



Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium

Frank Adriaensen, Stefan Van Damme, Erika Van den Bergh, Ditske Van Hove, Rein Brys, Tom Cox, Sander Jacobs, Peter Konings, Joachim Maes, Tom Maris, Wim Mertens, Lieven Nachtergale, Eric Struyf, Alexander Van Braeckel & Patrick Meire

Rapportnummer: ECOBE 05-R82

30 juni 2005

Studie uitgevoerd in opdracht van:

AWZ

Studie uitgevoerd in samenwerking met:

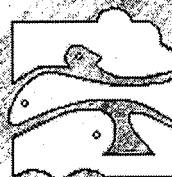
Universiteit Antwerpen (ECOBE), Instituut voor Natuurbehoud, Vlaamse Gemeenschap (Afdeling Natuur), KU Leuven (Laboratorium Aquatische Ecologie)

Studie uitgevoerd onder coördinatie van:

Patrick Meire



Natuur daar zorgen we voor 



Instituut voor Natuurbehoud

Colofon

Report Ecosystem Management Research Group ECOBE 05-R82

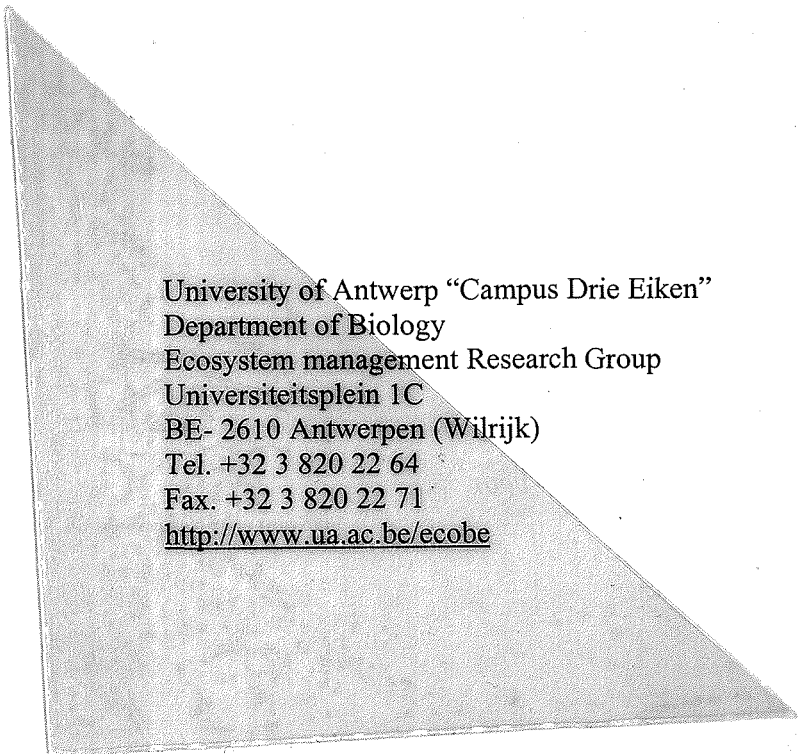
Text: Frank Adriaensen, Stefan Van Damme, Erika Van den Bergh, Ditske Van Hove, Rein Brys, Tom Cox, Sander Jacobs, Peter Konings, Joachim Maes, Tom Maris, Wim Mertens, Lieven Nachtergale, Eric Struyf, Alexander Van Braeckel & Patrick Meire

Coördinatie: Patrick Meire

This publication should be cited as follows: Adriaensen et al., 2005. Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, Universiteit Antwerpen, Rapport Ecobe 05R-82, Antwerpen.

Corresponding author: Patrick Meire

Opdrachtgever: AWZ



University of Antwerp "Campus Drie Eiken"
Department of Biology
Ecosystem management Research Group
Universiteitsplein 1C
BE- 2610 Antwerpen (Wilrijk)
Tel. +32 3 820 22 64
Fax. +32 3 820 22 71
<http://www.ua.ac.be/ecobe>

Inhoudsopgave

Hoofdstuk 1: Inleiding	P.1
Hoofdstuk 2: Instandhoudingsdoelstellingen: wat, waarom en hoe?	P.4
Hoofdstuk 3: Beschrijving studiegebied	P.32
Hoofdstuk 4: IHD-constructie op systeemniveau	P.44
Hoofdstuk 5: IHD-constructie op habitatniveau	P.118
Hoofdstuk 6: IHD constructie op soortniveau	P.140
Hoofdstuk 7: Oplijsting IHD's	P.202
Hoofdstuk 8: Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, uitwerking deel Zeeschelde en zijrivieren: een synthese	P.209
Literatuur	P.232
Bijlage 4.1	
Bijlage 4.2	
Bijlage 4.3	
Bijlage 4.4	
Bijlage 5.1	
Bijlage 6.1	

Hoofdstuk 1: Inleiding

Een aanzienlijk deel van het Schelde-estuarium kent omwille van het groot ecologisch belang een statuut van Europese Natura 2000 gebied. Reeds in 1988 (Besluit Vlaamse Executieve 17.10.1988) werden door Vlaanderen, in uitvoering van de Europese Vogelrichtlijn 79/409/EEG, een aantal vogelrichtlijngebieden aangeduid waarvan er drie binnen het Schelde-estuarium vallen. Ook in het Nederlandse deel van het estuarium werd één vogelrichtlijngebied aangeduid. De doelstelling van de bescherming van deze gebieden is 'de instandhouding van alle natuurlijk in het wild levende vogelsoorten op het Europese grondgebied van de lidstaten te verzekeren'. In uitvoering van de Europese Richtlijn 92/43/EEG (Habitatrichtlijn) stelde Vlaanderen in 1996 (Beslissing Vlaamse Regering 14.02.1996) aan Europa ook veertig gebieden voor als habitatrichtlijngebied. Zes daarvan liggen binnen of overlappen deels met het Schelde-estuarium. Van de Nederlandse habitatrichtlijngebieden zijn dat er twee. De bescherming van de habitatrichtlijngebieden moet 'de instandhouding van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna die er deel van uitmaken garanderen'. Daartoe moet elk habitatrichtlijngebied worden gebracht tot een zogenaamde 'gunstige staat van instandhouding'. Elke lidstaat moet voor elk van haar habitatrichtlijngebieden de maatregelen voorzien en (instandhoudings)doelstellingen (IHD) zodanig definiëren dat:

- “- het natuurlijke verspreidingsgebied van het habitat en de oppervlakte van dat habitat binnen dat gebied stabiel zijn of toenemen;
- de nodige specifieke structuur en functies voor behoud op lange termijn bestaan en in de afzienbare toekomst vermoedelijk zullen blijven bestaan;
- de staat van instandhouding van de voor dat habitat gunstige typische soorten gunstig is;
- uit populatiedynamische gegevens blijkt dat de betrokken soort nog altijd een levensvatbare component is van het habitat waarin de soort voorkomt en dat vermoedelijk op lange termijn zal blijven;
- het natuurlijke verspreidingsgebied van die soort niet kleiner wordt of binnen afzienbare tijd lijkt te zullen worden;
- er een voldoende groot habitat bestaat en waarschijnlijk zal blijven bestaan om de populaties van die soort op lange termijn in stand te houden.”

Sinds het najaar van 2000 zijn ook de bepalingen van de Europese Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG) van toepassing op de Schelde met name het verbeteren van de algemene kwaliteit van watersystemen in het volledige stroomgebied. In 2015 moeten alle Europese waterlichamen aan de ecologische kwaliteitsbeoordeling “goed” voldoen zowel op chemisch, fysico-chemisch, hydro-morfologisch en biologisch vlak.

In het licht van deze Europese verplichtingen werd ook in bilaterale akkoorden tussen Vlaanderen en Nederland gestalte gegeven aan het natuurherstel van de Schelde. In 2001 stelden Vlaanderen en Nederland gezamenlijk een Langetermijnvisie op voor het Schelde-estuarium. Het streefbeeld van deze Langetermijnvisie is samen te vatten als het

instandhouden van de fysieke kenmerken van het estuarium en het optimaal samengaan van veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid. Voor het aspect natuurlijkheid betekent dat dat tegen 2030 een grote diversiteit aan habitats met de bijhorende levensgemeenschappen duurzaam moet voorkomen. Daartoe moet 'ruimte worden gecreëerd voor natuurlijke dynamische fysische, chemische en ecologische processen'. De waterkwaliteit mag daarbij niet meer beperkend zijn.

In het 'Tweede Memorandum van Overeenstemming' van 4 maart 2002 spraken beide landen af om gezamenlijk een Ontwikkelingsschets 2010 op te stellen. Deze schets moest aangeven welke maatregelen en beleidsinspanningen tot 2010 nodig waren om het streefbeeld 2030 van de LTV te kunnen realiseren voor elk van de drie luiken. Belangrijke bouwstenen van de ontwikkelingsschets waren een strategische milieu-effectrapportage (van de verdieping en verbreding van de vaargeul) en een maatschappelijke kosten-batenanalyse. Onder de koepel van de Ontwikkelingsschets 2010 startte ook de actualisatie van het Sigmaplan ten behoeve van de veiligheid tegen overstromen in het Vlaamse deel van het estuarium. Ook daarvoor werd een MKBA en plan-MER opgemaakt.

In beide milieueffectenrapportages werd voor de passende beoordeling gewerkt met de best mogelijke inschatting van de instandhoudingsdoelstellingen vermits deze op dat moment nog niet beschikbaar waren.

Vanuit het voorzorgsprincipe werden onzekerheden over impact van de ingrepen op de instandhoudingdoelstellingen ondervangen door mitigerende maatregelen waaronder ook ontwikkeling van natuur met de IHD-kwaliteitseisen (besluiten 3.c en 3.d van de Ontwikkelingsschets 2010). Deze aanpak werd uiteindelijk in de beslissing van de Vlaamse regering van 17-12-2004 geconcretiseerd als een pakket natuurmaatregelen die het estuarium robuuster zouden maken. Daarmee werd bedoeld dat het estuarium zich zou kunnen ontwikkelen tot een ecosysteem dat door beperkte ingrepen niet wordt ontwricht (besluiten 1.b, 2.b en 3.a van de Ontwikkelingsschets 2010).

Omwille van het duidelijke belang van instandhoudingdoelstellingen voor de bepaling van de meest geschikte natuurontwikkelingsmaatregelen en de koppeling van deze natuurontwikkeling met de werken voor veiligheid en toegankelijkheid (besluit 1.a – maximale natuurontwikkeling in veiligheidsgebieden, 1.b – koppeling timing realisatie natuurontwikkeling en overstromingsgebieden, 2.i – stortstrategie met meest positieve effecten op morfologie en natuur, 4.a – gelijktijdigheidsbeginsel van de Ontwikkelingsschets 2010) besliste de Vlaamse Regering om tegen uiterlijk 01-07-2005 de gemeenschappelijke Vlaams-Nederlandse instandhoudingdoelstellingen voor het Schelde-estuarium te formuleren (besluit 3.b van de Ontwikkelingsschets 2010) zodanig dat "daaruit ondubbelzinnig te herleiden is hoeveel natuur met welke kwaliteit aan het natuurlijk systeem van het estuarium moet worden toegevoegd om deze doelstellingen te kunnen realiseren".

Daarom werd op 20 december 2004 tussen het Vlaamse Gewest en de Universiteit Antwerpen de overeenkomst 'Opstellen van instandhoudingsdoelstellingen voor de Zeeschelde en de tijgebonden zijrivieren (Netes, Dijle, Zenne en Durme)' afgesloten. De resultaten van deze opdracht werden gebundeld in voorliggend rapport en beschrijven in detail de instandhoudingsdoelstellingen voor het Vlaamse deel van het estuarium. In Nederland werd pas op 11-03-2005 in de vorm van het Derde Memorandum van Overeenstemming de beslissing genomen tot de opmaak van instandhoudingsdoelstellingen. Daardoor zal de afstemming tussen Vlaanderen en Nederland pas in een latere fase kunnen gebeuren. Voorliggend rapport dient als de Vlaamse insteek voor dat overleg.

Hoofdstuk 2: Instandhoudingsdoelstellingen: wat, waarom en hoe?

Inhoudsopgave

1.	<i>Inleiding</i>	6
2.	<i>Hoe worden doelstellingen geformuleerd?</i>	7
2.1.	Internationaal	7
2.2.	Europees	7
2.3.	Nationaal	8
3.	<i>Doelstellingen voor het Schelde-estuarium</i>	9
3.1.	Lange Termijn visie Schelde-estuarium (LTV)	9
3.2.	Ontwikkelingsschets 2010 PROSES	9
3.3.	Ruimtelijk structuurplan Vlaanderen	10
3.4.	Beschermingsmaatregelen op Vlaams grondgebied	10
3.5.	Doelstellingen in het Natuurontwikkelingsplan Schelde (NOP)	11
4.	<i>Het bepalen van IHD's, een overzicht van methodes</i>	12
4.1.	Methodologie in de UK	12
4.2.	Methodologie in Vlaanderen.	15
4.2.1.	Haven van Antwerpen	15
4.2.2.	Haven van Zeebrugge	18
4.2.3.	Habitats Vlaanderen	18
5.	<i>Methodiek voor het bepalen van instandhoudingsdoelstellingen voor het Schelde-estuarium</i>	19
5.1.	Inleiding	19
5.2.	Methodiek	19

Overzicht tabellen

<i>Tabel 2.1: Prioritering van doelstellingen per deelgebied. In hoofding staan de zonecodes. ++ = zeer belangrijk, + = belangrijk, 0 = minder belangrijk, blanco = ongekend (Van den Bergh et al, 2003b).</i>	11
<i>Table 2.2: Legal requirements for conservation objectives on marine Natura 2000 sites (EN, 2001)</i>	12
<i>Table 2.3: Practical considerations for conservation objectives on marine Natura 2000 sites (EN, 2001)</i>	13
<i>Tabel 2.4: Overzicht van de verschillende criteria, subcriteria en hun respectievelijke scores voor de soortprioriteitenlijst.</i>	16
<i>Tabel 2.5: Overzicht van de verschillende criteria voor de habitatprioriteitenlijst</i>	17
<i>Tabel 2.6: Overzicht van de verschillende componenten van ecosystem health.</i>	20
<i>Tabel 2.7: Overzicht van het verlies van verschillende goods and services in het Schelde estuarium en de gevolgen hiervan naar het beheer.</i>	28

Overzicht figuren

<i>Figuur 2.1: Verschillende delen van de methode om tot instandhoudingsdoelstellingen te komen (zie Van Hove et al. 2004 voor meer details).</i>	16
<i>Figuur 2.2: Om het concept "ecosystem health" concreet uit te werken is het begrip draagkracht zeer belangrijk.</i>	23
<i>Figuur 2.3: Een goed functionerend ecosysteem kan beschreven worden als een systeem waarbij de variabiliteit in de tijd binnen "natuurlijke grenzen" blijft, de draagkracht m.b.t. diverse kenmerken behouden blijft en dat in staat is om externe invloeden te bufferen.</i>	23
<i>Figuur 2.4: Verschillende menselijke ingrepen hebben een impact gehad op de "goods & services" van het estuariene ecosysteem.</i>	24
<i>Figuur 2.5: In een estuarium zijn het ecosysteem enerzijds en het socio-economisch systeem anderzijds zeer nauw verbonden (schema naar Costanza et al. 1997).</i>	29

1. Inleiding

De globale biodiversiteitscrisis, het wereldwijd verdwijnen van soorten en habitats onder invloed van menselijke activiteiten, vormt een belangrijke bedreiging voor het voortbestaan van de mens zelf. Het oplossen van dit probleem wordt dan ook één van de grootste uitdagingen van de 21ste eeuw. Recent werd dit nog op overtuigende wijze aangetoond in het Millenium Ecosystem Assessment dat onder de auspiciën van de UN werd opgesteld en uitgegeven. De belangrijkste conclusies zijn hieronder weergegeven:

Four Main Findings:

Over the past 50 years, humans have changed ecosystems more rapidly and extensively than in any comparable period of time in human history, largely to meet rapidly growing demands for food, fresh water, timber, fiber and fuel. This has resulted in a substantial and largely irreversible loss in the diversity of life on Earth.

The changes that have been made to ecosystems have contributed to substantial net gains in human well-being and economic development, but these gains have been achieved at growing costs in the form of the degradation of many ecosystem services, increased risks of nonlinear changes, and the exacerbation of poverty for some groups of people. These problems, unless addressed, will substantially diminish the benefits that future generations obtain from ecosystems.

The degradation of ecosystem services could grow significantly worse during the first half of this century and is a barrier to achieving the Millennium Development Goals.

The challenge of reversing the degradation of ecosystems while meeting increasing demands for their services can be partially met under some scenarios that the MA has considered but these involve significant changes in policies, institutions and practices, that are not currently under way. Many options exist to conserve or enhance specific ecosystem services in ways that reduce negative tradeoffs or that provide positive synergies with other ecosystem services.

(Millenium Ecosystem Assement synthesis report, 2005)

Er werden de voorbije decennia dan ook heel wat initiatieven genomen om de biodiversiteit te beschermen. Op mondiaal vlak kwamen verschillende verdragen tot stand. Reeds in 1971 kwam de RAMSAR conventie tot stand (zie hoofdstuk 3, paragraaf 2.1), gevolgd door de Bern en Bonn conventie, en uiteindelijk de biodiversiteitsconventie. Ook Europees en nationaal werden verschillende initiatieven genomen. Al deze juridische kaders willen dus bijdragen tot het behoud van de biodiversiteit. Deze algemene doelstelling vereist evenwel een verder precisering. In dit hoofdstuk wordt daar dieper op ingegaan.

2. Hoe worden doelstellingen geformuleerd?

Naarmate het behoud van ons leefmilieu en de natuur belangrijke beleidsdomeinen werden groeide de noodzaak om concrete doelstellingen uit te werken. Op het vlak van milieu (lucht, water, bodem) kwamen zo heel wat normen tot stand die bepaalde grenzen aangeven waarbinnen bepaalde parameters mogen variëren. Die zijn in heel wat verdragen, richtlijnen, wetten en decreten opgenomen en bieden een houvast voor het beleid, de beheerder en het gerecht. Voor natuur zijn de doelstellingen minder concreet. Alle belangrijke internationale en nationale regelgevingen (Convention on Biodiversity, de RAMSAR convention,...) streven naar het behoud van de biodiversiteit. Dit is een echter zeer algemeen, immers momenteel kennen we zelfs nog het grootste deel van de soorten niet. Verder is het niet duidelijk wat nu echt nodig is om die biodiversiteit te behouden. Hoeveel individuen van een soort moeten beschermd blijven, welke oppervlaktes habitat zijn nodig, aan welke voorwaarden (milieunormen) moeten die habitats voldoen etc?

Hieronder wordt in grote lijnen toegelicht hoe de verschillende doelen werden geformuleerd.

2.1. Internationaal

De doelstellingen van de grote internationale verdragen beogen in globa het behoud van de biodiversiteit. De verschillende verdragen focussen op specifieke aspecten, zoals wetlands, de gevaren door handel in bedreigde dieren etc. Voor meer details verwijzen we naar de verdragen of conventies zelf (hoofdstuk 8).

2.2. Europees

Vogel- en Habitatrichtlijn

De Europese Vogelrichtlijn (79/409/EEG) en de Habitatrichtlijn (92/43/EEG) goedgekeurd in respectievelijk 1979 en 1992 geven vorm aan het natuurbehoudsbeleid van de EU (zie ook hoofdstuk 3, paragraaf 2.2 en 2.3). De doelstellingen werden als volgt verwoord:

"Instandhouding van alle natuurlijke, in het wild levende vogelsoorten op het grondgebied van de Europese Unie te bevorderen en hun leefgebieden te beschermen."

"Deze richtlijn heeft tot doel bij te dragen tot het waarborgen van de natuurlijke habitats en de wilde flora en fauna op het Europese grondgebied van de Lid-Staten waarop het verdrag van toepassing is. De maatregelen beogen de natuurlijke habitats en de wilde dier- en plantensoorten van communautair belang in een gunstige staat van instandhouding te behouden of te herstellen"

Concreet verplichtten deze richtlijnen de lidstaten ertoe om **speciale beschermingzones** aan te duiden die samen een netwerk van beschermde gebieden over geheel Europa moeten vormen: het NATURA 2000 netwerk. De aanduiding van deze beschermingszones gebeurt op basis van duidelijk gedefinieerde criteria nl. het voorkomen van soorten en/of habitats van communautair belang, gespecificeerd in de bijlagen van de richtlijnen. De lidstaten zijn verplicht ervoor te zorgen dat de habitattypes en soorten waarvoor deze gebieden werden aangewezen/in stand gehouden worden en zelfs hersteld worden. Om hier toe te komen moeten de lidstaten per gebied **instandhoudingsdoelstellingen** opstellen. Hierin wordt kwantitatief bepaald wat moet beschermd worden en wordt van elk habitatype ook een goede conditie tabel opgemaakt. Dit geeft een aantal abiotische en biotische criteria aan waaraan de habitats moeten voldoen.

In 2001 werd in het kader van de "EU Biodiversity Strategy" vooropgesteld dat het verlies van biodiversiteit moet gestopt worden tegen 2010. Dit wordt sterk ondersteund door de campagne COUNTDOWN 2010.

Kaderrichtlijn water

Naast de Vogel- en Habitatrichtlijn is een ander bijzonder belangrijke richtlijn, de Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG) die in 2000 goedgekeurd werd. Het betreft de vaststelling voor een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid. Belangrijk is dat er bepaald wordt dat er kwaliteitscriteria moeten worden geformuleerd waarbij 5 categorieën onderscheiden worden nl. slecht, ontoereikend, matig, goed en zeer goed. Deze moeten bepaald worden voor de biologische kwaliteitselementen, hydromorfologische kwaliteitselementen en de fysisch-chemische kwaliteitselementen. De biologische kwaliteitselementen voor de overgangs- en kustwateren bevatten het fytoplankton, de macroalgen, de angiospermen, de bentische ongewervelde fauna en de visfauna (niet voor kustwateren). Momenteel worden door de verschillende lidstaten methoden uitgewerkt om voor deze verschillende types wateren en de diverse parameters de opdeling in de vijf kwaliteitsklassen mogelijk te maken (o.a. Van Damme et al., 2003; Escaravage et al., 2004). Deze doelstellingen zullen zeer concreet worden beschreven.

2.3. Nationaal

De doelstellingen op Vlaams niveau zijn vervat in het Decreet op het Natuurbehoud (BS 10 januari 1998). Naast de algemene doelstellingen van het behoud van de biodiversiteit zijn wat betreft het gebiedsgericht beleid concrete oppervlakte-doelstellingen vastgelegd.

De huidige Vlaamse regering drukt de wens uit dat Vlaanderen inzake biodiversiteit de vergelijking met andere economische topregio's moeiteloos kan doorstaan.

3. Doelstellingen voor het Schelde-estuarium

3.1. Lange Termijn visie Schelde-estuarium (LTV)

In de LTV staan de ecologische doelen voor het Schelde-estuarium verwoord. Deze zijn hieronder kort samengevat:

1. Binnen het estuarium komt een grote diversiteit aan habitats voor, mn slikken, schorren, ondiep water en platen in zoet, brak en zout water. De bijbehorende levensgemeenschappen komen duurzaam voor en zijn waar mogelijk versterkt.
2. Daartoe is ruimte gecreëerd voor natuurlijke dynamische fysische, chemische en ecologische processen. Het meergeulenstelsel in de Westerschelde, inclusief vrijbewegende nevengeulen moet gehandhaafd blijven.
3. De waterkwaliteit is niet meer beperkend

Daarnaast wordt het handhaven van de natuurlijkheid van het Schelde-estuarium genoemd als referentiekader.

3.2. Ontwikkelingsschets 2010 PROSES

In de probleemstelling wordt het volgende aangegeven :

Het behoud en herstel van de "gunstige staat van instandhouding" in de zin van de Europese Habitatrichtlijn, vormt de gemeenschappelijke referentie (in Vlaanderen en in Nederland) voor het thema natuurlijkheid. De staat van instandhouding wordt als gunstig beschouwd wanneer:

- *Voor habitats:*
 - *Het natuurlijk verspreidingsgebied en de oppervlakte van de natuurlijke habitat binnen een gebied stabiel zijn of toenemen;*
 - *De voor behoud op langere termijn nodige specifieke structuur en functies bestaan en in de afzienbare toekomst vermoedelijk zullen blijven bestaan;*
 - *De staat van instandhouding van soorten die typisch zijn voor die habitat gunstig is.*
- *Voor soorten:*
 - *Blijkt dat de soort nog steeds een levensvatbare component is van zijn natuurlijke habitat, en dat vermoedelijk ook op lange termijn zal blijven;*
 - *Het natuurlijk verspreidingsgebied van de soort niet kleiner wordt of binnen afzienbare tijd kleiner lijkt te zullen worden*
 - *Er een voldoende groot habitat bestaat en waarschijnlijk zal blijven bestaan om de populaties op lange termijn in stand te houden.*

Het bovengenoemde referentiekader vraagt om een nadere concretisering om echt operationeel te zijn. Die concretisering vindt plaats door middel van de vaststelling van instandhoudingsdoelstellingen in beide landen. Instandhoudingsdoelstellingen voor het Schelde-estuarium, met de daarbij behorende maatregelen voor het behoud en/of herstel van de gunstige staat van instandhouding zijn in Vlaanderen en Nederland echter nog niet formeel vastgesteld.

(uit OS 2010, besluiten van de Nederlandse en Vlaamse regering, p. 19)

Wat betreft de besluiten over het luik natuurlijkheid staat ruimte voor de rivier als leidend principe voorop.

Uitgangspunt van de beslissingen over de natuurlijkheid van het Schelde-estuarium is dat de optimalisatie van de fysische, chemische en ecologische processen zal leiden tot herstel van habitats en populaties. De belangrijkste factor voor de optimalisatie van bijna alle natuurlijke processen in het estuarium, is ruimte. Voldoende ruimtelijke uitbreiding van het estuarium zal via procesherstel haast alle waardevolle habitattypen kunnen opleveren, de nu nog steeds voortschrijdende degradatie van het natuurlijk systeem stoppen en op termijn leiden tot herstel en verbetering. Door in te zetten op voldoende ruimte worden bovendien willekeurige keuzen voor arealen met specifieke habitattypen of voor bepaalde soorten vermeden.

Besluit 3a:

Ruimte voor de rivier is:

- Het leidend principe bij de invulling van het streefbeeld natuurlijkheid uit de LTV;*
- De voorlopige benadering voor het realiseren van de instandhoudingsdoelstellingen in de zin van de habitatrichtlijn.*

(uit OS 2010, besluiten van de Nederlandse en Vlaamse regering, p.29-30)

3.3. Ruimtelijk structuurplan Vlaanderen

Het Ruimtelijk Structuurplan Vlaanderen (RSV) voorziet dat het fysisch systeem ruimtelijk structurerend is (zie ook hoofdstuk 3, paragraaf 4). Dit geldt specifiek voor de Scheldevallei.

3.4. Beschermingsmaatregelen op Vlaams grondgebied

In het volgende hoofdstuk wordt hier uitgebreid op ingegaan (zie ook hoofdstuk 3, paragraaf 2.5 en 2.6). Deze zijn ook beschreven in Van den Bergh et al. (2003).

3.5. Doelstellingen in het Natuurontwikkelingsplan Schelde (NOP)

Het uitgangspunt voor het NOP is een herstel van het ecologisch functioneren van het estuarien systeem (Van den Bergh et al, 2003b). De historiek van het estuarium wordt niet gehanteerd als referentie, maar wel om er kennis uit te putten betreffende het huidig ecologisch functioneren. De natuurlijkheid op zich is niet relevant als uitgangspunt, immers we gaan ervan uit dat het systeem multifunctioneel is en dus ook aan een aantal gebruiksfuncties moet voldoen. Zonder menselijke ingrepen in het systeem zou bewoning in het gebied gewoon uitgesloten zijn. Natuurlijkheid moet dan ook gedefinieerd worden als het zoeken naar die mogelijkheden om de natuurlijke processen, binnen bepaalde grenzen, zo goed mogelijk te laten plaats vinden uit de overtuiging dat die in belangrijke mate bijdragen aan het leveren van 'goods en services' (zie 5.2) wat voor mens en natuur belangrijk is.

Grondige studie van het Schelde-estuarium toont dat voor een goed ecologisch functioneren een aantal belangrijke knelpunten zijn aan te wijzen. Deze liggen op het gebied van de fysische en (bio)chemische processen en op het gebied van de ecologie, processen en habitats. Voor de verschillende knelpunten werden dan ook doelstellingen geformuleerd en ruimtelijk binnen het estuarium geprioriteerd. Dit is samengevat in onderstaande tabel 2.1.

Tabel 2.1: Prioritering van doelstellingen per deelgebied. In hoofding staan de zonecodes. ++ = zeer belangrijk, + = belangrijk, 0 = minder belangrijk, blanco = ongekend (Van den Bergh et al, 2003b).

nr	code	doelstelling	01 VRaa	02 V/Han	03 HanGr	04 GrBur	05 BurTm	06 TmDem	07 DemGt	08 Durme	09 ZeDNe	10 strSc
D1.1	buff_afv	maximaliseren buffer bovenstroomse afvoer	0	0	0	0	+	+				
D1.2	disp_E	maximaliseren tidale energiedissipatie	+					+	+	+	+	0
D1.3	meerg	uitbreiden meergeulenstelsel	0			0	0	0	0	0	0	0
D1.4	nat_hab	optimaliseren natuurlijk habitatprocessen										0
D1.5	turb	minimaliseren turbiditeit	0	+	+				+		+	0
D2.1	C	optimaliseren koolstofhuishouding	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
D2.2	N	optimaliseren stikstofhuishouding	0	0	+	+	+					
D2.3	O2	optimaliseren zuurstofhuishouding	0	0	0	+			+		+	
D2.4	P	optimaliseren fosforhuishouding	0	0	0	0	0	0	+	+	+	
D2.5	Si	optimaliseren siliciumhuishouding	+									0
D3.1	prim_prod	optimaliseren primaire productie	0	+	+				+		+	0
D3.2	zoöpl	optimaliseren condities voor zoöplankton	0	+	+	+						0
D3.3	benthos	optimaliseren condities voor benthos	+									0
D3.4	vis	optimaliseren vismigratie	0	+	+	+	+	+				
D4.1	ond_H2O	uitbreiden areaal ondiep laagdynamisch water	+									0
D4.2	slikuit	uitbreiden areaal slik	+									0
D4.3	slikdyn	verlagen dynamiek slik	0			0	0	0	0	0	0	0
D4.4	schoruit	uitbreiden areaal schor	+		+	+				+		0
D4.5	schorverj	verjongen schor	+							0	0	0
D4.6	wetland	uitbreiden areaal wetland	0	0	0	+	+	+		+		0

Deze benaderingswijze is grondig verschillend van de klassieke benadering om ecologische doelstellingen te bepalen, immers ze zijn zeer gericht op het systeem zelf. In dit rapport zal op deze lijn verder gewerkt worden. Dit wordt hieronder beschreven.

4. Het bepalen van IHD's, een overzicht van methodes

Het opstellen van deze instandhoudingsdoelstellingen (IHD) staat momenteel nog in zijn kinderschoenen. Binnen Europa lopen momenteel enkele projecten waarbij IHD's werden opgesteld. Deze worden hieronder kort samengevat.

4.1. Methodologie in de UK

In de UK is men als eersten begonnen met het bepalen van IHD's voor mariene gebieden. De belangrijkste elementen waarmee men rekening gehouden heeft zijn samengevat in onderstaande tabellen 2.2 en 2.3.

Table 2.2: Legal requirements for conservation objectives on marine Natura 2000 sites (EN, 2001)

Statutory context	Implications for conservation objectives
<i>Aims of the Habitats Directive</i>	
Conservation of biodiversity (Article 2.1)	■Conservation objectives must represent a site.s appropriate contribution to the achievement of favourable conservation status, and the wider goal of biodiversity conservation, based on the features for which it has been selected.
Maintenance or restoration of favourable conservation status of the habitats and species in Annexes I and II of the Directive (Article 2.2)	
Natura 2000 network to enable the achievement of favourable conservation status (Article 3.1)	
<i>Obligations towards individual SACs</i>	
Maintenance or restoration of the favourable conservation status of the habitats and species for which the site is designated (Article 1.L)	■Conservation objectives must establish what is required for the conservation of the habitat or species population on the individual site. For this reason, and others, conservation objectives need to be prepared specifically for individual sites.
Establishment of the necessary conservation measures corresponding to the ecological requirements of the habitats and species on the site (Article 6.1)	■Conservation objectives must guide the determination of the necessary conservation measures, including the identification of the ecological requirements for a habitat or a species population on a site. Thus, it is necessary to interpret the term .ecological requirements.. At its simplest level, it means the physical and biological factors that are required for the habitat or species population to be maintained [or restored] to favourable conservation status.
Avoidance of deterioration or significant	■Conservation objectives must enable determination of what types of

disturbance (Article 6.2)	change to a habitat or species population would constitute deterioration or significant disturbance.. ■ These judgements can only be made on a site-, and feature-specific basis, although must clearly be guided by the overall aims of the Directive.
Appropriate assessment in view of the conservation objectives, of any plan or project likely to have a significant effect, and determination of whether it will adversely affect the integrity of the site (Article 6.3)	■ Conservation objectives must usefully support the judgement of whether a plan or project is likely to have a significant effect, and must usefully inform decisions on whether site integrity will be adversely affected. ■ The precise role that conservation objectives play in making these decisions is not prescribed in the Directive, and therefore open to different approaches: - Comprehensive conservation objectives, covering all important aspects of a feature, could provide the standard against which to judge the (un)acceptability of a plan or project's impact, but it would be difficult to prepare; - Simplified conservation objectives which do not purport to be comprehensive are easier to prepare, and can guide the scope of an appropriate assessment, but may not assist greatly in the decision on whether the plan or project should proceed.
<i>Monitoring and reporting</i>	
Member states to monitor the conservation status of habitats and species, and report the results to EC (Articles 11 and 17)	■ Conservation objectives must provide the standard against which monitoring of the habitat or species will take place.

Table 2.3: Practical considerations for conservation objectives on marine Natura 2000 sites (EN, 2001)

Practical requirement	Implications for conservation objectives
Habitats and species populations are naturally dynamic and many types of change would not be considered unfavourable in conservation terms	■ Conservation objectives need to accommodate types of change to a feature that are acceptable in conservation terms (e.g. ecological succession, natural seasonal fluctuations), while identifying the types of change that are considered unacceptable (e.g. feature loss or degradation due to identifiable human activities).
Decisions are needed on whether current status is favourable or unfavourable	■ For most marine habitats and species, it is assumed that the condition at time of SAC identification is favourable. In many cases, baseline surveys are needed to establish current condition, and for highly dynamic features, establishing current condition may require time series data.
Conservation objectives must guide the preparation of management schemes	■ Conservation objectives need to be based on a sound understanding of the sensitivity of features to particular types of activity and impact, and the likelihood of them being exposed to those factors. Regulation 33 also requires the UK conservation agencies to advise the bodies that manage European marine sites on operations that may cause deterioration or disturbance to the habitats and species. So for both legal and practical reasons, the conservation objectives are accompanied by information on the factors and activities that are likely to affect their achievement.

	■ For many stakeholders. (those with an interest in the management of the site) the conservation objectives (and the accompanying information on operations) will be the only information they have access to which sets out what the Directive requires. Therefore the conservation objectives need to be a clear and informative expression of the purpose of the site. ■ The timing of the development of the conservation objectives, and their presentation, e.g. in terms of level of detail and technical language, need to meet the needs of site managers, and these needs vary over time and between different stakeholders. In general, they should be as short as possible without sacrificing their other requirements.
Monitoring of the achievement (or not) of the conservation objectives is required for: -reviewing the appropriateness of management - reporting (to Government and EC)	■ Conservation objectives need to include performance indicators, i.e. clear, unambiguous standards that can be monitored economically and reliably in order that reports can be made to UK government and EC on whether or not favourable conservation status is being achieved, and to enable those managing the sites to determine whether any changes to management are required. ■ These performance indicators must be expressed in ways that enable results from different sites to be aggregated in order that meaningful reports can be made on the conservation status of habitats and species at a UK level.¹⁶
Practical requirement	Implications for conservation objectives
There should be a single, integrated set of conservation objectives for a site covering all interest features, otherwise a coordinated and consistent approach to management decisions will be very difficult to achieve.	■ The UK Habitats Regulations do not expressly establish that the conservation objectives produced by the nature conservation agencies under Regulation 33 are the conservation objectives that should be used in the appropriate assessment of plans and projects. However conservation objectives should contribute to this function, enhanced by further advice from the conservation agencies on a specific basis.
Intertidal areas of marine SACs and SPAs are subject to provisions of the UK Regulations dealing with implementation of the Habitats Directive on land as well as in marine areas. The conservation objectives need to take account of this.	■ The main mechanism for implementing SACs and SPAs on land in the UK is through notification and management of SSSIs (ASSIs in Northern Ireland) designated through national legislation, which is supplemented by the Habitats Regulations. Throughout the UK, the conservation of SSSIs/ASSIs is typically guided by management plans or statements which include objectives. ¹⁷ Therefore for intertidal areas of European marine sites which are designated as SSSIs, the approach to conservation objectives needs to be the same as, or at least compatible with, both the marine and terrestrial frameworks.

¹⁵ The term 'management scheme' is used in the UK in relation to marine sites. It is effectively synonymous with 'management plan' as used in Article 6.1 of the Habitats Directive.

¹⁶ See Marine Monitoring Handbook (see footnote 9)

Daarnaast werden ook reeds voor een aantal estuaria IHD's bepaald. Deze voor de Humber worden hier kort samengevat.

Formulation of CO for the Humber estuary (EN, 2003)

"subject to natural change, maintain (or restore) the estuary in favourable condition (if the feature is not currently in favourable condition) in particular the:

Saltmarsh communities

Intertidal mudflat & sandflat communities

Subtidal sediment communities"

Voor deze habitats zijn er goede conditie tabellen waarbij het in essentie neerkomt op het formuleren voor de verschillende parameters van het volgende concept:

"parameter should not deviate significantly from an established baseline, subject to natural change"

Hierbij worden de definitie van de "baseline" en de interpretatie van het begrip "significant" natuurlijk bijzonder cruciaal. Deze benadering wordt gevolgd op verschillende niveau's: estuarium, specifieke habitats etc.

4.2. Methodologie in Vlaanderen.

4.2.1. Haven van Antwerpen

Een methode voor opstellen van IHD voor speciale beschermingszones (SBZ) werd recent opgesteld en toegepast in de Antwerpse zeehaven (Van Hove et al., 2004). Op vraag van de stakeholders in een begeleidende stuurgroep (met heel erg verschillende achtergronden) werd een methode tot opstellen van IHD ontwikkeld die een zeer strikte en begrijpbare, haast mathematische, opstelling van IHD toelaat. Deze methode moest daarenboven toelaten om herhaalbare resultaten te genereren binnen het studiegebied, maar ook tussen studiegebieden. Daarenboven werd er geëist dat de IHD een maximale juridische zekerheid zouden bieden, dus niet alleen t.o.v. de Europese richtlijnen maar ook t.o.v. internationale, nationale, regionale en lokale regelgeving. De ontwikkelde methode is grotendeels onafhankelijke van de beschouwde SBZ.

De methode omvat twee delen: een kwalitatief luik en kwantitatief luik (zie Figuur 2.1). De methode gaat er expliciet vanuit dat niet alleen de soorten dienen beschouwd te worden, maar ook de habitats waarin deze soorten kunnen voorkomen.

Algemene methodologie

Instandhoudingsdoelstellingen

- Kwalitatieve analyse
 - Soorten (broeden/voorkomen)
 - Soortenprioriteitenmatrix
 - Soorten-habitatmatrix
 - S-habitatprioriteitenmatrix
 - S-habitatprioriteitenlijst
 - Habitatten
 - H-habitatprioriteitenmatrix
 - H-habitatprioriteitenlijst
- Kwantitatieve analyse
 - Aantallen
 - Minimum in stand te houden populatie
 - Oppervlaktes
 - Minimum in stand te houden oppervlakte



Figuur 2.1: Verschillende delen van de methode om tot instandhoudingsdoelstellingen te komen (zie Van Hove et al. 2004 voor meer details).

Kwalitatieve analyse

Binnen de kwalitatieve analyse worden habitatprioriteitenlijsten opgesteld op basis van duidelijk gedefinieerde criteria voor enerzijds de soorten (broedend en niet-broedend, S-habitatlijsten) en anderzijds de habitattypen die voorkomen binnen de SBZ (H-habitatlijst). De prioriteitsscores voor soorten en habitats worden bepaald aan de hand van een combinatie van scores voor een aantal criteria en subcriteria (zie tabel 2.4 en 2.5). Voor de voorkomende soorten geeft de S-habitatprioriteitenlijst voor elk habitat het relatieve belang weer. De H-habitatprioriteitenlijst geeft daarentegen het relatieve belang aan van de verschillende aanwezige habitats in het gebied gebaseerd op habitatkenmerken.

Tabel 2.4: Overzicht van de verschillende criteria, subcriteria en hun respectievelijke scores voor de soortprioriteitenlijst.

Juridische criteria:	
<i>Mondiaal niveau:</i>	<i>Conventie van Bern bijlage II en/of Conventie van Bonn bijlage II</i> <i>soorten: 2, alle andere soorten: 1</i> <i>Conventie van Ramsar (1% norm): 4, alle andere soorten: 1</i>
<i>Europees niveau:</i>	<i>Vogelrichtlijn bijlage I soorten: 4, alle andere soorten: 1</i>
<i>Vlaams niveau:</i>	<i>Onvoorwaardelijk beschermde soorten in Vlaanderen: 3,</i> <i>Voorwaardelijk beschermde soorten in Vlaanderen: 2,</i> <i>Niet beschermde soorten in Vlaanderen: 1.</i>

Zeldzaamheidscriteria: (enkel voor broedvogels)	
Rode lijst broedvogels	Uitgestorven in Vlaanderen: 4 Met uitsterven bedreigd: 4 Bedreigd: 4 Kwetsbaar: 3 Zeldzaam: 3 Waarschijnlijk bedreigd: 2 Achteruitgaand: 2 Onvoldoende gekend: 1 Momenteel niet bedreigd: 1 Soorten die niet voorkomen op de lijst: 1
Bijzondere Vlaanderen	broedvogels voor 5% norm: 3, alle andere soorten: 1
Soortkarakteristieke criteria:	
Soorten die... in de gebiedseigen habitatten van het Broeden: 4, gebied	Voorkomen: 2, Niet voorkomen of broeden: 1.
jaarlijks	Broeden: 4, Voorkomen: 2, Niet voorkomen of broeden: 1.
in natuurlijk verspreidings- /broedgebied:	Broeden: 4, Voorkomen: 2, Niet voorkomen of broeden: 1.

Tabel 2.5: Overzicht van de verschillende criteria voor de habitatprioriteitenlijst

Juridische criteria:	
Europees niveau:	Habitat van bijlage I: 4 Prioritair habitat van bijlage I: 5
Vlaams niveau:	Algemeen verbod op vegetatiewijziging: 3 Vergunningsplicht: 2 Meldingsplicht of geen van beide: 1
Habitatkarakteristieke criteria:	
Natuurlijkheid:	Volledig natuurlijk: 4 Nagenoeg natuurlijk: 4 Halfnatuurlijk: 3 Agricuultuurlijk met natuurlijke elementen: 2 Agricuultuurlijk: 2 Urbaan-industrieel: 1
Biologische waardering:	Biologisch zeer waardevol: 3 Biologisch waardevol: 2 Biologisch minder waardevol: 1

Deze kwalitatieve habitatprioriteitslijsten geven een eerste aanduiding van de habitatsituatie binnen het studiegebied en in geval in een latere fase blijkt dat niet alle habitats realiseerbaar zijn of het niet opportuun is om alle habitats te realiseren, kunnen er op basis van deze prioriteitslijsten gefundeerde keuzes gemaakt worden.

Kwantitatieve analyse

Nadat een prioriteitenlijst van aandachtsoorten is opgesteld in het kwalitatieve luik, worden in de kwantitatieve analyse op basis van de aantallen waarin de aandachtsoorten voorkomen/broeden in stand te houden aantallen bepaald (IHD). Bij de bepaling van de in stand te houden aantallen wordt er naast de vogelrichtlijnbeoordelingen ook rekening gehouden met regionale bepalingen (bv. Stand-still principe in Vlaamse context). De in stand te houden aantallen worden daarom bepaald als

In stand te houden aantal = grootste van (huidige aantal, aangemelde aantal en lokaal min. leefbare populatiegrootte).

Ruimtelijke uitwerking

Tenslotte kan in een daarop volgende stap aan de hand van de in stand te houden aantallen en gebiedseigen densiteiten voor de beschouwde soorten en habitattypes ook een kwantitatieve uitspraak gedaan worden over de benodigde oppervlakte habitat. Oppervlakte berekeningen zijn vooral belangrijk in geval van noodzaak tot compensatie voor ingrepen met een negatief effect op het richtlijngebied of herstelmaatregelen om terug te keren naar de goede staat van instandhouding

4.2.2. Haven van Zeebrugge

In Vlaanderen werden in opdracht van Afdeling Natuur instandhoudingsdoelstellingen opgesteld voor de Europese Vogelrichtlijngebieden '2.1 Westkust', '3.2 Poldercomplex' en '3.3 Het Zwin' en de kandidaat-Europese Habitatrichtlijngebieden 'BE2500001 Duingebieden inclusief IJzermonding en Zwin' en 'BE2500002 Polders'. In het eerste deel van deze studie werden de doelsoorten en -habitaten in elk gebied omschreven. Voor de Vogelrichtlijngebieden waren dit de broedvogels van Bijlage I en soorten die in internationaal belangrijke aantallen voorkomen. In de Habitatrichtlijngebieden waren dit de habitatten van Bijlage I en de soorten van bijlage II en IV. Voor deze soorten en habitatten werden instandhoudingsdoelstellingen in tabelvorm opgesteld (Spanoghe, 2002).

4.2.3. Habitats Vlaanderen

Voor de verschillende bijlage I habitats in Vlaanderen wordt momenteel een methodiek uitgewerkt voor het vastleggen van de IHD. Deze methodiek werd ook in dit rapport toegepast (zie verdere hoofdstukken).

5. Methodiek voor het bepalen van instandhoudingsdoelstellingen voor het Schelde-estuarium

5.1. Inleiding

Gezien het grote belang van het Schelde estuarium, zowel economisch als ecologisch, is het essentieel om de instandhoudingsdoelstellingen op een transparante en wetenschappelijk onderbouwde manier op te stellen. Gezien het hier gaat om een zeer dynamisch systeem, gekenmerkt door grote natuurlijke variaties en een enorme interactie tussen de verschillende componenten van het ecosysteem moet een holistische benadering gevolgd worden. De uitdaging is dus om de globale formulering zoals gegeven in de OS 2010 als in de Habitatrichtlijn concreet te maken. Cruciaal hierbij is dat de aanwezigheid van processen, habitats en soorten op termijn gegarandeerd blijven. In tegenstelling tot sommige habitattypes die zeer stabiel zijn (sommige oude bossen bv.).

In het Schelde-estuarium zijn over de laatste decennia duidelijke negatieve trends te zien (Van den Bergh et al., 2004), zowel op het vlak van het functioneren als op het vlak van habitatkwaliteit/arealen en het voorkomen van soorten. Het vastleggen van de IHD's kan zich dus niet beperken tot het bepalen en het behouden van de huidige situatie. Ze moeten daarentegen op zo'n manier opgesteld worden dat ze de aanwezige negatieve trends zo kunnen ombuigen dat het behoud op termijn gegarandeerd kan worden. Ruimte zal hierin het sleutelbegrip zijn, zoals ook reeds aangegeven in de OS 2010 (zie hoger paragraaf 3.2). De gevolgde methode wordt hieronder uiteengezet. De knelpunten analyse zoals gemaakt in het NOP is hier het uitgangspunt.

5.2. Methodiek

Ecosystem health, ecosystem goods & services

Centraal in het concept staat het begrip "ecosystem health". Dit concept werd in de voorbije jaren ontwikkeld (Calow, 1992) en kan gebruikt worden om de toestand van een ecosysteem te beschrijven en het kan eveneens een referentie kader bieden voor behoud en herstel. Het is gebaseerd op 3 pijlers: nl "organisation", "vigor" en "resilience". Voor elk van die pijlers kunnen 'ecosysteem functies' en "goods & services" gedefinieerd worden (tabel 2.6); die staan centraal in dit concept (De Deckere & Meire, 2000).

'Ecosystem goods & services' (EGS) zijn die kenmerken van het ecosysteem die voor de mens belangrijk zijn. Immers de voorbije decennia is het besef gegroeid dat de mens in belangrijke mate afhankelijk is van deze ecosystem goods & services. Ze werden voor het eerst grondig beschreven door De Groot (1992) en vormden nadien de basis voor het gezaghebbende artikel van Costanza et al. (1997). De beschrijving en indeling van de EGS werden ondertussen verfijnd (bv. De Groot et al. 2002) en vormen ook de basis voor de Millennium Assessment.

De organisatie betreft in hoofdzaak de structurele biodiversiteit, dit wil zeggen de verschillende aanwezige soorten, de onderlinge verbanden tussen de soorten samengevat in de voedselwebben en de trofische structuur van het ecosysteem. Dit geeft een aantal afgeleide functies zoals een evenwichtig voedselweb (geen grote dominantie van één of

andere soort, geen aanwezigheid van pestsoorten en een evenwichtige structuur van de trofische groepen), een habitat voor zeldzame en bedreigde soorten, de habitatfunctie voor de globale populatie etc. Voor estuariene systemen is onder andere de kraamkamerfunctie voor vissen (maar ook bv. krabben en garnalen) heel belangrijk (veel soorten brengen hun jonge levensfase door in het estuarium, de volwassen fase in de Noordzee. Typische voorbeelden voor de Schelde zijn de grijze garnaal waarvan de juvenielen vaak voorkomen in de getijdengeulen van de schorren, en tong waarvan de jongen zich voeden op de platen van de Westerschelde). Verder zijn estuaria de plaatsen bij uitstek die een essentiële doortrekfunctie vervullen voor anadrome en katadrome vissen zoals paling, fint, bot,...die vanuit rivieren richting zee of omgekeerd gaan, maar ook voor trekkende vogels en vleermuizen. Tenslotte kunnen biota geoogst worden als voedsel (vissen, schaaldieren, vogels, planten) of als constructiemateriaal gebruikt worden (hout, riet,..).

Tabel 2.6: Overzicht van de verschillende componenten van ecosystem health.

controlling factors	Water quality • Treatment • Retention	Water quantity • Tide • river run off	Area • ontpoldering • controlled flooding area
Ecosystem processes and structures	Morphology • Processes Habitat Structures wetland / tidal flat/ mudflat undeep water/ channels		
	<u>Vigor</u>	<u>Organisation</u>	<u>Resilience</u>
Derived services	Supporting services		
	• primary productivity • nutrient cycling • water cycling	• habitat for rare species or for global population • nursery function • migration route	• soil formation
	Regulating services		
	• Air quality regulation • climate regulation • Water purification and waste treatment • Regulation of transport of nutrients and contaminants	• disease regulation • pest regulation • pollination • Trophic-dynamic regulation	• Waterregulation (protection against flooding) • Erosion regulation and sediment trap • Maintaining habitat structure and features (eg. tidal characteristics) • natural hazard regulation
	Provisioning services		
	• fresh water • clean air	• Food • Fiber • Fuel • genetic resources	• fresh water

		• biochemicals, natural medicines and pharmaceuticals • ornamental resources	
Human functions	Recreation; cultural; scientific and educational; production of food and material		
regulations and conventions	Treatment of Helsinki and Paris (ICBS); OSPAR; North Sea convention; European frame water directive; habitat- and bird directive; national regulations		

De tweede belangrijke pijler van 'ecosystem health' nl. de '**vigor**', omvat de kracht van het systeem en wordt voornamelijk beschreven via de nutriëntencycli en de primaire productie. De afgeleide functies daarvan zijn o.a. de regulatie van de uitspoeling van nutriënten naar de (Noord)zee of de mogelijkheid van het systeem om nog nutriënten te verwijderen voor ze naar de kustzee getransporteerd worden. Analooq is de regulatie van de uitspoeling van pollutanten naar kustzee. Dit geeft een directe link naar de waterzuiverende functie, immers heel wat van de organische belasting die in het estuarium terecht komt wordt ter plaatse verwerkt waardoor er een significante verbetering optreedt van de waterkwaliteit. Dit is ook gekoppeld aan de gasuitwisseling met atmosfeer want de afbraak van het organisch materiaal leidt o.a. tot de emissies van koolstofdioxide richting atmosfeer maar ook andere stoffen zoals zuurstof, stikstofgas of methaan worden uitgewisseld met de omgeving. Tenslotte kan het ook bijdragen tot de klimaatregulatie.

Als laatste pijler is er '**resilience**' of de bufferfunctie van het systeem voor dynamische processen. De afgeleide functies van resilience zijn onder meer de waterregulatie, bescherming tegen overstromingen, de mogelijkheid om sedimenten op te vangen, de bescherming tegen erosie, en watervoorziening. Dit is bijzonder belangrijk om tot de robuuste natuur (zie PROSES) te komen.

Deze benadering geeft meteen aan dat het niet mogelijk is om IHD's te bepalen voor een estuarium zonder rekening te houden met bv. waterkwaliteit, waar de normen via andere wetgevingen worden vastgelegd (DABM, KRW). We moeten dus komen tot een benadering op systeemniveau waarbij zoveel mogelijk verschillende elementen zijn geïntegreerd.

Deze benadering stemt ook overeen met "The ecosystem approach" zoals die wordt naar voor geschoven door bv. IUCN.

Draagkracht

Om het concept "ecosystem health" verder concreet uit te werken is vervolgens het begrip draagkracht zeer belangrijk (schema in Figuur 2.2). De draagkracht van een systeem wordt in de ecologie beschreven door de logistische Pearl-Verhulst vergelijking

$$\frac{dN}{dt} = rN\left(\frac{K-N}{K}\right)$$

met N is het aantal individuen, r de intrinsieke groeisnelheid en K de draagkracht. Dit geeft een sigmoidale curve die in functie van de tijd afvlakt op de draagkracht K. Die draagkracht is afhankelijk van de karakteristieken van het gebied (bv. voedselaanbod) en

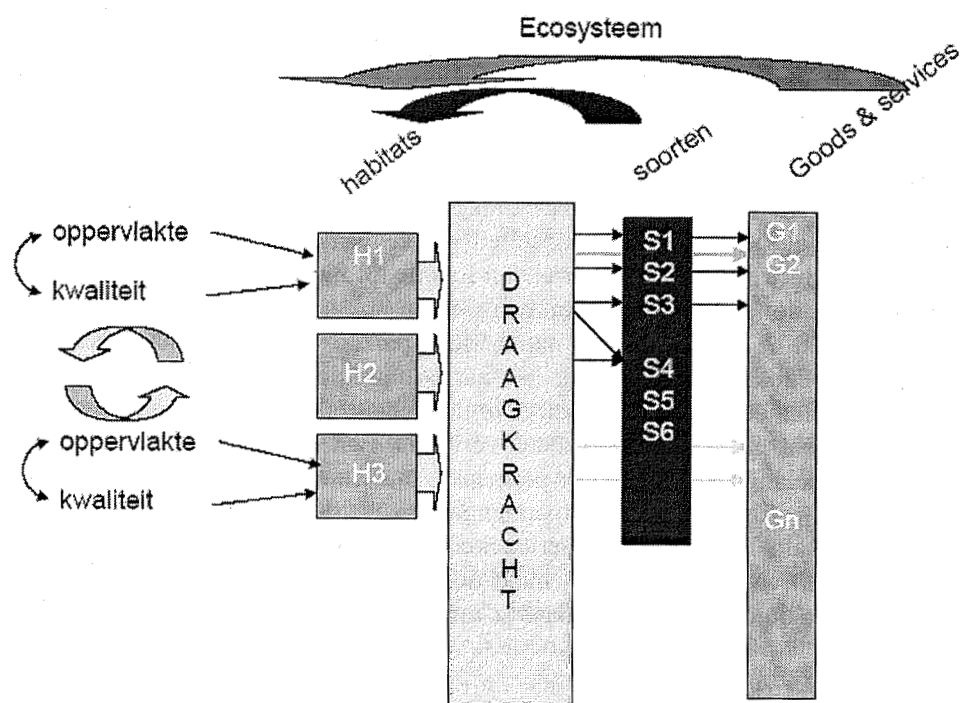
van soortspecifieke kenmerken (bv. territorialiteit). Dit concept van draagkracht kan evenwel worden uitgebreid naar de verschillende "goods and services" die door het systeem geleverd worden. Dit wil zeggen, niet alleen het aantal individuen van een bepaalde soort maar ook bijvoorbeeld de productie, het bufferend vermogen, de opvangcapaciteit voor sediment, water etc. De draagkracht mbt veiligheid van een gebied kan gezien worden als de hoeveelheid water die kan geborgen worden, eens dat volume geborgen, is de capaciteit opgebruikt en de draagkracht mbt waterberging bereikt. Op dezelfde manier zal ook de denitrificatiecapaciteit van een schor op een bepaald moment een limiet bereiken. Het verband zal evenwel van functie tot functie verschillen.

Een goed functionerend systeem kunnen we dan ook beschrijven als een systeem waarbij de variabiliteit in de tijd binnen "natuurlijke grenzen" blijft, de draagkracht mbt diverse kenmerken behouden blijft en dat in staat is om externe invloeden te bufferen (figuur 2.3). Veel systemen zijn ondertussen door de mens sterk beïnvloed en hebben hun natuurlijke draagkracht in belangrijke mate verloren. Een gevolg van deze slechte toestand is dat voor belangrijke functies er permanent onderhoud en tussenkomst door de mens vereist is. Dit wordt hieronder kort samengevat voor de Schelde. De draagkracht wordt inherent bepaald door de karakteristieken van het systeem, maar kan door menselijke activiteiten worden verkleind, maar ook vergroot. Wanneer we het Schelde estuarium bekijken is duidelijk dat draagkracht mbt verschillende componenten sterk is afgenomen.

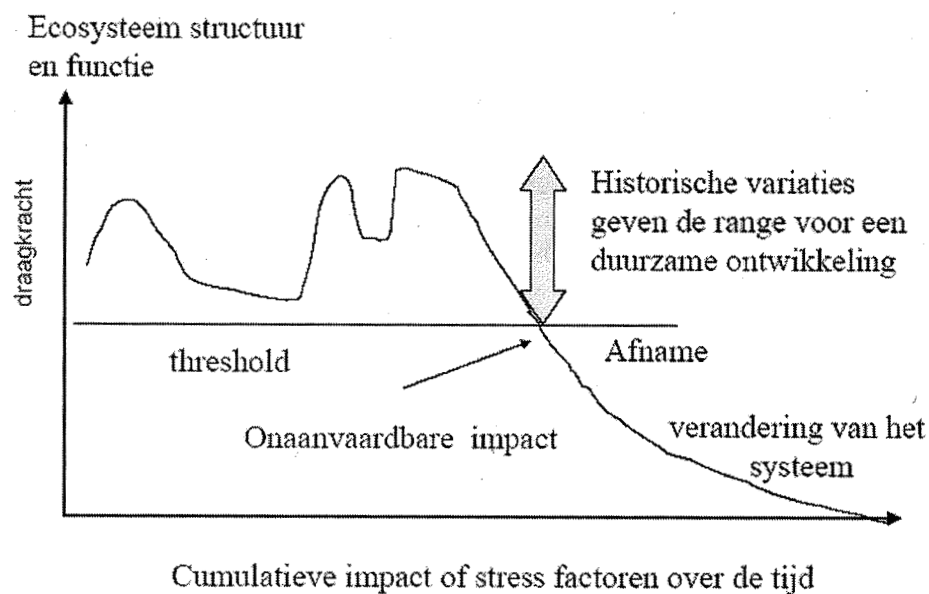
Menselijke impact op draagkracht en "goods & services".

De "goods en services" die aldus door het systeem worden geleverd zijn voor de maatschappij zeer belangrijk, zowel om ecologische als economische redenen. De vraag is dan ook in hoeverre het menselijk ingrijpen een impact heeft gehad op deze "goods & services". In wat volgt willen wij de verschillende menselijke ingrepen systematisch maar zeer beknopt behandelen (schematische weegave in Figuur 2.4).

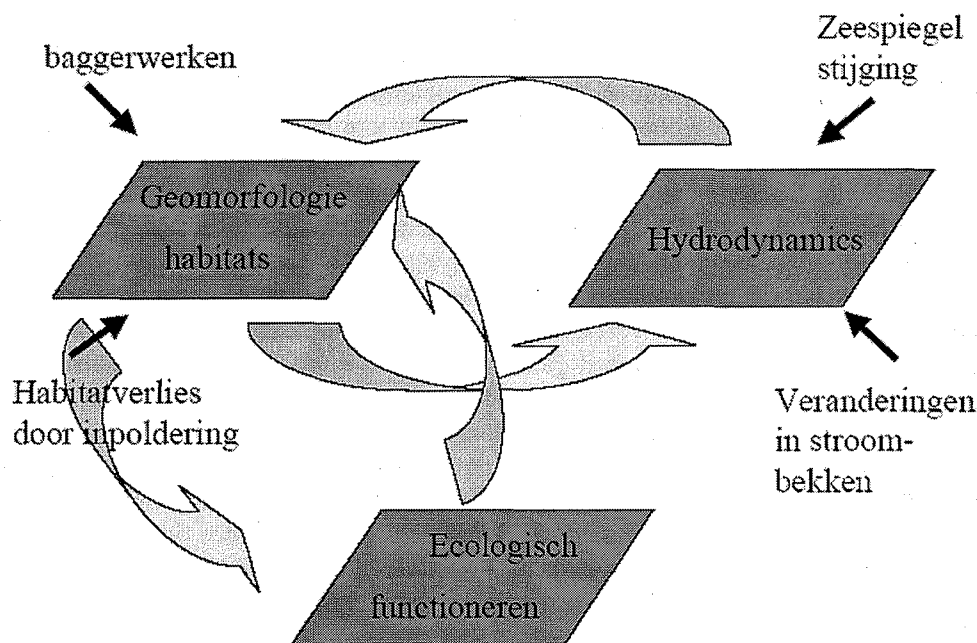
De **geomorfologie** van het systeem is sterk veranderd. In de laatste eeuwen is de oppervlakte van het gehele estuarium zeer sterk afgenomen door inpolderingen voor landbouwkundige of industriële ontwikkelingen. Bij de inpolderingen zijn het steeds de rijpe, hoger gelegen schorren die verdwijnen. Als gevolg daarvan is proportioneel het aandeel van de intergetijdengebieden van ongeveer 30% tot 20% gedaald in de laatste 100 jaar. Dit geeft aan dat de relatieve verhouding tussen de verschillende habitat types (diepe geulen, ondieptes, slikken,...) in het systeem gewijzigd is door die inpolderingen. Anderzijds is, door de baggerwerken, de waterdiepte op een aantal drempels zeer sterk gedaald; de drempel van Zandvliet is nu meer dan 5 m dieper dan 50 jaar geleden.



Figuur 2.2: Om het concept "ecosystem health" concreet uit te werken is het begrip draagkracht zeer belangrijk.



Figuur 2.3: Een goed functionerend ecosysteem kan beschreven worden als een systeem waarbij de variabiliteit in de tijd binnen "natuurlijke grenzen" blijft, de draagkracht m.b.t. diverse kenmerken behouden blijft en dat in staat is om externe invloeden te bufferen.



Figuur 2.4: Verschillende menselijke ingrepen hebben een impact gehad op de “goods & services” van het estuariene ecosysteem.

De vraag is in hoeverre dit een impact heeft op de **hydrodynamiek** van het systeem. Het is duidelijk dat het getij beïnvloed werd; de hoogwaterstanden nabij Antwerpen zijn meer dan 30 cm gestegen de laatste eeuw maar ook de laagwaterstanden zijn afgenomen met zo’n 50 cm. De getijamplitude nabij Antwerpen is dus toegenomen met zo’n 80 cm. Niet alleen waterstanden zijn veranderd maar ook een aantal karakteristieken van het getij zelf zijn gewijzigd. De asymmetrie van het getij is zeer sterk toegenomen: van de monding richting Gent neemt de duur van de eb toe van zo’n 6 tot bijna 9 uur, de vloed wordt navenant korter. Dit resulteert in het fenomeen van ‘tidal pumping’ waardoor zeer sterke sedimentatie zal optreden, immers de kracht van de vloed is veel groter dan die van de ebstroom, en het aangevoerde sediment wordt niet terug afgevoerd.

Het is dus duidelijk dat de geomorfologie een impact heeft op de hydrodynamiek maar is dat ook omgekeerd het geval? Dit kunnen we best bekijken door na te gaan of de schorren de zeespiegelrijzing kunnen volgen. Een vergelijking van schorhoogtes voor oude en jonge schorren langs de Westerschelde tussen 1931 en 2003 toont aan dat de hoogte van zowel jonge als oude schorren sterk gestegen is en dat het verschil tussen beide verdwenen is, maw de jonge schorren zijn verdwenen en alle schorren liggen nu boven de gemiddelde hoogwaterlijn. Ook detailstudies van het schor voor de Notelaar geven eenzelfde beeld (Temmerman et al., 2004). Hieruit blijkt duidelijk dat schorren in de hoogte kunnen mee evolueren met de stijgende hoogwaters. Anderzijds is het zo, zeker stroomopwaarts, dat de totale breedte van de rivier constant blijft. Wanneer de tijverschillen toenemen en de schorren hoger worden, zal bijgevolg het verhang

(hellingshoek tussen hoog- en laagwaterlijn) toenemen waardoor problemen van stabiliteit van de schorren optreden. Op vele plaatsen zie je dan ook dat de schorren zeer sterk eroderen en zijn ingrepen nodig om de schorafslag tegen te gaan. De schorren kunnen dus in de hoogte wel voldoende snel bijgroeien maar de stabiliteit van het schor zelf wordt ondergraven waardoor ze gedoemd zijn om te verdwijnen. Ook in de Westerschelde zie je op het niveau van de intergetijdengebieden een analoog fenomeen waarbij onder invloed van de toegenomen getijamplitudes, de dynamiek stijgt en de hoog dynamische platen sterk aan het toenemen zijn en het areaal laag dynamische platen sterk afneemt. Dit alles wijst erop dat het systeem veel dynamischer wordt.

Om na te gaan of **het ecologisch functioneren** negatief wordt beïnvloed door de veranderende geomorfologie en hydrodynamiek en hun complexe interactie kunnen we best vertrekken vanuit de doelstellingen geformuleerd vanuit de vogel- en habitatrichtlijn waarbij o.a. de populaties van overwinterende steltlopers binnen het gebied moeten behouden blijven. Immers van verschillende soorten steltlopers komt meer dan 1% van de flyway populatie voor, waardoor het Schelde estuarium van internationaal belang is voor het behoud van die soorten. De meeste soorten leven van verschillende soorten bodemdieren die op de slikken en platen voorkomen. Er is dan ook een duidelijke relatie gevonden tussen het aantal steltlopers en het product van de biomassa bodemdieren en de oppervlakte intergetijden gebieden in verschillende delen van het estuarium (Ysebaert et al., 2003). Dus hoe meer oppervlakte met veel bodemdieren, hoe meer vogels er zullen aanwezig zijn, wat logisch is uiteraard.

Wanneer we vogels moeten behouden dan hebben we een oppervlakte platen met een minimale biomassa nodig. De oppervlakte wordt bepaald door geomorfologische processen (zie hoger), de biomassa per oppervlakte eenheid is dan weer afhankelijk van de sediment karakteristieken van de platen en het voedselaanbod. Inderdaad, grootschalig onderzoek in de Westerschelde toonde een overduidelijk verband aan tussen de benthos biomassa en het percentage slib in de bodem (Ysebaert et al., 2003). Bij hogere percentages slib heb je hogere biomassa's bodemdieren, m.a.w. de slibrijke platen die karakteristiek zijn voor de laag dynamische platen hebben een grotere biomassa dan de hoog dynamische, zandige, platen. Wanneer het areaal aan laag dynamische platen verder gaat afnemen, zal dit dus leiden tot de afname van de aantallen steltlopers.

Aan de andere kant zijn de bodemdieren niet alleen afhankelijk van het slib maar ook van de **primaire productie** in de waterkolom. Heip et al. (1995) toonden inderdaad aan dat estuaria met een hogere primaire productie ook hogere dichtheden aan benthos hadden. De primaire productie wordt veroorzaakt door het fytoplankton dat in de waterkolom aanwezig is. Deze organismen kunnen alleen aan fotosynthese doen wanneer ze licht hebben. In een zeer dynamisch systeem als een estuarium, variëren de stroomsnelheden zeer sterk. Bij hoog en laag water zakken deze cellen naar beneden om daarna door de turbulentie bij hogere stroomsnelheden terug naar de oppervlakte te worden verplaatst.

Nu de **fotische diepte** is die diepte waar er voldoende licht is voor het fytoplankton om aan primaire productie te doen. Uiteraard is dit binnen het estuarium, en zeker het Schelde estuarium, maar een heel beperkte zone gezien de hoge turbiditeit.

Tegenover deze fotische diepte staat de **mengdiepte**, dit is de diepte waarin het fytoplankton kan voorkomen en dat is de gemiddelde diepte van een sectie van een rivier.

Voor plankton is de verhouding tussen de meng- en de fotische diepte bijzonder belangrijk. Wanneer de mengdiepte zeer groot is t.o.v. de fotische diepte is dit zeer nefast voor de primaire productie en vice versa. Die verhouding binnen het estuarium is zeer ongunstig in de Westerschelde omwille van het feit dat het estuarium hier zeer diep is. In de Noordzee is deze verhouding veel gunstiger omdat de turbiditeit er lager is dan in de Westerschelde. In de Zeeschelde waar de turbiditeit zeer groot is, is de verhouding wel relatief gunstig door het feit dat de gemiddelde diepte hier veel kleiner is. De primaire productie in de Noordzee en de Zeeschelde (ts 200 en 260 gram koolstof per vierkante meter per jaar) is dan ook veel groter dan in de Westerschelde (41 gram koolstof per vierkante meter per jaar). Op die manier heeft de geomorfologie ook een effect op de primaire productie en dus ook op de biomassa bodemdieren.

Het bereiken van de ecologische doelstellingen wordt ook nog sterk negatief beïnvloed door de **input van nutriënten en pollutanten** afkomstig van landbouw, industrie en huishoudens vanuit het gehele stroomgebied. De mineralisatie van het organisch materiaal zorgt voor een groot **zuurstof** verbruik wat leidt tot de zeer lage zuurstof gehaltes in de Zeeschelde (Van Damme et al., 2005). In de Zeeschelde leidt dat tot zeer verarmde populaties van bodemdieren en vissen. In een anoxisch milieu krijgen we wel een grote verwijdering van nitraat door denitrificatie. Dit is dan ook de oorzaak van de zogenoemde paradox van de Schelde. In de jaren '70 werd meer dan 50% van de stikstofvracht verwijderd door biologische processen, in jaren '80 en '90 met een iets betere zuurstofhuishouding was dat slechts een goede 20% meer. Als gevolg hiervan is de export van N naar de Noordzee veel groter wat tot eutrofiëring kan leiden (Soetaert & Herman, 1995). Anderzijds is het ook zo dat de getijdengebieden, en vooral de schorren, ook een rol spelen in de **nutriëntencyclering**. Uit experimenteel onderzoek blijkt dat schorren een heel belangrijke sink zijn voor stikstof en anderzijds een source voor opgelost silicium (Struyf et al., 2005). Dus op deze manier heeft de geomorfologie ook weer een impact op waterkwaliteit en dus op het ecologische functioneren.

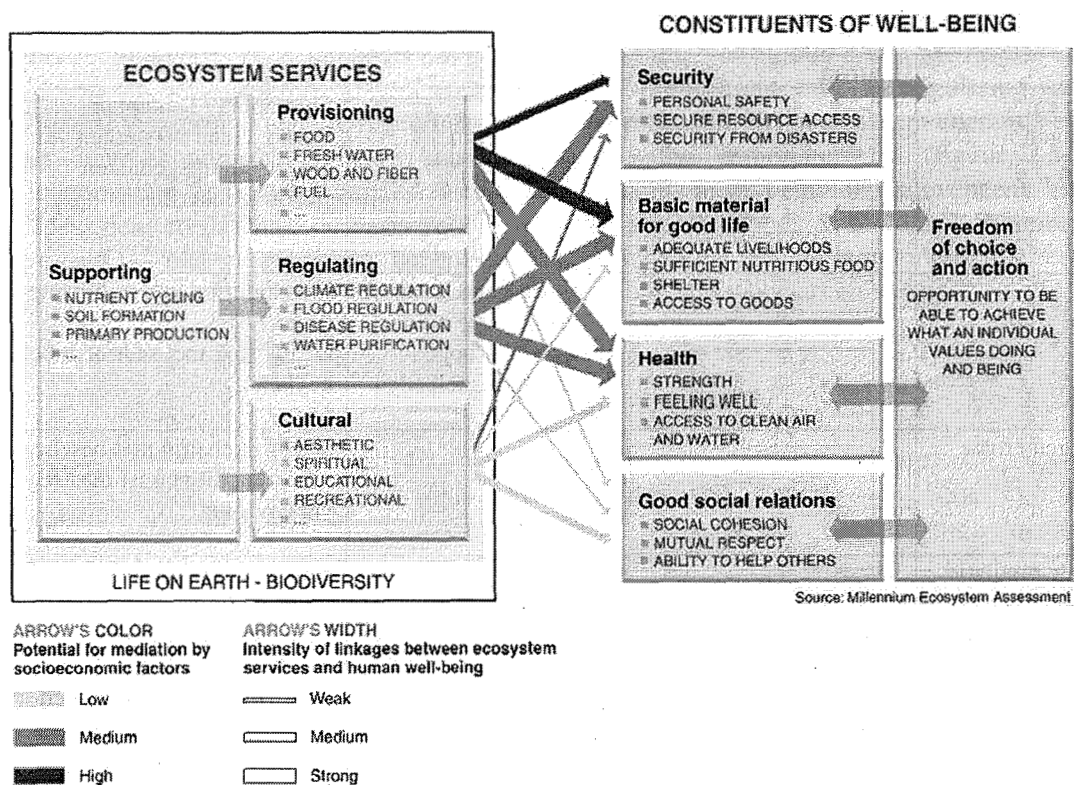
Verlies aan "goods & services"

Gezien het ecologisch functioneren ook de basis vormt voor de "goods & services" kunnen we stellen dat in de huidige situatie niet alleen de ecologische kwaliteitsdoelstellingen niet gehaald worden en dat er belangrijke bedreigingen zijn naar de toekomst toe, maar dat ook de "goods & services" onvoldoende geleverd worden (overzicht in tabel 2.7). Inderdaad, het risico op overstromingen is toegenomen en de mogelijkheid voor sedimentatie is afgenomen. Dit leidt tot belangrijke beheersmaatregelen zoals de realisatie van het Sigma- en Deltaplan en permanente baggeractiviteiten voor de sluizen en de verwijdering van sedimenten uit de rivier. De bescherming tegen erosie is afgenomen (veel dijken zijn niet beschermd door schorren, schorren vertonen een sterke afslag) waardoor extra maatregelen voor versteviging van de dijken en schorranden nodig zijn. De habitatfunctie voor residente en migrerende vispopulaties, de kinderkamerfunctie staan onder zware druk door geomorfologische veranderingen en de slechte waterkwaliteit. Klassieke natuurbeheersmaatregelen zoals juridische maatregelen en diverse beheersvormen (bv. maaibeheer op schorren) hebben geen impact op de grote problemen die de achteruitgang van het ecologische functioneren bepalen. Ook de retentie van nutriënten en contaminanten binnen het estuarium is beperkt met uitspoeling naar de Noordzee als gevolg.

Het verlies aan die ecosysteemfuncties betekent ook een verlies aan economische waarde. Costanza et al. (1997) hebben uitgerekend dat de economische waarde van die functies zeer groot is; een estuarium heeft een gemiddelde waarde van 22.000 dollar per ha/jaar en dit komt in belangrijke mate door de grote waarde van nutrientcyclering, regulering van fysische verstoringen enz. Dit geeft aan dat in een estuarium het ecosysteem enerzijds en het socio-economisch systeem anderzijds zeer nauw verbonden zijn (figuur 2.5). Economische activiteiten bepalen welvaart en welzijn maar beïnvloeden eveneens het ecosysteem en daarmee de basis voor het leveren van de "goods & services". Wanneer we de EGS niet meer hebben dan zal de economische kost om die te compenseren zeer groot worden, wat een onmiddellijke invloed zal hebben op welvaart en welzijn.

Tabel 2.7: Overzicht van het verlies van verschillende goods and services in het Schelde estuarium en de gevolgen hiervan naar het beheer.

Functie	Ingrep	Gevolg	Benodigd beheer
water regulatie en bescherming tegen overstroming		Risico op overstromingen toegenomen	Sigmaplan / Deltaplan Verhogen en versterken van de dijken overstromingsgebieden stormvloedkering
sediment trap huidig beheer:		Door een gebrek aan sedimentatie gebieden zien we zeer hoge sedimentatiesnelheden	Verwijdering van sedimenten uit de rivier GEEN link met sediment beheer in het bekken
verdediging tegen erosie			Veel dijken zijn niet beschermd door schorren, dit vereist maatregelen ter versteviging
trophic-dynamic regulatie van populaties habitat voor residente and migrerende populaties • habitat voor populaties • Kinderkamer functie • migratie route			zeer sterk onder druk → huidig beheer: "klassiek natuurbeheer" Juridische maatregelen Soortsgerichte maatregelen Vegetatie beheer → geen impact op de grote problemen zoals water kwaliteit
regulatie netto transport van nutrienten/contaminanten naar de Noorzee		→ Ja maar het effect is te klein omdat de oppervlakte slik en schor sterk zijn afgenomen en de pelagische processen nog beperkt zijn door verontreiniging en turbiditeit	
water zuivering			
regulatie gas uitwisseling met de atmosfeer			
klimaat regulatie			



Figuur 2.5: In een estuarium zijn het ecosysteem enerzijds en het socio-economisch systeem anderzijds zeer nauw verbonden (schema naar Costanza et al. 1997).

Om de draagkracht van het systeem te herstellen en duurzaam te behouden, moeten we komen tot het **Formuleren van de instandhoudingsdoelstellingen**:

De algemene doelstelling is het behoud van het estuariene systeem van het Schelde estuarium op zo'n manier dat:

- 1) de aangeduide habitats en soorten behouden kunnen blijven zonder permanente menselijke ingrepen (inherente beheersmaatregelen niet te na gesproken).
- 2) het systeem robuust is, wat wil zeggen dat het effect van externe verstoringen kan worden opgevangen door het systeem zonder negatieve impact. Dit wil zeggen dat een multifunctioneel gebruik mogelijk moet blijven.

De algemene formulering van de doelstellingen voor het estuarium is dan ook de optimalisatie van de verschillende goods en services, of met andere woorden het garanderen van de draagkracht van het systeem voor het leveren van die EGS. Dit komt neer op het versterken van de drie pijlers van "ecosystem health" en dit door voldoende habitat te voorzien op zo'n manier dat negatieve trends in het systeem omgebogen worden, functionele doelen kunnen bereikt worden en ruimte voor soorten voorhanden is.

Dit is weergegeven in het schema in Figuur 2.6. Hierbij staat de draagkracht van het systeem centraal. De draagkracht is opgebouwd door verschillende habitats. De draagkracht is afhankelijk van de oppervlakte van het habitat enerzijds en de kwaliteit van het habitat anderzijds. De draagkracht kan geformuleerd worden met betrekking tot soorten en met betrekking tot functies of EGS.

Functionele benadering

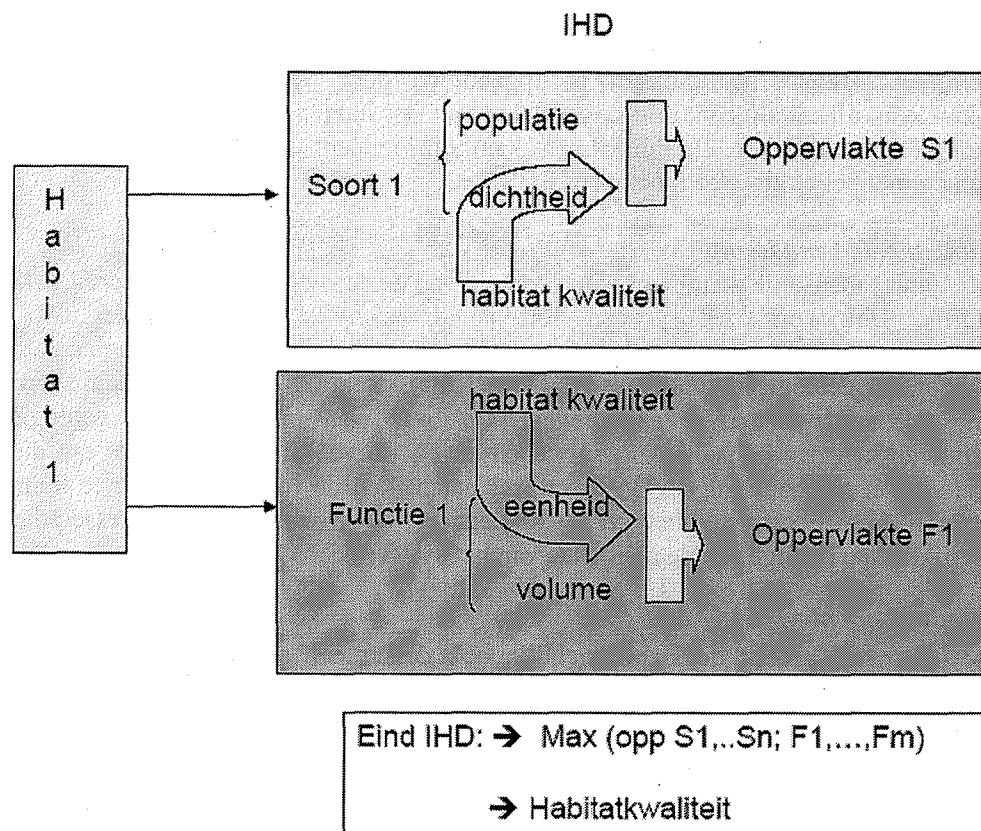
Vanuit menselijk standpunt is het behoud van de ecosystem goods & services zeer belangrijk. Ook voor het systeem zelf is dit zeer belangrijk, immers bv. de biogeochemische cycli bepalen mede de waterkwaliteit en vormen op die manier ook de basis voor het ecologisch functioneren. De belangrijkste EGS kunnen bepaald worden vanuit de knelpuntenanalyse (zie hoger). Op basis van inzicht in het ecologisch functioneren kan dan bepaald worden welk type en hoeveel habitat nodig is om dit te realiseren. Deze benadering is van essentieel belang om de robuuste natuur te kunnen garanderen. Immers hier gaat het om het vastleggen en begroten van die processen die in belangrijke mate de vigor en de resilience van het systeem bepalen.

Habitatbenadering

Daarnaast vereist de Habitatrichtlijn ook dat er een aantal specifieke habitats beschermd worden. Evenals voor vogels dient een lijst met te beschermen habitats opgemaakt te worden op basis van specifieke criteria. Voor die habitats moet inzicht zijn in de vereiste oppervlakte en algemene condities. Immers het is momenteel duidelijk dat bv. het schorareaal sterk achteruitgaat. Het vaststellen van een oppervlakte schor zonder daarbij de condities te voorzien die kunnen bijdragen aan het behoud van die schorren is zinloos (zie 5.2). Dit wil zeggen dat we moeten kunnen sturen op de abiotische factoren (in dit geval getij) die het voortbestaan van dit habitat garanderen. Dit is de habitatbenadering.

Soortbenadering

Het behoud van de biodiversiteit vormt hier het uitgangspunt. Dit wil in principe zeggen dat alle soorten die tot het systeem behoren moeten behouden blijven of de kans gegeven worden om terug te keren indien momenteel lokaal uitgestorven. Het is evenwel onmogelijk om dit concreet te maken, alleen al maar door het simpele feit dat nog niet alle soorten van het gebied gekend zijn. Verschillende groepen werden nog niet af amper bestudeerd. Daarom moet een keuze gemaakt worden van belangrijke soorten op basis van diverse criteria, zoals huidige status van de soort, gevoeligheid voor verstoringen etc. Voor deze soorten moet dan een gewenste populatie bepaald worden en vertaald worden naar habitatype en -areaal dat vereist is binnen het gebied om het voortbestaan van de soort te garanderen. Dit is de soortbenadering.



Figuur 2.6: Bij het versterken van de “ecosystem health” staat de draagkracht van het systeem centraal. De draagkracht is opgebouwd door verschillende habitats, en is afhankelijk van de oppervlakte van de habitats enerzijds en de kwaliteit van de habitats anderzijds.

Via deze verschillende benaderingen worden dus IHD bepaald, voor specifieke soorten, habitats en functies. Voor elk van deze wordt dus een oppervlakte habitat vooropgezet met specifieke kwaliteiten. Deze worden dan samengebracht per habitat en de grootste oppervlakte is dan uiteindelijk bepalend voor de IHD. Deze bestaat dus uit een oppervlakte en de daaraan gekoppelde karakteristieken. Oppervlakte en kwaliteit alleen geeft niet alles weer. Ook de ruimtelijke verdeling van die oppervlaktes is belangrijk, daarom is additioneel een connectiviteitsanalyse uitgevoerd om na te gaan of het ruimtelijk patroon een verbetering geeft van de structurele connectiviteit.

Deze verschillende benaderingen worden in het vervolg van dit rapport verder uitgewerkt.

