biological, D.S.I.R. Water Pollution Res., Tech. Rep. Nr 5, pp. 1-171.
- ANDERSON, G.C. & R.P. ZEUTSCHEL, 1970, Release of dissolved organic matter by marine phytoplankton in coastal and offshore areas of the Northeast Pacific Ocean, Limnol. Oceanogr., Vol. 15, pp. 402-407.
- ALMAZOV, A.M., 1962, Hydrochemistry of Estuaries (Russ.), Ukrainian Academy of Science, U.S.S.R., Kiev.
- ALMAZOV, A.M. & A.I. DENISOVA, 1955, Hydrochemistry of the Dniester liman. (Russ.), Ukrainian Academy of Science, U.S.S.R., Kiev.
- ALMAZOV, A.M., J. MAISTRENKO, & F. DJATLOVITSKA, 1959, Hydrochemistry of the Dnieper-Bug liman. (Ukrain.) Ukrainian Academy of Science U.S.S.R., Kiev.
- ARNOLD, D.C., 1957, The response of the limpet, *Patella vulgata*, to waters of different salinities, J.mar.biol.ass.UK, Vol. 36, pp. 121-128.
- AUSTIN, H.M., & S. AUSTIN, 1971, The feeding habits of some juvenile marine fishes from the mangroves in western Puerto Rico, Carib.J.Sci., Vol. 11, Nr.3-4, pp. 171-178.
- BACESCU, M., 1965, An instance of the effects of hydrotechnical works on the littoral sea life, Studii hidraul., Vol. 9, pp. 137-150.
- BAKKER, C., & N. DE PAUW, 1974, Comparison of brackish water plankton assemblages of identical salinity ranges in an estuarine tidal (Western Scheldt) and stagnant (Lake Veere) environment (S.W. Netherlands). I. Phytoplankton, Hydrobiol. bull., Vol. 8, pp. 179-189.
- BAKKER, C., W. PHAFF, M. VAN EWIJK-ROSIER & N. DE PAUW, 1977, Copepod biomass in an estuarine and a stagnant brackish environment of the S.W. Netherlands. Hydrobiologia, Vol; 52, pp. 3-13.
- BARNES, H., 1953, The effect of lowered salinity on some barnacle nauplii, J.anim.Ecol., Vol. 22, pp. 328-330.
- BARSDATE, R.J., M. NEBERT & C.P. McROY, 1974, Lagoon contributions to sediments and water of the Bering Sea, In : D.W. HOOD & E.J. KELLEY (Eds.), Oceanography of the Bering Sea, pp. 553-576.
- BASSINDALE, R., 1943, A comparison of the varying salinity conditions of the Tees and Severn estuaries, J. Animal Ecol., 12 : 1-10.
- BEUKEMA, J.J., 1974, Seasonal changes in the biomass of the macrobenthos of a tidal flat in the Dutch Wadden Sea, Neth.J.Sea Res., Vol. 8, pp. 94-107.
- BEUKEMA, J.J., 1976, Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea, Neth. J. Sea Res., Vol. 10, pp. 236-261.
- BEUKEMA, J.J., G.C. CADEE & J.J.M. JANSEN, 1977, Variability of growth rate of *Macoma balthica* (L.) in the Wadden Sea in relation to availability of food, In : B.F. KEEGAN, O'CEIDIGH & BOADEN (Eds.), Biology of benthic organisms, Pergamon Press, New York, N.Y., pp. 69-77.
- BEUKEMA, J.J., W. BRUIN & J.J.M. JANSEN, 1978, Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea; long-term changes during a period with mild winters, Neth. J. Sea Res., Vol. 12, pp. 58-77.
- BILIO, M., 1966, Die aquatische Bodenfauna von Salzwiesen der Nord- und Ostsee, II. ökologische Faunenanalyse : Hydrozoa, Nematoda, Rotatoria, Gastrotricha, Nemertini, Polychaeta, Oligochaeta, Halacaridae, Ostracoda, Copepoda, Int.revues ges. Hydrobiol., Vol. 51, Nr 1, pp. 147-195.
- BILIO, M., 1967, Nahrungsbeziehungen der Tubellarien in Küsten-Salzwiesen, Helgol.wiss.Meeresunters., Vol. 15, pp. 602-621.
- BILLEN, G., E. DE BECKER, C. LANCELOT, S. MATHOT, P. SERVAIS & E. STAINIER, 1985, Etude des processus de transfert, d'immobilisation et de transformations de l'azote dans son cheminement depuis les sols agricoles jusqu'à la mer. 2e Phase : 1er Rapport d'Avancement, Bruxelles, Université Libre, Groupe de Microbiologie des Milieux Aquatiques. Etude subsidiaire par la Communauté Economique Européenne, Contrat Env. 862-B (RS).
- BIRSHTEIN, J.A. & G.M. BELIAEV, 1946, The action of the water of Balkash Lake on the Volga-Caspian invertebrates (Russ.;Engl.summary), Zool.Zh., Vol. 25, pp. 225-236.

