



Ontwikkelen van een score of index voor fytoplankton, macrozoöbenthos, macro-algen en angiospermen voor de Vlaamse overgangswateren volgens de Europese Kaderrichtlijn Water

S. Van Damme, D. Van Hove, T. Ysebaert, E. de Deckere, E. Van den Bergh & P. Meire

Rapportnummer: ECOBE 03-R54

Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer

Universiteit Antwerpen

Campus Drie Eiken

Universiteitsplein 1C

2610 Wilrijk

INHOUDSTAFEL

1	INLEIDING	7
2	ALGEMEEN JURIDISCH KADER: KRW	9
3	ECOLOGISCHE BEOORDELINGSSYSTEMEN.....	13
3.1	FYTOPLANKTON	13
3.2	ANGIOSPERMEN.....	15
3.3	BENTHOS.....	15
3.4	VISSEN	17
4	ALGEMENE METHODOLOGIE	20
4.1	UITGANGSPUNT: DE ESSENTIE VAN EEN OVERGANGSWATER.....	20
4.2	ECOLOGISCHE KNELPUNTEN EN MOGELIJKE OPLOSSINGEN	22
4.2.1	<i>Fysische processen</i>	22
4.2.1.1	Tij-energie	22
4.2.1.2	Zoetwaterafvoer	24
4.2.2	<i>Chemische processen</i>	25
4.2.2.1	Zuurstof (O).....	25
4.2.2.2	Koolstof (C).....	26
4.2.2.3	Stikstof (N).....	27
4.2.2.4	Fosfor (P).....	28
4.2.2.5	Opgelost silicium (DSi).....	28
4.2.2.6	Toxische stoffen	29
4.2.3	<i>Organismen</i>	30
4.2.3.1	Macrofyten	30
4.2.3.2	Fytoplankton en fyto­benthos.....	30
4.2.3.3	Zoöplankton	31
4.2.3.4	Benthos.....	32
4.2.4	<i>Besluit</i>	33
5	KWALITEITSCRITERIA	34
5.1	FYTOPLANKTON	34
5.1.1	<i>Zout</i>	34
5.1.1.1	De zeer goede toestand.....	35
5.1.1.2	De goede toestand	36
5.1.1.3	De matige toestand	36
5.1.1.4	De ontoereikende toestand	36
5.1.1.5	De slechte toestand.....	37
5.1.2	<i>Zoet</i>	37
5.1.2.1	Analogie met de zoute zone	37
5.1.2.2	Uitspoeling	38
5.1.2.3	Fytoplankton-index voor zoet water	39
5.1.2.4	De zeer goede toestand.....	40
5.1.2.5	De goede toestand	40
5.1.2.6	De matige toestand	41
5.1.2.7	De ontoereikende toestand	41
5.1.2.8	De slechte toestand.....	41

5.1.3	<i>Materiaal en methoden</i>	42
5.1.3.1	Staalname fytoplankton.....	42
5.1.3.2	Analyse fytoplankton.....	42
5.1.3.3	Dominantie van fytoplankton.....	42
5.1.3.4	Lichtklimaat.....	42
5.2	BENTHOS.....	43
5.2.1.1	Zout en brak.....	43
5.2.1.2	Staalname en verwerking.....	46
5.2.1.3	Bedenkingen bij een index voor zout en brak.....	47
5.2.1.4	Zoet.....	47
5.3	MACRO-ALGEN EN ANGIOSPERMEN.....	49
6	TOEPASSING ALGEMENE METHODOLOGIE: CASE-STUDY DE ZEESELDE EN BIJRVIEREN	50
6.1	SITUERING ZEESELDE.....	50
6.2	DATA COMPILATIE.....	51
6.3	REFERENTIEKADER.....	51
6.4	TOEPASSING SCHELDE EN BIJRVIEREN.....	52
6.4.1	<i>Fytoplankton</i>	53
6.4.2	<i>Benthos</i>	53
6.4.2.1	Toetsing Borja op de Zeeschelde.....	53
6.4.2.2	Toetsing benthos-index op de Benden-Zeeschelde.....	56
7	AANBEVELINGEN VOOR AANVULLEND ONDERZOEK	61
8	SAMENVATTING EN BESLUIT	62
9	REFERENTIES	63
10	BIJLAGEN	70
10.1	BIJLAGE I : HET BEOORDELEN VAN DE ECOLOGISCHE TOESTAND VAN KUST- EN OVERGANGSWATEREN AAN DE HAND VAN BENTHISCHE MACRO-INVERTEBRATEN (MACROBENTHOS).....	70
10.2	BIJLAGE II : ONDERZOEK NAAR DE GEVOLGEN VAN HET SIGMAPLAN , BAGGERACTIVITEITEN EN HAVENONTWIKKELING IN DE ZEESELDE OP HET MILIEU.....	71
10.3	BIJLAGE III : STRUCTUUR EN OPBOUW VAN DE OMES DATABANK.....	72
10.4	BIJLAGE IV: SCHELDE DATABANK (INSTITUUT VOOR NATUURBEHOUD).....	73

FIGUREN

Figuur 1: Kenmerkenanalyse voor oppervlaktewateren: overzicht van de verschillende stappen (naar Jochems et al., 2002).....	10
Figuur 2: Ecological Quality Ratio en het verband tussen de kwaliteitsstatus en de aanvaarde mate van antropogene beïnvloeding (naar WFD CIS Guidance document n° 5, 2003). .	12
Figuur 3: Ecologische status matrix op basis van gem. abundantie van ESG's.....	15
Figuur 4: Het concept van zelforganisatie van een systeem.	21
Figuur 5: Het effect van de geometrie van een dwarssectie op de doorloopsnelheid (c) van een tijgolf (Winterwerp et al., 2003).....	23
Figuur 6: Energieverdeling van resp. de rivier en het getij langs de Schelde van Vlissingen (0 km) tot Gent (180km) (Wartel et al, 2001).	24
Figuur 7: Situering van het Schelde-estuarium. De Zeeschelde is het Belgische of Vlaamse deel van het estuarium.....	50
Figuur 8: De score van de marine biotische index volgens Borja in relatie tot de mediane korrelgrootte. De oranje ruiten zijn locaties die met een chemische klasse 3 of 4, de groene vierkantjes zijn locaties met chemische klasse 1 of 2.	54
Figuur 9: De score van de marine biotische index volgens Borja in relatie tot de chemische klasse.	54
Figuur 10: De score van de biotische sediment index (BSI) index in relatie tot de mediane korrelgrootte. De oranje ruiten zijn locaties die met een chemische klasse 3 of 4, de groene vierkantjes zijn locaties met chemische klasse 1 of 2.	55
Figuur 11: De score van de biotische sediment index (BSI) index in relatie tot de chemische klasse.	55
Figuur 12: Het aantal soorten in relatie tot de saliniteit (Remane & Schlieper, 1971).	56
Figuur 13: Ligging Galgenschoor (1), Groot Buitenschoor (2) en Paardenschor (3).	57