Hoofdstuk 3: Beschrijving studiegebied

Inhoudstafel

1.	<i>Gebiedsafbakening</i>	34
2.	<i>Geassocieerde beschermde zones</i>	35
2.1.	Ramsar (Figuur 3.3)	35
2.2.	Europese Vogelrichtlijn (Figuur 3.4)	36
2.3.	Europese Habitatrichtlijn (Figuur 3.5)	37
2.4.	NATURA 2000-netwerk	38
2.5.	Vlaams Ecologisch Netwerk (VEN) (Figuur 3.6)	39
2.6.	Vlaamse Erkende Reservaten (Figuur 3.7)	40
2.7.	Overzicht beschermde gebieden (Figuur 3.8)	40
3.	<i>Europese Kaderrichtlijn Water</i>	41
4.	<i>Ruimtelijke Structuurplannen</i>	42

Lijst figuren

<i>Figuur 3.1: Deelgebieden van het getijdengebied van de Schelde (NOP-zones) zoals weergegeven in het NOP van de Schelde (Van den Bergh et.al. 2003b).</i>	34
<i>Figuur 3.2: Afbakening en benoeming van de deelgebieden van het getijdengebied van de Schelde (NOP-zones) zoals weergegeven in het NOP van de Schelde (Van den Bergh et.al. 2003b).</i>	35
<i>Figuur 3.3: Ramsar-gebieden gelegen binnen een afstand van 1 km van de NOP-zones.</i>	36
<i>Figuur 3.4: Vogelrichtlijngebieden gelegen binnen een afstand van 1 km van de NOP-zones.</i>	37
<i>Figuur 3.5: Habitatrichtlijngebieden gelegen binnen een afstand van 1 km van de NOP-zones.</i>	38
<i>Figuur 3.6: Gebieden afgebakend binnen het Vlaams Ecologisch Netwerk gelegen binnen een afstand van 1 km van de NOP-zones.</i>	39
<i>Figuur 3.7: Vlaamse Erkende Natuurreservaatgebieden gelegen binnen een afstand van 1 km van de NOP-zones.</i>	40
<i>Figuur 3.8: Gebied van alle beschermde zones samen binnen een afstand van 1 km van de NOP-zones.</i>	41
<i>Figuur 3.9: De afbakening van Vlaamse overgangswateren binnen het studiegebied</i>	42

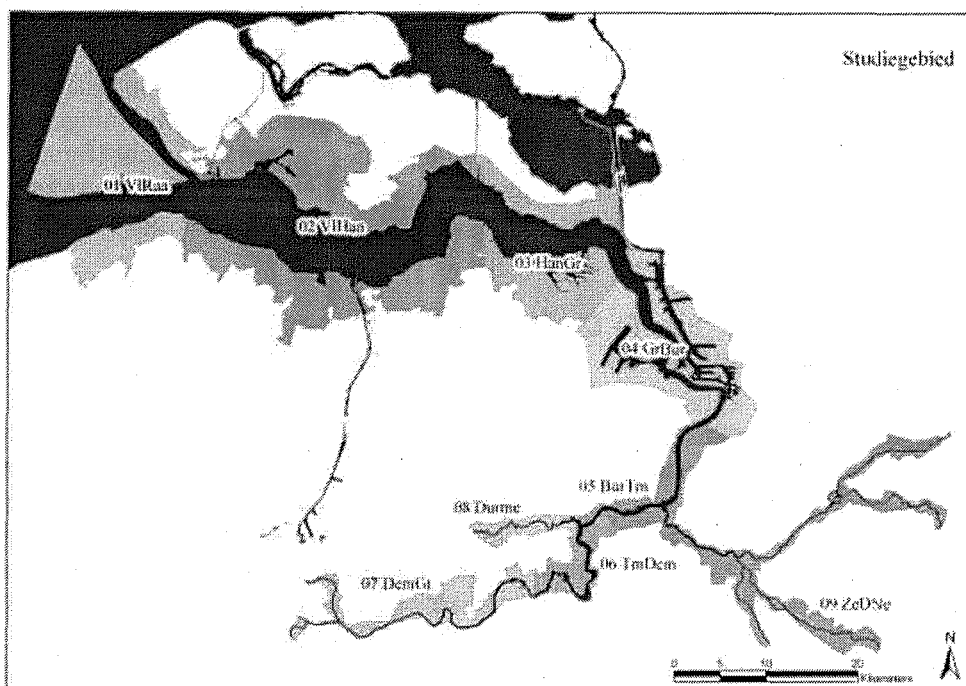
1. Gebiedsafbakening

Het NOP hanteerde volgende gebiedsafbakening voor het estuarium van de Schelde (Van den Bergh et.al. 2003b). Het *studiegebied* wordt vanuit de ecosysteembenadering begrensd als het natuurlijke overstromingsgebied van het Schelde-estuarium en is als volgt gedefinieerd. In Vlaanderen beslaat het de vallei van de Schelde en haar zijrivieren tot waar het getij merkbaar is. Als pragmatische landwaartse begrenzing van dit gebied werd gekozen voor de eerste infrastructuurlijn voorbij het natuurlijke overstromingsgebied van het estuarium.

Omdat het nieuwe Sigmaplan niet alleen beveiliging tegen overstroming door springvloeden maar ook beveiliging tegen overlast in de vallei door bovenafvoer beoogt werd aan het studiegebied voor deze studie ook nog de vallei van de Grote Nete tussen Itegem en het Zammelsbroek toegevoegd.

Vanwege van de ecologische verschillen langs de estuariene gradiënt werd het Schelde-estuarium ingedeeld in negen zones of deelgebieden die in ieder hoofdstuk de basisindeling vormen (figuur 3.1, 3.2). In deze studie worden IHD opgesteld voor de Zeeschelde (NOP-zones 4 tot en met 9).

Over de begrippen binnendijks en buitendijks heerst soms verwarring. In dit rapport duidt “binnendijks” op het gebied aan de landwaartse kant van de dijk en “buitendijks” op het gebied aan de rivierzijde.



Figuur 3.1: Deelgebieden van het getijdengebied van de Schelde (NOP-zones) zoals weergegeven in het NOP van de Schelde (Van den Bergh et.al. 2003b).

Code	Zone	Deelgebied
01 ViRaa	Westerschelde	Mondingsgebied, aan westzijde begrensd door het Zwin, Westkapelle en de Vlake van de Raan, aan de oostzijde begrensd door de lijn Vlissingen, Breskens
02 ViHan	Westerschelde	Zoute (polyhaliene) Westerschelde, tussen Vlissingen/Breskens en de lijn Hansweert/Perkpolder
03 HanGr	Westerschelde	Brakke (mesohaliene) Westerschelde, tussen Hansweert/Perkpolder en de Nederlands-Belgische grens
04 GrBur	Zeeschelde	Brakke overgangszone in de Zeeschelde, van de Nederlands-Belgische grens tot voorbij Burcht
05 BurTm	Zeeschelde	Oligohaliene zone van de Zeeschelde, tussen Burcht en de brug ter hoogte van Temse, inclusief de Rupel
06 TmDem	Zeeschelde	Zoete zone met lange verblijftijd, van de Temsebrug tot de brug van Dendermonde
07 DemGt	Zeeschelde	Zoete zone met korte verblijftijd, van de brug van Dendermonde tot Gent
08 Durme	Zeeschelde	Durme
09 ZeDNe	Zeeschelde	Getijgebonden zones van Zenne, Dijle, Beneden Nete, Grote Nete en Kleine Nete

Figuur 3.2: Afbakening en benoeming van de deelgebieden van het getijdengebied van de Schelde (NOP-zones) zoals weergegeven in het NOP van de Schelde (Van den Bergh et.al. 2003b).

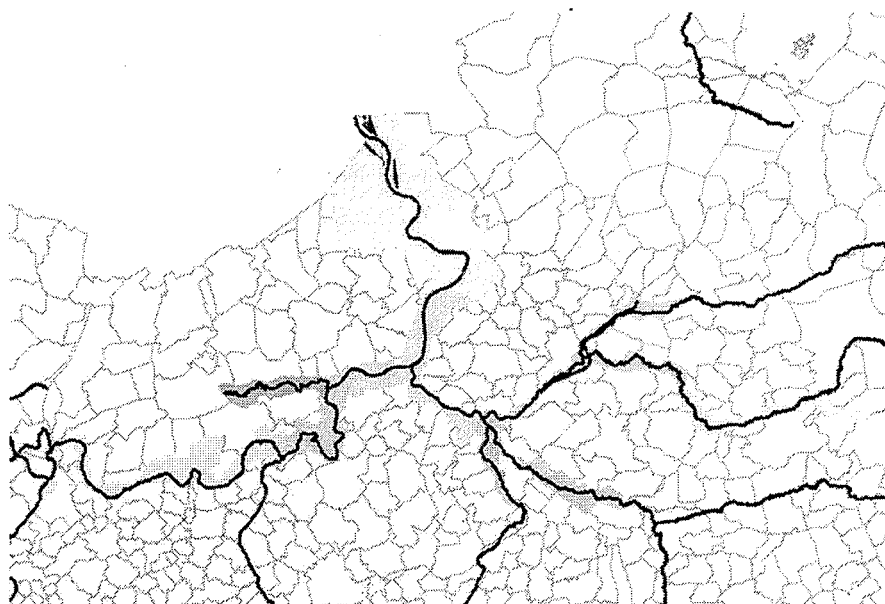
2. Geassocieerde beschermde zones

Binnen het afgebakende gebied komen een aantal zones voor die Internationale, Europese en/of Regionale bescherming genieten. Deze verschillende beschermingskaders worden hieronder kort toegelicht en de beschermingszones in kaart gebracht (figuur 3.3 t.e.m. 3.7). Tenslotte wordt er een figuur gegeven waarin het volledige gebied van alle beschermde zones geassocieerd met het studiegebied samen wordt weergegeven (figuur 3.8).

2.1. Ramsar (Figuur 3.3)

De 'Overeenkomst inzake waterrijke gebieden die van internationale betekenis zijn, in het bijzonder als woongebied voor watervogels' – beter gekend als de 'Ramsar Conventie' – werd opgesteld in 1971. Sindsdien werd de Ramsar Conventie twee keer aangepast: door het 'Paris Protocol' in 1982 en de 'Regina Amendments' in 1987 (Kuijken, 1999). De Ramsar Conventie is een belangrijk beleidsinstrument voor de bescherming van wetlands. Eén van de gebruikte mechanismen is het aanduiden van internationaal belangrijke waterrijke gebieden. Hiervoor werden tijdens de opeenvolgende conferenties een aantal selectiecriteria uitgewerkt. Eén van de belangrijkste is het principe van de 1% norm. Daarbij wordt internationaal betekenis toegekend aan gebieden waar minstens één vogelsoort regelmatig in aantallen voorkomt die 1% van de totale 'fly-way' populatie (dit is de populatie zoals bepaald tijdens de doortrek langs gekende pleisterplaatsen) vertegenwoordigen. Ook gebieden die totale

concentraties van meer dan 10.000 eenden, ganzen, zwanen en meerkoeten of meer dan 20.000 steltlopers herbergen, worden als internationaal belangrijk beschouwd (Rose en Scott, 1997). De Ramsar Conventie werd door België ondertekend op 19 maart 1975 en geratificeerd op 4 juli 1976. Via KB van 27 september 1984 (BS, 31 oktober 1984) werden zes waterrijke gebieden in België aangeduid en erkend als Ramsargebied, waaronder de slikken en schorren van de Beneden-Zeeschelde. Alle Ramsargebieden maken ook deel uit van de (meestal ruimer afgebakende) vogelrichtlijngebieden (Kuijken, 1999). Soorten die in Vlaanderen de Ramsar 1%norm halen zijn beschreven in Spanoghe (2003).

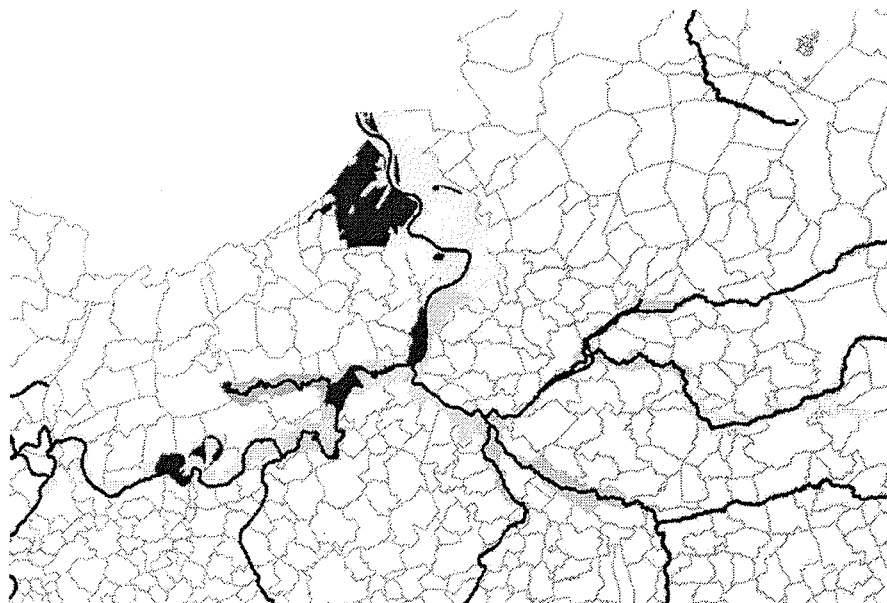


Figuur 3.3: Ramsar-gebieden gelegen binnen een afstand van 1 km van de NOP-zones.

2.2. Europese Vogelrichtlijn (Figuur 3.4)

In 1979 werd door de Europese Gemeenschap de richtlijn 79/409/EEG inzake het behoud van de vogelstand uitgevaardigd: de Vogelrichtlijn. Deze richtlijn beoogt de instandhouding van alle natuurlijke in het wild levende vogelsoorten op het Europese grondgebied. Van alle wilde vogelsoorten van het grondgebied van de Lidstaten dienen de populaties op niveau te worden gehouden (art. 2) en voldoende van hun leefgebied te worden beschermd (art. 3). Volgens artikel 4 van deze richtlijn moeten de lidstaten Vogelrichtlijngebieden aanduiden waar speciale beschermingsmaatregelen getroffen worden voor de leefgebieden van een aantal vogelsoorten, vermeld in Bijlage I van de richtlijn. Bovendien moet men ook de rui-, overwinterings- en rustplaatsen van geregeld voorkomende trekvogelsoorten beschermen. Ook buiten deze speciale beschermingszones moeten de lidstaten zich inzetten om de vervuiling en verslechtering van de leefgebieden van de bijlagesoorten te voorkomen. In Vlaanderen werden in 1988 in uitvoering van deze richtlijn een aantal speciale beschermingszones (SBZ-V)

aangeduid op basis van de opgegeven selectienormen. De aanduiding van de gebieden in Vlaanderen gebeurde door het Instituut van Natuurbehoud op basis van wetenschappelijke criteria. In het bijhorende rapport Van Vessem & Kuijken (1986) werd de keuze van elk gebied gestaafd en aanvullende informatie verstrekt over de te beschermen habitatten, reeds bestaande bescherming, gebruik en knelpunten. In totaal werden er in Vlaanderen 23 gebieden met een totale oppervlakte van 101.806 ha aangeduid (BVR, 17 juli 2000; Kuijken, 1999). Drie van deze Vogelrichtlijngebieden zijn geheel of gedeeltelijk in het studiegebied gelegen: Schorren en polders van de Beneden Zeeschelde (BE2301336), Durme en middenloop van de Schelde (BE2301235) en De Kuifeend en Blokkersdijk (BE2300222). De Vlaamse vogelrichtlijngebieden zijn beschreven in (AN, 1998); de Bijlage I soorten van de Vogelrichtlijn voor Vlaanderen zijn beschreven in Spanoghe et al. (2003).

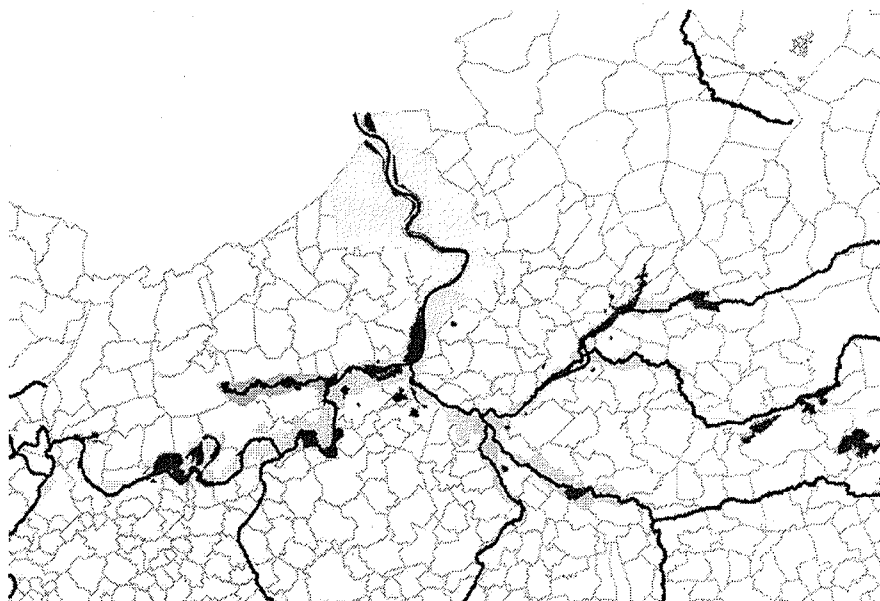


Figuur 3.4: Vogelrichtlijngebieden gelegen binnen een afstand van 1 km van de NOP-zones.

2.3. Europese Habitatrictlijn (Figuur 3.5)

De in 1992 goedgekeurde Habitatrictlijn (92/43/EEG) inzake de instandhouding van de natuurlijke habitatten en de wilde flora en fauna, heeft tot doel bij te dragen tot het behoud van de biologische diversiteit door het instandhouden en herstellen van de natuurlijke habitatten en de wilde fauna en flora op het Europees grondgebied. Als uitvoeringsmaatregel dienen de lidstaten een lijst van Habitatrictlijngebieden van communautair belang op te stellen. Bij de aanduiding van deze speciale beschermingszones (SBZ-H) dient rekening te worden gehouden met de criteria die opgenomen zijn in de drie bijlagen van de richtlijn. In deze zones dienen de lidstaten vervolgens passende maatregelen te treffen om de bescherming, de instandhouding en het

herstel van de habitatten en soorten waarvoor de gebieden werden aangewezen te verzekeren (Europese Commissie, 2000a; Europese Commissie, 2000b). In 1995 werd voor het Vlaamse Gewest door het Instituut voor Natuurbehoud een voorstel gedaan van inventarisatie en afbakening van de speciale beschermingszones in uitvoering van de Habitatrichtlijn (Anselin & Kuijken, 1995; Anselin et al., 2000). In totaal werden er 38 gebieden met een totale oppervlakte van 101.891 ha aangemeld bij de Europese Commissie (BVR, 4 mei 2001; Kuijken, 1999). Vier van de aangemelde habitatrichtlijngebieden zijn geheel of gedeeltelijk binnen het studiegebied gelegen: Schelde- en Durme-estuarium van de grens tot Gent (BE2300006-31), de bossen van het zuidoosten van de Zandleemstreek (BE23000044-21), de Bovenloop van de Grote Nete (BE2100040-2) en het valleigebied van de Kleine Nete (BE2100026). Een beschrijving van de habitattypen waarvoor de verschillende gebieden in Vlaanderen aangemeld werden zijn terug te vinden in Sterckx & Paelinckx (2003). Voor de Bijlage II en IV soorten die in de habitatrichtlijngebieden voorkomen wordt verwezen naar Anselin & Bauwens (2003 a & b).



Figuur 3.5: Habitatrichtlijngebieden gelegen binnen een afstand van 1 km van de NOP-zones.

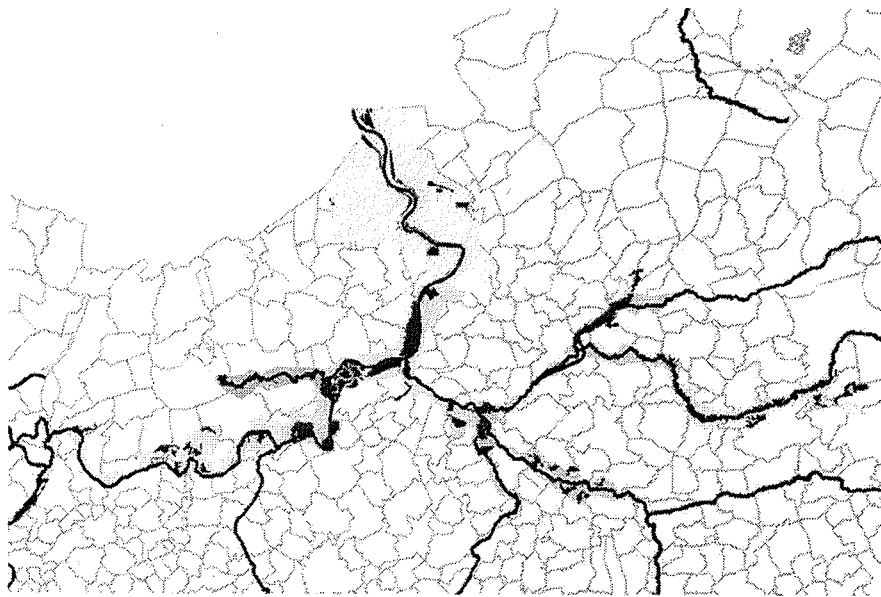
2.4. NATURA 2000-netwerk

Alle door de lidstaten aangewezen speciale beschermingszones tezamen zullen het Europese netwerk van beschermde gebieden 'Natura 2000' vormen. Natura 2000 zou aldus een coherent netwerk moeten vormen van speciale beschermingszones over de hele Europese Unie. De speciale beschermingszones die deel uitmaken van dit netwerk zijn van internationaal belang en de bescherming ervan moet specifiek gericht zijn op de instandhouding van hun internationale natuurwaarden. De lidstaten zijn verplicht ervoor

te zorgen dat de habitatten en soorten waarvoor deze gebieden werden aangeduid in stand gehouden en zelfs hersteld worden (Europese Commissie, 2000a). De instrumenten om dit te doen, de instandhoudingsmaatregelen, mogen door elke lidstaat vrij worden vastgesteld. Voor er echter tot een duidelijke beschrijving van deze maatregelen kan worden overgegaan, is het nodig eerst duidelijke streefdoelen te determineren.

2.5. Vlaams Ecologisch Netwerk (VEN) (Figuur 3.6)

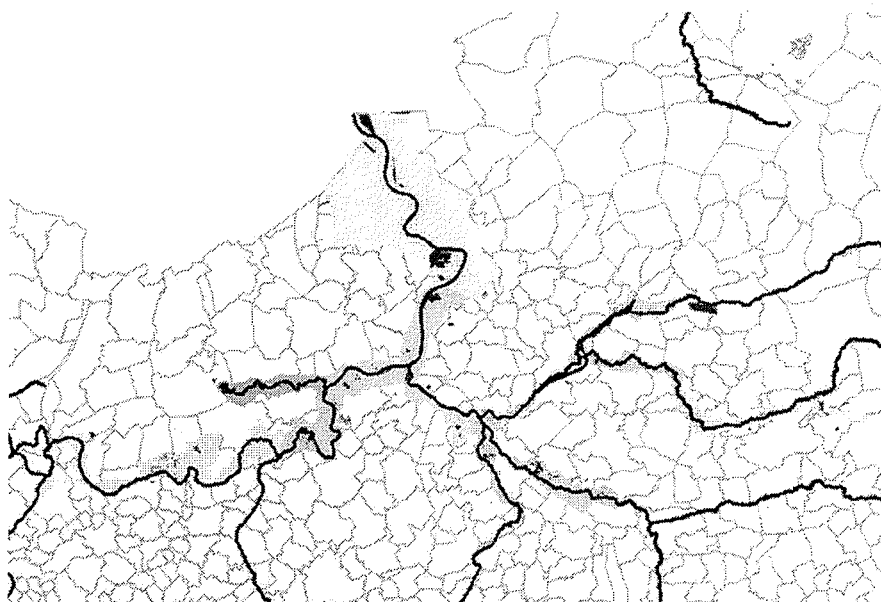
Het "decreet betreffende het natuurbehoud en het natuurlijk milieu" van 21 oktober 1997 (BS, 10 januari 1998) legt de fundamentele voor een vernieuwend natuurbeleid in Vlaanderen. Het is de bedoeling om een specifiek gebiedsgericht natuurbeleid te voeren in een samenhangend netwerk van gebieden. Het decreet definieert hiervoor twee netwerken elk met twee type gebieden: het Vlaams Ecologisch Netwerk (VEN) en het Integraal Verwevings- en Ondersteunend Netwerk (IVON). Het Vlaams Ecologisch Netwerk of het VEN is een selectie van gebieden met een zeer hoge natuurkwaliteit en omvat gebieden met een hoofdfunctie natuur. Het zijn gebieden met een duidelijke samenhang en een voldoende aaneengesloten oppervlakte. VEN-gebieden vormen samen een netwerk van waardevolle natuurgebieden in Vlaanderen. Op 18 juli 2003 besliste de Vlaamse regering over de definitieve afbakening van het eerste deel van het VEN. Het VEN staat voor 86.500 ha waar natuur en natuurbescherming de belangrijkste plaats krijgt.



Figuur 3.6: Gebieden afgebakend binnen het Vlaams Ecologisch Netwerk gelegen binnen een afstand van 1 km van de NOP-zones.

2.6. Vlaamse Erkende Reservaten (Figuur 3.7)

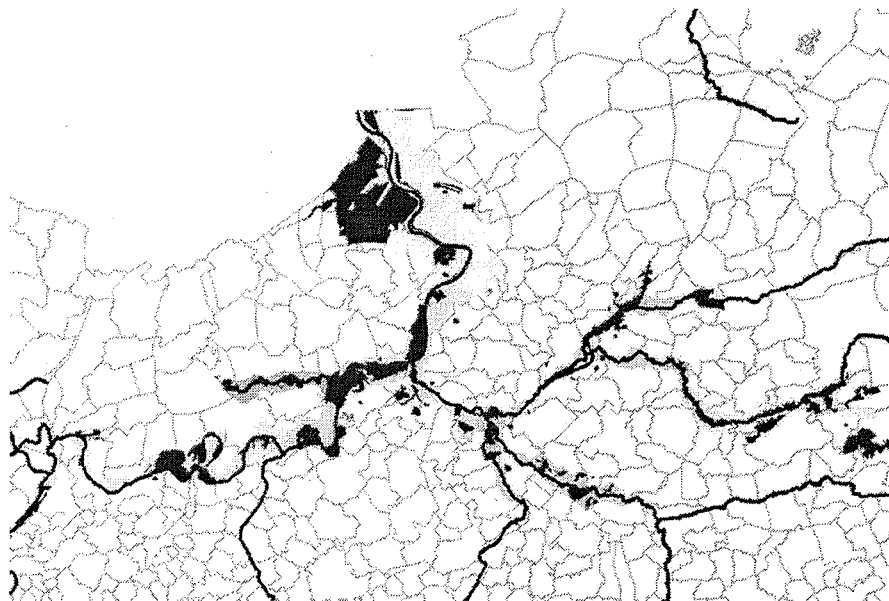
Hetzelfde decreet stelt ook dat binnen het gebiedsgericht beleid de Vlaamse regering natuurreservaten kan aanwijzen (oprichten of instellen) (op gronden die in eigendom, huur of ter beschikking zijn van het Vlaams Gewest) en erkennen (op gronden van een erkende terreinbeherende natuurvereniging en op vraag van de eigenaar en/of de beheerder). De voorwaarden en regels voor de erkenning van natuurreservaten zijn vastgelegd in het Reservatenbesluit van 27 juni 2003. In 2004 waren er in totaal 77 Vlaamse natuurreservaten, met een totale oppervlakte van ongeveer 5311 ha.



Figuur 3.7: Vlaamse Erkende Natuurreservaatgebieden gelegen binnen een afstand van 1 km van de NOP-zones.

2.7. Overzicht beschermde gebieden (Figuur 3.8)

Uit figuur 3.8 blijkt duidelijk het belang dat gehecht wordt aan de natuurwaarden in het hier beschouwde getijdengebied van de Schelde en haar zijrivieren. Een zeer groot aantal beschermingsmaatregelen en -projecten zijn lopende of gepland. Er worden zeer veel initiatieven genomen door alle instanties en verenigingen die zich inzetten voor het natuurbehoud in de regio en in Vlaanderen in het algemeen.

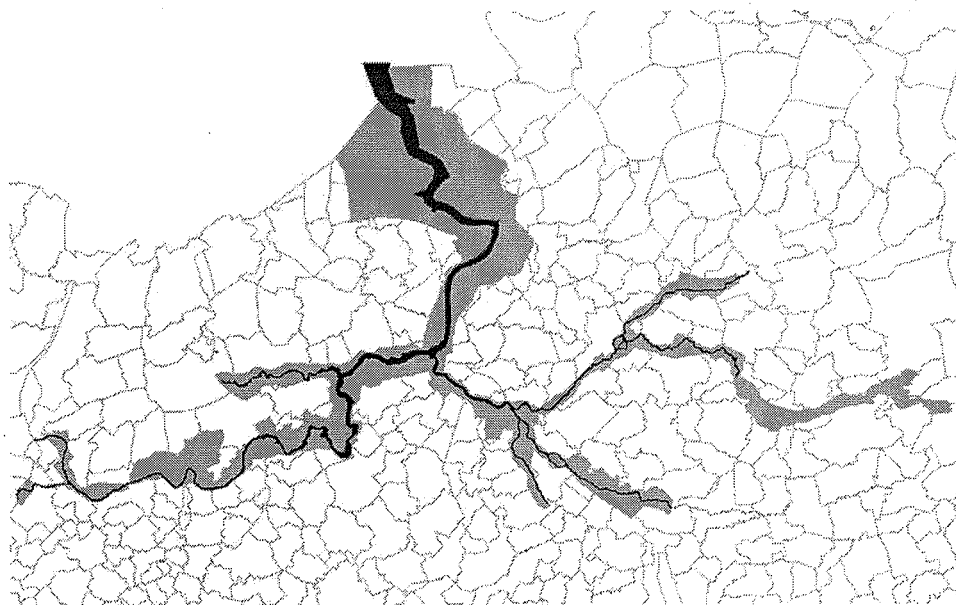


Figuur 3.8: Gebied van alle beschermde zones samen binnen een afstand van 1 km van de NOP-zones.

3. Europese Kaderrichtlijn Water

De Europese Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG, afgekort KRW) stelt dat tegen eind 2015 in alle Europese wateren de toestand van oppervlaktewater en grondwater goed moet zijn (artikel 4). Voor oppervlaktewater betekent een 'goede toestand' een goede chemische en ecologische toestand. Een goede ecologische toestand houdt in dat de biologische kwaliteitselementen slechts in geringe mate verstoord zijn ten gevolge van menselijke activiteiten en slechts licht afwijken van wat normaal is in een onverstoord oppervlaktewater van dat type. De KRW legt een te volgen strategie en een strikt tijdschema op om deze doelstelling te bereiken. Alle besturen en maatschappelijke sectoren moeten streven naar een gemeenschappelijke visie op het waterbeheer binnen een stroomgebieddistrict. Het uitwerken van deze visie, het realiseren van de geformuleerde doelstellingen door maatregelen te treffen en het evalueren van de resultaten moeten planmatig gebeuren. Het getijdengebonden gedeelte van de Zeeschelde en haar zijrivieren werden onder het type 'overgangswater' afgebakend. Dit overgangswater valt volledig binnen het studiegebied (figuur 3.9). Bij het opstellen van instandhoudingsdoelstellingen moet voor de Zeeschelde moet dan ook terdege rekening gehouden worden met de voorwaarden die de KRW stelt aan dit overgangswater. De biologische kwaliteitselementen die van tel zijn voor de beoordeling van de ecologische toestand in Zeeschelde zijn phytoplankton, angiospermen (de schorvegetaties) macrobenthos en vissen. Voor elk kwaliteitselement moet een beoordelingssysteem ontwikkeld worden dat minstens de vooraf bepaalde parameters (samenstelling van de gemeenschappen en abundantie) integreert. De beoordelingssystemen moeten congruent zijn met een ecologische kwaliteitscoëfficiënt die de verhouding aangeeft van de actuele

toestand tot de onverstoorde toestand (EQR: Ecological Quality Ratio). De EQR heeft een waarde tussen 0 en 1, waarbij 1 een (maximale) zeer goede en 0 een (minimale) slechte ecologische toestand aangeeft. De schaal tussen 1 en 0 wordt in 5 klassen verdeeld die achtereenvolgens de beoordeling zeer goede / goede / matige / ontoereikende en slechte ecologische toestand weergeven. In de KRW worden de hoogste drie klassen per categorie en per kwaliteitselement kwalitatief omschreven. De beoordelingssystemen moeten deze kwalitatieve omschrijvingen adequaat omzetten in duidelijk te onderscheiden kwaliteitsklassen. De beoordelingssystemen voor de biologische kwaliteitselementen voor de Vlaamse overgangswateren zijn volop in opbouw (Van Damme et al., 2003; Van Wichelen et al., 2005; Breine et al., in prep; Brys et al., in prep). Tegen 2015 moet de Zeeschelde volgens al deze beoordelingssystemen minstens de kwaliteit 'goed' scoren.



Figuur 3.9: De afbakening van Vlaamse overgangswateren binnen het studiegebied

4. Ruimtelijke Structuurplannen

Een ruimtelijk structuurplan is een beleidsdocument dat de visie weergeeft over hoe de overheid met de ruimte wil omgaan. Het vertrekt van de bestaande toestand en formuleert een algemene zienswijze op het gebruik van de ruimte voor allerlei maatschappelijke functies zoals wonen, werken, recreatie, natuur, handel en landbouw. De uitgangspunten en de principes van het Structuurplan Vlaanderen (RSV) gelden als basis en beleidskader voor de Provinciale Ruimtelijke Structuurplannen.

In het Provinciaal Ruimtelijk Structuurplan Oost-Vlaanderen (PRS) worden verschillende deelruimten onderscheiden, waarvoor het provinciebestuur een eigen visie ontwikkelde. Het studiegebied behoort tot de deelruimte 'De Scheldevallei, groene

slagader van Vlaanderen'. Het beleid in deze deelruimte moet de Scheldevallei ondersteunen als groene long in de Vlaamse Ruit, waarbij de landschappelijke en ecologische potenties ten volle benut en versterkt worden. Alle sectoren moeten hiervoor samenhangend worden ontwikkeld. Deze uitgangspunten worden vertaald in volgende ruimtelijke principes:

- De verschillende openruimteactoren worden ingeschakeld in de versterking van de landschappelijke, ecologische en toeristisch-recreatieve potenties. Het toeristisch-recreatief belang moet echter ondergeschikt blijven aan het ecologisch belang.
- De stedelijke kernen en grote dorpen worden ontwikkeld als poorten voor toerisme en recreatie.
- De dorpen en de verlaten bedrijfsgebouwen worden ingeschakeld bij toeristisch-recreatieve en educatieve activiteiten.

Het realiseren van een evenwicht tussen natuur en recreatie in de Scheldevallei is essentieel. O.a. de Kalkense Meersen werden geselecteerd als mogelijk typeproject voor het realiseren van dit evenwicht. Ook de realisatie van een ruimtelijk-functionele samenhang tussen de domeinen Nieuwdonk en Donkmeer is mogelijk. Tekst ontleend aan 'ontwerp ecosysteemvisie Kalkense meersen en Berlare broek' (Degezelle, T. *et al.* 2004).

Hoofdstuk 4: IHD-constructie op systeemniveau

Inhoudsopgave

1. Instandhoudingsdoelstellingen voor pelagiaal en slik	49
1.1. Concept	49
1.1.1. Uitgangspunt: Draagkracht als basis voor de goede ecologische toestand	49
1.2. De evolutie van arealen slik, schor en geul en rechtekkingen van de hoofdgeul in Zeeschelde, Durme en Rupel. 1850-2004.	51
1.2.1. Wijzigingen in de habitat arealen	52
1.2.2. Rechtekkingen	55
1.2.3. Besluit	56
1.3. Kwantificering van de huidige primaire productie	56
1.3.1. Fytoplankton	56
1.3.2. Fytobenthos	59
1.3.3. Totale netto primaire productie	60
1.4. Modelleren van de historische en toekomstige immissies in de Zeeschelde	61
1.5. Zuurstof als criterium voor goede biodiversiteit	62
1.5.1. Inleiding	62
1.5.2. Quantificering van een goede zuurstofconcentratie a.h.v. diversiteit van benthos	64
1.5.3. Quantificering van een goede zuurstofconcentratie a.h.v. vis	64
1.5.4. Instandhoudingsdoelstelling voor zuurstof	67
1.6. Bepaling van de primaire productie die hoort bij de zuurstof-IHD	68
1.6.1. Bepaling van de vuilvracht die toelaat de IHD voor zuurstof te halen	68
1.6.2. Bepaling van de primaire productie van een ecologisch goede toestand	72
1.7. Bepaling systeemgemiddelde benthosbiomassa	74
1.8. Vergelijking van draagkracht	76
1.8.1. Discussie aangaande het gebruik van de relatie benthos-primaire productie	77
1.8.2. IHD voor benthos habitat-areaal	80
1.9. Lichtklimaat als regelaar van productie	83
1.9.1. Lichtlimitatie	83
1.9.2. Sediment-input vanuit het Scheldebekken	85
1.9.3. Hydrologische dynamiek	87
1.9.4. Energieverdeling in het Schelde-estuarium	89
1.9.5. Besluit	90
2. Instandhoudingsdoelstellingen voor schor	90
2.1. Het belang van opgelost silicium	90
2.2. Si-export van schorren	91
2.3. Kunnen schorren DSi-limitatie voor diatomeeën verhelpen?	95
2.4. Besluit	97
3. Structuurdiversiteit	97
3.1. Afsneden 'Wetlands'	97

3.2.	Berekening van de optimale bandbreedte voor de Zeeschelde (geul, slik en schor) bij de huidige diepte van de vaargeul en getijkarakteristieken.	98
3.2.1.	Probleemstelling	98
3.2.2.	Werkwijze	100
3.2.3.	Resultaten	101
3.3.	Functionele systeemvereisten van wetlands	105
4.	<i>Structurele connectiviteit</i>	110
4.1.	Inleiding	110
4.2.	Werkwijze	111
4.3.	Resultaten	113
4.3.1.	Bufferanalyse	113
4.3.2.	Analyse volgens de aslijn van de Schelde	114
4.4.	Discussie	116
4.4.1.	Bufferanalyse	117
4.4.2.	Aslijnanalyse	117

Lijst tabellen

Tabel 4.1: Inschatting van het slikoppervlak dat onder breuksteenbestorting verdween.	53
Tabel 4.2: Evolutie van de arealen slik en schor en meersen, langs de Zeeschelde, Durme en Rupel (*vegetatiekaart 1990, **terugrekening van volledige kartering (2004) en tussenliggende gebeurtenissen).	54
Tabel 4.3: Evolutie van de het areaal subtidaal gebied in 1990 en nu en de huidige percentages van de oppervlakten ondiep (< 3m onder GLW) ; vrij diep (tussen 3 en 6m onder GLW) en diep subtidaal(> 6m onder GLW).	54
Tabel 4.4: Rechttrekkingen in Zeeschelde en Durme sinds 1850.	56
Tabel 4.5: Modelresultaten van logistische regressie die de aanwezigheid van vissen voorspelt in functie van zuurstofconcentratie.	65
Tabel 4.6: Soortspecifieke DO criteria voor een selectie van trekvissoorten.	67
Tabel 4.7: Belasting die garant staat voor een minimumzomerwaarde van 5 mg O ₂ . L-1 in de Zeeschelde, volgens verhoudingen die betrekking hebben op gereconstrueerde werkelijke situaties, voor een nat, een gemiddeld en een droog jaar.	70
Tabel 4.8: Nodige extra oppervlakte benthohabitat (parameter S in vgl. (1))(ha) ten einde een status quo van draagkracht tussen scenario's te bekomen; a) het scenario waarbij in de Zeeschelde een grote biomassa filterfeeders zou kunnen worden verwacht, b) het scenario dat ervan uitgaat dat de Zeeschelde geen natuurlijk habitat is voor grote biomassa's filterfeeders. Onderin de tabel zijn de waarden samengevat die aan de berekening ten grondslag lagen (PP = primaire productie, Area = areaal; 2001* = het huidige scenario met de gemeten lage benthoswaarden, 2001 = het huidig scenario met benthoswaarden zoals uit PP berekend; voor overige scenariobeschrijving wordt verwezen naar de tekst).	81
Tabel 4.9: Jaargemiddelde erosie en sediment export in Vlaanderen per deelbekken van het Scheldebekken (in ton sediment / jaar)	86
Tabel 4.10: Totale slibafvoer per rivier in 1998 (in ton / jaar) (Taverniers, 1999).	86
Tabel 4.11: Simulatie onder 100% bosbedekking van jaargemiddelde erosie en sediment export in Vlaanderen per deelbekken van het Scheldebekken (in ton sediment / jaarTT)	87
Tabel 4.12: Discharge of orthophosphate (P-PO ₄) and dissolved silica (Si) at the mouth of the estuary (Vlissingen) and in the freshwater tidal part (Dendermonde) during the months in the period 1996-2000 in which the Si:P ratio was less than 3 at some point in the estuary. * = Si:P ratio higher than 3.	95
Tabel 4.13: The required amount of extra DSi to restore the Si:P ratio to 3. The required marsh area to obtain the extra DSi-export is also indicated.	96
Tabel 4.14: Berekende minimum 'threshold'-arealen aan diep subtidaal (> 3 meter onder de GLW) water, ondiep subtidaal (< 3 meter onder de GLW), slik- en schoroppervlakte binnen de verschillende OMES-segmenten van de Zeeschelde, berekend op basis van het locale verval tussen de bodem van de vaargeul en de HHWL.	104

Lijst figuren

Figuur 4.1: Area evolution of habitats in the Westerschelde (source RIKZ).	49
Figuur 4.2: Relation between system averaged benthos biomass and system averaged primary production. Each symbol represents an estuary (Escaravage et al., 2004).	50
Figuur 4.3: Macrozoobenthic production (black dots) in the pristine state vs. the present situation, a possible evolution?: more area (green) was available in the past, but the nutrient input was lower, allowing less primary production per square meter (if no light limitation is at stake).	51
Figuur 4.4: Vergelijking van verschillende methoden voor primaire-productieschattingen voor 2002 (figuur 4.4.A) en 2003 (figuur 4.4.B); Rode lijn: gemiddelde schatting (Desmit, 2005); Zwart: maximale schatting (Muylaert et al., 2005) en minimale schatting (Van Spaendonck et al., 1993). Blauwe lijnen geven schattingen weer volgens Muylaert et al. (2005) (volle blauwe lijn) en Desmit (2005) (blauwe stippellijn), maar dan met in situ gemeten lichtkarakteristieken.	57

Figuur 4.5: Chlorofyl-a concentraties in de Zeeschelde.	58
Figuur 4.6: Mediane (rood) volgens Desmit (2005), minimumschatting (zwarte driehoekjes) volgens Van Spaendonk et al. (1993) en maximumschatting (zwarte vierkantjes) volgens Muylaert et al. (2005) van pelagische primaire productie in de Zeeschelde voor de periode 1996-2004.	58
Figuur 4.7: Relation between Height NAP and Median Grain Size (MGS). $n = 107$, samplings equally distributed over the Zeeschelde.	59
Figuur 4.8: Relation between height and areal chlorophyll-a, adopted from Maris et al. (2004).	59
Figuur 4.9: Benthic primary production per height class (dots) and overall average (column), weighted for abundance and overall exposure time per height class; Z-coordinate = height (m NAP).	60
Figuur 4.10: Total net primary production estimates for different years, presented in a graph showing the regression between benthic biomass and primary production; based on Herman et al. (1999).	60
Figuur 4.11: Zuurstof in de Zeeschelde (mg.L^{-1}).	63
Figuur 4.12: Aantal benthossoorten langsheen de zoutgradiënt van het Schelde-estuarium.	63
Figuur 4.13: De gemodelleerde respons van zes vissoorten op toenemende zuurstofconcentratie. De respons drukt de kans uit dat een vis wordt gevangen in een fuik over een periode van 24 h; Modelvergelijking: $p = \exp(-a+b[\text{O}_2]) / (1 + \exp(-a+b[\text{O}_2]))$.	66
Figuur 4.14: Opgeloste zuurstof (mmol.m^{-3} ; $5 \text{ mg O}_2 \text{ .L}^{-1} = 156 \text{ mmol.m}^{-3}$) in het gemodelleerd pristien scenario t.o.v. de gemeten toestand in 2001 (blauwe puntjes), van januari (1e plot) t.e.m. december (laatste plot); afstand tot Melle in km.	69
Figuur 4.15: Opgeloste zuurstof (mmol.m^{-3} ; $5 \text{ mg O}_2 \text{ .L}^{-1} = 156 \text{ mmol.m}^{-3}$) in het gemodelleerd scenario 1950 t.o.v. de gemeten toestand in 2001 (blauwe puntjes), van januari (1e plot) t.e.m. december (laatste plot); afstand tot Melle in km.	69
Figuur 4.16: Opgeloste zuurstof (mmol.m^{-3} ; $5 \text{ mg O}_2 \text{ .L}^{-1} = 156 \text{ mmol.m}^{-3}$) in 2015 (scenario waarbij aan alle Europese richtlijnen is voldaan) t.o.v. de gemeten toestand in 2001 (blauwe puntjes), van januari (1e plot) t.e.m. december (laatste plot); afstand tot Melle in km.	71
Figuur 4.17: Primaire productie ($\text{mmol C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) in het gemodelleerd pristien scenario (vette lijn) t.o.v. 2001 (dunne lijn), van januari (1e plot) t.e.m. december (laatste plot); afstand tot Melle in km.	72
Figuur 4.18: Primaire productie ($\text{mmol C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) in het gemodelleerd 1950 scenario (vette lijn) t.o.v. 2001 (dunne lijn), van januari (1e plot) t.e.m. december (laatste plot); afstand tot Melle in km.	72
Figuur 4.19: Primaire productie ($\text{mmol C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) in het gemodelleerd 2015 scenario (vette lijn) t.o.v. 2001 (dunne lijn), van januari (1e plot) t.e.m. december (laatste plot); afstand tot Melle in km.	73
Figuur 4.20: Gemiddelde huidige primaire productie (rood), en gemodelleerde primaire producties (blauw: pristine productie; geel: pre-collapse-productie (1950); groen: toekomstige productie (2015)). De pijlen geven aan welke benthische biomassa hiermee correspondeert, uitgaande van de trofische relatie (zwarte streeplijn); gebaseerd op Herman et al. (1999).	73
Figuur 4.21: Difference in median values for intertidal (green) and subtidal (brown) areal biomass; data from Seys et al. (1999).	74
Figuur 4.22: Temporal variation in benthic biomass	75
Figuur 4.23: Spatial variation in benthic biomass; correction for surface area's through weighted averaging of overall median; correction for subtidal undersampling was done on the final estimate	75
Figuur 4.24: Best mogelijke inschatting van de huidige benthische biomassa en primaire productie (vierkant) met aanduiding van minima en maxima voor beide variabelen (kruisjes).	76
Figuur 4.25: Relatie tussen systeemgemiddelde benthosbiomassa en de gemiddelde primaire productie, met en zonder inbegrip van filterfeeders; rood = huidige toestand, blauw = 'pristien' scenario, geel = pre-collapse-scenario (1950), groen = toekomstscenario (2015)); gebaseerd op Herman et al. (1999).	80
Figuur 4.26: Relatie tussen primaire productie en netto organische import in het systeem. Elk symbool stelt een estuarium of baai voor. Onder de primaire productie van $160 \text{ g C.m}^{-2}.\text{J}^{-1}$ is lichtlimitatie verondersteld. Boven die waarde wordt een significante regressie vastgesteld. Naar Heip et al. (1995).	83
Figuur 4.27: Nutrientlimitatiefactor (pristien = vet, huidig = dun) vs. lichtlimitatiefactor (huidig), berekend via het OMES model; relatieve eenheden: lichtlimitatie is altijd onder 0.1, nutriëntlimitatie blijft steeds boven 0.6. Dat wil zeggen dat lichtlimitatie minstens 6x groter is dan nutriëntlimitatie; afstand tot Melle in km.	84
Figuur 4.28: Zwevende stof concentratie in het Schelde-estuarium (mg.L^{-1}).	88
Figuur 4.29: Duur van de vloedfase langsheen de lengte-as van het Schelde-estuarium.	88
Figuur 4.42: Export of total silica (Si) and dissolved silica (DSi) from tidal marshes in the Scheldt estuary, in a wet year (a & c), and a dry year (b & d). The OMES compartments are described in Van den Bergh et	

<i>al., 2003a), compartment OMES 19 is close to the Dutch-Belgian border, OMES 1 is the most upward compartment (Melle).</i>	93
<i>Figuur 4.43: Export of dissolved silica (DSi) from tidal marshes of the Scheldt estuary in a wet year (upper graph) and a dry year (lower graph). The OMES compartments are described in Van den Bergh et al., 2003a), compartment OMES 19 is close to the Dutch-Belgian border, OMES 1 is the most upward compartment (Melle).</i>	94
<i>Figuur 4.30. De impact van natuurlijke en anthropogene factoren op de getij- en schordynamiek in het Schelde-estuarium.</i>	99
<i>Figuur 4.31. Evolutie van de gemiddelde hoogwaterlijn en de gemiddelde laagwaterlijn in het Schelde estuarium nabij Antwerpen over de periode van 1990 tem 2000.</i>	100
<i>Figuur 4.32. Gemiddeld topografisch profiel van het schor 'de Notelaar'. GHHW = gemiddeld hoog hoogwaterlijn, GHW = gemiddeld hoogwaterlijn (slik/schorgrens), GLW = gemiddeld laagwaterlijn (slik/watergrens).</i>	101
<i>Figuur 4.33: Overzicht van de drie typen van schorren die op basis van het gemiddelde topografische profiel kunnen worden aangetroffen in de Zeeschelde. a = GHHW – slik/schorgrens; b = slik/schorgrens – GLW; c = GLW – vaargeul.</i>	102
<i>Figuur 4.34. Voorbeeld van de berekende 'threshold' oppervlakten voor de Zeeschelde nabij Temse op basis van de diepte van de vaargeul en de getijgegevens.</i>	103
<i>Figuur 4.35: Voorbeeld van de berekende 'threshold' schoroppervlakten en de huidige arealen voor de schorgebieden nabij Kruibeke-Bazel-Ruppelmonde op basis van de diepte van de vaargeul en de getijgegevens.</i>	104
<i>Figuur 4.36: Kalkense meersen en Berlare broek: kwel en intrekgebieden. Naar Ecosysteemvisie (Degezelle et al., 2004). Toegevoegde gele gebiedsomlijning: afbakening het deelgebied Kalkense meersen in huidige studie.</i>	110
<i>Figuur 4.37: Situering van de afstanden op de aslijn van de Schelde gerekend vanaf de Belgische-Nederlandse grens t.o.v. de belangrijkste steden, zijrivieren en NOP-zones.</i>	112
<i>Figuur 4.38: Resterende habitatplekken bij toenemende bufferafstand (afstand tussen fragmenten is het dubbele), gebaseerd op de huidige habitatsituatie in de zoekzones langs de Schelde.</i>	113
<i>Figuur 4.39: Aantal habitatfragmenten resterend bij toenemende bufferafstand (afstand tussen fragmenten is het dubbele), gebaseerd op de huidige habitatsituatie in de zoekzones langs de Schelde (zie ook figuur 4.38).</i>	114
<i>Figuur 4.40: Afstand van punten op de aslijn (50m) tot de dichtstbijzijnde habitatplek in functie van de afstand van de Belgisch-Nederlandse grens, gebaseerd op de huidige habitatsituatie in de zoekzones langs de Schelde. Figuur 4.40 geeft een referentiekader voor deze afstanden vanaf de grens. Verticale grijze lijnen duiden de minima in de curve aan. Dit zijn de plaatsen waar de afstand van de aslijn tot een plek minimaal is, en er dus een habitatplek gelegen is. In de volgende figuur worden de afstanden tussen deze punten met een minimale waarde weergegeven.</i>	115
<i>Figuur 4.41: Afstanden tussen opeenvolgende habitatplekken in functie van de afstand van de Belgisch-Nederlandse grens, gebaseerd op de huidige habitatsituatie in de zoekzones langs de Schelde. Figuur 4.41 geeft een referentiekader voor deze afstanden vanaf de grens. Afstand tussen opeenvolgende minima voor de afstand tot een punt op de aslijn, in figuur 4.40 verticale grijze lijnen.</i>	116

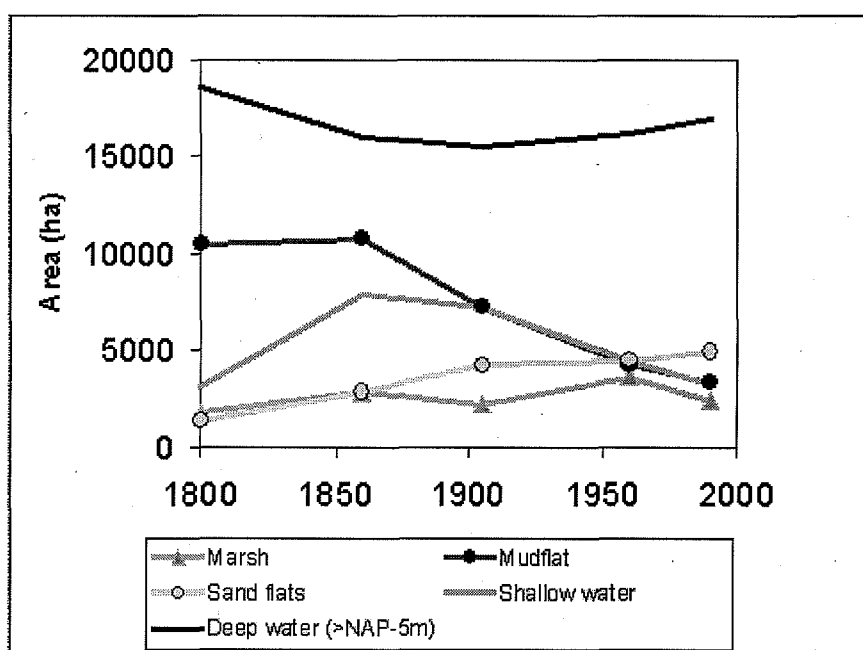
1. Instandhoudingsdoelstellingen voor pelagiaal en slik

1.1. Concept

1.1.1. Uitgangspunt: Draagkracht als basis voor de goede ecologische toestand

The concept is composed of a three step reasoning:

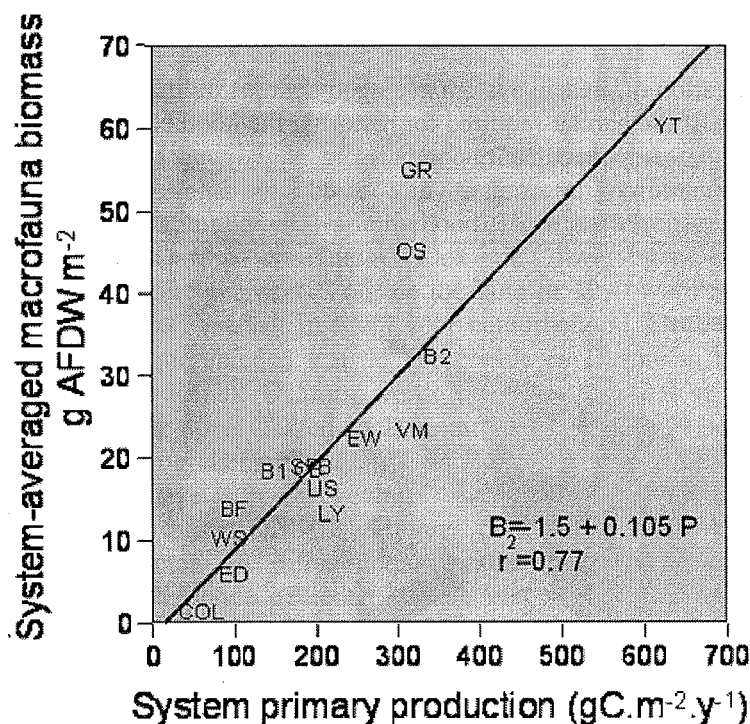
- 1) The history of habitat loss is fairly well known. Habitat area has decreased over history. This is illustrated for the Westerschelde (figuur 4.1). For the Zeeschelde the quantification will be discussed in more detail in a following section. The system overall benthos community has less area at disposal than in the past.



Figuur 4.1: Area evolution of habitats in the Westerschelde (source RIKZ).

- 2) A relation has been found between system averaged macrozoobenthos biomass and system averaged primary production (figuur 4.2). The macrozoobenthos is linked with its habitat surface; primary production is linked with the pelagic (phytoplankton) and with its habitat surface (phytobenthos). It is relatively easy to link the primary production with the nutrient status. The main factor interfering with the link between nutrients and primary production is the light climate. Knowledge has expanded thus far that the reconstruction of the evolution of the nutrient status is possible (Billen & Garnier, 1997). For the Schelde it has never been done. It seems obvious that the nutrient load in the pristine state was less than nowadays. If so, phytoplankton and phytobenthos had fewer nutrients at their disposal. Due to the relation with the total primary production, the macrozoobenthos total system biomass was probably less than today

(figuur 4.2). Secondary production nowadays would certainly be bigger than in the past, provided that no light limitation interferes and that the water quality has no intoxicating (or suffocating) effect.



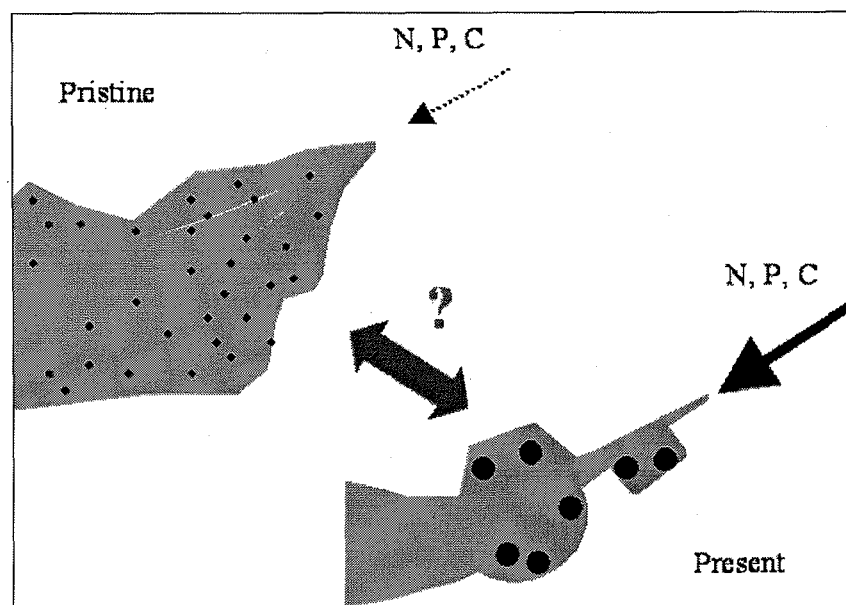
Figuur 4.2: Relation between system averaged benthos biomass and system averaged primary production. Each symbol represents an estuary (Escaravage et al., 2004).

3) Combining 1) and 2), a comparison of carrying capacity can be made (figuur 4.3). The evolution of habitat area together with the evolution of primary production indicates how the equilibrium between zoobenthos and primary production can shift under given circumstances. It could be that in the past benthos appeared in lower densities, but with larger area at their disposal (figuur 4.3). At present, smaller area is available for zoobenthos, but this area is colonised with higher densities as the food availability, primary production as living cells or as detritus, has changed. Primary production in the Schelde estuary is nowadays limited by the light climate. The question is whether light limitation has always exceeded limitation by nutrients. In order to understand the carrying capacity for macrozoobenthos, both nutrients and light climate have to be examined.

The aim is to select a point where the ecological status could be considered as good. The pristine state is defined as a condition of which it is certain that the ecological status is good. But how far from this state can the system deviate? This concept refers only to total biomass, not to diversity. The good state will be selected as the point where a maximal primary production can be achieved without negative consequences for diversity of the macrozoobenthos.

What is needed to follow this concept is:

- The habitat area evolution
- The quantification of primary production, now, in the past and in the future
- A criterium to select which level of primary production corresponds with a good ecological status
- The quantification of present system averaged benthos biomass
- A calculation of the habitat required for restoring the good ecological condition, using the concept of a carrying capacity comparison
- A critical evaluation of the results



Figuur 4.3: Macrozoobenthic production (black dots) in the pristine state vs. the present situation, a possible evolution?: more area (green) was available in the past, but the nutrient input was lower, allowing less primary production per square meter (if no light limitation is at stake).

1.2. De evolutie van arealen slik, schor en geul en rechte trekkingen van de hoofdgeul in Zeeschelde, Durme en Rupel. 1850-2004.

Een eerste punt dat nodig is om een draagkrachtvergelijking te kunnen opstellen is een overzicht van de habitatarealen. De best mogelijke kwantificering van de evolutie wordt hierna uiteengezet.

Op basis van de orthofoto's van de Zeeschelde van 1990, 1996, 2003 en 2004, het digitale terreinmodel van de Zeeschelde van 2001, de getijgegevens, de kaarten van het Depot de la guerre en van Van der Malen (1850) werd per OMES segment en voor de

zijrivieren in de mate van het mogelijke een schatting gemaakt van de arealen inpolderingen, ontpolderingen slik- en schor erosie, oppervlakte slik verdwenen onder breuksteen en de uitbreiding van het areaal subtidaal gebied. Tevens werden na 1850 uitgevoerde rechttrekkingen in kaart gebracht.

1.2.1. Wijzigingen in de habitat arealen

Inschatting van de gewijzigde schor arealen: De huidige oppervlakte (toestand zomer 2004) werd ingeschat op basis van de meest recente gebiedsdekkende vegetatiekaart van het Instituut voor Natuurbehoud. Deze kartering gebeurde voor de volledige Zeeschelde, Durme en Rupel. Ook de oevervegetatie tussen grote schorgebieden werd in kaart gebracht. Voor de toestand in 1990 werd gebruik gemaakt van de eerste vegetatiekaart van het Instituut voor natuurbehoud. Deze kartering bracht echter enkel de grote schorgebieden van de Zeeschelde en Durme in kaart en niet de kleinere schorren en de Rupel. Daarom wordt de schor toestand in 1990 op twee manieren weergegeven: de oppervlakten zoals ze uit de vegetatiekaart berekend zijn (de kolom 1990) en een terugrekening op basis van de vegetatiekaart 2004 (de kolom 'minstens'). Voor deze terugrekening werden de zeker herkenbare oppervlaktewijzigingen tussen 1990 en nu door schorerosie, schoraangroei, natuurontwikkelingsprojecten en infrastructuurwerken in beeld gebracht. Eventuele wijzigingen in de tussenliggende gebieden konden niet achterhaald worden, er is dus vermoedelijk een onderschatting van de schorerosie. Toch werd de schatting door terugrekening als de meest realistische beschouwd en werd daarmee verder gerekend voor de inschatting van de toestand in 1950 en 1850. Voor deze twee werd gebruik gemaakt van historische kaarten en van literatuurgegevens. Indien bij verlies van areaal niet duidelijk kon uitgemaakt worden of het om slik of schor ging werd het areaal pragmatisch over de twee habitattypen verdeeld. Meer stroomopwaarts, vanaf Omes segment 17 werd onderscheid gemaakt tussen dagelijks overstroombaar intergetijdengebied en seizoenaal inundeerbare meersen in vrije verbinding met de rivier. Deze laatste zijn vooral belangrijk voor de buffering van piekdebieten en als paaihabitat voor zoetwatervissen.

Inschatting van de gewijzigde slik arealen: De huidige toestand werd ingeschat op basis van een combinatie van de meest recente vegetatiekaart en van digitaal terrein model waarvoor de opmetingen gebeurden in 2001 in opdracht van Waterwegen en Zeekanaal nv, afdeling Zeeschelde. De toestand in 1990 werd teruggerekend op basis van zeker herkenbare oppervlaktewijzigingen door slikaangroei, slikerosie, natuurontwikkelingsprojecten en infrastructuurwerken. Aangezien dit niet gebiedsdekkend kon gebeuren is de slikerosie vermoedelijk onderschat. Berekening van de toestand in 1950 en 1850 gebeurde door terugrekening van ingrepen die uit het kaart materiaal en uit de literatuur af te leiden waren. Uit de meest recente orthofoto's werd ook de oppervlakte aan breuksteenbestorting op slikhoogte (tussen GLW en GHW) afgeleid. (tabel 4.1). Pragmatisch werd deze oppervlakte beschouwd als slik dat vernietigd werd in de periode 1950-1990.

Inschatting van de gewijzigde arealen subtidaal gebied: De evolutie van de geul oppervlakten kon enkel weergegeven worden sinds 1990. Dit gebeurde door vergelijking

van de orthofoto's en de vegetatiekaarten. Op basis van het DTM werd een inschatting gemaakt van de aandelen ondiep (< 3m onder GLW) vrij diep (tussen 3 en 6m onder GLW) en zeer diep (> 6m onder GLW) subtidaal gebied in de huidige configuratie van het estuarium).

Tabel 4.1: Inschatting van het slikoppervlak dat onder breuksteenbestorting verdween.

Oppervlakte breuksteenbestorting tussen GLW en GHW (ha)	
Omes segment 9: Grens-Kerncentrale	6,06
Omes segment 10: Kerncentrale-ketenisse	2,57
Omes segment 11: Ketenisse-Blokkersdijk	5,75
Omes segment 12: Blokkersdijk-Burcht	19,16
Omes segment 13: Burcht-Rupelmonding	9,32
Omes segment 14: Rupelmonding-Durmemonding	11,22
Omes segment 15: Durmemonding-Baasrode	9,18
Omes segment 16: Baasrode-Denderkanaal	9,47
Omes segment 17: Denderkanaal-Schoonaarde	10,15
Omes segment 18: Schoonaarde-Schellebelle	10,20
Omes segment 19: Schellebelle-Ringvaart	8,09
Tijarm: Ringvaart-Gent	1,12
Durme	0,40
Rupel	12,60
Totaal	115,29

Resultaten: Sinds 1850 is het schor areaal in de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren minstens gehalveerd en blijft er nog slechts een derde van de slikoppervlakte over. Bovendien ging in het bovenstroomse gedeelte ongeveer 1200 ha uitgestrekte 'moerasgebieden' verloren, gebieden die belangrijk waren om piekdebieten te bufferen (tabel 4.2). Tegelijkertijd wordt de geul breder; sinds 1990 is er meer dan 173 ha subtidaal gebied bijgekomen. Het aandeel diep subtidaal gebied bedraagt bovendien bijna 60% van de vaargeul terwijl slechts 20% van de geul uit ondiep subtidaal gebied bestaat (tabel 4.3).

Tussen 1850 en 1950 ging het grootste aandeel intergetijdengebied verloren door inpolderingen of 'rivierwinning'. Van 1950 tot 1990 waren vooral infrastructuurwerken en dijkwerken verantwoordelijk voor het verlies aan intergetijdengebied. De laatste decennia echter is het habitatverlies vooral te wijten aan erosie. Dankzij de hoge sedimenttoevoer kan het schor de steeds toenemende hoogwaterstanden volgen zodat het niet verdrinkt (Temmerman, 2003). Tussen de dijken is echter geen zijdelingse schoruitbreiding mogelijk; de overgang tussen geul en schor wordt steeds steiler en er ontstaan hoge schorkliffen. Slik, laag- en middenschor worden kwetsbaarder en eroderen door de toenemende stroomsnelheden. Het is duidelijk dat de huidige slikken en schorren zich in deze configuratie niet kunnen in stand houden.

Tabel 4.2: Evolutie van de arealen slik en schor en meersen, langs de Zeeschelde, Durme en Rupel (*vegetatiekaart 1990, **terugrekening van volledige kartering (2004) en tussenliggende gebeurtenissen).

	oppervlakte schor (ha)					Meersen
	2004	1990*	minstens**	1950	1850	
Zeeschelde van de Grens tot de Ringvaart						
Omes segment 9 Grens-Kerncentrale	67,01	64,537	70,21	65,21	151,21	
Omes segment 10: Kerncentrale-ketenisse	59,08	62,869	61,04	64,04	64,04	
Omes segment 11: Ketenisse-Blokkersdijk	48,66	42,113	35,30	87,30	132,10	
Omes segment 12: Blokkersdijk-Burcht	20,73	18,221	20,95	36,45	70,15	
Omes segment 13: Burcht-Rupelmonding	38,58	26,77	39,08	90,78	100,08	
Omes segment 14: Rupelmonding-Durmemonding	83,33	65,641	90,33	110,15	128,79	
Omes segment 15: Durmemonding-Baasrode	149,63	139,861	152,50	208,20	232,70	
Omes segment 16: Baasrode-Denderkanaal	53,40	46,192	53,70	56,50	67,40	
Omes segment 17: Denderkanaal-Schoonaarde	46,63	25,54 ?		46,63	72,61	30,80
Omes segment 18: Schoonaarde-Schellebelle	13,15	1,247 ?		13,15	21,85	843,00
Omes segment 19: Schellebelle-Ringvaart	16,63	0,182 ?		16,63	89,63	
Totaal Zeeschelde	596,82	493,17		795,03	1130,55	
Tijarm en zijrivieren						
Tijarm: Ringvaart-Gent	13,24	1,209 ?				300,00
Durme	100,32	42,766 ?				
Rupel	43,17	38,207				
Dijle-Zenne-Nete	0,13 ?					
	oppervlakte slik (ha)					
	2004	1990	1950	1850		
Zeeschelde van de Grens tot de Ringvaart						
Omes segment 9 Grens-Kerncentrale	196,77	241,03	257,09	757,09		
Omes segment 10: Kerncentrale-ketenisse	96,26	116,45	169,02	169,02		
Omes segment 11: Ketenisse-Blokkersdijk	81,76	125,51	183,31	183,31		
Omes segment 12: Blokkersdijk-Burcht	35,68	57,76	90,96	102,76		
Omes segment 13: Burcht-Rupelmonding	29,09	41,70	51,00	56,70		
Omes segment 14: Rupelmonding-Durmemonding	40,52	71,02	82,24	83,47		
Omes segment 15: Durmemonding-Baasrode	19,23	21,38	31,58	24,08		
Omes segment 16: Baasrode-Denderkanaal	8,23 ?		17,73	17,73		
Omes segment 17: Denderkanaal-Schoonaarde	7,49 ?		17,64	17,64		
Omes segment 18: Schoonaarde-Schellebelle	0,63 ?		10,83	10,83		
Omes segment 19: Schellebelle-Ringvaart	1,15 ?		10,24	10,24		
Totaal Zeeschelde	516,80		921,63	1432,86		
Tijarm en zijrivieren						
Tijarm: Ringvaart-Gent	23,87 ?		24,99 ??			
Durme	24,67	34,63 ??		??		
Rupel	26,15 ?		38,74	38,74		
Dijle-Zenne-Nete	0,31 ?					

Tabel 4.3: Evolutie van de het areaal subtidaal gebied in 1990 en nu en de huidige percentages van de oppervlakten ondiep (< 3m onder GLW) ; vrij diep (tussen 3 en 6m onder GLW) en diep subtidaal(> 6m onder GLW).

Zeeschelde van de Grens tot de Ringvaart	Oppervlakte subtidaal (ha)		verdeling subtidaal in 2004		
	2004	1990	% ondiep	%vrij diep	%diep
Omes segment 9 Grens-Kerncentrale	783,042	728,569	20	16	64
Omes segment 10: Kerncentrale-ketenisse	483,759	466,38	15	14	71
Omes segment 11: Ketenisse-Blokkersdijk	638,914	598,295	16	16	68
Omes segment 12: Blokkersdijk-Burcht	352,038	340,131	10	12	78
Omes segment 13: Burcht-Rupelmonding	281,647	269,701	12	15	73
Omes segment 14: Rupelmonding-Durmemonding	319,05	275,168	26	39	35
Omes segment 15: Durmemonding-Baasrode	209,721	199,647	43	42	15
Omes segment 16: Baasrode-Denderkanaal	101,289	100,399	28	52	20
Omes segment 17: Denderkanaal-Schoonaarde	102,283	103,857	32	64	4
Omes segment 18: Schoonaarde-Schellebelle	59,925	62,015	36	63	1
Omes segment 19: Schellebelle-Ringvaart	50,37	52,443	50	50	0
Totaal Zeeschelde	3382,038	3196,605	20	22	58
tijarm en zijrivieren					
Tijarm: Ringvaart-Gent	32,827	33,432			
Durme	56,574	66,267			
Rupel	204,181	205,616			

Om de huidige oppervlakte intergetijdengebied te behouden moet rekening gehouden worden met de bandbreedte van de ruimte die de rivier nodig heeft bij de huidige diepte zoals die berekend is in hoofdstuk 5. Aangezien het onmogelijk is om de rivier die ruimte te geven door dijken over de volledige lengte van de Zeeschelde te verleggen moeten slik en schorverlies door erosie gecompenseerd worden door creatie van nieuw intergetijdengebied daar waar het mogelijk is. Bij de berekening van de benodigde oppervlakte moet de versterking van de erosieve processen door de volgende verdieping in rekening gebracht worden. Bij de planning van de ligging en vorm van nieuw in te richten estuariene natuur moet men eveneens rekening houden met de benodigde ruimte om duurzaam intergetijdengebied te realiseren.

1.2.2. Rechttrekkingen

Ook de rivierbochten die sinds 1850 afgesneden werden zijn in kaart gebracht. Deze rechttrekkingen veroorzaakten naast rechtstreeks habitatverlies ook versnelling van de vloedgolf en verminderde energiedissipatie. Het habitat verlies werd ingeschat. Pragmatisch werd aangenomen dat de verloren oppervlakte bestond uit de helft geul, een vierde slik en een vierde schor. Op die manier berekend gingen ongeveer 14.5km rivier, 19ha slik en 19ha schor verloren (tabel 4.4).

Tabel 4.4: Rechttrekkingen in Zeeschelde en Durme sinds 1850.

Zeeschelde van de Grens tot de Ringvaart		oorspronkelijke lengte (m)	rechtgetrokken lengte (m)	verlies (m)	rivierbreedte(m)	slikverlies (ha)	schorverlies(ha)
<i>Omes segment 17: Denderkanaal-Schoonaarde</i>							
1950-1990	Appels	1915	498	1417	100	3,54	3,54
<i>Omes segment 18: Schoonaarde-Schellebelle</i>							
1900-1950	Overmeire	1034	497	537	70	0,94	0,94
	Kalkense meersen	4437	1035	3402	50	4,25	4,25
<i>Omes segment 19: Schellebelle-Ringvaart</i>							
1900-1950	Ham	1917	323	1594	50	1,99	1,99
	Bastenakker	2347	510	1837	45	2,07	2,07
<i>Tijam</i>							
1850-1900	Damvallei	4363	1202	3.161	40	3,16	3,16
	Melle	743	291	452	40	0,45	0,45
1900-1950	Heusden	810	523,116	287	40	0,29	0,29
<i>Durme</i>							
1900-1950		3400	1500	1.900	50	2,38	2,38
Totaal				14.586		19,07	19,07

1.2.3. Besluit

In de loop van de geschiedenis ging een groot areaal slik- en schorgebied verloren door ingrepen in het estuarium. Tegelijkertijd nam de geul steeds een groter aandeel van het estuarium in. Vooral de oppervlakte aan diep subtidaal gebied is buiten verhouding groot. De huidige configuratie van het estuarium is niet langer duurzaam, slikken en schorren eroderen en kunnen zichzelf niet instandhouden.

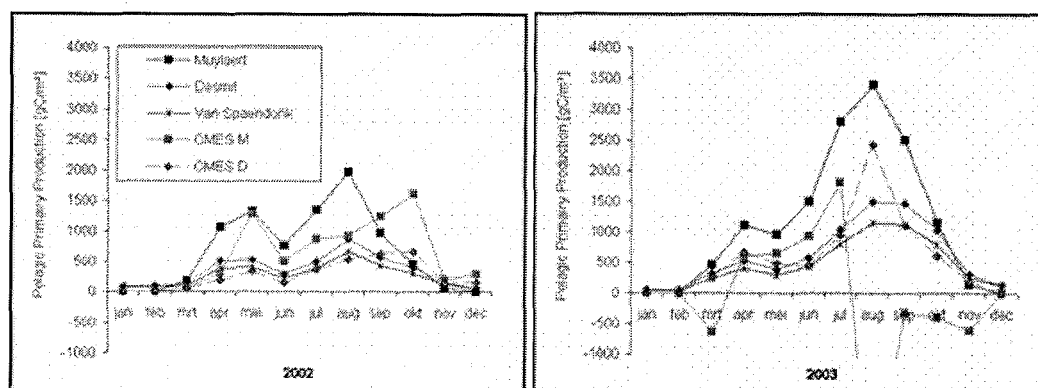
1.3. Kwantificering van de huidige primaire productie

Primaire productie is de ontwikkeling van plantaardig materiaal. Het is de basis van het voedselweb. Energie van de zon wordt via chlorofyl omgezet in organische verbindingen, waar dierlijke organismen zich dan kunnen mee voeden om aan hun energiebehoefte te voldoen. De primaire productie die hier beschouwd wordt, staat in het kader van een evaluatie van de ecologische draagkracht van de Zeeschelde, waarbij ongewervelde bodemdieren (benthos) centraal staan. Om de ecologische draagkracht van een systeem te kennen, is een kwantificering van de primaire productie onontbeerlijk. Twee componenten van de primaire productie worden behandeld: het fytoplankton (dat in de waterkolom zweeft) en het phytobenthos (dat op de bodem groeit tot op de diepte waar lichtinval de groei nog toelaat).

1.3.1. Fytoplankton

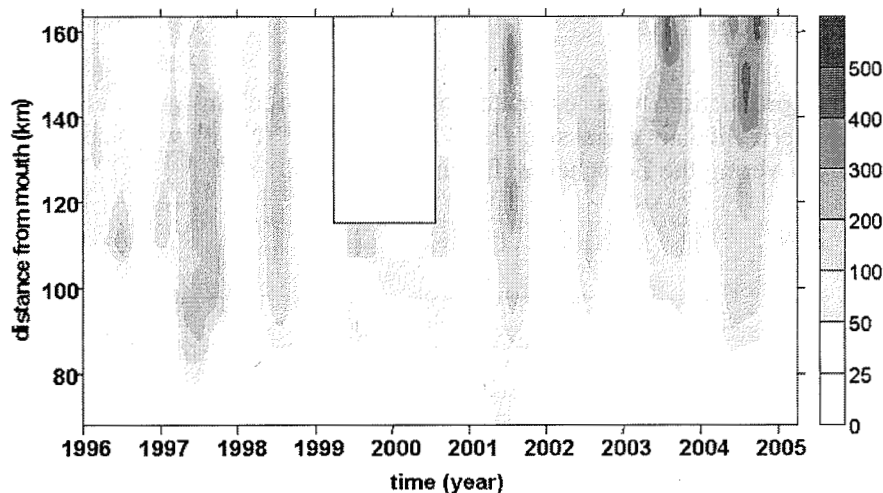
De pelagische productie is berekend op basis van chlorofyldata (figuur 4.4). Drie bestaande modellen zijn hiertoe aangewend; voor de details van de modellen wordt verwezen naar de overeenkomstige referenties: Muylaert et al. (2005); Desmit (2005); Van Spaendonk et al. (1993), of naar een overzicht van de gebruikte formules in Bijlage 4.1. Deze methoden zijn geconstrueerd rond vaste coëfficiënten. Daarnaast is voor twee jaar (2002 en 2003) een meer gedetailleerd model gebruikt dat rekening houdt met *in situ* gemeten lichtvariabelen ter vervanging van vaste coëfficiënten. Dit is de methode die op

punt gezet is in het kader van de OMES-monitoring (Maris et al., 2004). Van dit model zijn twee varianten gecreëerd, in de ene variant zijn de formules van Muylaert et al. (2005) gebruikt, in de andere werd de formulering volgens Desmit (2005) behouden. In eerste instantie werden de beschikbare methoden met elkaar vergeleken. Dat kon enkel op basis van de data van 2002 en 2003 (figuur 4.4 A&B).



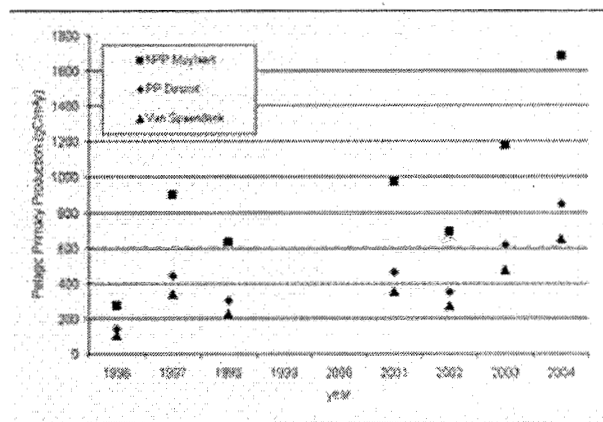
Figuur 4.4: Vergelijking van verschillende methoden voor primaire-productieschattingen voor 2002 (figuur 4.4.A) en 2003 (figuur 4.4.B); Rode lijn: gemiddelde schatting (Desmit, 2005); Zwart: maximale schatting (Muylaert et al., 2005) en minimale schatting (Van Spaendonck et al., 1993). Blauwe lijnen geven schattingen weer volgens Muylaert et al. (2005) (volle blauwe lijn) en Desmit (2005) (blauwe stippellijn), maar dan met in situ gemeten lichtkarakteristieken.

De resultaten laten zien dat de methoden verschillende resultaten geven, maar dat deze resultaten wel nauw bij elkaar aanleunen. De verschillen tussen de methoden zijn ook consistent. Enkel de methode met de lichtvariabelen volgens Muylaert et al; (op.cit.) gaf negatieve waarden. Deze methode werd niet weerhouden. De methoden met vaste coëfficiënten sloten voldoende aan bij de methode van Desmit (op.cit.) met gebruik van gemeten lichtvariabelen. Hierdoor werd het toelaatbaar geacht de methoden met vaste coëfficiënten aan te wenden om de primaire productie van alle jaren te bepalen waar voldoende chlorofyl-data van zijn. Van 1996 t.e.m. 2004, met uitzondering van 1999 en 2000, waren hiertoe voldoende chlorofyl-data beschikbaar (figuur 4.5).



Figuur 4.5: Chlorofyl-a concentraties in de Zeeschelde.

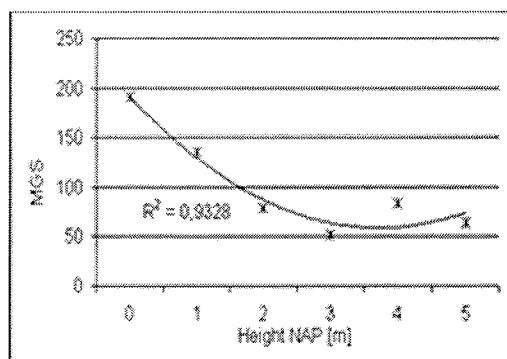
De resultaten laten zien dat de primaire productie van jaar tot jaar gevoelig kan variëren (figuur 4.6). Het gebruik van de verschillende methoden laat een bandbreedte zien waarbinnen de werkelijke productie zich heel waarschijnlijk bevindt. De resultaten van de methode volgens Desmit (op.cit.) zijn weerhouden als meest waarschijnlijke waarde, omdat ze het best aanleunen bij de meest nauwkeurige methode (met gemeten lichtvariabelen). De resultaten vertonen goede overeenkomst met de waarden van andere estuaria (Herman et al., 1999).



Figuur 4.6: Mediane (rood) volgens Desmit (2005), minimumschatting (zwarte driehoekjes) volgens Van Spaendonck et al. (1993) en maximumschatting (zwarte vierkantjes) volgens Muylaert et al. (2005) van pelagische primaire productie in de Zeeschelde voor de periode 1996-2004.

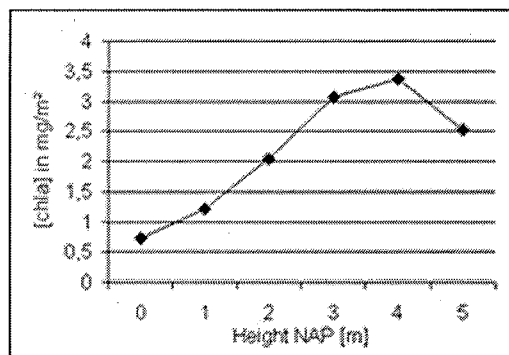
1.3.2. Fytobenthos

Benthic production was estimated through a modelling approach. First the correlation between median grain size (MGZ) and height (NAP) were derived from a dataset equally covering the Zeeschelde (figuur 4.7).



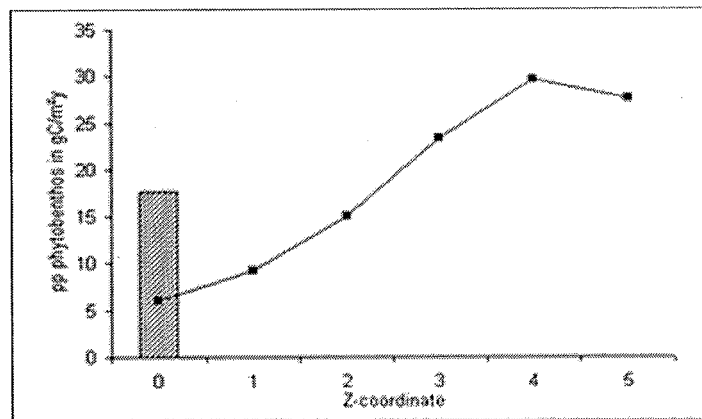
Figuur 4.7: Relation between Height NAP and Median Grain Size (MGS). $n = 107$, samplings equally distributed over the Zeeschelde.

Known relationships between chlorophyll-a (chl a) and median grain size (Maris et al., 2004) were then used to construct a distribution of chl a in height classes (figuur 4.8).



Figuur 4.8: Relation between height and areal chlorophyll-a, adopted from Maris et al. (2004).

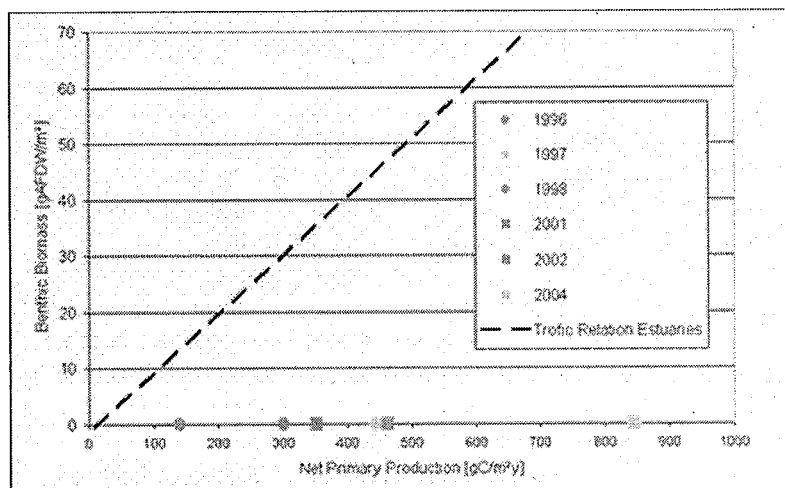
Combining these two, an estimate of Chl-a/m² for different height classes was made. Net primary production was calculated with the empirical regression found by de Jong & de Jonge (1995). Effects of exposure and surface area were accounted for in this regression: each height class value was weighed with a coefficient, which is the product of number of OMES compartments where the height class exists times the mean exposure time for this height class in hours per day (figuur 4.9). Orders of magnitude are generally one order smaller than pelagic production, and correspond with estimates in other estuaries (de Jong & de Jonge, 1995). Benthic primary production is not as variable as pelagic, and the Chla-measurements of phytobenthos were not abundant enough to calculate an evolution through time.



Figuur 4.9: Benthic primary production per height class (dots) and overall average (column), weighted for abundance and overall exposure time per height class; Z-coordinate = height (m NAP).

1.3.3. Totale netto primaire productie

De pelagische en de benthische primaire producties die in vorige secties werden bepaald, worden hier samen beschouwd. De geschatte benthische primaire productie (17,75 gC/m²y) was klein in vergelijking met de pelagische primaire productie (gemiddeld 375,70 gC/m²y). De totale primaire producties voor de onderzochte jaren, d.i. de som van benthische en pelagische primaire producties geven samen nodige informatie voor de X-as van de grafiek die gehanteerd wordt om de uiteindelijk beoogde draagkrachtvergelijking op te stellen (figuur 4.10). Hiermee is een eerste component informatie ingevuld in het concept dat draagkrachtvergelijking moet toelaten.



Figuur 4.10: Total net primary production estimates for different years, presented in a graph showing the regression between benthic biomass and primary production; based on Herman et al. (1999).

Om een vergelijking van draagkracht mogelijk te maken, zoals de huidige toestand t.o.v. situaties in het verleden (of de toekomst), is het nodig de primaire productie van dergelijke historische of toekomstige scenario's te reconstrueren. Om dat te kunnen moeten de groeiomstandigheden voor die scenario's gekend zijn. In het hierna volgende hoofdstuk wordt voor een aantal scenario's de waterkwaliteit gereconstrueerd, met nadruk op organisch materiaal en nutriënten.

1.4. Modellerings van de historische en toekomstige immissies in de Zeeschelde

Primaire productie is afhankelijk van nutriënten. Nutriënten spoelen op natuurlijke wijze uit, uit bodems, of ze kunnen via run-off vanop het land in waterlopen terecht komen. Bovenop de natuurlijke input in het bekken is een antropogene belasting gekomen van voedingsstoffen. De menselijke impact staat in verhouding tot de maatschappelijke ontwikkeling (Billen & Garnier, 1997). Deze impact kan gereconstrueerd worden. Voor verschillende stadia van maatschappelijke ontwikkeling kan de nutriëntinput in een estuarium berekend worden. Deze oefening is reeds eerder gebeurd voor het Seine-estuarium (Cugier et al., 2005), en mede in het kader van de opmaak van IHD's voor de Zeeschelde is een aangepast model geconstrueerd dat specifiek op de Zeeschelde gericht is. De rapportage van deze modellering is in extenso vervat in Bijlage 4.2, zoals ze door de betreffende onderzoeksgroep is opgemaakt. Hierna volgt een nederlandstalige samenvatting met een korte commentariëring.