- BLACKBURN, T.H., P. KLEIBER & T. FENCHEL, 1975, Photosynthetic sulphide oxidation in marine sediments, *Oikos*, Vol. 26, pp. 103-108.
- BOGUCKI, M., 1953, The reproduction and development of *Nereis diversicolor*, (O.F. MULLER) in the Baltic, *Polskie Archwm Hydrobiol.*, Vol. 1, pp. 251-270.
- BOGUCKI, M., 1954, Adaptation of *Nereis diversicolor* to diluted Baltic water and to fresh water. *Polskie Archwm Hydrobiol.*, Vol 2, pp. 237-251.
- BOVE, J.M., C. BOVE, F. WHATLEY, & D. ARNON, 1963, Chloride requirements for oxygen evolution in photosynthesis. *Z. Naturf.*, Vol 18b, pp. 683-688.
- BRATTSTROM, H., 1941, Studien über die Echinodermen des Gebietes zwischen Skagerrak und Ostsee, besonders des Öresundes, mit einer Übersicht über die physische Geographie, Undersökningar över Öresund, Gleerup, Lund.
- BROEKHUYSEN, G.J., 1936, On the development, growth and distribution of *Carcinides maenas* (L.), *Arch. néerl.Zool.*, Vol. 6, pp. 1-100.
- BROEKHUYSEN, G.J., 1941, A preliminary investigation of the importance of desiccation, temperature, and salinity as factors controlling the vertical distribution of certain intertidal marine gastropods in False Bay, South Africa, *Trans.R.Soc. S.Afr.*, Vol. 28, pp. 255-292.
- BULNHEIM, H.P., 1969, Zur Analyse geschlechtsbestimmender Faktoren bei *Gammarus duebeni* (Crustacea, Amphipoda), *Zool. Anz. (Suppl. Bd)*, Vol 32, pp. 244-260.
- BUNT, J.S., 1975, Primary productivity of marine ecosystems, In : H. LIETH & R.H. WHITTAKER (Eds.), Primary productivity of the biosphere, Springer Verlag, New York, pp. 169-183.
- CADEE, G.C. & J. HEGEMAN, 1974a, Primary production of phytoplankton in the Dutch Wadden Sea, *Neth. J. Sea Res.*, Vol. 8, pp. 240-259.
- CADEE, G.C. & J. HEGEMAN, 1974b, Primary production of the benthic microflora living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea, *Neth.J.Sea Res.*, Vol. 8, pp. 260-291.
- CARGO, D.G. & L.P. SCHULZ, 1967, Further observations on the biology of the sea nettle and jellyfishes in Chesapeake Bay, *Chesapeake Sci.*, Vol. 8, pp. 209-220.
- CARRIKER, M.R., 1967, Ecology of Estuarine Benthic Invertebrates : A Perspective, In : LAUFF, G.H. (Ed.), Estuaries, AAAS, Washington DC, pp. 442-487.
- COKER, R.E., A.F. SHIRA, H.W. CLARK, & A.D. HOWARD, 1919, Natural history and propagation of fresh-water mussels, *Bull.Bur.Fish.Wash.*, Vol. 37, pp. 79.
- COLIJN, F. & G. VAN BUURT, 1975, Influence of light and temperature on the photosynthetic rate of marine benthic diatoms, *Mar. Biol.*, Vol. 31, pp. 209-214.
- COLIJN, F., 1978, Primary production measurements in the Ems-Dollard estuary during 1975 and 1976, *Publ. Versl. Biol. Onderz. Eems-Dollard Estuarium*, 1978-1, pp. 21.
- CONOVER, J.A.M., 1975, Nitrogen utilisation during spring blooms of marine phytoplankton in Bedford Basin, Nova Scotia, Canada, *Mar. Biol.*, Vol. 32, pp. 247-261.
- CONOVER, R.J., 1978, Transformation of organic matter, in : O.KINNE (Ed.), Marine Ecology, A comprehensive, Integrated Treatise on Life in Oceans and Coastal Waters, Volume IV, Dynamics, J. Wiley & sons, Chichester, pp. 222-499.
- COTRONEI, G., 1924, Dippie formazioni, scissiparità e rigenerazioni nelle attinie. *Pubbl.Staz.Zool. Napoli*, Vol. 5, pp. 199-273.
- COURTNEY, W.A.M., & J.E. WEBB, 1964, The effects of the cold winter of 1962/63 on the Helgoland population of *Branchiostoma lanceolatus* (PALLAS), *Helgoländer wiss.Meeresunters.*, Vol. 10, pp. 301-312.
- CRISP, D.J., 1964, The effects of the winter of 1962/63 on the British marine fauna, *Helgoländer wiss. Meeresunters.*, Vol. 10, pp. 313-327.
- CRISP, D.J., 1965, Surface chemistry, a factor in the settlement of marine invertebrate larvae, *Botanica Gothoburg.*, Vol. 31, pp. 51-65.
- CRONKLING, R.E. & A. KROGH, 1938, A note on the osmotic behaviour of *Eriocheir mytilus* in concentrated and in diluted sea water, *Z. vergl. Physiol.*, Vol. 26, pp. 239-241.
- DARE, P.J., 1976, Settlement, growth and production of the mussel *Mytilus edulis* L., in Morecambe Bay, England, *Fish.Invest.*, Vol. 2, Nr. 1, p. 28.
- DAY, J.H., 1951, The ecology of South African estuaries. Part I. A Overview of estuarine conditions in general. *Trans. Roy. Soc. S.Africa*, Vol. 33, pp. 53-91.
- DAVIS, H.C., 1960, Effects of turbidity-producing materials in sea water on eggs and larvae of the clam (*Venus (Mercenaria) mercenaria*), *Biol.Bull.mar.biol. Lab.*, Woods Hole, Vol. 118, pp. 48-54.
- DE BREE, B.H.H., P.H. NIENHUIS & J.M. VERSCHUURE, 1973, Onderzoek naar de verspreiding en de biomassa van het macrophytobenthos in de Grevelingen, Delta Inst. Hydrobiologisch Onderz. Yerseke, Rapp. Versl., 1973-11.
- DENNEL, R., 1933, The habits and feeding mechanisms of the amphipod *Haustorius arenarius*, *J. Linn.Soc. Lond., Zool.*, Vol. 38, pp. 363-368.

- DEN HARTOG, C., 1972, Substratum, Plants, Multicellular plants, In : O.KINNE (Ed.), Marine Ecology, Vol. I, part 3, J.Wiley & sons, London, pp. 1277-1289.
- DE PAUW, N., 1971, Milieu en plankton in de Westerschelde, Meded. Hydrobiol. Ver., Vol. 5, pp. 3-16.
- DE PAUW, C., 1975, Bijdrage tot de kennis van milieu en plankton in het Westerschelde-estuarium, Doctoraatsthesis, R.U.Gent, 3 vol.
- DE SYLVA, D.P., 1975, Nectonic food webs in estuaries, In : L.E. CRONIN (Ed.), Estuarine research, I. Chemistry, biology and the estuarine system, Academic Press, New York, N.Y., pp. 420-447.
- DEVELTER, D., E. KUYKEN & P. MEIRE, 1987, De inplanting van een containerkaai op de slikken van het natuurgebied 'Galgenschoor' te Antwerpen, Rapport Instituut voor Natuurbehoud, Hasselt.
- DUNCAN, A., 1966, The oxygen consumption of Potamopyrgus jenkinsi (SMITH) (Prosobranchia) in different temperatures and salinities. Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol., Vol. 16, pp. 1739-1751.
- DYBERN, B.I., 1967, The distribution and salinity tolerance of Ciona intestinalis (L.) f. *typica* with special reference to the waters around southern Scandinavia, Ophelia, Vol. 4, pp. 207-226.
- ELLIS, W.G., 1937, The water and electrolyte exchange of Nereis diversicolor (MUELLER), J. exp. Biol., Vol. 14, pp. 340-350.
- EMERY, K.O. & L.E. STEVENSON, 1957a, Estuaries and lagoons I Physical and chemical characteristics, In: J.W. HEDGPETH (Ed.), Treatise on marine ecology and palaeo-ecology, Mem. Geol. Soc. America, Vol. 67, pp. 673-693.
- EMERY, K.O. & R.E. STEVENSON, 1957b, Estuaries and lagoons. III. Sedimentation in estuaries, tidal flats and marshes, Geol. Soc. Am. Mem., Vol. 67, Nr. 1, pp. 729-749.
- EPPLEY, R.M. & B.S. CYRUS, 1960, Cation regulation and survival of the red alga Porphyra perforata in diluted and concentrated sea water, Biol. Bull. mar. biol. Lab., Woods Hole, Vol. 118, pp. 55-65.
- FIELD, J.E., 1973, Flow patterns of energy and matter, In : O.KINNE (Ed.), Marine Ecology, Vol. V., Part 2, J. Wiley & sons, Chichester, pp. 758-794.
- FISCHER-PIETTE, E., 1931, Sur la pénétration des diverses espèces marines sessiles dans les estuaires et sa limitation par l'eau douce, Annls Inst. océanogr. Monaco, Vol. 10, pp. 213-243.
- FOSTER, B.A., 1969, Responses and acclimation to salinity in the adults of some balanomorph barnacles, Phil. Trans. R. Soc. (B.), Vol. 256, pp. 377-400.
- FOX, D.L., 1941, Changes in the tissue chloride of the Californian mussel in response to heterosmotic environments, Biol. Bull. mar. biol. Lab., Woods Hole, Vol. 80, pp. 111-129.
- FREEMAN, R.F. & F.H. RIGLER, 1957, The responses of Scrobicularia plana (DA COSTA) to osmotic pressure changes, J. mar. biol. Ass. UK, Vol. 36, pp. 553-567.
- GERLACH, S.A., D.K. EKSTROM & P.B. ECKARDT, 1976, Filter feeding in the Hermit Crab, Pagurus bernhardus, Oecologia, Vol. 24, pp. 257-264.
- GIERE, O., 1968, Die Fluktuationen des marinen Zooplanktons im Elbe-Aestuar, Arch. Hydrobiol., Vol. 31 (Suppl.), pp. 379-546.
- GILLBRICHT, M., 1961, Über den Zusammenhang zwischen verschiedenen Messungen im Meer, Helgoländer wiss. Meeresunters., Vol. 7, pp. 238-251.
- GLYNN, P.W., L.R. ALMODOVAR & J.E. GONZALES, 1964, Effects of hurricane Edith on marine life in La Parguera, Puerto Rico, Caribb. J. Sci., Vol. 42, pp. 335-345.
- GOERKE, H., Die Ernährungsweise der Nereis-Arten (Polychaeta - Nereidae) der deutschen Küsten, Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven, Vol. 13, pp. 1-50.
- GRAY, J.S., 1965, Selection of sands by Protodrilus symbioticus GIARD, Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerh., (Sonderb.), Vol. 2, pp. 105-116.
- GROENENDIJK, A.M., 1984, Primary production of four dominant salt-marsh angiosperms in the SW Netherlands, Vegetatio, Vol. 57, pp. 143-152.
- GROENENDIJK, A.M., M.A. VINK-LIEVAART, 1987, Biomass and production on a Dutch salt marsh : emphasis on the below-ground components, Vegetatio, Vol. 70, pp. 21-27.
- GUILCHER, A., 1967, Origin of sediments in estuaries, In : G.H. LAUFF (ed.), Estuaries, AAAS, Vol. 83, pp. 149-157.
- GUILLARD, R.R.L. & P.J. WANGERSKY, 1958, The production of extracellular carbohydrates by some marine flagellates, Limnol. Oceanogr., Vol. 3, pp. 449-454.
- GUILLARD, R.R.L. & J.A. HELLEBUST, 1971, Growth and production of extracellular substances by two strains of Phaeocystis poucheti, J. Phycol., Vol. 17, pp. 330-338.
- HAERTEL, L. & C. OSTERBERG, 1967, Ecology of zooplankton, benthos and fishes in the Columbia River estuary, Ecology, Vol. 48, pp. 459-472.
- HAINES, E.B., 1977, The origins of detritus in Georgia salt marsh estuaries, Oikos, Vol. 29, pp. 254-270.