TABELLEN

Tabel 1: Kwaliteitselementen voor overgangswateren waarvoor referentieomstandigheden moeten gedefinieerd worden.	11
Tabel 2: OSPAR classificatiesysteem	14
Tabel 3 : Het Noordse beoordelingssysteem voor het bepalen van de milieu status op basis van benthische fauna en totale organische stof (TOC) van sedimenten.....	16
Tabel 4: Vervuilingstatus, Bentix Indix en ecologische status.....	17
Tabel 5: Samenvatting van de BC en BI (Borja et al., 2000).....	17
Tabel 6: Estuariene visindex: categorieën en parameters.	18
Tabel 7: Estuariene visindex: scoringssysteem.	18
Tabel 8: Estuariene visindex: classificatiesysteem	19
Tabel 9 : Kwaliteitscriteria voor fytoplankton in de zoute zone van overgangswateren (Chl a = chlorofyl a, DSi = opgelost silicium, Zm = mengdiepte, Zp = fotsche diepte).....	35
Tabel 10: Kwaliteitscriteria voor fytoplankton in de zoute zone van overgangswateren (Chl a = chlorofyl a, DSi = opgelost silicium, Zm = mengdiepte, Zp = fotsche diepte)	40
Tabel 11 : Respons van benthosoorten op stroomsnelheid (bij maximale vloed- resp. ebstroom) en van organische belasting. De respons op stroomsnelheid (Ysebaert & Meire, 1999) is ingedeeld in vier categorieën : blauw = negatieve respons of nauw tolerantievenster ; geel = breed tolerantievenster ; oranje = indifferent ; rood = positieve respons. De gevoeligheid voor organische belasting is ingedeeld in vijf categorieën : 1 = zeer gevoelig ; 2 = indifferent ; 3 = tolerant ; 4 = opportunist tweede orde ; 5 = opportunist eerste orde (Borja et al., 2000)	44
Tabel 12: Overzicht van biotische coëfficiënten en biotische indices opgesplitst naar organische belasting en stroomsnelheid.....	45
Tabel 13: Biotische Index	46
Tabel 14: Soorten van de zachte bodems van de zoetwaterzone van overgangswateren, met typering van de leefomstandigheden de respons op enkele stressoren (intertid = intertidaal; riv = rivier; GHW = gemiddeld hoogwater; GLW = gemiddeld laagwater; sed = sediment; tol = tolerant; NA = niet gekend)	48
Tabel 15: Toetsing benthos index op macrobenthosdensiteit (ind/m ² , gezeefd op 1 mm maaswijdte) data van april 1997 op 10 locaties: Buitenschoor (locaties GBR, GB10, GB6 en GBL), Galgenschoor (GS1, GS2, GS3) en Paardenschor (PS1, PS2, PS3). Org = organische belasting, v= stroomsnelheid. Bron: Ysebaert, Sedero-data.	59
Tabel 16: Toetsing benthos index op macrobenthosdensiteit (ind/m ² , gezeefd op 1 mm maaswijdte) data van september 1997 op 10 locaties: Buitenschoor (locaties GBR, GB10, GB6 en GBL), Galgenschoor (GS1, GS2, GS3) en Paardenschor (PS1, PS2, PS3). Org = organische belasting, v= stroomsnelheid. Bron: Ysebaert, Sedero-data.....	60

Abstract

On October 23th 2000, the EU Water Framework Directive was finally adopted. The Directive was published in the Official Journal on December 22th 2000 and entered into force the same day. The Water Framework Directive expands the scope of water protection of all waters and sets clear objectives that a 'good status' must be achieved for all European waters by 2015 and that water use must be sustainable throughout Europe. According to the Directive, the individual member states are obligated to describe ecological objectives or goals for different waters.

The aim of this project was to define ecological objectives for different biological quality elements for the Flemish transitional waters. In this document quality indices for benthos and phytoplankton have been presented. This document includes a study about the different approaches and methods used in Europe to define these ecological objectives. None of the existing indices was satisfactory and applicable on the Flemish transitional waters, neither for benthos nor for phytoplankton. This has to do with the complexity of transitional water systems. For the Flemish transitional waters no temporal or spatial reference is available. The reference is therefore based on the available knowledge about the ecological functioning of estuaries.

Concerning phytoplankton, separate indices have been established for the salt and fresh water zones of an estuary. For brackish water, a natural mortality zone for plankton, indices would be pointless. The scoring system for phytoplankton takes into account the trophic status (including the important element silica), the photic status and the danger of flushing. This scoring system has a simple design and determination of the coefficients requires minimal effort. After evaluation by specialists and comparison with other scoring systems, we can state that the proposed phytoplankton index is promising. Nevertheless the index needs testing, because the available data of the Flemish transitional waters were used for its compilation.

For benthos indices have been established for fresh water and for salt and brackish water together. These indices are derived from the marine index of Borja et al. (2000), which takes into account the response of species to organic load. For salt and brackish water the 'Borja'-index was combined with an index based on sensitivity/tolerance for current velocity. The 'Borja'-index and the proposed index were tested on the sediments of the Scheldt estuary. Although the proposed indices showed improvement in comparison with application of 'Borja', they, still are not fully satisfying. The lack of any score for absolute density - or biomass values proved to be a shortcoming. The sensitivity/tolerance of species to organic pollution needs to be further examined, especially for estuarine fresh water species.