De scenario's die berekend zijn, zijn de volgende:

- een pristin scenario: alle menselijke invloed is afwezig, de vegetatie in het bekken is bos
- elk lustrum van 1950 tot 2000; 2000 geldt als de huidige toestand
- een toekomstscenario (2015) waarin is aangenomen dat aan alle Europese richtlijnen is voldaan

Voor elk van deze scenario's is de input in het estuarium via de Rupel, en via de Bovenschelde, Dender en Durme samen, berekend. Dit is gebeurd voor een hypothetisch nat, droog en gemiddeld jaar. Voor 1950-2000 zijn de debieten gekend zodat daarvoor de foute hypothesen betr. hydrologie geschrapt kunnen worden.

De berekende fluxen zijn in Bijlage 4.2 weergegeven voor biodegradeerbaar particulier organisch koolstof, algenbiomassa, totaal N, nitraat, totaal fosfor en opgelost Si. De resultaten zijn voor de belangrijkste scenario's weergegeven in tabelvorm waar de verhouding tussen Rupel en 'Bovenschelde' is te zien voor verschillende hydrologische regimes. De tijdsevolutie van de inputs over alle scenario's is voor Rupel en Bovenschelde samen weergegeven in de grafieken.

De resultaten laten zien hoe de depressie van de waterkwaliteit van de jaren '70-'80 zich situeert in een ruimer kader. De neergang tussen 1950 en 1975 was ingrijpender dan het verschil tussen de pristiene toestand, die potentieel honderden zonet duizenden jaren geleden optrad, en 1950. Tezelfdertijd is een hoopvol beeld te zien: implementatie

van de Europese richtlijnen leidt tot een substantieel herstel. Enkel nitraat kan voor problemen blijven zorgen.

De fout op de modelresultaten is nog niet gekend. Belangrijker dan de resultaten van de scenario's zelf zijn de verhoudingen tussen de verschillende parameters. Het is belangrijk dat de verhoudingen van de parameters van de output van het Riverstrahler model juist zijn als input in het OMES model. Het is immers niet de bedoeling te streven naar een terugkeer van de pristiene conditie, maar wel om ijkpunten te construeren waartussen een ecologisch goede toestand kan worden aangeduid.

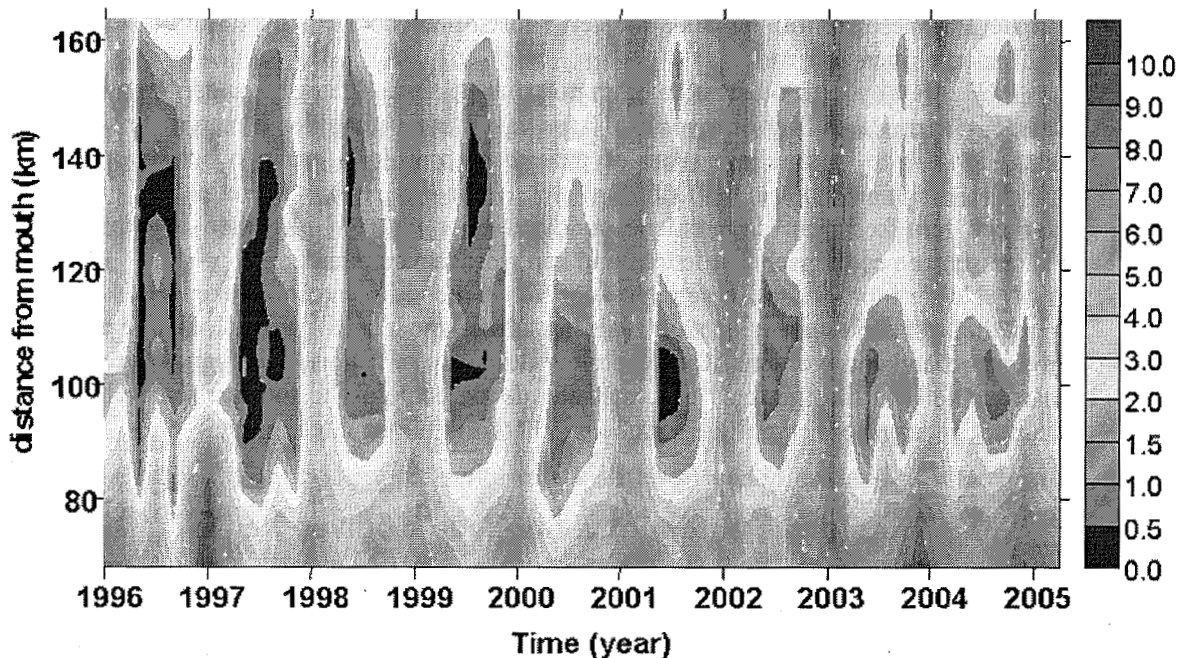
Nu de input in de Zeeschelde voor verschillende scenario's gekend is, kan mits koppeling aan een estuarien model, zoals het OMES-model, de overeenkomstige primaire productie berekend worden. Maar vooraleer deze stap te zetten is het handig eerst na te gaan welke belasting gepaard gaat met een goede ecologische toestand en welke niet. Zuurstof is daarvoor een nuttige parameter. Dit wordt hierna uiteengezet.

1.5. Zuurstof als criterium voor goede biodiversiteit

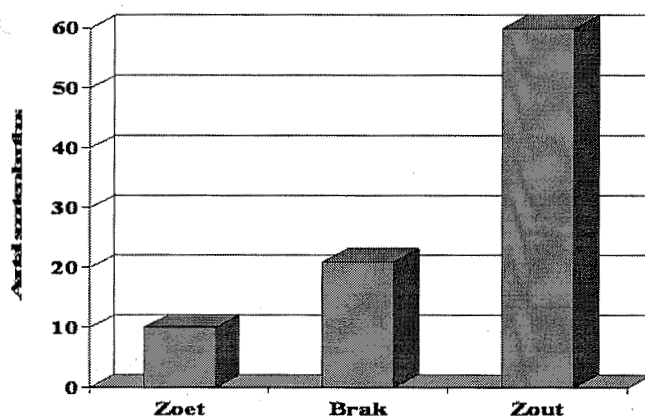
1.5.1. Inleiding

De Schelde torst nog steeds een kwalijke reputatie met zich mee wat betreft de waterkwaliteit en meerbepaald de zuurstofhuishouding. In het Schelde-estuarium situeert het zuurstofprobleem zich voornamelijk in de zoete zone, meerbepaald rond de monding van de Rupel en tussen Gent en Temse (figuur 4.11). Het is gekend dat de lage zuurstofconcentraties ertoe hebben geleid dat de benthosdiversiteit en ook de diversiteit van de vispopulatie in de zoete zone zijn herleid tot enkele zeer tolerante soorten voor zuurstofarme condities (figuur 4.12). De dominantie van Oligochaeta wordt daaraan toegeschreven.

Een preciese quantificering van de relatie tussen zuurstof en biodiversiteit is evenwel niet als dusdanig beschikbaar. De vraag die hier voorligt is duidelijk: Hoeveel zuurstof is nodig om de diversiteit terug op peil te krijgen. Het antwoord is niet zo eenvoudig omdat de meeste zoetwatergetijdzones een historiek van belasting met zuurstofbindende stoffen, zoals koolstof en nutriënten, achter zich hebben. Toch zijn er indicaties die aangeven welke concentraties, anders dan de volledige saturatie, een goede diversiteit toelaten. Deze worden in een eerste sectie overlopen ten einde een IHD voor zuurstof te bekomen. Daarna wordt deze zuurstofwaarde teruggekoppeld om af te leiden welke vrachten toelaatbaar zijn, en in welke verhoudingen, om die zuurstofwaarde niet te overschrijden. Ten slotte is het de bedoeling af te leiden welke productie gekoppeld is aan de vrachten die een voldoende zuurstofconcentratie toelaten.



Figuur 4.11: Zuurstof in de Zeeschelde (mg.L⁻¹).



Figuur 4.12: Aantal benthossoorten langsheen de zoutgradiënt van het Schelde-estuarium.

Volgens Remane (1969) zou het aantal soorten in de zoetwaterzone beduidend hoger moeten zijn dan in de brakke zone. Bijvoorbeeld, in de Elbe zijn in het zoetwatergetijdengebied 148 soorten gevonden (Krieg, 2005).

Hierna volgt een lijst beschikbare informatie die moet toelaten een zuurstofwaarde voorop te stellen die een goede ecologische toestand garandeert. Eerst wordt benthos bekeken, daarna vis.

1.5.2. Quantificering van een goede zuurstofconcentratie a.h.v. diversiteit van benthos

In het zoete deel van de Zeeschelde is de benthosgemeenschap beperkt tot dominantie van Oligochaeta. Dat andere groepen ontbreken, wordt toegeschreven aan de ontoereikende zuurstofwaarden. Een causaal verband is echter nog niet gequantificeerd. Hierna volgen enkele argumenten die kunnen helpen een zuurstofwaarde voor een goede diversiteit af te leiden.

- Rond 1964 werd in de Biesbosch in Nederland een goede zoetwaterbenthosdiversiteit vastgesteld bij zuurstofwaarden van 70% verzadiging of meer. Op sommige lokaties werden Shannon Wiener-indices tussen 1 en 2 bepaald bij waarden **tussen 50 en 70%** (Wolff, 1973).
- In het Elbe-estuarium zijn in het oligohalien getijdengebied (habitattype 22) 68 soorten benthos (Krieg, 2005) waargenomen, die empirisch konden gelinkt worden met een zuurstofgehalte **tussen 5 en 6 mg O₂. L⁻¹** (Krieg, mond.med. 2005). In het limnische deel van het Elbe-estuarium (habitattype 20) zijn bij zuurstofwaarden die niet lager waren dan **6 mg O₂.L⁻¹**, liefst 148 soorten in de stalen aangetroffen. Een statistisch verband tussen diversiteit en zuurstof werd in de Elbe nog niet onderzocht, maar de empirische relatie laat vermoeden dat een minimumconcentratie van 5 mg O₂.L⁻¹ voldoende kan zijn voor een goede diversiteit.
- Modelleren van de pristiene toestand van de Zeeschelde (geen antropogene belasting, maar de morfologie idem als vandaag) toont dat het seizoenaal minimum tot **6 mg O₂. L⁻¹** kan zakken (zie Bijlage 4.3). Gezien de pristiene toestand per definitie geldt als de best mogelijke, kan de limiet moeilijk hoger gesteld worden; tenzij de foutmarge dit zou toelaten. Zolang de foutmarge niet gekend is, wordt aangenomen dat de berekening voldoende precies is.

1.5.3. Quantificering van een goede zuurstofconcentratie a.h.v. vis

Een opgelost zuurstofgehalte van minstens **5 mg L⁻¹** wordt algemeen aanvaard als voldoende voor viswater. Bij een concentratie van **3 mg O₂.L⁻¹** is sterfte van volwassen estuariene vissoorten een reëel gevaar in de Elbe (ARGE ELBE, 2004). In Nieuw Zeeland werd vastgesteld dat vismortaliteit uitsluitend optrad bij concentraties van **2 mg L⁻¹** of lager (Dean en Richardson, 1999). Tijdens de evolutie hebben verschillende vissoorten zich aangepast aan variaties in zuurstofconcentratie en sommige soorten kunnen zelfs anoxische omstandigheden gedurende verschillende maanden overleven (Hermes-Lima & Zenteno-Savin, 2002).

De respons van vissen op lage zuurstofgehalten is zowel gedragsmatig als fysiologisch van aard en algemeen geldt dat jonge vis gevoeliger is dan volwassen vis (Richardson et al. 2001; Ross et al. 2001; Wannamaker en Rice 2000). Vissen zijn mobiel en zullen in de eerste plaats hypoxische en anoxische zones ontwijken. Eventueel zwemmen ze naar de oppervlakte om lucht te happen of via huidademhaling aan voldoende zuurstof te komen. Een tekort aan zuurstof in het lichaam leidt tot verzuring en tot de productie van schadelijke radicalen. Heel wat vissoorten kunnen deze nadelige

metabolieten neutraliseren via enzymen, wat hen in staat stelt om gedurende kortere periodes onder hypoxia te leven. De goudvis, een karperachtige die in dit verband fungeert als studiemodel, kan bijkomend ATP aanmaken onder anaërobe omstandigheden zonder dat er verzuring optreedt. Dit evolutionair voordeel stelt deze soort in staat om bij extreem lage zuurstofconcentraties voor te komen. Toch blijven veel soorten gevoelig voor zuurstof.

De afwezigheid van vis in de Schelde werd steeds toegeschreven aan de slechte zuurstofcondities. Nu de zuurstofcondities een aarzelend herstel laten zien, is voor de 19 meest voorkomende vissoorten uit de periode 1995 -2004 een relatie opgesteld tussen de kans op fuikvangst en het gehalte aan opgeloste zuurstof in de rivier (tabel 4.5). Voor zes soorten werd een significant model opgesteld: bot, dunlipharder, fint, snoekbaars en spiering (figuur 4.13). Het valt op dat vooral diadrome soorten (soorten die trekken tussen zoet en zout of omgekeerd, zoals bot, harder, fint en spiering) positief reageren op toegenomen zuurstofgehalten. Andere diadrome populaties zoals elft en houting zijn regionaal uitgestorven. Voor deze soorten zijn de relaties nog onbekend.

De respons van vis op zuurstof onderscheidt twee groepen: trekvissen (op paling en stekelbaars na) vertonen een significante positieve respons terwijl de meeste zoetwatervissen of estuarien residente vissen (dikkopje, brakwatergrondel) geen respons vertonen. Bij het opstellen van zuurstof-criteria dient bijgevolg rekening gehouden te worden met de verschillende ecologische strategieën.

Tabel 4.5: Modelresultaten van logistische regressie die de aanwezigheid van vissen voorspelt in functie van zuurstofconcentratie. De significantie van de regressiecoëfficiënten werd berekend als $-2 \times \text{Log Likelihood}$ (teststatistiek). De e-macht van b_1 (e^{b_1}) heeft een bijzondere statistische betekenis en komt overeen met de logaritme van de oddsratio (de kans op aanwezigheid gedeeld door de kans op afwezigheid). Indien de zuurstofconcentratie met één eenheid (1 mg L^{-1}) toeneemt stijgt de kans dat de soort aanwezig is eerder dan afwezig met een waarde gelijk aan e^{b_1} . Toegepast op bot betekent dit dat bij elke toename van de O_2 -concentratie met 1 eenheid de kans dat bot aanwezig is eerder dan afwezig, verdubbelt.

Soort	b_0	b_1	teststatistiek	significantie
baars	-0.126	-0.071	149.3	NS
bittervoorn	-3.847	0.353	72.8	S
blankvoorn	1.171	-0.130	143.5	NS
blauwbandgrondel	-1.946	0.035	91.8	NS
bot	-2.483	0.625	114.2	S
brakwatergrondel	-2.585	0.119	79.5	NS
brasem	-1.027	-0.051	118.6	NS
dikkopje	-1.688	0.168	130.3	NS
driedoornige stekelbaars	-1.677	0.116	122.1	NS
dunlipharder	-2.241	0.221	115.9	S
fint	-3.704	0.462	96.1	S
giebel	0.695	-0.333	129.7	NS
karper	-1.193	-0.271	68.1	NS
kolblei	-1.828	0.137	119.2	NS
paling	-0.162	0.103	151.3	NS

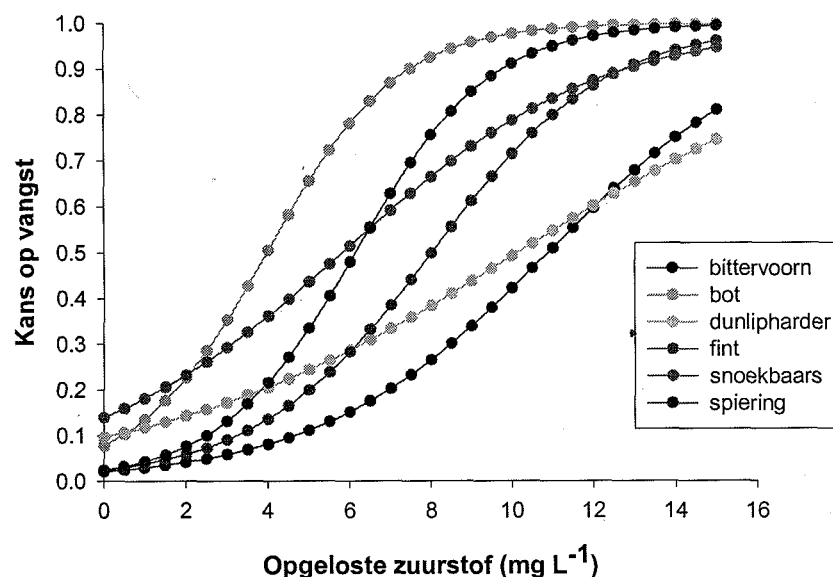
pos	-2.110	0.162	111.0	NS
rietvoorn	-0.412	-0.165	122.8	NS
snoekbaars	-1.825	0.314	137.5	S
spiering	-3.713	0.605	107.6	S

b_0 : intercept

b_1 : helling

S: significante modellen ($P < 0.05$)

NS: niet-significante modellen ($P > 0.05$).



Figuur 4.13: De gemodelleerde respons van zes vissoorten op toenemende zuurstofconcentratie. De respons drukt de kans uit dat een vis wordt gevangen in een fuik over een periode van 24 h; Modelvergelijking: $p = \exp(-a+b[O_2]) / (1 + \exp(-a+b[O_2]))$.

Als criterium voor trekvis wordt voorgesteld om die zuurstofconcentratie te nemen waarbij de kans op vangst hoger is dan 50% op basis van de analyseresultaten voorgesteld in Figuur 4.13. Wel wordt opgemerkt dat de vangstkansen een geïntegreerd resultaat opleveren, onafhankelijk van seizoensale variatie. In geval van trekvis, waarbij de migratie piekt op welbepaalde momenten, is het aan te raden om de resultaten te corrigeren voor temperatuur of seizoenaal voorkomen. Deze correctie werd uitgewerkt voor alle soorten en resulteert in geval van fint en dunlipharder in een belangrijke nuancering: de drempelwaarde voor zuurstof valt voor deze soorten lager uit dan kan voorspeld worden op basis van Figuur 4.13. De voorgestelde criteria voor een selectie

van trekvissoorten worden gegeven in Tabel 4.6. De soortspecifieke criteria variëren tussen 1.5 mg L⁻¹ voorgesteld voor paling tot 7.5 mg L⁻¹ voorgesteld voor dunlipharder. De soortspecifieke criteria vallen goed samen met criteria voor onder meer Amerikaanse vissoorten. Voor Amerikaanse fint wordt een waarde van 5 mg L⁻¹ voorgesteld (Stier en Crance 1985). Voor verschillende spieringsoorten wordt 6 mg L⁻¹ gebruikt (Dean en Richardson, 1999). Tevens is dit een aanvaardbare waarde voor zalmachtigen. Alleen voor dunlipharder werd hier een hogere waarde bekomen die wellicht te hoog uitvalt. Harder is immers niet gekend als een bio-indicator voor wateren met een lage zuurstofkwaliteit en komt typisch voor in kustwater en estuaria. De migratie naar zoetwater is eerder facultatief en daarom wordt de soort dikwijls geklasseerd als een zeevis. Het ruimtelijk patroon van dunlipharder is tevens sterk gerelateerd aan saliniteit zodat het moeilijk is om op basis van de huidige kennis te discrimineren tussen saliniteit en opgeloste zuurstof. De soort is pelagisch, waardoor een analyse op basis van fuikvangsten wellicht bevooroordeeld is.

Tabel 4.6: Soortspecifieke DO criteria voor een selectie van trekvissoorten.

Soort	Wetenschappelijke naam	Drempelwaarde voor zuurstof
Bot	<i>Platichthys flesus</i>	4.0 mg L ⁻¹
Dunlipharder	<i>Liza ramada</i>	7.5 mg L ⁻¹
Fint	<i>Alosa fallax</i>	5.5 mg L ⁻¹
Paling	<i>Anguilla anguilla</i>	1.5 mg L ⁻¹
Spiering	<i>Osmerus eperlanus</i>	6.0 mg L ⁻¹

Gebruik makend van Tabel 4.6 en rekening houdend met soortspecifieke migratieperiodes en zwemcapaciteiten stellen we voor om tussen 1 november tot 30 april een wekelijks gemiddelde van 6 mg L⁻¹ aan te wenden. In deze periode migreren zalmachtigen en prikken. Tussen van 01 mei tot 30 oktober kan de minimale waarde verlaagd worden tot een wekelijks gemiddelde van 5 mg L⁻¹.

Omdat er, over het algemeen, geen significant verband werd gevonden tussen de zuurstofconcentratie en zoetwatervissoorten wordt voorgesteld om, zolang geen sluitende onderzoeksresultaten voorhanden zijn, de criteria te hanteren die werden opgesteld door EPA voor estuariene zones (US Environmental Protection Agency). Dit houdt in dat het zuurstofgehalte in juveniele kinderkamerhabitats (ondiep water <2 m, schorkreken, grachten in wetlands) steeds uitkomt boven 5 mg L⁻¹.

1.5.4. Instandhoudingsdoelstelling voor zuurstof

Rekening houdend met alle argumenten i.v.m. verbanden tussen zuurstof en diversiteit van benthos en vis, en met de soortspecifieke migratieperiodes en zwemcapaciteiten van vis (zie voorgaande secties), kan een omvattende zuurstofwaarde voorgesteld worden die als minimale waarde geldt voor het bereiken van een goede diversiteit:

Instandhoudingsdoelstelling:

De minimale concentratie van opgelost zuurstof in het pelagiaal van de Zeeschelde mag niet minder dan **5 mg O₂.L⁻¹** bedragen in het zomerhalfjaar (1 mei – 30 oktober), en mag niet minder dan **6 mg O₂.L⁻¹** bedragen in het winterhalfjaar (1 november – 30 april). De minimale concentratie van opgelost zuurstof in kinderkamergebieden van vis, zoals grachten in wetlands, ondiep water, kreken, e.d. mag nooit minder bedragen dan **5 mg O₂.L⁻¹**.

Gezien de seizoenaliteit van de zuurstofconcentraties (figuur 4.11) is het aannemelijk dat als het criterium voor het zomerhalfjaar gehaald worden, het criterium voor het winterhalfjaar ook gehaald zal worden.

1.6. Bepaling van de primaire productie die hoort bij de zuurstof-IHD

In voorgaande sectie zijn zuurstofcriteria opgesteld die een goede diversiteit van benthos en vis moeten toelaten. Zuurstof wordt geconsumeerd door ademhaling van organismen, voornamelijk door bacteriën. Hoe groter de vuilvracht in het estuarium, hoe meer bacteriën erop zullen gedijen. De vraag naar zuurstof neemt hierbij toe. Organisch materiaal en ammonium zijn de belangrijkste stoffen die op die wijze zuurstof kunnen binden.

De vraag die zich nu stelt is welke belasting toelaatbaar is zonder de vereiste zuurstofwaarde in het gedrang te brengen. Hierbij wordt verwacht dat vooral de zomerwaarde voor problemen kan zorgen.

Om een waarde van 5 mg O₂. L⁻¹ te vrijwaren is een beperking van de vracht zuurstofbindende stoffen nodig. Het zuurstofprofiel van de huidige toestand laat immers zien dat de huidige situatie ontoereikend is (figuur 4.11). De belasting die nog net toelaatbaar is om een gezonde zuurstofhuishouding niet in gevaar te brengen kan modelmatig berekend worden. Deze berekening wordt hierna uiteengezet. Belangrijk daarbij is dat een realistische verhouding tussen de verschillende parameters behouden blijft. Het is immers onzinnig om bv. een vracht voor te stellen die enkel uit ammonium zou bestaan zonder dat er ook maar organisch detritus aanwezig is. In de modellering is erop gelet dat met realistische scenario's is gerekend.

1.6.1. Bepaling van de vuilvracht die toelaat de IHD voor zuurstof te halen

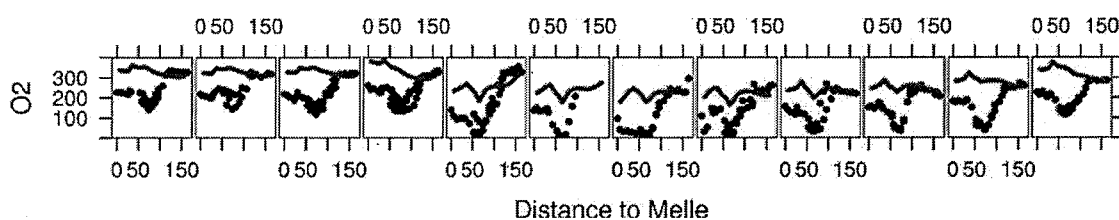
Om de belasting gekoppeld aan de minimumwaarde van 5 mg O₂. L⁻¹ in de zomer en 6 mg O₂. L⁻¹ in de winter te bepalen zijn twee modellen aan elkaar gekoppeld, het Riverstrahler model en het OMES model.

Het Riverstrahler model berekent de belasting die vanuit het bekken in het estuarium komt (zie Bijlage 4.2). Dit is gebeurd voor enkele coupes doorheen de historiek, hetgeen een overzicht van verschillende gradaties van belasting laat zien,

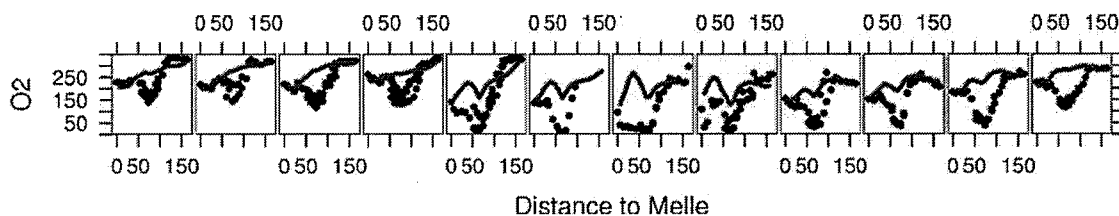
volgens de daarmee overeenstemmende verhoudingen tussen koolstof- en nutriëntparameters.

De output van het Riverstrahler model is dan gebruikt als input in het OMES-model. Het OMES model berekent op basis van de input hoe de waterkwaliteit in het Schelde-estuarium verloopt over de lengte-as. Koppeling van het Riverstrahler model met het OMES model maakte het mogelijk dat voor de belasting van de beschouwde tijdstippen van de historiek telkens de impact op de waterkwaliteit in het Schelde-estuarium kon worden weergegeven. De resultaten van de OMES-modellering van de belangrijkste scenario's zijn in extenso weergegeven in Bijlage 4.3. Voor meer info over het OMES-model wordt verwezen naar Cox et al. (2005). Het OMES model werkt met zowel de bovenloop als de monding als randvoorwaarde. Omdat de voorliggende resultaten bekomen zijn met enkel de bovenloop-input, zijn enkel de resultaten voor de Zeeschelde geldig. De resultaten voor de Westerschelde bevatten een fout te wijten aan het ontbreken van kennis van de pristiene of historische condities in de Noordzee. De resultaten voor de Westerschelde in deze studie zijn daarom niet valabel.

De minimale zuurstofconcentratie van 5 mg O₂ .L⁻¹ wordt bereikt in het pristiene scenario (figuur 4.14) en in het scenario 1950 (figuur 4.15). Het is bijgevolg niet nodig te streven naar de pristiene toestand om een herstel van diversiteit te bekomen. Wel zou de waterkwaliteit moeten teruggebracht worden tot het niveau van 1950. De historiek wijst aan dat de waterkwaliteit sinds 1950 een neergang kende die heeft geleid tot een quasi dood systeem in het begin van de jaren tachtig, waarna een langzaam herstel is ingezet.



Figuur 4.14: Opgeloste zuurstof (mmol.m⁻³; 5 mg O₂ .L⁻¹ = 156 mmol.m⁻³) in het gemodelleerd pristiene scenario t.o.v. de gemeten toestand in 2001 (blauwe puntjes), van januari (1e plot) t.e.m. december (laatste plot); afstand tot Melle in km.



Figuur 4.15: Opgeloste zuurstof (mmol.m⁻³; 5 mg O₂ .L⁻¹ = 156 mmol.m⁻³) in het gemodelleerd scenario 1950 t.o.v. de gemeten toestand in 2001 (blauwe puntjes), van januari (1e plot) t.e.m. december (laatste plot); afstand tot Melle in km.

De belasting die met de toestand van 1950 overeenkomt wordt hierna weergegeven, voor een nat, gemiddeld en droog jaar (tabel 4.7). Er bestaan onvoldoende data om te staven dat de toestand van 1950 inderdaad voldoende was voor een goede

diversiteit. De resultaten zijn immers modelmatig bekomen, gebaseerd op gegevens van antropogene invloed in het bekken in die periode. Het zou fout zijn de werkelijke situatie van 1950 te ontleiden en aan te wenden om deze IHD te proberen ontkrachten. Het kan goed zijn dat in 1950 een propstroom vissterfte heeft veroorzaakt enzomeer. De toestand die hier vooropgesteld wordt is een berekende toestand die de werkelijke situatie van 1950 benadert. Ze is in zekere mate geïdealiseerd omdat piekvariatiës zoals propstromen, catastrofale lozingen e.d. er niet in voorkomen. Daarom wordt verder niet van het '1950' scenario gesproken. Beter wordt dit scenario het pre-waterkwaliteitcollaps-scenario genoemd, vermits dit scenario overeenkomt met de toestand juist voordat de waterkwaliteit aan een gestage daling tot een historisch dieptepunt begon.

Tabel 4.7: Belasting die garant staat voor een minimumzomerwaarde van 5 mg O₂. L-1 in de Zeeschelde, volgens verhoudingen die betrekking hebben op gereconstrueerde werkelijke situaties, voor een nat, een gemiddeld en een droog jaar. Phyto = fytoplanktonbiomassa, detr BPOC = biodegradeerbaar particulier organisch koolstof, DOC = opgelost organisch koolstof, NH₄ = ammonium, NO₃ = nitraat, tot N = totaal N, PO₄ = orthofosfaat, P tot = totaal fosfor en SiO₂ = opgelost silicium.

Flux (dry year)			
Parameter	Unit	Scheldt	Rupel
phyto	ktC/yr	0.25	0.12
detr BPOC	ktC/yr	0.81	1.45
DOC	ktC/yr	0.69	0.90
NH ₄	ktN/yr	0.75	1.58
NO ₃	ktN/yr	1.36	1.44
tot N	ktN/yr	2.36	3.37
PO ₄	ktP/yr	0.01	0.02
Ptot	ktP/yr	0.08	0.15
SiO ₂	ktSi/yr	5.64	6.76

Flux (mean year)			
Parameter		Scheldt	Rupel
phyto	ktC/yr	0.31	0.17
detr BPOC	ktC/yr	1.06	1.83
DOC	ktC/yr	1.38	1.61
NH ₄	ktN/yr	1.15	2.11
NO ₃	ktN/yr	3.26	3.15
tot N	ktN/yr	4.80	5.77
PO ₄	ktP/yr	0.01	0.02
Ptot	ktP/yr	0.14	0.21
SiO ₂	ktSi/yr	15.31	15.90

Flux (wet year)			
		Scheldt	Rupel
phyto	ktC/yr	0.25	0.16

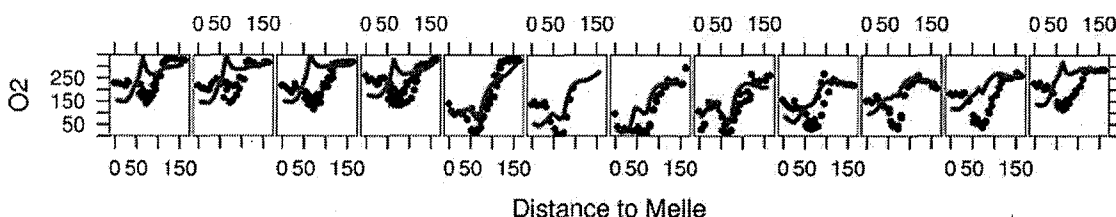
detr BPOC	ktC/yr	1.37	1.93
DOC	ktC/yr	1.90	1.65
NH4	ktN/yr	1.51	2.14
NO3	ktN/yr	5.08	3.29
tot N	ktN/yr	7.09	5.97
PO4	ktP/yr	0.01	0.01
Ptot	ktP/yr	0.19	0.20
SiO2	ktSi/yr	24.12	17.29

Op zich mogen de verhoudingen tussen de parameters wijzigen, zolang maar aan de zuurstofvoorwaarde voldaan is. Er wordt geen IHD opgesteld betreffende de vrachten naar het estuarium. In die zin zijn de verhoudingen slechts indicatief. Hun belang echter ligt in het feit dat de verhoudingen van cruciaal belang zijn om af te leiden hoeveel primaire productie eruit kan ontwikkelen. Juist die gevolgtrekking is van belang om een IHD voor slikareaal op te maken.

Instandhoudingsdoelstelling:

Om een goede diversiteit van benthos en vis te garanderen moet de waterkwaliteit in de Zeeschelde hersteld worden tot een toestand die algemene overeenkomst vertoont met deze die het gevolg was van de belasting van voor de collaps van de waterkwaliteit die zich heeft ingezet in de jaren vijftig.

Volgens de modelberekening zal een volledig functionerende waterzuivering van Brussel de waterkwaliteit vrij dicht bij de vooropgestelde te bereiken zuurstoftoestand brengen. In dit toekomstscenario neemt de zuurstofconcentratie in de Zeeschelde toe tot een verwacht jaargemiddelde van meer dan $5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ over het gros van de lengteas (figuur 4.16). Enkel is het minimum in het langsprofiel verschoven van de Rupelmonding naar de zone Appels – Gent, waar de $5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ niet wordt bereikt, in de zomer niet, en zelfs jaargemiddeld ook niet. Voor 2015 is het dus de verwachting dat de zuurstofproblematiek zich enkel nog in het meest opwaartse deel van het estuarium kan manifesteren.

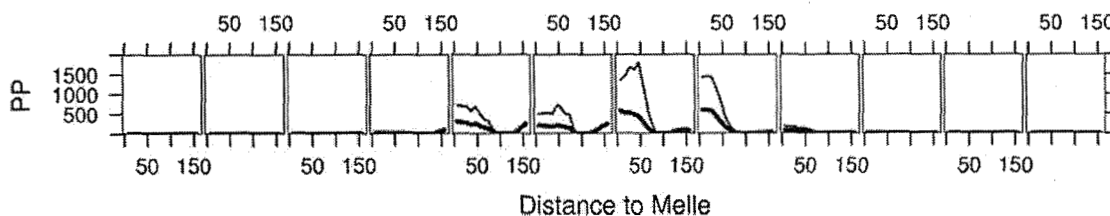


Figuur 4.16: Opgeloste zuurstof (mmol.m^{-3} ; $5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1} = 156 \text{ mmol.m}^{-3}$) in 2015 (scenario waarbij aan alle Europese richtlijnen is voldaan) t.o.v. de gemeten toestand in 2001 (blauwe puntjes), van januari (1e plot) t.e.m. december (laatste plot); afstand tot Melle in km.

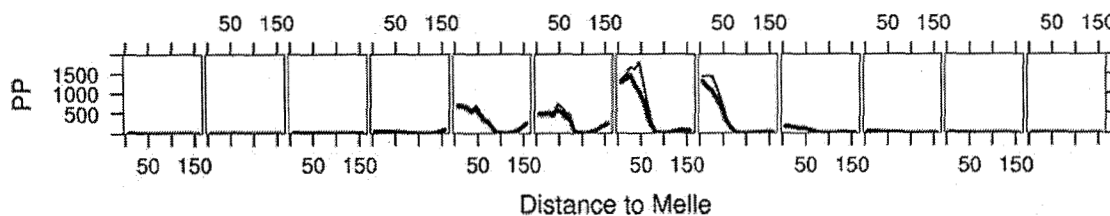
1.6.2. Bepaling van de primaire productie van een ecologisch goede toestand

In voorgaande sectie is getoond welke vrachten een goede zuurstofhuishouding toelaten. In deze sectie wordt nagegaan welke primaire productie gekoppeld is aan deze vrachten. Hetzelfde instrumentarium als in voorgaande sectie is daartoe gehanteerd, maar hier werd de modelberekening toegespitst op primaire productie.

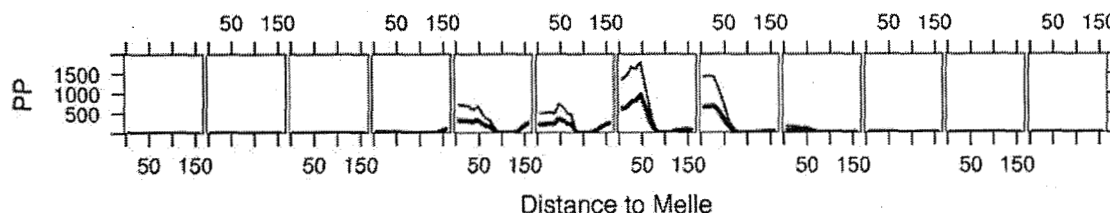
Het pristiene en het 1950-scenario voldeden voor een goede zuurstoftoestand. Voor deze scenario's, en ook voor het toekomstscenario waarbij aan alle Europese richtlijnen is voldaan, zijn de gemodelleerde primaire producties weergegeven t.o.v. de gemodelleerde waarden van 2001 (Figuren 4.17, 4.18 en 4.19). Bij de berekening is verondersteld dat het lichtklimaat in alle scenario's hetzelfde is als in 2001. Het verschil tussen de scenario's situeert zich in de zomerwaarden. In 1950 was de productie bijna even hoog als in 2001, in de pristiene toestand en in het ideaal toekomstscenario zijn de producties lager.



Figuur 4.17: Primaire productie ($\text{mmol C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) in het gemodelleerd pristiene scenario (vette lijn) t.o.v. 2001 (dunne lijn), van januari (1^e plot) t.e.m. december (laatste plot); afstand tot Melle in km.

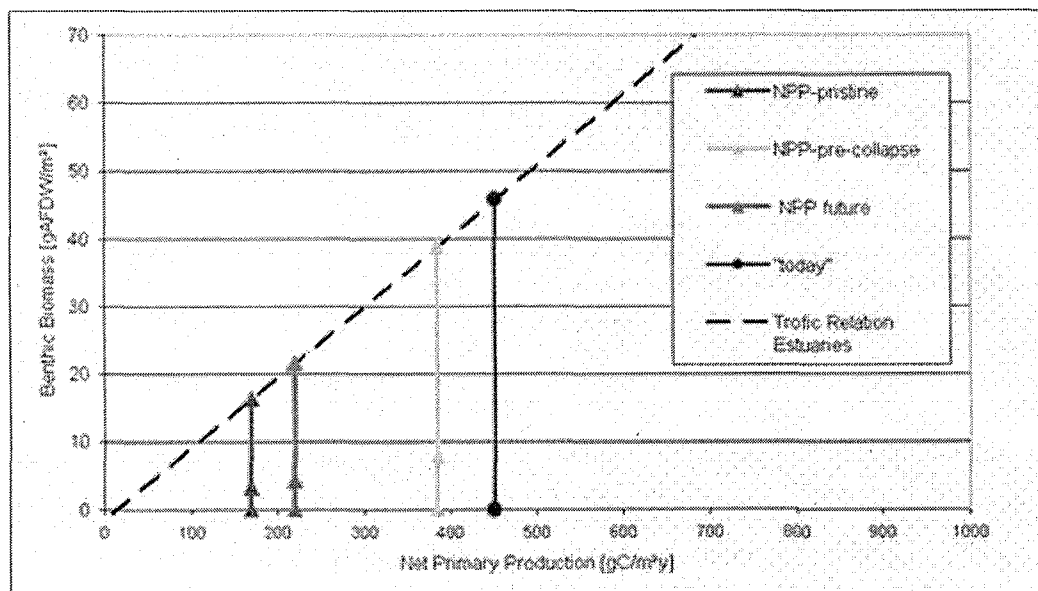


Figuur 4.18: Primaire productie ($\text{mmol C.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) in het gemodelleerd 1950 scenario (vette lijn) t.o.v. 2001 (dunne lijn), van januari (1^e plot) t.e.m. december (laatste plot); afstand tot Melle in km



Figuur 4.19: Primaire productie ($\text{mmol C}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$) in het gemodelleerd 2015 scenario (vette lijn) t.o.v. 2001 (dunne lijn), van januari (1^e plot) t.e.m. december (laatste plot); afstand tot Melle in km.

De jaargemiddelde waarden voor de scenario's zijn gecorrigeerd volgens de verhouding van de gemodelleerde waarden van 2001 t.o.v. de rechtstreeks bepaalde waarden van 2001 (zie hoofdstuk 4 paragraaf 1.3). Deze gecorrigeerde waarden zijn bruikbaar als input voor de draagkrachtvergelijking zoals aangegeven in het concept (zie hoofdstuk 4 paragraaf 1.1); ze zijn in figuur 4.20 aangeduid op de horizontale as.



Figuur 4.20: Gemiddelde huidige primaire productie (rood), en gemodelleerde primaire producties (blauw: pristine productie; geel: pre-collapse-productie (1950); groen: toekomstige productie (2015)). De pijlen geven aan welke benthische biomassa hiermee correspondeert, uitgaande van de trofische relatie (zwarte streeplijn); gebaseerd op Herman et al. (1999).

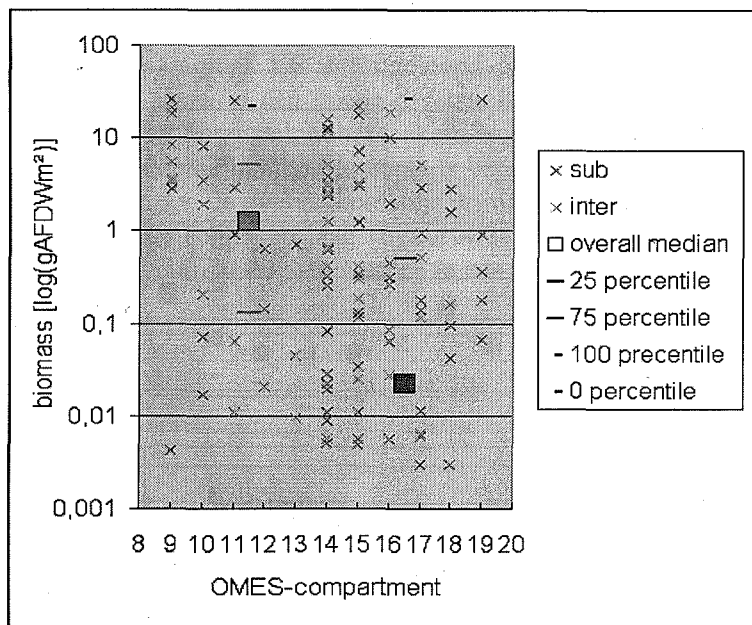
Het verschil in productie tussen het prietiene en het actuele scenario beslaat ongeveer dezelfde range als de variatie tussen de bemeaten jaren (zie hoofdstuk 4 paragraaf 1.3). Toch zijn de modelresultaten zinvol. De berekening is immers gebaseerd op een vast gekozen referentie, zijnde 2001. De productie in dit jaar komt overigens overeen met de gemiddelde productie van alle gemeten jaren. Elk scenario is een referentietoestand, die in werkelijkheid ook een variatie rond zich zou hebben. Het is dus best mogelijk dat specifieke omstandigheden vandaag leiden tot een primaire productie die lager is dan de berekende prietiene conditie. Indien de omstandigheden die een lage productie teweegbrengen mede zouden vertaald worden naar de prietiene toestand, dan zou tussen die twee scenario's heel waarschijnlijk ook een groot verschil blijven bestaan.

Verschillende elementen die de draagkrachtvergelijking mogelijk moeten maken zijn reeds bepaald: de evolutie van het habitatareaal, de primaire productie in de huidige

toestand en in historische en toekomstscenario's. Er werd ook bepaald welke productie overeen komt met een zuurstofhuishouding die een goede diversiteit toelaat. Alvorens de draagkrachtvergelijking uit te voeren moet enkel nog de huidige systeemgemiddelde benthosbiomassa bepaald worden. Dit zal ons toelaten de toestand van het benthos te evalueren. In de volgende sectie wordt dit behandeld.

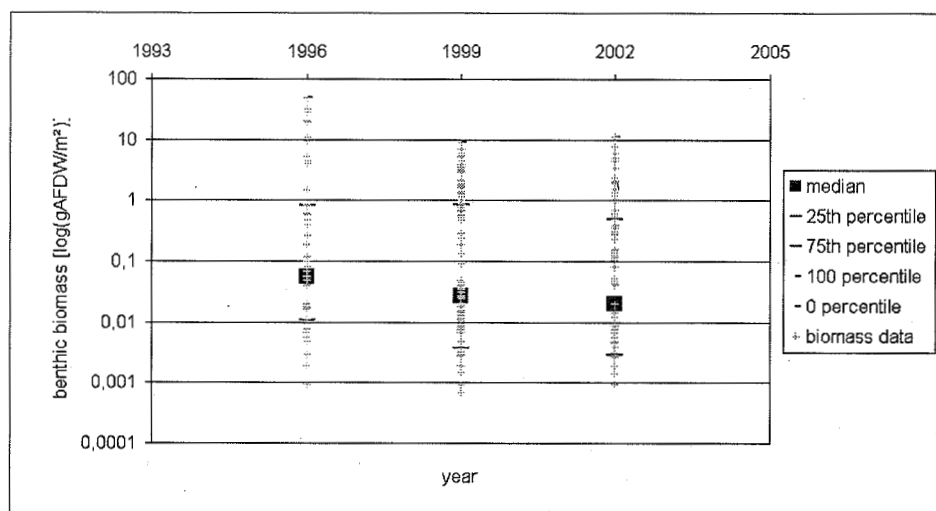
1.7. Bepaling systeemgemiddelde benthosbiomassa

Biomass was estimated from data gathered by Seys et al. (1999) and Ysebaert et al. (2003) and data from the database of the Institute of Nature Conservation. The dataset showed large biases due to differing sampling efforts over time and space. Calculation from sampling ratio, surface area ratio and median biomass of sub and intertidal habitats shows that our overall estimate lowers with 78% because of subtidal undersampling (figuur 4.21).

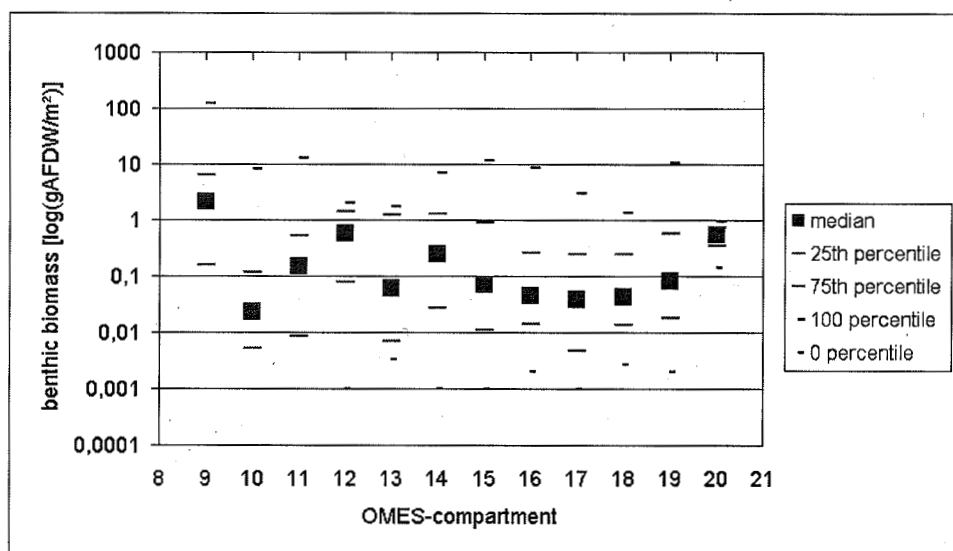


Figuur 4.21: Difference in median values for intertidal (green) and subtidal (brown) areal biomass; data from Seys et al. (1999).

In three years however (1996, 1999 and 2002) a spatial monitoring was carried out. Data from these campaigns show a very low median areal biomass, and only a slight decrease over the years (figuur 4.22). This temporal variation is very small in comparison to spatial variation (figuur 4.23)



Figuur 4.22: Temporal variation in benthic biomass



Figuur 4.23: Spatial variation in benthic biomass; correction for surface area's through weighted averaging of overall median; correction for subtidal undersampling was done on the final estimate

To acquire the final areal benthic biomass, median values per OMES-compartment were weighted with surface areas. The resulting estimate (**0,058 gAFDW/m²**) corresponds well with the average of the spatial samplings (0,035 gAFDW/m²).

1.8. Vergelijking van draagkracht

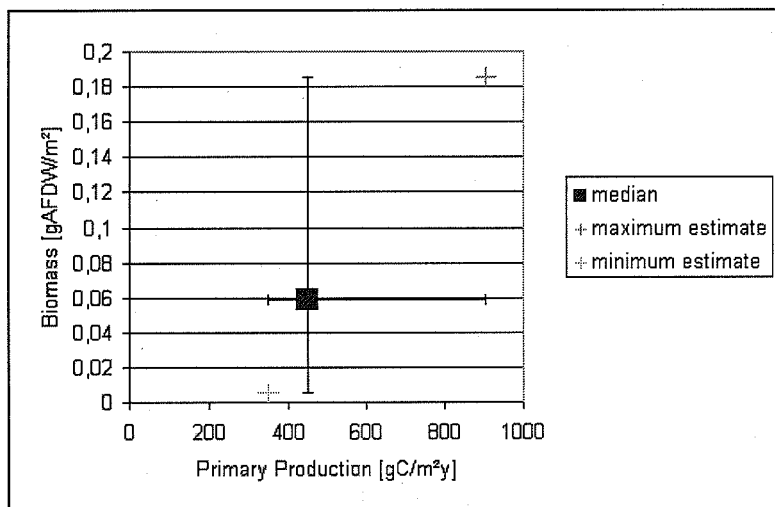
In vorige paragrafen is uiteengezet welke benthos-biomassa systeemgemiddeld in de Zeeschelde voorkomt, welke primaire productie er is, was en kan zijn, en welke evolutie van habitat-areaal gekend is. De nodige elementen om een vergelijking van draagkracht te kunnen opstellen zijn bijgevolg aanwezig.

Vier scenario's zijn gehanteerd om de vergelijking op te stellen: het pristiene, '1950' zijnde het pre-waterkwaliteitscollaps-scenario, '2001' zijnde de actuele toestand, en '2015' zijnde het ideaal toekomstscenario waarin aan alle Europese richtlijnen is voldaan. Voor deze scenario's worden de arealen, de primaire productie en de benthosbiomassa eerst kort overlopen.

De areaalevolutie is weergegeven in hoofdstuk 4 paragraaf 1.2. Voor het pristiene scenario is het vroegst mogelijk gequantificeerd areaal gebruikt, zijnde het areaal van 1850. Dit areaal was in nog vroegere tijden wellicht groter, maar het is de verwachting dat de ecologische toestand van 1850 zich situeert tussen de pristiene en deze van 1950. Als benadering van het areaal van de pristiene toestand is 1850 de meest aangewezen optie.

In hoofdstuk 4 paragraaf 1.6 is aangetoond dat de primaire productie van het pristiene en het '1950' scenario een goede diversiteit toelaten. In de huidige toestand (scenario '2001') is dit niet het geval, in het toekomstscenario is het wellicht voldoende.

De systeemgemiddelde benthosbiomassa is bepaald in hoofdstuk 4 paragraaf 1.7. De huidige biomassa is t.o.v. de overeenkomstige primaire productie volgens het verband van Herman et al. (1999) echter zo laag (figuur 4.24) dat een discussie zich opdringt vooraleer die resultaten gebruikt kunnen worden in een vergelijking van draagkracht.



Figuur 4.24: Best mogelijke inschatting van de huidige benthische biomassa en primaire productie (vierkant) met aanduiding van minima en maxima voor beide variabelen (kruisjes).

1.8.1. Discussie aangaande het gebruik van de relatie benthos- primaire productie

In hoofdstuk 4 paragraaf 1.1. werd een relatie voorgesteld tussen benthos en primaire productie. Deze relatie is opgesteld voor brakke en zoute overgangswateren, maar de overtuiging geldt dat dergelijk verband ook voor zoete overgangswateren moet gelden. Het verband drukt immers een trofische link uit tussen voedselbron en de organismen die ervan leven. Die link wijst op een rendement van 10% tussen twee schakels in de voedselketen, wat normaal is. De vraag die beantwoord moet worden is tweezijdig:

- Is de ecologische situatie in de Zeeschelde dermate ontwricht dat het benthos niet meer kan beantwoorden aan de link met primaire productie?
- Gelden in de zoete zone specifieke omstandigheden waardoor het verband voor de zoete zone anders is dan voor de brakke of de zoute zone?

Beide punten kunnen uiteraard met elkaar verweven zijn.

De eerste vraag wordt benaderd door de verschillende factoren te bekijken die een ontwrichting zouden kunnen teweegbrengen. Daarvoor komt in eerste instantie de waterkwaliteit in aanmerking, in tweede instantie de dynamiek.

De tweede vraag wordt beantwoord door te kijken naar factoren die typische verschilpunten zijn met de zoute en brakke zone. Daarvoor komt in aanmerking: de input van detritus, competitie met zooplankton, de kans op uitspoeling en verschillen in soortensamenstelling die een impact op de biomassa kunnen hebben.

Deze punten worden stuk voor stuk hierna behandeld.

Waterkwaliteit

Indicaties dat pollutanten de benthosbiomassa in de Zeeschelde zouden doen ineenklappen, zijn niet voorhanden. Wel is duidelijk dat de benthosgemeenschap gereduceerd is tot dominantie van Oligochaeta die bestand zijn tegen lage zuurstofconcentraties. De vraag of een slechte waterkwaliteit een ineenstorting van de benthosbiomassa kan teweegbrengen wordt hierbij vernaauwd tot zuurstof.

Eerder in dit rapport (paragraaf 1.5) is gebleken dat zuurstof een duidelijk effect heeft op de diversiteit van zowel de benthosgemeenschap als de vispopulatie. Minder goed geweten is of zuurstof een effect heeft op de productie van biomassa. Een zekerheid is dat als er geen zuurstof is, er ook geen benthos kan gedijen. Dit is gebleken eind de jaren '70, toen het Scheldewater perioden van anoxie kende, en het systeem wat fauna betreft quasi dood was. Bij relatief lage zuurstofwaarden zijn toch hoge concentraties oligochaeten vastgesteld. Dit was echter in het intertidaal waar de wormen gedurende een zekere periode van de tijcyclus hun zuurstof rechtstreeks uit de lucht konden halen. Verdere quantificering ontbreekt echter. De laatste jaren is een aarzelend en gedeeltelijk herstel van de zuurstofhuishouding in het zoete deel waargenomen, maar of dit geleid heeft tot een toename van de benthosbiomassa is twijfelachtig.

Besluit: Het is niet geweten of de benthosbiomassa op systeemsgeschaal drastisch kan inkrimpen bij lage zuurstofconcentraties. Enkel bij heel lage waarden kan met zekerheid gesteld worden dat de populaties afsterven.

Hydrologische dynamiek

Er zijn sterke aanwijzingen dat de dynamiek van de Zeeschelde is verhoogd. Hierop wordt in een volgend hoofdstuk uitvoeriger ingegaan. Het is onduidelijk of er een effect is op de systeemgemiddelde biomassa in de Zeeschelde. Lokaal werden immers hoge biomassa's aangetroffen, en er is geen aanwijzing dat de stalen waarin die hoge biomassa's zijn aangetroffen zouden overeenkomen met plaatsen van lagere dynamiek.

Besluit: Het is niet geweten of een toegenomen hydrologische dynamiek een effect heeft op de systeemgemiddelde biomassa van benthos.

Detritus

It could be that not only primary production is a food source for zoobenthos. Anthropogenic detritus, manure, could play a role, as it is abundant in the Zeeschelde, especially in the freshwater part. In the freshwater part the anthropogenic fraction of the particulate organic carbon (POC) has been estimated at around 45% during summer and 80% during winter (Hellings et al., 1999; Van damme et al., 2005). Besides, the dominant benthic group in the Zeeschelde, the Oligochaeta, are detritivores. It is within this context important to know if the detritus on which they feed is mainly originating from primary production or from antropogenic sources. A number of arguments suggest that primary production is highly preferred as food source. First, the relation between macrozoobenthos and primary production itself is already evidence that anthropogenic detritus is not important. So far, neither detritus nor bacteria were proven to constitute an important nutrient source for higher trophic levels, considering such facts as the importance of phytoplankton for macrobenthic suspension feeders and of microphytobenthos for deposit feeders (Herman et al., 2000), the feeding selectivity of zooplankton (Tackx et al., 2003), or the lesser importance of grazing on bacterivorous ciliates than on herbivorous ciliates (Hamels et al., 1998). But all these arguments refer to the brackish zone. In the freshwater part, only few results are useful in this discussion. One important study, however, focussed specifically on the source of POC as food, however not for Oligochaetes or other benthos, but for zooplankton (De Brabandere, 2005). This study confirms that in the brackish zone detritus is ignored as food source. In the freshwater part detritus is consumed by zooplankton. The source of this detritus was found to be mainly riverine phytoplankton. Anthropogenic detritus was not important. Expert judgement estimates that macrozoobenthos will only consume anthropogenic detritus if no other food source is available.

Conclusion: Lacking more evidence, only a most probable assumption can be put forward. It is therefore assumed that anthropogenic detritus, although amply available, constitutes a negligible part in the food chain.

Begrazing door zooplankton

Indien benthoswaarden te laag zijn volgens het verband met primaire productie, kan dit te maken hebben doordat de primaire productie in belangrijke mate wordt weggekaapt door begrazing vanuit het pelagische voedselweb. Met name zooplankton kan een belangrijke concurrent zijn van benthos. Het is bijgevolg nodig na te gaan welke de begrazingsdruk van zooplankton op fytoplankton is in de Zeeschelde. De begrazingsdruk is over de hele lengte-as van het Schelde-estuarium bepaald (Desmit, 2005). In de brakke zone is een maximale begrazing van 40 tot 70 % vastgesteld, juist

daar waar de hoogste benthoswaarden in de Zeeschelde zijn gevonden. Indien de begrazing door zooplankton het benthos zou verdrukken zou men niet verwachten dat de maxima voor benthos samenvallen met deze van zooplankton. In de zoetwaterzone was de begrazing verwaarloosbaar. Als meest waarschijnlijke oorzaak werden de zuurstofcondities naar voor geschoven, al is het ook aangetoond dat piekdebieten een uitspoeling van de planktongemeenschap kunnen teweeg brengen (Muylaert et al., 2001).

Besluit: Zooplankton kan niet de oorzaak zijn van de lage benthoswaarden.

Uitspoeling

De verblijftijd van water tussen Gent en de Belgisch-Nederlandse grens bedraagt grofweg 15 à 30 dagen volgens het heersend debiet. Tussen Gent en Dendermonde is de verblijftijd 2 à 5 dagen. In deze zone, waar slechts weinig slik beschikbaar is (tabel 4.2), lijkt het aannemelijk dat het plankton grotendeels over het benthos heen spoelt. Het is niet aangetoond dat de link tussen benthos en primaire productie, gemiddeld over de Zeeschelde, onderhevig is aan uitspoeling.

Soortspecifieke verschillen tussen de zoete en de zoute zone

Het verband tussen benthos en primaire productie zou niet mogen onderhevig zijn aan soortspecifieke verschillen. De relatie is immers opgesteld voor verschillende systemen met andere soortspectra. Een verschil dat echter wel een verschuiving kan teweeg brengen is het typische fenomeen in zoute situaties waar vastgesteld wordt dat speciale structuren van benthos optreden, de zgn. banken van filterfeeders. Mosselbanken, kokkelbanken en oesterbanken geven elk aanleiding tot zeer hoge biomassa's. Indien de relatie benthos-primaire productie nader wordt bekeken, blijkt dat de helling vooral bepaald wordt door systemen waarin ongeveer 80% van de benthosbiomassa bestaat uit dergelijke filterfeeders. De vraag is of bij goede ecologische condities ook banken van filterfeeders in de Zeeschelde kunnen optreden. Op uitzondering van de exoot *Dreissena polymorpha* (de zebramossel) is dit niet de verwachting. Er bestaan inderdaad geen autochtone soorten die in het zoete deel aanleiding kunnen geven tot het ontstaan van banken. De zwanemosel bv. komt hiervoor niet in aanmerking.

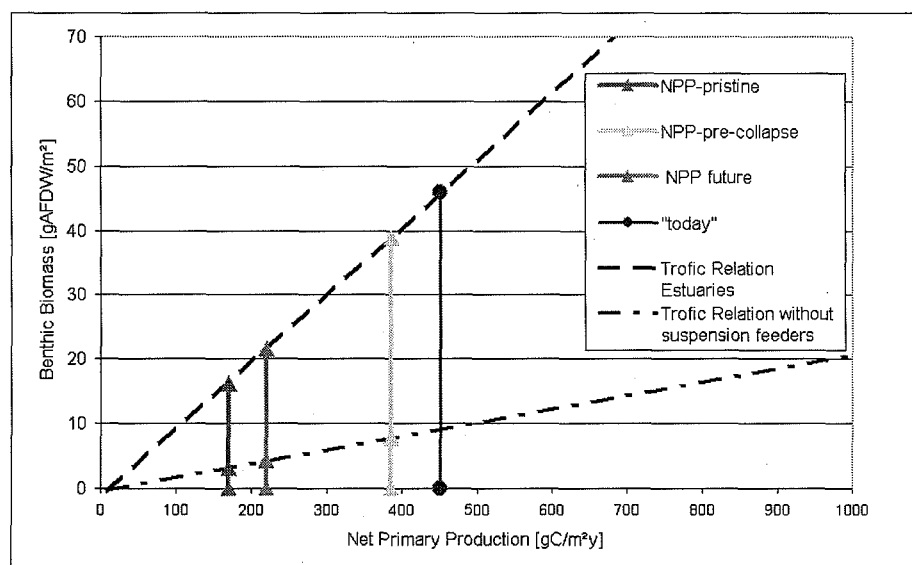
Besluit: De relatie benthos-primaire productie zou mogen gecorrigeerd worden voor de zoete zone van de Zeeschelde op basis van de biomassa van filterfeeders die voorkomen in bankstructuur.

Besluit

De oorzaken voor de lage benthoswaarden in de Zeeschelde zijn niet eenvoudig te geven. Er kunnen factoren van ecologische degeneratie vermeld worden die een inkrimping van de biomassa kunnen verklaren zoals tekort aan habitat t.o.v. het pelagiaal volume. Maar verder is er wellicht een correctie nodig om het verband benthos-primaire productie te mogen toepassen op het zoete deel van de Zeeschelde. Om de draagkrachtvergelijking uit te voeren zal daarom gerekend worden met twee extra scenario's: een met het verband zoals het is opgesteld voor de zoute systemen, en een met een gecorrigeerd verband voor filterfeederbanken.

1.8.2. IHD voor benthos habitat-areaal

Uit de discussie in vorige paragrafen is gebleken dat een correctie van het verband tussen benthos en primaire productie nodig zou kunnen zijn voor de Zeeschelde. Deze correctie houdt in dat het verband opnieuw berekend wordt na weglating van de biomassa van filterfeeders die in bankstructuur leven, zoals mosselbanken, kokkelbanken enz. Voor de punten die het meest gestalte gaven aan de helling zijn de proporties filterfeeders hoog, bv. 74% voor de Oosterschelde, 82% voor het Veerse Meer en 81% voor de Grevelingen (Herman et al., 1999). De nieuwe relatie (figuur 4.25) geeft voor de waarden van primaire productie nieuwe resultaten die in luik b) van Tabel 4.8 zijn weergegeven. Beide relaties zijn gebruikt om een draagkrachtvergelijking te berekenen.



Figuur 4.25: Relatie tussen systeemgemiddelde benthosbiomassa en de gemiddelde primaire productie, met en zonder inbegrip van filterfeeders; rood = huidige toestand, blauw = 'pristien' scenario, geel = pre-collapse-scenario (1950), groen = toekomstscenario (2015)); gebaseerd op Herman et al. (1999).

De berekening van draagkracht berust op de formule:

$$B_i * A_i = B_j * (A_j + S_j) \quad (1)$$

met B = systeemgemiddelde benthosbiomassa (in g asvrij drooggewicht.m⁻²)
 A = gekend habitat-areaal (in ha)
 S = habitatareaal dat vereist is om de vergelijking te doen kloppen
 i = scenario i
 j = scenario j

waarbij B voor de verschillende scenario's is berekend uit de primaire productie P via de regressievergelijking:

$$B = -1.5 + 0,105 * P$$

voor de ongecorrigeerde relatie, en

$$B = 0.02 * P$$

voor de gecorrigeerde relatie, met P = primaire productie.

De waarden van P, B en A zijn voor de gebruikte scenario's samengevat in Tabel 4.8. Het omkaderd gedeelte toont de berekende waarden S die aangeven welke compensatie nodig is om de draagkracht tussen twee scenario's te laten overeenstemmen.

Tabel 4.8: Nodige extra oppervlakte benthoshabitat (parameter S in vgl. (1))(ha) ten einde een status quo van draagkracht tussen scenario's te bekomen; a) het scenario waarbij in de Zeeschelde een grote biomassa filterfeeders zou kunnen worden verwacht, b) het scenario dat ervan uitgaat dat de Zeeschelde geen natuurlijk habitat is voor grote biomassa's filterfeeders. Onderin de tabel zijn de waarden samengevat die aan de berekening ten grondslag lagen (PP = primaire productie, Area = areaal; 2001* = het huidige scenario met de gemeten lage benthoswaarden, 2001 = het huidig scenario met benthoswaarden zoals uit PP berekend; voor overige scenariobeschrijving wordt verwezen naar de tekst).

a) Incl. Filterfeeders							b) Excl. filterfeeders						
		2015	2001*	2001	1950	Pristine			2015	2001*	2001	1950	Pristine
		517	665			0			540	592			0
		498631	797533			0			102910	157060			0
		-82	224	0	-	-			-53	229	0	-	-
		-	0	-	-	-			-	0	-	-	-
		0	-	-	-	-			0	-	-	-	-
		Pristine	1950	2001	2001*	2015			Pristine	1950	2001	2001*	2015
PP	g C.m ⁻² .y ⁻¹	176	400	480	480	229	PP	g C.m ⁻² .y ⁻¹	176	400	480	480	229
Benthos	g AFDW.m ⁻²	17,0	40,5	48,9	0,05	22,5	Benthos	g AFDW.m	3,5	8,0	9,6	0,05	4,6
Area	ha	1472	985	592	592	?	Area	ha	1472	985	592	592	?

Met de bestaande lage benthoswaarden die gemeten zijn, zouden onnoemelijk grote arealen nodig zijn om te compenseren voor benthosproducties uit vroegere scenario's die beantwoorden aan de trofische link met primaire productie. Of filterfeeders mee in het plaatje zitten of niet maakt in dat opzicht niet veel uit; de claim blijft irreëel hoog, vermits in elk geval een veelvoud van de bestaande oppervlakte van de Zeeschelde nodig zou zijn. Dit druist in tegen elk historisch perspectief. Deze claim moet bijgevolg verworpen worden. Wel bevestigt de berekening dat aan de status van het benthos in de Zeeschelde iets schort.

De scenario's '2001' en '2001*' verschillen enkel door de benthoswaarden. Deze vergelijking laat toe een maximaal mogelijk herstel van benthos af te leiden. Indien aangenomen wordt dat volledig herstel van de benthosbiomassa ertoe zou leiden dat de

biomassa beantwoordt aan het verband met primaire productie, dan zou de systeemgemiddelde biomassa iets minder dan 200-maal moeten toenemen indien geen rekening wordt gehouden met filterfeeders, en met iets minder dan 1000-maal indien banken van filterfeeders verwacht kunnen worden.

Indien voor de huidige situatie wordt aangenomen dat de benthosbiomassa beantwoordt aan het verband met primaire productie, m.a.w. het scenario '2001', dan laat de draagkrachtvergelijking met de goede toestand van '1950' of 'pristien' zien dat slechts een klein areaal slik extra nodig is, of in het geval van 'pristien', het areaal zelfs nu reeds voldoende is. Helaas beantwoordt de benthosbiomassa niet aan het verband met primaire productie. Meer nog, de huidige waterkwaliteit laat geen goede diversiteit toe, waardoor aan de voorwaarden voor goede ecologische kwaliteit niet is voldaan. De vergelijking van '2001' met andere scenario's is niet zinnig en wordt bijgevolg niet weerhouden.

In de scenario's 'pristien', '1950' en '2015' wordt verondersteld dat het benthos niet in verdrinking is zoals in '2001*'. De waterkwaliteit is in die senario's immers goed en in de historische scenario's is ruimer areaal voorhanden.

Als de waterkwaliteit hersteld wordt zodat aan de Europese richtlijnen wordt voldaan, dan zal een areaal van 517 tot 665 ha volstaan om te voldoen aan de goede ecologische toestanden '1950' of 'pristien', ongeacht of aangenomen wordt of filterfeeders massaal in de Zeeschelde kunnen komen of niet.

In de draagkrachtvergelijking is enkel rekening gehouden met de arealen die zijn weergegeven in Tabel 4.2. Vroeger was wellicht meer areaal ter beschikking dan nu, als ook rekening wordt gehouden met afgesneden meanders en rechte trekkingen in het algemeen (tabel 4.4). Deze extra arealen zijn hier niet in de berekening betrokken. Indien dit wel gedaan zou zijn, zouden de benodigde oppervlaktes om draagkrachtverlies te compenseren iets hoger zijn geweest.

De draagkracht van benthos is vooral van belang m.b.t. het foerageerhabitat van (overwinterende) vogels en vis. Dat kan enkel als het intertidaal habitat is. Subtidaal habitat is enkel als foerageergebied voor vis geschikt, en van vis is geweten dat ze bij hoog water foerageren op slikken.

De areaalclaims situeren zich op systeemsschaal, d.w.z. dat het binnen deze context niet uitmaakt waar het areaal wordt ingevuld. De IHD-invulling op habitat- of soortniveau kunnen daarvoor verdere specificaties aanrijken.

Rekening houdend met alle argumenten wordt volgende IHD opgesteld:

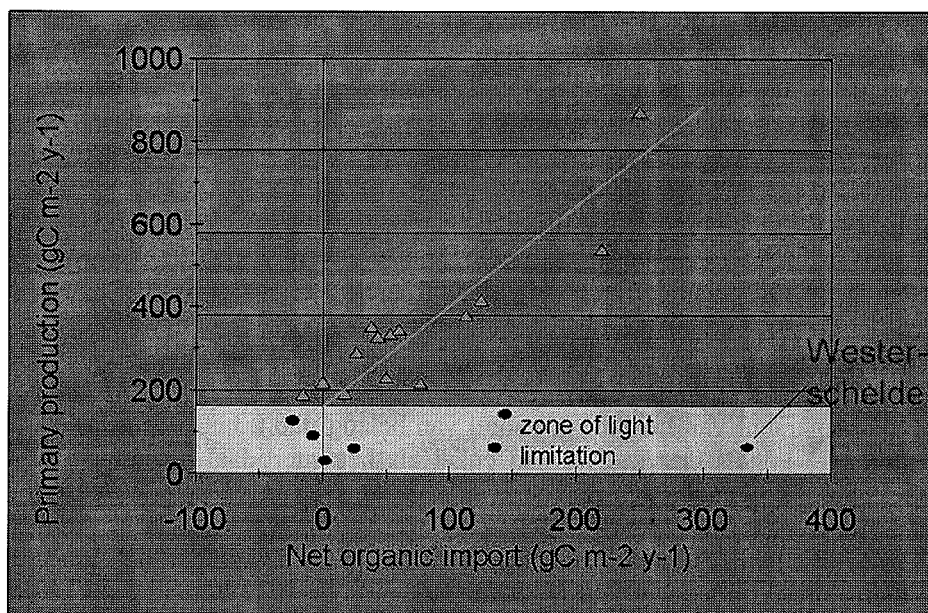
Instandhoudingsdoelstelling:

Een bijkomend areaal van minstens 500 ha slik t.o.v. de huidige situatie is langs de Zeeschelde nodig om een goede draagkracht van benthos voor vogels en vis te garanderen.

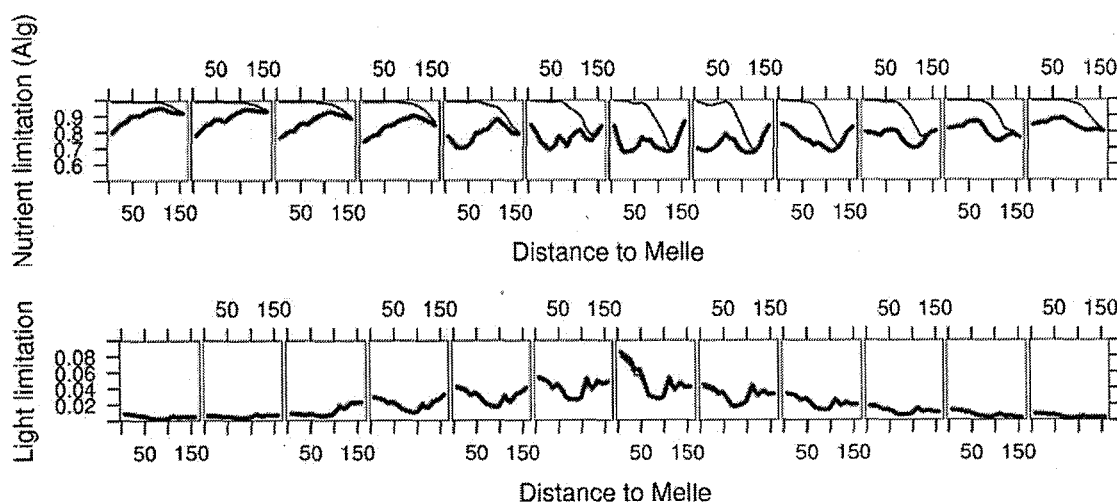
1.9. Lichtklimaat als regelaar van productie

1.9.1. Lichtlimitatie

In vorige hoofdstukken werd de link tussen primaire productie en nutriënten behandeld. Primaire productie wordt echter meer nog dan door nutriënten gereguleerd door licht. Zo zal er s'nachts geen productie zijn, al is de voorraad voedingsstoffen onbeperkt. De zwevende stof in het water houdt licht tegen. De lichtafname zal de groei van fytoplankton afremmen. In de Westerschelde werd sterke lichtlimitatie vastgesteld (figuur 4.26). In de Zeeschelde bleek dit ook het geval. Lichtlimitatie is er belangrijker dan nutriëntlimitatie (figuur 4.27). Zelfs in pristiene condities, het modelscenario waar menselijke belasting is weggecalculeerd, is de nutriëntlimitatie nog steeds ondergeschikt aan de (huidige) lichtlimitatie.



Figuur 4.26: Relatie tussen primaire productie en netto organische import in het systeem. Elk symbool stelt een estuarium of baai voor. Onder de primaire productie van $160 \text{ g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{j}^{-1}$ is lichtlimitatie verondersteld. Boven die waarde wordt een significante regressie vastgesteld. Naar Heip et al. (1995).



Figuur 4.27: Nutrientlimitatiefactor (pristien = vet, huidig = dun) vs. lichtlimitatiefactor (huidig), berekend via het OMES model; relatieve eenheden: lichtlimitatie is altijd onder 0.1, nutriëntlimitatie blijft steeds boven 0.6. Dat wil zeggen dat lichtlimitatie minstens 6x groter is dan nutriëntlimitatie; afstand tot Melle in km.

Op de relatie tussen benthos en primaire productie heeft licht geen invloed, netzomin als voedingsstoffen. Dat is ook logisch. Minder licht en voeding geeft minder primaire productie, met minder benthos tot gevolg. Wel van belang is de verschuiving langs de relatie die veroorzaakt kan worden door licht. De areaalclaim van slik voor de goede toestand is immers gebaseerd op een vergelijking van draagkracht, en licht kan de draagkracht sterk beïnvloeden. Indien vroeger meer licht kon doordringen in het estuarium dan tegenwoordig, dan zou de productie van fytoplankton groter geweest zijn dan enkel op basis van nutriëntmodellering is aangenomen. En dan zou de draagkrachtvergelijking rekening moeten houden met een grotere primaire productie in het verleden, m.a.w. er zou meer areaal nodig zijn om voor de vroegere grotere draagkracht te compenseren. Lichtlimitatie is een factor die ruime aandacht verdient.

Er werd reeds geïllustreerd dat de huidige impact van licht gekend is. De historische evolutie van het lichtklimaat is, in tegenstelling tot deze van de nutriënttoestand, niet gekend. Evenmin is het mogelijk toekomstscenario's voor lichtklimaat te modelleren. Wel kunnen indicaties opgesomd worden die aangeven hoe het huidige lichtklimaat zich situeert binnen haar historiek. In de volgende secties wordt hierop ingegaan.

Primaire productie is gelimiteerd door licht (zie hoofdstuk 4 paragraaf 1.9.1). De overleving van een planktoncel hangt af van de mate waarin ze aan voldoende licht geraakt. Die kans van overleven kan beschreven worden als de kans dat een cel zich in de oppervlaktelaag bevindt waar genoeg licht in doordringt. De verhouding van de mengdiepte (diepte tot waar een cel zweeft) van het systeem en de fotische diepte (diepte tot waar genoeg licht doordringt) bepaalt de lichtlimitatie. De fotische diepte hangt af van de zwevende stof, de mengdiepte is in een goed gemengd estuarium als de Schelde gelijk aan de diepte. Vergroten van de diepte doet de lichtlimitatie dus toenemen. De fotische diepte hangt af van de zwevende stofconcentratie. Gebaseerd op een groot aantal gemeten

verticale profielen kwam Desmit (2005) tot het besluit dat het lichtklimaat voor een vaste diepte als een expliciete functie van het gehalte zwevende stof kon worden uitgedrukt:

$$k_d = 1,4 + 0,0592 \text{ SPM}$$

met k_d = de licht-attenuatiecoëfficiënt en SPM = de concentratie zwevende stof .

Dit herleidt de vraag naar: Wat bepaalt de concentratie zwevende stof in de Zeeschelde? Volgende factoren worden hierna grondiger bekeken: de sediment-input in de Zeeschelde en de hydrologische dynamiek als stuwende kracht van opwerveling. Zelfbeschaduwning door algen wordt enkel ingeval van zeer hoge producties belangrijk geacht.

1.9.2. Sediment-input vanuit het Scheldebekken

Inleiding

Onder leiding van Prof. G. Govers van de onderzoeksgroep Fysische en Regionale Geografie (Laboratory for Experimental Geomorphology) van de KULeuven is een schatting gemaakt van de sediment-export naar het Scheldebekken. Deze schatting is gebaseerd op data van erosie. Voor Vlaanderen was hiertoe een kaart op perceelsniveau beschikbaar die de actuele erosiegevoeligheid weergeeft.

Modellering

Het gebruikte model (Van Oost et al., 2000; Van Rompaey et al., 2001) bestaat uit twee componenten. De eerste component berekent hoeveel sediment er erodeert en waar het erodeert. Die erosie is gebaseerd op een aangepaste versie van de RUSLE vergelijking:

$$A = RKLSCP$$

Waarbij:

A: het gemiddelde bodemverlies als gevolg van geul- en intergeulerosie (ton/Ha.jaar)

R: regenerosiviteitsfactor (MJ.mm/ha.jaar)

K: de bodemerosiviteitsgevoeligheidsfactor (ton.h/MJ.mm)

LS: de topografische hellings- en lengtefactor (dimensieloos)

C: gewas- en bedrijfsvoeringsfactor (dimensieloos)

P: de erosiebeheersingsfactor (dimensieloos)

Hierbij is de C-factor de waarde die in dit geval van belang is. Deze factor wordt geschat per gewas-rotatie voor Vlaanderen, en ligt steeds tussen 0 en 1. Als gemiddelde waarden wordt aangenomen:

- 0.37 voor akkerland
- 0.01 voor grasland
- 0.001 voor bos

Daardoor zal dus de erosie sowieso veel kleiner zijn onder bos dan onder akker.

De tweede component van het model berekent hoe het sediment na erosie getransporteerd wordt richting rivieren en hoe/waar het terug zal sedimenteren.

Daarnaast wordt er in het model ook rekening gehouden met een factor *P_{tef}*. Die factor is een soort correctie op de topografische hellings- en lengtefactor. Er wordt namelijk mee rekening gehouden dat water dat afstroomt over percelen (en dus erosief is) in mindere mate een bosperceel zal passeren dan een akkerperceel. Binnen het model wordt aangenomen dat er 75 % minder water over een bepaalde afstand afstroomt onder bos dan onder akker (akker is dus de standaard).

Resultaten

De gegevens met betrekking tot watererosie voor Vlaanderen zijn geordend per bekken (tabel 4.9). Enkel de grootteordes mogen als zeker worden aangenomen: in een modelmatige aanpak bestaan immers verschillende mogelijke berekeningswijzen voor erosie, en de waarden kunnen nogal verschillen naargelang de methode. De grootteordes zijn dezelfde als de berekende sedimentinput in het estuarium volgens de slibbalansen van de Beneden Zeeschelde (tabel 4.10)

Tabel 4.9: Jaargemiddelde erosie en sediment export in Vlaanderen per deelbekken van het Scheldebekken (in ton sediment / jaar); indeling en nummering van bekkens volgens VMM: 4 = Benedenschelde, 5 = Leie, 6 = Bovenschelde, 7 = Dender, 8 = Dijle en Zenne, 9 = Demer, 10 = Nete; Total erosion: de totale hoeveelheid sediment die erodeert, Total deposition: de totale hoeveelheid sediment die na erosie terug zal sedimenteren en dus nooit het oppervlaktewater bereikt, Total export: export van sediment via rivier en via de rand van het deelbekken, Total river export: sedimentexport via oppervlaktewateren.

Catchment		Total erosion	Total deposition	Total export	Total river export
4	Beneden	37475	27739	9736	9454
5	Leie	145176	113327	31849	29596
6	Boven	307941	233428	74513	72510
7	Dender	230418	179635	50783	49495
8	Dijle	264101	215470	48632	46378
9	Demer	417007	337328	79678	77603
10	Nete	20614	14121	6493	6344
Schelde total		1422732	1121048	301684	291380

Tabel 4.10: Totale slibafvoer per rivier in 1998 (in ton / jaar) (Taverniers, 1999).

rivier	slibafvoer
Bovenschelde	74000
Dender	31000
Dijle (incl. Demer)	64500

Een schatting is gemaakt van de pristiene export van sediment van het land naar de waterlopen van het Scheldebekken (tabel 4.11). Daarbij is het Scheldebekken van vandaag vooropgesteld, maar met een vegetatiebedekking als was er geen menselijke invloed. Dit is dus het scenario dat overeenkomt met het pristiene scenario van het Riverstrahler model waarmee de pristiene waterkwaliteit in het bekken is berekend en de daaruit volgende input van nutriënten en koolstof in het estuarium (zie Bijlage 4.2).

De pristiene sediment input in het estuarium (tabel 4.11) is verwaarloosbaar t.o.v. de huidige input (tabel 4.9), 2 à 3 grootteordes lager. Zelfs bij omschakeling van bos naar grasland zou de input in het estuarium nog zeer gering zijn. Het model is bovendien enkel gecalibreerd op de huidige toestand, niet op de extreme pristiene toestand. De calibratie is uitgevoerd op de transportcapaciteit, en deze hangt ten dele af van de vegetatie. Indien alles bos is zal de waarde vermoedelijk nog lager liggen dan het model aangeeft (pers.med. Notebaert, 2005).

Tabel 4.11: Simulatie onder 100% bosbedekking van jaargemiddelde erosie en sediment export in Vlaanderen per deelbekken van het Scheldebekken (in ton sediment / jaarTT); indeling en nummering van bekkens volgens VMM: 4 = Benedenschelde, 5 = Leie, 7 = Dender; Total erosion: de totale hoeveelheid sediment die erodeert, Total deposition: de totale hoeveelheid sediment die na erosie terug zal sedimenteren en dus nooit het oppervlaktewater bereikt, Total export: export van sediment via rivier en via de rand van het deelbekken, Total river export: sedimentexport via oppervlaktewateren.

Catchment		Total erosion	Total deposition	Total export	Total river export
4	Beneden	263	71	192	189
5	Leie	648	176	472	464
7	Dender	1378	309	1069	1065

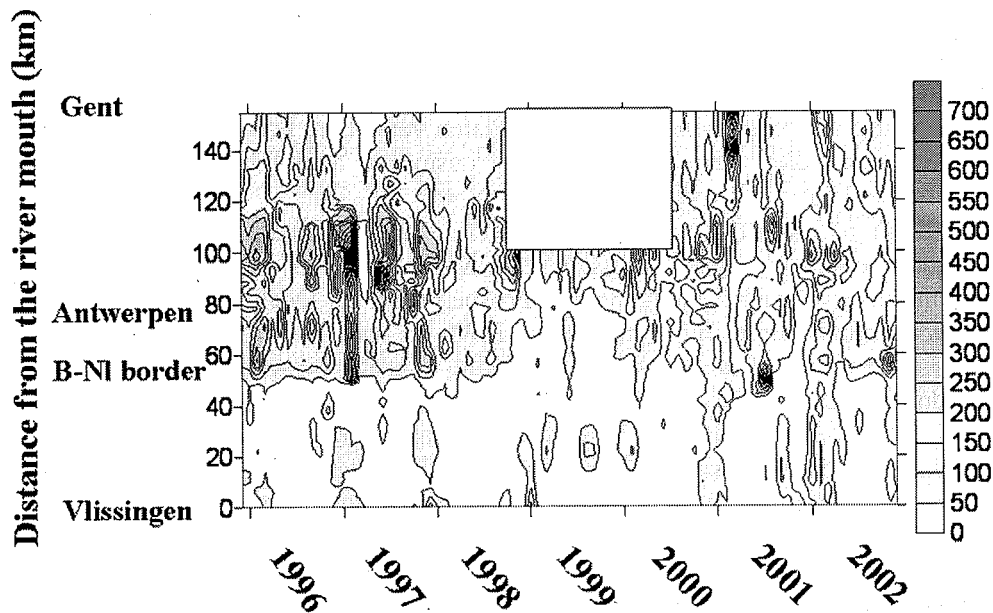
Als besluit kan bijgevolg gesteld worden:

De sedimentinput in het estuarium vanuit het bekken is bijna volledig toe te schrijven aan menselijke invloed.