- HAINES, E.B., 1979, Interactions between Georgia salt marshes and coastal waters; a changing paradigm. In : R.J. LIVINGSTON (Ed.), Ecological Processes in Coastal and Marine Systems, Plenum Press, New York, pp. 35-46.
- HALL, C.A.S. & R. MOLL, 1975, Methods of assessing aquatic primary productivity, In : H. LIETH & R.M. WHITTAKER, Primary production of the biosphere, Springer Verlag, New York, pp. 19-53.
- HAMMER, L., 1968, Salzgehalt und Photosynthese bei marinen Pflanzen, Mar. Biol., Vol. 1, pp. 185-190.
- HANKS, J.E., 1952, The effect of changes in water temperature and salinity on the feeding habits of the boring snails Polinices heros and Polinices duplicata, Rep. Invest. Shellfish. Mass., Vol. 5, pp. 33-37.
- HARDER, W., 1968, Reactions of plankton organisms to water stratification, Limnol. Oceanogr., Vol. 13, pp. 156-168.
- HARRISON, A.D. & T.D.W. FARINA, 1965, A naturally turbid water with deleterious effects on the egg capsules of planorbid snails, Ann. trop. Med. Parasit., Vol. 59, pp. 327-330.
- HARVEY, H.W., 1941, On changes taking place in sea water during storage, J. mar. biol. Ass. U.K., Vol. 25, pp. 225-233.
- HAYES, F.R., 1927, The negative geotropism of the periwinkle; a study in littoral ecology, Proc. Trans. Nova Scotian Inst. Sci., Vol. 16, pp. 155-173.
- HEINLE, D.R. & D.A. FLEMER, 1975, Carbon requirements of a population of the estuarine copepod Eurytemora affinis, Mar. Biol., Vol. 31, pp. 235-247.
- HEINLE, D.R., R.P. HARRIS, J.P. UNSTADS & D.A. FLEMER, 1977, Detritus as food for estuarine copepods, Mar. Biol., Vol. 40, pp. 341-353.
- HEIP, C., 1988a, Biota and abiotic environment in the Westerschelde estuary, Hydrobiol. bull., Vol. 22, Nr. 1, pp. 31-34.
- HEIP, C., 1988b, Het ecosysteem van het Westerscheldeëstuarium, Water, Nr. 43, pp. 211-213.
- HEIP, C., R. HERMAN, G. BISSCHOP, J.C.R. GOVAERE, M. HOLVOET, D. VAN DAMME, C. VAN OSMAEL, K.A. WILLEMS & L.A.P. DE CONINCK, 1979, Benthic studies of the Southern Bight of the North Sea and its adjacent continental estuaries. Progress Report I - ICES-report C.M. 1979/L: 9, pp. 133-163.
- HEIP, C., HERMAN P.M.J. & R. COOMANS, 1982, The productivity of marine meiobenthos, Acad. Anal., Vol. 44, Nr. 2, pp. 3-20.
- HEIP, C. R. HERMAN, & J. CRAEYMEERSCH, 1986, Diversiteit, densiteit en biomassa van het macrobenthos in de Westerschelde : 1978-1985. Verslag Rijksuniversiteit Gent.
- HEIP, C., R. HERMAN & M. VINCX, 1984, Variability and productivity of meiobenthos in the Southern Bight of the North Sea, Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer., Vol. 183, pp. 51-56.
- HELLEBUST, J.A., 1965, Excretion of some organic compounds by marine phytoplankton, Limnol. Oceanogr., Vol. 10, pp. 192-206.
- HELLEBUST, J.A., 1967, Excretion of organic compounds by cultures and natural populations of marine phytoplankton, In : G.H. LAUFF (Ed.), Estuaries, Publ. AAAS, Vol. 83, pp. 361-366.
- HEUKELELIAN, H. & A. HELLER, 1940, Relation between food concentration and surface for bacterial growth, J. Bact., Vol. 40, pp. 547-558.
- HIBBERT, C.J., 1976, Biomass and production of a bivalve community on an intertidal mud flat, J. Exp. Mar. Biol. Ecol., Vol. 25, pp. 249-261.
- HOBBIE, J.E., D. HOLM-HANSEN, T.T. PACKARD, L.R. POMEROY, R.W. SHELDON, J. THOMAS & W.J. WIEBE, 1972, A study of the distribution and activity of microorganisms in ocean water, Limnol. Oceanogr., Vol. 17, pp. 544-555.
- HUISKES, A., 1988, The salt marshes of the Westerschelde and their role in the estuarine ecosystem, Hydrobiol. Bull., Vol. 22, Nr. 1, pp. 57-63.
- HUMMEL, H., G. MOERLAND & C. BAKKER, 1988, The concomitant existence of a typical coastal and a detritus food chain in the Westerschelde estuary, Hydrobiological Bulletin, Vol. 22, Nr. 1, pp. 35-41.
- HUYS, R., R. HERMAN & C. HEIP, 1986, Seasonal fluctuations in vertical distribution and breeding activity of a subtidal harpacticoid community in the Southern Bight, North Sea, Neth. J. Sea Res., Vol. 20, Nr. 4, pp. 375-383.
- HYNES, H.B.N., 1954, The ecology of Gammarus duebeni LILLJEBORG and its occurrence in fresh water in western Britain, J. Anim. Ecol., Vol. 23, pp. 38-84.
- INMAN, D.I., 1949, Sorting of sediments in the light of fluid mechanics, J. Sediment. Petrol., Vol. 19, pp. 51-70.
- JACKSON, R.H. & P.R.M. DE VISSCHER, 1985, Phytoplankton production in the Western Scheldt, Progress Report Delta Institute for Hydrobiological Research, pp. 66-68.
- JAMES, A.M., 1957a, The identification of surface components on the bacterial cell wall, Proc. 2nd Int. Congr. Surf. Activ., Vol. 4, pp. 254-261.

JAMES, 1957b, The electrochemistry of the bacterial surface, *Proc.Biophys.Chem.*, Vol. 8, pp. 95-142.

JANNASCH, H.W., 1955, Zur Ökologie der zymogenen planktischen Bakterienflora natürlicher Gewässer, *Arch. Mikrobiol.*, Vol. 23, pp. 146-180.

JANNASCH, H.W., 1960, Versuche über die Denitrifikation und die Verfügbarkeit des Sauerstoffs in Wasser und Schlamm, *Arch.Hydrobiol.*, Vol. 56, pp. 355-369.