For macro-algae and angiosperms no indices have been established. At present the role of macro algae in the Flemish transitional waters is nihil, and most probably this will not change in the future, so indices would be pointless. The only angiosperms occurring in the Flemish transitional waters are tidal flat vegetation, the discussion whether tidal flat vegetation must be incorporated in the quality index still exists.

1 Inleiding

Sinds december 2000 is de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) van kracht. Deze richtlijn richt zich op de bescherming van alle wateren en stelt zich ten doel dat alle Europese wateren tegen 2015 een 'goede ecologische toestand' hebben bereikt en dat er binnen heel Europa duurzaam wordt omgegaan met water. Deze 'goede ecologische conditie' is een afgeleide van de min of meer onverstoorde staat, de referentie. De lidstaten dienen dan ook voor de verschillende types van wateren deze 'goede ecologische toestand' te beschrijven. Hiervoor moet een ecologisch beoordelingsstelsel worden ontwikkeld waarbij men op basis van duidelijk gedefinieerde kwaliteitscriteria deze 'goede ecologische toestand' kan bepalen. Binnen deze studie zal voor Vlaanderen voor één type water, nl.: overgangswateren, zo'n ecologische beoordelingsstelsel, met kwaliteitscriteria, worden opgesteld en toegepast. De studie omvat dus drie grote delen: allereerst een literatuurstudie naar de reeds bestaande ecologische beoordelingsystemen, ten tweede het uitwerken van een algemene methodologie voor de beoordeling van oppervlaktewaterkwaliteit voor overgangswateren op basis van fytoplankton en macrobenthos (met inbegrip van de bepaling van het referentiekader) en ten slotte de concrete toepassing van deze methodologie op de Zeeschelde en haar bijrivieren.

Het belang van ecologische beoordelingsystemen voor estuariene systemen is, in tegenstelling tot riviersystemen, slechts recent onderkend. Over het algemeen zijn er nog maar weinig ecologisch beoordelingsystemen voor kust- en overgangswateren ontwikkeld en de reeds bestaande systemen zijn niet direct geschikt voor implementatie van de KRW. Dit laat ons toe om de ontwikkeling van een estuarien ecologisch beoordelingsstelsel fundamenteel te benaderen. Binnen een ecologisch beoordelingsstelsel wordt de ecologische toestand van een systeem bepaald als de afwijking ten opzicht van een vastgelegde referentie. Deze referentie is een afgeleide van de min of meer natuurlijke staat van zo'n systeem zonder menselijke verstoring. Per watertype dient deze referentie, het zogenaamde referentiekader, te worden gedefinieerd. Hierbij zijn echter verschillende benaderingswijzen mogelijk.

Ten eerste kunnen we een zogenaamd historisch referentiekader opstellen, waarbij we gaan kijken hoe de situatie in het verleden was, zonder antropogene invloeden. Voor de Vlaamse overgangswateren is dit helaas niet meer mogelijk, aangezien de menselijke invloeden zeer ver terug gaan in de tijd. Het is daarom niet langer te achterhalen welke de 'puur natuur' situatie was.

Ten tweede kunnen we een ruimtelijk referentiekader opstellen, waarbij we een ander soortgelijk systeem, maar dan minder of niet beïnvloed door de mens, als spiegelend voorbeeld wordt gebruikt. Estuaria zijn complexe, variabele systemen met elk eigen specifieke bijzonderheden waardoor het echter zeer moeilijk is een vergelijkbaar systeem te vinden. Vaak zijn estuaria, welke vergelijkbaar zouden kunnen zijn met de Vlaamse overgangswateren, eveneens onderworpen aan menselijk invloeden. Voor de Vlaamse overgangswateren kunnen we dus besluiten dat ook deze benaderingswijze niet aangewezen is.

Aangezien zowel het historische en ruimtelijke referentiekader voor de Vlaamse overgangswateren niet voorhanden zijn, rest slechts een laatste optie. De derde benadering, het zogenaamde ecologische referentiekader, gaat uit van een gedegen kennis van het ecologische functioneren van het systeem. Op basis van deze kennis kunnen de fundamentele van het ecosysteem worden blootgelegd, de knelpunten die het ecologisch functioneren

belemmeren worden aangestipt en kunnen hiervoor streefdoelen en oplossingen worden geformuleerd. Deze manier van aanpak zal in dit rapport verder worden uitgewerkt en toegelicht. De elementen uit het historische en ruimtelijke referentiekader die wel gekend zijn, kunnen worden aangewend om de wetenschappelijke kennis betreffende het functioneren van het huidige systeem te onderbouwen en vervolledigen. Aangezien de huidige wetenschappelijke kennis echter hiaten vertoont, kan een referentiekader dat op die basis wordt opgesteld nooit een volledig beeld tonen van de 'perfecte situatie'. Enkel kan zo nauwkeurig mogelijk worden aangegeven in welke richting en hoever het ideaal zich bevindt.

Dit document geeft de resultaten weer van de studie 'Ontwikkelen van een score of index voor fytoplankton, macro-algen, angiospermen en macrozoöbenthos voor de Vlaamse overgangswateren volgens de Europese Kaderrichtlijn Water'. Hierbij wordt eerst het juridische kader weergegeven, gevolgd door een overzicht van reeds bestaande ecologische beoordelingssystemen. In het tweede deel wordt de nadruk gelegd op de onderbouwing van de algemene methode en een overzicht van de kwaliteitscriteria voor Vlaamse overgangswateren. In het derde deel wordt deze algemene methodiek toegepast op het Schelde estuarium.

2 Algemeen juridisch kader: KRW

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) werd bekendgemaakt in het Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen op 22/12/2000 en trad hiermee in werking vanaf deze datum. Deze richtlijn stelt dat uiterlijk 15 jaar na de inwerkingstelling, dus tegen eind 2015, alle Europese wateren (zowel oppervlaktewater als grondwater) zich in een 'goede toestand' moeten bevinden (artikel 4). Voor oppervlaktewater betekent deze 'goede toestand' een goede chemische en ecologische toestand (voor rivieren, meren, kust- en overgangswateren) of een goede chemische toestand en een goed ecologisch potentieel (voor kunstmatige en sterk veranderde waterlichamen).