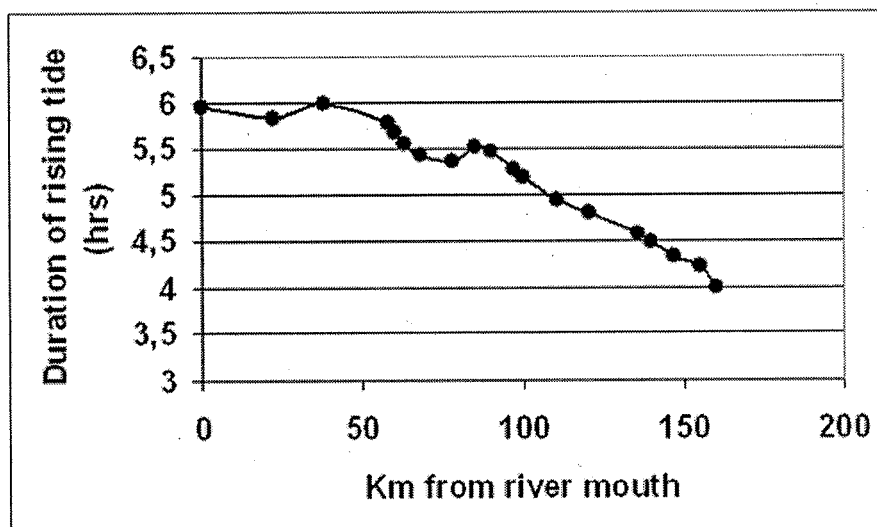
1.9.3. Hydrologische dynamiek

Uit vorig paragraaf is gebleken dat de sedimentinvoer vanuit het bekken in de Zeeschelde quasi volledig aan menselijke invloed is toe te schrijven. Als we aannemen dat de export uit het bekken van alle zijrivieren (tabel 4.9), op uitzondering van de Leie (het water daarvan wordt grotendeels afgeleid naar kanalen), het estuarium bereikt (de vergelijking met de slibbalansen maakt deze assumptie aannemelijk (tabel 4.10)), dan kan berekend worden welk zwevend stofgehalte met zulk een vracht overeenkomt. Gesteld een gemiddeld debiet te Schelle van 100m³/s, dat de vrachten van alle deelbekkens behalve de Leie meedraagt, dan geeft dat als resultaat een concentratie van 83 mg.L⁻¹. Dit is een belangrijke fractie van de zwevende stofconcentratie in de Zeeschelde (figuur 4.28). Vanuit zee vindt ook netto sediment transport landinwaarts plaats (Wollast, 1988). Dit proces wordt gedragen door de asymmetrie van de tijcurve, waarbij een kortere maar

krachtiger vloedfase het sediment netto landinwaarts doet salteren (figuur 4.29). Een historische evolutie van de asymmetrie van de tijcurve zou een idee kunnen opleveren over de evolutie van sediment-input vanuit de zee. Het Schelde-estuarium hoopt netto sediment in zich op. Wat het effect van deze ophoping is op de concentratie zwevende stof is niet duidelijk. Indien bv in een hypothetisch pristien scenario geen sediment meer uit het bekken zou komen, dan nog zou het zwevend stofgehalte heel waarschijnlijk niet tot nul zakken. De dynamiek van stroming en getij zorgt immers voor opwerveling van bodemmateriaal, of dat nu sediment uit het bekken is, of materiaal van de geologische moederlaag onder de geul.



Figuur 4.28: Zwevende stof concentratie in het Schelde-estuarium (mg.L^{-1}).



Figuur 4.29: Duur van de vloedfase langsheen de lengte-as van het Schelde-estuarium.

Er zijn argumenten dat de dynamiek van het estuarium is toegenomen, en dat ruimte geven aan de Zeeschelde daaraan kan verhelpen. Deze argumenten worden hierna opgesomd:

- De invloed van het getij is over de laatste eeuw toegenomen (Taverniers, 1998).
- Schorren hogen op (zie paragraaf 1.2).
- Verschillende verdiepingen hebben plaatsgevonden. Een effect van een verdieping op hydrodynamiek kon nog niet worden hard gemaakt, een effect van alle verdiepingen samen is nog niet onderzocht. Het verband tussen diepte en lichtklimaat is echter aangegeven (zie hoofdstuk 4 paragraaf 1.9.1). Hoeveel het lichtklimaat hierdoor is afgenomen is niet op systeemsgaal gequantificeerd.
- In de Westerschelde is een evolutie in morfologie vastgesteld die wijst in de richting van toenemende dynamiek. Platen versteilen, kortsluitgeulen vernauwen, het areaal diep water neemt toe ten koste van areaal laag dynamisch habitat (figuur 4.1).
- Het is gebleken dat ontpoldering zowel de waterstand als de asymmetrie van de tijcurve kan tegengaan. In Maeghe & Mostaert (2005) wordt o.a. besloten: "De ontpoldering van Hedwigepolder, Prosperpolder en Doelpolder doet een geringe waterstands daling bij gemiddelde HW's in het volledige Zeescheldebekken ontstaan. De verwachte waterstands daling is groter bij springtij (tot 8 cm) dan bij doodtij (maximaal 3 cm). Het ontpolderen van enkel de Hedwigepolder en Prosperpolder doet deze waterstands daling ongeveer halveren: de verwachte waterstands daling varieert dan tussen 4 cm (springtij) en 2 cm (doodtij). Gezien, bij ontpoldering van de Hedwigepolder, Prosperpolder en Doelpolder, het tijdstip van HW opwaarts Bath ongeveer 10 minuten later komt dan in de huidige situatie en het tijdstip van LW slechts ongeveer 2 minuten later komt, betekent dit dat de vorm van de tijgolf na ontpoldering iets meer symmetrisch zal zijn. Ook indien enkel de Hedwigepolder en Prosperpolder ontpolderd wordt, wordt de tijkromme opwaarts Bath iets meer symmetrisch, zij het in mindere mate."

Zelfs indien vast zou staan dat de dynamiek is toegenomen, dan nog ontbreekt een relatie tussen dynamiek en zwevende stofgehalte. Opwerveling hangt af van factoren zoals de ogenblikkelijke stroomsnelheid, de diepte van het systeem, en de aard van de bodem.

1.9.4. Energieverdeling in het Schelde-estuarium

In vorige paragrafen zijn mogelijke indicaties naar voor gebracht dat het lichtklimaat vroeger meer primaire productie toeliet: De input van sediment is bijna volledig van antropogene oorsprong. De hydrodynamiek van het estuarium is toegenomen. Inpoldering kan leiden tot een versterking van de asymmetrie van de tijcurve.

De distributie van energie in het estuarium geeft aan waar de dynamiek het meest heerst (Bijlage 4.4; Chen et al., 2005). Daaruit kan afgeleid worden in welke zone maatregelen tegen dynamiek het best genomen worden, nl. stroomafwaarts het maximum

van de tidale energie. Hoe verder stroomafwaarts van dit maximum (zeker in een eengeelsysteem) hoe ingrijpender een maatregel kan zijn, omdat het effect zich op een grotere afstand stroomopwaarts kan doen gelden. Uit voorgaande sectie bleek dat ontpoldering van Hedwigepolder e.a. dynamiekdempend werkt. De ligging van deze lokatie van geplande ontpoldering is gezien de energieverdeling (Bijlage 4.4) ideaal gelegen.

1.9.5. Besluit

Gezien de menselijke invloed in de sediment-input van de Zeeschelde, en de indicaties dat de dynamiek vroeger lager was dan nu, kan volgend besluit worden genomen:

Hoewel er geen hard bewijs is dat het lichtklimaat vroeger beter was dan vandaag, zijn er verschillende indicaties dat het lichtklimaat vroeger beter kan geweest zijn. Daarom zijn maatregelen nodig die het lichtklimaat verbeteren. Het temperen van de hydrodynamiek is, samen met het beperken van erosie in het bekken, het meest aangewezen.

Volgende instandhoudingsdoelstelling wordt afgeleid:

Maatregelen om de hydrodynamiek van het estuarium te temperen zijn nodig. Ontpoldering is hiertoe een goede maatregel. Ontpoldering heeft op dat vlak het meest effect stroomafwaarts het maximum van de tidale energie.

Waar de tidale energie groter is dan energie van rivierafvoer primeert estuariene natuur op functioneel vlak boven wetlands.

2. Instandhoudingsdoelstellingen voor schor

2.1. Het belang van opgelost silicium

Bij gebrek aan opgelost silicium (DSi) kunnen verschuivingen optreden tussen planktongemeenschappen, waarbij vooral de overgang van diatomeeën- naar niet diatomeeën-gemeenschappen, nadelige gevolgen voor de eutrofiëring van Westerscheldemonding en kustwateren (tot aan de Deense kust) kan hebben. Ook kunnen bij siliciumlimitatie algensoorten de kop op steken die toxische eigenschappen hebben, voor dieren, maar soms ook voor mensen. Bij de opkomst van toxische algen speelt ook een eventuele relatieve overmaat aan stikstof (N) of fosfor (P) in het water een rol.

De kennis van de siliciumcyclus in het estuarium is beperkt. Extrapolatie van resultaten van het zoete deel leiden tot de schatting dat alle zoetwaterschorren samen een kleine 3000 ton Dsi per jaar produceren, daar waar de jaarlijkse vracht in het estuarium in de omgeving van de Durmemonding 6000 ton bedraagt (Struyf et al., 2003). Schorren spelen dus een essentiële rol in de siliciumcyclus van het estuarium, zelfs indien de productie van de schorren in hoofdzaak regeneratie van binnenspoelend materiaal zou betekenen. De flux silicium uit Noordzeesediment (zeebodemsediment) is vele malen

kleiner (Vanderborcht et al., 1977) dan de productie van zoetwaterschorren. Hoe de verhouding is tussen zoute, brakke en zoete intergetijdengebieden is nog niet gekend.

Diatomeeën vertonen siliciumlimitatie vanaf 0.15 mg/L. Gebrek aan opgelost silicium uit zich vooral in zone 5 en zone 4, bij lage afvoer. De problemen i.v.m. silicium komen in het estuarium vooral tot uiting in de mondingzone.

Dit leidt tot een minimale concentratie als instandhoudingsdoelstelling:

$$[Dsi > 0.15 \text{ mg/l}]$$

2.2. Si-export van schorren

Siliciuminflux naar de kustwateren is de afgelopen decennia niet op dezelfde manier toegenomen als de aanvoer van stikstof en fosfor. De antropogene input van N en P is immers groot, terwijl de siliciumconcentratie in estuaria nauwelijks wordt beïnvloed door menselijke activiteiten. In tegenstelling tot andere fytoplanktongroepen, hebben diatomeeën essentieel silicium nodig. Diatomeeënproductie kan door de verhoogde beschikbaarheid van nutriënten op een dusdanige manier toenemen dat silicium seizoensaal uitgeput raakt en limiterend wordt voor de groei. Dit fenomeen kan aan de basis liggen van een successie van een diatomeeëngemeenschap, met hoge siliciumbehoefte, naar een fytoplanktongemeenschap met minder gunstige eigenschappen (Schelske et al. 1983; Smayda 1997). Diatomeeën vormen een belangrijke basis voor de voedselketen in kustwateren.

De Noordzee en de Schelde zijn de laatste decennia herhaaldelijk geconfronteerd met eutrofiëringsproblemen. Vaak wordt de Redfield-ratio (Redfield 1958) gebruikt als indicator voor eutrofiëring: idealiter bedraagt de Si:N:P verhouding in oppervlaktewateren 16:16:1. Door sterk verhoogde input van N en P is deze verhouding heden ten dage echter scheefgetrokken. Stikstoflimitatie ($N:P < 10$) kwam het afgelopen decennium in de volledige Zeeschelde niet voor. Silicium wordt limiterend ten opzichte van fosfor wanneer Si:P verhouding kleiner is dan 3. Dit kwam het afgelopen decennium herhaaldelijk voor tijdens het zomerse fytoplankton groeiseizoen.

Recentelijk onderzoek heeft aangetoond dat opgelost silicium in sterke mate wordt geëxporteerd uit schorgebieden. De geobserveerde export is het hoogst wanneer de overstromingsconcentratie aan opgelost silicium laag is. Een schatting toonde dat bij perioden van DSi-depletie bijna de helft van de totale vracht in de Zeeschelde resulteerde uit export vanuit de schorren (Struyf et al. 2005, Struyf et al. Submitted). Schorren blijken dus als een buffer op te treden: wanneer in het groeiseizoen de nood aan opgelost Si het hoogst is, exporteren zij dit in belangrijke mate.

In order to assess the role of silica cycling in tidal marshes, we looked in detail to the year round estimated export of DSi (dissolved silica) for all marshes along the full length of the Scheldt estuary. For every tidal cycle we applied, an empirically found exponential relationship between ambient DSi-concentrations and proportional export of DSi (Struyf et al. submitted) from 12 tidal cycle measurements, both in saltwater and freshwater. This also allowed us to compare the estimated export from salt marshes (which cover a much larger surface along the Scheldt) with the export from freshwater

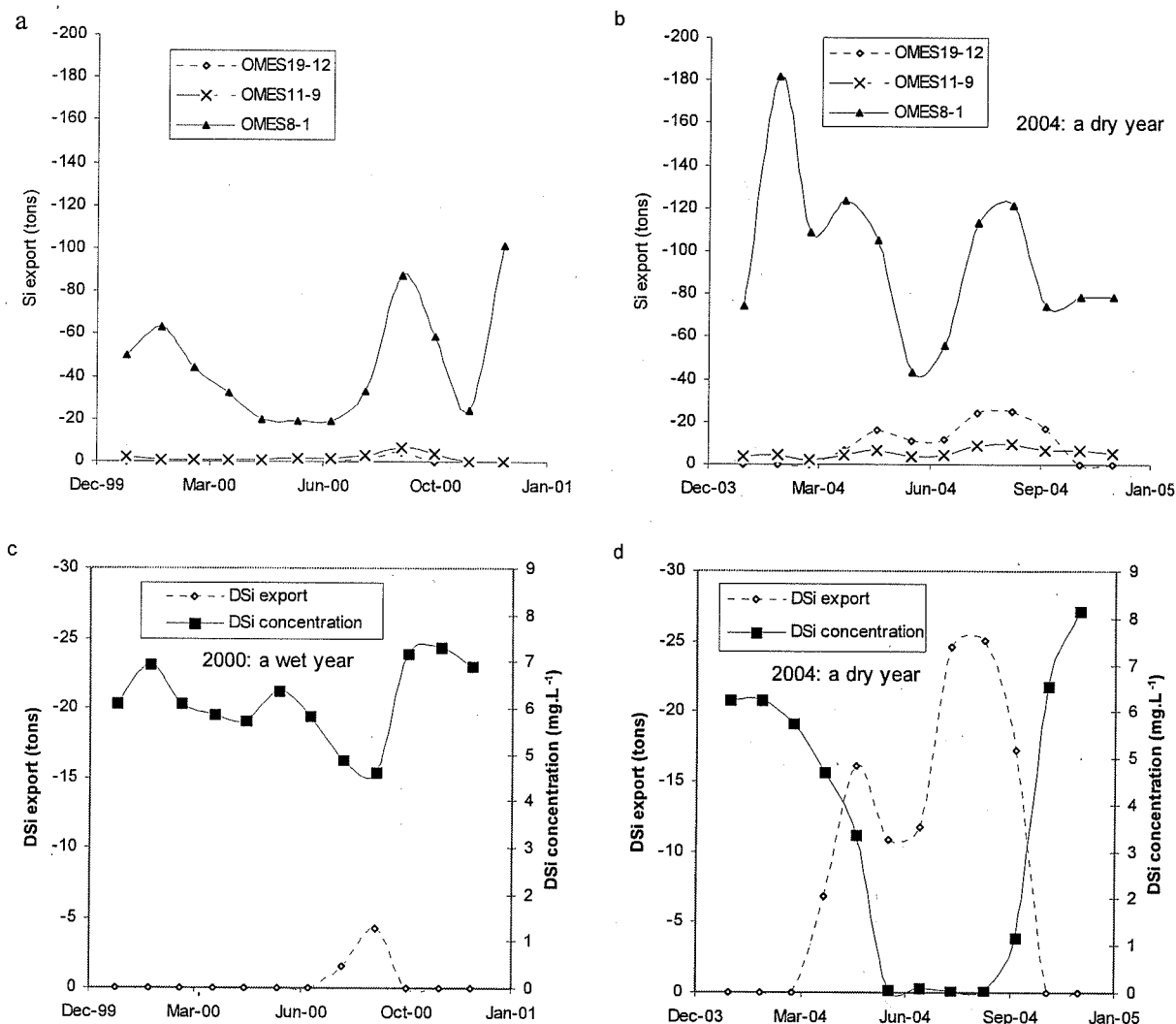
marshes, resulting in a "map" of major recycling spots along the estuary. In the end, this allowed us to estimate the total recycling capacity of all marshes of the Scheldt estuary.

This exercise was done twice, once for a dry year (2004) and once for a wet year (2000). As the concentrations of DSi in the Scheldt estuary are discharge-dependent, a significant difference in export of DSi from marshes to the main channel is expected between a dry and wet year. In years of high discharge, the DSi concentrations tend to stay high, as diatom communities are flushed away. In years of low discharge, high DSi uptake by diatom communities leads to very low DSi-concentrations.

Based on average height of tidal marshes in 14 compartments (from the upper tidal reaches to the mouth of the estuary), the actual measured tidal heights, and DSi-concentrations as measured during a monthly monitoring campaign along the full length of the estuary, we can estimate the DSi export from all tidal marshes along the estuary. Results are summarized for freshwater marshes (450 ha), brackish water marshes (169 ha) and saltwater marshes (2500 ha).

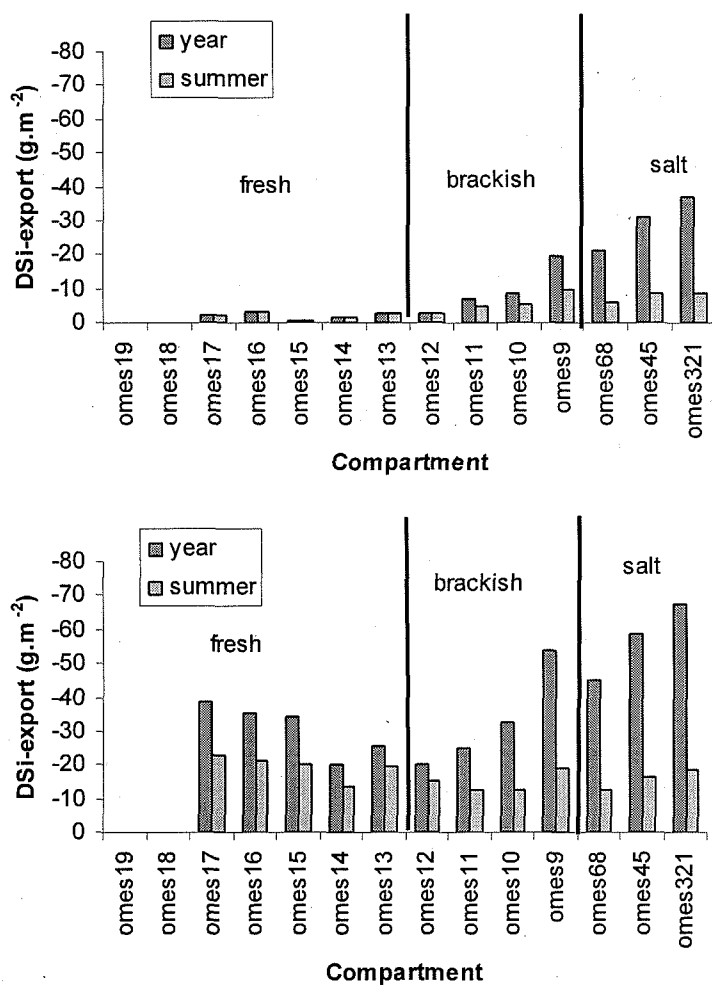
The total export of Si (i.e. both dissolved and particulate) from the marshes was highest in the saltwater in both years (Figure 4.42a,b): Available marsh surface is much larger in this zone, and concentrations of DSi (i.e. only dissolved) are quite low year round, due to the conservative mixing of river water with seawater. In a wet year, export was lower, mainly because DSi-concentrations are higher due to enhanced influence of advective water transport (figuur 4.42a).

In the freshwater (figuur 4.42c,d) and brackish zones, there is almost no export of DSi from marshes in a wet year: the driving force for export is very low (figuur 4.42a,c), as high DSi-concentrations occur in the flood water year round (figuur 4.42c). However, in dry years, DSi-concentrations in the tidal freshwater can drop to near zero (figuur 4.42d), and DSi export from the marshes concurrently rises.



Figuur 4.42: Export of total silica (Si) and dissolved silica (DSi) from tidal marshes in the Scheldt estuary, in a wet year (a & c), and a dry year (b & d). The OMES compartments are described in Van den Bergh et al., 2003a), compartment OMES 19 is close to the Dutch-Belgian border, OMES 1 is the most upward compartment (Melle).

If we surface average the DSi export, the year round occurrence of low DSi concentrations in the most seaward water leads to highest export in the most downstream saltwater marshes (figuur 4.43a,b). On a yearly basis, saltwater marshes are therefore the single most efficient recycling spots. However, in the summer of a dry year, the surface averaged export of freshwater marshes becomes equal to that of the saltwater marshes. This indicates that freshwater marshes are equally important compared to saltwater marshes when the recycling really matters: in periods of DSi depletion (figuur 4.43a,b).



Figuur 4.43: Export of dissolved silica (DSi) from tidal marshes of the Scheldt estuary in a wet year (upper graph) and a dry year (lower graph). The OMES compartments are described in Van den Bergh et al., 2003a), compartment OMES 19 is close to the Dutch-Belgian border, OMES 1 is the most upward compartment (Melle).

In a wet year, the total calculated DSi export from all marshes along the Scheldt estuary was 580 ton, while in the dry year 2004, 1,335 ton of DSi was exported from the tidal marshes. The total export of DSi from the Scheldt to the North Sea at Vlissingen varies from 18,000 to 32,000 ton a year (Struyf et al. 2004), with highest loadings observed in years of high discharge. In a dry year, the amount of DSi exported from marshes amounts to 7% of the total yearly DSi load delivered to the North Sea

The maximal observed DSi export from tidal marshes in summer was 20 ton a month for freshwater marshes, and 120 ton for the saltwater marshes. The lowest DSi discharges observed at the mouth and in the freshwater estuary (Struyf et al. 2004)

averaged (average for 5 lowest observations) 20 and 280 ton respectively. In summer months, marshes can become major suppliers of DSi for the local diatom community, both in the upper and lower reaches of the estuary.

2.3. Kunnen schorren DSi-limitatie voor diatomeeën verhelpen?

Si-limitation is a problem not uncommon to the Scheldt estuary. If we consider that a Si:P ratio smaller than 3 is indicative of Si-limitation (Soetaert et al. in press), we can conclude that nutrients are delivered in ecologically unbalanced ratio's near the mouth of the estuary during large periods of the growing season, especially in dry years. In this section we investigated if restoration of marshes could lead to sufficient DSi-export in the water to bring the Si:P (P is limiting if compared to N in the Scheldt estuary) ratio's to a healthy balance, and reduce the frequency of occurrence and severity of Si-limitation events.

For this study, the total discharged loads of DSi and dissolved phosphorus were compared for the period 1996-2000, both in the freshwater estuary and near the estuarine mouth (Struyf et al. 2004). Months were considered as "problem months", if the molar ratio of Si load to N load was smaller than three. Six problem months occurred in the freshwater and eight near the estuarine mouth. The molar monthly ratio in the freshwater was 0.23 at its lowest, and 0.66 near the mouth (table 4.12).

	Vlissingen			Dendermonde		
	P-PO4 kmol	Si kmol	Si:P	P-PO4 kmol	Si kmol	Si:P
May-96	5744	16509	2.87	*	*	*
July-96	6721	4469	0.66	455	393	0.86
August-96	8532	17788	2.08	2224	4651	2.09
May-97	5900	9268	1.57	*	*	*
June-97	7290	15783	2.17	*	*	*
August-97	6022	8128	1.35	*	*	*
September-97	8115	23350	2.88	411	990	2.41
July-98	5006	12200	2.44	*	*	*
August-98	*	*	*	732	166	0.23
August-99	*	*	*	1226	920	0.75
September-99	*	*	*	1007	1049	1.04

Tabel 4.12: Discharge of orthophosphate (P-PO4) and dissolved silica (Si) at the mouth of the estuary (Vlissingen) and in the freshwater tidal part (Dendermonde) during the months in the period 1996-2000 in which the Si:P ratio was less than 3 at some point in the estuary. * = Si:P ratio higher than 3.

Based on the data from exchange studies in both saltwater and freshwater (Struyf et al. 2005, Struyf et al. submitted), we estimated an average monthly export of DSi from tidal marshes, both saltwater and freshwater, of 5000 mg (or 0.18 mol) per square meter in a summer month with DSi depletion. Based on this area based export, we then

calculated the amount of marsh needed to increase the DSi loading in such a way, that Si:P ratio's would become higher than 3.

For the freshwater zone, it was found that around 1500 ha of extra tidal marshes, could be enough to solve the problem in all of the six problem months (table 4.13). For the saltwater zone, this only sufficient in 3 of the 8 problem months, and up to 8800 ha was required to solve all Si limitation problems (table 4.13).

	Vlissingen		Dendermonde	
	Si required kmol	Ha required x10000 m ²	Si required kmol	Ha required x10000 m ²
May-96	725	406	*	*
July-96	15695	8789	974	545
August-96	7808	4372	2022	1132
May-97	8432	4721	*	*
June-97	6087	3408	*	*
August-97	9938	5565	*	*
September-97	996	558	244	136
July-98	2818	1578	*	*
August-98	*	*	2029	1136
August-99	*	*	2760	1545
September-99	*	*	1973	1105

Tabel 4.13: The required amount of extra DSi to restore the Si:P ratio to 3. The required marsh area to obtain the extra DSi-export is also indicated.

Although pelagic recycling of biogenic Si is not considered here, these calculations do give a clear indication that restoration of marsh habitat might be a useful way to prevent Si-limitation events. However, it is necessary to take into account that recently restored or created tidal marshes might not immediately have the same recycling capacity as older tidal marshes. Due to the high sedimentation rate, recently created marshes mainly trap biogenic Si, while initial DSi recycling is low. As soon as the marsh surface elevation has reached an equilibrium with mean high water, marsh DSi recycling capacity will be most efficient. Sedimentation rates might therefore help to estimate the time period necessary for the marsh to become an efficient Si recycler.

Of course, in a natural system, uninfluenced by anthropogenic pressures, Si recycling will probably not be of any necessity to balance the Si:N:P ratio; because of the low input of N and P in such a system, Si will probably never become limiting. Still, considering the high amounts of Si processed in marshes, the intertidal area, which is essential in the flux of Si from rivers to the ocean. This is also essential to balance Si cycling in the oceanic environment.

2.4. Besluit

Volgende instandhoudingsdoelstelling kan worden afgeleid:

Tenzij de waterkwaliteit dermate kan worden hersteld (N-P belasting) dat limitatie van opgelost silicium bij diatomeeën niet meer optreedt, is een extra schorareaal van 1500 ha nodig in de Zeeschelde om aan deze limitatie te verhelpen.

Om de limitatie tot aan de monding te vermijden is meer areaal nodig. Hier wordt aangenomen dat het bijkomend areaal hiervoor moet gezocht worden in de Westerschelde.

3. Structuurdiversiteit

3.1. Afgesneden 'Wetlands'

Een natuurlijk meanderend systeem is door bedijking vastgelegd en wordt onderhouden tot een bevaarbaar systeem. Afgesneden meanders herinneren aan de vrijheid die het systeem had om haar vorm vrij te kiezen. Wetlands zijn valleigebieden die toelaten dat de morfologie van het estuariene systeem over de hele range van subhabitats kan variëren. Valleigebieden bieden de mogelijkheid aan het systeem om op spontane wijze erosie en sedimentatie in tijd en ruimte dermate te laten evolueren dat alle estuariene habitattypes in elkaar kunnen overgaan. Zo kan bvb. een meander een opgehoogd schor doen afkalven, terwijl iets verder een slik opsedimenteert tot een jong schor en ondiep water slik wordt.

De morfologie van de Zeeschelde is niet in een goede toestand (zie hiervoor verder Hoofdstuk 5 paragraaf 4.3). Langs de Zeeschelde zijn schorren over het algemeen hoger gelegen dan de aanpalende binnendijkse gebieden. Het is niet natuurlijk dat schorren hoger gelegen zijn dan de achterliggende binnendijkse gebieden. Deze toestand wordt veroorzaakt doordat de wetlands functioneel afgesneden zijn van het estuarien systeem door dijken.

Het zou onredelijk zijn te claimen dat de hele Scheldevallei moet aangetakt worden aan het estuarien systeem. In plaats daarvan moet de kwaliteit van zowel wetlands als van estuariene natuur gegarandeerd zijn, met de nodige verbindingswegen tussen beide waar nodig volgens de structurele connectiviteit (paragraaf 4) en de soortbenadering (hoofdstuk 6).

Besluit:

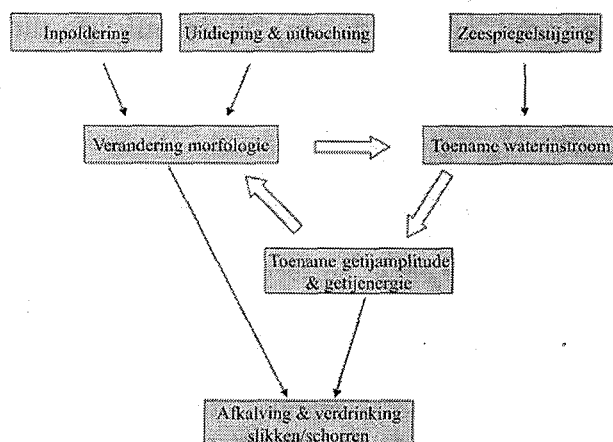
Vanuit systeemschaal wordt afgezien van de instandhoudingsdoelstelling dat estuariene natuur over de hele vallei zou moeten kunnen beschikken om vrijelijk te kunnen meanderen. In dat geval zou de zeeschelde immers wellicht niet meer bevaarbaar zijn. In plaats daarvan moeten de habitats en soorten van zowel estuariene natuur als wetlands met gerichtere maatregelen in stand gehouden kunnen worden.

3.2. Berekening van de optimale bandbreedte voor de Zeeschelde (geul, slik en schor) bij de huidige diepte van de vaargeul en getijkarakteristieken.

3.2.1. Probleemstelling

In tegenstelling tot verschillende andere ecosystemen, ontwikkelen natuurlijke slik- en schorgebieden zich niet tot een stadium van homeostasis, maar doorlopen ze steeds een cyclus van ontwikkeling en degeneratie. Het bestaan van slik- en schorgebieden wordt met andere woorden bepaald door een dynamische wisselwerking van processen die geassocieerd zijn met de accumulatie en erosie van sedimenten. Het proces van de sedimentatie of accumulatie leidt meestal tot een verticale groei van het intergetijdengebied en is één van de belangrijkste factoren die ecologische processen binnen deze systemen bepaalt (Reed 1989). Het zet zich voort tot het schor uitgroeit tot net boven de gemiddelde hoogwaterlijn en een evenwichtstoestand bereikt wordt (Allen 2000; French 1993). De schorvegetatie speelt hierin een zeer belangrijke rol. Planten kunnen de depositie van sedimenten sterk bevorderen en het proces van erosie afremmen (Esselink et al. 1998; Sanchez et al. 2001). Hierdoor wordt op zijn beurt de groei van de vegetatie bevorderd doordat de invloed van getijdynamiek vermindert met toenemende hoogte in het getijvenster (Bertness et al. 1992), een proces dat wordt aangeduid als een typisch voorbeeld van "positieve feedback". In natuurlijke estuariene systemen worden spontane slik- en schorontwikkeling door sedimentatie afgewisseld met erosie. Deze degeneratieve fase wordt doorgaans ingezet met het afkalven van het schor vanaf de slik/schorrand, waarbij zowel de vegetatie als het geaccumuleerde sediment stelselmatig verdwijnen (Pringle 1995; Allen 2000). Uit onderzoek blijkt dat de helling van de intergetijdengebieden een cruciale rol speelt in het op gang brengen van dit proces. Wanneer een bepaalde helling overschreden wordt in de overgang van de gemiddelde laagwaterlijn naar de gemiddelde hoog hoogwaterlijn start het natuurlijk proces van afkalving, slikken en schorren eroderen en het proces van de sedimentatie kan van voor af aan beginnen (van de Koppel et al. 2005). De zijdelingse ruimte die een natuurlijk estuarium inneemt om dit dynamisch evenwicht te onderhouden neemt dus toe met het hoogteverschil tussen de geulbodem en de hoog hoogwaterlijn. De vrijheid om deze zijdelingse ruimte in te nemen bepaalt in hoge mate de kwaliteit van het schorhabitat, slikplaten en ondiepwatergebied dat zich ontwikkelt tussen de geul en de oever.

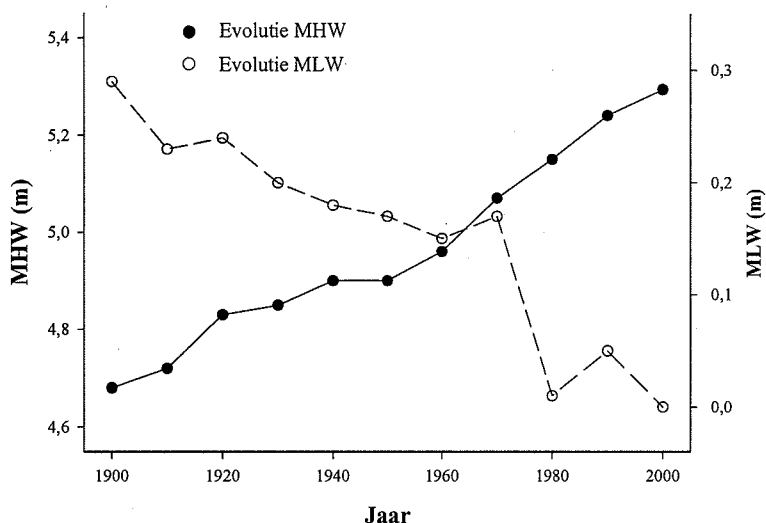
Door toenemende urbanisatie wordt de bewegingsvrijheid van veel estuariene systemen echter sterk aan banden gelegd en bovendien wordt in veel gevallen de geul verruimd, verdiept en uitgebocht om de aangrenzende havens economisch rendabel te houden. Hierdoor versterkt de trechterfunctie en worden getijdengebieden onderhevig toenemende getij-energie. De getijgolf kan verder landinwaarts doordringen en het getijverschil neemt toe. Dit heeft tot gevolg dat overgangen van de vaargeul naar de grens van de gemiddelde hoog hoogwaterlijn steiler worden en zowel laagdynamische ondiepe wateren als slik- en schorarealen sterk wegeroderen (figuur 4.30). Deze evolutie wordt nog verder versterkt door toenemende intensiteit en frequentie van golfslag te wijten aan de toenemende scheepvaart.



Figuur 4.30. De impact van natuurlijke en anthropogene factoren op de getij- en schordynamiek in het Schelde-estuarium.

In een estuarium zonder ruimtebeperking zou de getijdenzone onder deze omstandigheden zijdelings uitbreiden tot de ideale helling voor het dynamisch sedimentatie/erosie evenwicht weer tot stand komt. Indien uitbreiding in de breedte echter niet mogelijk is kan de cyclus niet opnieuw starten en verdwijnen de habitats voorgoed of kunnen ze enkel in gedegradeerde toestand voortbestaan door fixatie.

Het Schelde-estuarium is zo een typevoorbeeld; de afgelopen eeuw werd de vaargeul systematisch verdiept en de getij-amplitude nam toe (figuur 4.31). Zo bedraagt de huidige jaarlijkse stijging van de gemiddelde hoogwaterlijn binnen het Schelde-estuarium 1,5 cm. Bovendien heeft de zone van maximale getij-amplitude, die zich in de jaren tachtig rond Schelle bevond, zich de afgelopen tien jaar verder stroomopwaarts verschoven tot Temse. Dijken en kaaimuren verhinderen de zijdelingse uitbreiding van getijgebonden habitats. Onderzoek naar de aangroeipotenties van de schorgebieden heeft bovendien aangetoond dat de verdere voorspelde stijging van de gemiddelde hoogwaterlijn waarschijnlijk te drastisch zal zijn in relatie tot de voorspelde accumulatiesnelheden (Temmerman *et al.* 2003). Hierdoor kan men verwachten dat veel schorren op termijn onnatuurlijk snel zullen afkalven en/of verdrinken, zonder dat ze nog de mogelijkheid bezitten de spontane cyclische evolutie van ontwikkeling (sedimentatie) en degradatie (erosie) te kunnen doorlopen. Reconstructie van de evolutie van de arealen toonde aan dat dit proces in de Zeeschelde reeds aan de gang is.



Figuur 4.31. Evolutie van de gemiddelde hoogwaterlijn en de gemiddelde laagwaterlijn in het Schelde estuarium nabij Antwerpen over de periode van 1900 tem 2000.

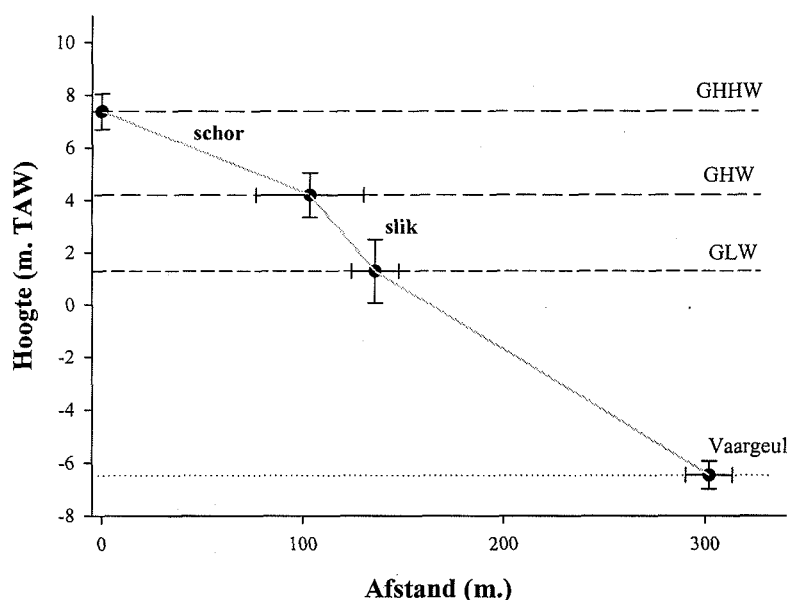
Dit alles heeft tot gevolg dat de overgang van de hoger gelegen schorgebieden, die deels verder zullen ophogen, naar de schor/slik grens abrupter wordt, of zelfs volledig verdwijnt door klifvorming, waardoor het areaal aan slikken en floristisch waardevolle overgangsgebieden sterk afneemt (Kennish 2002). Dit proces is in de Zeeschelde reeds waarneembaar aan vb het schor van Branst. De areaal vermindering en het dynamischer worden van laagdynamische slikplaten en ondiep subtidaal water die hiermee gepaard gaan heeft eveneens een nefaste invloed op de abundantie van het macrobenthos, dat op zijn beurt als voedsel fungeert voor andere predatoren, zoals vogels en vissen (zie hoofdstuk 6). Deze hydromorfologische evolutie in de Zeeschelde beïnvloedt dus sterk de trofische interacties binnen het ecosysteem

3.2.2. Werkwijze

Om de optimale bandbreedte voor de Zeeschelde te berekenen, of de gewenste oppervlakten aan diep- en ondiep subtidaal water en slik- en schorgebieden, zijn we in deze studie uitgegaan van de aanname dat het gehele estuariene systeem de ruimte moet hebben waarbinnen zich het dynamisch sedimentatie-erosieproces kan opbouwen. Met andere woorden moet het estuarium over de hele lengte, afhankelijk van het hoogte verval tussen de hoog hoogwaterlijn en de bodem van de vaargeul, de nodige ruimte krijgen om zich volledig te kunnen ontwikkelen zonder dat de gemiddelde helling van het intertidale gebied zo steil wordt dat processen van onnatuurlijke erosie, afkalving en degradatie gaan domineren.

De gemiddelde topografische profielen (overgang vaargeul – GLW, GLW – slik/schorgrens en slik/schorgrens – GHHW) ter hoogte van de schorgebieden in de Zeeschelde werden berekend aan de hand van recente digitale terrein modellen (DTM-

2001) en de gemeten getijgegevens van 2002 (gemiddeld laagwaterlijn, gemiddeld hoogwaterlijn en gemiddeld hoog hoogwaterlijn).

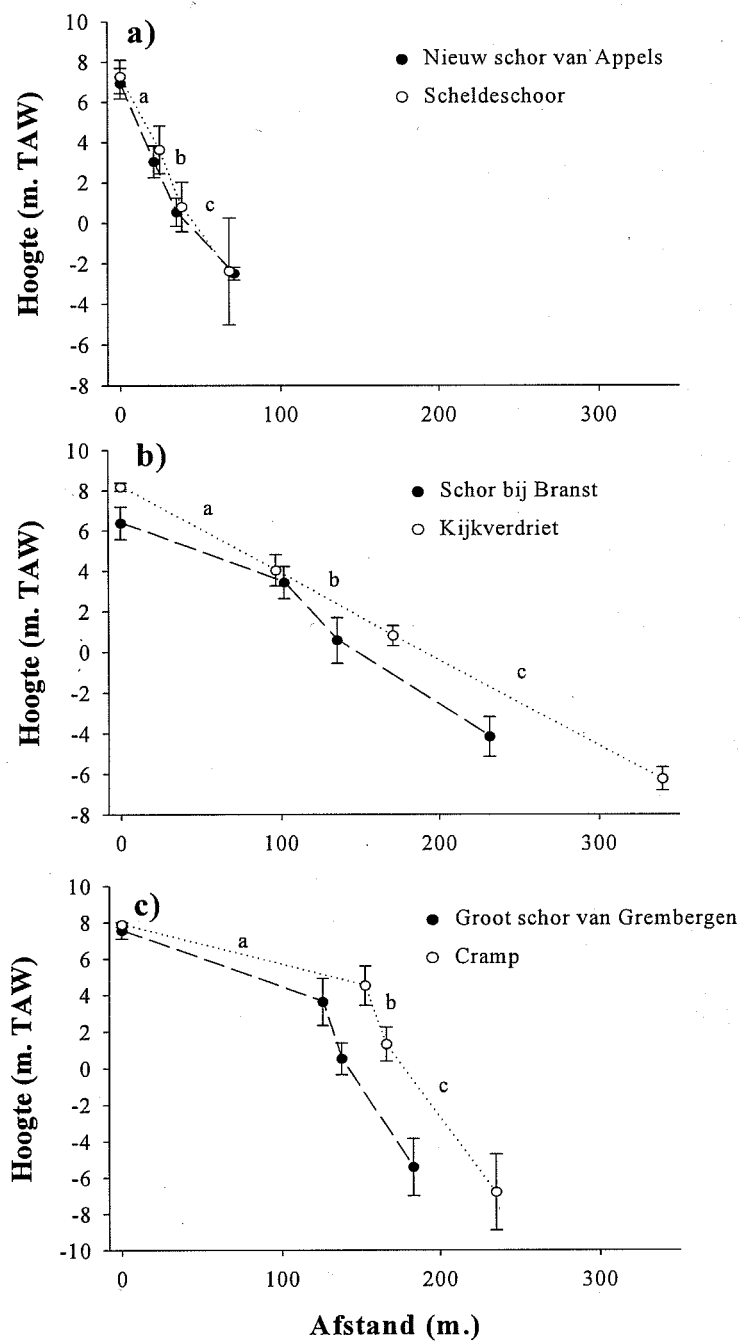


Figuur 4.32. Gemiddeld topografisch profiel van het schor 'de Notelaar'. GHHW = gemiddeld hoog hoogwaterlijn, GHW = gemiddeld hoogwaterlijn (slik/schorgrens), GLW = gemiddeld laagwaterlijn (slik/watergrens).

Op regelmatige afstanden (50 meter) werden transecten loodrecht op de vaargeul uitgelegd waarvan het topografische profiel werd berekend. Deze verschillende transect-profielen stellen ons vervolgens in staat een maat te bekomen van het gemiddelde profiel ter hoogte van elk schorgebied en de afwijking hierop (figuur 4.32). Door vergelijking van deze gemiddelde profielen met de kwaliteit van slikken en schorren kon het 'threshold' profiel afgeleid worden waarboven duurzame ontwikkeling van intergetijdengebied onmogelijk is.

3.2.3. Resultaten

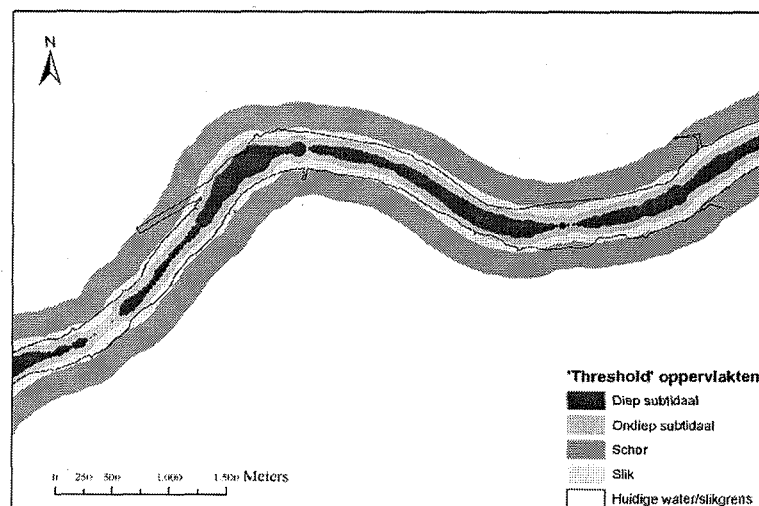
Op basis van de berekende gemiddelde topografische profielen kunnen ruwweg drie typeprofielen onderscheiden worden voor de schorgebieden in de Zeeschelde (figuur 4.33). Een eerste groep omvat schorgebieden waarvan het hoogteverval voor zowel slik als schor zeer steil is (> 0.15 m/m; zie Figuur 4.33a). Een tweede groep zijn de gebieden waar de helling van zowel het schor als het slik relatief flauw zijn (< 0.04 m/m, zie Figuur 4.33b). Tot slot kan een derde groep worden omschreven als 'oudere' en gefixeerde schorgebieden waar het schoroppervlak zich heeft ontwikkeld tot een langzaam aflopend plateau (< 0.03 m/m) en het slikoppervlak steil afloopt naar de slik/water-grens (> 0.25 m/m, zie Figuur 4.33c).



Figuur 4.33: Overzicht van de drie typen van schorren die op basis van het gemiddelde topografische profiel kunnen worden aangetroffen in de Zeeschelde. a = GHHW – slik/schorgrens; b = slik/schorgrens – GLW; c = GLW – vaargeul.

Om in een tweede fase de optimale bandbreedte voor schor, slik, ondiep subtidaal water (< 3 meter onder GLW) en diep subtidaal water (> 3 meter onder de GLW) langsheen de Zeeschelde te berekenen, werd gebruik gemaakt van de gemiddelde topografische profielen van gebieden in 'goede conditie', i.e. die geen schorklif vertonen, een goede kreekverwevenheid en topografische diversiteit vertonen, en andere kenmerken die uit de literatuur werden overgenomen (e.g. Pringel 1995; van de Koppel *et al.* 2005). daaruit werden minimale gemiddelde hellingen ('threshold'-hellingen) voor brak- en zoetwaterschorgebieden gedefinieerd waaronder een intergetijdengebied zich goed kan ontwikkelen. Opvallend in de resultaten was de overeenkomst tussen het door van de Koppel *et al.* (2005) berekende kritische hoogte verval van 0.028 m/m waaronder zoutwaterschorren in de Westerschelde in staat bleken om aan de getij-dynamiek te weerstaan en niet te eroderen en de berekende hellingen van optimale goed ontwikkelde brak- en zoetwaterschorgebieden (respectievelijk 0.025 m/m en 0.05 m/m), in de Zeeschelde.

Vervolgens werden aan de hand van deze gedefinieerde 'threshold'-hellingen de minimale bandbreedte en oppervlakten diep subtidaal en ondiep subtidaal water, slik- en schor berekend onder deze 'threshold'-helling op vaste intervallen van 50 meter langs de volledige Zeeschelde, gebaseerd op de diepte van de vaargeul (DTM-2001) en de getijgegevens (GLW, GHW en GHHW) voor elk interval (figuur 4.34). In hoofdstuk 5 paragraaf 4.4.1 wordt dieper ingegaan op de gemiddelde bandbreedte per Omes segment.



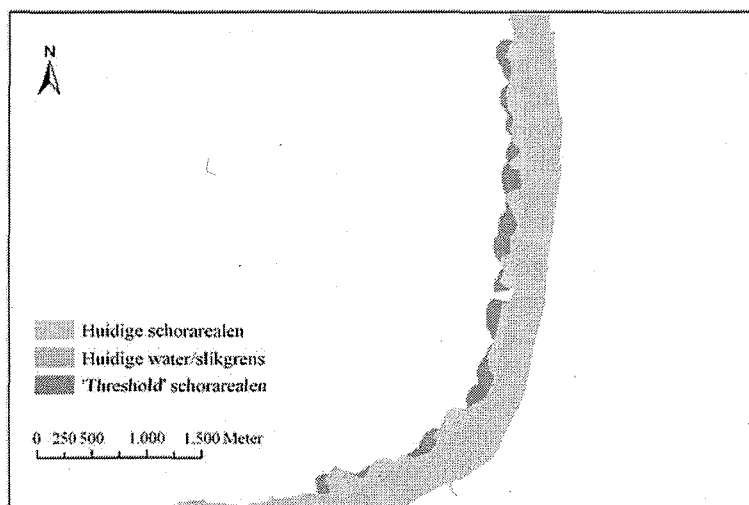
Figuur 4.34. Voorbeeld van de berekende 'threshold' oppervlakten voor de Zeeschelde nabij Temse op basis van de diepte van de vaargeul en de getijgegevens.

Op die manier werd er langs de volledige Zeeschelde een totaal beeld bekomen van de noodzakelijke arealen aan diep subtidaal en ondiep subtidaal water, slik en schoroppervlakten zodanig dat slik- en schorgebieden hun volledige cyclus van ontwikkeling en degeneratie kunnen voltooien en laagdynamische slikplaten en ondiep subtidaal water in voldoende hoeveelheden aanwezig zijn. In tabel 4.12 worden de volgens deze procedure berekende arealen weergegeven per omes segment.

Tabel 4.14: Berekende minimum 'threshold'-arealen aan diep subtidaal (> 3 meter onder de GLW) water, ondiep subtidaal (< 3 meter onder de GLW), slik- en schoroppervlakte binnen de verschillende OMES-segmenten van de Zeeschelde, berekend op basis van het lokale verval tussen de bodem van de vaargeul en de HHWL.

Omes segment	Geul Diepte (m onder GLW)	slik breedte(m)	schor breedte(m)	opp.diep subtidaal	opp. Ondiep subt (ha)	opp. Slik (ha)	opp. Schor (ha)
9	-15,17	101,50	362,75	484,32	112,64	114,95	325,99
10	-13,48	104,63	214,67	451,85	126,61	131,80	376,06
11	-10,87	106,46	206,78	551,48	201,64	162,67	582,56
12	-11,40	71,38	189,47	322,06	115,36	136,06	432,59
13	-10,05	71,87	173,44	250,04	100,47	121,70	383,22
14	-5,88	72,65	157,21	129,19	132,02	157,53	497,66
15	-4,54	68,58	155,85	927,36	141,87	157,79	517,20
16	-4,96	59,13	154,34	123,33	121,38	111,92	406,62
17	-2,81	46,95	153,94	75,84	142,69	107,14	516,82
18	-2,36	37,37	147,87	60,49	110,28	668,06	407,00
19	-1,55	31,89	140,88	48,98	113,85	57,58	411,04

Op deze manier kan eveneens op een gedetailleerder niveau voor elk bestaand schorgebied worden onderzocht of het huidige schorareaal voldoet om zich te kunnen ontwikkelen tot diverse en soortenrijke gebieden (figuur 4.35).



Figuur 4.35: Voorbeeld van de berekende 'threshold' schoroppervlakten en de huidige arealen voor de schorgebieden nabij Kruibeke-Bazel-Ruppelmonde op basis van de diepte van de vaargeul en de getijgegevens.

3.3. Functionele systeemvereisten van wetlands

In Paragraaf 3.1 werd aangegeven dat de functionaliteit tussen estuariene natuur en wetlands niet ten volle kan worden bestreefd. In plaats daarvan moeten wetlands zich autonoom in stand kunnen houden. Een belangrijke factor voor die instandhouding is de buffering tegen externe negatieve invloeden. Wetlands herbergen immers een heel gamma van habitats die voor het merendeel gekoppeld zijn aan een betere waterkwaliteit dan diegene die thans in het estuarium niet voorkomt. Wetlands zijn in grote mate afhankelijk van wat zich met en in het grondwater afspeelt. Om zich in stand te kunnen houden is volgende vraag dan ook heel belangrijk: Welke grootte moeten wetlands minimaal hebben om adequaat grondwaterbeheer toe te laten? Zonder grondwaterbeheer kan aanrijking van nutriëntarme habitats immers niet vermeden worden indien het grondwater nutriënten aanvoert. Hetzelfde geldt voor eventuele andere pollutanten of storende factoren.

Een case study voor de Kalkense Meersen is beschikbaar die toelaat althans voor dat gebied enig antwoord op de vraag te formuleren (Degezelle, et al., 2004).

Het doel van de betreffende studie "Ontwerp- ecosysteemvisie Kalkense meersen en Berlare broek: een verkenning van natuurpotenties" was in de eerste plaats het begrijpen van de ecosysteemwerking van het studiegebied. Hierna wordt een overzicht gegeven van de relevante resultaten m.b.t. de vraag hoe groot de afbakening van een wetland moet zijn om zichzelf in stand te kunnen houden.

Vrijwel het gehele gebied wordt gekenmerkt door grondwaterafhankelijke omstandigheden, waardoor de hydrologie een sterk determinerende factor is. Slechts op de hoger gelegen donken, rivierduinen en eventuele dijklichamen komen lokaal grondwater onafhankelijke systemen voor.

De waterhuishouding van het gebied werd zeer ingrijpend gewijzigd door tal van ingrepen in de loop van de vorige eeuw. Rechttrekking van de Schelde, bijhorende aanpassingen aan de waterlopen, plaatsing van gemalen, enz. Het gebied kent ook een belangrijk aantal plassen die ontstaan zijn door historische turfwinning en meer recent door zandwinning.

De studie is ondermeer gebaseerd op een grondwatermodel. Dit is een model dat de grondwaterstanden in de ondergrond kan voorspellen en de beweging van het grondwater simuleert. Hierbij kan men kwelgebieden (gebieden waar grondwater aan maaiveld wordt opgestuwd) bepalen. Tevens kan de afkomst van dit kwelwater door het model worden achterhaald. Het model laat toe de effecten op grondwater tengevolge van ingrepen in het oppervlaktewatersysteem in te schatten. Vanuit ecologisch standpunt kan men op basis van de berekende grondwaterstanden voorspellingen doen naar de wijzigingen in vegetatie die zullen optreden. Voor het hydrogeologisch model is gebruik gemaakt van het model Triwaco. Voor de vegetatiekundige voorspellingen werd gebruik gemaakt van Duraveg.

Met een stationair grondwatermodel werden kwelgebieden berekend (figuur 4.36). De kwel situeert zich hoofdzakelijk aan de rand van het Kalkense meersengebied, langs de Schelde en de Broeksevaart. Door het verschil in hoogte tussen de kwelzones en de omliggende topografie, is het meest waarschijnlijk dat kwel zich daar voordoet. Om een indicatie te krijgen van de intrekgebieden van deze kwelzones is aan de hand van het grondwatermodel een intrekgebiedsberekening uitgevoerd. Het intrekgebied kan

beschouwd worden als het voedingsgebied van een kwelgebied en bepaalt de kwaliteit van het kwelwater op lange en op korte termijn (figuur 4.36). Het intrekgebied situeert zich in zones die topografisch 1 tot 2 m hoger gelegen zijn dan kwelgebieden in de Kalkense Meersen en tot 5 m hoger dan kwelgebieden in Berlare Broek.

Ecosysteemanalyse:

Kalkense meersen

Dit deelgebied is een kenmerkende alluviale vlakte. Uit de modelberekeningen en metingen blijkt dat de waterhuishouding sterk gestuurd wordt door de oppervlaktewaterpeilen. Hoge peilen in de grachten zorgen voor hoge peilen in het grondwater, en lage peilen in de grachten voor lage in het grondwater. Dit treedt relatief onafhankelijk van het neerslagregime op. Dit is een belangrijke vaststelling die het de beheerders toelaat het gebied gezoned in te richten in functie van de na te streven natuurdoelen. Stuwpeilen kunnen gewijzigd worden in deelzones van de polder (indien deze niet rechtstreeks gerelateerd zijn) zonder veel nevenwerking in andere delen van de polder.

Het gebied kent wel een relatief gevoelig evenwicht tussen watertypes. Het merendeel van de watertypes is relatief aangerijkt aan ionen. De meeste monster van grondwater zowel als bijna alle monsters van oppervlaktewater lijken een intermediaire positie in te nemen tussen echt aangerijkt water en ionenarm water. Dit laatste type wordt sterk beïnvloed door regenwater. Het aangerijkt watertype lijkt overeen te komen met de kwelgebieden. Er treedt dus kwelwater in het gebied uit, dat relatief snel gemengd en verdund wordt met regenwater. Actueel treedt het kwelwater vooral uit aan de oostrand van de Kalkense meersen (zone 's Herenmeers - Belham). Bij voorstellen voor peilwijzigingen dient rekening gehouden te worden met dit delicate evenwicht tussen uittrekkende kwel, menging en afvoer van regenwater.

Het grootste knelpunt om de potenties van het gebied te maximaliseren is de sterk wisselende waterstand. 's Winters staat alles plasdras, om 's zomers te diep weg te zakken. Hierdoor krijgen enkel in natte jaren vegetaties van vochtige milieus (bvb dotterbloemgraslanden) optimale kansen.

Berlare broek

Dit deelgebied is een bijzonder gebied. Het is immers één van de weinig 'droogmakerijen' van Vlaanderen. Ooit een veengebied, later een meer en nu een drooggepompte depressie. Door deze sterke ingrepen van de mens kan het gebied in twee grote delen opgedeeld worden: de zone ten oosten van het Donkmeer, met name het Berlare broek, en de zone ten westen van het Donkmeer: de Pols- en Broekmeersen.

Door de bemaling van de Broekse vaart kent Berlare broek een erg sterke kwelstroming. De aanwezigheid van kwel manifesteert zich in kweldrukken en in de waterkwaliteit. Op het vlak van vegetaties komt deze potentie evenwel niet tot uiting. De waterstanden staan hier te laag door de bemaling. Ter hoogte van de Turfput, waar het waterpeil gestuwd wordt, verdwijnt de kweldruk.

In de westelijke zone komen enkel aan de valleirand kwelzones voor. In de gestuwde zones rond het meer komt een mengvorm van watertypes voor. Door de stabiele waterstanden en het relatief ongeschonden karakter is in dit gebied een unieke en

kenmerkende situatie behouden. Op enkele plaatsen komen in dit gebied nog trilvenen voor, die ooit het grootste deel van het Berlare broek bedekten.

Functioneel zijn de verschillende zones met elkaar verbonden. Het opgepompte water uit Berlare broek wordt immers gebruikt om het Donkmeer op peil te houden. De drijfzillen van de Polsmeeers overleven dus enkel bij gratie van het draineren van Berlare broek. Het hoge waterpeil in het Donkmeer (ten opzichte van de lage peilen in de Broekse vaart) zorgt dan weer voor een ondergrondse waterstroming naar het Berlare broek. In welke mate de waterbalans van dit gebied gestuurd wordt door de plaspeilen (Donkmeer, Nieuwdonk), de Schelde (en de afvoerpeilen van de Tweegootsloot) en de waterwinning was geen onderwerp van deze studie. Dit kan eenvoudig berekend worden met het model en is cruciaal voor ingrepen door de beheerders in het gebied.

Knelpunten:

Hydrologie

Het hele studiegebied is een gebied dat in grote mate bepaald wordt door het gevoerde polderbeheer. De potentieberekeningen hebben duidelijk aangetoond dat het mogelijk is om de actuele polders op te delen in zones die relatief onafhankelijk van elkaar kunnen werken en ingericht worden. Het lijkt dan ook aangewezen te starten met een polderpeil (zomer-winter) voor de twee bekkens (Kalkense Meersen en Berlare Broek). Vervolgens kan, naargelang de vraag van vnl. de natuurbeheerders, de polder opgedeeld worden in zones, waarbinnen andere (hogere) polderpeilen kunnen gelden. Dijken zijn niet nodig, enkel de (absolute) peilen in de grachten en eventueel enkele afgedamde grachten, zijn noodzakelijk om de opdeling te bekomen.

Waterkwaliteit

In grachten is zuurstofgebrek of sterke invloed van lozingen van groot belang. Enkele grachten kennen een slechte waterkwaliteit. Dergelijke verontreinigde grachten vormen een probleem voor projecten in het kader van overstromingen of opstuwing en voor het aquatisch systeem in het algemeen.

Zo goed als alle plassen, zijn eutroof. De oorzaak is vooral te vinden in een hoge fosforconcentratie gecombineerd met de afwezigheid van actief biologisch beheer. Om heldere plassen te herstellen, of de kenmerkende verlandingsvegetaties kansen te geven, dient een kritische fosfornorm gehaald worden. Het behalen van deze norm zal voor het Donkmeer een moeilijke opdracht zijn, voor de kleinere plassen lijkt het haalbaar. Herstelbeheer van plassen en meren dient ook gecombineerd te worden met actief biologisch/visstand beheer.

Eutrofiëring wordt veroorzaakt door:

- Uitspoeling van de stoffen stikstof (N), fosfor (P) en kalium (K) naar het grond- en oppervlaktewater door overbesteding en atmosferische depositie;
- Lozing van verontreinigd oppervlaktewater;
- Verdroging, waardoor de beschikbaarheid van nutriënten in de bodem door mineralisatie verhoogt.

Vermesting is een reëel probleem in het studiegebied en veroorzaakt een achteruitgang van de biodiversiteit. Zo beperkt de huidige hoge stikstofrijdheid van de

percelen in het studiegebied de mogelijkheden voor natuurontwikkeling en natuurbehoud. Niet enkel voor flora vormt vermesting een probleem, ook voor vele diersoorten heeft dit gevolgen. Vermesting van het aquatisch milieu resulteert in hoge nutriëntgehalten en algenbloei, waardoor de zuurstofconcentratie sterk gaat fluctueren en zodoende het aquatisch leven bemoeilijkt wordt. Vooral voor kwetsbare waterplanten, amfibieën, vissen en libellen kunnen de leefomstandigheden ongunstig worden. Vooral de schrale vegetaties ondervinden ook nadelige invloed van atmosferische depositie van stikstof. Het betreffen vooral blauwgraslanden, droge (hei)schrale graslanden en kleine zeggevegetaties. In de actuele situatie bevindt het studiegebied zich in de zone met ca 35-60 kg N/ha depositie per jaar (VMM 2003).

Besluiten en aanbevelingen:

Het studiegebied kent een nog relatief ongestoord abiotisch systeem. Waar verstoring optreedt, is het systeem meestal nog niet onomkeerbaar geschaad. Van oudsher (historische tijden) is dit gebied een graslandgebied geweest. Enkel op de drogere plaatsen (duinen, donken, oeverwallen van de Schelde, valleiranden) kwamen akkers voor. De graslanden kwamen in vele vormen voor, afhankelijk van de vochttoestand en de overstromingsduur en -frequentie. In het volledige gebied heeft men de vochttoestand proberen verbeteren voor landbouwkundig gebruik door de aanleg van drainagenetwerken en pompgemalen. Ondanks deze maatregelen komen nog steeds natte graslanden, waaronder dottergraslanden, over vrij grote oppervlakten voor in de laagst gelegen zones. Hier mag de vraag gesteld worden of lagere waterstanden verantwoord zijn in een gebied met veel veen in de ondergrond. In Nederland klinken deze gebieden immers in, zodat vanuit de gedraineerde graslanden opnieuw dottergraslanden ontstaan.

Het ecosysteem is op hydrologisch vlak te karakteriseren als een **kwelgevoed, oppervlaktewater gestuurd systeem**. Dit houdt in dat de waterstanden in het dichte drainagenetwerk het grondwater sterk bepalen. Lage waterstanden in de grachten leiden tot lage grondwaterstanden en omgekeerd. Toch blijkt de kwelstroom uit de omgeving naar de vallei van de Schelde nog intact. Hierdoor is het valleigebied, hoewel sterk gedraineerd, nog sterk gedomineerd door kwelwater. Dit uit zich vooral op het vlak van waterkwaliteit, zowel in peilbuizen als in de grachten.

De potenties voor natuurwaarden zijn nog steeds groot. Er zijn meerdere mogelijkheden om dynamiek en gradiënten in het gebied te creëren. Daarnaast is het over grote oppervlakten nog mogelijk het gewenste kwelwater tot uiting te laten komen.

Voor het Berlare broek zijn nog andere potenties mogelijk. Aangezien dit gebied ooit een meer was, is het hier mogelijk hogere waterstanden na te streven. Deze standen kunnen aangepast worden aan een nat broekbos, eigen aan een alluviale vallei. Er kan nog verder vernat worden zodat ondiepe plassen met moerassen ontstaan, of in het extreme geval een gans meer. De scenarioberekeningen leren alvast dat de kleine zeggevegetaties waar het gebied zo een 150 jaar geleden beroemd voor was, op basis van waterstanden terug kunnen komen. Op het vlak van waterkwaliteit (ionenarm en nutriëntenarm) dienen er echter nog andere dan hydrologische aanpassingen te gebeuren om dit opnieuw te ontwikkelen.

Bij de evaluatie van de potenties blijkt de aanvoer van grondwater onvoldoende om het hele gebied uniform te kunnen vernatten. In het vernattingsscenario is het gebied daarom opgedeeld in deelgebieden met een uniform waterpeil in de grachten. Bij de

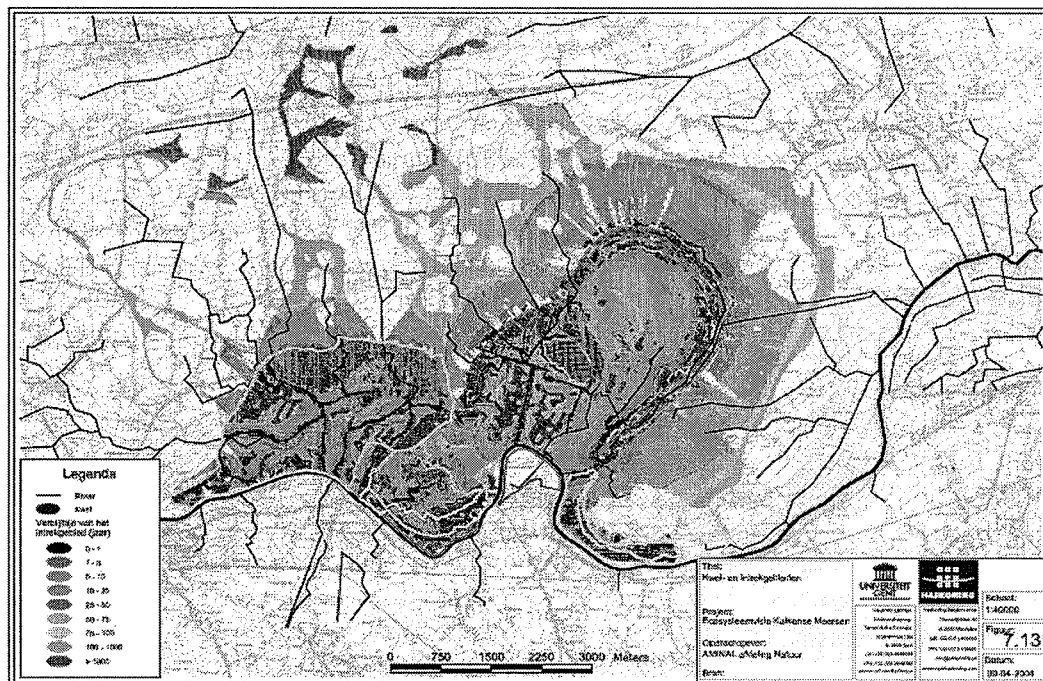
gesimuleerde aanpak blijkt het op peil houden van de grondwaterstand ook in de zomer mogelijk. Dit leidde tot nattere gebieden aan de valleirand dan in het centrum van het gebied, of dan aan de Schelde. Cruciaal in het hele verhaal is de stabilisatie van de zomerwaterstanden. In de winter worden gemakkelijk overstromingen gerealiseerd, maar in de zomer dalen de waterstanden relatief snel. Dit leidt tot dynamische milieus, ten dele eigen aan alluviale vlakten, maar ten dele ook ongewenst. Nagaan hoe deze best gestabiliseerd kunnen worden, maakt deel uit van detailonderzoek. Hierbij moet gezocht worden naar een situatie met zo stabiel mogelijke waterstanden en niet zozeer naar een zo nat mogelijke situatie. Een belangrijk aspect bij het stabiliseren van de waterstanden is waarschijnlijk het herstellen van de aansluiting tussen kleine perceelsgrachten en de hoofdgrachten. Momenteel zijn de kleine grachten door gebrek aan onderhoud vaak afgesneden van de rest van het drainagestelsel of dichtgeslibd. Door de aansluiting te herstellen, kan het effect van opstuwen van de hoofdgrachten verder doorwerken in de percelen. Zo wordt meer vernatting gerealiseerd bij een lager stuwpeil. Een ander voordeel van het herstel van perceelsgrachten is het feit dat het (zure) regenwater sneller afgevoerd kan worden. In elk geval dienen maatregelen op kleine schaal genomen te worden, telkens aangepast aan de lokale situatie, met nog verdere fijnregeling op de lokale doelstellingen en knelpunten dan in de in het rapport beschouwde, vrij globale aanpak.

Aangezien kwel, en in het algemeen mineralenrijk (grond)water, een belangrijke rol speelt in ecosystemen en veelvuldig aanwezig is in het gebied, dient bij het uitdenken van maatregelen hiermee rekening gehouden te worden. Dit is vooral van belang wanneer drainagegrachten aangepast worden. Het verdient immers de voorkeur vooral het bodempeil van de grachten aan te passen, dan het waterpeil (stuwen). In het laatste geval zal immers de gracht gevuld worden met kwelwater. De peilen in de percelen errond zullen wel stijgen, maar het aandeel regenwater (niet gewenst) zal groter zijn. Wanneer de bodem van een gracht verondiept wordt, zal kwel afbuigen naar de percelen. De grachten zullen dan eerder regenwater afvoeren en het aangerijkte water kan tot aan de wortels van de vegetatie komen.

Besluit:

De studie toont de noodzaak van volgende instandhoudingsdoelstelling aan:

Van wetlandhabitats die afhankelijk zijn van een goede kwaliteit van het grondwater, moet het mogelijk zijn grondwaterbeheer toe te laten ten einde insijpeling van te vermijden stoffen tegen te gaan.



Figuur 4.36: Kalkense meersen en Berlare broek: kwel en intrekgebieden. Naar Ecosysteemvisie (Degezelle et al., 2004). Toegevoegde gele gebiedsomlijning: afbakening het deelgebied Kalkense meersen in huidige studie.

4. Structurele connectiviteit

4.1. Inleiding

Fragmentatie van natuurlijke habitats is wereldwijd één van de belangrijkste bedreigingen voor de biodiversiteit en vormt een grote uitdaging op velerlei vlakken. Recent hebben talrijke studies aangetoond dat de ruimtelijke configuratie van habitatplekken een essentiële rol speelt in het behoud van biodiversiteit in een gefragmenteerde leefomgeving. De vorming van netwerken waarin relatief kleine leefgebieden verbonden zijn door een systeem van verbindende elementen (corridors, stapstenen, ...) is een alternatief voor het behoud van grote entiteiten habitat (cf. Vlaams Ecologisch Netwerk, Europees Natura 2000 netwerk).

Connectiviteit kan gedefinieerd worden als de mate waarin een landschap verplaatsingen van een organisme bevordert of bemoeilijkt (Taylor ea 1993, Tischendorf en Fahrig 2000). Er dient nochtans onderscheid gemaakt te worden tussen structurele en functionele connectiviteit. Structurele connectiviteit kan gemeten worden door het landschap op zich te analyseren, onafhankelijk van het verplaatsingsgedrag van een doelsoort. Functionele connectiviteit brengt expliciet verplaatsingsgedrag in rekening en is dus soortspecifiek en gedragsafhankelijk.

Via een aantal analyses op systeemsschaal werd in deze studie inzicht verworven in de structurele samenhang van de verschillende (structurele) habitats binnen het studiegebied. Deze analyse van de landschappelijke/structurele situatie maakt een eerste inschatting mogelijk van de grootteorde van mogelijke problemen met connectiviteit door de grootte van afstanden tussen habitatplekken in beeld te brengen. Analyse van de functionele connectiviteit binnen leefgebieden van doelsoorten behoort niet tot een analyse van het systeem op dit niveau. Dit type analyses is echter wel erg belangrijk bij de opmaak van inrichtingsplannen en beschermingsplannen voor doelsoorten of doelgroepen.

4.2. Werkwijze

Zowel BWK als de habitatkarteringen van het IN werden geraadpleegd om geschikte landgebruiksinformatie te verzamelen. Habitatcodes werden gehercodeerd tot 4 algemene, structurele habitattypes (zie hoofdstuk 5):

- bos
- ruigte/riet
- schor/grasland
- slik

Omwillen van de duidelijkheid en werkbaarheid werd de habitatkaart beperkt tot alle slik-en schorgebieden plus de gebieden binnen de 'zoekzones Sigma'. Een meer uitgebreide landschapskaart zal zeker nodig zijn bij een functionele analyse. Anderzijds is een uitbreiding van de schaal momenteel misschien ook een probleem naar haalbaarheid en duurzaamheid van de habitatplekken die op deze wijze mee betrokken zouden worden in de landschappelijke structuur van het geheel. We gaan ervan uit dat de IHD voor het studiegebied uiteindelijk bij voorkeur gebaseerd zijn op gebieden die binnen het studiegebied in beschermde natuurgebieden gelegen zijn omdat dit de zekerste manier is om controle te houden over de realiseerbaarheid en duurzaamheid van maatregelen en gebieden. Van plekken gelegen buiten beschermde gebieden had individueel moeten nagegaan worden wat hun status was en zou blijven in de toekomst. Als bepaalde gebieden een belangrijke rol zouden blijken te spelen in de connectiviteit, zouden daarenboven deze gebieden eigenlijk moeten aangehecht worden als projectgebied binnen deze studie. Naast deze overwegingen blijft het ook een feit dat de buitendijkse gebieden in dit studiegebied per definitie zeer specifiek zijn vermits ze onder getijdeninvloed staan. Wat de binnendijkse gebieden betreft werden alleen gebieden opgenomen die onmiddellijk aan de rivier grenzen wat een herstel van functionele relaties/connectiviteit met de rivier eventueel mogelijk maakt.

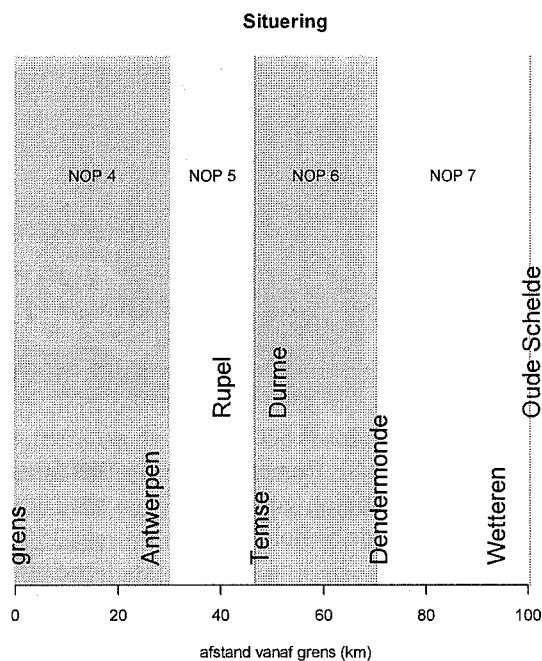
Alle berekeningen werden uitgevoerd op basis van een rasterkaart (10x10m) die voor elke cel in het landschap de afstand geeft tot de dichtstbijzijnde habitatplek. Deze analyses dienen per rivier uitgevoerd te worden, dwz de aslijn van elke rivier volgende. We beperken ons hier echter tot een bespreking van de resultaten langs de Schelde.

Er werden 2 types analyse uitgevoerd:

(1) Een bufferanalyse waarin habitatplekken van een bepaald type progressief gebufferd werden met buffers van 50-100-250-500-1000-2500 en 5000m (de afstanden tussen de plekken zijn dan dubbel zo groot) en vervolgens samengevoegd werden. Na elke buffering werd het aantal overblijvende fragmenten geteld en uitgezet tegen de buffergrootte en werden er kaartjes aangemaakt die de habitatbuffers in beeld brengen en dus ook waar de resterende onderbrekingen tussen de samengesmolten habitatplekken zich bevinden.

(2) Voor punten gelegen op de aslijn van de rivieren (per 50m) werd de afstand berekend tot de dichtstbijzijnde habitatplek (geprojecteerd op de aslijn). Deze analyses laten ons toe om deze afstanden uit te zetten in functie van de afstand langs de rivier (zie figuur 4.37).

Een gevolg van de relatief kleine afstanden die in rekening gebracht worden is dat bij deze kleinere afstandsklassen ook de breedte van de rivier mee in beeld gebracht wordt. Daar waar de rivier breder is dan de afstandsklasse worden gebieden op LO en RO gescheiden door de rivier. Daar waar dit niet het geval is worden gebieden samengenomen, ook als ze op verschillende oevers van de rivier liggen. Het gaat hier dus om een zuiver structurele analyse van de bestaande toestand. Functionele aspecten van het tussenliggende landschap, noch aspecten van de grootte van de habitatplekken worden dus in overweging genomen (zie hoger).

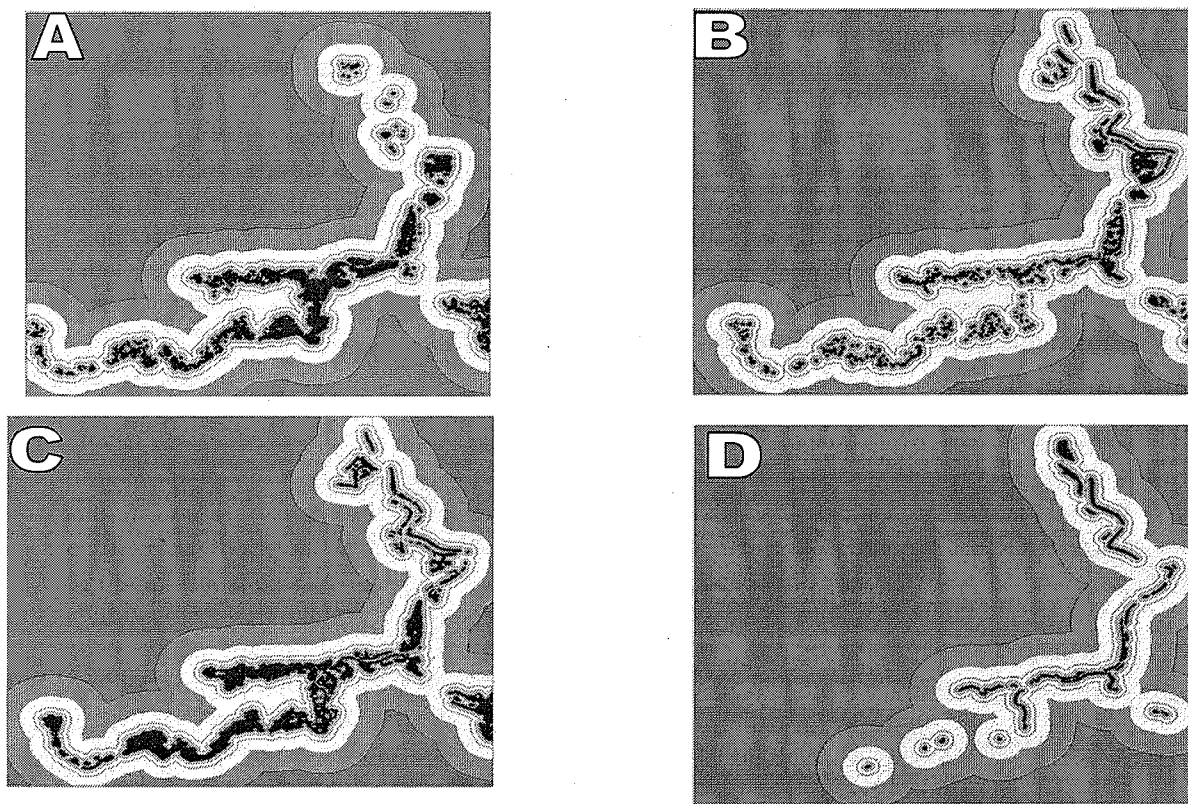


Figuur 4.37: Situering van de afstanden op de aslijn van de Schelde gerekend vanaf de Belgische-Nederlandse grens t.o.v. de belangrijkste steden, zijrivieren en NOP-zones.

4.3. Resultaten

4.3.1. Bufferanalyse

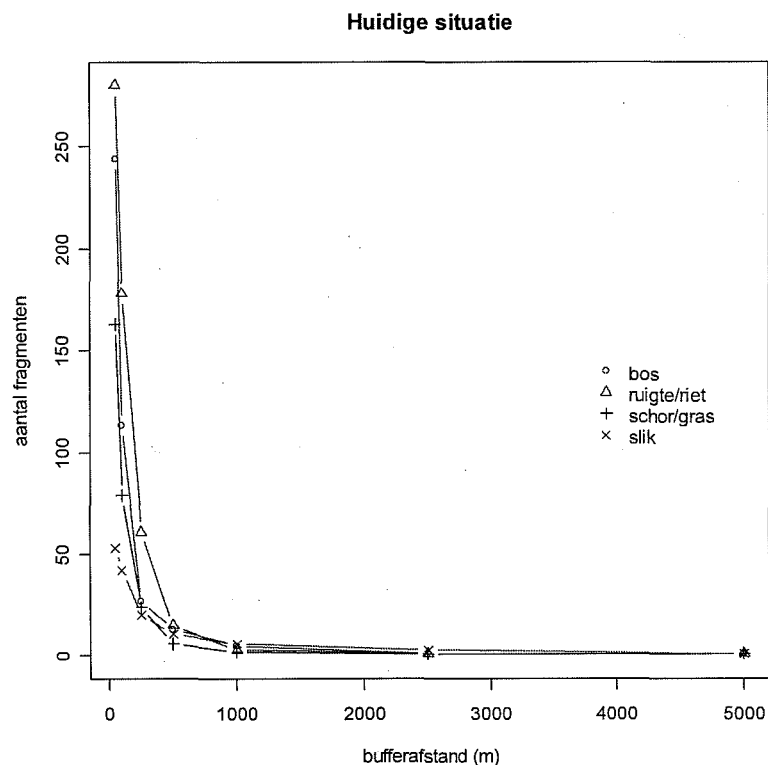
Habitatplekken (bos, ruigte/riet, schor/grasland, slik) werden opeenvolgend gebufferd met buffers van 50-100-250-500-1000-2500 en 5000m. Overlappende buffers werden vervolgens samengevoegd. De resultaten worden enerzijds weergegeven als kaartjes met de resulterende habitatbufferplekken (figuur 4.38), anderzijds grafische als het aantal resterende plekken in functie van de buffergrootte (figuur 4.39).



Figuur 4.38: Resterende habitatplekken bij toenemende bufferafstand (afstand tussen fragmenten is het dubbele), gebaseerd op de huidige habitatsituatie in de zoekzones langs de Schelde.

A: bos
B: ruigte
C: schor
D: slik

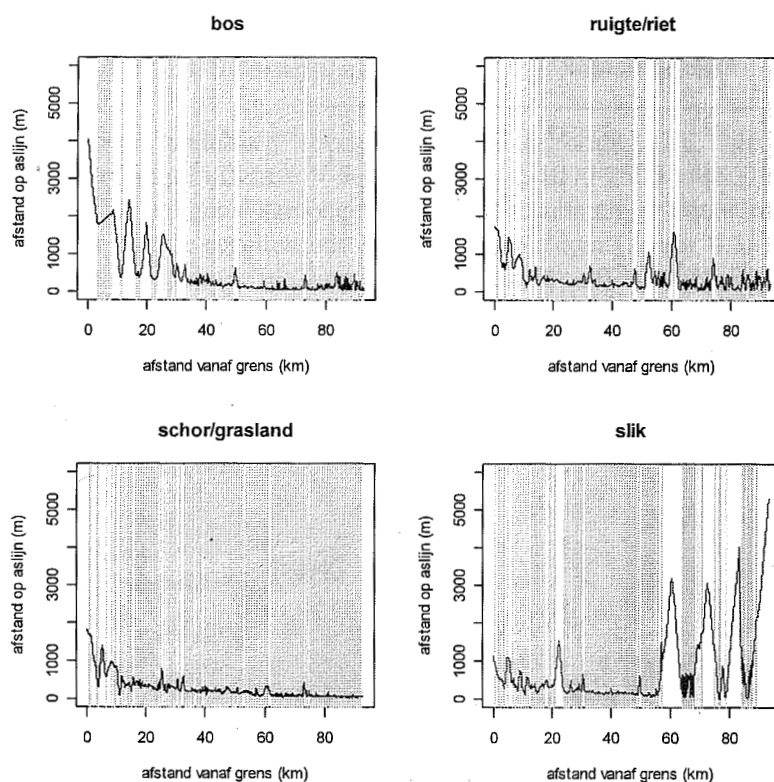
■ 50m
■ 100m
■ 250m
■ 500m
■ 1000m
■ 2500m
■ 5000m
Bufferafstanden



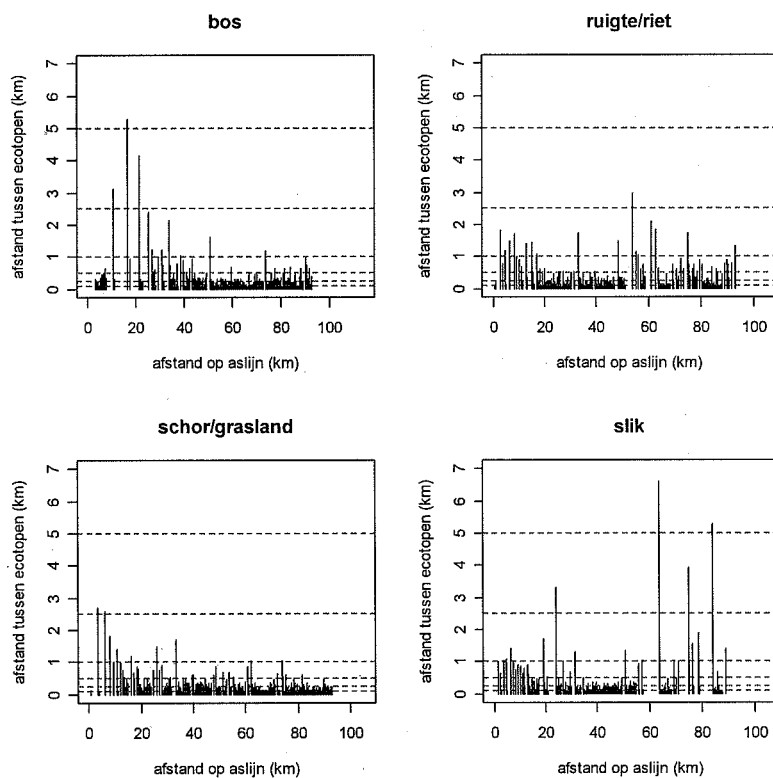
Figuur 4.39: Aantal habitatfragmenten resterend bij toenemende bufferafstand (afstand tussen fragmenten is het dubbele), gebaseerd op de huidige habitatsituatie in de zoekzones langs de Schelde (zie ook figuur 4.38).

4.3.2. Analyse volgens de aslijn van de Schelde

Voor elke rivier werd een aslijn berekend met om de 50m een referentiepunt. Voor elke punt op de aslijn werd de afstand berekend tot de dichtstbijzijnde habitatplek (geprojecteerd op de aslijn). De resultaten worden uitgezet in functie van de afstand vanaf de Nederlands-Belgische grens (zie figuur 4.37). Enerzijds wordt de afstand tot het referentiepunt weergegeven, anderzijds wordt de afstand weergegeven tussen opeenvolgende minima in de vorige curve. Dit is een maat voor de afstand tussen twee opeenvolgende habitatplekken op deze locatie.