JANSSON, B.O., 1962, Salinity resistance and salinity preference of two oligochaetes Akteredilus monospermatecus KNOLLNER and Marionina preclitellochaeta n.sp. from the interstitial fauna of marine sandy beaches, *Oikos*, Vol. 13, pp. 293-305.

JANSSON, B.O., 1966, Microdistribution of factors and fauna in marine sandy beaches, *Veröff.Inst. Meeresforsch. Bremerh. (Sonderb.)*, Vol. 2, pp. 77-86.

JANSSON, B.O., 1967, The importance of tolerance and preference experiments for the interpretation of mesosammon field distributions, *Helgoländer wiss. Meeresunters.*, Vol. 15, pp. 41-58.

JANSSON, B.O., W. WILMOT & F.V. WULFF, 1982, Coupling the sub-systems - the Baltic Sea as a case study, In : M.J. FASHAM (Ed.), *Flows of energy and materials in marine ecosystems*, Plenum, New York.

JOENJE, W. & W. WOLFF, 1979, The functional role of salt marshes in the Wadden Sea, In : W.J. WOLFF (Ed.), *Flora and vegetation of the Wadden Sea*, Balkema Rotterdam, pp. 161-170.

JOHNSTON, R., 1964, Recent advances in the estimation of salinity, *Oceanogr.mar.Biol.A.Rev.*, Vol. 2, pp. 97-120.

JORGENSEN, C.B., 1966, *Biology of suspension-feeding*, Pergamon Press, London, pp. 357.

KARPEVICH, A.F., 1958, Überlebensdauer, Fortpflanzung und Atmung von Mesomysis kowalevskyi (Paramysis lacustris kowalevskyi CZERN.) in Brackwässer der UdSSR (Russ.;Eng.summary), *Zool.Zh.*, Vol. 37, pp. 1121-1135.

KAUTSKY, N. & I. WALLENTINUS, 1980, Nutrient release from a Baltic Mytilus - red algal community and its role in benthic and pelagic productivity, *Ophelia*, 1 (suppl.), pp. 17-30.

KEEFE, C.W., 1972, Marsh production : a summary of the literature. *Contr. Mar. Sci.*, Vol. 16, pp. 165-181.

KHLEBOVICH, V.V., 1969, Aspects of animal evolution related to critical salinity and internal state, *Mar.Biol.*, Vol. 2, pp. 338-345.

KHLEBOVICH, V.V. & E.N. NIKULICHEVA, 1966, Relative calcium content in the mixing zone of marine and freshwaters (Russ.), In : L.P. RYZHKOV (Ed.), VI Sessija Uchenogo Soveta po Probleme - Biologischeskie Resursy Belogo Morja i Vnutrennih Vodoemov Karelii, Karelian Book Edition, Petrozavodsk, pp. 1-155.

KINNE, O., 1952, Zur Biologie und Physiologie von Gammarus duebeni LILLJ. III. Zahlenverhältnis der Geschlechter und Geschlechtsbestimmung, *Kieler Meeresforsch.*, Vol. 9, pp. 126-133.

KINNE, O., 1953, Zur Biologie und Physiologie von Gammarus duebeni LILLJ. I. Z.wiss.Zool., Vol. 157, pp. 427-491.

KINNE, O., 1956a, Zur ökologie der Hydroidpolypes des Nordostseekanals, *Zeitschr. Morph. ökol. Tiere*, Vol. 45, pp. 217-249.

KINNE, O., 1956b, Über den Einfluss des Salzgehaltes und der Temperatur auf Wachstum, Form und Vermehrung bei dem Hydroidpolypen Cordylophora caspia (PALLAS), Athecata, Clavidae, I. Mitteilung über den Einfluss des Salzgehaltes auf Wachstum und Entwicklung mariner, brackischer und limnischer Organismen, *Zool.Jb.(Physiol.)*, Vol. 66, pp. 565-638.

KINNE, O., 1956c, Zur Ökologie der Hydroidpolypen des Nordostseekanals (Laomedea loveni ALLMAN, Cordylophora caspia PALLAS, Perigonimus megas KINNE), *Z.Morph.Okol.Tiere.*, Vol. 45, pp. 217-249.

KINNE, O., 1958a, Über die Reaktion erbgleichen Coelenteraten-Gewebes auf verschiedene Salzgehalts- und Temperaturbedingungen. II. Mitteilung über den Einfluss des Salzgehaltes auf Wachstum und Entwicklung mariner, brackischer und limnischer Organismen. *Zool.Jb. (Physiol.)*, Vol. 67, pp. 407-486.

KINNE, O., 1958b, Adaptation to salinity variations - some facts and problems, In : G.L. PROSSER (Ed.), *Physiological adaptation*, Am. Physiological Soc., Washington D.C., pp. 92-105.

KINNE, O., 1963, The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals, II. Salinity and temperature - salinity combinations, *Oceanogr.mar.Biol. A.Rev.*, Vol. 2, pp. 281-339.

KINNE, O. (Ed.), 1971, *Marine Ecology - A comprehensive, Integrated Treatise on Life in Oceans and Coastal Waters, Volume I Part 2, Environmental Factors*, Wiley-Interscience London, pp. 683-1244.

KINNE, O. & G.A. PAFFENHOFER, 1966, Growth and reproduction as a function of temperature and salinity in Clava multicornis (Cnidaria, Hydrozoa), *Helgoländer wiss. Meeresunters.*, Vol. 13, pp. 212-217.

KINNE, O. & H. ROSENTHAL, 1967, Effects of sulfuric water pollutants on fertilization, embryonic development and larvae of the herring Clupea harengus, *Mar.Biol.*, Vol. 1, pp. 65-83.