- 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.
- Een goed ecologisch potentieel betekent dat er slechts lichte veranderingen zijn in de waarden van de biologische kwaliteitselementen ten opzichte van wat normaal is voor het meest vergelijkbare type oppervlaktewater.

Het begrip 'stroomgebiedbenadering' staat centraal, dit houdt in dat de lidstaten stroomgebiedsdistricten moeten afbakenen waarbinnen alle besturen en maatschappelijke sectoren moeten streven naar een gemeenschappelijke visie op het waterbeheer. Het uitwerken van deze visie, het realiseren van de geformuleerde doelstellingen door maatregelen te treffen en het evalueren van de resultaten moeten planmatig gebeuren. Voor het bereiken van deze doelstelling legt de KRW een te volgen strategie vast met hieraan gekoppeld een strikt tijdsschema. Tegen eind 2004 dienen 3 analyses en beoordelingen uitgevoerd te zijn ten behoeve van de eerste stroomgebiedbeheersplannen (artikel 5):

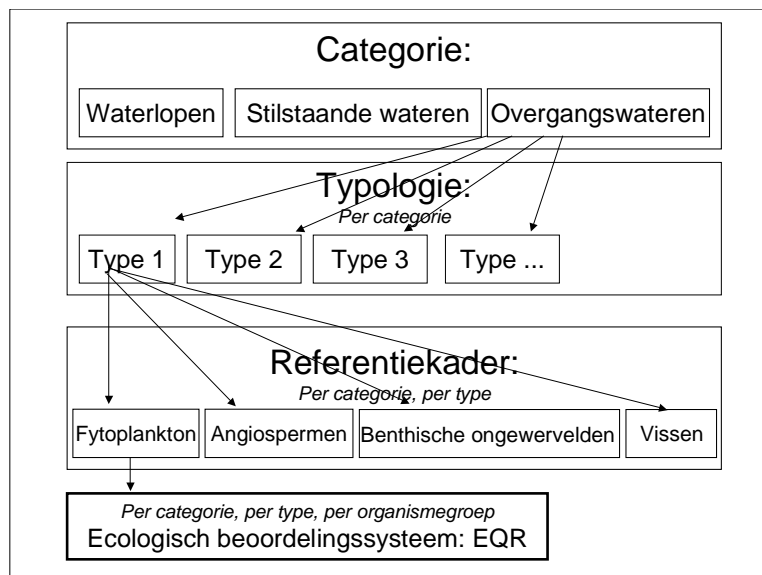
- Een kenmerkenanalyse van elk stroomgebiedsdistrict.
- Een beoordeling van de effecten van menselijke activiteiten op de toestand van het oppervlaktewater en het grondwater.
- Een economische analyse van het watergebruik.

Daar de kenmerkenanalyse cruciaal is binnen deze studie, zal op deze analyse dieper worden ingegaan voor de Vlaamse overgangswateren (naar Van den Bergh, 2002).

De kenmerkenanalyse omvat voor de oppervlaktewateren de volgende stappen (Figuur 1):

- Categorie: waarbij elk oppervlaktewater wordt toegekend aan één van de volgende categorieën: rivieren, meren, kustwateren, overgangswateren, kunstmatige of sterk veranderende waterlichamen. In Vlaanderen zijn twee oppervlaktewateren binnen de categorie overgangswateren afgebakend: De IJzer van de monding tot de Ganzepoot en de Schelde en haar zijrivieren vanaf de Nederlandse grens tot waar de invloed van het getij merkbaar is: de sluisen van Gent en Merelbeke op de Zeeschelde, de stuw te Lokeren op de Durme, de watermolen van Grobbendonk op de Kleine Nete, de Netebrug te Itegem op de Grote Nete, de Dijlebrug te Haacht en de splitsing van de Zenne met het afleidingskanaal (Jochems *et al.*, 2002).
- Typologie: waarbij binnen elke categorie de verschillende ecologisch relevante typen worden onderscheiden. Deze typen worden gedefinieerd op basis van abiotische

descriptoren die vastgesteld zijn in bijlage II van de KRW. De KRW stelt twee methodologiën voor om oppervlaktewateren te typeren. Volgens systeem A is het verplicht alle voorgestelde descriptoren te gebruiken en met de voorgestelde indelingsklassen. Volgens systeem B zijn slechts een beperkt aantal descriptoren verplicht, de anderen dienen slechts naargelang de noodzaak gebruikt te worden en de indelingsklassen mogen mits motivatie aangepast worden. De typologie van de Vlaamse oppervlaktewateren werd vastgesteld in Jochems *et al.*, 2002. Voor alle categoriën werden typologiën voor gesteld volgens zowel systeem A als systeem B. Volgens systeem A heeft Vlaanderen slechts één type overgangswater: laagland-estuarium. Voor systeem B werd zoveel mogelijk rekening gehouden met WFD CIS Guidance document n° 5 (2003). Volgens deze methode zou de Schelde een macrotidaal en de IJzer een mesotidaal laagland-estuarium zijn.



Figuur 1: Kenmerkenanalyse voor oppervlaktewateren: overzicht van de verschillende stappen (naar Jochems et al., 2002).