Figuur 4.40: Afstand van punten op de aslijn (50m) tot de dichtstbijzijnde habitatplek in functie van de afstand van de Belgisch-Nederlandse grens, gebaseerd op de huidige habitatsituatie in de zoekzones langs de Schelde. Figuur 4.40 geeft een referentiekader voor deze afstanden vanaf de grens. Verticale grijze lijnen duiden de minima in de curve aan. Dit zijn de plaatsen waar de afstand van de aslijn tot een plek minimaal is, en er dus een habitatplek gelegen is. In de volgende figuur worden de afstanden tussen deze punten met een minimale waarde weergegeven.



Figuur 4.41: Afstanden tussen opeenvolgende habitatplekken in functie van de afstand van de Belgisch-Nederlandse grens, gebaseerd op de huidige habitatsituatie in de zoekzones langs de Schelde. Figuur 4.41 geeft een referentiekader voor deze afstanden vanaf de grens. Afstand tussen opeenvolgende minima voor de afstand tot een punt op de aslijn, in figuur 4.40 verticale grijze lijnen.

4.4. Discussie

Zoals reeds in de inleiding aangegeven is het hier niet de bedoeling om functionele gevolgen te trekken uit deze structurele analyse. Anderzijds duiden de grafieken uitgezet tegen de lengtes van de rivieren duidelijk plaatsen aan waar afstanden tussen plekken groter zijn dan in andere zones. Uiteraard is het zo dat de grafieken vooral aan de uiteinden soms eerder het natuurlijke voorkomen van het habitatype in deze zone weergeven (bv. bos en riet bij de grens). Het is uiteraard niet de bedoeling om op basis van deze analyse de range van habitatypes in beeld te brengen. Alleen binnen de zone van voorkomen kunnen deze analyses zinnige informatie geven. In dit type analyses wordt ook geen rekening gehouden met habitatkwaliteit. Vooral de grootte van de plekken is hierbij een belangrijk aspect dat hier niet wordt meegenomen.

4.4.1. Bufferanalyse

Uit deze analyse blijkt duidelijk dat de meeste plekken binnen de 4 habitattypes zich op minder dan 1-2 km van elkaar bevinden. Anderzijds blijkt er voor elk type minstens 1 onderbreking van minstens 3 km aangetoond te worden. De bufferkaartjes geven een ruimtelijk beeld van de ligging van de belangrijkste onderbrekingen.

4.4.2. Aslijnanalyse

De analyses in functie van de afstand vanaf de Nederlands-Belgische grens tonen duidelijk verschillende patronen voor de 4 habitattypes. Deze patronen worden in belangrijke mate bepaald door het voorkomen van het habitatype aan het begin en einde van het traject.

Bos

Bos komt nagenoeg niet voor in de eerste 20 km (Antwerpse haven). Tussen km 20 en 30 (Antwerpen zelf, bv. op de LO en Hobokense polder) zijn er een aantal fragmenten met grote tussenafstanden (2 tot 3 km). Vooral na km 40 (voor Temse) komt bos regelmatig voor met kleine tussenafstanden.

Ruigte/Riet

Met uitzondering van de eerste kilometers komt het habitat regelmatig voor met beperkte tussenafstanden. Tussen km 50 en 60 (voorbij Temse) zijn er een paar grotere onderbrekingen van meer dan 1 km.

Schor

Na een zone met relatief grote tussenafstanden in de eerste 10 km, komt schor/grasland zeer regelmatig voor.

Slik

Slik vertoont een heel ander beeld dan de overige 3 structurele habitattypes. Een van de redenen is dat dit een zuiver buitendijks habitat is dat geen connectiviteitsondersteuning krijgt van equivalente binnendijkse habitattypes. Deze vermenging van habitattypes tot structurele habitats is een nadeel van deze werkwijze die echter gegeven de huidige stand van inrichtings- en beheersplannen onvermijdelijk is. Dit type analyses, samen met meer functionele connectiviteitsanalyses zullen dus opnieuw moeten opgenomen worden in latere ontwikkelingsfasen. De situatie van het slik toont dus waarschijnlijk veel betrouwbaarder de huidige buitendijkse situatie. Habitatplekken(jes) komen over het hele traject voor, maar op verschillende plekken lopen de afstanden duidelijk op o.a. rond km 20-25. Vanaf km 55 (voorbij monding Durme) is de situatie verre van gunstig met zeker een drietal onderbrekingen van meer dan 3km, vooral na Dendermonde. Grootte speelt in deze analyse geen rol. Dit betekent dus dat in het traject van voorbij Temse tot Wetteren minstens 3 zones zijn waar over 3 km of meer niet het minste slik aanwezig blijkt te zijn.

Hoofdstuk 5: IHD-constructie op habitatniveau

Inhoudstafel

1.	<i>Habitats die voor de IHD in aanmerking komen</i>	120
2.	<i>Inleiding</i>	120
2.1.	Europees niveau	120
2.2.	Vlaams niveau	121
2.3.	Habitatprioriteit	122
3.	<i>Aandachtshabitats binnen studiegebied: voorkomen, kwaliteit en potentie</i>	126
3.1.	Huidig voorkomen aandachtshabitats	126
3.2.	Kwaliteit aandachtshabitats	126
3.3.	Potentiële habitats	127
3.4.	Resultaten	128
4.	<i>Instandhoudingsdoelstellingen</i>	129
4.1.	Inleiding	129
4.2.	Algemene instandhoudingsdoelstellingen	130
4.3.	Goede conditie en beoordelingstabellen	131
4.4.	<i>Instandhoudingsdoelstellingen buitendijkse gebieden</i>	131
4.4.1.	Instandhoudingsdoelstellingen voor het habitatype 1130 'estuaria', tevens Niveau 1 voor de KRW	132
4.4.2.	Instandhoudingsdoelstellingen voor het tweede niveau van de KRW	133
4.4.3.	Instandhoudingsdoelstellingen op schaalniveau 3: de habitatypen van de Europese habitatrichtlijn	138

Lijst tabellen

<i>Tabel 5.1: Aandachtshabitats voor het studiegebied estuarium van de Schelde</i>	121
<i>Tabel 5.2: Procentuele verdeling van habitattypes of habitatypecombinaties</i>	123
<i>Tabel 5.3: Rangschikking relevante habitattypes voor Vlaanderen.</i>	124
<i>Tabel 5.4: Relatieve belang van de verschillende aandachtshabitats binnen SBZ-H Schelde en Durme</i>	125
<i>Tabel 5.5: Natuurtypen en natuurtypenreeksen.</i>	128
<i>Tabel 5.6: Te verwachten habitattypen in estuariene gebieden.</i>	132

Lijst figuren

<i>Figuur 5.1: Mediane korrelgrootte van het sediment langs vaste raaien in de Zeeschelde in 1999 en 2002.</i>	134
<i>Figuur 5.2: De relatie tussen isolatie (afstand tot het dichtstbijzijnde schorgebied) en a) de relatieve positie binnen het Schelde-estuarium, en b) de grootte van de schorren.</i>	136
<i>Figuur 5.3: Drie types schorgebieden met hun graad van kreekdifferentiatie (proportioneel aandeel van de verschillende vertakkingordes) afgeleid d.m.v. K-means clustering-analyse. De voorbeeldschorren zijn: a) Bunt, b) schor van Mariekerke en c) schor tussen Barbierbeek en Kallebeek.</i>	138

1. Habitats die voor de IHD in aanmerking komen

In deze rapporttekst wordt de term habitat veelvuldig gebruikt in verschillende contexten. Om verwarring te voorkomen hebben we een vuistregel opgesteld om onderscheid te maken tussen de verschillende betekenissen van de term habitat.

- Habitatype = Natura 2000 habitats
- RBB = Regionaal belangrijke biotopen
- Aandachtshabitats = Habitatype + RBB
- Structurele habitats = groepering van aandachtshabitats tot grotere eenvormige eenheden
- Habitat = algemeen als leefgebied, als meer concrete plek op terrein
- Natuurtypen = Vlaamse natuurtypen (IN)

2. Inleiding

Op basis van internationale en regionale wet- en regelgeving en op basis van het voorkomen in Vlaanderen werden habitats geselecteerd die in aanmerking komen voor de IHD en hieraan werd een prioriteit gekoppeld. De hiërarchische opbouw bestaat erin om gaande van het Europese niveau, over het Regionale niveau tot het studiegebied niveau een habitatlijst (= aandachtshabitats) op te stellen die bij elk onderliggend niveau telkens aangevuld wordt.

Op Europees niveau werd nagegaan welke habitatypes werden aangemeld bij de aanduiding van de SBZ-H, en welke hiervan volgens de bijlage I prioritair in stand te houden zijn. Eveneens werd voor alle SBZ-H nagegaan welke habitatypes er momenteel voorkomen, alsook het voorkomen van de habitatypes in heel Vlaanderen (dus ook buiten de SBZ-H), om zo voor iedere habitatype het relatieve belang van elke SBZ-H in Vlaanderen te bepalen.

De bepaling van het relatieve belang t.o.v. Vlaanderen is een belangrijke stap omdat het voor de opmaak van doelstellingen noodzakelijk is te weten of de verspreiding van een habitatype beperkt is tot één of enkele Speciale Beschermingszones, of dat het integendeel juist een habitatype is dat over vele habitatrichtlijngebieden min of meer evenredig verspreid is. In een SBZ-H dat een belangrijk aandeel van een bepaald habitatype herbergt, zal extra aandacht aan het behoud en de ontwikkeling van dit habitatype gegeven moeten worden. Juist in deze gebieden zullen grotere aaneengesloten kernen kunnen voorkomen die ecologisch een belangrijke meerwaarde vertegenwoordigen.

Op Vlaams niveau werden de regionaal belangrijke biotopen (RBB) toegevoegd aan deze lijst van aandachtshabitats (Heutz & Paelinckx 2005).

2.1. Europees niveau

Het studiegebied wordt nagenoeg volledig bedekt door het Europese Habitatrichtlijngebied BE2300006 'Schelde- en Durme-estuarium van de Nederlandse grens tot Gent'. Voor het selecteren van in stand te houden habitatypes werden de habitatypes van Bijlage I die voorkomen in het studiegebied en de habitatypes die aangemeld werden bij de aanduiding van de SBZ-H opgelijst (zie tabel 5.1). Een

aantal van de habitattypes werden op de bijlage I van de Habitatrichtlijn aangeduid als prioritair. Een prioritair habitatype wordt gedefinieerd als: een habitat dat dreigt te verdwijnen en waarvan het natuurlijke verspreidingsareaal hoofdzakelijk in de Europese Unie ligt. In het SBZ-H van Schelde- en Durme estuarium is dit enkel het habitatype 91E0 'Alluviale bossen met *Alnion glutinosae* en *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*)'.

Tabel 5.1: Aandachtshabitats voor het studiegebied estuarium van de Schelde

Code	Habitat	Habitatrichtlijn Bijlage I	Habitatrichtlijn Bijlage I: Prioritair habitat	RBB	Aangemeld SBZ-H BE2300006
1130	estuaria	x			x
1140	bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten	x			x
1310	éénjarige pioniersvegetatie van slik- en zandgebieden met <i>Salicornia</i> ssp. en anderen zoutminnende soorten	x			x
1320	schorren met slijkgras (<i>Spartinion maritimae</i>)	x			x
1330	atlantisch schorren (<i>Glauco - Puccinellietelia maritimae</i>)	x			x
2310	psammofiele heide met <i>Calluna</i> en <i>Genista</i>	x			x
2330	open grasland met <i>Corynephorus</i> - en <i>agrostis</i> -soorten op landduinen	x			x
3150	van nature eutrofe meren met vegetatie van het type <i>Magnopotamion</i> of <i>Hydrocharition</i>	x			x
4030	droge Europese heide	x			x
6410	grasland met <i>Molinia</i> op kalkhoudende, venige of lemige kleibodem (EU-Molinion)	x			x
6430	voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland, en van de montane en alpiene zones	x			x
6510	laaggelegen schraal hooiland (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	x			x
7140	Overgangs- en trilveen	x			
9120	zuurminnende Atlantische beukenbossen met ondergroei van <i>Ilex</i> of soms <i>Taxus</i> (<i>Quercion roburi - petraeae</i> of <i>Ilici fagion</i>)	x			
9160	sub-Atlantische en midden-Europese wintereikenbossen of eiken-haagbeukbossen behorend tot het <i>Carpinion betuli</i>	x			x
9190	Oude zuurminnende eikenbossen op zandvlakten met <i>Quercus robur</i>	x			
91E0	alluviale bossen met <i>Alnus glutinosa</i> en <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	x	x		x
	Dottergrasland			x	
	Grote Zeggenvegetaties			x	
	Rietland			x	

puonten —

2.2. Vlaams niveau

De lijst van aandachtshabitats werd aangevuld met Regionaal Belangrijke Biotopen, deze worden bepaald op basis van het voorkomen en de verspreiding op de BWK. De Natura 2000 habitattypen omvatten immers niet alle goed ontwikkelde en voor het natuurbehoud belangrijke natuurtypen die in Vlaanderen aanwezig zijn. Zo worden in de Vlaamse natuurtypen bijvoorbeeld diverse halfnatuurlijke grasland-, moeras- en struweeltypen en zilte wateren onderscheiden die niet tot de Natura 2000

habitattypen kunnen gerekend worden (Zwaenenpoel *et al.* 2002, Vandenbussche *et al.* 2002, Jochems *et al.* 2002, De Fré & Hoffmann 2004). Deze natuurtypen zijn in Vlaanderen uiterst zeldzaam, én Vlaanderen draagt ervoor bijna steeds een internationale verantwoordelijkheid gezien de meeste van deze biotopen als “wetlands” zijn opgenomen in de Ramsar-conventie (Kuijken 1999). Dergelijke natuurtypen hebben daarom ook binnen habitatrichtlijngebied een belangrijke bestaansreden, zelfs in die mate dat het noodzakelijk is hen op zich optimaal te beheren en dus niet, of zeker niet altijd, te laten evolueren naar Natura 2000 habitats (mocht dit al mogelijk zijn uitgaande van de onderliggende milieukarakteristieken). Om die reden werd het begrip “**regionaal belangrijke biotopen**” ingevoerd, een begrip dat bijna steeds mede geïnterpreteerd dient te worden als “wetland conform de Ramsar-conventie” (Paelinckx *et al.* 2005b). De RBB habitats worden eveneens weergegeven in tabel 5.1.

2.3. Habitatprioriteit

De opbouw van de prioriteit is opgesplitst in twee stappen: enerzijds het ‘relatief belang’ op basis van de voorkomende oppervlakte en anderzijds de ‘prioriteitenstelling’ op basis van de kwaliteit van een aantal kenmerken.

Voor de opmaak van de IHD hebben we enkel het relatief belang kunnen bepalen, daar er voor de prioriteitenstelling momenteel onvoldoende gegevens beschikbaar zijn. Voor de prioriteitenstelling zijn namelijk gegevens nodig betreffende de kwaliteit van volgende kenmerken:

- Aanmelding SBZ-H
- Voorkomen in een gunstige staat van instandhouding: indien gekend scoort het voorkomen in een ‘goede staat’ uiteraard beter dan het voorkomen in een ‘voldoende’ staat. Grote kerngebieden worden op deze manier ook in de afweging meegenomen;
- Mate van representativiteit: Relatief belang t.o.v. Vlaanderen;
- Groot potentieel voor herstel en/of ontwikkeling;
- Voorkomen van habitatrichtlijnsoorten gebonden aan het habitatype (het voorkomen van aangemelde habitatrichtlijnsoorten scoort in dit geval beter dan het voorkomen van niet-aangemelde habitatrichtlijnsoorten);
- Bijdrage aan de ecologische variatie: geldt met name voor gebiedsspecifieke vegetatietypes die afwijken van het elders (algemeen) voorkomende type, maar toch een grote waarde vertegenwoordigen voor het natuurbehoud (b.v. de heidevegetaties op de Diestiaanheuveld in de vallei van de Demer).

Aan elk van deze aandachtshabitats wordt een relatief belang toegekend op basis van het huidige voorkomen, zowel binnen de SBZ-H, als binnen het studiegebied, als binnen Vlaanderen. Het resultaat van deze oefening wordt samengevat in tabel 5.4 die het relatieve belang per voorkomend habitatype of habitattypecombinatie weergeeft.

OPMERKING: de op deze wijze opgestelde prioriteit gaat hoofdzakelijk uit van de aanwezige oppervlakte van elk habitat. De kwaliteit van de habitats wordt hierbij niet of slechts in beperkte mate mee in beschouwing genomen.

Voor elk van de verschillende habitattypes, werd op basis van de voorkomende oppervlakte geanalyseerd hoe belangrijk de SBZ-H Schelde- en Durme estuarium en het studiegebied zijn in relatie tot Vlaanderen. De methodologie wordt hier even kort toegelicht, maar staat uitgebreid beschreven in Heutz & Paelinckx 2005 (in prep.). De basis voor het opstellen van het 'relatieve belang' is de indicatieve vertaling van de Biologische Waarderingskaart (BWK) naar Natura 2000 habitattypes (Paelinckx et al. 2004). Niet alle BWK-eenheden zijn echter één op één te vertalen naar Natura 2000 habitattypes, daarom wordt er ook met habitatypecombinaties gewerkt. Per habitatype of habitatypecombinatie werd de oppervlakte per SBZ-H berekend, alsook de oppervlakte die in Vlaanderen buiten de SBZ-H aanwezig is, alsook de totale oppervlakte in Vlaanderen. Omzetting naar een procentuele verdeling geeft dan een eerste duidelijke aanzet voor het inschatten van het relatieve belang van ieder SBZ-H per habitatype (tabel 5.2). De vereenvoudigde tabel geeft de rangschikking voor Vlaanderen aan (tabel 5.3).

Tabel 5.2: Procentuele verdeling van habitattypes of habitatypecombinaties

Habitat of habitatcombinatie	Percentage t.o.v. totaal in SBZ-H	Percentage buiten SBZ-H	Percentage t.o.v. totaal Vlaanderen
1130			
1140	100%	15%	85%
m1140	100%	48%	52%
1310			
1320			
1330;1310;1320	33%	38%	20%
13301	42%	88%	5%
2330;2110;2120	1%	29%	0%
2330;6230	2%	61%	1%
2310,4030;5130	0%	21%	0%
m3140	2%	94%	0%
m3150;m3140	9%	68%	3%
3150	62%	68%	20%
4030	2%	84%	0%
6410	0%	37%	0%
m6410	21%	67%	7%
6430	6%	61%	3%
m6430	12%	87%	2%
6510	12%	81%	2%
m6510	8%	81%	1%
7140	7%	14%	6%
9120	0%	38%	0%
9160	0%	51%	0%
9190	1%	55%	0%
9,10E+01	8%	50%	4%
m91E0	29%	54%	14%

m: mogelijk habitat

Tabel 5.3: Rangschikking relevante habitattypes voor Vlaanderen. Hierbij staat 1 voor: het SBZ-H BE2300006 is het belangrijkste habitatrictlijngebied in Vlaanderen voor dit habitatype, en ≥ 10 geeft aan dat er minstens 9 andere habitatrictlijngebieden voor het betrokken habitatype belangrijker zijn.

Habitat	Rangschikking Vlaanderen
1130 Estuaria	1
1140 Bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten	1
1310 Eénjarige pioniersvegetaties van slik- en zandgebieden met <i>Salicornia</i> ssp. En andere zoutminnende soorten	1
1320 Schorren met slijkgrasvegetatie (<i>Spartinion maritimae</i>)	1
1330 Atlantische schorren (<i>Glauco – Puccinellietalia maritimae</i>)	2
2310 Psammofiele heide met <i>Calluna</i> en <i>Genista</i>	≥ 10
2330 Open grasland met <i>Corynephorus</i> - en <i>agrostis</i> -soorten op landduinen	≥ 10
3150 Van nature eutrofe meren met vegetatie van het type <i>Magnopotamion</i> of <i>Hydrocharition</i>	1
4030 Droge Europese heide	≥ 10
6410 Grasland met <i>Molinia</i> op kalkhoudende, venige of lemige kleibodem (EU-Molinion)	≥ 10
6430 Voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland, en van de montane en alpiene zones	
Subtype: natte soortentrijke ruigte	6
Subtype: droge ruigte: boszoomtype	1
6510 Laaggelegen schraal hooiland (<i>Alopecurus pratensis</i> , <i>Sanguisorba officinalis</i>)	2
7140 Overgangs- en triveen	3
9120 Zuurminnende Atlantische beukenbossen met ondergroei van <i>Ilex</i> of soms <i>Taxus</i> (<i>Quercion roburi – petraeae</i> of <i>ilici Fagion</i>)	≥ 10
9160 Sub-Atlantische en midden-Europese wintereikenbossen of eiken-haagbeukbossen behorend tot het <i>Carpinion betuli</i>	≥ 10
9190 Oude zuurminnende eikenbossen op zandvlakten met <i>Quercus robur</i>	≥ 10
91E0 Alluviale bossen met <i>Alnus glutinosa</i> en <i>Fraxinus excelsior</i> (<i>Alno-Padion</i> , <i>Anion incanae</i> , <i>Salicion albae</i>)	
Subtype: Elzenbroekbos	3
Subtype: wilgenvloedbos	1
RBB Dottergrasland (m6410)	1

Tabel 5.3 maakt duidelijk dat het SBZ-H van Schelde en Durme voor de instandhouding van meerdere habitattypes een belangrijk gebied in Vlaanderen is – voor acht habitattypes zelfs het belangrijkste. Voor de tijgebonden habitattypes was dat te verwachten, voor enkele niet tijgebonden habitattypes – waaronder de elzenbroekbossen - is het grote belang toch opmerkelijk.

Aangezien het Sigmaplan en proSes ook gevolgen zullen hebben buiten het SBZ-H van Schelde- en Durme estuarium, werd ook het belang van het totale projectgebied voor de aandachtshabitats bekeken. Daarin valt ook een klein deel van SBZ-H BE2300044 'Bossen van het zuidoosten van de zandleemstreek'. In het betrokken gedeelte is vnl. het habitat 6510 'Laaggelegen schraal hooiland' goed vertegenwoordigd. Het SBZ-H draagt ook een regionale verantwoordelijkheid voor dat habitatype. Ook een deel van het SBZ-H BE2100040 'Bovenloop van de Grote Nete met Zammelsbroek, Langdonken en Goor' maakt door opname van de vallei van de Grote Nete van Lier tot Oosterlo deel uit van het totale projectgebied. Globaal genomen blijven dezelfde habitattypes belangrijk. De toename in oppervlakte is voor de meeste aandachtshabitats beperkt.

Tabel 5.4 geeft de onderbouwde inschatting van het relatief belang van de SBZ-H van Schelde- en Durme estuarium, met uitbreiding voor het gehele zoekgebied voor ieder betrokken aandachtshabitat. Hierbij wordt rekening gehouden zowel met het voorkomen als met de juridische status van het aandachtshabitat. Er wordt daarbij

onderscheid gemaakt tussen 'internationaal belang' (belangrijk op wereld of Europees niveau en voor Vlaanderen essentieel), 'regionaal belang' (voor Vlaanderen belangrijk) en 'lokaal belang' (voor Vlaanderen lokaal belangrijk).

Tabel 5.4: Relatieve belang van de verschillende aandachtshabitats binnen SBZ-H Schelde en Durme

Aandachts-habitat	Relatief belang		
	Europees	Regionaal	Lokaal
1130	x		
1140 brak		x	
1140 zoet	x		
1310		x	
1320		x	
1330 brak		x	
1330 zoet	x		
2310			x
2330			x
3150		x	
4030			x
6410			x
6430 nat		x	
6430 droog		x	
6510		x	
7140		x	
9120			x
9160			x
9190			x
91E0 els	(x)	x	
91E0 wilg	x		
Dottergrasland		x	
Grote zeggenvegetaties			x
Rietland		x	

Voor het duurzaam voortbestaan van het estuarium als geheel ecosysteem, en van de getijgebonden zoetwaterhabitats (slikken, schorren en struwelen) draagt het studiegebied een **Europese** verantwoordelijkheid. Ook voor de niet-tijgebonden broekbossen (habitat 91E0) draagt het studiegebied een verantwoordelijkheid die ruimer is dan het strikt regionale, aangezien het een prioritair habitatype is.

Het studiegebied draagt een **regionale** verantwoordelijkheid voor brakwaterhabitats (incl. binnendijkse zilte graslanden onder 1330), van nature voedselrijke plassen, soortenrijke ruigtes en Alopecurus-hooilanden. Een aandachtshabitat dan niet voor dit studiegebied werd aangemeld, maar waarvan er toch regionaal belangrijke oppervlaktes voorkomen zijn de overgangs- en trilvenen. Tot slot is het studiegebied ook van bovenlokaal belang voor de regionaal belangrijke biotopen 'Dottergrasland' en 'Rietland'.

Op **lokale** schaal is het studiegebied belangrijk voor de droge heischrale vegetaties die op rivierduinen voorkomen en voor blauwgrasland. Het belang van het studiegebied voor het zuur beukenbos is op basis van de aanwezige oppervlakte

slechts zeer beperkt te noemen. Dit geldt eveneens voor de andere drogere bostypes die er in voorkomen (maar die niet voor het gebied werden aangemeld).

3. Aandachtshabitats binnen studiegebied: voorkomen, kwaliteit en potentie

De potenties voor de ontwikkeling van binnendijkse natuurtypen werden ingeschat via een drievoudige benadering:

- Welke aandachtshabitats zijn momenteel aanwezig in het projectgebied, het habitatrichtlijngebied en de NOP-Zones (op basis van BWK)?
- Wat is de kwaliteit van deze aandachtshabitats, hoe goed zijn ze ontwikkeld (op basis van Florabank)?
- Wat zijn de potenties, welke aandachtshabitats kunnen ontwikkeld worden?

De potentie is het resultaat van een afweging van de huidige habitattypen, de habitatkwaliteit en de potentiële habitats.

3.1. Huidig voorkomen aandachtshabitats

De habitattypen werden bepaald met behulp van een omzettingssleutel van ecotopen van de meest recente versie van de BWK (De Saeger et al. 2005) naar aandachtshabitats (tabel 5.5). Er wordt onderscheid gemaakt tussen klassering 'habitat' (eerste ecotoop van de BWK stemt eenduidig overeen met habitat/RBB), 'deels habitat' (tweede, derde, ... of zevende ecotoop stemt eenduidig overeen met habitat/RBB) en 'mogelijk habitat' (ecotopen stemmen niet eenduidig overeen met habitat, het betreft in praktijk meestal geen habitat!).

De oppervlakte aandachtshabitat en deels aandachtshabitat werd berekend voor Vlaanderen, het geheel van de NOPzones, het SBZ-H Schelde- en Durme-estuarium (enkel gedeelte binnen NOP-zones) en de projectgebieden (per POG).

Per natuurtypenreeks werd een kaart aangemaakt met de aandachtshabitats.

3.2. Kwaliteit aandachtshabitats

Aan de hand van het voorkomen van plantensoorten kunnen aanduidingen verkregen worden over de kwaliteit van de huidige aanwezige aandachtshabitats. De Vlaamse en Nederlandse plantensoorten zijn ingedeeld in ecologische soortengroepen die aangeven in welk ecotoop de soorten verwacht kunnen worden (Runhaar et al. 2004). De verschillende ecotooptypen zijn gegroepeerd tot ecotoopgroepen, waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen aquatische systemen (water- en verlandingsvegetaties), kruidachtige vegetaties (pioniersvegetaties, graslanden, ruigten) en houtachtige vegetaties (struwelen en bossen). Op basis van de indeling in ecologische soortengroepen is voor elke soort bepaald voor welke ecotoopgroepen de soort indicierend is, en is aan de soort een indicatiewaarde toegekend (Witte en van der Meijden 1995). Met behulp van de Florabank-gegevens (<http://flora.instat.be/flora/>) worden de indicatiewaarden per kilometerhok opgeteld tot een score per ecotoopgroep. De scores worden weer vertaald in een mate van

volledigheid, een relatieve maat die aangeeft hoeveel van de voor de ecotoopgroep kenmerkende soorten in het kilometerhok voorkomen (Ecotopensysteem van Nederland en Vlaanderen: <http://www.synbiosys.alterra.nl/ecotopen>).

De ecotoopsystemen werden vertaald naar aandachtshabitats. Er werden kaarten aangemaakt met voor de onderzochte kilometerhokken de ontwikkelingsgraad van een aandachtshabitat in vier klassen (niet ontwikkeld, laag, hoog en zeer hoog).

3.3. Potentiële habitats

Bij de potentieëbenadering wordt gebruikgemaakt van natuurtypen en natuurtypenreeksen als karteringseenheden. De afbakening van deze natuurtypen en natuurtypenreeksen en de relatie met de habitattypen worden gegeven in tabel 5.5. Het model POTNAT (Wouters & Decleer, 2004) vertrekt van een andere ecotoopindeling. De 91 ecotopen worden ondergebracht in 16 ecoseries. Een ecoserie kan beschouwd worden als een successiereeks van grasland tot bos. De ecotopen worden abiotisch gekarakteriseerd aan de hand van 9 criteria (beheer/successiestadium, bodemtextuur, zuurgraad bodem, trofiegraad, vochtigheid bodem, overstroming, samenstelling grondwater, laagste grondwaterstand, zoutgehalte). Op basis van digitale kaartlagen en databankgegevens (bodemkaart, BWK, NOG_ROG-kaarten, fysische structuurkaart, Aardewerkdatabank, HIBBOD-databank, ...) werden voor heel Vlaanderen kaarten aangemaakt voor de 9 abiotische criteria. Met behulp van deze kaarten werden potenties bepaald voor de ecoseries (Wouters & Decleer in publ.). De ecoseries werden vertaald naar natuurtypenreeksen en per natuurtypenreeks werd een potentiëkaart gemaakt en werden de oppervlakten voor het geheel van de NOPzones, het habitatrichtlijngebied Schelde- en Durme-estuarium (enkel gedeelte binnen NOP-zones) en de projectgebieden (per POG) berekend.

Tabel 5.5: Natuurtypen en natuurtypenreeksen.

Brak (gebaseerd op Criel et al. 1999)						
overstromings- frequentie	hoogte ligging	maaibeheer	grasbeheer	kort cyclisch beheer	lang cyclisch beheer	autonome ontwikkeling
		jaarlijks	intensieve seizoensbegrazing	2 - 10 jaarlijks	10-15 jaarlijks	nulbeheer
>0.9		grasland	grasland	ruigte		
0.6-0.9				slik- en zandplaten		
0.2-0.6		?	?	?	zeebiesvegetaties	zeebiesvegetaties
0-0.2		?	?	?	pionier- of zeebiesvegetaties	pionier- of zeebiesvegetaties
	apart per schor te bepalen	zilt grasland	zilt grasland	?	riet/strandwekevegetaties	riet/strandwekevegetaties
zoet (gebaseerd op Criel et al. 1999)						
overstromings- frequentie	hoogte ligging	maaibeheer	grasbeheer	kort cyclisch beheer	lang cyclisch beheer	autonome ontwikkeling
		jaarlijks	intensieve seizoensbegrazing	2 - 10 jaarlijks	10-15 jaarlijks	nulbeheer
>0.8		grasland	grasland	ruigte	struweel	bos
0.6-0.8			?		slik- en zandplaten	
0.4-0.6		?	?	Pioniervegetatie	Pioniervegetatie	Pioniervegetatie
		?	?	rietvegetatie	rietvegetatie	rietvegetatie
<0.4		?	?	ruigtekruidenvegetatie	wilgenvoedsstruweel	wilgenvoedsstruweel
	apart per schor te bepalen					
getij (gebaseerd op Van Braeckel et al. 2004 en Degezelle et al. 2004, ...)						
gemiddelde grondwater- stand	overstroming	maaibeheer	grasbeheer	kort cyclisch beheer	lang cyclisch beheer	autonome ontwikkeling
		jaarlijks	intensieve seizoensbegrazing	2 - 10 jaarlijks	10-15 jaarlijks	nulbeheer
+ MV	+	grasland	grasland	ruigte	struweel	bos
zeer hoog (>0.2 m-MV)	+			water- en verlandingsvegetaties		
zeer hoog/mineraalarm	-	grote zeggenvegetatie	zilverchoongrasland	rietvegetatie	wilgenstruweel	elzenbroek
zeer hoog/brak	+	kleine zeggenvegetatie	kleine zeggenvegetatie	verruigte kleine zeggenvegetatie	wilgenstruweel	oligotroof elzenbroek
hoog (0.2 - 0.6 m-MV)	-	zeekraalvegetatie	zeekraalvegetatie	zeekraalvegetatie	zeekraalvegetatie	zeekraalvegetatie
hoog (0.2 - 0.6 m-MV)	-	dottergrasland	nat kamgrasland	moeraspirearigte	wilgenstruweel	elzenbroek
hoog (0.2 - 0.6 m-MV)	+	dottergrasland	zilverchoongrasland	riet/moeraspirearigte	wilgenstruweel	elzenbroek
hoog/brak	+/-	zilt grasland	zilt grasland	zeeaster-rietruigte	rietruigte	rietruigte
middelhoog (0.6-1.5 m-MV)	-	glanshavergrasland	kamgrasland	vochtige ruigte	doornstruweel	doornstruweel
middelhoog (0.6-1.5 m-MV)	+	vossenstaartgrasland	zilverchoongrasland	vochtige ruigte	droog wilgenstruweel	elzen-vogelkersbos
middelhoog tot laag (> 0.6 m-MV)/mineraalarm	-	schraalgrasland	schraalgrasland	schraalgrasland	braam- en bremstruweel	eiken-berkenbos
toelichting codes						
+ brak getij						
- zoet getij						
* grondwatergestuurd						
met overstroming						
* mineraalarm (grondwater of bodem)						
zilt/brak						
habitats SBZ-Schelde en Durmeestuurnum						
1130	Estuaria					
1140	Bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten					
1310	Eénjarige pioniervegetaties van slik- en zandgebieden met Salicornia-soorten en andere zoutminnende planten					
1320	Schorren met slijmgrasvegetaties (Spartinion)					
1330	Atlantische schorren (Glauco-Puccinellietalia maritima)					
2330	Pannietale heide met Calluna- en Genista-soorten					
2330	Open grasland met Corynephorus- en Agrostis-soorten op landduinen					
3150	Van nature eutrofe meren met vegetatie van het type Magnopotamium of Hydrocharition					
4100	Droge heide (alle subtypen)					
4410	Grasland met Molinia op kalkhoudende bodem en kleibodem (Eu-Molinion)					
4430	Voedselrijke zoomvormende ruigten					
6510	Laaggelegen, schraal hooiland (Alopecurus pratensis, Sanguisorba officinalis)					
91E0	Eikenbossen van het type Stellario-Carpinetum					
91E0	Alluviale bossen met Alnus glutinosa en Fraxinus excelsior (Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae)					
andere Habitats						
7140	Overgangs- en trilveen					
9190	Oude zuurminnende eikenbossen met Quercus robur op zandvlakten					

3.4. Resultaten

Oudbroekpolder (B362), Schellandpolder (B355) en Hingenepolder (B354) vormen een kerngebied voor elzenbroekbossen (habitattypen 91E0). De grootste aaneengesloten oppervlakte van dit habitattypen in de Scheldevallei bevindt zich hier, lokaal zijn de broekbossen zeer goed ontwikkeld en nagenoeg het gehele gebied vertoont potenties voor het habitattypen.

De Kalkense Meersen is het gebied met de beste kansen voor ontwikkeling van natte hooilanden (dottergrasland (RBB) en laaggelegen hooiland (6510)).

Op het duin van Weymeers komen nog vele min of meer goed ontwikkelde habitattypen en RBB's uit de voedselarme tot matig voedselrijke sfeer voor (schraalgrasland, trilveen, dottergrasland, elzenbroek...). Het sluit aan op andere kernen van meso- en oligotrofe vegetatietypen zoals Kalkense Meersen en Berlare Broek. Met name voor de overstromingsgevoelige habitats trilveen en de droge schraalgraslanden vormt dit een belangrijk gebied in de Scheldevallei.

In de Durmevallei vormen Bulbierbroek, de Durmemeersen en tenRieland de laatste kerngebieden voor dottergrasland (RBB) en laaggelegen hooiland (6150).

In de Dijevallei vormen de gebieden Hollaken en Pikhaken een kerngebied voor het habitatype laaggelegen hooiland (6510).

In de vallei van de Grote Nete komen stroomopwaarts Itegem grote oppervlakten min of meer goed ontwikkelde moerasvegetaties voor van voedselrijke tot voedselarme standplaatsen. Lokaal zijn er nog intacte overgangen naar drogere natuurtypen. De potenties voor herstel en ontwikkeling zijn hier bijgevolg zeer hoog voor nagenoeg alle habitattypen en regionaal belangrijke biotopen: tril- en overgangsveen (7140), voedselrijke ruigten (6430), elzenbroekbossen en elzen-vogelkersbos (91E0), laaggelegen hooiland (6510), eiken-haagbeukenbos (9160), dottergrasland (RBB), grote zeggenvegetaties (RBB) en rietland (RBB).

4. Instandhoudingsdoelstellingen

4.1. Inleiding

De IHD worden geformuleerd voor de verschillende aandachtshabitats uit tabel 5.1, waarbij rekening moet worden gehouden met het relatieve belang van dit habitat voor Vlaanderen. Het aanwezig zijn van de verschillende aandachtshabitats binnen het studiegebied is niet voldoende als instandhoudingsdoelstelling, ook de kwaliteit waarin het zich bevindt, speelt een grote rol. Per aandachtshabitat werden goede conditie tabellen opgesteld waarin de voorwaarden voor goede instandhouding worden opgelijst.

Om te kunnen bepalen in welke de staat een habitat zich bevindt werden beoordelingstabellen opgesteld. Deze laten toe om voor elk habitat te bepalen of het zich in een uitstekende, goede of gedegradeerde staat van instandhouding bevindt. In Heutz & Paelinckx, 2005 wordt uitgebreid ingegaan op deze tabellen en hoe ze moeten worden gebruikt en geïnterpreteerd.

Om in een goede staat van instandhouding te zijn, dient een habitat aan alle criteria die in deze kolommen gedefinieerd worden, te voldoen. Ieder criterium (oppervlakte, habitatstructuur en structuurbepalende processen, vegetatie, fauna, verstoring) moet dus globaal voldoende beoordeeld worden, waarbij één of enkele indicatoren onvoldoende kunnen zijn. De regels hiervoor moeten per criterium worden uitgewerkt.

4.2. Algemene instandhoudingsdoelstellingen

Voor de verschillende aandachtshabitats kunnen we de IHD opdelen volgens hun relatief belang.

IHD: voor Vlaanderen essentiële habitats

- 1130: estuaria
- 1140: bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten (subtype zoet)
- 1330: atlantisch schorren (*Glaucos - Puccinellietelia maritima*) (subtype zoet)
- 91E0: alluviale bossen met *Alnus glutinosa* en *Fraxinus excelsior* (Alno-padion, Anion incanae, Salicion albae) (subtype wilgenvloedbos)

IHD voor Vlaanderen belangrijke habitats

- 1140: bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten (subtype brak)
- 1310: éénjarige pioniersvegetatie van slik- en zandgebieden met *Salicornia* ssp. en anderen zoutminnende soorten
- 1320: schorren met slijkgras (*Spartinion maritima*)
- 1330: atlantisch schorren (*Glaucos - Puccinellietelia maritima*) (subtype brak)
- 3150: van nature eutrofe meren met vegetatie van het type Magnopotamion of Hydrocharition
- 6430: voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland, en van de montane en alpiene zones (subtype nat)
- 6430: voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland, en van de montane en alpiene zones (subtype droog)
- 6510: laaggelegen schraal hooiland (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*)
- 7140: Overgangs- en trilveen
- 91E0: alluviale bossen met *Alnus glutinosa* en *Fraxinus excelsior* (Alno-padion, Anion incanae, Salicion albae) (subtype elzenvloedbos)
- Dottergrasland
- Rietland

IHD voor Vlaanderen lokaal belangrijke habitats

- 2310: psammofiele heide met *Calluna* en *Genista*
- 2330: open grasland met *Corynephorus*- en *agrostis*-soorten op landduinen
- 4030: droge Europese heide
- 6410: grasland met *Molinia* op kalkhoudende, venige of lemige kleibodem (EU-Molinion)
- 9120: zuurminnende Atlantische beukenbossen met ondergroei van *Ilex* of soms *Taxus* (*Quercion roburi - petraeae* of *Ilici fagion*)
- 9160: sub-Atlantische en midden-Europese wintereikenbossen of eikenhaagbeukbossen behorend tot het *Carpinion betuli*
- 9190: Oude zuurminnende eikenbossen op zandvlakten met *Quercus robur*
- Grote zeggenvegetaties

4.3. Goede conditie en beoordelingstabellen

De goede conditie en beoordelingstabellen voor de verschillende aandachtshabitats worden weergegeven in bijlage 5.1.

4.4. Instandhoudingsdoelstellingen buitendijkse gebieden

Uit tabel 5.3 blijkt overduidelijk het belang van het SBZ-H van Schelde en Durme voor de instandhouding van de buitendijkse habitattypes en dan vooral de zoete subtypen. De kwaliteit van de schorren moet bovendien ook voldoen aan de beoordeling 'goed' volgens de voorschriften van de KRW. Hiertoe wordt momenteel een beoordelingssysteem in vijf kwaliteitsklassen opgebouwd (Brys et al., in prep). Om de instandhoudingsdoelstellingen van het buitendijksgebied te definiëren wordt hier getracht om beide benaderingen (goede staat van instandhouding en KRW-beoordeling) te integreren zodat geen tegenstrijdigheden ontstaan. Hiertoe worden de verschillende schaalniveau's die voor beide Europese richtlijnen van kracht zijn hiërarchisch geïntegreerd.

Het hoogste niveau is dat van het type 1130-estuaria van de Europese habitatrichtlijn. Een estuarium is een inham van de zee in de riviervallei, die reikt tot daar waar het getij meetbaar is en meestal opsplitsbaar is in drie zones: (a) het beneden-estuarium in open verbinding met de zee, (b) het midden estuarium waar zout en zoet water zich sterk vermengen en (c) het boven-estuarium of zoetwatergetijdengebied (Fairbridge, 1980). Deze definitie, die niet de zoutgrens maar getijdengrens als criterium stelt, wordt in Vlaanderen gehanteerd bij de afbakening van estuaria, zowel bij wetenschappelijk onderzoek als voor beleidsdoeleinden. Het estuarium omvat dus het volledige gebied onder getijden invloed. Ook voor de Europese habitatrichtlijn zijn procedures aan de gang om het habitatype 1130 op die manier te herdefiniëren. In Vlaanderen werd voor deze schaalbeoordeling de goede conditie en beoordelingstabel 'slikken en schorren op landschapniveau' gemaakt.

Het niveau daaronder is dat van Kaderrichtlijn water die stelt dat de gemeenschap van angiospermen in een overgangswater een abundantie en soortensamenstelling moet hebben die niet ver afwijkt van de onverstoorte toestand. Deze definitie impliceert dat schorren een areaal dienen in te nemen dat niet ver afwijkt van de onverstoorte toestand en dat de diversiteit van vegetatietypen en soorten in de schorren eveneens aan deze toestand moeten voldoen. De evolutie van slikken en schorren en de dynamische wisselwerking tussen beiden worden samen bepaald door de hydromorfologische omstandigheden en zijn moeilijk te scheiden. Daarom worden beiden samen beoordeeld voor de KRW. Het beoordelingssysteem dat voor de kaderrichtlijn water opgesteld wordt beschouwd drie schaalniveau's:

- Op estuarien niveau: De arealen en hun representatieve verdeling in het estuarium, dit kan eigenlijk ook meegelden voor de beoordeling van habitatype 1130, en hier kunnen dan ook aspecten van de tabel 'slikken en schorren op landschapniveau' mee opgenomen worden.
- Op schorniveau: structuur van het intergetijdengebied; kwaliteit, diversiteit en vertegenwoordiging van de verschillende verwachte habitattypen.

- Op vegetatieniveau: de soortenrijkdom en kwaliteit van de aanwezige vegetatietypen.

Op het volgende niveau bevinden zich dan de habitattypen 1140, 1310, 1320, 1330, en 91EO van de Europese habitatrichtlijn. Voor elk van deze typen werd een goede conditie en beoordelingstabel gemaakt. De Europese habitattypen op dit niveau vertegenwoordigen eigenlijk elk een vegetatietype in de ruime zin van het woord en kunnen dus aan het derde niveau van de KRW gelijkgesteld worden. In goed ontwikkelde slik en schorgebieden zijn er echter ook nog andere habitattypen te verwachten, die niet onder de habitatrichtlijn vallen. Een overzicht van te verwachten vegetatietypen in brakke en zoete estuariene gebieden wordt weergegeven in tabel 5.6. Deze tabel geeft twee extremen langs de saliniteitsgradiënt weer; in een ononderbroken estuariene gradiënt worden ook mengvormen hiervan verwacht.

Tabel 5.6: Te verwachten habitattypen in estuariene gebieden.

Te verwachten habitattypen in brakke estuariene gebieden:
Brakke krekens en ondiepwatergebieden Brakke onbegroeide slikken (zie ook 1140: Bij droogvallende slikwadden en zandplaten) Eenjarige pioniersvegetaties van slik- en zandgebieden met <i>Salicornia</i> spp. En andere zoutminnende planten (<i>Thero-Salicornietella</i>) (1310) Schorren met slijkgrasvegetatie (<i>Spartinion maritimae</i>) (1320) Atlantische schorren (<i>Glaucopuccinellietalia maritimae</i>) (1330) Brakke-tidale Rietvegetaties
Te verwachten habitattypen in zoete estuariene gebieden
Zoete krekens en ondiepwatergebieden Zoete, onbegroeide slikken (1140) Voedselminnende pioniergemeenschappen met Waterpeper (<i>Polygonum hydropiper</i>) en Ridderzuring (<i>Rumex obtusifolius</i> ssp. <i>Transiens</i>). (3270, dit habitatype werd echter voor Vlaanderen niet aangemeld) Biezenvegetaties Zoet-tidale niet-ruige Rietgemeenschappen met Spindotterbloem (<i>Caltha palustris</i> ssp. <i>araneosa</i>) Zoet-tidale Rietvegetaties met Haagwinde (<i>Calystegia sepium</i>) als constante soort Zoet tidale Ruigten (zonder of met geringe bedekking van riet) (zie ook 6430) Wilgenstruwelen met bittere veldkers (<i>Cardamine amara</i>) (zie ook 91EO)

4.4.1. Instandhoudingsdoelstellingen voor het habitatype 1130 'estuaria', tevens Niveau 1 voor de KRW

Meest typerend aan estuaria zijn dynamiek en overgangen (de longitudinale zoet-zout gradiënt en de verticale overstromingsgradiënt) die op elke plaats in het estuarium bepalen welke levensgemeenschappen er zich ontwikkelen. Subtidaal ontstaan er geulen; intertidaal vormen zich langs de randen van het estuarium slikken met benthische algenvegetaties (tussen de laag-en hoogwaterlijn) en schorren die met hogere planten zijn begroeid (tussen de hoogwater- en de springvloedlijn). Het grote voedselaanbod geeft aanleiding tot een hoge concentratie aan ongewervelde bodemorganismen, het benthos.

Brakwaterslikken hebben een typische fauna, die in het voorjaar gedomineerd wordt door Borstelwormen en in de herfst door Slijkgarnaal en *Heteromastus filiformis*, een draadworm. In de zoete zone krijgen we te maken met meer verarmde maar zeer productieve bodemdiergemeenschappen. Oligochaeten, kleine borstelwormpjes, zijn vrijwel de enigen die zich kunnen handhaven in de momenteel heersende waterkwaliteit (zie hoofdstuk 4 paragraaf 1.5.2). Estuaria zijn belangrijke kraam- en kinderkamers en doortrek- en paaigebieden voor diverse visgroepen (zie hoofdstuk 6 paragraaf 3). De grote voedselrijkdom trekt grote aantallen vogels aan (zie hoofdstuk 6 paragraaf 1.6). De kwaliteit van het estuariene voedselweb wordt in hoge mate bepaald door de hoeveelheid, de verdeling en de kwaliteit van de hierboven getypeerde habitattypen. In hoofdstuk 4 werd een methode toegelicht om de optimale bandbreedte te berekenen van de ruimte die een estuarium nodig heeft om deze habitattypen in een dynamisch evenwicht te ontwikkelen. Deze bandbreedten zijn per OMES segment weergegeven in tabel 4.14 (hoofdstuk 4) voor de intertidale habitats, samen met de gemiddelde diepte van de vaargeul onder GLW niveau. Daarnaast zijn ook de hieraan gekoppelde oppervlakten diep en ondiep water, slik en schor weergegeven per omes segment. Ondiep subtidaal werd gedefinieerd als < 3m onder GLW.

In de huidige configuratie van de Zeeschelde is het uiteraard onmogelijk om deze bandbreedte of oppervlakte overal te realiseren, maar de opgegeven breedten kunnen als instandhoudingsdoelstelling gelden voor een goed ontwikkeld intergetijdengebied in een gegeven omes segment. Terugrekening vanuit de huidige oppervlakten per omes segment (zie hoofdstuk 4) geeft een inschatting van de afstand tot de onverstoorde toestand. Ook bij het creëren van nieuw te ontwikkelen intertidaal habitat door ontpoldering kunnen deze afmetingen best gerespecteerd worden om een kwaliteitsvol en duurzaam habitat te realiseren. De goede conditietabel voor slikken en schorren op landschapsniveau geeft aan dat er 'een landschap met afwisseling van voldoende tot goed ontwikkelde slik- en schorvegetaties en een volledige gradiënt van slik tot hoog schor aanwezig moet zijn; werking van getijden vanuit zee (in combinatie met éézijdige aanvoer van rivierwater in estuarium) moet leiden tot geomorfologische processen zoals erosie en sedimentatie; natuurlijke processen spelen een rol in diversifiëring van landschapsstructuur op de landdelen. Een minimum areaal van 100ha wordt opgegeven. De berekening van de bandbreedten vertrekt van dezelfde aanname, beide benaderingen zijn dus in overeenstemming.

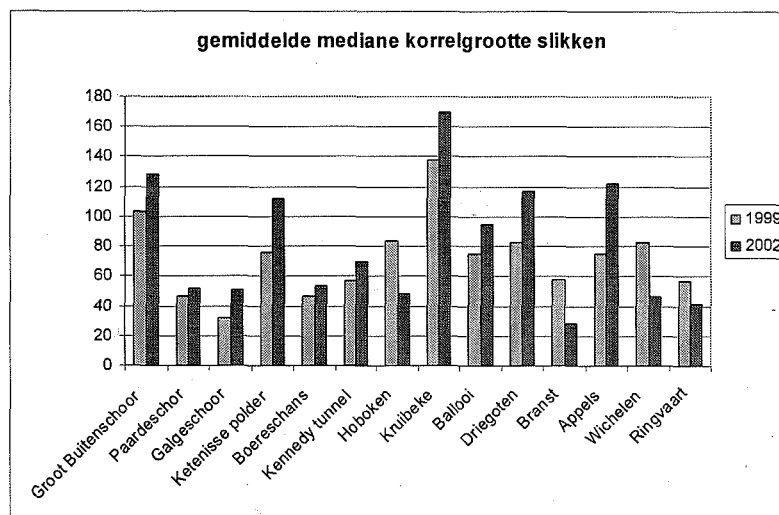
4.4.2. Instandhoudingsdoelstellingen voor het tweede niveau van de KRW

Naast de dominante en sturende invloed van getij, saliniteit, en bandbreedte zijn er eveneens verschillende andere factoren en kenmerken die de kwaliteit van slik- en schorgebieden kunnen beïnvloeden.

Sedimentkarakteristieken

Laagdynamische slikgebieden scoren kwalitatief hoger dan hoogdynamische, omwille van de benthosfauna die er zich kan ontwikkelen en de daaruitvolgende kwaliteiten in het voedselweb (Van den Bergh et al, 2003b). Diverse menselijke

ingrepen in het estuarium hebben er echter toe geleid dat het aandeel laagdynamische slikken sterk afgenomen is in de voorbije eeuw. Voor de Westerschelde werd dit in kaart gebracht, voor de Zeeschelde nog niet. Vergelijking van de mediane korrelgrootte bij twee opeenvolgende benthos bemonsteringscampagnes van het Instituut voor natuurbehoud langsheen dezelfde raaien in de Zeeschelde suggereren echter dat dezelfde evolutie dreigt in de Zeeschelde: langsheen de meeste raaien nam de mediane korrelgrootte toe (figuur 5.1). Het betreft uiteraard slecht twee meetcampagnes en gericht onderzoek is nodig, om de ware betekenis van deze evolutie te achterhalen.



Figuur 5.1: Mediane korrelgrootte van het sediment langs vaste raaien in de Zeeschelde in 1999 en 2002.

Als instandhoudingsdoelstelling kunnen we echter stellen dat het aandeel laagdynamisch slik in de Zeeschelde niet mag toenemen.

Oppervlakte en vorm

Naast de reeds beschreven minimum of 'threshold'-arealen die noodzakelijk zijn om te voorkomen dat slik- en schorgebieden vroegtijdig afkalven en eroderen (zie paragraaf 4.4.1), kan men verwachten dat er zich eveneens een verband voordoet tussen areaalgrootte en soortendiversiteit van schorgebieden (Holt et al. 1999). Naast het feit dat grotere habitatvlekken niet enkel in staat zijn een groter aantal individuen en soorten te herbergen, zal de grootte van een habitatvlek eveneens positief gerelateerd zijn aan de habitatheterogeniteit, wat zich eveneens zal weerspiegelen in een grotere soortendiversiteit. Tot slot kunnen soorten binnen grotere gebieden grotere populaties ontwikkelen waardoor de kans dat ze lokaal uitsterven, als gevolg van een stochastische gebeurtenis afneemt. Dit alles maakt dat de oppervlakte van een gebied in belangrijke mate de soortenrijkdom en diversiteit van de aanwezige plantengemeenschappen kan beïnvloeden.

Naast de 'oppervlakte – soortendiversiteit'-relatie, kan ook de vorm van een gebied in belangrijke mate bijdragen tot de aanwezige soortensamenstelling en

diversiteit. Doordat schorgebieden meestal geprangd liggen tussen rivier en dijk, zijn ze vaak langgerekt van vorm, waardoor ze een grotere rand-oppervlakte ratio bezitten. Dit laatste heeft tot gevolg dat de overgang tussen de slik-schor grens en de top van het schor (meestal loodrecht op de rivierstroming) zich over een korte afstand voltrekt waardoor deze schorren vaak erg steil zijn (zie paragraaf 4.4.1). Het spreekt voor zich dat de geomorfologische diversiteit binnen deze schorren beperkter is in vergelijking met bredere schorgebieden met een graduele overgang wat zich eveneens in een lagere floristische soortendiversiteit kan weerspiegelen. Gebieden met een grotere rand/oppervlakte ratio daarenboven ook gevoeliger voor verstoring door externe factoren

De oppervlakte van de huidige schorren moet minstens in stand gehouden worden. Aan deze voorwaarde wordt momenteel niet voldaan in de Zeeschelde.

Isolatie

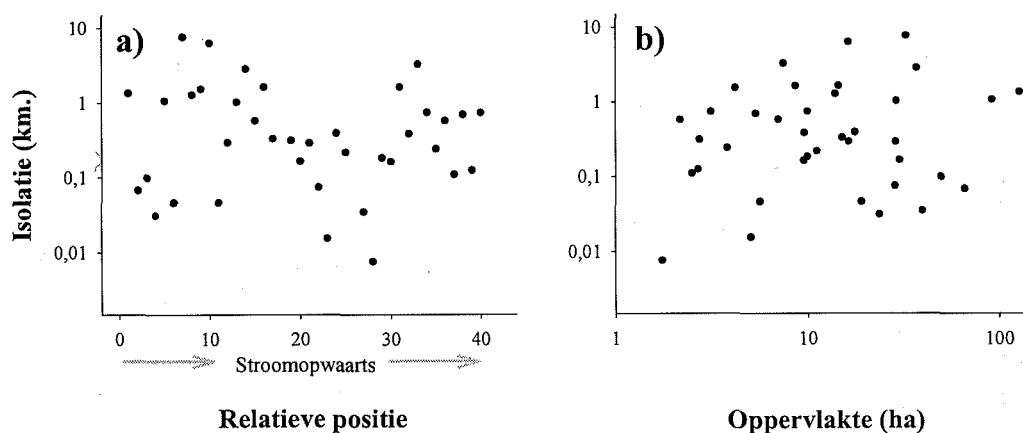
Een drastische inperking van het estuariene systeem met zijn slik- en schorgebieden en hieraan gekoppelde sterke verandering in de stroomdynamiek, heeft ertoe geleid dat verschillende typische plantengemeenschappen en soorten van slikken en schorren in hun voorkomen en abundantie sterk zijn teruggedrongen (zie paragraaf 4.4.1). Door een gestaag proces van inpoldering dat het Schelde-estuarium over de jaren heeft ondergaan, en het enorme areaal van slikken en schorren dat hierdoor is verdwenen, kunnen we stellen dat de huidige schor- en slikgebieden slechts een fractie en sterk versnipperd reliëfsituatie vertegenwoordigen van wat het ooit moet zijn geweest zijn (zie hoofdstuk 4 paragraaf 1.2). Dit heeft ertoe geleid dat verschillende schorgebieden binnen het Schelde-estuarium vaak erg geïsoleerd voorkomen (zie paragraaf 4.4). Algemeen kan men stellen dat een toenemende isolatie de immigratie van zowel planten als dieren belemmert (MacArthur & Wilson 1967), waardoor het proces van de (her)kolonisatie wordt bemoeilijkt.

Doordat schorgebieden onderhevig zijn aan sterke stochastische verstoringen, hebben populaties van zowel planten als dieren binnen deze systemen een verhoogde kans om lokaal uit te sterven, wat ze dan ook gevoeliger maakt voor isolatie-effecten. Men kan met andere woorden verwachten dat het effect van isolatie zich op termijn zal weerspiegelen in een afnemende soortendiversiteit binnen deze schorgebieden (Bornette et al. 1998b; Brose 2001). Hierbij is het van belang op te merken dat de effecten van isolatie sterk kunnen verschillen van soort tot soort (Ouborg 1993). Zo zullen soorten met een lange generatiecyclus en beperkt dispersievermogen gevoeliger zijn ten opzicht van isolatie dan soorten met een snelle turn-over en een vlotte verbreidingscapaciteit.

In deze context is een regelmatig gebruikte en zeer eenvoudige isolatiematen de afstand tot het dichtstbijzijnde gebied en/of de gemiddelde afstand tot de drie dichtstbijzijnde gebieden (e.g. Ouborg 1993) (zie paragraaf 4.4). Doorgaands zijn beide isolatiematen sterk gecorreleerd, zoals het geval is voor de ruimtelijke isolatie van de schorren in het Schelde-estuarium, waardoor het overbodig is beide isolatiematen te hanteren. Wanneer we de graad van ruimtelijke isolatie (in dit geval afstand tot het dichtstbijzijnde schor) voor de schorgebieden binnen het Schelde-estuarium uitzetten t.o.v. de positie van de verschillende schorren binnen het estuarium, blijkt er zich geen verband voor te doen tussen beide variabelen (Figuur 5.2.a). Men treft, met andere woorden, zowel stroomopwaarts als stroomafwaarts ongeveer evenveel geïsoleerde als

minder geïsoleerde schorgebieden aan. Ook tussen de grootte van de schorgebieden en hun ruimtelijke isolatie binnen het estuarium kan geen verband worden waargenomen (Figuur 5.2.b), wat impliceert dat zowel de ruimtelijke isolatie van de schorgebieden als hun grootte in dienst gebracht te worden voor het afbakenen van ecologische in standhoudingsdoelstellingen.

De huidige isolatiegraad van de slik/schorgebieden langs de Zeeschelde mag niet vergroten.



Figuur 5.2: De relatie tussen isolatie (afstand tot het dichtstbijzijnde schorgebied) en a) de relatieve positie binnen het Schelde-estuarium, en b) de grootte van de schorren.

Topografische heterogeniteit

Zoals reeds beschreven onder paragraaf 4.4.1 zijn de overstroming- en saliniteitgradiënten binnen het Schelde-estuarium de meest bepalende abiotische factoren die de vegetatiezonatie en differentiatie op de schorgebieden veroorzaken. Het spreekt voor zich dat een geleidelijke overgang van de slik-schor grens naar de hoger gelegen delen van het schorgebied een optimale en diverse ontwikkeling van karakteristieke plantgemeenschappen op deze gradiënten garandeert. Onder impuls van de huidige toenemende getij-dynamiek worden deze overgangsgebieden als maar steiler (of kalven af), waardoor hun totale oppervlakte binnen het estuarium gestaag afneemt (zie hoofdstuk 4 paragraaf 3.2). De topografische heterogeniteit van het volledige gebied vermindert sterk. Hierdoor kan men verwachten dat de hieraan gebonden vegetatietypen (van pionier- tot kruid- en riet-vegetaties) eveneens in abundantie als in soortendiversiteit zullen afnemen (e.g., Decamps 1993; Ward 1998).

Kreekverwevenheid

De graad waarop schorgebieden onderhevig zijn aan de stromingdynamiek is niet enkel afhankelijk van de topografische complexiteit, maar wordt eveneens in sterke mate bepaald door de ontwikkeling en differentiatie van krekken (geulen) binnen het gebied. De topografische heterogeniteit van een gebied is met andere woorden een geschikte maar onvolledige maat om heterogeniteit op microtopografische schaal te vatten. Doorgaands bezitten tidale-schorgebieden een dicht krekennetwerk, dat watertoevoer bewerkstelligt maar eveneens een drainagefunctie uitoefent en bijkomend extra micro-topografische complexiteit aan het systeem toevoegt (e.g. Leonard 1997; Vivian-Smith 1997; Reed et al. 1999). Een sterke kreekverwevenheid resulteert met andere woorden in een complex mozaïek van het substraat waarbij de structuur, hydrologie en chemische samenstelling drastisch kunnen variëren (Bledsoe & Shear 2000).

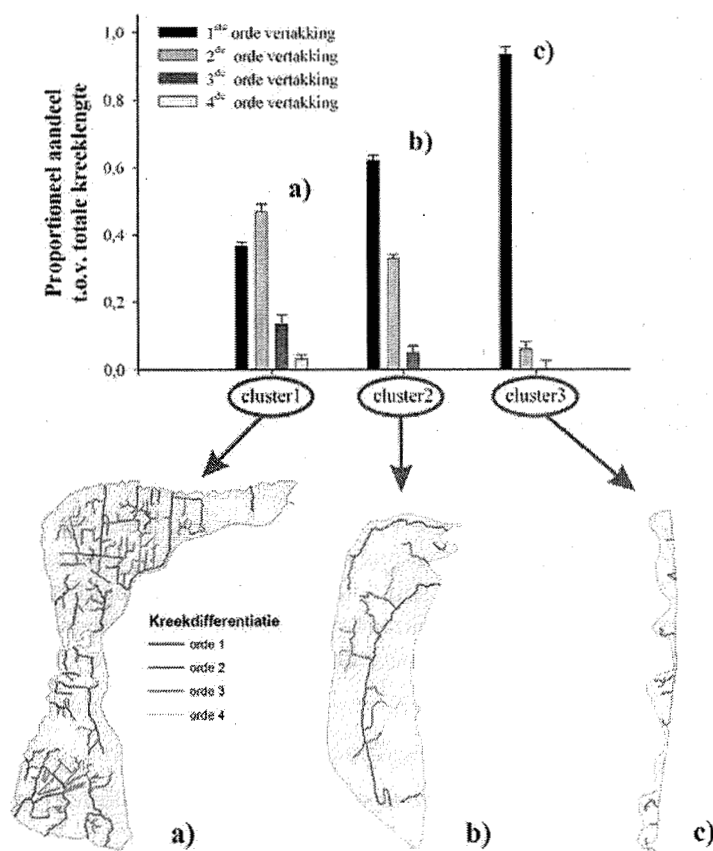
Diverse studies hebben aangetoond dat de floristische diversiteit van schorgebieden in sterke mate bepaald wordt door de graad van kreekverwevenheid (Nilsson et al. 1989; Scarsbrook & Townsend 1993; Zedler et al. 1999, 2001; Fischer et al. 2000; Sanderson et al. 2000; Morzaria-Luna et al. 2004). Hierbij wordt een toenemende soortendiversiteit met toenemende kreekverwevenheid niet enkel veroorzaakt door een grotere microtopografische heterogeniteit, maar zou dit eveneens een weerspiegeling zijn van een grotere tidale aanvoer van zaden en propagulen (Hopkins & Parker 1984; Zedler et al. 1999). Ideale kiemomstandigheden langsheen de krekken, zoals een open en humusrijke bodem (door aanvoer van organisch materiaal), geschikte vochthuishouding etc., garanderen hierbij een verdere optimale vestiging van kiemplanten. Sterke verschillen in floristische diversiteit tussen schorgebieden met een dicht krekennetwerk en kreekarme schorren zou anderzijds te wijten zijn aan het feit dat deze laatste vaak langer onder water blijven staan waardoor microbiële activiteit een anaërobe situatie creëert (Baldwin & Mendelssohn 1998). Dit leidt op zijn beurt tot een verhoogde productie aan sulfiden, gereduceerd ijzer en mangaan waardoor de redoxpotentiaal afneemt en plantengroei sterk wordt geïnhibeerd (Armstrong et al. 1985).

Het spreekt voor zich dat een sterke krekkenverwevenheid niet enkel op de floristische samenstelling een positieve invloed uitoefent, maar ook op andere organismen zoals vissen, crustaceae, etc., een gunstige invloed heeft (Drake & Arias 1991; Mees et al. 1993; Cattrijsse et al. 1993; 1994).

Om een maat te bekomen van de kreekverwevenheid per oppervlakte-eenheid kan de lengte aan krekken binnen een welbepaald gebied worden uitgedrukt per oppervlakte-eenheid. Doordat de totale lengte aan krekken binnen een schorgebied geen inzicht verschaft in de vertakingsgraad of kreekdifferentiatie, kan aanvullend een analyse worden uitgevoerd waarbij schorgebieden worden onderverdeeld in groepen op basis van de proportionele verhouding in lengte van krekken met een verschillende vertakkingorde. Zo kunnen op een relatief eenvoudige manier verschillende types aan schorgebieden worden onderscheiden op basis het proportionele aandeel in de lengte van eerste, tweede, derde en vierde-orde kreekvertakkingen (Figuur 5.3). Men kan hierbij verwachten dat schorgebieden met een grote kreekverwevenheid en sterke vertakking van het krekkenstelsel een grotere microtopografische en omgevingsheterogeniteit zullen bezitten.

Algemene instandhoudingsdoelstelling op niveau 2: Oppervlakte en vorm van slik en schorgebieden moeten zodanig zijn dat een goede topografische heterogeniteit, en een
--

goede kreekverwevenheid duurzaam ontwikkelen. Dit verzekert een grote diversiteit van kwaliteitvolle habitat- en vegetatietypen en verhindert dat alle habitats naar hetzelfde type, nl. de climaxvegetatie evolueren en onderhoudt een zekere turn-over in de vegetaties. Het aandeel laagdynamische intergetijdengebieden mag niet afnemen en de isolatiegraad mag niet vergroten.



Figuur 5.3: Drie types schorgebieden met hun graad van kreekdifferentiatie (proportioneel aandeel van de verschillende vertakkingordes) afgeleid d.m.v. K-means clustering-analyse. De voorbeeldschorren zijn: a) Bunt, b) schor van Mariekerke en c) schor tussen Barbierbeek en Kallebeek.

4.4.3. Instandhoudingsdoelstellingen op schaalniveau 3: de habitattypen van de Europese habitatrichtlijn

Dit habitatniveau wordt nog verder uitgewerkt voor de beoordelingssystemen van de KRW. Hierin worden per gemeenschap parameters verwerkt zoals soortendiversiteit en floristische kwaliteits index. Voor de Europese habitattypen kunnen we vervolgens als IHD stellen dat deze moeten voldoen aan de eisen van de goede conditie tabellen.

Besluit: Een goede kwaliteitsbeoordeling van het buitendijks gebied moet op alle schaalniveaus (estuarium, schor, habitat) een beoordeling formuleren. De beoordelingsmethode die in opmaak is voor de KRW integreert al deze aspecten. Het buitendijks gebied van de Zeeschelde moet minstens aan de kwaliteit 'goed' voldoen volgens deze methode.

In Vlaanderen komen de kenmerkende Zeegras- en Ruppiavegetaties niet meer voor in de zoute en brakke zone en er zijn geen gegevens bekend van waterplanten in het zoetwatergetijdengebied. Op de slikken zijn benthische algengemeenschappen (kiezelwieren en nopjeswieren) typerend. In de zoute en brakke zones heeft het meer erosiebestendige engels slijkgras de oorspronkelijke vegetaties met klein slijkgras verdrongen. Gewone zoutmelde (*Halimione portulacoides*) en zeealsem (*Artemisia maritima*), schorrenzoutgras (*Triglochin maritimum*), gewoon kweldergras (*Puccinellia maritima*), zeeaster (*Aster tripolium*), strandkweek (*Elymus athericus*) en zeekraal (*Salicornia* sp.) worden ook op de brakke schorren teruggevonden. Een typische soort voor brakwaterschorren is echt lepelblad (*Cochlearia officinalis*). Zeebies (*Scirpus maritimus*) en riet (*Phragmites australis*) groeien ook op zoete schorren. Brakke schorren hebben meer verticale structuur doordat sommige plantensoorten hoger uitgroeien. De zoetwaterschorren vertonen de grootste structuurvariatie. Naast kruiden en grassen groeien er ook struiken en bomen, vnl. van het geslacht *Salix*. Op deze voedselrijke schorren groeien voornamelijk algemene voedselminnende kruiden als Grote brandnetel (*Urtica dioica*) en riet. Enkele in West Europa exclusieve soorten voor zoete schorren zijn driekantige bies (*Scirpus triqueter*) en spindotterbloem (*Caltha palustris* var. *araneosa*). Onder de wilgen zijn de schiet-, kat-, kraak- en amandelwilghybriden (*Salix alba*, *S. viminalis*, *S. fragilis* en *S. triandra*, maar vooral *S. x mollissima* en *S. x dasyclados*) karakteristiek.

Hoofdstuk 6: IHD-constructie op soortniveau

Inhoudsopgave

1. Soorten die voor IHD in aanmerking komen op basis van regelgeving	143
1.1. Inleiding	143
1.2. Internationaal niveau	144
1.3. Europees niveau	144
1.4. Vlaamse niveau	145
1.5. Zeeschelde/lokaal niveau	145
1.6. Doortrekkende en overwinterende soorten	146
1.6.1. Watervogels	146
2. Gebiedsspecifieke soortenlijsten voor broedvogels	157
2.1. Kalkense meersen en omgeving	157
2.2. Molsbroek en omgeving	157
2.3. Noordelijke gebied LSO (N-gebied) en Blokkersdijk	158
3. Vissen en rondbekken	162
3.1. Opstellen van een soortenlijst op basis van het gildenconcept	162
3.1.1. Mariene en estuariene vissoorten	163
3.1.2. Diadrome vissoorten	165
3.1.3. Zoetwatervissen	166
4. Instandhoudingsdoelstellingen soorten en aantallen	168
4.1. Inleiding	168
4.2. Instandhoudingsdoelstellingen zoogdieren	169
4.3. Instandhoudingsdoelstellingen broedvogels	171
4.4. Instandhoudingsdoelstellingen amfibieën en reptielen	172
4.5. Instandhoudingsdoelstellingen vissen en rondbekken	173
4.6. Instandhoudingsdoelstellingen ongewervelden	177
4.7. Instandhoudingsdoelstellingen doortrekkende en overwinterende watervogels in de Zeeschelde en Blokkersdijk	177
4.7.1. Inleiding	177
4.7.2. Algemene doelstelling voor seizoensmaxima en -minima van de totale aantallen.	177
4.7.3. Doelstellingen voor de internationaal en regionaal belangrijke watervogels in de Zeeschelde	179
4.7.4. Habitatgebruik door overwinterende en doortrekken watervogels langs de Zeeschelde	184
4.8. Instandhoudingsdoelstellingen voor het Antwerpse haven gebied	186
5. Instandhoudingsdoelstellingen ruimtelijke aspecten	187
5.1. Zoogdieren	187
5.2. Vogels	189
5.2.1. Referentiedensiteiten	189
5.2.2. Kernpopulatie en Referentiedensiteiten	192
5.2.3. Habitatarealen broedvogels	196

5.3.	Vissen	199
5.4.	Amfibieën en reptielen	201

Lijst tabellen

Tabel 6.1: Aandachtssoorten die zich potentieel kunnen reproduceren in het studiegebied.	149
Tabel 6.2: Aandachtssoorten voor doortrekkende en overwinterende watervogels voor het studiegebied (S=standvogel; W=overwinteraar; T=trekvogel). Deze lijst wordt later verder in dit rapport verfijnd aan de hand van effectieve waarnemingsgegevens voor het studiegebied (tabel 6.9).	153
Tabel 6.3: Lijst van broedvogelsoorten voor deelgebied Kalkense meersen.	159
Tabel 6.4: Lijst van broedvogelsoorten voor deelgebied Molsbroek.	160
Tabel 6.5: Lijst van broedvogelsoorten voor deelgebieden Blokkersdijk en 'Noordelijk gebied'.	162
Tabel 6.6: Soortenlijst mariene en estuariene vissen, aangevuld met garnalen en krabben. Gilde-indeling volgens de levensgeschiedenis (zie tekst). Voor de belangrijkste soorten wordt de maand waarin de piekdensiteiten worden verwacht gegeven in de kolom 'topmaand'.	164
Tabel 6.7: Historische soortenlijst diadrome vissoorten (zie tekst). De laatste kolom bevat de soortspecifieke zuurstofconcentratie waarbij de kans op migratie groter is dan 50% (Maes et al. 2005). Voor de zalmachtigen, prikken en steur is momenteel geen drempelwaarde beschikbaar en wordt de waarde van spiering voorgesteld (6 mg L^{-1}).	166
Tabel 6.8: Referentielijst voor het zoetwatervisbestand in de zoetwatergetijdenzone van de Schelde en zijrivieren. Aan elke soort werd een hoofdtype volgens stroompreferentie toegekend en tevens werd het paaisubstraat vermeld. Exoten (vissoorten geïntroduceerd na 1950) zijn aangegeven in grijs en kregen geen typering. Soorten in het vet zijn typisch voor het potamon, de andere soorten komen voor in het potamon maar zijn typisch voor het rithron.	167
Tabel 6.9: Soortenlijst van watervogels die reeds internationaal en/of regionaal belangrijk waren in het de Zeeschelde of in het Schelde estuarium en/of waarvoor reeds instandhoudingsdoelstellingen werden vastgelegd voor het Anwerps Havengebied (Sod= Schor Ouden Doel, BP= Beverse Polder, RSO= Groot Buitenshoor en Galgenschuur, BD=Blokkersdijk).	179
Tabel 6.11: Blokkerdijk: kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen voor niet-broedende soorten.	186
Tabel 6.12: Beverse polder + Schor Oudendoel-Paardenschor: kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen niet-broedende soorten.	186
Tabel 6.13: Slikken en schorren RSO: kwantitatieve IHD niet-broedende vogelsoorten.	187
Tabel 6.14: Samenvatting van geschikte beverleefgebieden van Dijle- Demer- Scheldebekken. De indeling werd weerhouden (Niewold, F.J.J. 2003).	188
Tabel 6.15: Basisgegevens over kernpopulaties voor de aandachtsoorten uit het Nederlandse 'Beschermingsplan moerasvogels', naar Foppen et al. 1998. (T. den Boer. 2001).	189
Tabel 6.16: Netwerkafstanden en groottes van sleutelgebieden zoals gehanteerd in LARCH-rivier (Pouwels, R. Et al., 2002).	191
Tabel 6.17: Referentiedichtheden per referentiehabitattype zoals gehanteerd in de ruimtelijke uitwerking van IHD voor LSO (broedparen per 100ha) (Indeherberg et al, in prep).	192
Tabel 6.18: Overzicht denisteitsgegevens die gebruikt werden bij de inschatting van de ruimtebehoeften voor de IHD's van de aandachtsoorten broedvogels.	194
Tabel 6.19: Integratie van de habitatarealen van aandacht broedvogelsoorten voor het hele studiegebied en enkele deelgebieden.	196
Tabel 6.20: Overzicht van de aandachtsoorten broedvogels voor het hele studiegebied, en enkele deelstudiegebieden (zie tekst). Referentiedensiteit: zie tabel 6.18).	197

Lijst figuren

Figuur 6.1: Voorkomen van Kamsalamander in Vlaanderen.	173
Figuur 6.2: Totaal aantal watervogels (exclusief de meeuwen) langs de Zeeschelde van de grens tot Gent voor de periode 1991-2005.	178
Figuur 6.3: Gemiddelde seizoensmaxima (1° y-as) en -minima (2° y-as) over 5 seizoenen voor de totale aantallen watervogels (meeuwen uitgezonderd) in de Zeeschelde.	179
Figuur 6.4: Verdeling van slikken en schorren (in km/aslengte rivier) op verschillende deeltrajecten langs de Zeeschelde.	185
Figuur 6.5: Verspreiding van de watervogels langs de Zeeschelde in de loop van een seizoen.	185
Figuur 6.6: Overzicht van de ligging van de potentiële leefgebieden van de bever in het Dijle-Durme-Scheldebekken zoals weergegeven (Pouwels, R. Et al., 2002).	187

1. Soorten die voor IHD in aanmerking komen op basis van regelgeving

1.1. Inleiding

Op basis van Internationale, Europese en regionale wet- en regelgeving, conventies en afspraken werd op hiërarchische wijze een lijst van aandachtsoorten opgesteld. In tegenstelling tot bv. het IHD-rapport voor het Antwerpse zeehavengebied (Van Hove et al. 2004) was het niet mogelijk om dit uitsluitend te doen op basis van bestaande waarnemingslijsten voor het studiegebied. Hiervoor zijn er verschillende redenen:

- de uitgestrektheid van het studiegebied, waarbij de verschillende beschermingszone zeer groot zijn en daarenboven nog een verschillende afbakening kennen.
- de complexiteit en diversiteit van het studiegebied.
- de heterogeniteit en de onvolledigheid van de beschikbare gegevens, ook voor vogels. En een gebrek aan tijd om intensief op zoek te gaan naar gegevens en deze te verwerken.
- In dit studiegebied gaat het naast een SBZ-V ook integraal over een SBZ-H. Habitats spelen hier dus een heel centrale rol. Om een oordeel te kunnen vellen over de mate van goede staat van instandhouding in de huidige situatie zijn er eerst instandhoudingsdoelstellingen nodig. Om een cirkelredenering te vermijden dienen de instandhoudingsdoelstellingen dus zoveel mogelijk onafhankelijk van de huidige situatie geconstrueerd te worden. Temeer omdat er reeds eerder aanwijzingen waren dat het gebied zich momenteel niet in goede staat van instandhouding bevindt (Achtergrondnota Natuur Haven van Antwerpen) (zie ook hoofdstuk 4). Er dienen dus andere wegen gevonden te worden om tot ambities en doelstellingen te komen bij een goede staat van instandhouding.

De hiërarchische opbouw bestaat erin om gaande van het internationale niveau, over het Europese en het regionale niveau tot het studiegebied/lokale niveau een soortenlijst op te stellen die door de onderliggende niveaus telkens aangevuld wordt. Voor de vertebraten (zoogdieren, broedvogels, reptielen, amfibieën, en vissen en rondbekken) kunnen we op deze wijze een volledige lijst opstellen. Gezien de beperkte kennis, de uitgebreidheid en complexiteit van het probleem voor invertebraten hebben we ons voor deze groep in dit rapport moeten beperken tot het Europese niveau.

Naast de zich in het studiegebied reproducerende soorten zijn er ook gelijkaardige verplichtingen ten overstaan van doortrekkende en overwinterende soorten. Het gaat hier vooral om vogels, maar ook om sommige zoogdieren (bv. vleermuissoorten, zie Bijlage 6.1) en een aantal belangrijke vissoorten. Gezien de specifieke situatie van deze niet-reproducerende soorten is het niet mogelijk om deze samen met de reproducerende te verwerken. Bij verder verwerking wordt er expliciet onderscheid gemaakt tussen de groep van zich in het studiegebied reproducerende soorten (of potentieel reproducerende soorten) en de groep van de niet-reproducerende soorten (passanten, doortrekkers, overwinteraars).

1.2. Internationaal niveau

Als hoogste internationaal niveau werd uitgegaan van de in Vlaanderen voorkomende soorten die deel uitmaken van de IUCN Red List of Threatened Species (2004, www.redlist.org) als 'wereldwijd bedreigd' of 'kwetsbaar'. Daarnaast zijn er soorten die in bijlagen van verschillende Internationale conventies werden opgenomen. Deze lijsten omvatten zowel broedvogels als niet-broedvogels (doortrekkers en wintergasten). Volgende conventies werden opgenomen (zie ook hoofdstuk 3):

- de Conventie van Ramsar (Overeenkomst inzake de bescherming van waterrijke gebieden, in het bijzonder als verblijfplaats voor watervogels, Ramsar 1971). In het bijzonder deze overeenkomst wijst op de verantwoordelijkheden voor doortrekkende en overwinterende soorten.
- de Conventie van Bonn (Verdrag inzake de Bescherming van Trekkende Wilde Diersoorten)
- de Conventie van Bern (Verdrag inzake het behoud van wilde dieren en planten en hun leefmilieu in Europa).

Alle relevante soorten die deel uitmaken van de bijlagen van de Bonn en Bern conventie zijn ook opgenomen in de bijlagen van de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn. Zij worden verder niet apart besproken. Uit de volledige lijst op elk niveau werden de voor het Schelde-estuarium relevante soorten geselecteerd op basis van de habitatbehoeften (soorten die voorkomen in habitats gebonden aan riviersystemen). Dit gebeurde aan de hand van:

- expert judgement voor soorten die we kunnen verwachten binnen het studiegebied en de vooropgestelde habitats mits optimale habitatcondities, gunstige trends in internationale populatiegroei.
- atlasgegevens en lokale inventarisatiegegevens over het huidige voorkomen binnen het studiegebied.
- bestaande soortenlijsten geassocieerd met habitats (soorten en habitatfiches).
- huidige trends in ons omliggende gebieden met gelijkaardige habitats.

Op alle niveau's werden de soortenlijsten vrij ruim gehouden om te vermijden dat soorten aan onze aandacht zouden ontsnappen. De voor Vlaanderen relevante internationaal belangrijke soorten waarvan we enigszins kunnen verwachten dat ze zich zouden kunnen reproduceren in het estuarium van de Schelde zijn opgenomen in tabel 6.1. Er zijn slecht een beperkt aantal soorten die zich potentieel in Vlaanderen reproduceren en die voorkomen op de IUCN Red List of Threatened Species (2004, www.redlist.org) als 'wereldwijd bedreigd' of 'kwetsbaar'. Tot deze soorten behoren o.a. bever, kwartelkoning en grote modderkruiper (tabel 6.1). Voor de niet-reproducerende soorten verwijzen we naar paragraaf 1.6. (tabel 6.2).

1.3. Europees niveau

Het studiegebied wordt nagenoeg volledig bedekt door Europese Vogel- en Habitatrichtlijn gebieden (hoofdstuk 3). Voor het selecteren van aandachtsoorten op het Europese niveau baseren we ons op de volledige lijsten van de Bijlage I van de Vogelrichtlijn en de Bijlagen II en IV van de Habitatrichtlijn. Vanuit deze lijst maken we een selectie van de aandachtsoorten waarvan we verwachten dat ze in Vlaanderen

en meer in het bijzonder in het Schelde estuarium mogelijk zouden kunnen voorkomen (zie hoger).

Indien ze nog niet op de lijst voorkwamen werden de soortenlijsten ook aangevuld met de soorten die voorkomen in reeds opgestelde instandhoudingsdoelstellingen voor de deelgebieden Linkerscheldeoever, en de slik- en schorgebieden Groot Buitenschoor, Galgenschoor, Ketenisse schor en Blokkersdijk. Deelgebieden op de Antwerpse rechterscheldeoever (Kuifeend, Ettenhovensepolder en Opstalgebied) werden hier beschouwd als gelegen buiten het studiegebied omwille het gebrek aan rechtstreekse binding met de Schelde. Dit geldt ook voor terrestrische delen van de linkerscheldeoever (Grote Geule Kioldrecht en omgeving, Groot Rietveld en omgeving). Hoewel het weldegelijk gedeeltelijk om estuariene habitatelementen gaat (zilte graslanden, 1330) werd bij deze laatsten ook Putten Weiden en omgeving niet opgenomen omdat het momenteel te onduidelijk is hoe de toekomst voor dit gebied eruit zal zien. Voor meer details verwijzen we naar de Achtergrondnota Natuur Haven van Antwerpen.

De voor Vlaanderen relevante Europees belangrijke soorten waarvan we enigszins kunnen verwachten dat ze zich zouden kunnen reproduceren in het estuarium van de Schelde zijn opgenomen in tabel 6.1. Voor de niet-reproducerende verwijzen we naar paragraaf 1.6. en tabel 6.2.

1.4. Vlaamse niveau

Op het Vlaamse niveau werd de lijst van aandachtsoorten aangevuld met de Rode lijst soorten voor Vlaanderen (enkel vertebraten en alleen voor de categorieën: uitgestorven, verdwenen, met uitsterven bedreigd, ernstig bedreigd, bedreigd, vermoedelijk bedreigd en kwetsbaar). Vanuit deze lijst werd opnieuw een selectie gemaakt van de aandachtsoorten waarvan we verwachten dat ze zich in het Schelde estuarium mogelijk zouden kunnen reproduceren.

De op het Vlaamse niveau belangrijke soorten waarvan we enigszins kunnen verwachten dat ze zich zouden kunnen reproduceren in het estuarium van de Schelde zijn opgenomen in tabel 6.1.

1.5. Zeeschelde/lokaal niveau

Op niveau van het studiegebied (en enkele deelgebieden waarvoor afdoende gegevens beschikbaar waren) werd nagegaan welke vogelsoorten momenteel voorkomen in voor Vlaanderen belangrijke aantallen. Hiervoor maakten we gebruik van de 5%-norm (5% van de volledige populatie in Vlaanderen, Kuijken 1984). Deze norm werd toegepast zowel voor broedvogels als niet-broedvogels (zie paragraaf 1.6).

Op het moment van deze studie waren er voor het volledige studiegebied geen volledige broedvogeltellingen ter onzer beschikking en zeker niet gespreid over meerdere jaren. Voor de evaluatie van de 5% norm hebben we ons gebaseerd op de punttellingen die werden uitgevoerd in het kader van de Vlaamse broedvogelatlas. Hoewel deze gegevens niet helemaal volledig en gebiedsdekkend zijn geven ze o.i. toch op een redelijke wijze een minimale schatting van de broedvogelpopulatie in de periode 2001-2003. De broedvogelsoorten die op niveau van het estuarium van de Schelde de 5%-norm halen zijn opgenomen in tabel 6.1.

Voor sommige binnendijkse deelgebieden bestaan wel redelijke vogelwaarnemingen gespreid in de tijd. Voor deze deelgebieden kunnen deel-IHD opgesteld worden, naar analogie met de opsplitsing van de SBZ-V gebieden in het zeehavengebied (bv. SBZ-V LSO en RSO, Kuifeend-Blokkersdijk, zie Van Hove et al. 2004). Hierbij wordt ook nagegaan of soorten lokaal de 5% norm halen, en indien mogelijk of er belangrijke veranderingen in de aantallen hebben plaatsgevonden. De opgenomen deelgebieden zijn: Kalkense Meersen (en omgeving), Molsboek (en omgeving), en het Noordelijke gebied op de Linkerscheldeoever bij de Nederlandse grens (Prosperpolder + Doelpolder). De resultaten voor deze deelgebieden worden in een apart punt behandeld (zie paragraaf 2).