- KOSKE, P., H. KRUMM, G. RHEINHEIMER & K. SZEKIELDA, 1966, Untersuchungen über die Einwirkung der Tide auf Salzgehalt, Schwebstoffgehalt, Sedimentation und Bakteriengehalt in der Unterelbe, Kieler Meeresforsch., Vol. 12, Nr. 1, pp. 47-63.
- KUEHL, H. & H. MANN, 1967, Untersuchungen über das Plankton der Aussenelbe, Gewäss.Abwäss., Vol. 44-45, pp. 7-36.
- KUEHL, H. & H. MANN, 1968, Über die hydrochemie der unteren Ems, Veröff. Inst. Meeresf.Bremerh., Vol. 3, pp. 126-158.
- KUENEN, P.H., 1950, Marine Geology, J. Wiley & sons, New York.
- KUIPERS, B.R., 1977, On the ecology of juvenile plaice on a tidal flat in the Wadden Sea, Neth.J. Sea Res., Vol. 11, pp. 56-91.
- KREMER, J.N. & G.W. NIXON, 1978, A coastal marine ecosystem : simulation and analysis, Springer Verlag, New York.
- LAEVASTU, T. & R.H. FLEMING, 1959, Chlorinity of the interstitial waters in sediments from Lake Washington Ship Canal and the flow of fresh and salt water through the sediments, In : M. SEARS (Ed.), Preprints International Oceanographic Congress, AAAS, Washington D.C., pp. 967-969.
- LANCE, J., 1962, Effects of water of reduced salinity on the vertical migration of zooplankton, J. mar.biol.Ass.UK, Vol. 42, pp. 131-154.
- LANDERS, W.S. & R.C. TONER, 1962, Survival and movements of the flatworm, Stylochus ellipticus, in different salinities and temperatures, Biol. Bull. mar.biol.Lab., Woods Hole, Vol. 123, pp. 146-153.
- LANDRY, M.R., 1978, Population dynamics and production of a planktonic marine copepod, Acartia clausi, in a small temperate lagoon on San Juan Island, Washington, Int.Rev.Gen.Hydrobiol., Vol. 63, pp. 77-119.
- LASSIG, J., 1964, Notes on the occurrence and reproduction of Prostoma obscurum SCHULTZE (Nemertini) in the inner Baltic, Annls.Zool.fenn., Vol. 1, pp. 146.
- LEWIS, J.R., 1964, The ecology of rocky shores, English University Press, London.
- LOOSANOFF, V.L., 1961, Effects of turbidity on some larval and adult bivalves, Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst., Vol. 14, pp. 80-95.
- LOOSANOFF, V.L. & F.D. TOMMERS, 1948, Effect of suspended silt and other substances on rate of feeding of oysters, Science, N.Y., Vol. 107, pp. 69-70.
- LUDDEN, D.J.H., 1980, De primaire productie van het fytoplankton in het Eems-Dollard Estuarium, Publ. Versl.Biol.Onderz. Eems-Dollard Estuarium, 1980-8.
- LUENEBURG, H., 1939, Hydrochemische Untersuchungen in der Elbemündung mittels Elektrocoulometer, Arch. Deut.Seewarte, Vol. 59, Nr 5, pp. 1-27.
- LUENEBURG, H., 1953, Die Probleme der Sinkstoffverteilung in der Wesermündung, Veröff.Inst. Meeresf.Bremerh., Vol. 2, pp. 15-51.
- LUGO, A.E., M. SELL & J.C. SNEDAKER, 1978, Mangrove ecosystem analysis., In : B.C. PATTERN (Ed.), System analysis and simulation in ecology, Vol. 4, Academic Press, New York, pp. 114-146.
- MACNAE, W., 1956, Aspects of life on muddy shores in South Africa, South African J. Sci., Vol. 53, pp. 40-43.
- MANN, K.H., 1973, Seaweeds, their productivity and strategy for growth, Science, Vol. 182, pp. 975-981.
- MANZI, J.J., 1970, Combined effects of salinity and temperature on the feeding, reproductive, and survival rates of Eupleura caudata (SAY) and Urosalpinx cinerea (SAY) (Prosobranchia : Muricidia), Biol.Bull.mar.biol. Lab., Woods Hole, Vol. 138, pp. 35-46.
- MARCOTTE, B.M., 1977, Microf.Meeres., Vol. 61, pp. 183-196.
- MARSHALL, N., 1970, Food transfer through the lower trophic levels of the benthic environment, In : J.H. STEELE (Ed.), Marine Food Chains, Oliver & Boyd, Edinburgh, pp. 52-68.
- Mc ALISTER, R.O. & F.M. FISHER, 1968, Responses of the false limpet, Siphonaria pectinata LINNAEUS (Gastropoda, pulmonata) to osmotic stress, Biol.Bull. mar.biol.Lab., Woods Hole, Vol. 134, pp. 96-117.
- Mc LACHLAN, A., T. ERASMUS, A. DYE, T. WOOLDRIDGE, G. VANDER HORST, G. ROSSOUW, T. LASIAK & L. McTWYNNE, 1981, Sand beach energetics : an ecosystem approach towards a high energy interface, Estuar. Coast. Shelf Sci., Vol. 13, pp. 11-25.
- McLUSKY, D.S., 1967, Some effects of salinity on the survival, moulting and growth of Corophium volutator (Amphipoda), J.mar.biol.Ass.U.K., Vol. 47, pp. 607-617.
- McLUSKY, D.S., 1968a, Some effects of salinity on the distribution and abundance of Corophium volutator in the Ythan estuary, J.mar.biol.Ass.U.K., Vol. 48, pp. 443-454.
- McLUSKY, D.S., 1968b, Aspects of osmotic and ionic regulation in Corophium volutator (PALLAS), J.mar.biol. Ass.U.K., Vol. 48, pp. 769-781.

- McROY, C.P., 1970, Standing stocks and other features of eelgrass (*Zostera marina*) on the coast of Alaska, J.Fish.Res.Biol.Can., Vol. 27, pp. 1811-1821.
- McROY, C.P., R.J. BARSDATE & M. NEBERT, 1972, Phosphorus cycling in an eelgrass (*Zostera marina* L.) ecosystem, Limnol. Oceanogr., Vol. 17, pp. 58-67.
- MEIRE, P. & D. DEVELTER, 1988, Macrozoöbenthos van de Westerschelde : eerste overzicht van de resultaten van de macrozoöbenthos bemonstering najaar 1987 in het kader van het project SAWES, rapport Rijksuniversiteit Gent, Gent.
- MEIRE, P., & E. KUYKEN, 1988, Het Land van Saeftinghe, slikken en schorren : ecologische betekenis van getijdegebieden langs de Schelde, Water, Nr. 43, pp. 214-222.
- MILLER, R.J., K.H. MANN & D.J. SCARRATT, 1971, Production potential of a seaweed lobster community in eastern Canada, J. Fish. Res. Biol. Can., Vol. 28, pp. 1733-1738.
- MIYAWAKI, M., 1951, Notes on the effect of low salinity on an actinian *Diadumene luciae*, J. Fac. Sci. Hokkaido Univ. (Ser. 6), Vol. 10, pp. 123-126.
- MONTFORT, C., 1931, Assimilation und Stoffgewinn der Meeresalgen bei Aussuessung und Rueckversalzung. I Phasen der Giftwirkung und die Frage der Reversibilitaet. I. Typen der funktionellen Salzeinstellung. Ber.dt.bot.Ges., Vol. 49, pp. 49-66.
- MOYER, L.S., 1936a, A suggested standard method for the investigation of electrophoresis, J.Bact., Vol.31, pp. 531-546.
- MOYER, L.S., Changes in the electrokinetic potential of bacteria at various phases of the culture cycle, J.Bact., Vol. 32, pp. 433-464.
- NAGABHUSHANAM, R. & R. SAROJINI, 1965a, Rate of water propulsion of *Mulinia lateralis* (SAY) in relation to salinity and temperature (Mollusca : Lamellibranchiata) Sci.Cult., Vol. 31, pp. 438-439.
- NAGABHUSHANAM, R. & R. SAROJINI, 1965b, The rate of water propulsion by the mussel, *Branchidontes recurvus* (Mollusca : Lamellibranchiata). Indian J. Physiol.all.Sci., Vol. 19, pp. 1-4.
- NAKANASHI, M. & M. MONSI, 1965, Effect of variation in salinity on photosynthesis of phytoplankton growth in estuaries. J.Fac.Sci.Tokyo Univ. (Sect.III), Vol. 9, Nr. 2, pp. 19-42.
- NEFF, J.M., 1969, Mineral regeneration by serpulid polychaete worms, Biol.bull.mar.biol.Lab., Woods Hole, Vol. 136, pp. 76-90.
- NELSON, B.W., 1959, Transportation of colloidal sediment in the freshwater - marine transition zone, In: M. SEARS (Ed.), International Oceanographic Congress - Preprints, AAAS, Washington D.C., pp. 640-641.
- NELSON, B.W., 1962, Important aspects of estuarine sediment chemistry for benthic ecology, In : N. MARSHALL (ed.), Symposium on the Environmental Chemistry of Marine Sediments, Dec. Publ. Nr. 1, Narragansett Mar. Lab., Univ. Rhode Island, Kingston, Rhode Island, pp. 27-41.
- NELLEN, U.R., 1966, Über den Einfluss des Salzgehaltes auf die photosynthetische Leistung verschiedener Standortformen von *Delesseria sanguinea* und *Fucus serratus*, Helgolander wiss. Meeresunters., Vol. 13, pp. 288-313.
- NEWCOMBE, C.L., 1949, Attachment materials in relation to water productivity, Trans.Am.microsc.Soc., Vol. 68, pp. 355-361.
- NEWCOMBE, C.L., 1950, A quantitative study of attachment materials in Sodon Lake, Michigan, Ecology, Vol. 31, pp. 204-215.
- NEWELL, R.C., 1965, The role of detritus in the nutrition of two marine deposit-feeders, the prosobranch *Hydrobia ulvae* and the bivalve *Macoma balthica*, Proc. Zool.Soc.Lond., Vol. 144, Nr 1, pp. 25-46.
- NEWELL, R.C., J.G. FIELD & C.L. GRIFFITHS, 1982, Energy balance and significance of microorganisms in a kelp bed community, Mar. Ecol. Progr. Ser., Vol. 8, pp. 103-113.
- NIENHUIS, P.H., 1978, De Grevelingen, een afgesloten zeearm : een overzicht van 10 jaar aquatisch oecologisch onderzoek - Rapporten en Verslagen Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke, Vol. 178-3, pp. 1-85.
- NIENHUIS, P.H. & B.H.H. DE BREE, 1977, Production and ecology of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Grevelingen estuary, the Netherlands, before and after closure, Hydrobiologia, Vol. 52, pp. 55-66.
- NILSSON, L., 1969, Food consumption of diving ducks wintering at the coast of South Sweden in relation to food resources, Oikos, Vol. 20, pp. 128-135.
- ODUM, E., 1971, Fundamentals of Ecology, W.B. Saunders Co., Philadelphia, pp. 574.
- ODUM, E. & A.A. DE LA CRUZ, 1967, Particulate organic detritus in a Georgia salt marsh - estuarine ecosystem, In : G.H. LAUFF (Ed.), Estuaries, AAAS, Washington D.C., pp. 383-388.
- ODUM, E. & E.J. HEALD, 1975, The detritus-based food web of an estuarine mangrove community, In : L.E. CRONIN (Ed.), Estuarine Research, Vol. 1, Academic Press, New York, pp. 265-286.
- OGATA, E., & T. MATSUI, 1965a, Photosynthesis in several marine plants of Japan in relation to carbon dioxide supply, light and inhibitors, Jap. J. Bot., Vol. 19, pp. 83-98.