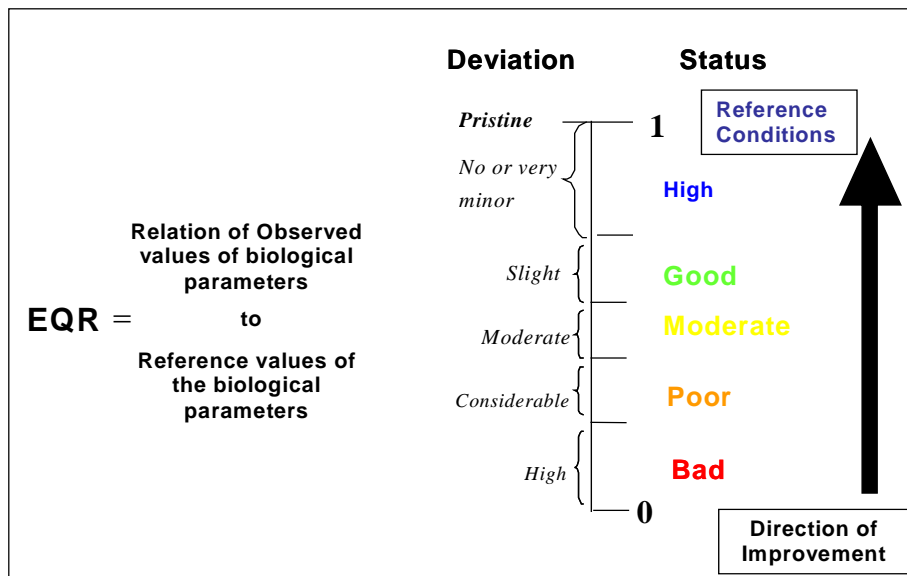
- **Referentiekader:** waarbij voor elk type oppervlaktewaterlichaam de systeemeigen referentieomstandigheden worden vastgesteld. Deze referentieomstandigheden beschrijven een zeer goede ecologische toestand en moeten worden vastgesteld voor de kwaliteitselementen die per categorie waterlichamen vermeld zijn in bijlage V, 1.1 van de KRW. In Tabel 1 wordt voor overgangswateren een overzicht gegeven van de kwaliteitselementen waarvoor referentieomstandigheden moeten worden gedefinieerd. Zoals reeds is de inleiding aangehaald, kan voor de Vlaamse overgangswateren enkel een ecologische referentiekader worden opgesteld, gebaseerd op estuariene ecosysteem functies.

Tabel 1: *Kwaliteitselementen voor overgangswateren waarvoor referentieomstandigheden moeten gedefinieerd worden.*

Biologische elementen	
Fytoplankton	Samenstelling, abundantie, biomassa
Macroalgen	Samenstelling, abundantie
Angiospermen	Samenstelling, abundantie
Bentische ongewervelden	Samenstelling, abundantie
Visfauna	Samenstelling, abundantie
Hydromorfologische elementen	
Morfologie	Dieptevariatie Kwantiteit, structuur en substraat van de bodem Structuur van de getijdenzone
Getijdenregime	Zoetwaterstroming Golfslag
Chemische en fysische-chemische elementen	
Algemeen	Doorzicht Thermische omstandigheden Zuurstofhuishouding Zoutgehalte Nutriënten
Specifieke verontreinigende stoffen	Verontreiniging door alle prioritare stoffen waarvan is vastgesteld dat zij in het waterlichaam worden geloosd Verontreiniging door alle andere stoffen waarvan is vastgesteld dat zij in significante hoeveelheden in het waterlichaam worden geloosd

- Ecologische beoordeling: waarbij voor de biologische en chemisch-fysische kwaliteitselementen uit het referentiekader een beoordelingssysteem moet worden ontwikkeld dat de parameters uit tabel 1 integreert. Deze systemen mogen gebruik maken van specifieke soorten of groepen van soorten die representatief zijn voor het kwaliteitselement in zijn geheel. De beoordelingssystemen moeten congruent zijn met een ecologische kwaliteitscoëfficiënt die de verhouding aangeeft van de actuele toestand tot de referentieomstandigheden (= EQR: Ecological Quality Ratio). Deze EQR heeft een waarde tussen 0 en 1, waarbij 1 een zeer goede en 0 een slechte ecologische toestand aangeeft. De schaal tussen 1 en 0 wordt in 5 klassen verdeeld die de ecologische beoordeling als mate van afwijking tot de referentie weergeven:
- zeer goede (High) = geen of zeer geringe afwijking,
 - goede (Good) = geringe afwijking,
 - matige (Moderate) = matige afwijking,
 - ontoereikende (Poor) = sterke afwijking,
 - slechte (Bad) = zeer sterke afwijking.

Deze eindscore voor de ecologische toestand van een oppervlaktewaterlichaam wordt bepaald door het laagste beoordelingsresultaat van alle biologische en fysisch-chemische kwaliteitselementen. Deze beoordeling moet op kaart worden gebracht aan de hand van een klasseringcodering: blauw (zeer goed), groen (goed), geel (matig), oranje (ontoereikend) en rood (slecht) (figuur 2).



Figuur 2: Ecological Quality Ratio en het verband tussen de kwaliteitsstatus en de aanvaarde mate van antropogene beïnvloeding (naar WFD CIS Guidance document n° 5, 2003).

Het doel van de ecologische beoordeling is 'het beoordelen van de effecten van menselijke activiteiten op ecologische kenmerken op de verschillende geïntegreerde schalen in ruimte en tijd en het evalueren van de resulterende beoordeling in beheersmaatregelen'. Het primaire einddoel is het bereiken van de 'goede ecologische toestand'. De specifieke opdracht van deze studie is het opstellen van beoordelingssystemen voor de volgende biologische kwaliteitselementen: fytoplankton, macrozoöbenthos, macro-algen en angiospermen.

De KRW geeft echter geen duidelijke richtlijnen hoe deze beoordelingssystemen concreet moeten worden ingevuld. Elk systeem moet uiteraard aan een aantal criteria voldoen om doeltreffend te zijn. Belangrijke kenmerken van een beoordelingssysteem zijn oa. (Ysebaert & Herman, 2003):

- reageert voorspelbaar op veranderingen
- is gevoelig en reageert binnen een bepaalde tijdsperiode en geografische schaal op veranderingen
- is specifiek of reageert onderscheidend op de potentiële verstoringfactoren
- toepasbaar en reproduceerbaar op een volledige ecoregio
- verstaanbaar en interpreteerbaar voor niet-specialisten