1.6. Doortrekkende en overwinterende soorten

Voor wat niet-reproducerende soorten betreft zijn estuaria van groot belang voor doortrekkende soorten en overwinterende wintergasten. In tegenstelling tot de algemeen gangbare kennis gaat het hier niet alleen over vogels. Ook voor vissen en vleermuizen zijn estuaria hierbij van groot belang. Voor vissen en vleermuizen verwijzen we hier naar paragraaf 3 en Bijlage 6.1 voor verdere randinformatie. Voor vogels zijn er kwalitatief goede gegevens beschikbaar voor watervogels in de Zeeschelde. Watervogels worden hieronder in detail besproken. Ook voor andere vogels is het estuarium een belangrijke doortrekroute, maar hierover zijn veel minder gegevens beschikbaar.

1.6.1. Watervogels

Het Schelde-estuarium is een belangrijke schakel in de keten van waterrijke gebieden langs de Oost-Atlantische trekroute. De Zeeschelde groeide uit tot een zeer belangrijk overwinteringsgebied voor eenden en ganzen en enkele steltlopersoorten doen het gebied in belangrijke aantallen aan tijdens de voor- en najaarstrek. Sinds 1990 is er een stijgende trend in de seizoensmaxima die voor de meest opmerkelijke soorten niet in verhouding is tot de regionale en populatietrends. Ook lokale veranderingen zoals verminderde jachtdruk en verbeterende waterkwaliteit hebben hier vermoedelijk toe bijgedragen. Langsheen de gradiënt heeft iedere soort zijn voorkeurszones, die nauw verbonden zijn met de aanwezige voedselbronnen en habitatstructuren. Het grensgebied vormt een eenheid met Saeftinghe, het estuarium is er nog breed en er zijn er nog uitgestrekte slikken en schorren. Grote groepen grauwe ganzen rusten er uit en/of foerageren op zeebiesknollen. Smienten foerageren er op de zilte vegetaties en steltlopers zoals kluten, wulpen, tureluurs en bonte strandlopers leven van de bodemdieren op de brakke slikken. Tussen Antwerpen en Dendermonde zoeken krakeenden naar algen, zaden en detritus tussen de breukstenen op de dijken. Voorbij Dendermonde wordt de vaargeul te smal en wordt rustig foerageren op de dijken verhinderd door de grote haalgolven van schepen. Andere eendensoorten verzamelen zich in de zoete zone vooral in de buurt van slik- en schorgebieden. Grote groepen wintertalingen volgen al foeragerend de waterlijn daar waar de meeste oligochaeten gevonden worden. Bij hoogtij en verstoring trekken ze zich terug onder de wilgen in het schor. De laatste winters zwemmen er ook steeds grote groepen tafeleenden langs deze oeverzones. Op de grotere slikplaten aan de Kennedytunnel, Hemiksem en Ballooi overwinteren jaarlijks bonte strandlopers in sterk wisselende

aantallen. De grootste concentratie pijlstaarten bevindt zich op de Rupel. Tussen Gent en Dendermonde zijn de aantallen beduidend kleiner; wilde eenden, meerkoeten en waterhoen zijn hier de meest kenmerkende soorten. Bergeenden eten kleine kreeftachtigen, wadslakjes en kiezelwieren. Ze zijn over de hele lengte aanwezig, echter in de winter zijn ze het talrijkst op zoete slikken terwijl ze in de zomer meer te vinden zijn in de brakke zone, waar voor een klein aantal onder hen ook de slagpenrui plaatsvindt. Wilde eenden zijn overal talrijk aanwezig gedurende het hele jaar, ze zijn dan ook niet specifiek aan het estuarium gebonden. De grootste aantallen watervogels bevinden zich steeds in het middengebied van Zeeschelde ter hoogte van groter zoetwater slikken en schorren. De internationaal belangrijkste soorten zijn krakeend, wintertaling en tafeleend waarvan respectievelijk tot 11, 7 en 4% van de geografische populaties in de Zeeschelde overwinteren. Ook voor pijlstaart, grauwe gans, bergeend en kluut wordt in sommige jaren de 1% norm overschreden. Aangezien de vogelrichtlijngebieden binnen het studiegebied onder andere ook aangemeld werden omwille van vogelsoorten met internationaal belangrijke aantallen geldt ook deze 1% norm in de volledige Zeeschelde.

Voor het opstellen van een soortenlijst voor watervogels die de Zeeschelde als doortrek of overwinteringsgebied gebruiken of zouden kunnen gebruiken wordt dezelfde hiërarchische benadering gevolgd als voor de soorten die zich in het Scheldegebied kunnen voortplanten. Voor iedere aandachtsoort wordt ook weergegeven of ze de Zeeschelde gebruikt of zou kunnen gebruiken als overwinterings- of doortrekgebied.

Op Internationaal niveau :

- Soorten die op de IUCN Red list of threatened species (2004, www.redlist.org) staan.
- Soorten die in Vlaanderen de Internationale 1% norm halen volgens de Ramsar Conventie
- Soorten die in het Schelde estuarium de Internationale 1% norm halen of ooit haalden
- Soorten die in de Zeeschelde de Internationale 1% norm halen of ooit haalden

Op Europees niveau :

- Soorten van de bijlage I van de Vogelrichtlijn

Op Vlaams niveau :

- De lijst met voor Vlaanderen belangrijke watervogels (IN)
- Soorten waarvan de Zeeschelde meer dan 5% van de Vlaamse overwinterende of doortrekkende populatie herbergt

Op het niveau van de Zeeschelde:

- Soorten die in de IHD lijst van niet-broedende soorten voor Blokkersdijk, Schor Ouden Doel, Groot Buitenschoor, Galgenschoor en Ketenisse schor voorkomen volgens Van Hove et al. (2004).

Tabel 6.2 geeft voor mogelijke aandachtsoorten voor het studiegebied de status volgens deze verschillende bepalingen weer. De aantallen voor Vlaanderen werden ontleend aan de watervogeldatabank van het Instituut voor Natuurbehoud en aan Devos et al., 2001. Deze bevatten echter geen steltloper gegevens, de status van deze groep in Vlaanderen is dus niet altijd gekend. De informatie over internationaal belangrijke soorten in het volledige Schelde estuarium is ontleend aan Van Damme et al., (1999), Van den Bergh et al., (1998) en Verbesssem et al. (2002). Informatie over

de status van de verschillende soorten in de Zeeschelde werd uit de databank van de boottellingen van het Instituut voor Natuurbehoud gehaald.

Tabel 6.1: Aandachtssoorten die zich potentieel kunnen reproduceren in het studiegebied.

ZOOGDIEREN						
Nederlandse naam	Latijnse naam	IUCN red list	Habitatrichtlijn Bijlage II	Habitatrichtlijn Bijlage IV	Aangemeld HR	Rode lijst vlaanderen
Meervleermuis	Myotis dasycneme	x	x	x		bedreigd
Bever	Castor fiber	x	x			uitgestorven in Vlaanderen
Otter	Lutra lutra	x	x			verdwenen
Dwergmuis	Micromys minutus	x				
rosse vleermuis	Nyctalus noctula			x		
ruige dwergvleermuis	Pipistrellus nathusii			x		vermoedelijk bedreigd
Watervleermuis	Myotis daubentonii			x		
gewone zeehond	Phoca vitulina					ernstig bedreigd
Waterspitsmuis	Neomys fodiens					bedreigd
Internationaal niveau: IUCN Red List of Threatened Species (www.redlist.org)						
Europees niveau: Habitatrichtlijn Bijlage II en IV, Aangemeld bij aanduiding SBZ-H						
Vlaams niveau: categorie op de Rode lijst van Vlaanderen						

BROEDVOGELS								
Nederlandse naam	Latijnse naam	IUCN red list	Vogelrichtlijn Bijlage I	Aangemeld VR 3,5 Durme en middenloop schelde	IHD LSO	IHD BD	Rode lijst broedvogels	5% norm NOP Schelde estuarium
kwartelkoning	Crex crex	x	x				met uitsterven bedreigd	
zeearend	Haliaeetus albicilla	x	x					
blauwborst	Luscinia svecica		x	x	x	x		x
bruine kiekendief	Circus aeruginosus		x	x	x	x		x
ijsvogel	Alcedo atthis		x	x				x
roerdomp	Botarus stellaris		x	x		x	met uitsterven bedreigd	x
woudaapje	Ixobrychus minutus		x	x			met uitsterven bedreigd	
zwarte wouw	Milvus migrans		x	x				
grauwe kiekendief	Circus pygargus		x				met uitsterven bedreigd	

grauwe klauwier	Lanius collurio	x		met uitsterven bedreigd	
kleine zilverreiger	Ergetta garzetta	x			
kleinst waterhoen	Porzana pusilla	x			
kluut	Recurvirostra avosetta	x	x	kwetsbaar	x
kwak	Nycticorax nycticorax	x			
lepelaar	Platalea leucordia	x			
ooievaar	Ciconia ciconia	x			
porseleinhoen	Porzana porzana	x		bedreigd	x
purperreiger	Ardea purpurea	x			
rode wouw	Milvus milvus	x			
slechtvalk	Falco peregrinus	x			x
steltkluut	Himantopus himantopus	x	x		x
visarend	Pandion haliaetus	x			
visdief	Sterna hirundo	x	x	kwetsbaar	
wespendief	Pernis apivorus	x			
zwarte specht	Dryocopus mertius	x			
zwartkopmeeuw	Larus melanocephalus	x	x		
knobbelzwaan	Cygnus olor		x	x	x
krakeend	Anas strepera		x	x	x
kuifeend	Aythya fuligula		x	x	x
strandplevier	Charadrius alexandrinus		x	met uitsterven bedreigd	x
tureluur	Tringa totanus		x	kwetsbaar	x
rietzanger	Acrocephalus schoenobaenus		x	bedreigd	x
baardmannetje	Panurus biarmicus		x		x
bergeend	Tadorna tadorna		x		x
bontbekplevier	Charadrius hiaticula		x		x
grutto	Limosa limosa		x		x
kleine plevier	Charadrius dubius		x		x
kokmeeuw	Larus ridibundus		x		
oeverwaluw	Riparia riparia		x		x
scholekster	Haematopus ostralegis		x		x
slobeend	Anas clypea		x		x
grote karekiet	Acrocephalus arundinaceus			met uitsterven bedreigd	

paapje	<i>Saxicola rubetra</i>	met uitsterven bedreigd	
snor	<i>Locustella luscinioides</i>	met uitsterven bedreigd	x
tapuit	<i>Oenanthe oenanthe</i>	met uitsterven bedreigd	x
watersnip	<i>Gallinago gallinago</i>	met uitsterven bedreigd	
huiszwaluw	<i>Delichon urbica</i>	kwetsbaar	
nachtegaal	<i>Luscinia megarhynchos</i>	kwetsbaar	
veldleeuwerik	<i>Alauda arvensis</i>	kwetsbaar	
graspieper	<i>Anthus pratensis</i>	bedreigd	x
grauwe gors	<i>Miliaria calandra</i>	bedreigd	
rietgors	<i>Emberiza schoeniclus</i>	bedreigd	x
wielewaal	<i>Oriolus oriolus</i>	bedreigd	
zomertaling	<i>Anas querquedula</i>	bedreigd	x
buidelmees	<i>Remiz pendulinusa</i>		x
dodaars	<i>Trachybaptus ruficollis</i>		x
fuut	<i>Podiceps cristatus</i>		x
geoorde fuut	<i>Podiceps nigricollis</i>		x
pijstaart	<i>Anas acuta</i>		x
roodborsttapuit	<i>Saxicola torquata</i>		x
sprinkhaanrietzanger	<i>Locustella naevia</i>		x
tafeleend	<i>Aythya ferina</i>		x

Internationaal niveau: IUCN Red List of Threatened Species (www.redlist.org)
 Europees niveau: Vogelrichtlijn Bijlage I, Aangemeld bij aanduiding SBZ-V, Instandhoudingsdoelstellingen Linkerscheldeoever (inclusief slikken en schorren) en Bloktersdijk
 Vlaams niveau: categorie op de Rode lijst van Vlaanderen
 Zeeschelde niveau: Broedparen studiegebied overschrijden 5% norm

AMFIBIEËN en REPTIELEN					
Nederlandse naam	Latijnse naam	IUCN Red List	Habitatrichtlijn Bijlage II	Habitatrichtlijn Bijlage IV	Aangemeld HR
Kamsalamander	<i>Triturus cristatus</i>		x		x
Rugstreeppad	<i>Bufo calamita</i>			x	

Internationaal niveau: IUCN Red List of Threatened Species (www.redlist.org)
 Europees niveau: Habitatrichtlijn Bijlage II en IV, Aangemeld bij aanduiding SBZ-H
 Vlaams niveau: categorie op de Rode lijst van Vlaanderen

VISSSEN en RONDBEKKEN						
Nederlandse naam		IUCN Red List	Habitatrichtlijn Bijlage II	Habitatrichtlijn Bijlage IV	Aangemeld HR	Rode lijst Vlaanderen
grote modderkruiper	Misgurnus fossilis	x	x			bedreigd
Rivierprik	Lampetra fluviatilis	x	x			uitgestorven in Vlaanderen
Eft	Alosa alosa	x				uitgestorven in Vlaanderen
Fint	Alosa fallax	x				uitgestorven in Vlaanderen
Paling	Anguilla anguilla	x				
Spierting	Osmerus eperlanus					
Bittervoorn	Cyprinus amarus		x			
kleine modderkruiper	Cobitis taenia		x			x
Rivierdonderpad	Cottus gobio			x		
europese meerval	Silurus glanis			x		uitgestorven in Vlaanderen
Zeeforel	Salmo trutta					uitgestorven in Vlaanderen
Internationaal niveau: IUCN Red List of Threatened Species (www.redlist.org)						
Europees niveau: Habitatrichtlijn Bijlage II en IV, Aangemeld bij aanduiding SBZ-H						
Vlaams niveau: categorie op de Rode lijst van Vlaanderen						

ONGEWERFELDEN						
Nederlandse naam		IUCN Red List	Habitatrichtlijn Bijlage II	Habitatrichtlijn Bijlage IV	Aangemeld HR	Rode lijst Vlaanderen
Gevlekte wilsnuitlibel	Leucorrhinus pectoralis	x	x			
Nauwe kortslak	Vertigo angustior		x			met uitsterven bedreigd
Zeggekortslak	Vertigo moulinsiana		x			met uitsterven bedreigd
Internationaal niveau: IUCN Red List of Threatened Species (www.redlist.org)						
Europees niveau: Habitatrichtlijn Bijlage II en IV, Aangemeld bij aanduiding SBZ-H						
Vlaams niveau: categorie op de Rode lijst van Vlaanderen						

Tabel 6.2: Aandachtsoorten voor doortrekkende en overwinterende watervogels voor het studiegebied (S=standvogel; W=overwintenaar; T=trekvogel). Deze lijst wordt later verder in dit rapport verfijnd aan de hand van effectieve waarnemingsgegevens voor het studiegebied (tabel 6.9).

<i>Overwinterende en doortrekkende watervogels</i>													
Nederlandse naam	Latijnse naam	IUCN red list	VRL Bijlage I	1%norm Vlaanderen	1% norm Schelde estuarium	1% norm Zeeschelde	Belangrijke watervogels Vlaanderen	5% NOP Zeeschelde	IHD SOD	IHD RSO	IHD BD	overwinterend/ doortrekkend	
Aalscholver	Phalacrocorax carbo			x			x	x				S/W/T	
Bergeend	Tadorna tadorna			x	x	x	x	x				S/T	
blauwe reiger	Ardea cinerea						x	x				S/T	
Bontbekplevier	Charadrius hiaticulata				x		x	?				T	
bonte strandloper	Calidris alpina				x		x	x				W	
Bosruiter	Tringa glareola		x							x		T	
Brilduiker	Bucephala clangula						x					W	
Dodaars	Tachybaptus ruficollis			x			x					W	
Drieteenstrandloper	Calidris alba				x		x					W	
Dunbekwulp	Numenius tenuirostris	x					x					T	
Dwerggans	Anser erythropus	x	x				x					T	
Dwergmeeuw	Larus minutus						x					T	
Dwergstern	Sterna albifrons		x				x					T	
Fuut	Podiceps cristatus			x			x	x				W/S	
geoorde fuut	Podiceps nigricollis						x					W	
Goudplevier	Pluvialis apricaria		x				x		x	x		W	
grauwe gans	Anser anser			x	x	x	x	x	x	x		W	
Groenpootruiter	Tringa nebularia											T	
grote mantelmeeuw	Larus marinus			?			x	?				W	
grote stern	Sterna sandvicensis		x				x					T	
grote zaagbek	Mergus merganser						x					W	

grote zee-eend	Melanitta fusca					x						W
grote zilverreiger	Egretta alba	x				x						S
Ijsduiker	Gavia immer	x				x						W
Kemphaan	Philomachus pugnax	x						x	x			S/W
Kievit	Vanellus vanellus		x			x	x					S/W/T
kleine mantelmeeuw	Larus fuscus		?			x	?					T
kleine plevier	Charadrius dubius		?			x						T
kleine rietgans	Anser brachyrhynchus		x			x						W
kleine zilverreiger	Egretta garzetta	x	?			x						
kleine zwaan	Cygnus columbianus	x	x			x		x	x	x		W
Kluut	recurvirostra avocetta	x	x	x	x	x	x	x	x			S/T
Knobbelzwaan	Cygnus olor					x	x					S
Kokmeeuw	Larus ridibundus		?			x	?					W
Kolgans	Anser albifrons		x			x						W
Krakeend	Anas strepera		x	x	x	x	x	x		x		W
Kuifduiker	Podiceps auritus	x				x		x		x		W
Kuifeend	Aythya fuligula		x			x	x					W
Lepelaar	Platalea leucorodia	x		x		x				x		T
Meerkoet	Fulica atra		x			x	x					W/S
middelste zaagbek	Mergus serrator					x						W
Nonnetje	Mergus albellus	x				x				x		W
noordse stern	Sterna paradisaea	x										T
Oeverloper	Actitis hypoleucos						?					T
Parelduiker	Gavia arctica	x				x		x				W
Pijlstaart	Anas acuta		x	x	x	x	x	x				W
Regenwulp	Numenius phaeopus					x						T
Roerdomp	Botarus stellaris	x				x						S/W
Roodhalsfuut	Podiceps grisegena					x						W
Roodhalsgans	Branta ruficollis	x	x									W
Roodkeelduiker	Gavia stellata		x			x		x		x		W

rosse grutto	Limosa lapponica	x		x		x	x		T
Rotgans	Branta bernica					x			W
Scholekster	Haematopus ostralegus			x		x	x		T
Slobeend	Anas clypeata		x	x	x	x	x	x	W
Smient	Anas penelope		x	x		x	x		W
Steenloper	Arenarea interpres					x			T
Steltkluut	Himantopus himantopus	x	?				?	x	T
Stormmeeuw	Larus canus		?	x		x	?		W
Tafeleend	Aythya ferina		x	x	x	x	x		W
Toendrarietgans	Anser fabalis rossicus					x			W
Toppereend	Aythya marila					x			W
Tureluur	Tringa totanus		?	x		x	?		W/T
Visarend	Pandion haliaetus	x							T
Waterhoen	Gallinula chloropus					x			W/S
Watersnip	Gallinago gallinago					x			W
wilde eend	Anas platyrhynchos		x	x		x	x		W/S
wilde zwaan	Cygnus cygnus	x				x		x	W
Wintertaling	Anas crecca		x	x	x	x	x		W/S
Witkopeend	Oxyura leucocephala	x							W
Witoogeend	Aythya nyroca	x	x						W
Wulp	Numenius arquata		?	x		x	?		T/W
Zeearend	Haliaeetus albicilla	x	x						W
Zilverplevier	Pluvialis squatarola		?	x		x	x		T
zwarte ruit	Tringa erythropus			x					T
zwarte stern	Chlidonias niger	x				x			T
zwarte zee-eend	Melanitta nigra					x			W

2. Gebiedsspecifieke soortenlijsten voor broedvogels

Voor een beperkt aantal deelgebieden van het studiegebied waren op het moment van deze studie afdoende gegevens over de broedvogels beschikbaar om ook lokale IHD broedvogels op te stellen (Molsbroek, Kalkense meersen). Voor deze gebieden werden lokale deelgebied IHD broedvogels opgesteld. Voor enkele andere gebieden gesitueerd op de Antwerpse Linkeroever werden in het voorbije jaar reeds IHD opgesteld (Van Hove et al. 2004). Deze IHD worden hier integraal overgenomen als onderdeel van de IHD van het huidige studiegebied. Naast al deze gebieden zijn er nog een aantal andere deelgebieden aanwezig binnen het studiegebied. Voor deze gebieden waren echter onvoldoende kwantitatieve broedvogelgegevens ter beschikking om op een redelijke wijze IHD op te stellen. Voor deelgebied Oude-Scheldearm werd de soortenlijst beschikbaar uit de atlas 'Vogels in Klein-Brabant' wel gecontroleerd tegen de soortenlijst in volgende tabellen. Kwantitatieve IHD op stellen was niet mogelijk op basis van de atlas. Een Bijzonder geval is KBR (gecontroleerd overstromingsgebied Kruibeke-Bazel-Rupelmonde). Dit is een ggg-gog-gebied in aanleg. De natuurwaarden zullen hier in de nabije toekomst sterk evolueren zodat het weinig zinvol is om op basis van de huidige gegevens IHD op te stellen. Ook op dit gebied gaan we hier niet verder in. In het kader van het Nooddecreet (BS 20/12/2001) werden wel een aantal op de Antwerpse LO teniet gedane vogelwaarden toegewezen aan KBR. Deze 'geëxporteerde' vogelwaarden werden afgetrokken van de in stand te houden vogelwaarden voor het deelgebied 'Beverse polder' en werden zodoende al toegewezen aan KBR. Het gaat hier om 150ha weidevogelgebied, grootteorde 18 broedparen van zowel Tureluur, Grutto als Scholekster (Van Hove et al. 2005).

2.1. Kalkense meersen en omgeving

De broedvogelgegevens voor de Kalkense meersen en omgeving werden verzameld in het kader van de opstelling van een ontwerp-ecosysteemvisierapport (Degezelle et al. 2004). Voor meer details over het studiegebied en de verzamelde data verwijzen we naar dit rapport. De hier relevante gegevens voor de Kalkense meersen (zonder Berlare broek en Wijmeersen) zijn samengevat in tabel 6.3. Berlare broek en Donkmeer worden hier beschouwd als gelegen buiten het studiegebied wegens het momenteel ontbreken van een directe link met de Schelde. Nochtans blijkt uit bovengenoemde studie dat het moeilijk is om beide gebieden los van mekaar te zien. Beide gebieden werken in grote mate versterkend op mekaar, wat ook nog zal blijken uit de verdere soortbespreking. In de toekomst dient er werk gemaakt te worden van een integratie van beide deelgebieden die verder gaat dan in dit rapport behandeld (zie ontwerp-ecosysteemvisie).

2.2. Molsbroek en omgeving

De broedvogelgegevens van het Molsbroek zijn samengevat in het gelijknamige themanummer van Durme- en Scheldeland (nr2, 2005). Het inventarisatiegebied omvat het eigenlijke natuurreserveaat Molsbroek (80ha), het

aangrenzende traject van de Durme en het ingesloten gedeelte van het Vlaamse reservaat Molsbergen. Voor meer details verwijzen we naar het themanummer. De inventarisatieresultaten zijn samengevat in tabel 6.4.

2.3. Noordelijke gebied LSO (N-gebied) en Blokkersdijk

Van alle deelgebieden die vervat zijn in de Achtergrondnota Natuur Haven van Antwerpen voor het gedeelte linkerscheldeoever werden in deze studie 2 deelgebieden beschouwd als deeluitmakend van het studiegebied: Noordelijk gebied en Blokkersdijk. Vanuit IHD voor het linkerscheldeoevergebied zoals berekend in het rapport ruimtelijke scenario's werd berekend wat hierin de bijdrage van het Noordelijk gebied op zich was om tot IHD voor dit deelgebied te komen (zie tabel 6.5). Het deelgebied 'Noordelijk gebied' heeft een oppervlakte van 826 ha (Prosperpolder (429 ha), Doelpolder (318 ha) en Schor Oudendoel (79 ha)). Deze 826 ha werd in de A scenario's ingekleurd als begraasd schor (610 ha) en plas en oever (216 ha). Voor LSO werden lokale referentiedensiteiten berekend voor verschillende referentie habitattypes, welke als basis werden gebruikt voor het bepalen van de IHD LSO (Noordelijk gebied) (zie paragraaf 5.2.1).

Tabel 6.3: Lijst van broedvogelsoorten voor deelgebied Kalkense meersen.

BROEDVOGELS		Kalkense Meersen		inventarisaties in bp					Criteria			min pop
Nederlandse naam	Latijnse naam	< 1986	1986	1990-1999	2000-2005	IUCN RED LIST	Bijlage I	Aangemeld VRG	5% or m		bp	
bergeend	Tadorna tadorna				7-8						7-8	
blauwborst	Luscinia svecica		60-70		18-22		x	x			18-22	
bruine kiekendief	Circus aeruginosus				2						2	
dodaars	Trachybaptus ruficollis	1-2			1-2		x				1-2	
fuut	Podiceps cristatus				x						x	
graspieper	Anthus pratensis				25-35						25-35	
grauwe gors	Miliaria calandra	x									x	
grote karekiet	Acrocephalus arundinaceus	3-4									3-4	
grutto	Limosa limosa										25-35	
ijsvogel	Alcedo atthis	1-2	5-10	1	25-35						5	
knobbelzwaan	Cygnus olor				x		x	x			x	
krakeend	Anas strepera	>5		x	10-15						10-15	
Kuifeend	Aythya fuligula	10-15 tot 15			2-3						10-15	
Kwartelkoning	Crex crex					x	x				15	
Paapje	Saxicola rubetra	x			1				x		1	
Rietgors	Emberiza schoeniclus				25						25	
Rietzanger	Acrocephalus schoenobaenus				5						5	
Roerdomp	Botaurus stellaris		1				x	x			1	
Roodborsttapuit	Saxicola torquata	1			2						2	
Scholekster	Haematopus ostralegus				2						2	
Slobeend	Anas clypeata	20	>40		35-40				x		40	
Snor	Locustella luscinioides	12	1-2	1	1				x		12	
Spinkhaanietzanger	Locustella naevia	1	2	3	3						3	
Tafeleend	Aythya ferina	x									x	
Veldleeuwerik	Alauda arvensis		9		4						9	
Watersnip	Gallinago gallinago	x									x	
Wielewaal	Oriolus oriolus	x			4						4	
Woudaapje	Ixobrychus minutus	1	1				x	x			1	

Zomertaling	Anas querquedula	1	3	5			5
zwarte wouw	Milvus migrans	1			x	x	1

Tabel 6.4: Lijst van broedvogelsoorten voor deelgebied Molsbroek.

BROEDVOGELS	Molsbroek	inventarisaties in bp					Criteria				Min. Pop
Nederlandse naam	Latijnse naam	1968	1981	1986	1993-1995	1999-2004	IUCN RED LIST	Bijlage I	Aangemeld VRG	5%norm	bp
Bergeend	Tadorna tadorna				2-3	2-3					2-3
Blauwborst	Luscinia svecica	3	3	60-70	8	6-8		x	x		6-8
Dodaars	Trachybaptus ruficollis	5	4		6	6-9					6-9
Fuut	Podiceps cristatus		6		5-13	8-10					8-13
Geoorde fuut	Podiceps nigricollis					16-20				x	16-20
Graspieper	Anthus pratensis	1	3								1-3
Ijsvogel	Alcedo atthis	1	1	5-10	3-4	2-3		x	x		3-4
Knobbelzwaan	Cygnus olor		2		1-2	3-4					3-4
Kokmeeuw	Larus ridibundus				1800-2500	1600-2100				x	1800-2500
Krakeend	Anas strepera				6-8	7-8					7-8
Kuifeend	Aythya fuligula		1		3-6	15-17					15-17
Kwak	Nycticorax nycticorax					1		x			1
Nachtegaal	Luscinia megarhynchos				2						2
Porseleinhoen	Porzana porzana	1			7	4		x		x	4-7
Rietgors	Emberiza schoeniclus	40	16		5-6	5-6					40
Rietzanger	Acrocephalus schoenobaenus	50	18		4-5	6-8					50
Roerdomp	Botarus stellaris			1				x	x		1
Roodborsttapuit	Saxicola torquata	1									1
Slobeend	Anas clypeata		3		10	13-14					13-14
Snor	Locustella luscinioides					1					1
Sprinkhaanrietzanger	Locustella naevia				1-7	4-5					4-5
Tafeleend	Aythya ferina					2					2
Veldleeuwerik	Alauda arvensis	6									6

Wielewaal	1	1	1	1				1
Woudaapje	1		1	1		x	x	1
Zomertaling		1	3	2-3				2-3
zwarte wouw			1			x	x	1
Zwartkopmeeuw			2	4-5		x		4-5
Ortolus oriolus								
Ixobrychus minutus								
Anas querquedula								
Milvus migrans								
Larus melanocephalus								

Tabel 6.5: Lijst van broedvogelsoorten voor deelgebieden Blokkersdijk en 'Noordelijk gebied'.

BROEDVOGELS		IHD Noordelijk gebied	IHD Blokkersdijk
Nederlandse naam	Latijnse naam	bp	bp
blauwborst	Luscinia svecica	122	11-12
bruine kiekendief	Circus aeruginosus	12	2-4
Grutto		29	
kluut	Recurvirostra avosetta	450	
knobbelzwaan	Cygnus olor	10	4-9
krakeend	Anas strepera	123	
kuifeend	Aythya fuligula	93	27-52
rietzanger	Acrocephalus schoenobaenus	23	
roerdomp	Botarus stellaris		2
scholekster	Haematopus ostralegis	119	
slobeend	Anas clypeta	41	
tureluur	Tringa totanus	112	

3. Vissen en rondbekken

De kwaliteit van het visbestand in het Schelde estuarium is één van de biologische kwaliteitselementen waaraan de ecologische toestand van het overgangswater moet getoetst worden voor de KRW (zie ook hoofdstuk 3). Deze beoordeling gebeurt niet op basis van de aan- of afwezigheid van juridisch beschermde soorten, maar evaluatie van de ecologische functionaliteit van de visgemeenschap en de afwijking hiervan ten opzichte van de onverstoorde toestand moet adequaat de ecologische kwaliteit van het estuarium weergeven. Een analyse van de visgemeenschap in functie van ecology, essentiële habitatbehoefte, gedrag en indicator waarde is daartoe noodzakelijk.

3.1. Opstellen van een soortenlijst op basis van het gildenconcept

Het rivier continuüm concept (RCC, Vannote et al. 1980) beschrijft een riviersysteem als een longitudinale ecologische gradiënt. De samenstelling van de visgemeenschappen verandert geleidelijk van een relatief weinig diverse fauna met vooral stroomminnende koudwatersoorten zoals zalmachtigen tot een meer diverse fauna bestaande uit warmwatersoorten zoals karperachtigen. Tegelijk verandert het trofisch niveau van de visgemeenschap met bovenstrooms een dominantie van invertivoren, midstrooms invertivoren en piscivoren en benedenstrooms, onder semi-lentische condities, planktivore soorten. De voorspellingen van het RCC komen overeen met de zonatie van rivieren in verschillende viszones geformuleerd door Huet (1954) op basis van het verval en van soortspecifieke stroomvoorkeur. Het RCC is een longitudinaal concept en houdt geen rekening met interacties tussen de bedding, de oeverzone en de hoger gelegen overstromingsvlakte. De biologische productie van

overstromingsgebieden is echter groter dan die van de stroomcorridor zelf als gevolg van de uitwisseling van nutriënten en sedimenten tussen de rivier en het overstromingsgebied. Volgens het overstromingspulsconcept (Flood Pulse Concept, FPC, Junk et al. 1989) is deze transversale interactie een belangrijker ecologisch proces dan longitudinale processen die plaatsgrijpen in de rivier, vooral in de traag stromende laaglandrivieren van West-Europa. Voor rivieren en riviermondingen onder de invloed van het getij kan het FPC uitgebreid worden met het concept van een getijdenpuls. Immers, de extra energie via stofuitwisseling en de toegenomen beschikbaarheid aan habitat maken van overstromingsgebieden, een gunstige leefomgeving voor vissen of ze nu dagelijks dan wel jaarlijks overstromen.

De visfauna van de Zeeschelde kan ingedeeld worden in verschillende ecologische gilden op basis van de manier waarop deze verschillende natuurlijke gradiënten gebruikt worden om te paaien, op te groeien of te foerageren. Soorten worden eerst gegroepeerd op basis van hun saliniteitsvoorkeur en vervolgens volgens bepaalde levensgeschiedenissenmerken. Concreet worden aspecten van habitatvoorkeur en reproductie-ecologie gebruikt. Een indeling volgens dieet wordt als minder zinvol gezien omdat de meeste vissoorten in het estuarium zich als omnivoor gedragen. Dat wil zeggen dat in estuariene systemen, vissen zich opportunistisch voeden met de aanwezige prooien.

De indeling volgens saliniteitsvoorkeur levert vier ecologische groepen op.

- **Mariene en estuariene vissen** komen voor in het brakwatergebied van de Schelde en sommige euryhalieene vissen kunnen zelfs tot in de zoetwatergetijdenzone doordringen. Ze worden hier samen behandeld.
- **Diadrome vissen** gebruiken het hele estuarium en, bij uitbreiding, het hele stroombekken.
- **Zoetwatervissen** verdragen een zoutgehalte tot 15 psu en kunnen tot halverwege de Westerschelde voorkomen.

Voor elk van deze groepen wordt vervolgens een fijnere indeling gemaakt die gebaseerd is op het gebruik van essentiële vishabitaten die noodzakelijk zijn voor het vervolledigen van de levenscyclus. Vanuit deze habitatbenadering, en gebruik makend van kennis over de actuele toestand van elke groep inclusief de belangrijkste aspecten van hun biologie en ecologie, worden kunnen vervolgens instandhoudingdoelstellingen geformuleerd worden. We merken op dat in dit voorstel ook garnalen en krabben worden meegenomen met de behandeling van de visfauna

3.1.1. Mariene en estuariene vissoorten

De visfauna in de brakwatergetijdenzone van Zeeschelde wordt gedomineerd door 2 groepen.

- **Mariene vissoorten** die uitsluitend op zee paaien.
- **Estuariene vissoorten** met een mariene herkomst die zowel op zee als in estuaria kunnen paaien

Jonge of adulte levensstadia van beide groepen gebruiken estuaria of de kustzones op dezelfde manier als foerageergebied. De ecologie van beide groepen is bijgevolg zeer gelijkaardig. Bovendien zijn er in de gematigde zones van het Noordelijk halfrond (boreaal) geen typisch estuariene vissoorten geëvolueerd vanuit

de zoetwaterfauna noch ontstaan in het brak water zelf. De reproductie gebeurt voor alle mariene en estuariene soorten in de Noordzee of in de Westerschelde, veelal met pelagische eieren. Beide ecologische gilden worden hier dan ook samen behandeld.

Een aantal mariene vissen kunnen eerder als dwaalgasten beschouwd worden voor de Zeeschelde. Voor deze soorten vormt de Zeeschelde geen cruciaal habitat. Anderzijds gebruiken heel wat mariene vissen het brakwaterdeel van de Schelde tijdens een welbepaalde fase van hun leven. Modellerings heeft aangetoond dat zeevis die het estuarium gebruiken een veel grotere kans hebben om het eerste levensjaar te overleven.

Volgens habitatgebruik tijdens de levensgeschiedenis worden de soorten ingedeeld in volgende groepen.

- **Marien juveniele vissen** gebruiken de brakwatergetijdenzone als kinderkamer tijdens het eerste levensjaar. Voorbeelden: haring, verschillende soorten platvis, grondels, kabeljauwachtigen. Ook grijze garnaal behoort tot deze groep. De Zeeschelde fungeert voor deze soorten als essentiële habitat tijdens het eerste levensjaar.
- **Marien seizoenale vissen** gebruiken de Zeeschelde tijdens de adulte levensfase tijdens een welbepaalde periode van het jaar, ook tijdens de adulte levensfase. Ze zoeken er op seizoenale basis gunstiger condities dan op zee. De Zeeschelde vormt voor deze soorten geen essentiële habitat omdat ze het estuarium eerder facultatief gebruiken. Voorbeelden: sprot, ansjovis.
- **Estuariene vissen** gebruiken de Zeeschelde als kinderkamer tijdens het eerste levensjaar en op seizoenale basis tijdens de oudere levensstadia. De Schelde vormt voor deze soorten een essentiële habitat. Over het algemeen is de levensgeschiedenis van de estuariene vissoorten in de Zeeschelde minder goed gekend en is het niet duidelijk waar ze paaïen of welke habitat ze prefereren. Voorbeelden: dikkopje, brakwatergrondel, kleine zeenaald.
- **Mariene dwaalgasten** zijn typische zee-soorten die toevallig in het estuarium terecht komen. De Zeeschelde is voor deze soorten geen cruciale habitat. Voorbeelden: makreelgeep.

Tabel 6.6 geeft een overzicht van de huidige mariene-estuariene visfauna in de Zeeschelde.

Tabel 6.6: Soortenlijst mariene en estuariene vissen, aangevuld met garnalen en krabben. Gilde-indeling volgens de levensgeschiedenis (zie tekst). Voor de belangrijkste soorten wordt de maand waarin de piekdensiteiten worden verwacht gegeven in de kolom 'topmaand'.

Soort	Wetenschappelijke naam	Gilde ⁽¹⁾	Topmaand
ansjovis	<i>Engraulis encrasicolus</i>	MS	9
brakwatergrondel	<i>Pomatoschistus microps</i>	ER	10
congeraal	<i>Conger conger</i>	MA	
dikkopje	<i>Pomatoschistus minutus</i>	ER	10
geep	<i>Belone belone</i>	MS	
glasgrondel	<i>Aphia minuta</i>	ER	
griet	<i>Scophthalmus rhombus</i>	MJ	11
grote zeenaald	<i>Syngnathus acus</i>	ER	10
haring	<i>Clupea harengus</i>	MJ	12
harnasmannetje	<i>Agonus cataphractus</i>	ER	
horsmakreel	<i>Trachurus trachurus</i>	MA	

Soort	Wetenschappelijke naam	Gilde(1)	Topmaand
kabeljauw	<i>Gadus morhua</i>	MJ	12
kleine pieterman	<i>Echiichthys vipera</i>	MA	
kleine zandspiering	<i>Ammodytes tobianus</i>	ER	4
kleine zeenaald	<i>Syngnathus rostellatus</i>	ER	8
koornaarvis	<i>Atherina presbyter</i>	MJ	7
Lozano's grondel	<i>Pomatoschistus lozanoi</i>	MA	
makreelgeep	<i>Scomberesox saurus</i>	MA	
mul	<i>Mullus surmuletus</i>	MA	
pitvis	<i>Callionymus lyra</i>	MA	
puttaal	<i>Zoarces viviparus</i>	ER	
rode poon	<i>Trigla lucerna</i>	MJ	6
schar	<i>Limanda limanda</i>	MJ	11
schol	<i>Pleuronectes platessa</i>	MJ	2
schurftvis	<i>Arnoglossus laterna</i>	MA	
slakdolf	<i>Liparis liparis</i>	ER	
smelt	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	MA	
snotolf	<i>Cyclopterus lumpus</i>	MS	
sprot	<i>Sprattus sprattus</i>	MS	
steenbol	<i>Trisopterus luscus</i>	MJ	7
tarbot	<i>Scophthalmus maximus</i>	MJ	
tong	<i>Solea solea</i>	MJ	7
vijdradige meun	<i>Ciliata mustela</i>	MS	12
wijting	<i>Merlangius merlangus</i>	MJ	11
zeebaars	<i>Dicentrarchus labrax</i>	MJ	9
zeedonderpad	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	ER	
grijze garnaal	<i>Crangon crangon</i>	MJ	10
steurgarnaal	<i>Palaemonetes varians</i>	ER	
strandkrab	<i>Carcinus maenas</i>	MJ	8

(1) MJ: Marien juveniele vissen; MS: marien seizoenale vissen; MA mariene dwaalgasten; ER: estuariene vissen met mariene origine

3.1.2. Diadrome vissoorten

Diadrome vissoorten zijn vissoorten die migreren tussen zoet en zout. De meeste diadrome vissoorten komen uit relatief primitieve families van vissen: prikken, steuren, alen, zalmen, en haringen. Diadromie kan, afhankelijk van de soort, obligaat of facultatief zijn.. Diadrome vissen worden onderverdeeld in:

- **Anadrome vissen** die het grootste deel van hun leven doorbrengen op zee. Om te paaien migreren ze naar zoet water (pelagiaal in de geul van het estuarium of van de bovenstroomse rivier, of op een bedding van grind en kiezel). Voor deze vissen fungeert de Zeeschelde als onmisbare schakel tussen de Noordzee, hun foerageergebied, en de rivier waar ze paaien. Het ganse getijden gebied is bovendien cruciale kinderkamer voor jonge anadrome vis. Voorbeelden: sommige zalmachtigen, haringachtigen, prikken..
- **Katadrome vissen** brengen het grootste deel van hun leven door in zoetwater en migreren naar zee om te paaien. Voor katadrome vissen is de Zeeschelde geen essentieel habitat maar een aantrekkelijk alternatief. Door de slechte

waterkwaliteit is de kinderkamer- en foerageerfunctie momenteel sterk onderbenut. Voorbeelden: paling, bot, dunlipharder.

Het paaihabitat wordt gebruikt om de diadrome visfauna verder op te delen.

- **Pelagofielen** paaieren in open water.
- **Lithofielen** paaieren op kiezel met benthische larven
- **Lithofiele broedverbergers**: paaieren op kiezel met benthische larven

Paaiplaatsen bevinden zich in de Boven Zeeschelde maar vooral in de Netes en de hoofdstroom van de Bovenschelde. Zuurstofgebrek en het sluizencomplex in Merelbeke en de stuwen te Asper vormen migratiebarrières. Daarnaast is het uniforme snelle stroompatroon in de bovenstroomse rivieren problematisch voor de pelagofielen.

Tabel 6.7 geeft een lijst met de huidige en historische vertegenwoordigers van de diadrome visfauna in het Scheldebekken. Sporadisch wordt Siberische steur *Acipenser baeri* gevangen. Deze soort is een exoot en wordt hier niet verder behandeld. Driedoornige stekelbaars *Gasterosteus aculeatus* wordt door sommige auteurs beschouwd als een diadrome vissoort. Hier wordt deze soort onderverdeeld bij de zoetwatersoorten.

Tabel 6.7: Historische soortenlijst diadrome vissoorten (zie tekst). De laatste kolom bevat de soortspecifieke zuurstofconcentratie waarbij de kans op migratie groter is dan 50% (Maes et al. 2005). Voor de zalmachtigen, prikken en steur is momenteel geen drempelwaarde beschikbaar en wordt de waarde van spiering voorgesteld (6 mg L⁻¹).

Soort	Wetenschappelijke naam	Ecologische klasse ⁽¹⁾	Paaisubstraat ⁽²⁾	Drempelwaarde voor zuurstof
Bot*	<i>Platichthys flesus</i>	K	P1	4
Dunlipharder*	<i>Liza ramada</i>	K	P1	10
Elft [†]	<i>Alosa alosa</i>	A	P1	8
Fint [°]	<i>Alosa fallax</i>	A	P1	8
Houting [†]	<i>Coregonus lavaretus</i>	A	P1	6
Paling*	<i>Anguilla anguilla</i>	K	P1	1.5
Rivierprik*	<i>Lampetra fluviatilis</i>	A	P3	6
Spiering*	<i>Osmerus eperlanus</i>	A	P1	6
Steur [†]	<i>Acipenser sturio</i>	A	P3	6
Zalm [†]	<i>Salmo salar</i>	A	P7	6
Zeeforel [°]	<i>Salmo trutta</i>	A	P7	6
Zeeprik [°]	<i>Petromyzon marinus</i>	A	P3	6

* soort met momenteel een leefbare populatie in het Scheldebekken

[†] soort momenteel lokaal uitgestorven

[°] soort aangetroffen in de Beneden-Zeeschelde, maar paait niet.

⁽¹⁾ A: anadroom; K: katadroom.

⁽²⁾ P1: pelagische paaiers; P3: kiezelsubstraat paaiers met benthische larven; P7: nestverbergers, kiezelsubstraat paaiers met benthische larven.

3.1.3. Zoetwatervissen

Zoetwatervissen van de Zeeschelde kunnen getypeerd worden langs de transversale gradiënt, op basis van hun stroompreferentie.

- **Rheofiele vissoorten** zijn soorten waarvan een of meerdere levensstadia gebonden zijn aan stromend water. De rheofiele vissoorten vormen vanuit de grootste groep en worden verder onderverdeeld in subgilden.
 - o **Rheofiel a vissen:** deze vissoorten gebruiken enkel de hoofdstroom en de oeverzone van een rivier. In deze groep worden door sommige auteurs ook de anadrome soorten ingesloten maar die werden hier apart behandeld. Alle rheofiele a soorten die in de Zeeschelde voorkomen paaien verder stroomopwaarts, de Zeeschelde kan fungeren als foerageergebied maar vormt geen essentiële habitat;
 - o **Rheofiel b vissen:** soorten waarvan sommige levensstadia (juvenile) gebonden zijn aan zijwateren of aantakkingen zonder getijdenwerking, die in permanent open verbinding staan met de rivier. Het zoetwatergetijdengebied is een potentiële kinderkamer en foerageergebied maar geen essentieel habitat. Het essentieel habitat is meer stroomopwaarts gesitueerd, vb. in de Grote Nete.
 - o **Rheofiel c vissen:** waarvan alle vertegenwoordigers tevens behoren tot de diadrome fauna, die hier apart behandeld werd.
- **Eurytope vissen** voelen zich thuis zowel in stromend als in stilstaand water en alle levensstadia worden in vrijwel alle watertypen aangetroffen. Overstromingsgebieden en zijrivieren zijn essentiële habitats voor deze soorten. Ze paaien op aquatische vegetaties of overstroomde landvegetaties. De jongen overleven na het terugtrekken van het water in grachten en vijvers en kunnen bij een volgende overstroming migreren naar de hoofdstroom.
- **Limnofiele vissoorten** hebben een voorkeur voor stilstaand of zwakstromend water en het zijn soorten waarvan een of meer levensstadia gebonden zijn aan de aanwezigheid van waterplanten. Stromende wateren zijn geen essentiële habitat voor deze groep.

Tabel 6.8 geeft een overzicht van de zoetwatervissen in het estuarium van de Schelde.

Tabel 6.8: Referentielijst voor het zoetwatervisbestand in de zoetwatergetijdenzone van de Schelde en zijrivieren. Aan elke soort werd een hoofdtype volgens stroompreferentie toegekend en tevens werd het paaisubstraat vermeld. Exoten (vissoorten geïntroduceerd na 1950) zijn aangegeven in grijs en kregen geen typering. Soorten in het vet zijn typisch voor het potamon, de andere soorten komen voor in het potamon maar zijn typisch voor het rithron.

Soort	Wetenschappelijke naam	Type vissoort ⁽¹⁾	Voortplantings-substraat ⁽²⁾
Alver	<i>Alburnus alburnus</i>	E	P4
Amerikaanse meerval	<i>Ictalurus punctatus</i>		
Baars	<i>Perca fluviatilis</i>	E	P4
Barbeel	<i>Barbus barbus</i>	A	P3
Bermpje	<i>Barbatula barbatula</i>	A	P4,P6
Bittervoorn	<i>Rhodeus sericeus</i>	L	P8
Blankvoorn	<i>Rutilus rutilus</i>	E	P4
Blauwbandgrondel	<i>Pseudorasbora parva</i>		
Brasem	<i>Abramis brama</i>	E	P4
bruine Amerikaanse dwergmeerval	<i>Ameiurus melas</i>		

driedoornige stekelbaars	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	E	P10
Elrits	<i>Phoxinus phoxinus</i>	A	P3
Giebel	<i>Carassius auratus gibelio</i>	L	P5
Soort	Wetenschappelijke naam	Type vissoort (1)	Voortplantings-substraat (2)
Graskarper	<i>Ctenopharyngodon idella</i>		
grote modderkruiper	<i>Misgurnus fossilis</i>	L	P4
Karper	<i>Cyprinus carpio</i>	E	P5
kleine modderkruiper	<i>Cobitis taenia</i>	B	P5
Kolblei	<i>Blicca bjoerkna</i>	E	P5
Kopvoorn	<i>Leuciscus cephalus</i>	A	P4
Kroeskarper	<i>Carassius carassius</i>	L	P5
Kwabaal	<i>Lota lota</i>	B	P2
Europese Meerval	<i>Silurus glanis</i>	E	P11
Pos	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	E	P4
Rietvoorn	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	L	P5
Rivierdonderpad	<i>Cottus gobio</i>	A	P9
Riviergrondel	<i>Gobio gobio</i>	B	P4
Serpeling	<i>Leuciscus leuciscus</i>	A	P3
Sneep		A	P3
Snoek	<i>Esox lucius</i>	L	P5
Snoekbaars	<i>Stizostedion lucioperca</i>	E	P11
tiendoornige stekelbaars	<i>Pungitius pungitius</i>	E	P10
Vetje	<i>Leucaspisus delineatus</i>	L	P11
Winde	<i>Leuciscus idus</i>	B	P4
Zeelt	<i>Tinca tinca</i>	L	P5
Zonnebaars	<i>Lepomis gibbosus</i>		

(1): A: rheofiel a; B: rheofiel b; E: eurytoop; L: limnofiel;

(2) P1: Pelagische paaiers in open water (pelagofielen); P2: Kiezelsubstraat paaiers met pelagische larven (lithopelagofielen); P3: Kiezelsubstraat paaiers met bentische larven (lithofielen); P4: Plant- en/of substraatpaaiers (fytolithofielen); P5: Plantpaaiers (obligaat) (fytofielen); P6: Zand- en/of slibpaaiers (psammofielen); P7: Broedverbergende kiezelsubstraat paaiers met bentische substraatlarven (lithofielen); P8: Eileg in andere levende organismen (vb. mosselen) (ostracofielen); P9: Nestbewakende kiezelsubstraat paaiers (lithofielen); P10: Nestbewakende lijmnest paaiers (ariadnofielen); P11: Nestbewakende plantsubstraatnest paaiers (fytofielen)

4. Instandhoudingsdoelstellingen soorten en aantallen

4.1. Inleiding

Er van uitgaande dat het studiegebied in zijn huidige toestand niet kan beschouwd worden als zijnde in 'goede staat van instandhouding' (zie Hoofdstuk 2) is het niet mogelijk om de doelstellingen louter te baseren op de soorten en aantallen die momenteel aanwezig zijn in het studiegebied. Daarom werd er hier uitgegaan van soortenlijsten opgesteld op basis van internationale, nationale en regionale regelgeving en overeenkomsten.

Bij het opstellen van de doelstellingen gaan we ervan uit dat het studiegebied, indien in goede staat van instandhouding, potentieel leefruimte kan bieden aan meer soorten en aantallen dan momenteel het geval is. Als algemene doelstelling voor de soorten in de lijsten voor zich reproducerende soorten gaan we er vanuit dat er binnen het studiegebied minimaal ruimte zou moeten zijn voor 1 kernpopulatie van elk van

deze soorten. In onderstaande paragrafen wordt deze heel algemene doelstelling echter per groep meer gedetailleerd uitgewerkt.

Een kernpopulatie leeft in een kerngebied dat zodanig van omvang en kwaliteit is dat de kans op lokaal uitsterven van de populatie kleiner is dan 5% op 100 jaar. De grootte van een kernpopulatie is uiteraard soortspecifiek. Anderzijds is het toch wel mogelijk om een vuistregel te hanteren omdat de kans op uitsterven sterk afhankelijk is van bv. de maximale leeftijd en de reproductieve capaciteiten van de soort. Bij afwezigheid van afdoende kennis gaan we er hier van uit dat voor grotere/langlevende soorten de omvang van een kernpopulatie minimaal 20-25 reproducerende eenheden zijn en voor kleinere/kortlevende soorten minimaal 40 (Pouwels, R. Et al., 2002; Den Boer, T. 2001)

We leggen er hier de nadruk op dat voor soorten die momenteel niet aanwezig zijn binnen het studiegebied de doelstellingen geen uitspraak willen doen over de effectieve aanwezigheid van deze soorten binnen het studiegebied. Wel zeggen de doelstellingen dat er potentiële leefruimte (areaal, habitat, randvoorwaarden, ...) dient aanwezig te zijn om kernpopulaties van deze soorten te onderhouden. De effectieve terugkeer van deze soorten hangt in belangrijke mate af van populatieontwikkelingen op internationaal niveau, meer in het bijzonder in de ons omringende gebieden, of in andere delen van Vlaanderen. Voor een aantal soorten tekenen er zich echter relatief gunstige populatieontwikkelingen af in ons omringende gebieden (bv. bever, otter, kwartelkoning) waardoor het scheppen van extra ruimte voor deze soorten vrij snel een gunstige invloed zou kunnen hebben op het duurzame voortbestaan van deze soorten. Daarnaast hangt het van beleidsbeslissingen af of er effectief kan/moet ingegrepen worden om de aanwezigheid van deze soorten te promoten, bv. door een herintroductieprogramma.

Voor een aantal soorten worden hier meer in detail doelstellingen opgesteld. Deze soorten zijn in de eerste plaats soorten van groot internationaal belang (IUCN Red List). Anderzijds zijn dit ook overwegend kritische soorten naar areaal en habitatkwaliteit. We gaan er hier ook vanuit dat het bereiken van de minimale voorwaarden om terug leefbare kernpopulaties van deze soorten in het studiegebied onder te brengen tevens betekent dat de habitatkwaliteit ook voor vele andere soorten (die gebruik maken van dezelfde habitattypes) gunstig zal evolueren. Voor sommige soorten is het, gegeven de huidige stand van de kennis, mogelijk om meer gedetailleerde doelstellingen op te stellen, terwijl dit voor andere soorten en soortgroepen niet mogelijk is.

In Bijlage 6.1 werd er voor de individueel besproken soorten en soortgroepen extra randinformatie gebundeld die verduidelijkt hoe er tot de geformuleerde doelstellingen gekomen werd.

4.2. Instandhoudingsdoelstellingen zoogdieren

Algemene doelstellingen

Het studiegebied dient voldoende ruimte en geschikt habitat te omvatten binnen strikt beschermde natuurgebieden,

- om voor momenteel niet aanwezige aandachtsoorten potentiële leefgebieden voor minimaal 1 leefbare populatie te creëren/onderhouden (bever, otter);

- voor momenteel aanwezige aandachtsoorten minimum 1 leefbare kernpopulatie te onderhouden (dwergmuis, meervleermuis, rosse vleermuis, ruige dwergvleermuis, waterspitsmuis, watervleermuis);
- voor soorten die momenteel in grotere aantallen aanwezig zijn minimum het huidige populatieniveau te handhaven. Momenteel zijn geen aantalsgegevens van zoogdieren beschikbaar die toelaten een soortenlijst op te stellen.
- voor gewone zeehond zal deze doelstelling moeten gezien worden in één geheel met de Westerschelde.

Bever

Op initiatief van de afdeling Natuur van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap werd opdracht gegeven aan Alterra tot een verkennende studie naar de mogelijkheden voor de bever langs de Dijle en enkele zijbeken, de Rupel, de Zeeschelde van Gent tot Antwerpen en de Durme tot Lokeren.. De resultaten van dit onderzoek zijn terug te vinden in Niewold, F.J.J., 2003, 2004.

Alterra 705 bestudeerde de haalbaarheid van de vestiging van bevers binnen het Scheldebekken omdat hier verschillende zones als primaire aandachtsgebieden inzake natuurbehoud en natuurontwikkeling beschouwd worden en grote oppervlaktes al een zekere beschermingsstatus genieten of een (potentieel) belangrijke rol inzake waterbeheer vervullen. Voor veel van deze gebieden worden allerlei natuurontwikkelingsplannen voorbereid. Deze potentiële leefgebieden zijn echter niet opgenomen in het Alterra 705 rapport vanwege het onzekere karakter van de verschillende projecten op het moment van de studie (Niewold, F.J.J., 2003).

Aan de hand van de kartering van potentiële leefgebieden kon worden vastgesteld dat binnen het studiegebied (zie hoger) ruim voldoende ruimte aanwezig is voor een levensvatbare beverpopulatie bestaande uit minstens 40 families (ca.160 dieren). Buiten deze potentiële beverleefgebieden zijn tevens minder geschikte gebieden aanwezig, die in combinatie met aangrenzende gebieden door bevers zijn te koloniseren.

Het studiegebied dient voldoende ruimte en geschikt habitat te omvatten binnen strikt beschermde natuurgebieden voor een potentiële populatie bevers van minimum 40 families (ca. 160 individuen), verspreid over verschillende deelgebieden.

Het is ook de verwachting dat binnen direct aangrenzende, maar niet onderzochte valleien, riviervlakten, vijvers en plassen eveneens nog vele geschikte leefgebieden aanwezig zijn waar bevers een kans zouden kunnen krijgen. Het gaat bijvoorbeeld om de zijbeken van het Dijlebekken en het bekken van de Nete. Ook in het Scheldebekken zijn stroomopwaarts van Gent nog vele geschikte bevergebieden aanwezig.

Het studiegebied dient voldoende connectiviteit te kennen om de verschillende deelgebieden van de bever voor deze soort functioneel met mekaar te verbinden. Migratie knelpunten dienen vermeden/opgeheven te worden. Fasering is hier mogelijk gezien de soort momenteel nog niet aanwezig is in het studiegebied. Gezien de soort echter wel al terug aanwezig is in Vlaanderen dienen prioritair de migratiemogelijkheden tussen het huidige verspreidingsgebied en het studiegebied geoptimaliseerd te worden.

Otter

Het habitatrictlijngebied 'estuarium van de Schelde' is bij uitstek typisch otterleefgebied. Het is trouwens ook een van de laatste plaatsen waar otter in Vlaanderen werd waargenomen (omgeving Kalkense meersen, Berlare broek, Donkmeer). De omvang van het habitatrictlijngebied en de situering ervan langs een continu rivierenstelsel moet in theorie volstaan om een duurzame leefbare otterpopulatie te herbergen. Om de otter enige kans te gunnen om terug te keren in het stroomgebied van de Schelde is het echter noodzakelijk om, verspreid over het gehele gebied, een aantal uitgebreide kerngebieden te voorzien die voldoende groot zijn en voldoende rustig om een aantal otterfamilies te herbergen als bronpopulaties. Een meer natuurvriendelijke oeverbeschoeiing van de rivieroever zal ook een cruciale rol spelen in de verplaatsingsmogelijkheden van individuen tussen leefgebieden. Het zal dan in de toekomst ook nodig zijn om een gedetailleerde knelpuntenanalyse en -remediering uit te voeren voor het hele gebied.

Het studiegebied dient voldoende ruimte en geschikt habitat te omvatten binnen strikt beschermde natuurgebieden om potentieel een leefbare kernpopulatie van de otter te onderhouden. Er dient minimaal potentie aanwezig te zijn voor de vestiging van 20-25 individuen verspreid over 3-4 deelgebieden.

Het studiegebied dient voldoende connectiviteit te kennen om de verschillende deelleefgebieden van de otter voor deze soort functioneel met mekaar te verbinden. Migratie knelpunten dienen vermeden/opgeheven te worden. Fasering is hier mogelijk gezien de soort momenteel nog niet aanwezig is in het studiegebied.

Vleermuizen

Gezien de huidige stand van de kennis over vleermuizen is het niet mogelijk om kwantitatieve doelstellingen te formuleren, noch naar soorten toe, noch naar aantallen.

Er moet naar gestreefd worden om een zo volledig mogelijke vleermuizenfauna te bereiken, met de aanwezigheid van alle te verwachten soorten in gunstige aantallen.

4.3. Instandhoudingsdoelstellingen broedvogels

Algemene doelstellingen

Het studiegebied dient voldoende ruimte en geschikt habitat te omvatten binnen strikt beschermde natuurgebieden om

- voor momenteel niet aanwezige aandachtsoorten, potentiële leefgebieden voor minimaal 1 leefbare populatie te garanderen;
- voor een aantal aandachtsoorten met grote areaal behoeften en kleine potentiële populaties potentiële, aanwezigheid van 1 of meerdere broedparen (grauwe kiekendief, visarend, wespandief, zeearend, zwarte wouw);
- voor momenteel aanwezige aandachtsoorten, minimum 1 leefbare kernpopulatie te onderhouden;
- voor een overzicht van de soorten en aantallen zie verder (tabel 6.20).

Het studiegebied dient afdoende connectiviteit te kennen om de verschillende deel leefgebieden van de hierboven opgesomde soorten functioneel met mekaar te verbinden. Dispersie knelpunten dienen vermeden/opgeheven te worden.

Kwartelkoning

Gezien het internationale belang van de ze soort, en de gunstige populatietendensen in gebieden rond Vlaanderen (met name in Nederland) is het belangrijk dat ook Vlaanderen kansen biedt voor deze soort om het areaal uit te breiden. De soort is daarenboven nog (zeer lokaal) aanwezig als broedvogel in Vlaanderen.

Gezien de zeer specifieke habitateisen van de kwartelkoning dienen voldoende grote, specifieke aandachtsgebieden binnen strikt beschermd natuurgebied gedefinieerd te worden. Vooral ook naar beheer toe zullen deze gebieden aan specifieke eisen moeten voldoen.

Binnen het studiegebied dienen voldoende potentiële leefgebieden voorzien te worden voor de vestiging van minimaal 1 leefbare kernpopulatie (min. 40 broedparen), verspreid over minimaal 2-3 deelgebieden. Gezien de mobiliteit van deze soort zal connectiviteit tussen deelgebieden hier minder cruciaal zijn.

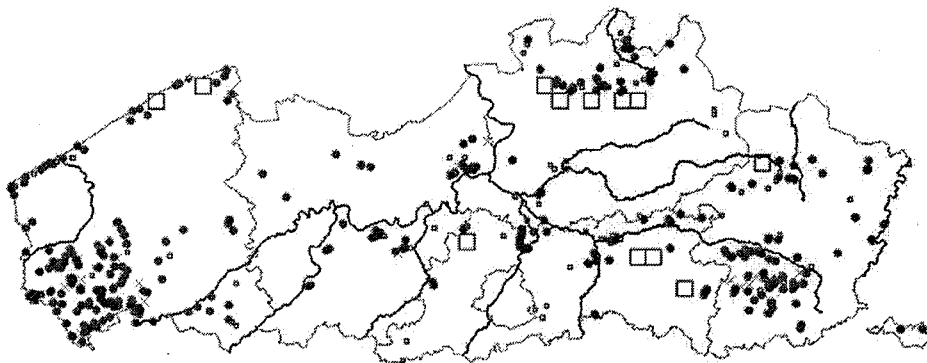
4.4. Instandhoudingsdoelstellingen amfibieën en reptielen

Algemene doelstellingen

Het studiegebied dient voldoende ruimte en geschikt habitat te omvatten binnen strikt beschermde natuurgebieden om potentieel een leefbare kernpopulatie te onderhouden van de volgende soorten: rugstreeppad, kamsalamander.

Hoewel het habitatrictlijngebied werd aangemeld werd voor kamsalamander komt de soort momenteel niet of in zeer beperkte mate voor binnen de grenzen van het studiegebied (zie figuur 6.1, data D. Bauwens, IN). Er zijn weinig (of eerder geen) vindplaatsen in de buurt van de Schelde(vallei). De locaties nabij Kruibeke - Temse liggen allemaal duidelijk buiten de valleigronden. In de valleien van Zenne, Demer en Dijle zijn er wel wat vindplaatsen.

De rugstreeppad is eerder een soort van droge zandgronden, en niet van valleigebieden. Op de Anwerpse linkeroever komt de soort echter in sommige locaties talrijk voor. Hier wordt niet verder ingegaan op deze soort. Voor een verder behandeling van deze soort verwijzen we naar het rapport 'Ecologische Infrastructuur Antwerpse zeehaven' (Natuurpunt 2005) en naar de in opmaak zijnde Larch analyse voor deze soort (Havenbedrijf, Alterra).



Figuur 6.1: Voorkomen van Kamsalamander in Vlaanderen. Bolletjes: ligging van poelen waar Tc werd gevonden (groen: voor 2000, rood: vanaf 2000; groen wil niet zeggen dat de soort er verdwenen is, niet alle gekende locaties werden na 2000 onderzocht). Rood kruisje: poel waarin Tc werd waargenomen voor 2000, maar die na 2000 niet meer werd aangetroffen (poel gedempt). Kleine groene vierkantjes: kilometerhokken waarin Tc werd gevonden (exacte locatie binnen hok niet gekend). Grote groene vierkantjes: uurhokken waarin Tc werd gevonden (exacte locatie binnen hok niet gekend, alle hokken hebben betrekking op waarnemingen verricht voor 2000).

4.5. Instandhoudingsdoelstellingen vissen en rondbekken

Algemene doelstellingen

Op basis van de soortenlijsten die opgesteld werden aan de hand van diverse regelgevingen (zie hoger) komen we tot volgende algemene doelstellingen voor vissoorten.

Het studiegebied dient afdoende waterkwaliteit en voldoende structurele kwaliteit te kennen om potentiële leefbare kernpopulaties van volgen vissoorten te herbergen: bittervoorn, elft, Europese meerval, fint, grote modderkruiper, kleine modderkruiper, paling, rivierdonderpad, rivierprik, spiering, zeeforel

Naast deze soortbenadering worden ook kwalitatieve functionele doelstellingen geformuleerd voor de visgemeenschap van het studiegebied.

Algemene functionele doelstellingen

Het uitvoeren van gepaste maatregelen moet op termijn leiden tot een gediversifieerd visbestand dat de toets zoals opgelegd door KRW kan doorstaan. Dat wil zeggen dat de samenstelling van het Zeeschelde visbestand in 2015 vergelijkbaar moet zijn met dat van een referentievisbestand voor een brak- en zoetwatergetijdenzone en aan de beoordeling 'goed' op basis van de estuariene visindex (Breine et al., in prep) moet

voldoen. We verwijzen eveneens naar deze estuariene visindex voor een correcte beschrijving van de referentietoestand. Inrichtingsmaatregelen kunnen echter slechts effectief zijn als eerst ook de waterkwaliteit voldoet aan de norm voor viswater. Een goede waterkwaliteit, en in het bijzonder een zuurstofconcentratie die nooit lager is dan 5 mg L^{-1} , zijn absolute beginvoorwaarden (zie Hoofdstuk 4)

Doelstellingen per ecologische gilde

Voor elke ecologische gilde binnen de (potentiële) visgemeenschap worden algemene doelstellingen geformuleerd. Deze worden verder gespecificeerd voor de subgroepen die afhankelijk zijn van essentiële vishabitats in de Zeeschelde om hun levenscyclus te vervolledigen. Daarnaast zijn er ook nog mariene, estuariene, diadrome én zoetwatersoorten waarvoor de Zeeschelde niet-essentieel habitat vormt en waarvoor geen specifieke doelstellingen geformuleerd zullen worden (bv. dwaalgasten). Frequentie waarnemingen van deze soorten in het Schelde-estuarium zullen uiteraard mede getuigen van de goede ecologische kwaliteit van het de Schelde.

Mariene en estuariene vissen

De doelstellingen voor deze groep situeren zich vooral de brakwaterzone van de Beneden Zeeschelde. Een seizoenaal patroon van opeenvolgende migratiegolven van jonge vis tussen de zee en de brakwaterzone is een vrij stabiel gegeven voor estuaria die uitmonden in de Noordzee. Voor specificaties van dit seizoenaal patroon wordt verwezen naar tabel 6.6 waarin de verwachte maanden van piekdensiteiten voor iedere soort wordt weergegeven. Ernstige afwijkingen hiervan kunnen als een ecosysteemdeficiëntie beschouwd worden. Het seizoenaal patroon in de Zeeschelde is vrij intact, de soorten die verwacht worden zijn aanwezig. Echter, de huidige lage densiteiten wijzen op onvoldoende draagkracht, veroorzaakt door habitatverstoring of ongelijkmatige spreiding van geschikt habitat. Op basis hiervan wordt de onderstaande algemene doelstelling geformuleerd voor marien-estuariene vissen.

Het uitgesproken seizoenaal karakter in de soortensamenstelling van de marien-estuariene visgemeenschap in de Zeeschelde bestaande uit marien juveniele vissen, marien seizoenale vissen en estuariene vissen en de draagkracht van het estuarium voor jonge vis duiden op de jaarrond goede invulling van de kinderkamer- en foerageerfunctie. Het instandhouden en ondersteunen van deze seizoenale dynamiek is een prioritaire doelstelling voor het visbeleid in de Beneden-Zeeschelde.

Doelstelling voor Marien juveniele vissen:

De Beneden Zeeschelde draagt door haar goede kinderkamerfunctie significant bij tot de rekrutering van jonge vis tot de volwassen commerciële visstocks van haring, tong, zeebaars, wijting, schar en schor op de Noordzee. Hiertoe is wordt er voldoende areaal luwe slikken, schorkreken, schorren en ondiepe subtidale gebieden ontwikkeld die een hoog voedselaanbod en bescherming kunnen garanderen.

M.a.w. slik en schorgebieden die voldoen aan de goede habitatkwaliteit zoals die beschreven is in hoofdstuk 4 en die over voldoende bandbreedte beschikken om een dynamisch gediversifieerd habitat te ontwikkelen. Substantiële uitbreiding van het areaal intergetijdengebied in de Beneden Zeeschelde is hiervoor nodig.

Doelstelling voor Estuariene vissen:

Brakwatergrondel, dikkopje, puitaal, kleine zeenaald en slakdolf vinden in de Beneden Zeeschelde voldoende foerageerhabitat om duurzame populaties te ontwikkelen. Hiertoe beschikken zij over een voldoende groot areaal laagdynamisch ondiepwater en intergetijdengebied van goede kwaliteit.

Voor marien seizoenale vissen en mariene dwaalgasten worden geen specifieke doelstellingen geformuleerd maar zij worden eveneens in grotere densiteiten verwacht indien de habitatkwaliteit van de Zeeschelde voldoet aan de eisen om bovenstaande doelstellingen te realiseren.

Diadrome vissen

Voor diadrome vissen is de volledige Zeeschelde van de grens tot het einde van de getijdenlimiet essentieel habitat. Bovendien moeten ook de bovenstroomse gebieden aan bepaalde kwaliteitseisen voldoen om duurzame populaties te kunnen ontwikkelen. Het herstel van de diadrome visfauna vormt dus als geen ander een toetsteen om het herstel van het Schelde-ecosysteem af te wegen aan volgende *algemene doelstelling*:

Het voorkomen van 0-groep (individueen die nog geen winter hebben doorgemaakt) katadrome en anadrome vissen in het zoetwatergetijdengebied van de Zeeschelde wijst op de volledige functie-invulling van het Scheldebekken als habitat voor diadrome soorten.

Deze doelstelling impliceert dat:

- de waterkwaliteit geen effectieve migratiebarrière meer vormt voor diadrome vissen (zie hoofdstuk 4)
- stuwen en sluizencomplexen zodanig aangepast zijn dat ze geen migratiebarrière meer vormen naar de Bovenschelde en de zijrivieren
- de zoet-brakke overgangszone als paaihabitat kan fungeren doordat er ook luwere zones zijn in het stromingspatroon
- er in de volledige getijdenzone voldoende intergetijdengebieden van goede kwaliteit zijn die als kinderkamer en foerageer gebied fungeren
- er in de Bovenschelde en zijrivieren geschikt paaihabitat is voor anadrome vissoorten

Doelstelling voor Anadrome vissen:

Het Scheldebekken heeft op korte termijn (2010) zichzelf instandhoudende populaties van rivierprik, fint, spiering en van zeeprik elft en houting op middellange termijn (2020).

Deze doelstelling impliceert dat:

- de rivierprik niet langer gehinderd wordt om naar de Bovenschelde te migreren doordat er aangepaste vispassages zijn aan de stuwen en sluizen (zie Buysse et al., 2004).
- de zuurstofspanning voldoende hoog is voor fint en elft om de hoofdstroom van de Netes en de Bovenschelde te bereiken.

- in de volledige getijdenzone voldoende luwe en gediversifieerde intergetijden en ondiepe subtidale gebieden met voldoende diverse en abundante voedselorganismen ontwikkeld worden.
- het uniforme snelle stroompatroon in deze bovenstroomse gebieden gediversifieerd is, met luwere zones, om het broedsucces van de pelagische paaiers te optimaliseren.

Andere anadrome vissoorten zoals zalm, zeeforel en steur werden vroeger vermoedelijk eerder waargenomen als dwaalgasten, afkomstig van Nederlandse, Duitse, Engelse en Franse populaties, waar geschiktere landschappelijke elementen en paaihabitat aanwezig zijn. Voor deze soorten worden hier geen concrete maatregelen geformuleerd omdat we er vanuit gaan dat Vlaamse laaglandbeken en -rivieren niet als prioritaire en essentiële vishabitats fungeren voor deze deelcomponent van de visfauna.

Voor *katadrome vissen* is de Zeeschelde geen essentiële habitat, er worden dus geen specifieke bijkomende doelstellingen voor geformuleerd. Voor de optimalisatie van de Zeeschelde als passageroute en opgroei gebied voor paling, bot en dunlipharder gelden echter dezelfde knelpunten en opties als voor anadrome soorten. Het realiseren van de IHD's voor anadrome vissen zal dus ook de katadrome soorten ten goede komen.

Zoetwatervissen

Doelstellingen voor deze gilde situeren zich vooral in het zoetwatergetijdengebied. Op basis van de typering van het zoetwatervisbestand en de specifieke habitatvereisten van de verschillende componenten van de zoetwatervisfauna is het duidelijk dat het zoetwatergetijdengebied, inclusief (toekomstige) overstromingsgebieden, een essentieel vishabitat vormt voor eurytope vissen. Rheofiele vissen gebruiken het gebied als foerageerzone maar ze zijn voor het vervullen van hun levenscyclus gebonden aan specifieke habitats die stroomopwaarts de getijdenzone voorkomen. Bijgevolg kunnen we de volgende *algemene doelstelling* formuleren.

Eurytope vissoorten (blankvoorn, brasem, pos, baars, alver, karper, koblei en snoekbaars) houden duurzame populaties in stand in het zoetwatergetijdengebied. Vanuit de zijrivieren, polderwateren en kanalen kunnen rheofiele en limnofiele vissen komen foerageren in het zoetwatergetijdengebied.

Deze doelstelling impliceert:

- een functionele hydrologische connectiviteit over zowel de longitudinale als de dwarse riviergradiënt. Deze soorten paaien op aquatische vegetaties of op overstroomde landvegetatie. De jongen overleven na het terugtrekken van het water in grachten en vijvers en kunnen bij een nieuwe overstroming migreren naar de hoofdstroom. Concreet vertaalt zich deze doelstelling dus in het opheffen van migratieknelpunten tussen het zoetwatergetijdengebied en de bovenstroomse zijrivieren maar ook tussen de rivieren en de langs de rivier gelegen natte natuurgebieden. Voor het functioneren van overstromingsgebieden als paaihabitat voor deze vissen is het belangrijk dat ze voldoende regelmatig overstromen door het verlagen van de dijk, of door de sluizen op gepaste tijden te openen zoals bij het vloeimeersysteem. Bijkomende overstromingsvlakten kunnen ook gecreëerd worden door o.a. dijkverwaarlozing.

- ontwikkeling van voldoende kinderkamer en foerageerhabitat in de volledige zoetwatergetijdenzone: voldoende luwe en gediversifieerde intergetijden en ondiepe subtidale gebieden met voldoende diverse en abundante voedselorganismen

Essentiële vishabitats voor *rheofiele vissoorten* bevinden zich in de rivierzones van het stroombekken die zich buiten de getijdeninvloed bevinden. Hiervoor worden dus geen specifieke doelstellingen geformuleerd.

4.6. Instandhoudingsdoelstellingen ongewervelden

Het studiegebied dient voldoende ruimte en geschikt habitat te omvatten binnen strikt beschermde natuurgebieden om potentieel een leefbare kernpopulatie te onderhouden van de volgende ongewervelden: gevlekte witsnuitlibel, nauwe korfslak, zeggekorfslak.

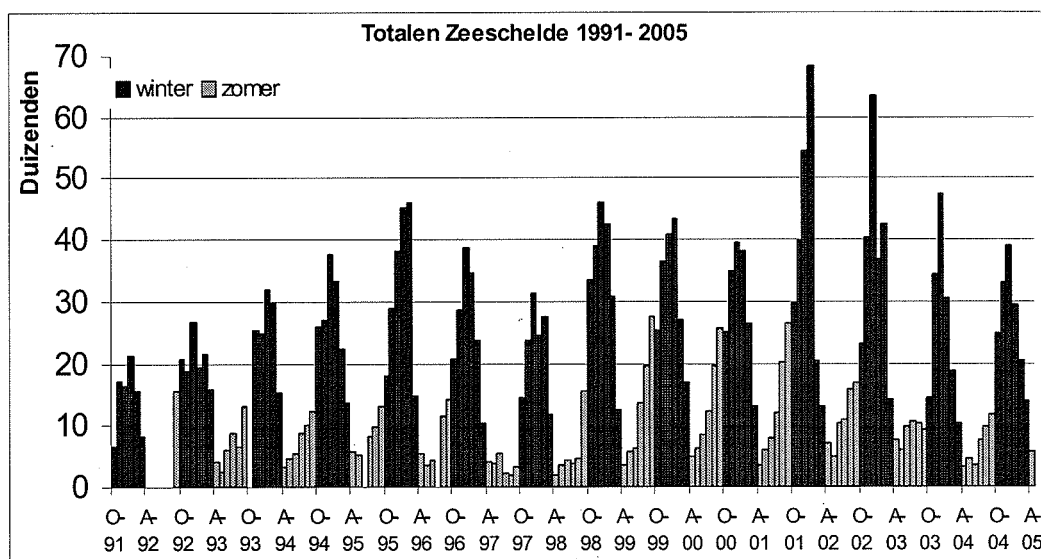
4.7. Instandhoudingsdoelstellingen doortrekkende en overwinterende watervogels in de Zeeschelde en Blokkersdijk

4.7.1. Inleiding

Voor het vaststellen van instandhoudingsdoelstellingen voor doortrekkende en overwinterende watervogels in de Zeeschelde worden de speciale beschermingszones onder de conventie van Ramsar en onder de Europese Vogelrichtlijn niet apart beschouwd maar wordt de Zeeschelde als één gebied behandeld. De instandhoudingsdoelstellingen die door Van Hove et al. (2004) reeds werden vastgesteld voor specifieke deelgebieden zijn hiermee niet in tegenstrijd en blijven gelden. In de toekomst zullen de hier gestelde instandhoudingsdoelstellingen moeten worden uitgebreid naar het volledige Schelde estuarium. De hier gebruikte methode wijkt af van die van Van Hove et al., (2004) in die zin dat de aantallen naargelang de relevantie voor de soort en de beschikbaarheid van de gegevens gerelateerd worden aan de geografische, Vlaamse en Westerschelde populaties. Het is wenselijk om later beide methoden te vergelijken.

4.7.2. Algemene doelstelling voor seizoensmaxima en –minima van de totale aantallen.

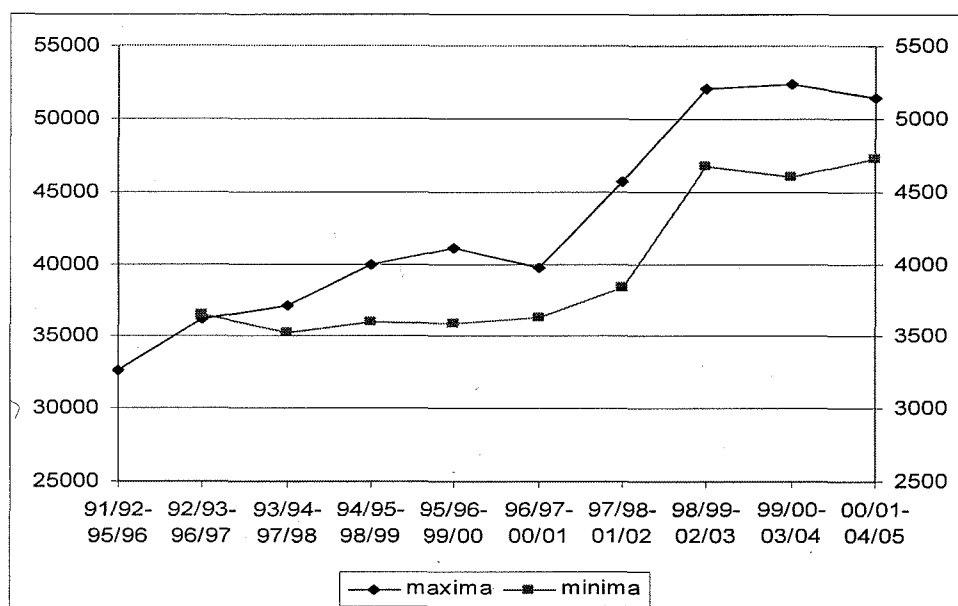
Het internationaal belang van de Zeeschelde als overwinterings- en doortrekgebied voor watervogels nam beduidend toe sinds het begin van de boottellingen in 1991 (figuur 6.2).



Figuur 6.2: Totaal aantal watervogels (exclusief de meeuwen) langs de Zeeschelde van de grens tot Gent voor de periode 1991-2005.

Het gebied is vooral belangrijk als overwinteringsgebied voor eenden en ganzen, maar er zijn doortrekkers tijdens de voor- en najaarstrek, overzomeraars en standvogels. Het zijn echter niet alleen de lokale omstandigheden die bepalen hoeveel migrerende watervogels van gebied gebruik maken tijdens een bepaald seizoen (een telseizoen begint vanaf 1 juli en eindigt op 30 juni van het volgende jaar). Naast de kwaliteit van het gebied zijn ook weersomstandigheden, omstandigheden in het broedgebied of in naburige pleisterplaatsen en schommelingen in de geografische populaties mede bepalend voor de evolutie van de aantallen. De combinatie van al deze factoren verklaart de grote schommelingen in de seizoensmaxima en -minima. Deze fluctuaties kunnen uitgevlakt worden door gebruik te maken van gemiddelde waarden over een aantal opeenvolgende seizoenen en deze telkens een jaar op te schuiven. Voor het gebruik van deze zogenaamde glijdende gemiddelden is een periode van vijf jaar gebruikelijk. Trends die daaruit naar voor komen zullen meer verband houden met de kwaliteit van het gebied en minder met tijdelijke schommelingen (figuur 6.3). Voor de Zeeschelde kunnen we op basis van de glijdende gemiddelden van de laatste tien seizoenen de volgende instandhoudingdoelstelling opstellen:

Voor de totale aantallen van watervogels in de Zeeschelde (exclusief meeuwen) mag het gemiddelde van de seizoensmaxima over de laatste vijf seizoenen niet minder zijn dan 40.000. Het gemiddelde van de seizoensminima over de laatste vijf seizoenen mag niet minder zijn dan 3.500.



Figuur 6.3: Gemiddelde seizoensmaxima (1° y-as) en -minima (2° y-as) over 5 seizoenen voor de totale aantallen watervogels (meeuwen uitgezonderd) in de Zeeschelde.

4.7.3. Doelstellingen voor de internationaal en regionaal belangrijke watervogels in de Zeeschelde

Een selectie van de soorten die reeds internationaal en/of regionaal belangrijke aantallen halen of haalden in de Zeeschelde of het Schelde estuarium en/of waarvoor reeds IHD's geformuleerd zijn voor het Antwerps Havengebied zijn weergegeven in tabel 6.9. Voor al deze soorten worden, in de mate van het mogelijke en naargelang de relevantie, instandhoudingsdoelstellingen voorgesteld. Het spreekt voor zich dat deze soortspecifieke doelstellingen naast de doelstellingen voor totale aantallen staan en dat aan beide moet voldaan zijn.

Tabel 6.9: Soortenlijst van watervogels die reeds internationaal en/of regionaal belangrijk waren in het de Zeeschelde of in het Schelde estuarium en/of waarvoor reeds instandhoudingsdoelstellingen werden vastgelegd voor het Antwerps Havengebied (Sod= Schor Ouden Doel, BP= Beverse Polder, RSO= Groot Buitenshoor en Galgenschoor, BD=Blokkersdijk).

Internationaal en/of regionaal belangrijke overwinterende en doortrekkende watervogels in de Zeeschelde								
		1% norm Schelde estuarium	1% norm Zeeschelde	5% NOP Zeeschelde	IHD SOD- BP	IHD RSO	IHD BD	overwinterend/ doortrekkend
Nederlandse naam	Latijnse naam							
Viseters								
fuut	<i>Podiceps cristatus</i>			x				W/S
aalscholver	<i>Phalacrocorax carbo</i>			x				S/W/T
blauwe reiger	<i>Ardea cinerea</i>			x				S/T

Nederlandse naam	Latijnse naam	1% norm Schelde estuarium	1% norm Zeeschelde	5% NOP Zeeschelde	IHD SOD- BP	IHD RSO	IHD BD	overwinterend/ doortrekkend
Ganzen en eenden								
grauwe gans	<i>Anser anser</i>	x	x	x	x	x		W
bergeend	<i>Tadorna tadorna</i>	x	x	x				S/T
smient	<i>Anas penelope</i>	x		x				W
krakeend	<i>Anas strepera</i>	x	x	x	x		x	W
wintertaling	<i>Anas crecca</i>	x	x	x				W/S
wilde eend	<i>Anas platyrhynchos</i>	x		x				W/S
pijlstaart	<i>Anas acuta</i>	x	x	x	x			W
slobeend	<i>Anas clypeata</i>	x	x	x			x	W
tafeleend	<i>Aythya ferina</i>	x	x	x				W
kuifeend	<i>Aythya fuligula</i>			x				W
meerkoet	<i>Fulica atra</i>			x				W/S
Steltlopers								
scholekster	<i>Haematopus ostralegus</i>	x		x				T
kluut	<i>recurvirostra avocetta</i>	x	x	x	x	x		S/T
bontbekplevier	<i>Charadrius hiaticulata</i>	x		?				T
zilverplevier	<i>Pluvialis squatarola</i>	x		x				T
kievit	<i>Vanellus vanellus</i>			x				S/W/T
drieteenstrandloper	<i>Calidris alba</i>	x						W
bonte strandloper	<i>Calidris alpina</i>	x		x				W
rosse grutto	<i>Limosa lapponica</i>	x		x				T
wulp	<i>Numenius arquata</i>	x		x				T/W
zwarte ruiter	<i>Tringa erythropus</i>	x						T
tureluur	<i>Tringa totanus</i>	x		?				W/T
goudplevier	<i>Pluvialis apricaria</i>				x	x		W
oeverloper	<i>Actitis hypoleucos</i>			?				T
Doelsoorten Antwerps Havengebied								
parelduiker	<i>Gavia arctica</i>				x			W
roodkeelduiker	<i>Gavia stellata</i>				x		x	W
kuifduiker	<i>Podiceps auritus</i>				x		x	W
lepelaar	<i>Platalea leucorodia</i>	x					x	T
kleine zwaan	<i>Cygnus columbianus</i>				x	x	x	W
wilde zwaan	<i>Cygnus cygnus</i>				x		x	W
kemphaan	<i>Philomachus pugnax</i>				x	x		S/W
steltkluut	<i>Himantopus himantopus</i>			?		x		T
bosruiter	<i>Tringa glareola</i>					x		T

Werkwijze

Voor elke soort in tabel 6.9 werd nagegaan wat de betekenis van de Zeeschelde populatie is op internationale en regionale schaal en binnen het volledige estuarium. Per soort werden IHD's voorgesteld gerelateerd aan de populaties waarvoor ze relevant zijn. Hiervoor werd gebruik gemaakt van de internationale 1% norm op elk moment, de wintermaxima in Vlaanderen voor de periode 1991-2003 (watervogeldatabank IN) en de wintermaxima in de Westerschelde voor de periode 1991-2002 (watervogelgegevens RIKZ). De dataset voor Vlaanderen was volledig voor de eenden en ganzen, maar overwinterende steltlopers worden enkel sinds de winter 1999/2000 geteld en over doortrekkende steltlopers zijn geen gegevens

voorhanden. Gezien de korte gegevensreeks moeten de IHD's voor steltlopers ten aanzien van de Vlaamse populaties dus later herbekeken worden. De IHD's geven de minimum waarde weer voor het gewenste percentage van de Zeeschelde maxima ten aanzien van de relevante populatie, gemiddeld over 5 achtereenvolgende seizoenen. Door te toetsen over perioden van 5 jaar worden tijdelijke schommelingen uitgevlakt en komen trends die te wijten zijn aan de kwaliteit van de Zeeschelde beter tot uiting. Bij het combineren van de IHD's voor de Zeeschelde met die van de Westerschelde is het logischer om percentages voor beide delen aan de maxima voor het volledige estuarium te toetsen.