OGATA, E. & T. MATSUI, 1965b, Photosynthesis in several marine plants of Japan as affected by salinity, drying and pH, with attention to their growth habitats, *Botanica mar.*, Vol. 8, pp. 199-217.

ORTON, J.H., 1925, The conditions for calcareous metabolism in oysters and other marine animals, *Nature*, Vol. 116, pp. 13.

PANTIN, C.F.A., 1931a, The adaptation of Gunda ulvae to salinity, 1. The environment, *J.exp.biol.*, Vol. 8, pp. 63-72.

PANTIN, C.F.A., 1931b, The adaptation of Gunda ulvae to salinity, 3. The electrolyte exchange, *J.exp.biol.*, Vol. 8, pp. 82-94.

PEEL, T.C., 1936, Adsorption of bacteria by soils, *Mem.Cornell Univ. agric.Expl.Stn.*, Vol. 197, pp. 1-18.

PEELEN, R., 1967, Isohalines in the Delta area of the Rivers Rhine, Meuse and Scheldt, *Neth.J.Sea Res.*, 3 : 595-597.

PERKINS, E.J., 1974, The marine environment, In : C.H. DICKINSON & G.J.F. PUCH (Eds.), *Biology of Plant Litter Decomposition*, Academic Press, London, pp. 683-721.

PFANNKUCHE, D., 1977, Ökologische und systematische Untersuchungen on naidomorphen Oligochaeten brackiger und limnischer Biotope, Thesis, Univers.Hamburg, Hamburg, pp. 1-38.

POMEROY, L.R., 1959, Algal productivity in salt marshes of Georgia, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 4, pp. 386-397.

POMEROY, L.R., & R.G. WIEGERT, 1981, *The ecology of a salt marsh*, Springer Verlag, New York.

POSTMA, H., 1960, Einige Bemerkungen uber den sinkstofftransport im Ems-Dollard Gebiet, In : J.H. VAN VOORTHUYSEN & P.H. KUENEN (Eds.), *Das Ems-Estuarium (Nordsee)*. Verh.kon.ned.geol.-mijnbk.Gen., geol.ser., Vol. 19, pp. 103-110.

RAMUS, J., 1972, The production of extracellular polysaccharides by the unicellular red alga Porphyridium aerugineum, *J. Phycol.*, Vol. 8, pp. 97-111.

RANSON, G., 1948, Ecologie et répartition géographique des Ostréides vivants, *Int. Congr. Zool.*, Vol. 13 (Paris), pp. 455-456.

RAO, K.P., 1958, Oxygen consumption as a function of size and salinity in Metapenaeus monoceros FAB. from marine and brackish-water environments, *J.exp.biol.*, Vol. 35, pp. 307-313.

REID, D.M., 1930, Salinity interchange between sea water in sand, and overflowing fresh water at low tide I, *J.mar.biol.Ass.U.K.*, Vol. 16, pp. 609-614.

REID, D.M., 1932, Salinity interchange between salt water in sand and overflowing fresh water at low tide II, *J.mar.biol.Ass.U.K.*, Vol. 18, pp. 299-306.

REIMOLD, R.J., 1972, The movement of phosphorus through the salt marsh cord grass, Spartina alterniflora Loisel, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 17, pp. 606-611.

REISE, K., 1977a, Predator exclusion experiments in an intertidal mud flat, *Helgol. wiss.Meeresunters.*, Vol. 30, pp. 263-271.

REISE, K., 1977b, Predation pressure and community structure of an intertidal soft-bottom fauna, In : B.F.KEEGAN, T.O.CEIDIGH & P.J.S.BOADEN (Eds.), *Biology of benthic organisms*, Pergamon Press, Oxford, pp. 513-519.

REISH, D.J., & W.M. HETHERINGTON, 1969, The effects of hyper- and hypo-chlorinities on members of the wood-boring genus Limnoria, *Mar. Biol.*, Vol. 2, pp. 137-139.

REMANE, A. & C. SCHLIEPER, 1958, *Die Biologie des Brackwassers*, Schweizerbart, Stuttgart.

RHEINHEIMER, G., 1965, Mikrobiologische Untersuchungen in der Elbe zwischen Schnackenburg und Cuxhaven, *Arch.Hydrobiol.(Suppl.Elbe-Aestuar)*, Vol. 29, 2, pp. 181-251.

RHEINHEIMER, G., 1967, Ergebnisse und Probleme einer mikrobiologischen Aestuaruntersuchung, *Mitt.int.Verein.theor.angew.Limnol.*, Vol. 14, pp. 155-163.

RHEINHEIMER, G., 1971, Turbidity, bacteria, fungi and blue-green algae, In : O. KINNE (ed.), *Marine Ecology*, Vol. 1, Environmental Factors, Wiley Interscience, London, pp. 1167-1175.

RILEY, G.A., 1967, The plankton of estuaries, In : G.H. LAUFF (Ed.), *Estuaries*, Publ. AAAS, Washington D.C., pp. 316-326.

ROUVILLOIS, A., 1967, Observations morphologiques, sédimentologiques et écologiques sur la plage de la Ville Ger dans l'estuaire de la Rance (Côtes-du-Nord), *Cah. océanogr.*, Vol. 19, pp. 375-389.

RUTTNER, F., 1963, *Fundamentals of Limnology*, University of Toronto Press, Toronto.

SANDERS, H.L., P. MANGELSDORF & G. HAMPSON, 1965, Salinity and faunal distribution in the Pocasset River, Massachusetts, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 10, pp. 216-229.

SANDIFER, P.A., 1975, The role of pelagic larvae in recruitment to populations of adult decapod crustaceans in York River estuary and adjacent lower Chesapeake Bay, Virginia, *Estuar. Coast. mar. Sci.*, Vol. 3, pp. 269-279.