3 Ecologische Beoordelingssystemen

Het doel van de ecologische beoordeling is ‘het beoordelen van de effecten van menselijke activiteiten op ecologische kenmerken op de verschillende geïntegreerde schalen in ruimte en tijd en het evalueren van de resulterende beoordeling in beheersmaatregelen’. Bij het uitwerken van zo’n ecologisch beoordelingssysteem is het van groot belang om, indien mogelijk, zoveel mogelijk aan te sluiten bij bestaande systemen voor de ecologische beoordeling van estuaria. In tegenstelling tot de zoetwaterecologie werd voor estuariene en mariene systemen gezocht om de impact van menselijke activiteiten te beschrijven via afwijkingen van normale diversiteitspatronen dewelke kunnen ontdekt worden door bv. Log-normal plots (Gray, 1979). Dit werd verder uitgewerkt voor macrobenthos door Warwick (1986) in de Abundance Biomass Comparison method (ABC-methode), welke dan verder werd verfijnd door Meire & Dereu (1990). De ABC methode maakt gebruik van zowel de distributie van de aantallen, als van de distributie van de biomassa. Wilson & Jeffrey (1985) ontwikkelden dan weer een Biological Quality Index die gebaseerd is op de aanwezigheid van verschillende groepen soorten (opportunisten versus “stabielere” soorten). Deze methoden vereisen geen referentiebeeld om tot een beoordeling te komen. De Index of Biotic Integrity en al zijn afgeleiden vereisen dat wel. Toepassingen hiervan voor estuaria werden uitgewerkt op basis van de aanwezige macrobenthos- (Van Dolah et al., 1999; Weisberg et al., 1997; Alden et al., 2002; Llanos et al., 2002) en visgemeenschappen (Deegan et al., 1997; Hughes et al., 2002; Breine et al., 2001).

Bestaande beoordelingssystemen voor de ecologische toestand van kust- en overgangswateren maken in meer of mindere mate gebruik van de hierboven vernoemde indicatoren en verwerkingsmethoden. Een algemene gedachtegang bij beoordelingssystemen is dat verstoorte ecosystemen een verlaging in de taxarijkdom, een dominantie van verstoringstolerante soorten en/of een verandering in aantallen individuen van een taxon vertonen. Alle biologische en ecologische beoordelingssystemen maken hiervan gebruik. Diversiteitsindexen meten de biologische kwaliteit enkel aan de hand van de structuur van de gemeenschap in termen van soortenrijkdom en dominantiepatronen. Biotische indexen gebruiken eerder het indicatorsoort concept. Multimetrische integriteitsindexen combineren alle relevante gemeenschapsinformatie in één index (diversiteit, dominantie, tolerantie, trofische gemeenschapsstructuur, populatiedynamiek, conditie,...).

In de volgende paragrafen wordt een overzicht gegeven van een aantal bestaande classificatiesystemen voor de kwaliteitselementen die vereist zijn voor kust en overgangswateren. Per kwaliteitselement wordt een korte beschrijving gegeven van een aantal bestaande beoordelingssystemen. Deze weergave is zeker niet exhaustief, er werden enkele systemen uitgelicht om de gebruikte methoden toe te lichten. Algemeen staan haast nog geen beoordelingssystemen op punt die volledig voldoen aan de eisen van de KRW. In de meeste lidstaten zijn momenteel projecten lopende om reeds bestaande beoordelingssystemen aan te passen conform de KRW of nieuwe te ontwikkelen.

3.1 FYTOPLANKTON

Er bestaat voorlopig geen systeem dat soortensamenstelling en biomassa van fytoplankton gecombineerd evalueert. De meeste beoordelingssystemen zijn gebaseerd op Chlorophyll a concentraties. De meeste landen monitoren wel algal blooms. Het is theoretisch mogelijk om

een systeem uit te werken gebaseerd op de frequentie van algal blooms in relatie tot natuurlijke fytoplankton bloei.

In het kader van de OSPAR conventie werd een classificatiesysteem opgebouwd, gericht op het inschatten van de eutrofiëringsgraad (OSPAR, 1997). De vraag is in hoeverre dit reeds internationaal aanvaard systeem niet kan ingebouwd worden in de implementatie van de KRW. Beschouwde parameters zijn nutriënten, organische stof, fytoplankton, macrophyten, algal toxins, vis- en zoöbentos mortaliteit. Het systeem is gericht op mariene ecosystemen en niet noodzakelijk meteen toepasbaar op overgangswateren tot aan hun meest stroomopwaartse grens.

Beoordelingscriteria: vallen in 4 categorieën:

- Nutriënt aanrijking: 3 parameters:
 - RID: riveriene Ntot, Ptot, directe discharge (vgl met vorige jaren)
 - Winter DIN en DIP: >50% boven saliniteit en regio-specifieke natuurlijke achtergrond conc. wordt als ‘elevated’ beschouwd
 - Winter N/P ratio: 16= redfield
- Directe impact van nutriënt aanrijking: 3 parameters
 - Max. en gem. chlor.a conc.: >50% boven historische of offshore achtergrond conc. is ‘elevated’
 - Locatie specifieke indicator soorten
 - Macrophyten: shift van overjarige naar soorten met een korte levenscyclus
- Indirecte impact van nutriënt aanrijking (tijdens het groeiseizoen): 3 parameters
 - Zuurstof depletie (<2mg/l acuut tekort; 2-6mg/l: tekort)
 - Zoöbentos en vis mortaliteit, lange termijn veranderingen in zoöbentos biomassa en soortensamenstelling
 - Organisch koolstof/stof gehalte: verhoogde gehalten lokaal te bepalen
- Andere mogelijke effecten van nutriënt aanrijking (tijdens het groeiseizoen)
 - Algal toxins (vb mosselinfecties),....

Eindbeoordeling: opdeling in drie klassen: probleem zone, potentiële probleemzone, geen probleem zone volgens onderstaand schema (per categorie geldt de laagst scorende parameter):

Tabel 2: OSPAR classificatiesysteem

	Categorie I Nutrient aanrijking	Categorie II Directe effecten	Categorie III en IV Indirecte effecten/ andere mogelijke effecten		Classificatie
A	+	+	en/of	+	probleem zone
B	-	+	en/of	+	probleem zone
C	+	-		-	potentiële probleem zone
D	-	-		-	geen probleem zone

+ = stijgende trends, elevated levels, shifts of veranderingen in één of meer van de parameters van die categorie

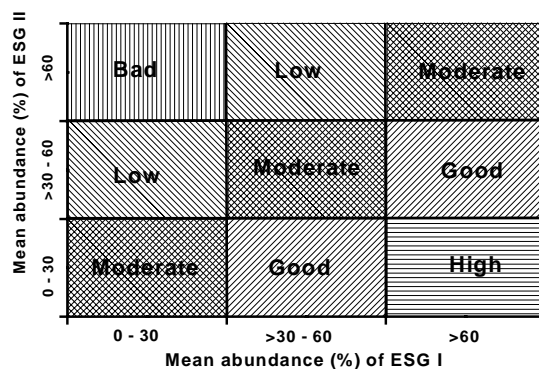
- = geen stijgende trends of elevated levels, geen shifts of veranderingen in alle parameters van die categorie

3.2 ANGIOSPERMEN

Bestaande systemen zijn voor mariene ecosystemen geconcipieerd en handelen over strikt aquatische vegetaties.