Resultaten

De gewenste percentages per doelsoort en per populatie zijn weergegeven in tabel 6.10. In de laatste kolom is voor iedere doelsoort ook de vertaling van deze IHD's naar de huidige situatie weergegeven. De cijfers geven dus voor iedere doelsoort weer wat het gemiddelde van de laatste vijf seizoenenminima minstens moet zijn om aan de IHD's te voldoen. In de huidige context volstaat de IHD van 40.000 voor de totale aantallen dus niet om aan alle soortspecifieke doelstellingen te voldoen.

Tabel 6.10: IHD's voor de belangrijkste overwinterend en doortrekkende watervogelsoorten in de Zeeschelde. IHD's zijn uitgedrukt als het gewenste percentage van de seizoenenmaxima van de Zeeschelde tov de geografische populatie, de Vlaamse populatie en de Westerschelde populatie, gemiddeld over vijf opeenvolgende jaren. Voor de oeverloper is het gemiddelde van vijf opeenvolgende seizoenenmaxima voorgesteld (uitleg zie tekst) (nvt= niet van toepassing of niet relevant; indien onvoldoende gegevens beschikbaar waren werden geen IHD's voorgesteld). In de laatste kolom is voor iedere soort de minimale waarde weergegeven voor het gemiddelde van de laatste vijf seizoenen, gegeven de huidige kennis van de drie populaties.

Groep	Soort	% Geografische populatie	% Vlaamse populatie	%Westerschelde populatie	Huidige minima
viseters	fuut	nvt	4	30	120
	aalscholver	nvt	3,5	30	95
	blauwe reiger	nvt	7	geen gegevens	60
ganzen	gauwe gans	0,5	10	5	2.000
eenden	bergeend	0,5	30	15	1.500
	smient	nvt	4	5	2.500
	krakeend	5,5	40	nvt	3.300
	wintertaling	4	55	50	16.000
	wilde eend	nvt	13	nvt	8.500
	pijlstaart	1	35	15	600
	tafeleend	1,6	30	nvt	5.600
	kuifeend	nvt	6	nvt	900
rallen	meerkoot	nvt	6	nvt	1.600
steltlopers	scholekster	nvt	geen gegevens	1	180
	kluut	0,6	geen gegevens	40	440
	bontbekplevier	nvt	geen gegevens	2,5	65
	zilverplevier	nvt	geen gegevens	2,5	120
	kievit	nvt	7	35	3.200
	bont strandloper	nvt	35	3,5	1.200
	rosse grutto	nvt	geen gegevens	0,5	20
	wulp	nvt	7	4	250
	tureluur	nvt	geen gegevens	2	70
	oeverloper	nvt	geen gegevens	30	120
oeverloper		gemiddeld maximum over 5 seizoenen moet minstens 100 zijn			
gemiddelde van de maxima over 5 seizoenen				totaal	48.440

Viseters

Aalscholver, Blauwe Reiger en Fuut kunnen beschouwd worden als indicatorsoorten voor de kwaliteit van het water en het aanwezige visbestand. Hun aantallen in de Zeeschelde zijn internationaal niet belangrijk maar ze haalden alle drie

de Vlaamse 5% norm tijdens één of meerdere telseizoenen. Deze soorten komen langs de volledige estuariene gradiënt voor, daarom is het ook zinvol om hun aantallen in de Zeeschelde te toetsen aan die in de Westerschelde.

Ganzen en eenden

Grauwe gans: Grauwe ganzen overwinteren vooral in de brakwaterschorren van de Beneden Zeeschelde. Dit gebied moet in het verlengde gezien worden van Saeftinghe, waar de kernpopulatie zit. Op het Schor ouden Doel foerageren ze op biesknollen, op het Groot Buitenschoor rusten ze vooral uit op de ballastplaat. Tot eind jaren 90 volgden de aantallen in de Beneden Zeeschelde de stijgende trend van de geografische populatie en van Saeftinghe. Sindsdien stijgen ze niet verder ondanks de verder stijgende aantallen in Saeftinghe. Het ziet ernaar uit dat de draagkracht van het gebied bereikt is door het verdrinken van de Ballastplaat (zie historiek van de arealen, hoofdstuk 4). Verdere toetsing aan de internationale populatie of die van de Westerschelde kan dus eventueel irrelevant worden indien deze nog verder stijgen. Van Hove et al., stelden gebiedspecifieke IHD's op voor deze soort in het havengebied die van kracht blijven en vergelijkbaar zijn.

Bergeend: Bergeenden zijn het hele jaar rond en over de volledige estuariene gradiënt aanwezig. De brakke zone is ruigebied voor enkele honderden bergeenden. Er zijn geen waarneembare trends in de aantallen langs de Zeeschelde. Tot voor de schattingen van de geografische populatie (in 1990 en 1996) haalden deze nog de 1% norm. Het blijft zinvol om daaraan te toetsen, evenals aan de aantallen in Vlaanderen en de Westerschelde.

Smient: Smienten overwinteren net als de grauwe gans in de brakwaterschorren van de Beneden Zeeschelde en volgen evenmin de stijgende trend van Saeftinghe, waarschijnlijk omdat de draagkracht van het gebied bereikt is en vermoedelijk zal verminderen door het verdwijnen van de Ballastplaat. Naast de populatie in de Westerschelde worden ze ook aan de Vlaamse aantallen getoetst. De aantallen in de Zeeschelde blijven ver onder de 1% norm, het is dus weinig zinvol om daaraan te toetsen.

Krakeend: De stijgende trend van overwinterende krakeenden in de Zeeschelde, vooral tussen Antwerpen en de Durmemonding, volgt die van de geografische populatie en van Vlaanderen, voor beide populaties is de krakeend van relatief groot belang, een toets aan beiden is dus zinvol. In de Westerschelde is deze soort veel minder talrijk aanwezig, het heeft dus weinig zin om seizoensmaxima voor de Zeeschelde daaraan te relateren. Voor deze soort werden gebiedspecifieke doelstellingen voorgesteld voor het havengebied (Van Hove et al., 2004).

Wintertaling: Wintertaling is veruit de meest talrijke overwinteraar in de Zeeschelde, met het zwaartepunt tussen de Rupel en Baasrode. De aantallen zijn zowel internationaal als regionaal zeer belangrijk. In de Westerschelde is deze soort veel minder talrijk aanwezig, het heeft dus weinig zin om seizoensmaxima voor de Zeeschelde daaraan te relateren.

Wilde eend: is langs de volledige gradiënt en het hele jaar door aanwezig. Het is de meest algemene eendensoort en is niet specifiek aan het estuarium gebonden. Daarom is toetsen aan de Vlaamse populatie het meest zinvol, de IHD's voor de Westerschelde zijn indicatief.

Pijlstaart: haalt sommige jaren de 1% norm in de Zeeschelde, die belangrijk is in het verspreidingsgebied voor deze soort in Vlaanderen. Er zijn twee verspreidingskernen in de Schelde: Saeftinghe en de Rupel. Het is dus zinvol om de

maxima aan de drie populaties te toetsen. Voor het havengebied zijn er specifieke doelstellingen.

Slobeend: was gedurende enkele jaren (80-85) massaal aanwezig voor het Groot Buitenschoor en het Galgenschoor. De oorzaak hiervan is niet gekend maar het is wel de reden waarom het Vogelrichtlijngebied onder andere voor deze soort aangemeld werd. Ondertussen zijn slobeenden in de Zeeschelde reeds geruime tijd slechts sporadisch aanwezig, het heeft dus weinig zin om voor deze soort IHD's voor te stellen voor de Zeeschelde. De IHD's voor het havengebied dienen echter wel toegepast worden.

Tafeleend: De Zeeschelde is een internationaal en regionaal belangrijk overwinteringsgebied geworden voor de Tafeleend. De grootste groepen zwemmen voor de slikken en schorren tussen de Rupelmonding en Baasrode. In de Westerschelde is deze soort niet talrijk aanwezig, het is dus weinig zinvol om de seizoensmaxima daaraan te toetsen.

Kuifeend: De Zeeschelde is regionaal relatief belangrijk in het verspreidingsgebied van de kuifeend. De grootste groepen zitten tussen de Rupel- en Durmemonding. Vooral in het kanaaldok van het Zeekanaal zitten soms zeer hoge concentraties. In de Westerschelde is deze soort niet talrijk aanwezig, het is dus weinig zinvol om de seizoensmaxima daaraan te toetsen.

Meerkoet: De Zeeschelde is regionaal relatief belangrijk in het verspreidingsgebied van de meerkoet. De grootste aantallen concentreren zich tussen de Rupel en Baasrode maar ook tussen Gent en Dendermonde zijn nog redelijk grote aantallen aanwezig. In de Westerschelde is deze soort niet talrijk aanwezig, het is dus weinig zinvol om de seizoensmaxima daaraan te toetsen.

Steltlopers

Steltlopers zijn vooral doortrekkende, benthivore soorten. In die zin zijn ze goede indicator soorten van de kwaliteit van slikken, de rust en de overtijmogelijkheden die de Zeeschelde biedt. Ook al is de Zeeschelde in vergelijking tot de Westerschelde minder belangrijk voor doortrekkende steltlopers, toch is het nuttig om deze functie ervan te evalueren. Voor vele soorten moet dan vooral het brakwatergebied als het verlengde van de Westerschelde beschouwd worden. Het is echter niet nuttig om voor al de soorten IHD's voor de Zeeschelde voor te stellen. Zo is de aanwezigheid van de drieteenstrandloper en de zwarte ruiters te sporadisch. Ook de goudplevier wordt tijdens de boottellingen te weinig waargenomen om er IHD's voor vast te stellen. Deze werden echter wel opgesteld voor het havengebied door Van Hove et al (2004). Scholekster, zilverplevier, bontbekplevier, rosse grutto en tureluur worden enkel aan de Westerschelde getoetst omdat de gegevens voor Vlaanderen niet beschikbaar zijn en/of omdat wintermaxima niet zo relevant zijn voor doortrekkende watervogels.

Kluut: De kluut is het hele jaar aanwezig in de Beneden Zeeschelde, hij is aanwezig als broedvogel maar het seizoenaal patroon vertoont ook verschillende trekpieken. De 1% norm wordt niet jaarlijks gehaald en de Zeeschelde is belangrijk in het regionaal verspreidingsgebied voor deze soort maar er zijn niet voldoende gegevens beschikbaar om dit belang te toetsen. In het estuarium is deze soort typisch voor het gebied rond Saeftinghe en de Beneden Zeeschelde.

Kievit: is de meest algemene steltloper, het hele jaar door met de grootste aantallen in de winter. De soort is zowat overal aanwezig langs de Zeeschelde, met de grootste concentraties tussen Antwerpen en Dendermonde, maar is niet specifiek gebonden aan het estuarium. De toets aan de Westerschelde is dan ook eerder

indicatief en niet echt een IHD. De Zeeschelde is beperkt belangrijk in het verspreidingsgebied van deze soort en de aantallen worden daaraan getoetst. De IHD is echter voorlopig omwille van de zeer korte gegevensreeks voor Vlaanderen (4 seizoenen).

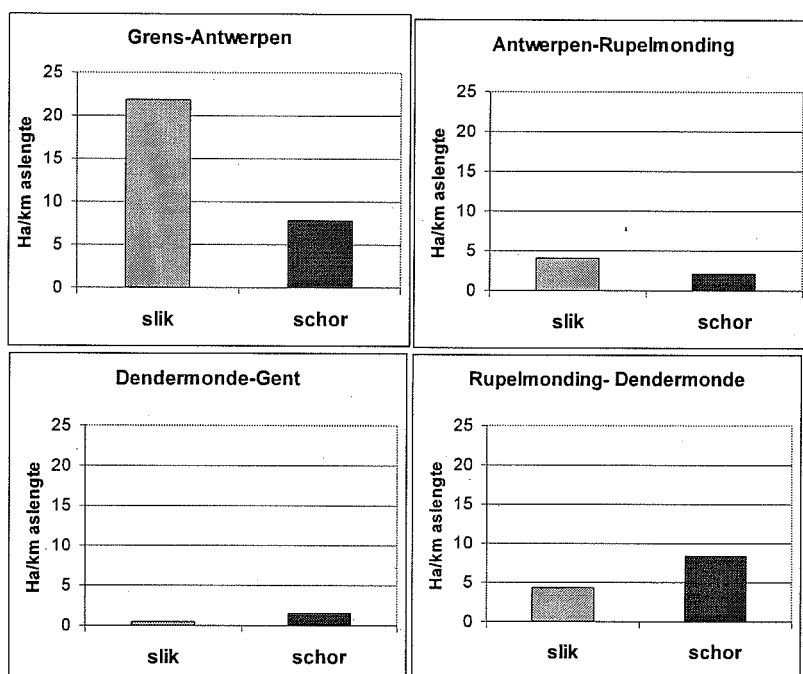
Bonte strandloper: is een typische overwinterende soort. Langs de Zeeschelde zijn er welbepaalde pleisterplaatsen met wisselend belang per seizoen. De Zeeschelde is belangrijk in het verspreidingsgebied voor deze soort in Vlaanderen. De IHD is echter voorlopig omwille van de zeer korte gegevensreeks voor Vlaanderen (4 seizoenen). Gezien de gebondenheid aan het estuarium worden de maxima ook aan die van de Westerschelde getoetst.

Wulp: is eveneens het hele jaar aanwezig in de Beneden Zeeschelde, met de grootste concentraties in de winter. De Zeeschelde is beperkt belangrijk in het verspreidingsgebied van deze soort in Vlaanderen. De IHD is echter voorlopig omwille van de zeer korte gegevensreeks voor Vlaanderen (4 seizoenen). Gezien de gebondenheid aan het estuarium worden de maxima ook aan die van de Westerschelde getoetst.

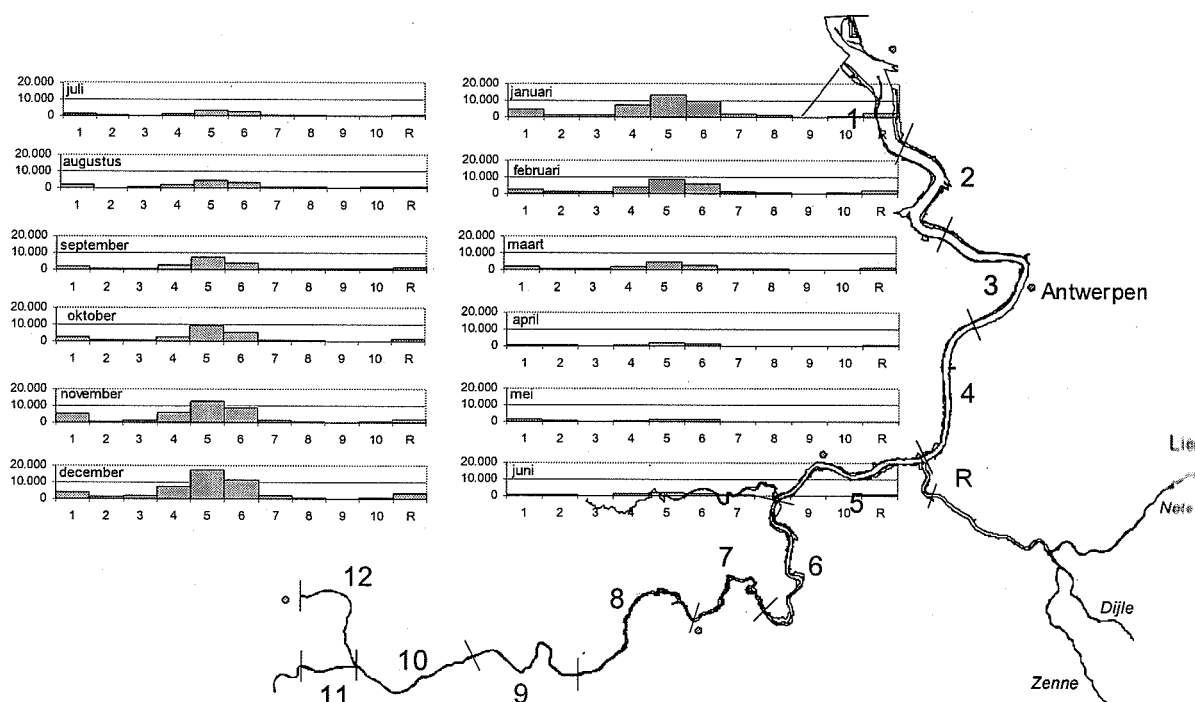
Oeverloper: is een typische doortrekker gedurende korte perioden in het voorjaar. In de maand mei wordt hij langs de volledige Zeeschelde waargenomen in beperkte aantallen. Het aandeel van de aantallen in de Zeeschelde voor het volledige estuarium is echter aanzienlijk genoeg om daaraan te toetsen. Als indicator wordt ook het gemiddelde van de maxima over vijf seizoenen op minimum 100 voorgesteld als IHD.

4.7.4. Habitatgebruik door overwinterende en doortrekken watervogels langs de Zeeschelde

De verspreiding van slikken schorren langs de Zeeschelde is weergegeven in figuur 6.4. Vergelijking met figuur 6.5, de verspreiding van watervogels langs de Zeeschelde toont aan dat de instandhouding van slikken en schorren zowel naar kwantiteit als naar kwaliteit bijzonder belangrijk zal zijn om de Zeeschelde functioneel te houden als belangrijk overwinterings- en doortrekgebied voor watervogels.



Figuur 6.4: Verdeling van slikken en schorren (in km/aslengte rivier) op verschillende deeltrajecten langs de Zeeschelde.



Figuur 6.5: Verspreiding van de watervogels langs de Zeeschelde in de loop van een seizoen.

4.8. Instandhoudingsdoelstellingen voor het Antwerpse haven gebied

In tegenstelling tot de broedvogels kan voor de niet-broedvogels het Antwerpse LO-gebied niet opgesplitst worden naar kleinere deelgebieden wegens de veel grotere mobiliteit van de individuen buiten het broedseizoen. Gezien het LO-gebied voor niet-broedende vogels dus integraal deel uitmaakt van het studiegebied worden de reeds eerder opgestelde IHD voor dit gebied hier integraal overgenomen (tabel 6.12). Ook de opgestelde IHD voor de buitendijkse gebieden en Blokkersdijk worden overgenomen (tabel 6.13 en 6.11). Voor verdere toelichting verwijzen we naar Van Hove et al., (2004, 2005).

Tabel 6.11: Blokkersdijk: kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen voor niet-broedende soorten.

Soort	Prioriteit	In stand te houden populatie (exemplaren)
Kleine zwaan	192	10-30
Lepelaar	192	10-50
Nonnetje	192	28-60
Krakeend	128	404-1056
Slobeend	128	700
Wilde zwaan	96	9
Kuifduiker	48	1
Roodkeelduiker	48	1

Tabel 6.12: Beverse polder + Schor Oudendoel-Paardenschor: kwantitatieve instandhoudingsdoelstellingen niet-broedende soorten.

Soort	Prioriteit	In stand te houden populatie (exemplaren)
Kemphaan	192	1400
Kluut	192	1800
Gouplevier	128	500
Grauwe gans	128	4100-6700
Krakeend	128	600-1000
Pijlstaart	128	240-1150
Kleine zwaan	96	32
Wilde zwaan	96	4-7
Kuifduiker	48	2-7
Parelduiker	48	1
Roodkeelduiker	48	4

Tabel 6.13: Slikken en schorren RSO: kwantitatieve IHD niet-broedende vogelsoorten.

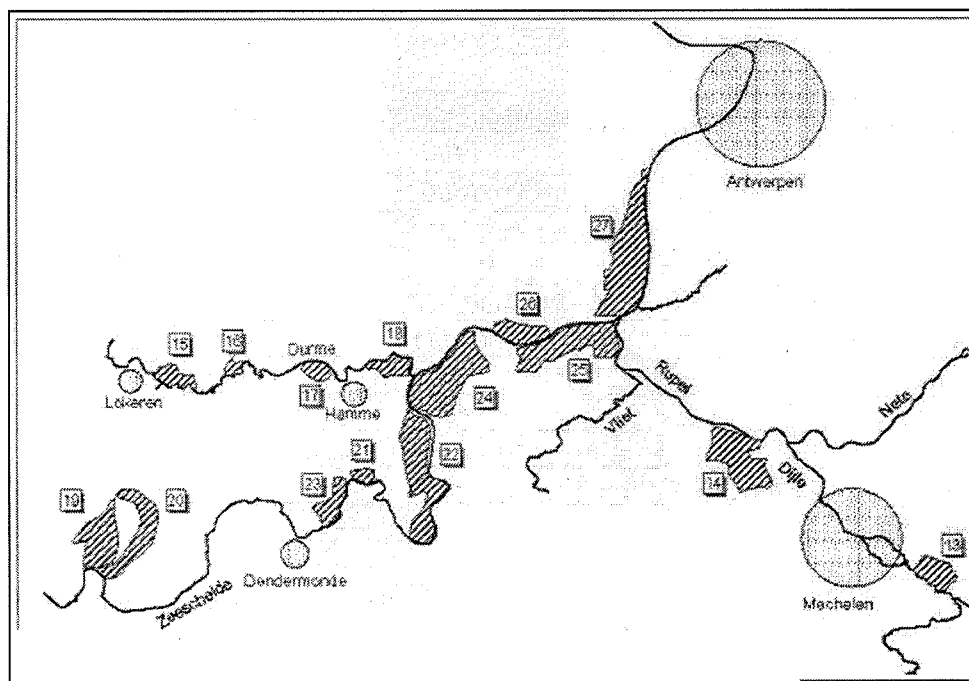
Soort	Galgenschoor		Groot Buitenschoor		Ketenisseschor	
	IHD-min	IHD-max	IHD-min	IHD-max	IHD-min	IHD-max
Kluut	38	67	168	258	0	29
Bosruiter			0	2		
Goudplevier	0	1				
Grauwe gans			1463	1626		
Kemphaan	0	1	19	48		
Kleine zwaan			0	2		
Rosse grutto	58	84	211	232		
Steltkluut			0	2		

5. Instandhoudingsdoelstellingen ruimtelijke aspecten

5.1. Zoogdieren

Bever

De haalbaarheidsstudie bevat een tabelmatige overzicht van de potentiële leefgebieden in het stroomgebied van de Schelde en enkele van de zijrivieren, hun eigenschappen en potenties voor de bever (tabel 6.14). De ligging van deze gebieden wordt weergegeven in figuur 6.6.



Figuur 6.6: Overzicht van de ligging van de potentiële leefgebieden van de bever in het Dijle-Durme- Scheldebekken zoals weergegeven (Pouwels, R. Et al., 2002).

Tabel 6.14: Samenvatting van geschikte beverleefgebieden van Dijle- Demer- Scheldebekken. De indeling werd weerhouden (Niewold, F.J.J. 2003).

gebied/traject	indicatie oppervlakte / oeverlengte	indicatie landgebruik	Aantal Beverfamilies
Dijle Leuven tot Mechelen			5
Traject Wijgmaal-Rotselaar	3.5km	allerlei	1
Putten van Fonteyn	2 km	vissport	1
Traject Haacht-Rijmenam	1.7km	allerlei + reservaat	1
Oude Dijle	0.9km	vissport	1
Mechels Broek		reservaat	1
Rupel			5
Hazewinkel complex	220ha+2km	sport + reservaat	5
Durme			5
Molsbroek+Hamputten	2.5km+60ha	reservaat + vissport	2
Hof ten Rijen	2.5km		1
Reservaat Oude Durme	6km	vissport + reservaat + landbouw	1
Polder Bunt oost van Hamme + schorren Durme		populier + vissport reservaat	1
Schelde			12
Donkmeer	2km	recreatie + bewoning (+ reservaat)	2
Berlare Broek	15km	vijvers + moerasbos	3
Vijvercomplex Armenputten	3.5km	populier + vijvers	1
Roggeman	2.5km	reservaat	1
Polder en vijvers Moerzeke		vissport	1
Oude Schelde-arm Weert	10km	recreatiehuisjes- + vissport gedeelte reservaat	1
Polders Bornem notelaar	20ha, vele km	reservaat + vissport	1
Polder Kruibeke (6)	550ha	ggg-gog	2
Schelde en Durme buitendijks			4
Schorren			4

5.2. Vogels

Om een inschatting te kunnen maken van de ruimtelijke consequenties van de IHD die opgesteld werden op basis van soortenlijsten voor broedvogels, moeten we een inschatting maken van de ruimte behoeften voor de opgestelde minimale IHD van de desbetreffende soorten (zie hoger). Dit is alles behalve een eenvoudige en eenduidige oefening gezien enerzijds de grote variatie in o.a. densiteiten en anderzijds de uitgebreidheid en complexiteit van het studiegebied.

Enerzijds dienen we de potentiële habitats terug te brengen tot een beperkt aantal referentie habitats (cfr. project ruimtelijke scenario's LSO). Gezien de grote en complexiteit van het studiegebied zal hier echter alleen maar met een ruwe habitattypen benadering kunnen gewerkt worden. De habitattypen (successiestadia) die beschouwd kunnen worden zijn dezelfde als in de benadering voor structurele connectiviteit: bos (alluviaal+vloed met inbegrip van alle overgangen), riet/ruigte (binnen en buitendijks), natte graslanden (binnendijks, buitendijks kan dit ook begraasd schor zijn in de brakke zone).

Anderzijds dienen we een eenduidige referentiedensiteit op te stellen (of oppervlaktebehoefte voor een kernpopulatie van gekende grootte). Dit wordt in volgend punt verder uitgewerkt.

5.2.1. Referentiedensiteiten

Voor het opstellen van referentiedensiteiten hebben we gebruik gemaakt van 3 bronnen waarin, op ecosysteemschaal, een inschatting gemaakt wordt van ruimtebehoefte en/of densiteiten van vogelsoorten van moerassige gebieden. Deze studies hebben alle 3 een toepassingsschaal die vergelijkbaar is met het huidige studiegebied.

Beschermingsplan moerasvogels, LNV, NL.

In Nederland werd door LNV een beschermingsplan voor moerasvogels opgesteld waarin een samenvattende tabel staat voor eisen die aan een kernleefgebied van een hele reeks moerasvogels dienen gesteld te worden (tabel 6.15) (den Boer, T. 2001). Een kernpopulatie van een soort heeft een kans op lokaal uitsterven van minder dan 5% op 100 jaar. Voor meer achtergrondinformatie over het tot stand komen van deze getallen verwijzen we naar het desbetreffende beschermingsrapport. De voor deze studie relevante getallen worden samengevat in tabel 6.15.

Tabel 6.15: Basisgegevens over kernpopulaties voor de aandachtsoorten uit het Nederlandse 'Beschermingsplan moerasvogels', naar Foppen et al. 1998. (T. den Boer. 2001).

SOORT	KERNPOPULATIE				KERNGEBIED	
Latijnse naam	Min-Max brpr.	NL	IG-NL	KERN- POP	opp. (ha)	terreintype
voetnoot	1)	2)	3)	4)	5)	6)
Dodaars	20-40	5	2	100-300	800	moeras: rivier
<i>Tachybaptus ruficollis</i>					4000	moeras: overig
Roerdomp	20-60	5	5	100-300	6000	riet: zand
<i>Botaurus stellaris</i>					2400	riet: klei
					1000	riet: veen/rivier

SOORT	KERNPOPULATIE			KERN-POP.	KERNGEBIED	
Latijnse naam	Min-Max brpr.	NL	lg-NL		opp. (ha)	terreintype
voetnoot	1)	2)	3)	4)	5)	6)
Woudaapje	20-120	5	5	200-500	6000-24000	moeras
<i>Ixobrychus minutus</i>						
Kwak	20+	5	5	100	400	moeras: rivier
<i>Nycticorax nycticorax</i>						
Purperreiger	60+	10	10	500	500	moeras: laagveen
<i>Ardea purpurea</i>					1000	moeras of nat grasland
Lepelaar	40+	20	5	500	500	moeras: klei/laagveen
<i>Platalea leucorodia</i>					20000	nat grasland
Zomertaling	20-40	5	5	100-500	1000	moeras
<i>Anas querquedula</i>						
Kroonceend	20-60	5	5	150-500	2000	moeras + kranswier
<i>Netta rufina</i>						
Blauwe kiekendief	20-40	5	2	100-200	20000	moeras
<i>Circus cyaneus</i>						
Waterral	40-120	5	5	200-500	400	riet
<i>Rallus aquaticus</i>						
Porseleinhoen	40-80	5	5	200-500	1300	riet
<i>Porzana porzana</i>						
Kwartelkoning	40-120	5	2	200-500	1300-12000	moeras: rivier
<i>Crex crex</i>						
Zwarte stern	60+	15	5	500	500	moeras
<i>Chlidonias niger</i>						
Velduil	20-40	5	2	100-200	4000-40000	moeras
<i>Asio flammeus</i>						
Blauwborst	40-120	5	5	1000-2000	250	riet: klei/veen/rivier
<i>Luscinia svecica</i>					1000	riet: zand
Snor	100-400	5	5	500-1000	500	waterriet
<i>Locustella luscinioides</i>					1200	riet: klei/veen/zand
					10000	riet: rivier
Rietzanger	100-300	5	5	500-1500	300	moeras: klei/zand/rivier
<i>Acrocephalus</i>						
<i>schoenobaenus</i>					100	moeras: laagveen
Grote karekiet	40-80	5	5	200-400	18	waterriet
<i>Acrocephalus</i>						
<i>arundinaceus</i>						
Bardmannetje	100-600	5	5	1000-3000	600	waterriet
<i>Panurus biarmicus</i>					2000	riet: klei/zand
					20000	riet: veen/rivier

1. Jaarlijks aantal broedparen wanneer sprake is van een lokale kernpopulatie. Onder het minimum voldoet het gebied niet meer aan de normen van IBN-DLO. Het maximum is de zogenaamde "draagkracht" van een gebied: het maximaal aantal broedparen dat het gebied kan herbergen. Bij deze draagkracht wordt jaarlijks tenminste de kernpopulatiernorm gehaald.
2. Minimum aantal kernpopulaties dat vereist is voor duurzaam voortbestaan in Nederland
3. Minimum aantal kernpopulaties in laag-Nederland dat vereist is voor duurzaam voortbestaan in Nederland
4. Het minimum aantal broedparen dat in Nederlandse kernpopulaties moet kunnen broeden
5. Minimum-oppervlakte eis in hectare voor het voorkomen van één kernpopulatie. De oppervlaktes verschillen afhankelijk van de bodemsoort (klei, veen of zand) en afhankelijk van het type vegetatie. Toelichting op kolom 5); zonodig is onderscheid gemaakt in fysisch-geografische regio's en onderscheid in "waterriet", "riet" en "moeras"

Larch-rivier (Alterra, NI)

Larch-rivier is een beslissingsondersteunend model voor ruimtelijk ecologische beoordeling van landschappen, in dit geval meer specifiek rivierlandschappen (Pouwels, R. Et al., 2002). In dit beslissingsmodel worden een aantal verschillende beslissingsregels, vuistregels en drempelwaarden gehanteerd. Tabel 6.16. geeft voor een aantal essentiële soorten van het rivierecosysteem een overzicht van enerzijds de maximale afstanden tussen leefgebieden die kunnen behoren tot 1 sleutelpopulaties (kolommen), en anderzijds een ruwe inschatting van

de ruimtebehoefte voor 1 sleutelpopulatie (rijen). Een sleutelpopulatie is een begrip specifiek voor Larch. In het algemeen komt het erop neer dat een kernpopulatie (MVP) groter is dan een populaties in één enkel sleutelgebied. Gebieden die 1,5x de grootte hebben van een sleutelgebied kunnen een MVP bevatten. In de tabel 6.18. waarin we een overzicht geven van de aandachtsoorten en de ruimtelijke gegevens, werden de oppervlaktes dan ook met 1.5 vermenigvuldigd.

Tabel 6.16: Netwerkaafstanden en groottes van sleutelgebieden zoals gehanteerd in LARCH-rivier (Pouwels, R. Et al., 2002).

Tabel B3.3 Ruimtelijke profielen van soorten in LARCH-rivier (Pouwels et al. 2001). In de kolommen staan de verschillende klassen van netwerkaafstanden en in de rijen de verschillende klassen van oppervlaktebehoefte voor een sleutelgebied. Soorten die schuin zijn weergegeven, zijn soorten die behoren tot de zogenaamde plekkeensoorten. Voor deze soorten zijn sleutelgebieden moeilijk te realiseren. De vuistregel voor oppervlaktebehoefte is ecologisch minder bruikbaar. De getallen achter enkele vissoorten geven de verschillende levensstadia aan van de soort (Klein Breteler en Kranenburg 2000).

opp \ nd	< 3 km	3 - 7 km	7 - 15 km	15 - 35 km	35 - 90 km	> 90 km
< 5 ha	blauwvleugel- sprinkhaan grijsdoolvispin kleine modderkruiper rivierdonderpad	barbeel 2 bittervoorn			kopvoorn 1	barbeel 1 fiat 1
5 - 50 ha	boornkikker kamsalamander ⁹ kopvoorn 2 steur 1 zalm 1	noordse woelmuis ondergrondse woelmuis rugstreeppad snoek		barbeel 3 kopvoorn 3	fiat 3	fiat 2
50 - 250 ha		grijsze gors ²⁰	blauwborst dierzanger	ijsvogel middelste bonte spacht voerdomp tutelmuur		dwergstern fiat 4 kwartelkoning oeverdoper steur 2
250 ha - 10 km ²	moeras- sprinkhaan steur 3		das		kwak	
10-100 km ²	zalm 2		pauze	geelzandgast	sturgarnaal	baardbaarsmon
> 100 km ²						

Broeddensiteiten voor referentie habitattypes opgesteld voor de ruimtelijke uitwerking van de IHD broedvogels voor LSO (Indeherberg et al. 2005, in prep, zie ook Achtergrondnota Natuur Haven Antwerpen).

In de Achtergrondnota Natuur en in het rapport 'ruimtelijke uitwerking IHD LSO' (Indeherberg, et al. 2005 in prep.) werden referentie habitattypes en daaraan verbonden referentiedensiteiten gehanteerd voor broedvogels die ruimte bepalend waren voor het linkerscheldeoevergebied. Voor meer informatie omtrent het bekomen van deze referentiewaarden verwijzen we naar de desbetreffende rapporten. In tabel 6.17 worden de broeddensiteiten per 100ha habitat weergegeven zoals in bovengenoemde studie gehanteerd. In tabel 6.18 werd slechts de densiteit van het meest relevante habitattype gehanteerd.

Tabel 6.17: Referentiedichtheden per referentiehabitattype zoals gehanteerd in de ruimtelijke uitwerking van IHD voor LSO (broedparen per 100ha) (Indeherberg *et al*, in prep).

	riet & water	plas & oever	rietschor	kreken & geulen	begraasd schor	natuurwei (zoet)	natuurwei (brak)	Beheer-landbouw	Opgespoten terrein
bruine kiekendief	4	3	10	3	1	1	1	2	0
rietzanger	56	2	29	2	3	0	0	5	0
baardmannetje	2	0	10	0	0	0	0	0	0
blauwborst	66	20	103	20	13	20	20	15	0
krakeend	12	32	6	32	9	12	12	5	0
kuifeend	6	41	3	41	1	10	10	2	0
slobeend	7	8	4	8	4	11	11	4	0
scholekster	0	7	0	7	17	16	16	10	7
tureluur	0	13	0	13	53	16	20	1	2
grutto	0	8	0	0	2	32	32	3	3
knobbelzwaan	0	8	0	8	0	0	0	0	0
Kluut	0	0	0	0	100	10	30	0	50

5.2.2. Kernpopulatie en Referentiedensiteiten

De grootte van een kernpopulatie verschilt tussen soorten. De groottes zijn grotendeels gebaseerd op tabel 6.15, voor soorten niet opgenomen in deze tabel werd een vuistregel gehanteerd van 20 paren voor grotere, langlevende soorten en 40 paren voor kortlevende soorten zoals de meeste zangvogels.

Gegevens voor aandachtsoorten vermeld in 1 of meerdere tabellen met referentiegegevens (zie hierboven) werden samengebracht in tabel 6.20. In deze tabel wordt informatie uit de verschillende bronnen teruggebracht tot 1 referentiewaarde voor densiteit of de areaalgrootte voor een kernpopulatie met gekende grootte. Bij te grootte afwijkingen tussen de gegevens is er

- prioriteit gegeven aan de lokale densiteitsgegevens zoals die werden afgeleid voor LSO
- bij te grote verschillen tussen de gegevens uit beide Nederlandse studies (baardman, woudaap, kwartelkoning, roerdomp) werd een meest passende beslissing genomen (zie voetnoten bij tabel 6.18).

Tabel 6.18: Overzicht denisteitsgegevens die gebruikt werden bij de inschatting van de ruimtebehoeften voor de IHD's van de aandachtsoorten broedvogels.

Nederlandse naam	Latijnse naam	ind. per kern pop (bp)	densiteit of opp per kern pop	habitat kern pop	Ref	Referentie oppervlakte kern pop (ha)	referentie densiteit kern pop (bp/100ha)	algemeen habitatype
baardmanetje *	Panurus biarmicus	100-600	2bp/100ha	riet en water	3	600	17	riet/ruigte
			600 ha	waterriet	1			
			2000 ha	riet: klei, zand	1			
			20000 ha	riet: veen, rivier	1			
blauwborst	Luscinia svecica	40-120	66bp/100ha	riet en water	3	61	66	riet/ruigte
			75-375 ha		2			
			250 ha	riet: klei, veen, rivier	1			
			1000 ha	rivier: zand	1			
bruine kiekendief	Circus aeruginosus	20	4bp/100ha	riet en water	3	500	4	riet/ruigte
dodaars	Trachybaptus ruficollis	20-40	800 ha	moeras rivier	1	800	2,5	riet/ruigte en plas/oever
grote karekiet	Acrocephalus arundinaceus	40-80	18 ha	waterriet	1	18	222	riet/ruigte
grutto	Limosa limosa	20	32bp/100ha	grasland	3	60	32	grasland/schor
kluut	Recurvirostra avosetta	20	10bp/100ha	grasland	3	200	10	grasland
			100bp/100ha	schor	3	20	100	schor
knobbelzwaan	Cygnus olor	20	8bp/100ha	plas en oever	3	250	8	plas/oever
krakeend	Anas strepera	20	32bp/100ha	plas en oever	3	60	32	plas/oever
kuifeend	Aythya fuligula	20	41bp/100ha	plas en oever	3	49	41	plas/oever
kwak	Nycticorax nycticorax	20+	400 ha	moeras: rivier	1	400	5	bos
			375-1500 ha		2			
kwartelkoning***	Crex crex	40-120	1300-12000 ha	moeras: rivier	1	1300	3	grasland/schor
			75-375 ha		2			
lepelaar	Platalea leucordia	40+	500 ha	moeras: klei, laagveen	1	500	8	bos en grasland/schor
			20000 ha	nat grasland	1			
paapje	Saxicola rubetra	40	1500-15000 ha		2	1500	3	grasland/schor

↑
 Benodigde opp. om IHD te bereiken is het huidige aantal individuen van
 een soort tegenovergesteld aan het
 aantal ind. in een populatie
 1 populatie

porseleinhoen	Porzana porzana	40-80	1300 ha	riet	1	1300	3	riet/ruigte
purperreiger	Ardea purpurea	60+	500 ha	moeras: laagveen	1	500	12	riet/ruigte
			1000 ha	moeras of nat grasland	1			
rietzanger	Acrocephalus schoenobaenus	100-300	56bp/100ha	riet en water	3	200	50	riet/ruigte
			75-375 ha		2			
			100 ha	moeras: laagveen	1			
			300 ha	moeras: klei, zand, rivier	1			
roerdomp***	Botarus stellaris	20-60	75-375 ha		2	1000	2	riet/ruigte
			1000 ha	veen: rivier	1			
			2400 ha	riet: klei	1			
			6000 ha	riet: zand	1			
scholekster	Haematopus ostralegis	20	16bp/100 ha	grasland	3	125	16	grasland/schor
			17bp/100ha	schor	3			
slobeend	Anas clypeta	20	8bp/100ha	plas en oever	3	250	8	plas/oever
snor	Locustella luscinioides	100-140	500	waterriet	1	1200	8	riet/ruigte
			1200	riet: klei, veen, zand	1			
			10000	riet: rivier	1			
tureluur	Tringa tetanus	20	16	grasland	3	125	16	grasland/schor
			53	schor	3			
woudaapje **	Ixobrychus minutus	20-120	6000-24000	moeras	1	1000	2	riet/ruigte
zomertaling	Anas querquedula	20-40	1000	moeras	1	1000	2	grasland/schor

* Gegevens van LSO zijn uitermate beperkt en mogelijk ontoereikend. De voorkeur werd gegeven aan de beter onderbouwde gegevens van Ref 1.

** De oppervlakte schatting van Ref 1 loopt hier sterk uiteen met deze van de roerdomp, nochtans blijkt uit de Vlaamse Broedvogelatlas dat deze soort mogelijk zelfs kleinere oppervlakte arealen zou kunnen innemen. De densiteit werd daarom gelijkgesteld met die van de roerdomp.

*** De voorkeur werd hier gegeven aan de gegevens Ref. 1 wegens beter onderbouwd. In de Kalkense meersen (ca. 600ha) werd ooit 15 paar kwartelkoningen waargenomen dit ligt ook eerder in de grootteorde van Ref 1.

5.2.3. Habitatarealen broedvogels

Voor de verdere uitwerking van de ruimte behoeften voor de IHD broedvogels is naast een referentiedensiteit (zie tabel 6.18) ook een eenduidige aantal individuen per soort nodig. Het aantal van elke soort (tabel 6.20) is in eerste instantie gebaseerd op de waargenomen aantallen in het (deel)gebied. Indien echter voor het hele studiegebied de vooropgestelde IHD 'minimaal 1 leefbare populatie per aandachtsoort' momenteel niet wordt gehaald, werd dit aantal verhoogd tot het aantal voor 1 kernpopulatie (zie tabel 6.18). Voor deelgebieden werd dit uiteraard niet gedaan.

Om voor het hele studiegebied een uiteindelijke inschatting te kunnen maken van de habitatbehoeften van deze aandachtsoorten broedvogels, kunnen we uiteraard de oppervlaktes weergegeven in tabel 6.20 niet gewoon optellen. Soorten gebruiken uiteraard samen een bepaald habitat. Wanneer de habitatarealen van alle soorten integreren komen we tot volgende grootteordes voor de belangrijkste habitatklassen (tabel 6.19)

Tabel 6.19: Integratie van de habitatarealen van aandacht broedvogelsoorten voor het hele studiegebied en enkele deelgebieden.

habitattype	studiegebied (ha)	Kalkense meersen (KM)	Noordelijk gebied
grasland (met inbegrip plas/oever)	1500	480	744
(met inbegrip begraasd schor)	1950		
riet/ruigte (met inbegrip plas/oever)	1300 (2000)	150 (500)	513
moerasbos	400	-	

Voor de erkende reservaten Blokkersdijk en Molsbroek werd geen verdere doorrekening naar arealen uitgevoerd omdat dit erkende natuurreservaten zijn waarvoor een goedgekeurd beheersplan bestaat. We verwachten bijgevolg dat de waargenomen soorten en aantallen ook in de toekomst op een duurzame manier zullen kunnen blijven voorkomen binnen de grenzen van deze gebieden. Deze werkwijze werd ook toegepast voor Blokkersdijk in het IHD-rapport Van Hove et al. 2004.

Het studiegebied dient minimaal 450ha begraasd schor, 1500 ha grasland, 2000ha riet/ruigte in combinatie met plas/oever, en 400 ha moerasbos te omvatten als areaal voor de IHD aandachtsoorten broedvogels.

als dit aantal hoger ligt dan het theoretisch aantal individuen
in een 2km populatie wordt dit de IHD

Tabel 6.20: Overzicht van de aandachtsoorten broedvogels voor het hele studiegebied, en enkele deelstudiegebieden (zie tekst).
Referentiedensiteit: zie tabel 6.18).

Nederlandse naam	Latijnse naam	Huidige voorkomen studiegebied	IHD studiegebied	Noordelijk gebied	IHD Blokkersdijk	Min pop KM	Min pop MB	Ref densiteit	opp behoefte IHD studiegebied	opp behoefte IHD Noordelijk gebied	opp behoefte min pop KM	referentie habitat
X baardmannetje	Panurus biarmicus	21	100	0				17	588			riet/ruigte
blauwborst	Luscinia svecica	553	550	122	12	22	8	66	833	185	33	riet/ruigte
bruine kiekendief	Circus aeruginosus	49	50	12	4	2		4	1250	300	50	riet/ruigte
dodaars	Trachybaptus ruficollis	47	50			2	9	3	2000		80	riet/ruigte, plas oever
X grote karekiet	Acrocephalus arundinaceus		40			4		222	18		2	riet/ruigte
grutto	Limosa limosa	81	80	29		35		33	240	87	105	grasland/schor
kluut	Recurvirostra avosetta	291	350	450				10	3500	4500		grasland
kluut	Recurvirostra avosetta	291	350	450				100	350	450		schor
X kwak	Nycticorax nycticorax		20				1	5	400			bos
X kwartelkoning	Crex crex		40			15		3	1290		484	grasland/schor
X lepelaar	Platalea leucordia		40					8	500			bos en grasland/schor
X paapje	Saxicola rubetra		40			1		3	1481		37	grasland/schor
X porseleinhoen	Porzana porzana	4	40				7	3	1290			riet/ruigte
X purperreiger	Ardea purpurea		60					12	500			riet/ruigte
rietzanger	Acrocephalus schoenobaenus	170	170	23		5	50	50	340	46	10	riet/ruigte
X roerdomp	Botaurus stellaris	1	20		2	1	1	2	1000		50	riet/ruigte

	scholekster	Haematopus ostralegus	194	190	119	2		16	1188	744	13	grasland/schor
	slobeend	Anas clypeta	149	150	41	40	14	8	1875	513	500	riet/ruigte en plas/oever
X	snor	Locustella luscinioides	4	100		12	1	8	1250		150	riet/ruigte
	tureluur	Tringa totanus	127	130	112			16	813	700		grasland/schor
X	woudaapje	Ixobrychus minutus		20		1	1	2	1000		50	riet/ruigte
X	zomertaling	Anas querquedula	9	20		5	3	2	1000		250	grasland/schor

5.3. Vissen

Gezien de momenteel beschikbare gegevens en kennis is het niet mogelijk om uit de soortenlijsten van de vissen arealen van habitatypes af te leiden. Enige indicatie van de oppervlaktebehoefte voor een sleutelpopulatie ($\times 1.5$ voor een kernpopulatie) van een aantal soorten wordt gegeven in tabel 6.16. De ecologische precisie van deze areaalinschattingen dient echter als louter indicatief beschouwd te worden. Toch kunnen uit de kwalitatieve doelstellingen per ecologische groep een aantal cruciale kwalitatieve ruimtelijke aspecten afgeleid worden.

Ze worden hieronder weergegeven per NOP-zone en per ecologische groep.

Van de Grens tot Burcht

In deze zone zijn vooral voldoende, onverstoorde en gelijkmatig verdeelde geschikte kinderkamers voor marien juveniele vissen nodig. Geschikte kinderkamers zijn gebieden met een combinatie van luwe, turbiede ondiepwatergebieden, slikken en schorren, met een goed functioneel vertakt krekensysteem met krekens van verschillende orde en met geleidelijke overgangen zodat er voldoende regelmatig overstromende vegetatie voorkomt. De permanente vrije verbinding met de hoofdgeul is van belang.

Dit habitat kan het beste gerealiseerd worden door grote ontpolderingen. De grootste kans op slagen voor de realisatie van functioneel habitat is het respecteren van nodige bandbreedte zoals die in hoofdstuk 4 berekend werd. Ook het aantakken van binnendijkse gebieden door middel van een buis in de dijk, zoals bijvoorbeeld de Burchtse weel is een optie maar de uitwisseling van en naar dergelijke gebieden zal beperkter zijn omdat vissen minder geneigd zullen zijn er door te zwemmen. De dynamiek in een dergelijk gebied zal van nature minder zijn. Een goede profilering van het gebied vooraleer het aan te takken kan helpen om sneller de geschikte habitat te bekomen. Een GGG met veiligheidsfunctie zal tenslotte ook resulteren in de ontwikkeling van geschikt habitat maar ook hier geldt dat de vissen minder geneigd zullen zijn om door de hoge inwateringssluis te zwemmen. Bovendien wordt vooral voor haring en sprong een redelijk hoge mortaliteit verwacht na een diepe val uit de sluis. Het aanbrengen van een cascade kan dit risico verlagen.

Van Burcht tot Temse, inclusief de Rupel

In deze zone is behoefte aan kinderkamers voor anadrome vissen en opgroeigebieden voor juveniele zoetwatervissen. Zoete slikken, schorren en ondiepwatergebieden met voldoende luwe gebieden, regelmatig overstromende vegetatie en permanente vrije verbinding met de hoofdgeul zijn hiervoor geschikte habitats.

Ze kunnen best gerealiseerd worden door grote ontpolderingen te realiseren. Voor de optimalisatie van de functionaliteit moet de nodige bandbreedte voor dynamische intergetijdengebieden in deze zone gerespecteerd worden. Ook in ggg's zullen geschikte biotopen ontwikkelen maar de nodige zorg moet besteed worden aan uitwisselingsmogelijkheden met de hoofdrijver.

Van Temse tot Dendermonde, inclusief de Durme

In deze zone is er nood aan kinderkamers voor anadrome vissen en opgroeigebieden voor juveniele zoetwatervissen. Zoete slikken, schorren en ondiepwatergebieden met voldoende luwe gebieden, regelmatig overstromende vegetatie en permanente vrije verbinding met de hoofdgeul zijn hiervoor geschikte habitats.

Ze kunnen best gerealiseerd worden in grote ontpolderingen. Ook in ggg's zullen geschikte biotopen ontwikkelen maar de nodige zorg moet besteed worden aan uitwisselingsmogelijkheden met de hoofdrijver. Daarnaast is het noodzakelijk de hydrologische connectie naar geschikte binnendijkse paaigebieden voor eurytope zoetwatervissoorten te optimaliseren. Dit kan gerealiseerd worden indien met een aantal aspecten rekening gehouden wordt bij het inrichten van gog's. Er dient minstens jaarlijks een overstroming te zijn, er moet jaarlijks een voldoende lange overstromingsperiode zijn en er moet voldoende permanent geschikt aquatisch habitat zijn dat als kinderkamer en opgroeigebied kan dienen. Indien het onaanvaardbaar of onmogelijk is om de hoogte van de zomerdijk naar deze voorwaarde te richten kan eventueel het vloeimeersensysteem ingevoerd worden door de sluizen open te zetten. Uitwisseling langs de sluizen zal echter veel beperkter zijn dan over de overloopdijk.

Van Dendermonde tot Gent

In deze zone gelden dezelfde aandachtspunten en functies als in de zone van Temse tot Dendermonde: intergetijdengebieden zijn belangrijk als kinderkamer en opgroeigebied voor anadrome vissen en zoetwatervissen. Belangrijke aspecten voor de functionaliteit zijn de aanwezigheid van luwe zones, van geleidelijke overgangen, en de hydrologische connectiviteit tussen de binnen- en buitendijkse gebieden.

Belangrijk voor het visbestand in de Zeeschelde is de migratie tussen Zeeschelde en Bovenschelde nabij Gent. In de Bovenschelde zijn er immers potentiële paaigebieden voor anadrome soorten zoals de rivierprik, rheophiele A soorten die op kiezelsubstraat paaien en Rheophiel B soorten die mogelijks in opnieuw aangetakte oude meanders paaien.

Dijle-Zenne-Nete

In de bovenstroomse gebieden van de getijdenzone zijn vooral potenties weggelegd om paaigebieden voor de anadrome en rheofiele A vissoorten te realiseren. Diversifiëring van het stromingspatroon in de hoofdgeul zal de slaagkans voor de reproductie van deze soorten aanzienlijk vergroten.

Intergetijdengebieden in deze zone blijven belangrijk als kinderkamer en opgroeigebied voor diadromen en rheophielen. Ook blijven ingerichte GOG's potentieel rekruteringsgebied voor eurytope zoetwatervissen mits de nodige aanpassingen aan de inrichting kunnen gebeuren.

In de gebieden die niet meer aan getij onderhevig zijn kunnen aangetakte oude meanders evolueren tot geschikt paaihabitat voor rheofiele B vissoorten. Door de dijken niet meer te onderhouden of te herleggen in de gebieden boven de getijdenzone zal geschikt paaihabitat voor eurytope zoetwatervissen ontstaan in de vorm van overstromingsvlakten.

De Bovenschelde

De Bovenschelde is wat haar potentiële functionaliteit voor de visbestanden op de Zeeschelde betreft vergelijkbaar met de bovenlopen van het Rupelbekken. Diversifiëring van het stroompatroon in de geul zal de rekrutering van anadromen en rheophiel A soorten ten goede komen terwijl het aantakken van oude meanders voor geschikt paaihabitat van rheofiele B soorten kan zorgen.

5.4. Amfibieën en reptielen

Gezien de momenteel beschikbare gegevens en kennis is het niet mogelijk om uit de soortenlijsten van de amfibieën en reptielen arealen van habitattypes af te leiden. Enige indicatie van de oppervlaktebehoefte voor een sleutelpopulatie (x 1.5 voor een kernpopulatie) van een aantal soorten wordt gegeven in tabel 6.16. De ecologische precisie van deze areaalinschattingen dient echter als louter indicatief beschouwd te worden. Voor kamsalamander dient daarenboven opgemerkt te worden dat de areaalgrootte (5-50ha) zoals opgegeven in tabel 6.16 dient gerelativeerd te worden gezien deze soort in het beste geval zowat 10% van het eigenlijke gebied als habitat gebruikt. Bij een inrichtingplan dient er dus rekening mee gehouden te worden dat de totale oppervlakte van het hele ecotoop in de klasse 250-10000ha terecht komt.

Hoofdstuk 7: Oplijsting van de instandhoudingsdoelstellingen voor het getijdengebied van de Zeeschelde en haar zijrivieren.

Inhoudstafel

1.	<i>Systeembenadering</i>	203
2.	<i>Habitatbenadering</i>	204
3.	<i>Soortbenadering</i>	205
3.1.	Instandhoudingsdoelstellingen zoogdieren	205
3.2.	Instandhoudingsdoelstellingen vogels	206
3.3.	Instandhoudingsdoelstellingen amfibieën en reptielen	207
3.4.	Instandhoudingsdoelstellingen vissen en rondbekken	207
3.5.	Instandhoudingsdoelstellingen ongewervelden	208

In voorgaande hoofdstukken werden per organisatieniveau IHD afgeleid:

- ecosysteem niveau
- habitat niveau
- soort niveau

Tot besluit van dit rapport hernemen we hier op een geïntegreerde wijze alle IHD die in voorgaande hoofdstukken werden opgesteld voor het studiegebied. IHD afkomstig uit verschillende benaderingen die geheel of gedeeltelijk overlappen werden daarbij samengevoegd. Voor alle toelichtingen bij het tot stand komen van deze IHD verwijzen we naar de voorgaande hoofdstukken.

1. Systeembenadering

De minimale concentratie van opgelost zuurstof in het pelagiaal van de Zeeschelde mag niet minder dan $5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ bedragen in het zomerhalfjaar (1 mei – 30 oktober), en mag niet minder dan $6 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ bedragen in het winterhalfjaar (1 november – 30 april). De minimale concentratie van opgelost zuurstof in kinderkamergebieden van vis, zoals grachten in wetlands, ondiep water, krekens, e.d. mag nooit minder bedragen dan $5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

Om een goede diversiteit van benthos en vis te garanderen moet de waterkwaliteit in de Zeeschelde hersteld worden tot een toestand die algemeen overeenkomst vertoont met deze die het gevolg was van de belasting van voor de collaps van de waterkwaliteit die zich heeft ingezet in de jaren vijftig.

Een bijkomend areaal van minstens 500 ha slik t.o.v. de huidige situatie is langs de Zeeschelde nodig om een goede draagkracht van benthos voor vogels en vis te garanderen. Dit is gebaseerd op de te verwachten primaire productie in het estuarium.

Maatregelen om de hydrodynamiek van het estuarium te temperen zijn nodig. Ontpoldering is hiertoe een goede maatregel. Ontpoldering heeft op dat vlak het meest effect in locaties stroomafwaarts van de zone met het maximum van de tidale energie. Doelstelling is het verminderen van de toename van de hoogwaterstanden, verminderen van de daling van de laagwaterstanden, het tegengaan van de asymmetrie van het getij, het vergroten van de looptijd van het getij. De trends in deze parameters moeten worden gestopt.

Tenzij de waterkwaliteit dermate kan worden hersteld dat limitatie van opgelost silicium niet meer optreedt bij diatomeeën, is een extra schorareaal van 1500 ha nodig in de Zeeschelde om aan deze limitatie te verhelpen. Voor opgelost silicium is de minimale concentratie doelstelling: $\text{Dsi} > 0.15 \text{ mg/l}$.

Vanuit systeemchaal wordt afgezien van de instandhoudingsdoelstelling dat estuariene natuur over de hele vallei zou moeten kunnen beschikken om vrijelijk te kunnen meanderen. In dat geval zou de Zeeschelde immers wellicht niet meer bevaarbaar zijn. In

plaats daarvan moeten de habitats en soorten van zowel estuariene natuur als wetlands met gerichtere maatregelen in stand gehouden kunnen worden.

Van wetlandhabitats die afhankelijk zijn van een goede kwaliteit van het grondwater, moet het mogelijk zijn grondwaterbeheer toe te laten ten einde insijpeling van te vermijden stoffen tegen te gaan.

Wetlands, met name langs de zijrivieren, moeten piekdebieten bufferen om de retentietijd in de Zeeschelde zo groot mogelijk te houden (zeker bij kortstondige pieken zoals na zomeronweders) en tevens de zijdelingse belasting te beperken.

2. Habitatbenadering

IHD: voor Vlaanderen essentiële habitats

- 1130: estuaria
- 1140: bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten (subtype zoet)
- 1330: atlantisch schorren (*Glauco - Puccinellietelia maritima*) (subtype zoet)
- 91E0: alluviale bossen met *Alnus glutinosa* en *Fraxinus excelsior* (Alno-padion, Anion incanae, Salicion albae) (subtype wilgenvloedbos)

IHD voor Vlaanderen belangrijke habitats

- 1140: bij eb droogvallende slikwadden en zandplaten (subtype brak)
- 1310: éénjarige pioniersvegetatie van slik- en zandgebieden met *Salicornia* ssp. en anderen zoutminnende soorten
- 1320: schorren met slijkgras (*Spartinion maritima*)
- 1330: atlantisch schorren (*Glauco - Puccinellietelia maritima*) (subtype brak)
- 3150: van nature eutrofe meren met vegetatie van het type *Magnopotamion* of *Hydrocharition*
- 6430: voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland, en van de montane en alpiene zones (subtype nat)
- 6430: voedselrijke zoomvormende ruigten van het laagland, en van de montane en alpiene zones (subtype droog)
- 6510: laaggelegen schraal hooiland (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*)
- 7140: Overgangs- en trilveen
- 91E0: alluviale bossen met *Alnus glutinosa* en *Fraxinus excelsior* (Alno-padion, Anion incanae, Salicion albae) (subtype elzenvloedbos)
- Dottergrasland
- Rietland

IHD voor Vlaanderen lokaal belangrijke habitats

- 2310: psammofiele heide met *Calluna* en *Genista*
- 2330: open grasland met *Corynephorus*- en *agrostis*-soorten op landduinen
- 4030: droge Europese heide

- 6410: grasland met *Molinia* op kalkhoudende, venige of lemige kleibodem (EU-Molinion)
- 9120: zuurminnende Atlantische beukenbossen met ondergroei van *Ilex* of soms *Taxus* (*Quercion roburi - petraeae* of *Ilici fagion*)
- 9160: sub-Atlantische en midden-Europese wintereikenbossen of eiken-haagbeukbossen behorend tot het *Carpinion betuli*
- 9190: Oude zuurminnende eikenbossen op zandvlakten met *Quercus robur*
- Grote zeggenvegetaties

Voor alle genoemde habitats moet een goede conditie worden gegarandeerd wat een minimale oppervlakte en specifieke abiotische randvoorwaarden met zich meebrengt. Deze zijn opgenomen in de goede conditietabellen in het hoofdrapport

In de huidige configuratie van de Zeeschelde is het onmogelijk om de gewenste bandbreedte of oppervlakte slik en schor te realiseren, maar de opgegeven breedten kunnen als instandhoudingsdoelstelling gelden voor een goed ontwikkeld intergetijdengebied in een gegeven OMES-segment.

Oppervlakte en vorm van slik en schorgebieden moeten zodanig zijn dat een goede topografische heterogeniteit, en een goede kreekverwevenheid duurzaam ontwikkelen. Dit verzekert een grote diversiteit van kwaliteitsvolle habitat- en vegetatietypen en verhindert dat alle habitats naar hetzelfde type, nl. de climaxvegetatie evolueren en onderhoudt een zekere turn-over in de vegetaties. Het aandeel laagdynamische intergetijdengebieden mag niet afnemen en de isolatiegraad mag niet vergroten.

3. Soortbenadering

3.1. Instandhoudingsdoelstellingen zoogdieren

Het studiegebied dient voldoende ruimte en geschikt habitat te omvatten binnen strikt beschermde natuurgebieden om

- voor momenteel niet aanwezige aandachtsoorten potentiële leefgebieden voor minimaal 1 leefbare populatie te creëren/onderhouden (bever, otter);
- voor momenteel aanwezige aandachtsoorten minimum 1 leefbare kernpopulatie te onderhouden (dwergmuis, meervleermuis, rosse vleermuis, ruige dwergvleermuis, waterspitsmuis, watervleermuis);
- Voor soorten die momenteel in grotere aantallen aanwezig zijn minimum het huidige populatieniveau te handhaven. Momenteel zijn geen aantalsgegevens van zoogdieren beschikbaar die toelaten deze soortenlijst op te stellen.

Voor gewone zeehond zal deze doelstelling moeten gezien worden in één geheel met de Westerschelde

Het studiegebied dient voldoende ruimte en geschikt habitat te omvatten binnen strikt beschermde natuurgebieden voor een potentiële populatie bevers van ca. 40 families (ca. 160 individuen), verspreid over verschillende deelgebieden.

Het studiegebied dient voldoende ruimte en geschikt habitat te omvatten binnen strikt beschermde natuurgebieden om potentieel een leefbare kernpopulatie van de otter te onderhouden. Er dient minimaal potentie aanwezig te zijn voor de vestiging van 20-25 individuen verspreid over 3-4 deelgebieden.

Het studiegebied dient afdoende connectiviteit te kennen om de verschillende deelleefgebieden van bever en otter functioneel met mekaar te verbinden. Migratieknelpunten dienen vermeden/opgeheven te worden. Voor de bever dienen prioritair de migratiemogelijkheden tussen het huidige verspreidingsgebied in Vlaanderen en het studiegebied geoptimaliseerd te worden.

Er moet naar gestreefd worden om een zo volledig mogelijke vleermuizenfauna te bereiken, met de aanwezigheid van alle te verwachten soorten in gunstige aantallen.

3.2. Instandhoudingsdoelstellingen vogels

Broedende vogels

Het studiegebied dient voldoende ruimte en geschikt habitat te omvatten binnen strikt beschermde natuurgebieden om

- voor momenteel niet aanwezige aandachtsoorten, potentiële leefgebieden voor minimaal 1 leefbare populatie te garanderen;
- voor een aantal aandachtsoorten met grote areaal behoeften en kleine potentiële populaties: potentiële aanwezigheid van 1 of meerdere broedparen (grauwe kiekendief, visarend, wespandief, zeearend, zwarte wouw);
- voor momenteel aanwezige aandachtsoorten, minimum 1 leefbare kernpopulatie te onderhouden;
- Voor soorten die in grotere aantallen aanwezig zijn dan de vereisten voor 1 kernpopulatie minimum, het huidige populatieniveau te handhaven

Voor een overzicht van de soorten en aantallen verwijzen we naar tabel 6.1 in Hoofdstuk 6 van het hoofdrapport.

Het studiegebied dient afdoende connectiviteit te kennen om de verschillende deelleefgebieden van de hierboven opgesomde soorten functioneel met mekaar te verbinden. Dispersieknelpunten dienen vermeden/opgeheven te worden

Binnen het studiegebied dienen voldoende potentiële leefgebieden voorzien te worden voor de vestiging van minimaal 1 leefbare kernpopulatie (min. 40 broedparen) van de kwartelkoning, verspreid over minimaal 2-3 deelgebieden. Gezien de mobiliteit van deze soort zal connectiviteit tussen deelgebieden hier minder cruciaal zijn.

Gezien de zeer specifieke habitateisen van de kwartelkoning dienen voldoende grote, specifieke aandachtsgebieden binnen strikt beschermd natuurgebied gedefinieerd te worden. Vooral ook naar beheer toe zullen deze gebieden aan specifieke eisen moeten voldoen.

Overwinterende en doortrekkende watervogels

Voor de totale aantallen van watervogels in de Zeeschelde (exclusief meeuwen) mag het gemiddelde van de seizoensmaxima over de laatste vijf seizoenen niet minder zijn dan 40.000. Het gemiddelde van de seizoensminima over de laatste vijf seizoenen mag niet minder zijn dan 3.500.

Voor de belangrijkste overwinterende en doortrekkende watervogelsoorten in de Zeeschelde moet het gemiddelde van de seizoensmaxima over de laatste vijf seizoenen per soort en naargelang de relevantie voor de soort minstens een vastgesteld percentage van de geografische, de Vlaamse en/of de Westerschelde populatie bedragen (zie tabel 6.10 in Hoofdstuk 6 voor de soorten en de percentages per relevante populatie).

3.3. Instandhoudingsdoelstellingen amfibieën en reptielen

Het studiegebied dient voldoende ruimte en geschikt habitat te omvatten binnen strikt beschermde natuurgebieden om potentieel een leefbare kernpopulatie te onderhouden van rugstreeppad en kamsalamander.

3.4. Instandhoudingsdoelstellingen vissen en rondbekken

Op basis van de opgestelde soortenlijsten (zie tabel 6.1 in Hoofdstuk 6) dient het studiegebied afdoende waterkwaliteit en voldoende structurele kwaliteit te kennen om minimaal potentiële leefbare kernpopulaties van volgen vissoorten te herbergen: bittervoorn, elft, Europese meerval, fint, grote modderkruiper, kleine modderkruiper, paling, rivierdonderpad, rivierprik, spiering, zeeforel.

Het uitvoeren van gepaste maatregelen moet op termijn leiden tot een gediversifieerd visbestand dat de toets zoals opgelegd door KRW kan doorstaan. Dat wil zeggen dat de samenstelling van het Zeeschelde visbestand in 2015 vergelijkbaar moet zijn met dat van een referentievisbestand voor een brak- en zoetwatergetijdenzone en aan de beoordeling 'goed' op basis van de estuariene visindex (Breine et al., in prep.) moet voldoen. We verwijzen eveneens naar deze estuariene visindex voor een correcte beschrijving van de referentietoestand. Inrichtingsmaatregelen kunnen echter slechts effectief zijn als eerst ook de waterkwaliteit voldoet aan de norm voor viswater. Een goede waterkwaliteit, en in het bijzonder een zuurstofconcentratie die nooit lager is dan 5 mg L^{-1} , zijn absolute beginvoorwaarden

Het uitgesproken seizoenaal karakter in de soortensamenstelling van de marien-estuariene visgemeenschap in de Zeeschelde bestaande uit marien juveniele vissen, marien seizoenale vissen en estuariene vissen en de draagkracht van het estuarium voor jonge vis duiden op de jaarrond goede invulling van de kinderkamer- en foerageerfunctie. Het instandhouden en ondersteunen van deze seizoenale dynamiek is een prioritaire doelstelling voor het visbeleid in de Beneden-Zeeschelde.

De Beneden Zeeschelde draagt door haar goede kinderkamerfunctie significant bij tot de rekrutering van jonge vis tot de volwassen commerciële visstocks van haring, tong, zeebaars, wijting, schor en schor op de Noordzee.

Brakwatergrondel, dikkopje, puitaal, kleine zeenaald en slakdolf vinden in de Beneden Zeeschelde voldoende foerageerhabitat om duurzame populaties te ontwikkelen.

Het voorkomen van 0-groep (individuele die nog geen winter hebben doorgemaakt) katadrome en anadrome vissen in het zoetwatergetijdengebied van de Zeeschelde wijst op de volledige functie-invulling van het Scheldebekken als habitat voor diadrome soorten.

Het Scheldebekken heeft op korte termijn (2010) zichzelf instandhoudende populaties van rivierprik, fint, spiering en op middellange termijn (2020) van zee-prik, elft en houting

Eurytope vissoorten (blankvoorn, brasem, pos, baars, alver, karper, koblei en snoekbaars) houden duurzame populaties in stand in het zoetwatergetijdengebied. Vanuit de zijrivieren, polderwateren en kanalen kunnen rheofiele en limnofiele vissen komen foerageren in het zoetwatergetijdengebied.

3.5. Instandhoudingsdoelstellingen ongewervelden

Op basis van de opgestelde soortenlijsten (zie tabel 6.1 in Hoofdstuk 6) dient het studiegebied voldoende ruimte en geschikt habitat te omvatten binnen strikt beschermde natuurgebieden om potentieel een leefbare kernpopulatie te onderhouden van de volgende ongewervelden: gevlekte witsnuitlibel, nauwe korfslak, zeggekorfslak.

Hoofdstuk 8: Instandhoudingsdoelstellingen Schelde- estuarium, uitwerking deel Zeeschelde en zijrivieren: een synthese

Inhoudsopgave

1. Inleiding	211
2. Methodiek	214
3. Resultaten per habitat	220
3.1. Pelagiaal	220
3.1.1. Vigor	220
<i>Derived supporting services: primary productivity, nutrient and water cycling (zie tabel 8.1)</i>	220
<i>Derived regulation services: water purification and waste treatment</i>	222
3.1.2. Organisation	222
<i>Derived supporting and provisioning services: biodiversity, habitat for rare species or for global populations, nursery and migration function and food</i>	222
3.1.3. Resilience	224
<i>Derived regulating services: waterregulation, erosion regulation and sediment trap, maintaining habitat structure and features (zie tabel 8.1)</i>	224
3.1.4. Besluit	225
3.2. Slik	226
3.2.1. Vigor	226
<i>Derived supporting services: primary productivity, nutrient and water cycling (zie tabel 8.1)</i>	226
3.2.2. Organisation	226
<i>Derived supporting and provisioning services: biodiversiteit, habitat for rare species or for global populations, migration route, food (zie tabel 8.1)</i>	226
3.2.3. Resilience	227
<i>Derived regulating services: waterregulation, erosion regulation and sediment trap, maintaining habitat structure and features (zie tabel 8.1)</i>	227
3.2.4. Besluit	227
3.3. Schor	228
3.3.1. Vigor	228
<i>Derived supporting services: nutrient cycling (zie tabel 8.1)</i>	228
3.3.2. Organisation	228
<i>Derived supporting services: biodiversity (zie tabel 8.1)</i>	228
3.3.3. Resilience	229
<i>Derived regulating services: maintaining habitat structure and features (zie tabel 8.1)</i>	229
3.3.4. Besluit	229
3.4. Binnendijkse natte gebieden (wetlands)	230
4. Conclusie	231

Lijst tabellen

Tabel 8.1: Overzicht van de verschillende componenten van het concept "ecosystem health" voor een estuarien systeem.....	214
--	-----

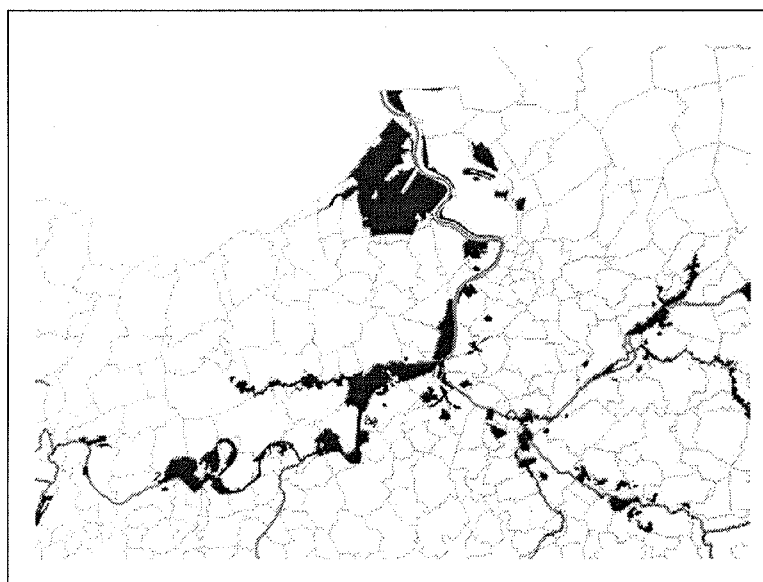
Lijst figuren

Figuur 8.1: Zones binnen 1 km van het getijdengebied Zeeschelde en haar zijrivieren waarbinnen de natuurwaarden beschermd zijn onder minstens 1 internationale, Europese of regionale regelgeving, conventie of overeenkomst.....	211
Figuur 8.2: Verschillende menselijke ingrepen hebben een impact op het complexe functioneren van een estuariene ecosysteem.	213
Figuur 8.3: Een duurzaam functionerend ecosysteem kan beschreven worden als een systeem waarbij de variabiliteit in de tijd binnen 'natuurlijke grenzen' blijft, de draagkracht m.b.t. diverse functies behouden blijft en dat dus in staat is om externe invloeden te bufferen.	215
Figuur 8.4: De rol het begrip 'draagkracht' in de concrete uitwerking van het concept 'ecosystem health' (hier uitgedrukt in termen van 'goods & services'). Habitats hebben een bepaalde draagkracht voor 'goods & services' bv. uitgedrukt als de grootte van bepaalde processen. De draagkracht voor soorten geeft aan welke populatie in het habitat blijvend kan voorkomen.	216
Figuur 8.5: Schema van de habitatbenadering: De minimale oppervlakte-vereisten zijn afgeleid uit voorwaarden t.a.v. goede condities. Deze zijn opgesteld voor habitats die voldoen aan juridisch vastgelegde criteria van belangrijkheid.	217
Figuur 8.6: In de soortbenadering wordt er na vaststelling van de gebiedsspecifieke soortenlijsten, via aantallen op basis van een inschatting van de minimaal leefbare populatie, de habitatkwaliteit en de daarmee samengaande populatiedichtheid, een inschatting gemaakt van de benodigde habitatarealen.	218
Figuur 8.7: In de functionele benadering worden voor de relevante "goods and services" (G&S) minimale arealen bepaald.....	219
Figuur 8.8: De uiteindelijke IHD werden dan opgesteld door alle afzonderlijke IHD te beschouwen. Bij overlappende IHD vanuit verschillende benaderingen (bv. opgeloste zuurstof) werd de grootste gemene noemer als eind-IHD voorop gesteld.....	219
Figuur 8.9: Het aspect 'Vigor' voor het habitat 'Pelagiaal'.....	221
Figuur 8.10: Het aspect 'Organisation' voor het habitat 'Pelagiaal'.....	224
Figuur 8.11: Het aspect 'Resilience' voor het habitat 'Pelagiaal'.....	225
Figuur 8.12: Het aspect 'Organisation' voor het habitat 'Slik'.....	227
Figuur 8.13: Het aspect 'Vigor, Organisation and Resilience' voor het habitat 'Schor'.....	229
Figuur 8.14: Het aspect 'Vigor, Organisation and Resilience' voor het habitat 'Wetlands'.....	231

1. Inleiding

De opmaak van instandhoudingsdoelstellingen voor de natuurwaarden binnen een Europese speciale beschermingszone of zones (SBZ) is geen losstaande taak. Instandhoudingsdoelstellingen zijn in de meeste gevallen gebod in een ruimer kader waarin reeds een aantal voorwaarden en voorschriften zijn vervat. Voor het bekomen van een ruim draagvlak, duurzame rechtszekerheid voor alle betrokken partijen, en het uiteindelijk realiseren van duurzame beheerplannen is het essentieel dat de instandhoudingsdoelstellingen in overeenkomst zijn met de uitgangspunten van dit grotere kader. Hierna wordt eerst dit kader in grote lijnen uiteengezet.

De Zeeschelde, haar bijrivieren en een groot deel van hun valleigebieden kennen momenteel reeds één of meerdere beschermingen. **De Ramsar conventie, de Europese Vogel- (VR) en Habitatrichtlijn (HR), de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW), het Vlaams Ecologisch Netwerk (VEN) en de erkende reservaten** zorgen reeds voor een ruime quasi gebiedsdekkende juridische bescherming op verschillende niveaus (figuur 8.1).



Figuur 8.1: Zones binnen 1 km van het getijdengebied Zeeschelde en haar zijrivieren waarbinnen de natuurwaarden beschermd zijn onder minstens 1 internationale, Europese of regionale regelgeving, conventie of overeenkomst.

Volgens de **Europese richtlijnen** moeten de zones aangemeld onder HR en VR in gunstige staat van instandhouding behouden of gebracht worden. Hiervoor moeten voor elk van de gebieden de nodige maatregelen worden voorzien (beheerplannen) gebaseerd op vooraf vastgestelde **instandhoudingsdoelstellingen (IHD)**. De IHD zijn cruciaal bij de beoordeling van de 'de goede staat' en bij de beoordeling van de al dan niet negatieve invloed van geplande menselijke ingrepen. Deze IHD dienen dus zodanig gedefinieerd te worden dat:

- het natuurlijke verspreidingsgebied en de oppervlakte van het habitat stabiel is of toeneemt;
- de nodige specifieke structuren en functies voor duurzaam behoud bestaan en in de afzienbare toekomst vermoedelijk zullen blijven bestaan;

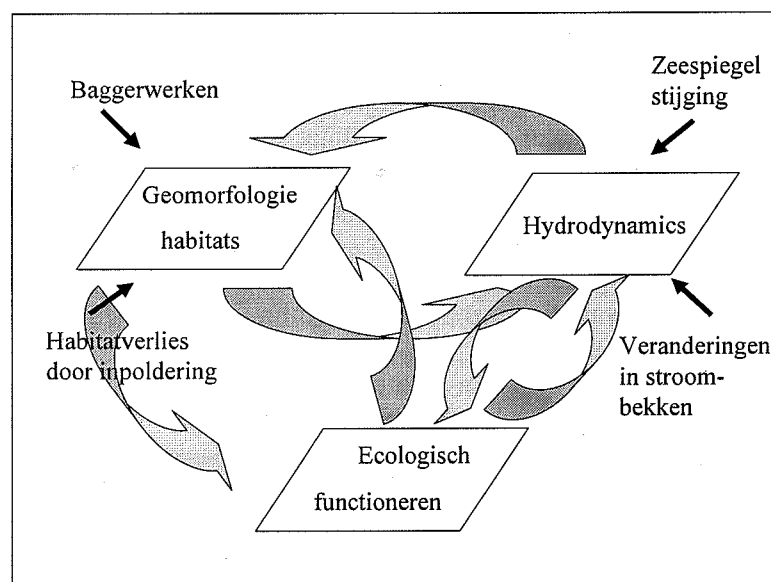
- de staat van instandhouding van de voor die habitats typische soorten **gunstig** is;
- uit populatiedynamische gegevens blijkt dat de betrokken soort nog altijd een levensvatbare component is van het habitat waarin de soort voorkomt en dat vermoedelijk op lange termijn zal blijven;
- het natuurlijke verspreidingsgebied van die soort niet kleiner wordt of binnen afzienbare tijd lijkt te zullen worden;
- er een voldoende groot habitat bestaat dat waarschijnlijk zal blijven bestaan om de populaties van die soort op lange termijn in stand te houden.

De **Europese Kaderrichtlijn Water** houdt in dat een goede ecologische toestand voor overgangs- en kustwateren bereikt wordt tegen 2015. De ecologische toestand wordt hierbij geformuleerd op basis van fytoplankton, de macroalgen, de angiospermen, de bentische ongewervelde fauna en de visfauna. In tegenstelling tot de vereisten voor VR en HR gebeurt de beoordeling van de adequate ecologische kwaliteit in het kader van KRW niet op basis van de aan- of afwezigheid van juridisch beschermde soorten, maar op basis van een evaluatie van de ecologische functionaliteit van de gemeenschappen en de afwijking hiervan ten opzichte van een theoretische onverstoorde toestand. Hiertoe worden door de verschillende lidstaten, in Europees verband, methoden ontwikkeld bv Borja et al (2000).

Daarnaast dient ook rekening gehouden te worden met de besluiten van de **Lange Termijn Visie voor het Schelde-estuarium** (van den Bergh, 2003b). Daarin staan volgende **ecologische streefdoelen voor 2010 geformuleerd**:

- Binnen het estuarium komt een grote diversiteit aan habitats voor, m.n. slikken, schorren, ondiep water en platen in zoet, brak en zout water. De bijbehorende levensgemeenschappen komen duurzaam voor en zijn waar mogelijk versterkt.
- Daartoe is ruimte gecreëerd voor natuurlijke dynamische fysische, chemische en ecologische processen. Het meergeulensysteem in de Westerschelde, inclusief vrijbewegende nevengeulen moet gehandhaafd blijven.
- De waterkwaliteit is niet meer beperkend.

Het **Natuur Ontwikkelings Plan voor het Schelde-estuarium (NOP)** (van den Bergh, 2003b) geeft aan dat voor een aantal knelpunten een oplossing dient te worden gezocht. Deze knelpunten betreffen de waterkwaliteit, de waterkwantiteit, de morfologie en de ecologie (waarbij de negatieve trends van sommige soorten, toestanden en gemeenschappen worden beklemtoond). De studie die aan het NOP ten grondslag lag, toonde duidelijk aan dat geïsoleerde maatregelen als onvoldoende dienden beschouwd te worden om tot een duurzame oplossing te komen voor de knelpunten, juist vanwege de complexe interacties die tussen de verschillende aspecten optreden in een hoog dynamisch systeem zoals een estuarium (figuur 8.2).



Figuur 8.2: Verschillende menselijke ingrepen hebben een impact op het complexe functioneren van een estuariene ecosysteem.

De conclusies van het NOP hielden dan ook in dat er nood was aan een geïntegreerde benadering, waarbij een maatregelen pakket zodanig moet worden uitgewerkt dat voldaan zou worden aan een duurzame goede ecologische toestand, en aan een gunstige staat van instandhouding van de verschillende habitats en soorten. In het NOP werd aangegeven dat maatregelen die het meest bijdragen tot een herstel van een goed functionerend ecologisch systeem zijn:

- Uitbreiding estuarium door dijken landwaarts te verplaatsen of opgehoogde buitendijkse zones af te graven.
- Verruilen van ecotopen: omzetten van 'oververtegenwoordigde' ecotopen in 'ondervertegenwoordigde' ecotopen.
- Doorlaatmiddelen, herstel van contact tussen estuarium en binnendijkse valleigebieden.
- Inrichting en herstel van de goede staat van binnendijkse valleigebieden (wetlands).

Rekening houdende met deze diverse uitgangspunten was de doelstelling van dit project het **opstellen van een integraal pakket instandhoudingsdoelstellingen voor het volledige Schelde-estuarium** (deel Zeeschelde en zijrivieren), waarbij ernaar gestreefd zou worden om in de mate van het mogelijke kwantitatieve doelstellingen te formuleren voor het systeem. De instandhoudingsdoelstellingen dienden als ambitie te hebben om toe te laten beheerplannen op te stellen die garant zouden staan voor een robuust, duurzaam en autonoom functionerend systeem. Een systeem dus, dat bestand is tegen beperkte externe invloeden, en op lange termijn kan behouden blijven zonder al te ingrijpende permanente menselijke tussenkomsten (met uitzondering van de normale beheerwerken).

2. Methodiek

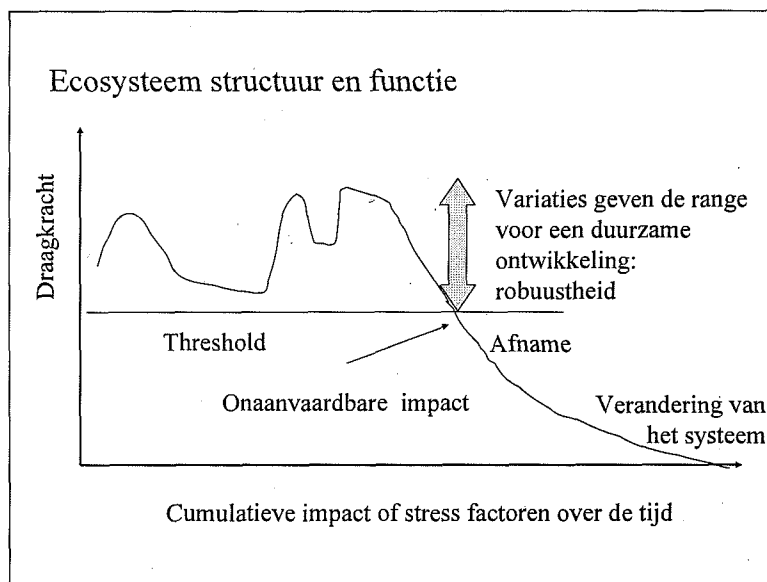
Het uitgangspunt bij de opmaak van de IHD voor het Schelde estuarium was het concept “**Ecosystem health**”. Dit houdt in dat de biodiversiteit in een systeem zowel structureel als functioneel wordt benaderd. Het concept is gebaseerd op 3 pijlers: ‘organisation’, ‘vigor’ en ‘resilience’. Voor elk van die pijlers kunnen ‘ecosysteem functies’ en ‘goods & services’ gedefinieerd worden (tabel 8.1) die centraal staan in dit concept.