- SANFORD, I. & E. STOTZKY, 1968, Sorption between microorganisms and clay minerals as determined by the electrical sensing zone particle analyser, *Can. J. Microbiol.*, Vol. 14, pp. 299-307.
- SCHLIEPER, C. & R. KOWALSKI, 1956, Über den Einfluss des Mediums auf die thermische und osmotische Resistenz des Kiemengewebes der Miesmuschel Mytilus edulis L., *Kieler Meeresforsch.*, Vol. 12, pp. 37-45.
- SCHMIDT, H., 1970, Anthopleura stellula (Actinaria, Actiniidae) and its reproduction by transverse fission, *Mar. Biol.*, Vol. 5, pp. 245-255.
- SCHULZ, H., 1961, Qualitative und quantitative Plankton-Untersuchungen im Elbe-Aestuar, *Arch. Hydrobiol.*, Vol. 26 (suppl.1), pp. 5-105.
- SCHUTZ, L., 1969, Ökologische untersuchungen über die Benthosfauna im Nordostseekanal. III. Autoökologie der vagilen und hemisessilen Arten im Bewuchs der Pfähle: Makrofauna. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, Vol. 54, pp. 553-592.
- SCHWENKE, H., 1958a, Über die Salgehaltsresistenz einiger Rotalgen der Kieler Bucht, *Kieler Meeresforsch.*, Vol. 14, pp. 11-22.
- SCHWENKE, H., 1958b, Über einige zellphysiologische Faktoren der Hypotonieresistenz mariner Rotalgen, *Kieler Meeresforsch.*, Vol. 14, pp. 130-150.
- SEGAL, E. & P.A. DEHNEL, 1962, Osmotic behavior in an intertidal limpet, Acmaea limaluta, *Biol. Bull. mar. biol. Lab.*, Woods Hole, vol. 122, pp. 417-430.
- SEGERSTRALE, S.G., 1957, Baltic Sea, In : J.W. HEDGPETH (Ed.), *Treatise on Marine Ecology and Paleocology*, Vol. I, Mem. Geol. Soc. Am., Vol. 67, pp. 751-800.
- SEKI, H. & N. TAGA, 1963, Microbiological studies on the decomposition of chitin in marine environment. I. Occurrence of chitinoclastic bacteria in the neritic region, *J. Oceanogr. Soc. Japan*, Vol. 19, pp. 27-34.
- SIEBURTH, J.M. & A. JENSEN, 1969, Studies on algal substances in the Sea II. The formation of Gelbstoff by exudates of Phaeophyta, *J. exp. mar. biol. Ecol.*, Vol. 3, pp. 275-289.
- SMITH, R.I., 1955, Comparison of the level of chloride regulation by Nereis diversicolor in different parts of its geographical range, *Biol. Bull. mar. biol. Lab.*, Woods Hole, Vol. 109, pp. 453-474.
- SMITH, R.I., 1956, The ecology of the Tamar estuary, VII. Observations on the interstitial salinity of intertidal muds in the estuarine habitat of Nereis diversicolor, *J. mar. biol. Ass. U.K.*, Vol. 35, pp. 81-104.
- STAL, L.J. & H. VAN GEMERDEN, 1984, Microbiële matten, *Nat. Tech.*, Vol. 11, pp. 870-889.
- STEEMANN NIELSEN, E., 1975, Marine photosynthesis with special emphasis on the ecological aspects, Elsevier Amsterdam, pp. 141.
- STODDART, D.R., 1963, Effects of hurricane Hattie on the British Honduras reefs and cays, October 30-31, 1961, *Atoll Res. Bull.*, Vol. 95, pp. 1-142.
- STUART, J.J., P.L. MEININGER & P.M. MEIRE, 1990, Watervogels van de Westerschelde, RWS Nota GWAO 89.1010, pp. 11-20.
- STUART, T.A., 1953, Spawning migration, reproduction and young stages of loch trout (Salmo trutta, L.), *Freshwat. Salm. Fish. Res.*, Vol. 5, pp. 1-39.
- SVERDRUP, H.V., M. JOHNSON & R. FLEMING, 1942, *The Oceans, Their Physics, Chemistry and General Biology*, Prentice-Hall, New York, 1087 pp.
- SWENNEN, C., 1976, Wadden Seas are rare, hospitable and productive, In : M. SMART (Ed.), *Proc. Int. Conf. Conserv. Wetlands Waterfowl*, Heiligenhafen, 1974, pp. 184-198.
- TAKAHASHI, M. & S. ISHIMURA, 1968, Vertical distribution and organic matter production of photosynthetic sulfuric bacteria in Japanese lakes, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 13, pp. 614-624.
- TEAL, J.M., 1962, Energy flow in a salt marsh ecosystem of Georgia, *Ecology*, Vol. 43, pp. 614-624.
- TENORE, K.R., J.C. GOLDMAN & J.P. CLARNER, 1973, The food chain dynamics of the oyster, clam and mussel in an aquaculture food chain, *J. Expl. Mar. Biol. Ecol.*, Vol. 12, pp. 157-165.
- TENORE, K.R. & U.K. GOPALAN, 1974, Feeding efficiencies of the polychaete Nereis virens cultured on hard clam tissue and oyster detritus, *J. Fish. Res. Board. Can.*, Vol. 31, pp. 1675-1678.
- THOMAS, J.P., 1971, Release of dissolved organic matter from natural populations of marine phytoplankton, *Mar. Biol.*, Vol. 11, pp. 311-323.
- THOMAS, J.P., D.R. MOORE & R.C. WORK, 1961, Effects of hurricane Donna on the turtle-grass beds of Biscayne Bay, Florida, *Bull. mar. Sci. Gulf Caribb.*, Vol. 11, pp. 191-197.
- THORNSON, G., 1964, Light as an ecological factor in the dispersal and settlement of larvae of marine bottom invertebrates, *Ophelia*, Vol. 1, pp. 167-208.
- TSURIKOVA, A.P., 1962, Carbonate-calcium equilibrium and carbonic acid in the Asov Sea, (Russ.), *Trudy gos. okeanogr. Inst.*, Vol. 68, pp. 118-136.
- TSURIKOVA, A.P. & E.F. SHULGINA, 1964, *Hydrochemistry of the Asov Sea (Russ.)*, Hidrometizdat, Leningrad.