Zweden (www.environ.se): ontwikkelde een systeem voor angiospermen op rotskusten. Voor elk type kust dat onderscheiden werd, wordt de vegetatiestructuur van elke kwaliteitsklasse normatief beschreven. Er wordt dus niet echt gewerkt met parameters, maar enkel met een normatieve klassenindeling, wat een groot nadeel is.

Griekenland (Orfandis et al., 2001, 2002.): ontwikkelde een systeem waar de vegetatie in twee categorieën wordt onderverdeeld: perennials als indicatoren van een goede ecologische toestand (ESG I) en annuals als indicator van een verstoorde ecologische toestand (ESG II). Beide parameters werden lineair in 3 klassen verdeeld en voor de eindscore werd een matrix opgesteld die beide parameters combineert en resulteert in 5 klassen. Onderstaande matrix is gebaseerd op de gemiddelde abundantie van ESG's om zo de ecologische status van kust- en overgangswateren te beoordelen.



Figuur 3: Ecologische status matrix op basis van gem. abundantie van ESG's

3.3 BENTHOS

Miles & Price (2002) geven een uitgebreid overzicht van methoden die reeds in gebruik of in ontwikkeling zijn, specifiek voor overgangswateren. Tevens bespreken ze de bruikbaarheid van statistische methoden, indicatorsoorten en indexen om referentiesituaties en ecologisch relevante klassen te bekomen.

In Ysebaert & Herman (2003) wordt een overzicht gegeven van de veel gebruikte technieken om benthische gemeenschappen te karakteriseren en te beoordelen (zie bijlage I). Deze worden als volgt onderverdeeld:

- Univariate parameters gebaseerd op soortenrijkdom, aantallen en biomassa's
- Multivariate gemeenschapsanalyses
- Functionele groepen
- Indicatorsoorten (biotische indices)
- Structuurindicatoren
- Voorspellingsmodellen
- Arelaen

Noorwegen (Molvaer et al., 1997): Dit beoordelingssysteem gebruikt de diversiteit van benthische macrofauna om de ecologische status te bepalen. De diversiteit wordt bepaald aan de hand van de Shannon-Wiener index (H') (Shannon & Weaver, 1963), de Hurlbert rarefaction methode (Hurlbert, 1971) en het organisch gehalte van het sediment (TOC). De uiteindelijke classificatie wordt getoond in tabel 3. De drie parameters krijgen een berekende indeling in 5 klassen en de uiteindelijke score is deze van de laagste scorende parameter. De klassengrenzen zijn bepaald aan de hand van een grote referentie dataset (>500), verzameld in Noordse wateren onder verschillende omgevingscondities. De grens tussen klasse II (good conditions) en klasse III (fair conditions) is de mediane waarde van de indices, zodat de klasse I en II 50% van de samples vertegenwoordigen, en de klassen III, IV en V de andere 50%. De verder opdeling in klassen is gebaseerd op het berekenen van percentielen. Expertbeoordeling wordt gebruikt om de waardes aan te passen aan lokale omgevingsomstandigheden.

Tabel 3 : Het Noordse beoordelingssysteem voor het bepalen van de milieu status op basis van benthische fauna en totale organische stof (TOC) van sedimenten.

	Parameters	Classes				
		I Very Good	II Good	III Fair	IV Bad	V Very bad
Diversity of soft-bottom fauna	Shannon-Wiener index (H'_{log2})	>4	4-3	3-2	2-1	<1
	Hurlbert's index $ES_{n=100}$	>26	26-18	18-11	11-6	<6
Sediments	Organic carbon (mg/g)	<20	20-27	27-34	34-41	>41

Griekenland (Simboura & Zenetos, 2002): ontwikkelde een beoordelingssysteem op basis van het kwaliteitselement benthische macrofauna opgebouwd uit drie stappen die leiden tot een typologie van watertypes gelinkt aan benthische habitat types en een beoordeling van de ecologische kwaliteit. De drie stappen die onderscheiden worden, zijn:

- Definitie van habitat types: de typologie van de grote benthische habitat types die voorkomen in het Middellandse Zeegebied is essentieel om de verschillende watertypes te kunnen linken met deze benthische habitat types.
- Definitie van benthische indicator species: op basis van literatuur worden soorten al gevoelig (sensitive) en karakteristiek voor een bepaald habitat type beschouwd, of als tolerant en indicatief voor instabiliteit of verontreiniging.
- Ontwikkelen van Biotische index (BENTIX): deze index werd ontwikkeld op basis van eerder ontwikkelde indices, die gebruik maken van de relatieve abundanties van vijf ecologische groepen van soorten met een verschillende graad van gevoeligheid voor een bepaalde stress gradiënt. De nieuwe index maakt echter geen gebruik van de vijf ecologische groepen, maar reduceert dit tot drie. Individuen worden in drie groepen verdeeld naargelang hun gevoeligheid voor pollutie (G1 = k-strategen, G2 = r-strategen en G3 = super opportunisten). De Bentix Index geeft een continue waarde tussen 0 en 6 en wordt als volgt berekend:

$$\text{Bentix Index} = \frac{6*(\%G1) + 2*(\%G2 + \%G3)}{100}$$

100

Een beoordelingssysteem is dan opgesteld in functie van de Bentix Index met vijf klassen van ecologische status (tabel 4).