Tabel 8.1: Overzicht van de verschillende componenten van het concept “ecosystem health” voor een estuarien systeem

<u>Functions, goods and services</u>	<u>Vigor</u>	<u>Organisation</u>	<u>Resilience</u>
→ Derived Supporting services	• Primary productivity • Nutrient cycling • Water cycling	• Biodiversity • Habitat for rare species or for global population • Nursery function • Migration route	♦ <i>Soil formation</i>
→ Derived Regulating services	♦ <i>Air quality regulation</i> ♦ <i>Climate regulation</i> • Water purification and waste treatment ♦ <i>Regulation of transport of nutrients and contaminants</i>	♦ <i>Disease regulation</i> ♦ <i>Pest regulation</i> ♦ <i>Pollination</i> ♦ <i>Trophic-dynamic regulation</i>	• Waterregulation (protection against flooding) • Erosion regulation and sediment trap • Maintaining habitat structure and features (eg. Tidal characteristics) ♦ <i>Natural hazard regulation</i>
→ Derived Provisioning services	♦ <i>Fresh water</i> • Clean air	• Food • Fiber • Fuel ♦ <i>Genetic resources</i> ♦ <i>Biochemicals, natural medicines and pharmaceuticals</i> • Ornamental resources	♦ <i>Fresh water</i>
→ Derived Human functions	Recreation Cultural, scientific and educational activities		
<u>Supporting regulations, and conventions</u>	Treatment of Helsinki and Paris (ICBS): OSPAR; North Sea convention; European frame water directive, Habitat and bird directive; National regulations		
<u>Controlling factors</u>	Water quality: treatment, retention, ... Water quantity: tide, river runoff, ... Area: ontpoldering, controlled flooding area		
<u>Ecosystem processes and structures</u>	Morphology + Habitat + Processes → Structures wetland / tidal flat / mudflat / undeep water / channels		

De controlling factores (tabel 8.1) geven aan op welke drie aspecten er dient ingegrepen te worden. Voor de verschillende ‘ecosysteem functies’ en ‘goods & services’ zijn de oppervlakte, de waterkwaliteit en –kwantiteits de sturende factoren die uiteindelijk de morfologie van het gebied en de ecologische processen bepalen

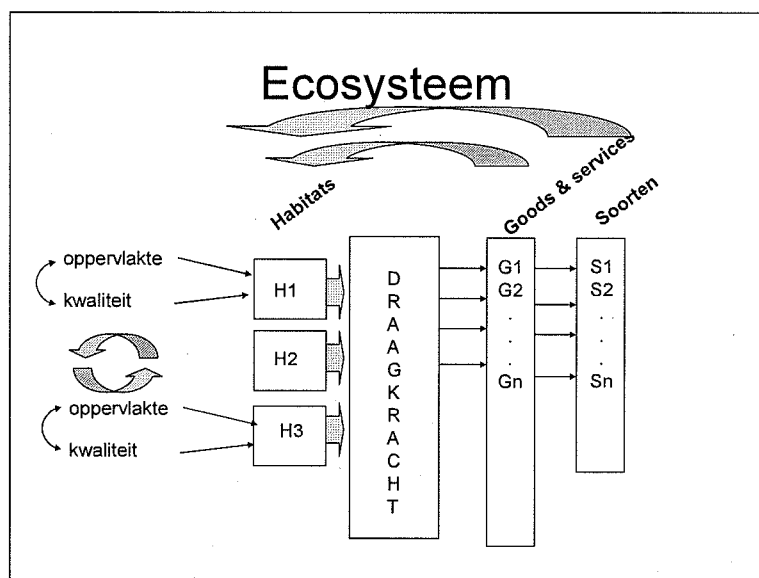
Om het concept "ecosystem health" verder concrete uit te werken is het begrip draagkracht zeer belangrijk. De **draagkracht** van het systeem wordt bepaald ten aanzien van verschillende ecosysteemfuncties. De draagkracht kan variëren tussen bepaalde marges zonder dat het systeem haar robuustheid verliest, en geeft dus een range weer voor duurzame ontwikkeling van het systeem (figuur 8.3). Eenmaal de functionaliteit en structuur van het systeem door stress of door een gecumuleerde impact onder een drempelwaarde is terecht gekomen, schiet de draagkracht tekort om het systeem op eigen kracht te laten herstellen.



Figuur 8.3: Een duurzaam functionerend ecosysteem kan beschreven worden als een systeem waarbij de variabiliteit in de tijd binnen 'natuurlijke grenzen' blijft, de draagkracht m.b.t. diverse functies behouden blijft en dat dus in staat is om externe invloeden te bufferen.

Hierna volgt een synthese van de concrete kwantitatieve IHD, maar ook van aandachtspunten die, gegeven de huidige stand van de kennis, geen aanleiding konden geven tot concrete kwantitatieve IHD. De synthese houdt in dat de IHD waar mogelijk in hun grootste algemene noemer zijn samengevat. Voor een integrale ophijsting van de individuele IHD wordt verwezen naar de ophijsting in de respectievelijke voorgaande hoofdstukken.

Zoals gezegd staat in het concept 'ecosystem health' de draagkracht centraal (figuur 8.4). De draagkracht van het ecosysteem wordt opgebouwd door de verschillende binnen het systeem aanwezige habitats. De draagkracht van elk van de habitats is afhankelijk van zijn oppervlakte en van zijn kwaliteit.

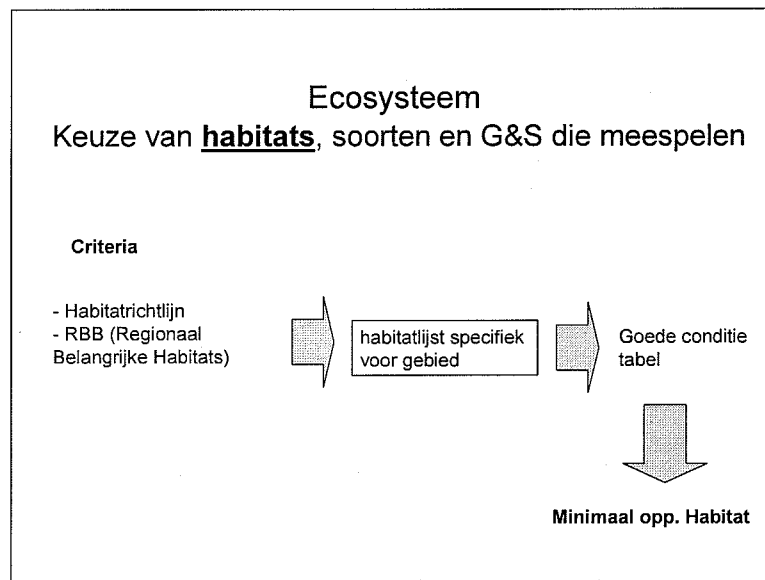


Figuur 8.4: De rol het begrip 'draagkracht' in de concrete uitwerking van het concept 'ecosystem health' (hier uitgedrukt in termen van 'goods & services'). Habitats hebben een bepaalde draagkracht voor 'goods & services' bv. uitgedrukt als de grootte van bepaalde processen. De draagkracht voor soorten geeft aan welke populatie in het habitat blijvend kan voorkomen.

Per habitat (pelagiaal, slik, schor en wetland) geeft het vervolg van de tekst aan welke ecosysteem functies en "goods en services" primeren (figuur 8.4). Zowel de kwaliteitsvereisten en de gekwantificeerde oppervlaktebehoeften zijn telkens weergegeven en de onderbouwing ervan wordt kort samengevat. Voor de verschillende ecosysteemfuncties kan gesteld worden dat de systeemkwaliteit bepalend is voor de intensiteit van een functioneel proces.

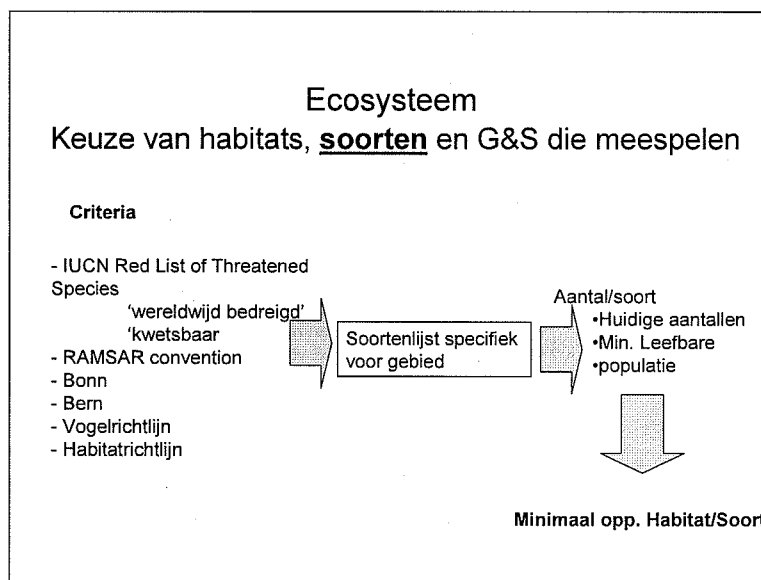
Het project en deze synthese werden zo opgevat dat voor elk habitat een draagkrachtvergelijking werd opgesteld. Voor het bepalen van deze draagkracht werden **verschillende benaderingen** gevolgd.

De **habitatbenadering** nam stringente criteria als uitgangspunt, zoals die zijn vermeld onder de Habitatrichtlijn (HR) (figuur 8.5). Ook is rekening gehouden met Regionaal Belangrijke Biotopen (RBB). Uit de criteria van HR en RBB is een gebiedsspecifieke habitatlijst afgezonderd. Voor deze habitats zijn de goede condities opgelijst, en waar mogelijk is aan de hand van de goede condities een minimale oppervlakte afgeleid.



Figuur 8.5: Schema van de habitatbenadering: De minimale oppervlakte-vereisten zijn afgeleid uit voorwaarden t.a.v. goede condities. Deze zijn opgemaakt voor habitats die voldoen aan juridisch vastgelegde criteria van belangrijkheid.

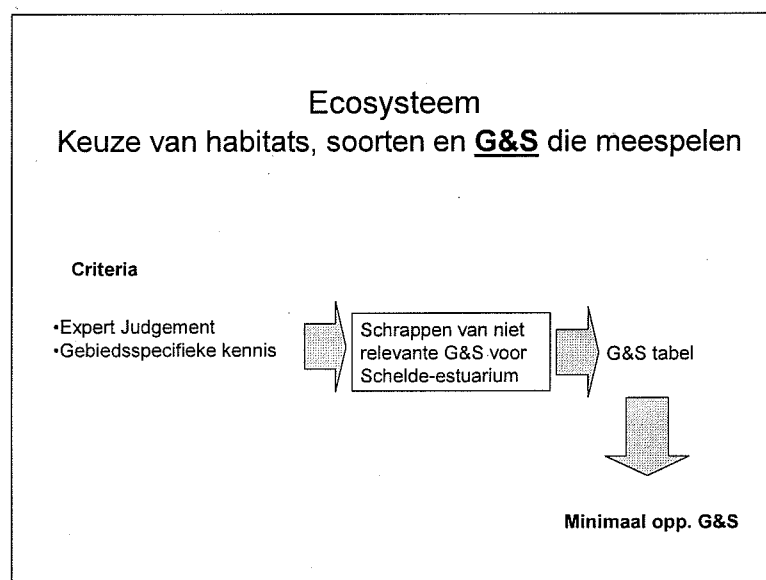
Biodiversiteit is een belangrijk element (derived supporting service, tabel 8.1) van de pijler 'organisation' voor een ecosysteem, en dus is biodiversiteit in de verschillende habitats een essentieel gegeven. De **soortbenadering** focuste daarom op specifieke soorten en hun vereisten (figuur 8.6). In eerste instantie moest worden uitgemaakt welke soorten in aanmerking kwamen. Daarvoor werden de criteria gebruikt die staan vermeld onder de IUCN Red List of Threatened Species, de RAMSAR conventie, de verdragen van Bonn en Bern, de Vogelrichtlijn en de Habitatrichtlijn. Daarenboven werd er ook rekening gehouden met soorten die lokaal gekend zijn als 'bedreigd' of 'kwetsbaar'. Om een soort duurzaam in stand te houden is een minimale populatiegrootte vereist. Per geselecteerde soort werden de huidige aantallen vergeleken met vereisten voor een minimaal leefbare populatie. Voor een soort zal de kwaliteit van het habitat in direct verband staan met de gerealiseerde populatiedichtheid. Deze dichtheid, samen met de populatiegrootte, maken het mogelijk om een inschatting te maken van de benodigde habitatoppervlakte en -kwaliteit.



Figuur 8.6: In de soortbenadering wordt er na vaststelling van de gebiedsspecifieke soortenlijsten, via aantallen op basis van een inschatting van de minimaal leefbare populatie, de habitatkwaliteit en de daarmee samengaan de populatiedichtheid, een inschatting gemaakt van de benodigde habitatarealen.

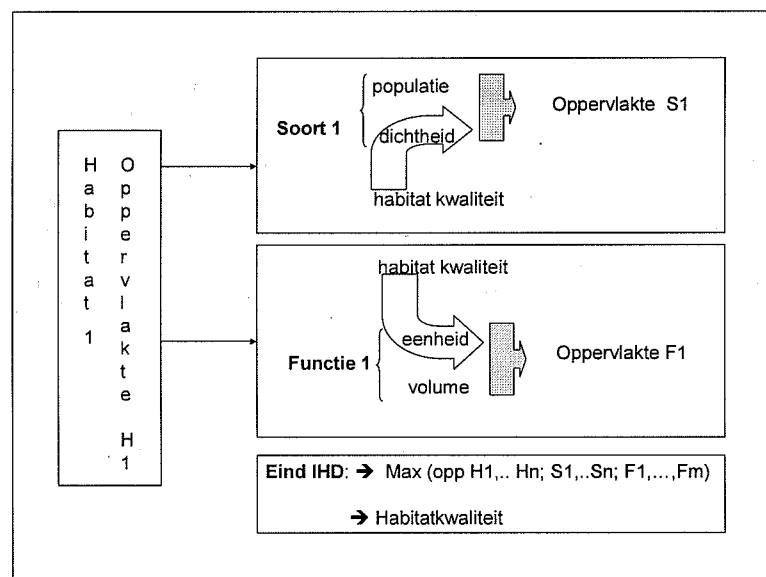
Als algemene doelstelling gaan we ervan uit dat voor de opgelijste zich reproducerende soorten er binnen het studiegebied minimaal ruimte zou moeten zijn voor 1 kernpopulatie (een populatie met een uitsterfkans van minder dan 5% op 100 jaar), tenzij er momenteel reeds grotere aantallen aanwezig zijn in het studiegebied dan worden uiteraard de huidige aantallen als de minimale IHD weerhouden.

De **functionele of systeem benadering** (figuur 8.7) gaat uit van de interacties tussen biogeochemie, morfologie en hydrologie. Op basis daarvan werden de verschillende "goods en services" geëvalueerd. Dit gebeurde op basis van gebiedsspecifieke detailkennis en expert judgement. Niet relevante goods en services worden niet verder behandeld. Waar mogelijk werden ook hier kwantitatieve oppervlaktebehoeften berekend.



Figuur 8.7: In de functionele benadering worden voor de relevante “goods and services” (G&S) minimale arealen bepaald

De **uiteindelijke IHD** werden dan opgesteld door alle afzonderlijke IHD te beschouwen. Bij overlappende IHD vanuit verschillende benaderingen (bv. opgeloste zuurstof) werd de grootste gemene noemer als eind-IHD voorop gesteld (figuur 8.8).



Figuur 8.8: De uiteindelijke IHD werden dan opgesteld door alle afzonderlijke IHD te beschouwen. Bij overlappende IHD vanuit verschillende benaderingen (bv. opgeloste zuurstof) werd de grootste gemene noemer als eind-IHD voorop gesteld.

3. Resultaten per habitat

Zoals reeds eerder aangehaald is het uitgangspunt bij de opmaak van de IHD het concept “**Ecosystem health**”. Voor elk van de verschillende habitats worden hier verder de 3 pijlers besproken: “vigor”, “organisation” en “resilience”. Voor elk van die pijlers worden enkel de relevante ‘ecosysteem functies’ en “goods & services” verder besproken (tabel 8.1).

3.1. Pelagiaal

3.1.1. Vigor

Derived supporting services: primary productivity, nutrient and water cycling (zie tabel 8.1)

Primaire productie vormt de basis van de voedselketen, en is in dat opzicht bepalend voor de volledige draagkracht van het systeem. In het pelagiaal bestaat primaire productie uitsluitend uit fytoplankton. De primaire productie van fytoplankton is afhankelijk van de nutriëntrijkdom in het water, maar meer nog van licht, maar ook uitspoeling kan een effect hebben op de productie (figuur 8.9).

De huidige **lichtlimitatie** is gekend, maar een open vraag is echter welke lichtlimitatie toelaatbaar is. Het lichtklimaat wordt uitgedrukt als de verhouding van de fotische diepte t.o.v. de mengdiepte. De fotische diepte is de diepte tot waar voldoende licht doordringt om groei van fytoplankton toe te laten. De fotische diepte wordt bepaald door de troebelheid van het pelagiaal. De mengdiepte is de diepte waar een planktoncel kan zweven. In het geval van de Schelde is de mengdiepte gelijk aan de diepte van het pelagiaal. De diepte van het estuarium is door menselijke ingrepen toegenomen. Hoezeer echter is niet eenduidig af te lijnen uit de autonome morfologische ontwikkeling. De troebelheid is functie van de zwevende stof. Deze bestaat hoofdzakelijk uit sediment. De sediment-input van het Scheldebekken in het estuarium is quasi integraal door de mens geïnduceerd. Dat sediment blijft in het estuarium gevangen omdat momenteel de asymmetrie van de tijcurve leidt tot netto sedimenttransport van zee landinwaarts. De dynamiek van het estuarium leidt tot opwerveling van sediment. Hoe groot de rol is van de historiek van verdieping op verhoging van dynamiek, is momenteel niet kwantificeerbaar. Wel is aangetoond dat ontpoldering de asymmetrie van de tijcurve kan terugschroeven. Door systeemverbreding wordt de dynamiek stroomopwaarts van de ontpoldering waarschijnlijk afgeremd. Er zijn dus indicaties dat momenteel het lichtklimaat inderdaad is afgenomen omdat het systeem dieper en troebeler is geworden. Ondanks het feit dat geen kwantificerende IHD voor lichtklimaat konden worden afgeleid, kunnen wel sturende criteria worden opgegeven, zoals:

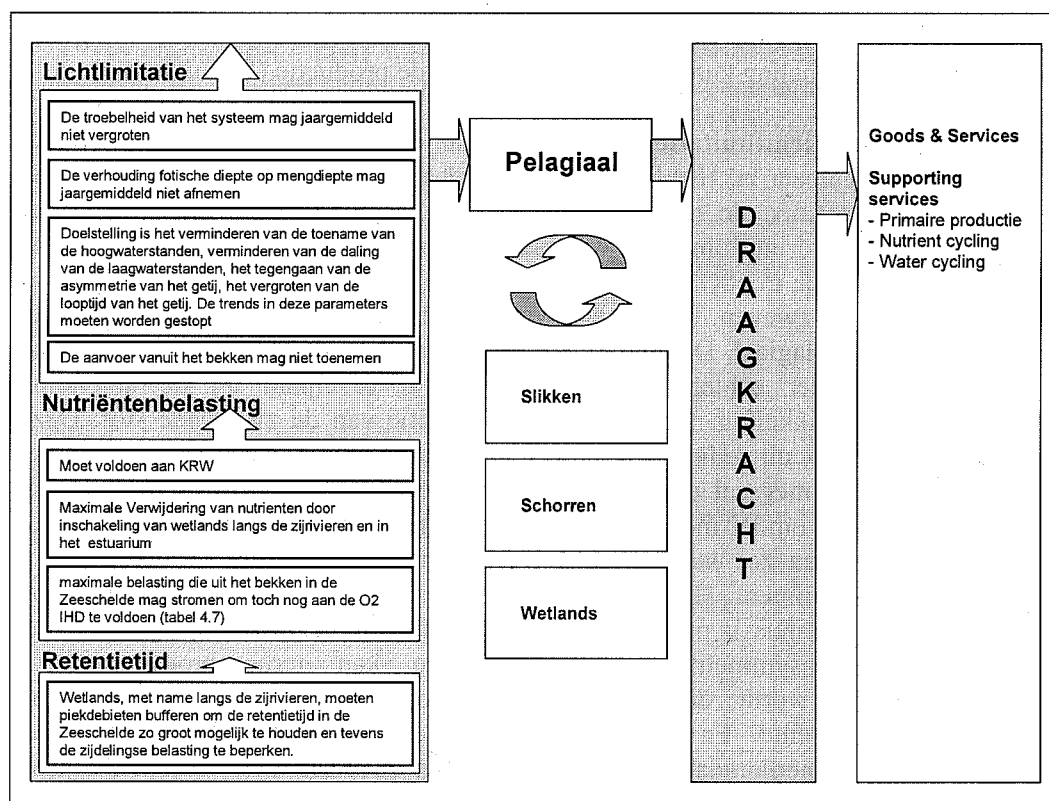
- de troebelheid van het systeem mag jaargemiddeld niet vergroten
- de verhouding fotische diepte op mengdiepte mag jaargemiddeld niet afnemen.

Troebelheid en fotische diepte zijn lastige parameters om trends op te bepalen. Daarom kan het criterium ook geformuleerd worden naar sturende factoren o.a.:

- de asymmetrie van de tijcurve mag niet meer vergroten dan wat het gevolg is van de stijging van de zeespiegel en de natuurlijke daling van de zeebodem.

In het kader van primaire productie bepaald **retentietijd** van het water of plankton de tijd krijgt om te groeien, zoniet wordt het uitgespoeld uit het systeem (figuur 8.9). Wetlands, met name langs de zijrivieren, moeten piekdebieten bufferen om de retentietijd in de Zeeschelde zo groot mogelijk te houden (zeker bij kortstondige pieken zoals na zomeronweders) en tevens de zijdelingse belasting beperken.

Het verband primaire productie - **nutriënten** werd via ecologische modellering bepaald (figuur 8.9). De maximaal toegelaten bovengrens van nutriënten wordt bepaald door de zuurstofconcentratie. De trofiegraad van een systeem gaat immers gepaard met een zekere zuurstofvraag; processen als nitrificatie, organische decompositie verbruiken namelijk zuurstof. De aanrijking mag niet dermate zijn dat de zuurstofhuishouding, en bijgevolg ook de biodiversiteit er onder lijdt.



Figuur 8.9: Het aspect 'Vigor' voor het habitat 'Pelagiaal'.

In voorliggend rapport is op GEEN ENKELE manier rekening gehouden met milieu randvoorwaarden andere dan de basiswaterkwaliteitsparameters. De huidige verontreiniging legt evenwel een potentiële hypotheek op een aantal ontwikkelingen. De kennis hierover is evenwel te beperkt om dit momenteel in rekening te brengen. Bovendien gaan we ervan uit dat bv. de chemische tijdbom enkel gedurende een bepaalde periode de ecologische ontwikkeling kan beperken. De huidige regelgeving zou ook moeten voorzien in het beperken van de lozingen van polluenten.

Zuivering van koolstof en fosfor gebeurt best in het bekken via gerichte bron-aanpak. Stikstof, met name nitraat, ontsnapt aan de waterzuivering van puntbronnen, omdat het ook via het grondwater migreert.. Het estuarium is de laatste kans voor remediëring nitraatoverbelasting voor de zee bereikt wordt. Denitrificatie is het belangrijkste proces dat nitraat definitief uit het systeem verwijdt. Het feit dat denitrificatie een anoxisch proces is geeft aanleiding tot 'de paradox van het Schelde-estuarium'. Hoe slechter de zuurstoftoestand van het water, hoe sterker denitrificatie in het pelagiaal zal optreden. Bij herstel van de natuurlijke zuurstofhuishouding neemt dus de denitrificatie in de waterkolom af.

3.1.2. Organisation

Derived supporting and provisioning services: biodiversity, habitat for rare species or for global populations, nursery and migration function and food

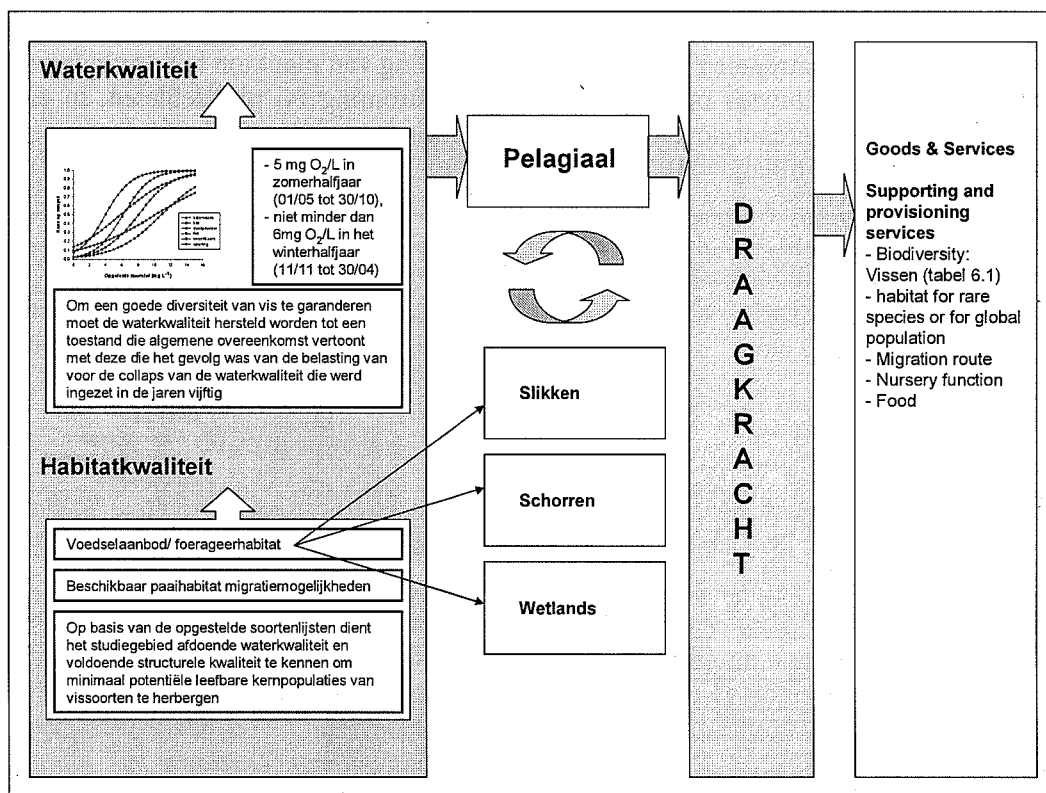
De biodiversiteit in het pelagiaal, voor wat deze studie betreft, omvat voornamelijk vis (figuur 8.10). In de soortbenadering werd afgeleid voor welke soorten de goede condities moeten in stand gehouden worden op basis van internationale, Europese en regionale wetten, conventies en afspraken. Op basis van de opgestelde soortenlijsten (zie tabel 6.1) dient het studiegebied afdoende waterkwaliteit en voldoende structurele kwaliteit te kennen om minimaal potentiële leefbare kernpopulaties van volgende vissoorten te herbergen: bittervoorn, elft, Europese meerval, fint, grote modderkruiper, kleine modderkruiper, paling, rivierdonderpad, rivierprik, spiering, zeeforel. Naast deze benadering is de kwaliteit van het visbestand in het Schelde estuarium ook één van de biologische kwaliteitselementen waaraan de ecologische toestand van het overgangswater moet getoetst worden voor de KRW. Deze beoordeling gebeurt niet op basis van de aan- of afwezigheid van juridisch beschermde soorten zoals in de eerste benadering, maar door evaluatie van de ecologische functionaliteit van de visgemeenschap en de afwijking hiervan ten opzichte van de onverstoorde toestand. Er werd dus ook een analyse van de visgemeenschap uitgevoerd in functie van ecologie, essentiële habitatbehoefte, gedrag en indicator waarde.

De systeembenadering gaf aan welke **waterkwaliteit** hiervoor nodig is. In de Zeeschelde blijkt opgeloste zuurstof de parameter die op de biodiversiteit van het pelagiaal de grootste negatieve impact uitoefent (figuur 8.10). Er is nagegaan welke diversiteit gekoppeld kan worden aan welke zuurstofspanningen in de waterkolom. Daartoe is gekeken naar historische en ruimtelijke referenties. Op basis van verbanden tussen zuurstof en heersende diversiteit in de Elbe en de Biesbosch, en op basis van

fysiologisch gerichte vereisten en berekende zuurstof-afhankelijkheid van vissoorten, met inbegrip van de kinderkamerfunctie, werd bepaald dat zuurstof aan welbepaalde minimumeisen moet voldoen ten einde een voldoende diversiteit te garanderen. Op gelijkaardige wijze is ook de doortrekfunctie voor vis benaderd. Deze zuurstogvereisten zijn vastgelegd in een specifieke IHD: de minimale concentratie van opgelost zuurstof in het pelagiaal van de Zeeschelde mag niet minder dan 5 mg $O_2.L^{-1}$ bedragen in het zomerhalfjaar (1 mei – 30 oktober), en mag niet minder dan 6 mg $O_2.L^{-1}$ bedragen in het winterhalfjaar (1 november – 30 april). De minimale concentratie van opgelost zuurstof in kinderkamergebieden van vis, zoals grachten in wetlands, ondiep water, kreken, e.d. mag nooit minder bedragen dan 5 mg $O_2.L^{-1}$.

Deze IHD heeft een weerslag op de maximaal toegelaten nutriënten en vuilvrachtbelasting in het estuarium (figuur 8.10). Boven een bepaalde belasting zal de zuurstofvraag door afbraakprocessen immers zo hoog zijn dat de diversiteit eronder leidt. De maximale belasting is voor de Zeeschelde afgeleid, alsook de primaire productie die daaraan verbonden is: om een goede diversiteit van vis te garanderen moet de waterkwaliteit hersteld worden tot een toestand die de omstandigheden benadert van voor de algemene waterkwaliteitscrash die werd ingezet in de jaren vijftig.

Naast de waterkwaliteit is voor vis een goede **structurele kwaliteit** nodig om populaties en functies te herbergen. Dit behelst enerzijds een longitudinale diversificatie van stroomsnelheden en -patronen en anderzijds een transversale diversificatie die tot stand kan gebracht worden door herstel van de interactie met slikken, schorren en wetlands. Deze laatste habitats voorzien in de geschikte foerageerhabitats, paaihabitats, kinderkamerfuncties, die nodig zijn om de poulaties op peil te houden.



Figuur 8.10: Het aspect 'Organisation' voor het habitat 'Pelagiaal'.

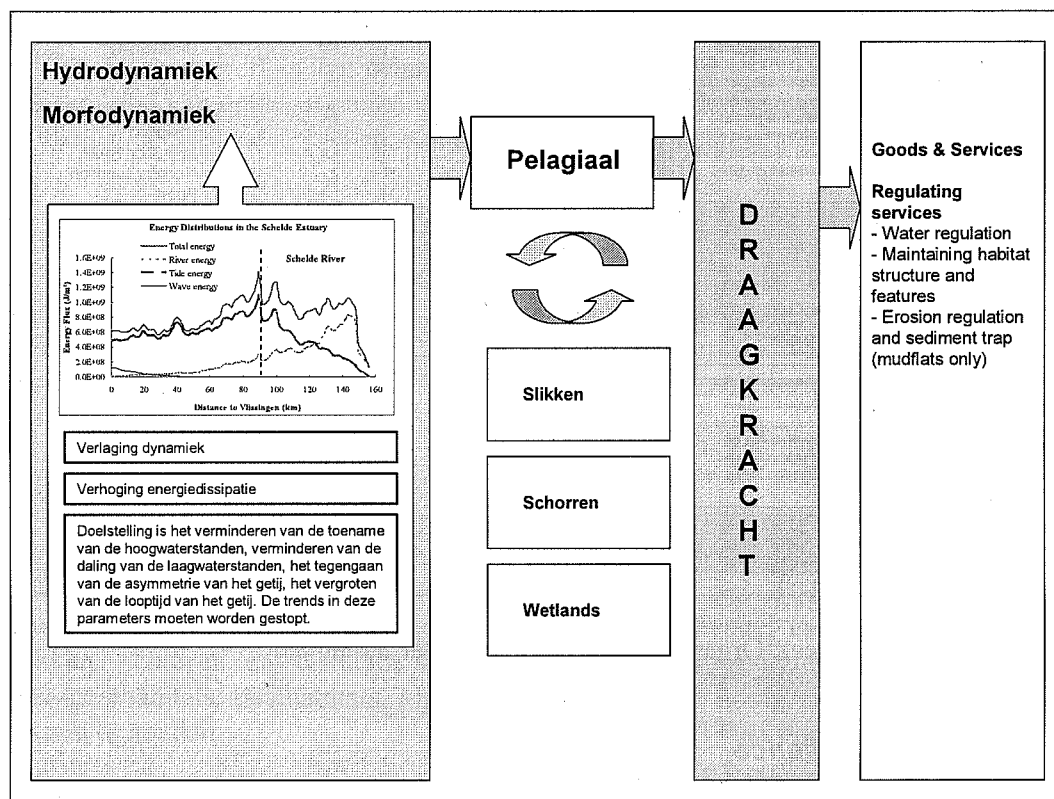
3.1.3. Resilience

Derived regulating services: waterregulation, erosion regulation and sediment trap, maintaining habitat structure and features (zie tabel 8.1)

Verschillende indicaties wijzen in de richting van een sterk toegenomen **hydrologische dynamiek** in de Zeeschelde. Dit heeft tot gevolg dat laagdynamische habitats afnemen ten voordele van hoog dynamisch habitats. De laagdynamische gebieden zijn echter qua productiviteit en biodiversiteit beter dan de hoogdynamische. Verlaging van de systeemdynamiek is dus gewenst (figuur 8.11). Binnen de loop van dit project kon niet worden gekwantificeerd hoeveel de afremming precies moet bedragen. Wel is duidelijk geworden dat elke maatregel die bijdraagt aan de verlaging van de dynamiek van primair belang moet beschouwd worden. De energieverdeling in het estuarium toont dat dynamiekverlaging het meest is aangewezen stroomafwaarts van het energiemaximum en dus stroomafwaarts van Temse.

De waterkwantiteit en de trofische structuur staan in rechtstreekse relatie met elkaar van zodra grote schommelingen in de waterkwantiteit optreden. Bij piekdebieten spoelt de planktongemeenschap uit (figuur 8.11). Door het bekkenbeheer en de toename van de hoeveelheid verhard oppervlak in de infiltratiegebieden zijn de piekdebieten waarschijnlijk meer geaccentueerd dan vroeger. Om een IHD op te stellen is het evenwel noodzakelijk dit menselijk aandeel te kunnen kwantificeren. Dit is binnen de korte tijdspanne die voor deze taak beschikbaar was niet kunnen

gebeuren. Er is dus geen IHD opgemaakt, maar wel kan gesteld worden dat er waterregulerende maatregelen nodig zijn om uitspoeling van plankton te verminderen. Uitbouw van lokale luwtes of gecontroleerde overstroming bij piekdebieten, in die zones waar de afvoerenergie deze van de tijwerking overstijgt, zijn hiervoor een goede maatregel (zie bijlage 4.4).



Figuur 8.11: Het aspect 'Resilience' voor het habitat 'Pelagiaal'.

3.1.4. Besluit

Het pelagiaal is in deze studie in eerste instantie van belang voor biodiversiteit van vis en voor primaire productie via fytoplankton. Sturend hiervoor is de belasting door stofstromen, waarbij de zelfreinigende werking kan optreden als bufferend vermogen. Voor uitspoeling kon geen IHD afgeleid worden, hoewel het menselijk aandeel in verhoogde afvoer algemeen wordt aanvaard. Transport en regulatie van contaminanten is hier niet beschouwd maar mag niet veronachtzaamd worden.

Bepaald is dat opgeloste zuurstof aan gestelde minimumnormen moet voldoen. Die normen leiden onrechtstreeks tot bovengrenzen van toegestane nutriënten- en vuivrachten, die op hun beurt de primaire productie mee bepalen. Het lichtklimaat mag niet verslechteren, en er moet gezocht worden naar een maatstaf om aan te geven welke maximale debieten toegelaten zijn. Waterregulatie is nodig ter beveiliging van plankton tegen uitspoeling door al te grote piekdebieten.

3.2. Slik

3.2.1. Vigor

Derived supporting services: primary productivity, nutrient and water cycling (zie tabel 8.1)

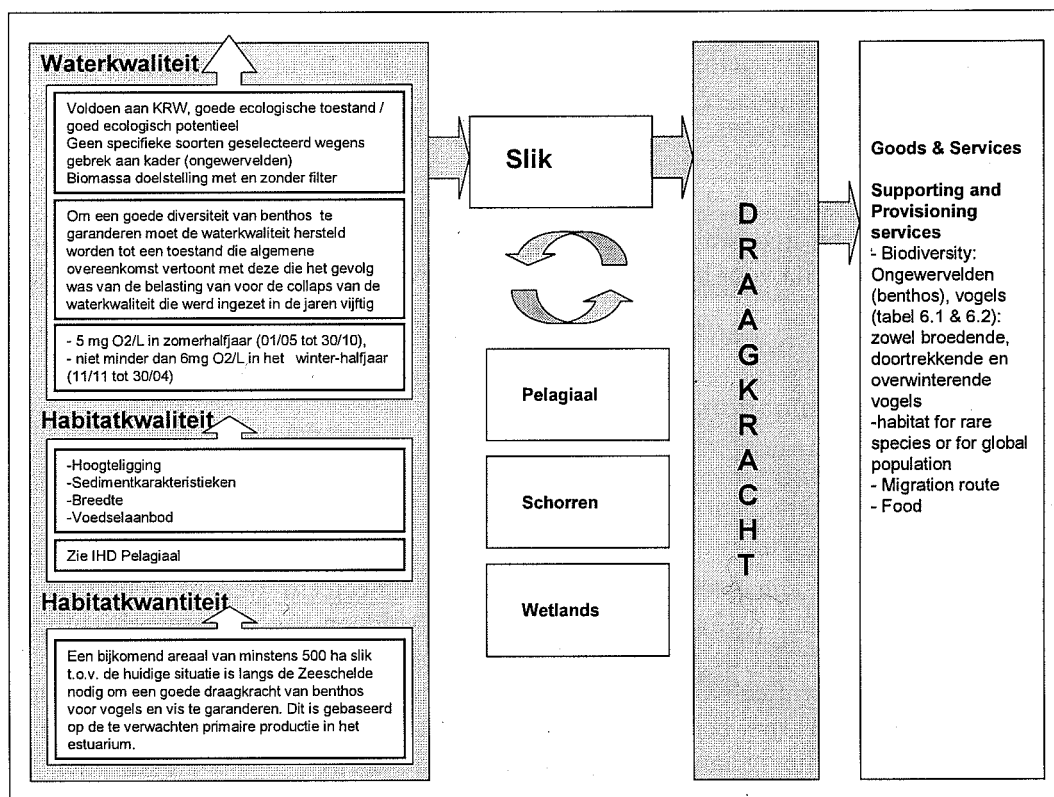
Het slik is bij hoogwater onderhevig aan dezelfde condities als het pelagiaal. De opmaak van de IHD voor het pelagiaal heeft bijgevolg evenzeer betrekking op slik (zie paragraaf 3.1.1).

3.2.2. Organisation

Derived supporting and provisioning services: biodiversiteit, habitat for rare species or for global populations, migration route, food (zie tabel 8.1)

Voor slikken zijn geen specifieke soorten geselecteerd wegens gebrek aan kader en kennis (figuur 8.12). Wel moeten slikken voldoen aan de Kader Richtlijn Water, wat impliceert dat de **waterkwaliteit** een goede ecologische toestand of een goed ecologisch potentieel moet garanderen. De doelstelling voor slik is daarom gericht op biomassa van benthos. De organismen die in slikken leven zijn bij hoogwater ook onderhevig aan de zuurstoftoestand van het pelagiaal. De diversiteit in de slikken komt in verdrukking bij ontoereikende zuurstofcondities. De opmaak van de IHD voor zuurstof heeft bijgevolg evenzeer betrekking op slik. Naast de waterkwaliteit speelt ook de **habitatkwaliteit** een grote rol. De stabiliteit van slikgebieden (en daaraan gekoppeld schorgebieden) is afhankelijk van de hellingshoek van het oppervlak. Gegeven de dieptes van de geul werd per zone een minimale benodigde slikbreedte voor een duurzaam en stabiel slik opgesteld. De sedimentkarakteristieken zijn bepalend voor het soortenspectrum. In welke mate contaminanten betrekking hebben op verminderde diversiteit is niet gekend.

Het Schelde-estuarium is een belangrijke halte in de internationale trekroute van watervogels. Zij zijn in grote mate, samen met vis, aangewezen op benthos als voedsel. Het belangrijkste benthoshabitat is slik. Het benthos in de slikken staat op systeemchaal in relatie met hun voedselaanbod dat uiteindelijk neerkomt op primaire productie. De primaire productie is afhankelijk van de nutriëntrijkdom in het water, maar meer nog van licht (zie hoger). De huidige draagkracht van het slikareaal werd vergeleken met deze van gereconstrueerde goede condities. Er werd daarbij nagegaan welke nutriëntvrachten toelaatbaar zijn zonder dat de biodiversiteit in gevaar komt, en tot welke primaire productie dit aanleiding geeft. Eens gekend was welke primaire productiviteit gepaard ging met een goede waterkwaliteit, werd dit gecombineerd met areaaloppervlaktes om zo te berekenen welke compensatie voor benthoshoeveelheden nodig was om de draagkracht voor vogels en vis te herstellen, vertaald in **habitatkwantiteit** en zonder intrinsieke hypotheek op de waterkwaliteit. Dit beeld leverde op dat minstens (afgerond) 500 ha slik extra nodig is langs de Zeeschelde (figuur 8.12). Gezien dit areaal als essentieel foerageerhabitat van watervogels (en vis) dienstig dient te zijn, deze extra slikoppervlakte onlosmakelijk verbonden aan de voorwaarde dat deze zones optimaal geschikt zijn als foerageergebied voor vogels (en vissen) en ook dat de oppervlakte verspreid langsheen de Zeeschelde voorkomt.



Figuur 8.12: Het aspect 'Organisation' voor het habitat 'Slik'.

3.2.3. Resilience

Derived regulating services: waterregulation, erosion regulation and sediment trap, maintaining habitat structure and features (zie tabel 8.1)

Het slik is bij hoogwater onderhevig aan dezelfde condities als het pelagiaal. De opmaak van de IHD voor het pelagiaal heeft bijgevolg evenzeer betrekking op slik (zie paragraaf 3.1.3, figuur 8.11).

Aanvullend speelt bij slik de erosie en de sedimentatie wel een belangrijke rol. Het bestaan van slik- en schorgebieden wordt bepaald door een dynamische wisselwerking van processen die geassocieerd zijn met de accumulatie en erosie van sedimenten.

3.2.4. Besluit

Het slik is van zeer groot belang voor de biodiversiteit van benthos, welke voor een groot deel afhankelijk is van de condities van het pelagiaal. De IHD van het pelagiaal zijn dus evenzeer van toepassing op het slik. Het slik in het Schelde-estuarium vormt een belangrijke bron van voedsel voor verschillende doortrekkende en overwinterende vogelsoorten. De draagkracht van het slik is vergeleken met dat van gereconstrueerde goede condities. Dit resulteerde in een extra areaalbehoefte van 500 ha langsheen de Schelde.

3.3. Schor

3.3.1. Vigor

Derived supporting services: nutrient cycling (zie tabel 8.1)

De verblijftijd van nutriënten in een estuarien systeem wordt verhoogd indien het systeem wordt verbreed met intergetijdengebied. Daardoor neemt de transformatie en verwerking van de nutriëntvracht toe. Zo spelen schorren een belangrijke rol in de mineralisatie van ammonium naar nitraat. Desondanks is gebleken dat de bestaande oppervlakte intergetijdengebied slechts een marginale rol kan spelen in de cyclus van **stikstof** en **fosfor**. De vrachten zijn immers dermate toegenomen t.o.v. wat van nature als immissie in het estuarium zou komen, en het volume van het pelagiaal is t.o.v. de oppervlakte intergetijdengebied zodanig toegenomen dat het effect van intergetijdengebieden op stikstof- en fosforhuishouding momenteel marginaal is. Wel zal in de toekomst de benthische denitrificatie een steeds belangrijker aandeel van de totale denitrificatie vertegenwoordigen. Hoe groter de oppervlakte schor hoe groter ook de benthische denitrificatie zal zijn.

Anderzijds speelt het intertidaal wel een uitermate belangrijke rol voor **opgelost silicium**, een element dat van cruciale betekenis is voor diatomeeën, de voornaamste voedselbron voor benthos en zoöplankton. Opgelost silicium is, in tegenstelling tot stikstof en fosfor, hoofdzakelijk een natuurlijk gevormd product. In de zomer raakt opgelost silicium in het pelagiaal uitgeput door opname in diatomeeën. Juist wanneer depletie optreedt spelen schorren een cruciale rol door de cyclering in sterke mate te bevorderen. Schorren zijn op het juiste moment in staat te voorzien in de helft van de vracht die waterkolom van de Zeeschelde binnenkomt. Ondanks die enorme capaciteit wordt nog steeds depletie van opgelost silicium waargenomen. Dit toont aan dat het huidige schorareaal ontoereikend is. Een extra areaal van 1500 ha schor werd vooropgesteld om te voldoen aan de voorwaarde dat limitatie van opgelost silicium niet mag optreden in de Zeeschelde. Indien de vracht stikstof en fosfor echter gevoelig zou afnemen zal de noodzaak tot cyclering van silicium mee afnemen. Of de waterkwaliteit werkelijk dermate zal verbeteren is echter voorwerp van speculatie (figuur 8.13).

3.3.2. Organisation

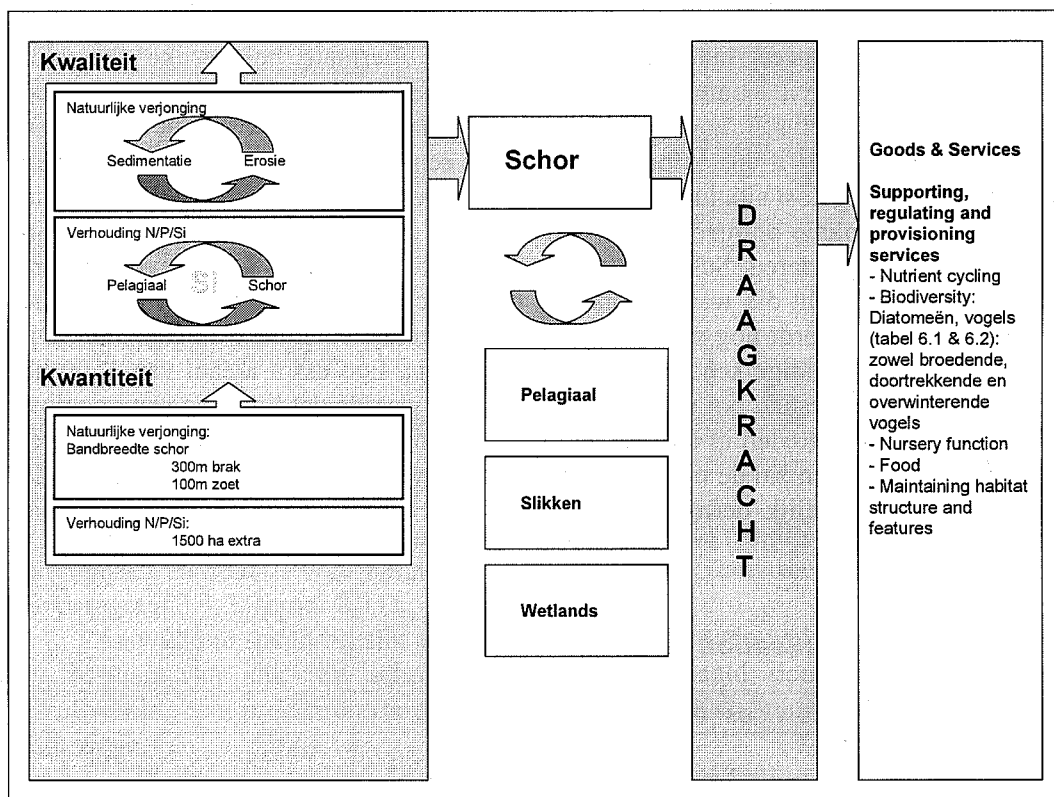
Derived supporting services: biodiversity (zie tabel 8.1)

Voor schorren werden een belangrijk aantal soorten geselecteerd, voornamelijk diatomeeën en vogels (zowel broedend als niet-broedend) (figuur 8.13).

3.3.3. Resilience

Derived regulating services: maintaining habitat structure and features (zie tabel 8.1)

De gemiddelde hoogwaterlijn is toegenomen en zal in de toekomst waarschijnlijk nog toenemen. Ook de getij-amplitude is toegenomen. Door de huidige bedijking wordt de natuurlijke landinwaartse beweging van de schorren bij stijgende waterspiegels onmogelijk gemaakt. Door deze fixatie van de ruimte voor schorren kunnen deze alleen nog ophogen of afkalven. De toenemende dynamiek en waterspiegel zijn echter nadelig voor jong, laaggelegen, schor. Jong schor is momenteel dan ook sterk ondervertegenwoordigd t.o.v. oud schor. Voor duurzaam en stabiel schor en een spontane cyclus van **verjonging en veroudering van schorren** is een zekere breedte vereist (zie ook slik) (figuur 8.13). Per zone werd een minimale bandbreedte opgesteld waaraan schorren zouden moeten voldoen, voor de brakke zone van de Zeeschelde is dat 300 m, meer stroomopwaarts 100m. Deze breedte zal om allerlei redenen niet overal toegepast kunnen worden, maar dient wel als leidraad voor die zones waarin een optimale inrichting kan/moet nagestreefd worden.



Figuur 8.13: Het aspect 'Vigor, Organisation and Resilience' voor het habitat 'Schor'.

3.3.4. Besluit

Het schor is in eerste instantie van belang voor de nutrientencyclering van opgelost silicium, een element dat van cruciaal belang is voor de biodiversiteit. Opgelost silicium wordt opgenomen door diatomeën, welke de voornaamste voedselbron vormen voor benthos en zooplankton. Om depletie van silicium in de

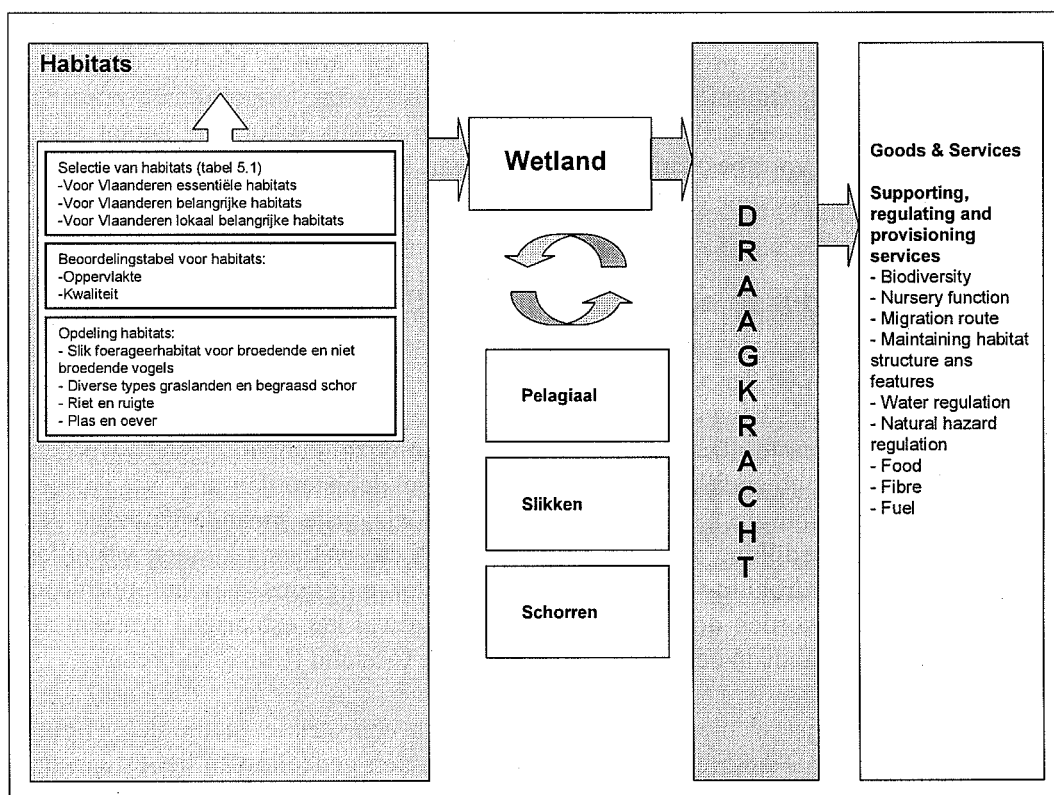
zomer te voorkomen is een extra schorareaal van 1500 ha nodig langs de Schelde. Het natuurlijke proces van sedimentatie en erosie binnen een slik-schorsysteem vereist een minimale bandbreedte. Daar waar mogelijk, en zeker in natuurkerngebieden, moet een minimale breedte van de slik-schorzone garant staan voor een duurzaam voortbestaan met inbegrip van het behoud van de natuurlijke processen zoals een spontane cyclus van verjonging en veroudering.

3.4. Binnendijkse natte gebieden (wetlands)

Door bedijking is de natuurlijke overgang tussen schor en achterliggende natte gebieden afgesneden. Onder andere omwille van sociale en economische redenen, maar ook bv. omwille van de bevaarbaarheid van de stroom, is het evident dat de spontane meandering op de meeste plaatsen langs de Schelde niet zal kunnen hersteld worden. Bij het behoud van binnendijkse wetlands kunnen piekdebieten dan nog wel worden afgetopt, maar morfologisch sturende processen zoals vrije meandering zijn dan bevroren. Door de bedijking zijn een aantal functies die wetlands kunnen vervullen (figuur 8.14) in verdrukking geraakt. Er kan echter enigszins aan het probleem tegemoet gekomen worden door op **habitatniveau** zowel het estuariene systeem als de binnendijkse wetlands in een optimale ecologische toestand te houden/brengen.

Een habitatlijst is hiertoe opgesteld volgens een strikte methodiek (figuur 8.14). Indien de ruimte ontbreekt langs het getijgebonden gedeelte van het estuarium, kunnen deze habitats desnoods langs het niet-tijgebonden deel worden ingevuld, wat langs de Zenne, de Dijle en de Nete ook zo is voorgesteld. Een belangrijk functioneel aspect hierbij voor wetlands is de buffering van de waterkwaliteit van oppervlakte- en grondwater. Mits de optimale kwaliteit en de nodige technische ingrepen kunnen deze binnendijkse gebieden toch ook nog hun belangrijke functie als paaigebieden voor vissen terug opnemen. Het is daarom cruciaal dat in de binnendijkse natte gebieden ook een optimaal grond- en oppervlaktewaterbeheer kan gevoerd worden in functie van deze behoeften. Een gevolg van deze vereisten aan het waterbeheer en de waterkwaliteit is dat deze binnendijkse gebieden dan ook groot dienen te zijn. De Kalkense Meersen bv. beantwoordt hieraan ten volle, maar ook verschillende andere gebieden.

Vanuit de habitatbenadering zijn zowel oppervlakte- als kwaliteitvereisten per habitat naar voor gekomen. De compilatie hiervan geeft een beeld over hoe de diversiteit er zou moeten uitzien. Deze compilatie is vervat in de tabellen 5.1, 6.1 en 6.2.



Figuur 8.14: Het aspect 'Vigor, Organisation and Resilience' voor het habitat 'Wetlands'.

4. Conclusie

Het realiseren van de doelstellingen is niet alleen afhankelijk van de situatie in de Schelde zelf maar ook in de omgeving. De waterkwaliteit vormt een belangrijke randvoorwaarde evenals de realisatie van de IHD van alle Vogel- en Habitatrichtlijngebieden in de omgeving.

De realisaties van grotere eenheden natuur hebben een grote meerwaarde op zich. Niet alleen staat dit borg voor meer soorten en grotere aantallen voor gelijke oppervlakte, maar dit laat ook toe om externe invloeden beter te bufferen. Bovendien laat dit ook recreatief/toeristisch medegebruik veel makkelijker toe.

In deze rapporten is op GEEN ENKELE manier rekening gehouden met milieu randvoorwaarden andere dan de basiswaterkwaliteitsparameters. De huidige verontreiniging legt evenwel een potentiële hypotheek op een aantal ontwikkelingen.

Literatuurlijst.

Allen, J.R.L. (2000) Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coast of Europe. *Quaternary Science Reviews* 19, 1155-1231.

Anoniem. (2005) Achtergrondnota Natuur Haven van Antwerpen. Afdeling Natuur – Aeolus-UA.

Anselin, A. & Bauwens, D. (2003a) Basisinformatie voor de fiches van Bijlage II soorten van de Europese Habitatrichtlijn. IN.A.2003.24. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 38pp.

Anselin, A. & Bauwens, D. (2003b) Basisinformatie voor de fiches van Bijlage IV soorten van de Europese Habitatrichtlijn. IN.A.2003.22. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 28pp.

ARGE ELBE (2004) Sauerstoffhaushalt der Tideelbe. Arbeitsgemeinschaft für die Reinhaltung der Elbe, Hamburg, 7pp.

Armstrong, W., Wright, E.J., Lythe, S. & Gaynard, T.J. (1985) Plant zonation and the effects of the spring-neap tidal cycle on soil aeration in a humber salt marsh. *Journal of Ecology* 73, 323-340.

Baldwin, A.H. & Mendelssohn, I.A. (1998) Effects of salinity and water level on coastal marshes: an experimental test of disturbance as a catalyst for vegetation change. *Aquatic Botany* 61, 255-268.

Bertness, M.D. (1991) Interspecific interactions among high marsh perennials in a New England salt marsh. *Ecology* 72, 125-137.

Bertness, M.D., Wikler, K. & Chatkupt, T.O.M. (1992) Flood tolerance and the distribution of *Iva frutescens* across New England salt marshes. *Oecologia* 91, 171-178.

Billen, G. & J. Garnier (1997) The Phison River plume: coastal eutrophication in response to changes in land use and water management in the watershed. *Aquatic Microbial Ecology* 13: 3-17.

Bledsoe, B.P. & Shear, T.H. (2000) Vegetation along hydrologic and edaphic gradients in a North Carolina coastal plain creek bottom and implications for restoration. *Wetlands* 20, 126-147.

Borja, A., Franco, J. & Pérez, J. (2000) A marine Biotic Index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 46: 1100-1114.

Bornette, G., Amoros, C., Piegay, H., Tachet, J. & Hein, T. (1998a) Ecological complexity of wetlands within a river landscape. *Biological Conservation* 85, 35-45.

Breine, J., Maes, J. Quataert, P., Van den Bergh, E., Simoens, I., Van Thuyne, G. & Belpaire, C. An estuarine fish-based index of biotic integrity for the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium) in prep for submission to *Agriculture, Ecosystems & Environment*.

Brose, U. (2001) Relative importance of isolation, area and habitat heterogeneity for vascular plant species richness of temporary wetlands in east-German farmland. *Ecography* 24, 722-730.

Brys et al., in prep. Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de Kaderrichtlijn Water: Afleiden en beschrijven van typespecifieke referentieomstandigheden en /of maximaal ecologisch polentieel in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de -overeenkomstig de Kaderrichtlij Water-ontwikkelde beoordelingssystemen voor biologische kwaliteitselementen. VMM.AMO.KRW. REFCOND.OW

Buyse, D., Martens, S., Baeyens, R. & Coeck, J. (2004) Onderzoek naar de migratie van vissen tussen Boven-Zeeschelde en Bovenschelde. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 2004.02, Brussel.

- Calow, P., (1992) Can ecosystems be healthy? Critical consideration of concepts. *J.Aquat. Ecosystem Health* 1, 1-5.
- Cattrijsse, A., Makwaia, E.S., Dankwa, H.R., Hamerlynck, O. & Hemminga, M.A. (1994) Nekton communities of an intertidal creek of a European estuarine brackish marsh. *Marine Ecology Progress Series* 109, 195-208.
- Cattrijsse, A., Mees, J. & Hamerlynck, O. (1993) The hyperbenthic Amphipoda and Isopoda of the Voordelta and the Westerschelde estuary. *Marine Biology* 34, 187-200.
- Chen M. S., S. Wartel, F. Francken & P. Schotte. (2005) Energy distribution in the Schelde estuary and its major tributaries. Unpublished data.
- Conley, D.L., C. Schelske and E.F. Stoermer (1993) Modification of the biogeochemical cycle of silica with eutrophication. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 101: 179-192.
- Costa, C.S., Marangoni, J.C. & Azevedo, A.M. (2003) Plant zonation in irregularly flooded salt marshes: relative importance of stress tolerance and biological interactions. *Journal of Ecology* 91, 951-965.
- Costanza, R. and M. Ruth. (1997) Using dynamic systems modeling to scope environmental problems and build consensus. *Environmental Management. ecosystem functions, goods and services, Ecological Economics* 41, 393-408.
- Cox T., Soetaert K. & Meire P. (2005) Studieopdracht in het kader van de actualisatie van het Sigmaplan. Universiteit Antwerpen, Rapport ECOBE 05-R75, Wilrijk, 47pp.
- Criel, B., Muylaert W., Hoffmann M., De Loose L., Meire P. (1999) Vegetatiemodellering van de buiten dijkse gebieden langs de Zeeschelde. Rapport AMIS DS7.2, Universiteit Gent, Vakgroep Biologie, Departement Plantkunde, Gent, 92pp.
- Cugier P., Billen G., Guillaud J.F., Garnier J., é Ménesguen A. (2005) Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading. *Journal of Hydrology* in press.

De Brabandere L. (2005) Autotrophic and heterotrophic food sources of copepods in the Scheldt estuary as traced by stable C and N isotopes. Doctoraatscriptie Vrije Universiteit Brussel, Brussel, 155pp.

De Deckere, E.M.G.T. & P. Meire (2000) De ontwikkeling van een streefbeeld voor het Schelde estuarium op basis van de ecosysteemfuncties, benaderd vanuit de functie natuurlijkheid. Universiteit van Antwerpen, 2000.

De Fré & Hoffmann (2004) Systematiek van natuurtypen in Vlaanderen. Verslag van het instituut voor natuurbehoud IN.O.2004.8., XXpp.

De Groot et al, (2002), A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services, *Ecological Economics* 41, 393-408.

De Jong, D.J. & de Jonge V.N. (1995) Dynamics and distribution of microphytobenthic chlorophyll-a in the Western Scheldt estuary (SW Netherlands). *Hydrobiologia* 311: 21-30.

De Saeger, S., Paelinckx, D., Denys, L., Berten, B., Bosch, H., De Knijf, G., Demolder, H., Guelinckx, R., Lust, P., Oosterlynck, P., T'Jolyn, F. & Vriens, L. (2004) Sleutel voor het karteren van NATURA2000 habitats in Vlaanderen, op basis van de karteringseenheden van de Biologische Waarderingskaart. Werkversie 2. Verslag Instituut voor Natuurbehoud IN.O.2004.11., 24pp.

Dean TL, Richardson J (1999) Responses of seven species of native freshwater fish and a shrimp to low levels of dissolved oxygen. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 33: 99-106.

Decamps, H. (1993) River margins and environmental change. *Ecological Application* 3, 441-445.

Degezelle, T., Kongs, T., Martens, L., Vercoutere, B., Hofmann, M. (2004) Ontwerp-ecosysteemvisie Kalkense meersen en Berlare broek: een verkenning van natuurpotenties. Rapport Haskoning bvba, Mechelen.

den Boer, T. (2001) Beschermingsplan moerasvogels 2000-2004. Rapport Directie Natuurbeheer nr. 47, LNV, Nederland.

Desmit, X (2005) Etude et modélisation de la production phytoplanctonique dans l'estuaire de l'Estcaut. Dissertation en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences. ULB. Bruxelles.

Devos, K., Ysebaert, T & Kuijken, E. (2001) Watervogels in Vlaanderen tijdens het winterhalfjaar 1997/1998. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 2001.10, Brussel.

Drake, P. & Arias, A.M. (1991) Composition and seasonal fluctuations of the ichthyoplankton community in a shallow tidal channel of Cadiz Bay (S.W. Spain). *Journal of Fish Biology* 39, 245-263.

EN, SNH, CCW, EHS (DoE(N1)), JNCC & SAMS, 2001. Guidelines for Developing Conservation Objectives for Marine SACs – Learning from the UK Marine SACs Project 1996-2001. Peterborough, English Nature.

EN, SNH, CCW, EHS (DoE(N1)), JNCC & SAMS, 2003. The humber estuary european marine site. English Nature's advice given under Regulation 33(2) of the Conservation (Natural Habitats &c.) Regulations 1994. Peterborough, English Nature.

Escaravage, V., Ysebaert, T., Bos, M., Hummel, H. (2003). Karakteristieken van het macrobenthos in de Oosterschelde in verband met actuele beheersvragen. Verworming? Zandhonger en steltlopers? Uitheemse versus inheemse soorten?. NIOO-CEME Rapport, 2003.06. NIOO-CEME: Yerseke, The Netherlands, 59pp.

Esselink, P., Helder, G.J.F., Aerts, B.A. & Gerdes, K. (1997) The impact of grubbing by Greylag Geese (*Anser anser*) on the vegetation dynamics of a tidal marsh. *Aquatic Botany* 55: 261-279.

Everaert, J. Audenaerdt, T. Braem, G. (2005) De broedvogels van het Molsbroek 2004. Durme en Scheldeland themanummer: de broedvogels van het Molsbroek, nr2. Regionale vereniging vzw Durme, Lokeren.

Fairbridge, R. (1980). The estuary : its definition and geodynamic cycle. In : Olausson E. , Cato I. (Eds). Chemistry and biochemistry of estuaries. Wiley, New York, 1-35.

Fischer, J.M., Klug, J.L., Reed-Andersen, T. & Chalmers, A.G. (2000) Spatial pattern of localized disturbance along a southeastern salt marsh tidal creek. *Estuaries* 23, 565-571.

French, J.R. (1993) Numerical simulation of vertical marsh growth and adjustment to accelerated sea-level rise, north Norfolk, U.K. *Earth Surface Processes and Landforms* 18, 63-81.

Gerritsen, G.J., Koffijberg, P., Voskamp, P. (2004). Beschermingsplan kwartelkoning. Rapport EC-LNV nr. 271. LNV, Nederland, 84pp.

Grace, J.B. (1989) Effects of waterdepth on *Typha latifolia* and *Typha domingensis*. *American Journal of Botany* 76, 762-768.

Hamels, I., Sabbe, K., Muylaert, K., Barranguet, C., Lucas, A., Herman, P., Vyverman, W. (1998). Organisation of microbenthic communities in intertidal estuarine flats, a case study from the Molenplaat (Westerschelde Estuary, The Netherlands). *Biol. Jb. Dodonaea* 65: 151-152.

Heip C.H.R., Goosen N.K., Herman P.M.J., Kromkamp J., Middelburg J.J. & Soetaert K. (1995) Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 33, 1-149.

Hellings, L., Van Damme, S., Goeyens, L., Baeyens, W., Dehairs, F., Van Den Driessche, K., Keppens, E. (1999). Onderzoek Milieu-effecten Sigmaplan (OMES): deelstudie 7.3. Water-schor interactie: de biogeochemische cycli van koolstof en stikstof. Eindverslag. [Onderzoek Milieu-effecten Sigmaplan (OMES): partial study 7.3. Water-salt marsh interaction: the biogeochemical cycli of carbon and nitrogen. Final report]. Algemene Milieu Impaktstudie Sigmaplan (AMIS), AMIS DS7.3. VUB: Brussel, Belgium. 115, 33pp.

Herman P.M.J., Middelburg J.J., Van De Koppel J. & Heip C. (1999) Ecology of estuarine macrobenthos. *Advanced Ecology Research* 29: 195-240.

Hermes-Lima M., Zenteno-Savin T. (2002) Animal response to drastic changes in oxygen availability and physiological oxidative stress. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* 133: 537-556.

Heutz G., De Saeger S., De Beck L., De Smet I., Decleer K., Vandenbussche V., Verhaege F., Wouters J., Bosmans R. & Paelinckx D. (2005, in prep.) Natura 2000 habitats: doelen en staat van instandhouding. Ontwerp. Onderzoeksverslag Instituut voor Natuurbehoud en Afdeling Natuur, IN.V05. Brussel.

Holt, R.D., Lawton, J.H., Polis, G.A. & Martinez, N.D. (1999) Trophic rank and the species-area relationship. *Ecology* 80: 1495-1504.

Hopkins, D.R. & Parker, V.T. (1984) A study of the seed bank of a salt marsh in northern San Francisco Bay (USA). *American Journal of Botany* 71, 348-355.

Indeherberg e.a. (2005, in opmaak) Het opmaken van een verkennende studie ter voorbereiding van de ruimtelijke vertaling van de vogel- en habitatrichtlijnverplichtingen in het algemeen en de instandhoudingsverplichtingen in het bijzonder m.b.t. de delen van het Europees Vogelrichtlijngebied 3.6 en het Europees Habitatrichtlijngebied 3.6 binnen het Linkerscheldeoevergebied.

Jean, M. & Bouchard, A. (1993) Riverine wetland vegetation – importance of small-scale and large-scale environmental variation. *Journal of Vegetation Science* 4, 609-620.

Jochems H., Schneiders A., Denys L., & Van den Bergh E. (2002). Typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen. Instituut voor Natuurbehoud in opdracht van VMM, Brussel.

Junk WJ, Bayley PB, Sparks RE. (1989). The flood pulse concept in river-floodplain systems. 110-127. In: Dodge DP (ed.). *Proceedings of the International Large River Symposium (LARS)*. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106.

Keddy, P.A. (1989) Effects of competition from shrubs on herbaceous wetland plants: a 4-year field experiment. *Canadian Journal of Botany* 67, 708-716.

Kennish, M.J. (2002) Environmental threats and environmental future of estuaries. *Environmental Conservation* 29, 78-107.

Krieg H.-J., (2005) Die entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Indexes zur bewertung des ökologischen zustands der tideelbe von Geesthacht bis zur seegrenze. ARGE ELBE – FHH/BSU – WG Elbe, 42pp.

Kuijken, E. (1984) Waterrijke gebieden in Vlaanderen: Situering en evaluatie met nadruk op de ornitologische betekenis. Vierde Vlaams Wetenschappelijk congres Groenvoorziening, Brussel 1984, 387-408.

Kuijken, E. (1999) Natuurrapport 1999. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededelingen van het instituut voor natuurbehoud nr 6, Brussel.

Leonard, L.A. (1997) Controls of sediment transport and deposition in an incised mainland marsh basin, southeastern North Carolina. *Wetlands* 17, 264-274.

Limpens, H.J.G.A. (2001) Beschermingsplan vleermuizen van moerassen. Rapport Vereniging voor zoogdierkunde en zoogdierbescherming, Arnhem (2001-05), Nederland.

MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. (1967) *Island biogeography*. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ.

Maeghe K.& Mostaert F. (2005) Hydraulische effecten van een ontpoldering van Hedwigepolder, Prosperpolder en Doelpolder langsheen de linkeroever van de Zeeschelde. WLH-Rapport, Borgerhout, in press.

Maris, T., Van Damme, S. & Meire, P. (Red) (2003) Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2002. Rapport bestek nr.16EI/01/37. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Maris, T., Van Damme, S. & Meire, P. (Red) (2004) Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2003. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Mees, J., Cattrijsse, A. & Hamerlynck, O. (1993) Distribution and abundance of shallow water hyperbenthic mysids (Crustacea, Mysidacea) and euphausiids (Euphausiacea) in the Voordelta and the Westerschelde, southwest Netherlands. *Marine Biology* 34, 165-186.

Morzaria-Luna, H., Callaway, J.C., Sullivan, G. & Zedler, J.B. (2004) Relationship between topographic heterogeneity and vegetation patterns in a Californian salt marsh. *Journal of Vegetation Science* 14, 523-530.

Muylaert K., J. Van Wichelen, K. Sabbe & W. Vyverman (2001) Effects of freshets on phytoplankton dynamics in a freshwater tidal estuary (Schelde, Belgium). *Archiv fur Hydrobiologie* 150: 269-288.

Muylaert K., Tackx M., Vyverman W. (2005) Phytoplankton growth rates in the freshwater tidal reaches of the Schelde estuary (Belgium) estimated using a simple light-limited primary production model. *Hydrobiologia*, 540: 127-140.

Natuurpunt vzw. (2004) De Haven Natuurlijker. Afbakeningsvoorstel voor ecologische infrastructuur in het Antwerpse Havengebied. Versie 6 augustus 2004.

Niewold, F.J.J. (2003) Haalbaarheidsonderzoek naar de herkolonisatie van de bever in het bekken van de Schelde en Dijle. Alterra rapport 705. Alterra, Wageningen, Nederland, 93pp.

Niewold, F.J.J. (2004) De onverwachte terugkeer van de bever in Vlaanderen. Kansen, knelpunten en ondersteunende maatregelen. Alterra rapport 996. Alterra, Wageningen, Nederland, 41pp.

Niewold, F.J.J., Lammertsma, D.R., Jansman, H.A.H., Kuiters, A.T. (2003) De otter terug in Nederland. Alterra rapport 852. Alterra, Wageningen, Nederland, 70pp.

- Nilsson, C., Grelsson, G., Johansson, M., Sperens, U. (1989) Patterns of plant species richness along river banks. *Ecology* 70, 77-84.
- Noe, G.B. & Zedler, J.B. (2000) Differential effects of four abiotic factors on the germination of salt marsh annuals. *American Journal of Botany* 87, 1679-1692.
- Noe, G.B. (2002) Temporal variability matters: effects of constant vs. varying moisture and salinity on germination. *Ecological Monographs* 72, 427-443.
- Ouborg, J.N. (1993) Isolation, population size and extinction: the classical and metapopulation approaches applied to vascular plants along the Dutch Rhine-system. *Oikos* 66, 298-308.
- Paelinckx, D., Wils, C., De Saeger, S. (2005). Indicatieve situering (versie 2002_2) door bewerking van de Biologische Waarderingskaart, en gedeeltelijke situering ten gronde van de NATURA 2000 habitats binnen habitatrichtlijngebieden. Rapport en digitale bestanden Instituut voor Natuurbehoud. Brussel. in prep.
- Paelinckx, D., Wils, C., Sterckx, G., Vandekerckhove, K. (2004) Indicatieve situering van de NATURA 2000 habitats binnen en buiten habitatrichtlijngebieden op basis van de Biologische Waarderingskaart. Digitaal bestand Instituut voor Natuurbehoud. Brussel.
- Pennings S.C., Grant M.B. & Bertness M.D. (2005) Plant zonation in low-latitude salt marshes: disentangling the roles of flooding, salinity and competition. *Journal of Ecology* 93, 159-167.
- Pennings, S.C. & Callaway, R.M. (1992) Marsh plant zonation: the relative importance of competition and physical factors. *Ecology* 73, 681-690.
- Pouwels R., Jochem R., Reijnen, M.J.S.M., Hensen, S.R., van der Groot, J.G.M. (2002) Larch voor ruimtelijke ecologische beoordeling van landschappen. Alterra rapport 492. Alterra, Wageningen, Nederland, 112pp.
- Pringle, A.W. (1995) Erosion of a cyclic salt-marsh in Morecambe Bay, North-West England. *Earth Surface Processes and Landforms* 20: 387-405.

Redfield, A.C., B.A. Ketchum and F.A. Richards (1963) The influence of organisms on the composition of sea-water, p 26-77. In: The sea. M.N. Hill (Ed). Wiley.

Reed, D.J. (1989) Patterns of sediment deposition in subsiding coastal marshes, Terrebonne Bay, Louisiana: the role of winter storms. *Estuaries* 12, 222-227.

Reed, D.J., Spencer, T., Murray, A.L., French, J.R. & Leonard, L. (1999) Marsh surface sediment deposition and the role of tidal creeks: implications for created and managed coastal marshes. *Journal of Coastal Conservation* 5, 81-90.

Remane, A. (1969) Wie erkennt man eine genuine Brackwasserart? *Limnologica* 7:9-21.

Richardson J, Williams EK, Hickey CW (2001) Avoidance behaviour of freshwater fish and shrimp exposed to ammonia and low dissolved oxygen separately and in combination. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35: 625-633.

Ross SW, Dalton DA, Kramer S, Christensen BL (2001) Physiological (antioxidant) responses of estuarine fishes to variability in dissolved oxygen. *Comparative Biochemistry and Physiology Part C* 130: 289 - 303.

Runhaar, J., G. Arts, W. Knol, B. Makaske & N. van den Brink, (2004). Waterberging en natuur. Kennisoverzicht ten behoeve van regionale waterbeheerders. STOWA Rapport nummer 2004-16.

Ryelandt, P. (1999) The Corncrake (*Crex crex*) in Belgium. in Schäffer, N. & Mammen, U. (eds.) . Proceedings International Corncrake Workshop 1998, Hilpoltstein/Germany.

Sanchez, J.M., SanLeon, D.G. & Izco, J. (2001) Primary colonisation of mudflat estuaries by *Spartina maritima* (Curtis) Fernald in Northwest Spain: vegetation structure and sediment accretion. *Aquatic Botany* 69: 15-25.

Sanderson, E.W., Ustin, S.L. & Foin, T.C. (2000) The influence of tidal channels on the distribution of salt marsh plant species in Petaluma Marsh, CA, USA. *Plant Ecology* 146, 29-41.

Scarsbrook, M.R. & Townsend, C.R. (1993) Stream community structure in relation to spatial and temporal variation: a habitat template study of two contrasting New Zealand streams. *Freshwater Biology* 29, 395-410.

Schoppers J. & Koffijberg K. (2001) Resultaten van beschermingsmaatregelen voor Kwartelkoningen in 2001. Sovon-informatierapport 2001/12. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.

Seys, J., M. Vincx & P. Meire (1999) Spatial distribution of Oligochaeta (Clitellata) in the tidal freshwater and brackish parts of the Schelde estuary (Belgium). *Hydrobiologia* 406: 119-132.

Shumway, S.W. & Bertness, M.D. (1992) Salt stress limitation of seedling recruitment in a salt marsh plant community. *Oecologia* 92, 490-497.

Smayda, T.J. (1997) Bloom dynamics: physiology, behavior, trophic effects. *Limnol. Oceanogr.* 42: 1132-1136.

Snow, A. & Vince, S.W. (1984) Plant zonation in an Alaskan salt marsh. II. An experimental study of the role of edaphic conditions. *Journal of Ecology* 72, 669-684.

Soetaert K., Middelburg J.J., Meire P., Van Damme S., Maris T. (in press) Long-term change in dissolved organic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, the Netherlands). *Limnology & Oceanography*.

Spanoghe, G. (2003) Beschrijving van Bijlage I soorten van de Europese Vogelrichtlijn en soorten die e 1%-norm halen (Conventie van Ramsar). IN.A.2003.21. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. 48pp.

Sterckx G. & Paelinckx D. (2003) Beschrijving van de Habitattypes van Bijlage I van de Europese Habitatrichtlijn. Advies van het IN A/2003.20, Brussel.

Sterckx, G. & Paelinckx, D. (2003) Beschrijving van de Habitattypes vna Bijlage I van de Europese Habitatrichtlijn. IN.A.2003.20. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel. 111pp.

Stier D.J., Crance J.H. (1985) Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: American shad. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 82: 34pp.

Struyf, E., Meire, P. (2002). Silica cycling in a freshwater tidal marsh, in: Meire, P. et al. (2002). ECSA Local Meeting: ecological structures and functions in the Scheldt Estuary: from past to future, Antwerp, Belgium October 7-10, 2002: Abstract Book. 62pp.

Struyf, E., Van Damme, S., Meire, P. (2002). Evolution of water quality in the freshwater Zeeschelde (96-00): a reason for optimism? (poster), in: Mees, J., Seys, J. (Ed.) (2002). VLIZ Young Scientists' Day, Brugge, Belgium 13 March 2002: book of abstracts. VLIZ Special Publication, 7: 44pp.

Struyf, E., Van Damme, S., Meire, P. (2002). Potential effects of global change on estuarine nutrient fluxes, in: Meire, P. et al. (2002). ECSA Local Meeting: ecological structures and functions in the Scheldt Estuary: from past to future, Antwerp, Belgium October 7-10, 2002: Abstract Book. 60pp.

Struyf E., Van Damme S., Gribsholt B. & Meire P. (2005) Freshwater marshes as dissolved silica recyclers in an estuarine environment (Schelde estuary, Belgium). *Hydrobiologia*, 540, 69-77.

Struyf E., Dausse A., Van Damme S., Bal K., Gribsholt B., Boschker H.T.S. & Meire P. (2005) Tidal marshes and biogenic silica recycling at the land-sea interface. Submitted in revised version to *Limnology & Oceanography*.

Tackx, M.L., De Pauw, N., Van Mieghem, R., Azémar, F., Hannouti, A., Van Damme, S., Fiers, F., Daro, N., Meire, P. (2004) Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands: spatial and temporal patterns. *J. Plankton Res.* 26(2): 133-141.

Taverniers, E. (1999) De slibbalans van de Zeeschelde in 1998. Afd. Maritieme Schelde, Antwerpen, 28pp.

Taylor, C.J.L. (1993). The zooplankton of the Forth estuary. *Neth. J. Aquat. Ecol.* 27: 87-99.

Temmerman, S., Govers, G., Meire, P. & Wartel, S. (2003) Modelling long-term tidal marsh growth under changing tidal conditions and suspended sediment concentrations, Scheldt estuary, Belgium. *Marine Geology* 193, 151-169.

Tischendorf, L. & Fahrig, L. (2000b). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90, 7-19.

Van Damme, S, Ysebaert, T., Meire, P. & Van den Bergh, E. (1999) Habitatstructuren, waterkwaliteit en leefgemeenschappen in het Schelde-estuarium. Rapport Instituut voor Natuurbehoud 1999.24; Brussel. 119pp.

Van Damme, S. et al. (2002). Variations of water quality in the Scheldt estuary, in: Meire, P. et al. (2002). ECSA Local Meeting: ecological structures and functions in the Scheldt Estuary: from past to future, Antwerp, Belgium October 7-10, 2002: Abstract Book. 20pp.

Van Damme, S., Van Hove, D., Ysebaert, T., de Deckere, E., Van den Bergh, E. & Meire, P. (2003) Ontwikkelen van een score of index voor fytoplankton, macrozoobenthos, macro-algen en angiospermen voor de Vlaamse overgangswateren volgens de Europese Kaderrichtlijn Water. ECOBE 03-R 54. Universiteit Antwerpen. 74pp.

Van de Koppel, J., van der Wal, D., Bakker, J.P. & Herman, P.M.J. (2005) Self-organization and vegetation collapse in salt marsh ecosystems. *The American Naturalist* 165: E1-E12.

Van den Bergh, E., Ysebaert, T., Meire, P. & Kuijken, E. (1998) Watervogels in de internationaal beschermde gebieden van de Beneden Zeeschelde: trends van 1980 tot 1997.

Van den Bergh, E., Vandevoorde, B., Verbessem, I., De Regge, N., Soors, J. (2003a). Zeeschelde. [Zeeschelde], in: Dumortier, M. et al. (2003). Nature Report 2003: status of nature in Flanders: figures for policy purposes. Mededeling van het Instituut voor Natuurbehoud, 21: 105-111.

Van den Bergh E., van Damme S., Graveland J., de Jong D.J., Baten I. & Meire P. (2003b). Studierapport natuurontwikkelingsmaatregelen ten behoeve van de Ontwikkelingsschets 2010 voor het Schelde-estuarium (NOP): Op basis van een ecosysteemanalyse en verkenning van mogelijke maatregelen om het streefbeeld Natuurlijkheid van de Lange Termijn Visie te bereiken. ProSes. 99pp.

Van Hove D., Nijssen D., Meire P. (2004) Opstellen van instandhoudingsdoelstellingen voor speciale beschermingszones in het kader van de vogelrichtlijn 79/409/EEG, de habitatrichtlijn 92/43/EEG en eventuele watergebieden van internationale betekenis (Conventie van Ramsar) in de Zeehaven van Antwerpen, poort van Vlaanderen in het Ruimtelijk Structuurplan. Report University of Antwerp, Ecosystem Management Research Group (ECOBIE 03-R53).

Van Hove, D., Nijssen, D. and P. Meire, 2005. Synthese instandhoudingsdoelstellingen voor speciale beschermingszones in het kader van de vogelrichtlijn 79/409/EEG en eventuele watergebieden van internationale betekenis (Conventie van Ramsar) in de Zeehaven van Antwerpen, poort van Vlaanderen in het Ruimtelijk Structuurplan. Report University of Antwerp, Ecosystem Management Research Group (ECOBIE 05-R76)

Van Hove D., Adriaensen F. & Meire P. (2004) Opstellen van instandhoudingsdoelstellingen voor speciale beschermingszones in het kader van de vogelrichtlijn 79/409/EEG, de habitatrichtlijn 92/43/EEG en eventuele watergebieden van internationale betekenis (Conventie van Ramsar) in de Zeehaven van Antwerpen, Poort van Vlaanderen in het Ruimtelijk Structuurplan. Gebiedsspecifieke uitwerking vogelrichtlijngebied 'Beneden-Schelde: schorren en polders op rechter- en linkeroever': addendum deelgebied Ettenhovense Polder. Universiteit Antwerpen, (ECOBIE 03-R53).

Van Hove D., Adriaensen F. & Meire P. 2004b. Opstellen van instandhoudingsdoelstellingen voor speciale beschermingszones in het kader van de vogelrichtlijn 79/409/EEG, de habitatrichtlijn 92/43/EEG en eventuele watergebieden van internationale betekenis (Conventie van Ramsar) in de Zeehaven van Antwerpen, Poort van Vlaanderen in het Ruimtelijk Structuurplan. Gebiedsspecifieke uitwerking vogelrichtlijngebied 'Beneden-Schelde: schorren en polders op rechter- en linkeroever': addendum deelgebied 'slikken en schorren' (SBZ-H). Universiteit Antwerpen, (ECOB 03-R53).

Van Oost, K., Govers, G. & desmet, P. (2000) Evaluating the effects of changes in landscape structure on soil erosion by water and tillage. *Landscape Ecology*, 15 (6): 597-591.

Van Rompaey, A.J.J., Verstraeten, G., Van Oost, K., Govers, G. & Poesen, J. (2001) Modelling mean annual sediment yield using a distributed approach. *Earth Surface Processes and Landforms* 26, 1221-1236.

Van Spaendonk, J.C.M., Kromkamp, J.C. & De Visscher P.R.M. (1993) Primary production of phytoplankton in a turbid coastal plain estuary, the Westerschelde (the Netherlands). *Netherlands Journal of Sea Research*, 31, 3, 267-279.

Van Wichelen J., Denys, L., Lionard, M., Dasseville R. & Vijverman.W. (2005) Ontwikkelen van scores of indices voor het biologisch kwaliteitselement fytoplankton voor de Vlaamse rivieren, meren en overgangswateren overeenkomstig de Europese Kaderrichtlijn Water. VMM.ALO.SCALDIT.fytoplanktonstudie RUGent, 101pp.

Vandenbussche,V.,Van Looy, K.;Vanacker, S., Vermeersch,S., Decler, K., Kuijken, E. (2002) Verkennende ecologische gebiedsvisie voor het rivierbed van de Grensmaas Rapport van het Instituut voor Natuurbehoud, 2001.9 Brussel, 60pp.

Vanderborght, J., Wollast, R., Billen, G. (1977). Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part 1. Mass transfer properties and silica diagenesis. *Limnol. Oceanogr.* 22: 787-793.

Verbessem, I., Ysebaert, T., Van denBergh, E., De Regge, N., Soors, J. & Kuijken E. (2002) 10 jaar monitoring op het Groot Buitenschoor. Rapport Instituut voor Natuurbehoud2002.10, Brussel

Vivian-Smith, G. (1997) Micro-topographic heterogeneity and floristic diversity in experimental wetland communities. *Journal of Ecology* 85, 71-82.

Wannamaker CM, Rice JA (2000) Effects of hypoxia on movements and behavior of selected estuarine organisms from the southeastern United States. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 249: 145-163.

Ward, J.V. (1998) Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biological Conservation* 83, 269-278.

Witte J.P.M. & R. Van der Meijden. (1995). Verspreidingskaartjes van de botanische kwaliteit in Nederland uit FLORBASE. *Gorteria* 21: 3-59.

Wollast, R. (1988) The Scheldt Estuary. In Salomons, W., W.L. Bayne, E.K. Duursma, & U. Forstner (eds.), *Pollution of the North Sea: An assessment*. Springer-Verlag, Berlin: 183-193.

Ysebaert, T., Herman, P.M.J., Meire, P., Craeymeersch, J., Verbeek, H. & Heip, C.H.R. (2003) Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW-Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57: 335-355.

Zedler, J.B., Callaway, J.C. & Sullivan, G. (2001) Declining biodiversity: Why species matter and how their functions might be restored in Californian tidal marshes. *Bioscience* 51, 1005-1017.

Zedler, J.B., Callaway, J.C., Desmond, J.S., Vivian, S.G., Williams, G.D., Sullivan, G., Brewster, A.E. & Bradshaw, B.K. (1999) Californian salt-marsh vegetation: an improved model of spatial pattern. *Ecosystems* 2, 19-35.

Zwaenenpoel, A., T'Jollyn, F., Vandenbussche, V., Hoffman, M.. (2002) Systematiek van Natuurtypen voor het biotoop grasland. Ministerie van de Vlaamse gemeenschap, Afdeling Natuur.

Websites:

Alterra, Ecotopensysteem van Nederland en Vlaanderen:
<http://www.synbiosys.alterra.nl/ecotopen>

IUCN, Red list of threatened species:
www.redlist.org