- TSURIKOVA, A.P. & V.L. TSURIKOV, 1966, On the calcium carbonate precipitation and changes of salinity by water mixing (Russ.), In : S.V. BRUEVICH (Ed.), Chemical Processes in the Seas and Oceans, Izd. (Nauka), Moskou, pp. 12-18.
- TUNNICLIFFE, V. & M.J. RISK, 1977, Relationships between the bivalve *Macoma balthica* and bacteria in intertidal sediment : Minas Basin, Bay of Fundy, J. Mar. Res., Vol. 35, pp. 499-507.
- TURNER, R.E., 1976, Geographic variations in salt marsh macrophyte production : a review, Contrib. Mar. Sci., Vol. 20, pp. 47-68.
- VALIELA, I., J.M. TEAL, & N.Y. PERSSON, 1976, Production and dynamics of experimentally enriched salt marsh vegetation : below-ground biomass, Limnol. Oceanogr., vol. 21, pp. 245-252.
- VAN BEEK, F.A., 1976, Aantallen, groei, produktie en voedselopname van de zandgrondel (*P. minutus*) en de wadgrondel (*P. micropr.*) op het Balgzand, Rapp. Versl. Ned. Inst. Onderzoek Zee, 1976-1979.
- VAN DAMME, D., R. HERMAN, Y. SHARMA, M. HOLVOET & P. MARTENS, 1980, Benthic studies of the Southern Bight of the North Sea and its adjacent continental estuaries, Progress Report 2. Fluctuations of the meiobenthic communities in the Western Scheldt Estuary. ICES-CM 1980, L: 23, pp. 1-40.
- VAN DAMME, D., C. HEIP & K. WILLEMS, 1984, Influence of pollution on the harpacticoid copepods of two North Sea estuaries, Hydrobiologia, Vol. 112, pp. 143-160.
- VAN DER HOEK, C., W. ADMIRAAL, F. COLIJN & V.N. DE JONGE, 1979, The role of algae and seagrasses in the Wadden Sea, a review, In : W.J. WOLFF (Ed.), Flora and Vegetation of the Wadden Sea, Balkema Rotterdam, pp. 19-118.
- VAN ES, F.B., 1977, A preliminary carbon budget for a part of the Ems estuary : The Dollard, Helgoländer wiss. Meeresunters., Vol. 30, pp. 283-294.
- VAN HOOREN, H., 1989, Verspreiding van macrozoöbenthos in de Westerschelde : invloed van abiotische factoren en pollutie, Licentiaatsthesis, Rijksuniversiteit Gent, pp. 173.
- VAN IMPE, J., 1985, Estuarine pollution as a probable cause of increase of estuarine birds, Mar. Poll. Bull., Vol. 16, pp. 271-276.
- VEGTER, F., 1968, Measurements of primary production by means of radioactive carbon, Neth. J. Sea Res., Vol. 4, pp. 111.
- VEGTER, F., 1977, The closure of the Grevelingen estuary : its influence on phytoplankton primary production and nutrient content, Hydrobiol., Vol. 52, pp. 67-71.
- VERMEULEN, Y., 1980, Studie van het makrobenthos van het Westerscheldeestuarium, licentiaatsverhandeling Rijksuniversiteit Gent.
- VERMEULEN, Y. & J. GOVAERE, 1982, Macrobenthos in the Western Scheldt Estuary, In : C. HEIP & P. POLK (eds.), Biological Processes and Translocations, Geconcerteerde Onderzoeksakties, pp. 81-89.
- VERMEULEN, Y. & J. GOVAERE, 1983, Distribution of benthic microfauna in the Western Scheldt Estuary (The Netherlands), Cahiers de Biologie Marine, Vol. 24, pp. 297-308.
- VERWEY, J., 1952, On the ecology and distribution of cockle and mussel in the Dutch Wadden Sea, their role in sedimentation and the source of their food supply, Arch. néerl. Zool., 10 : 171-239.
- VINETSKAYA, N.I., 1959, Salinity of the North Caspian waters (Russ.), Trudy vses. nauchnoissled. Inst. moryb. Khoz. Okeanogr., Vol. 38, pp. 26-51.
- WANGERSKY, P.J., 1978, Dissolved organic matter, In: O. KINNE (Ed.), Marine Ecology, Vol. IV, J. Wiley & sons, Chichester, pp. 115-220.
- WARWICK, R.M., I.R. JOINT & P.J. RADFORD, 1979, Secondary production of the benthos in an estuarine environment, In : R.L. JEFFRIES & A.J. DAVY (Eds.), Ecological Processes in Coastal Environments, Blackwell, Oxford, pp. 429-450.
- WATT, W.D., 1969, Extracellular release of organic matter from two freshwater diatoms, Ann. Bot., Vol. 33, pp. 427-437.
- WAZNE, P.R., 1972, The importance of estuaries to commercial fisheries, In : R.S.K. BARNES & J. GREEN (Eds.), The estuarine environment, Applied Science Publishers, London, pp. 107-118.
- WEIL, E. & C.F.A. PANTIN, 1931, The adaptation of *Gunda ulvae* to salinity, 2. The water exchange, J. exp. Biol., Vol. 8, pp. 73-81.
- WILBER, C.G., 1971, Turbidity, general introduction, In: O. KINNE (ed.), Marine Ecology, Vol. 1, Environmental Factors, Wiley Interscience, London, pp. 1157-1165.
- WILLEMS, K.A. & A.J.J. SANDEE, 1978, Working group carbon cycle in the Grevelingen. The role of meiozoobenthos in the carbon cycle, In : E.K. DUURSMA (Ed.), Progress Report 1977, Delta Institute Hydrobiological Research, Yerseke, Verh. kon. Ned. Akad. Wetensch. Natuurkunde, Vol. 2, Nr. 71, pp. 28-30.
- WOLFF, W., 1973, The estuary as a habitat, an analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt, Zool. Verh. Leiden, 126 : 1-242.

- WOLFF, W., 1973, The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the River Rhine, Meuse and Scheldt, *Zoöl Verh. Leiden*, Vol. 128, pp. 1-242.
- WOLFF, W., 1980, Biotic aspects of the chemistry of estuaries, In : E. OLAVSSON & I. CATO (Eds.), *Chemistry and biogeochemistry of estuaries*, J. Wiley & sons, London, pp. 263-290.
- WOLFF, W., 1983, Estuarine benthos, In : D.W. GOODALL (Ed.), *Ecosystems of the world*, 26, Estuaries and enclosed seas, Elsevier Scientific Publishing Co., Amsterdam, pp. 151-182.
- WOLFF, W., & L. DE WOLF, 1977, Biomass and production of zoobenthos in the Grevelingen estuary, The Netherlands, *Estuar.Coast.mar.Sc.*, Vol. 5, pp. 1-24.
- WOLFF, W., M.J. EEDEN & E. LAMMERS, 1980, Primary production and transport of particulate organic matter between a salt marsh and the adjacent estuary in the Netherlands, *Neth. J. Sea Res.*, Vol. 13, pp. 242-255.
- WOLFF, W., A.M.M. VANHAPEREN, A.J.J. SANDEE, H.J.M. BAPTIST & H.L.F. SAEIJS, 1976, The trophic role of birds in the Grevelingen estuary, The Netherlands, as compared to their role in the saline Lake Grevelingen, In : G. PERSOONE & E. JASPERS (Eds.), *Proc. 10th Eur.Symp.Mar.Biol.*, Ostend, Vol. 2, pp. 673-689.
- WOOD, E.J.F., 1965, *Marine Microbial Ecology*, Chapman & Hall, London.
- WOOD, E.J.F., 1967, *Microbiology of oceans and estuaries*, Elsevier, New York.
- WOODHEAD, P.M.J., 1964a, The death of North Sea fish during the winter of 1962/63, particularly with reference to the sole, *Solea vulgaris*, *Helgoländer wiss. Meeresunters.*, Vol. 10, pp. 283-300.
- WOODHEAD, P.M.J., 1964b, Changes in the behaviour of the sole, *Solea vulgaris*, during cold winters, and the relation between the winter catch and sea temperature, *Helgoländer wiss.Meeresunters.*, Vol. 10, pp. 328-342.
- WOODWELL, G.M., D.E. WHITNEY, C.A.S. HALL & R.A. HOUGHTON, 1977, The Flax Pond ecosystem study : exchanges of carbon in water between a salt marsh and Long Island Sound, *Limnol. Oceanogr.*, Vol. 22, pp. 833-838.
- WULFF, F.V. & J.G. FIELD, 1983, The importance of different trophic pathways in a nearshore community under upwelling and downwelling conditions, *Mar. Ecol. Prog. Sci.*, Vol. 12, Nr 3, pp. 217-228.
- ZIEGELMEIER, E., 1964, Einwirkungen des Kalten Winters 1962/63 auf das Makrobenthos im Ostteil der Deutschen Bucht, *Helgoländer wiss.Meeresunters.*, Vol. 10, pp. 276-282.
- ZOBELL, C.E., 1943, The effect of solid surfaces upon bacterial activity, *J.Bact.*, Vol. 46, pp. 39-56.
- ZOBELL, C.E., 1946, *Marine Microbiology : a Monograph on Hydrobacteriology*, Chronica Botanica, Waltham, Mass.
- ZOBELL, C.E., 1968, Bacterial life in the deep sea, *Bull. Misaki mar.biol. Inst.*, Vol. 15, pp. 77-96.
- ZOBELL, C.E. & D.Q. ANDERSON, 1936, Observations on the multiplication of bacteria in different volumes of stored sea water and the influence of oxygen tension and solid surfaces, *Biol.Bull.mar.biol.lab, Woods Hole*, Vol. 71, pp. 324-342.