Tabel 4: Vervuilingstatus, Benthic Index en ecologische status

Pollution Classification	Benthic Index	Ecological Status
Normal	4,5<BI<6	High
Slightly polluted	3,5<BI<4,5	Good
Moderately polluted	2,5<BI<3,5	Moderate
Heavily polluted	2,0<BI<2,5	Poor
Azoic	0	Bad

Spanje (Borja et al., 2000, 2002): ontwikkelde een mariene Biotische Index (BI) voor macrobenthos van Europese kust- en overgangswateren, een gelijkaardig systeem aan dat van Griekenland. De index is gebaseerd op vijf ecologische groepen met een verschillende graad van gevoeligheid voor een bepaalde stress gradiënt: Groep 1 (G1) = zeer gevoelige soorten; groep 2 (G2) = indifferente soorten; Groep 3 (G3) = tolerante soorten; Groep 4 (G4) = opportunisten van de tweede orde en Groep 5 (G5) = opportunisten van de eerste orde. De aanpak is gebaseerd op een concept ontwikkeld door Hily (1984), maar daar waar de index van Hily een discrete waarde toekent aan BI, ontwikkelde Borja et al een continue index, de 'Biotic Coefficient' (BC):

$$BC = \frac{0*(\%G1) + 1,5*(\%G2) + 3*(\%G3) + 4,5*(\%G4) + 6*(\%G5)}{100}$$

Op basis van deze Biotic Coefficient leidden Borja et al. (2000) een Biotische Index (BI) af met acht niveaus gaande van 0 tot 7 (Tabel 5).

Tabel 5: Samenvatting van de BC en BI (Borja et al., 2000)

Site Pollution Classification	Biotic Coefficient	Biotic Index	Dominating Ecological Group	Vbenthic Community Health
Unpolluted	0,0<BC<0,2	0	G1	Normal
Unpolluted	0,2<BC<1,2	1		Impoverished
Slightly Polluted	1,2<BC<3,3	2	G3	Unbalanced
Meanly Polluted	3,3<BC<4,3	3		Transitional to pollution
Meanly Polluted	4,5<BC<5,0	4	G4-G5	Polluted
Heavily Polluted	5,0<BC<5,5	5		Transitional to heavily pollution
Heavily Polluted	5,5<BC<6,0	6	G5	Heavily polluted
Extremely Polluted	Azoic	7	Azoic	Azoic

3.4 VISSSEN

De beoordelingssystemen die voor vissen voorgesteld of uitgewerkt werden, beantwoorden aan de meeste vereisten van de KRW. Het betreft multimetrische indexen zoals voorgesteld door Karr (1981) voor de beoordeling van Noord-Amerikaanse oppervlaktewateren.

Withfield & Elliot (2002) stellen een holistische benadering voor om visgemeenschappen te gebruiken als indicatoren van estuariene biotische integriteit of 'health'. Het principe is een multimetrische benadering (cfr. visindex) waarbij iedere metric indicatief is voor een gezondheids- of integriteitsaspect van de estuariene visgemeenschap en voor het functioneren van het estuarien ecosysteem. Parameters op cellulair, individueel, populatie, gemeenschap en ecosysteem niveau worden beschouwd.

In het kader van Vlina 99/01 werd een voorlopige estuariene visindex opgesteld (Breine et al., 2001). Voor de brakke zone van het Schelde estuarium werd een Estuarine Fish Index (EFI) ontwikkeld (Adriaenssens et al., 2002a,b). Hierbij werd de referentiesituatie omschreven op basis van zowel historische als recente data van de Beneden Zeeschelde, en dit in vergelijking met andere Europese estuaria. Voor de EFI werden 7 variabelen geselecteerd. Deze

parameters werden onderverdeeld in 4 categorieën die elk een aspect van de estuariene visgemeenschap weergeven (tabel 6).

Tabel 6: Estuariene visindex: categorieën en parameters.

Categorie		Parameter
Soortensamenstelling		
	1	Totaal aantal soorten
	2	Type soorten: Bot en Spiering
Trofische samenstelling		
	3	Omnivoren, invertivoren en piscicoren
Tolerantie		
	4	Tolerantiescores
Ecologische groepen met estuarien vereisten		
	5	Estuarien residente soorten
	6	Diadrome soorten
	7	Marien juveniel migrerende soorten

Elke parameter heeft een scoresysteem in 5 klassen die gedefinieerd zijn door een combinatie van statistische analyses en expert judgment (tabel 7).

Tabel 7: Estuariene visindex: scoringsysteem.

Parameter	Score				
	1	2	3	4	5
Totaal aantal soorten	>=4	41760	15-19	20-24	>24
Type soorten					
% Bot	<=5	>5-10 >50-80			>10-50
% Spiering	<=5	>5-10 >50-80			>10-50
Trofische samenstelling					
% omnivore individuen	<=1 >80	>1-2.5 >20-80			>2.5-20
% piscivore individuen	<=5 >80	>5-10 >50-80			>10-50
Tolerantie	<1.20	1.20-1.59	1.60-1.99	37682	>3
Estuariene residente soorten					
Aantal E.R.S.	<2	2	3	4	>4
% E.R.S.	<5 >50	37899 40-50			>10-<40
% Diadrome soorten	<=5 >80	37899 >70-80			>10-70
% Marien juveniel migrerende soorten	<=10 >90	37899 >80-90	>20-30 >70-80		>30-70

De eindscore is het gemiddelde van de 7 individuele parameter scores, dit resulteert in een vijf klassensysteem zoals vereist volgens de KRW (tabel 8).

Tabel 8: Estuariene visindex: classificatiesysteem

EFI-Waarde	Ecologische Status
> 4,5	slecht
4 < 4,5	ontoereikend
3 < 4	matig
2 < 3	goed
< 2	zeer goed

4 Algemene methodologie

Zoals reeds in de inleiding aangehaald kan voor de Vlaamse overgangswateren enkel op basis van een ecologisch referentiekader als basis fungeren een Vlaams ecologische beoordelingsstelsel, met kwaliteitscriteria. Dit referentiekader gaat uit van een gedegen kennis van het ecologische functioneren van het gehele systeem. Als uitgangspunt wordt dieper ingegaan op de essentie van het ecologische functioneren van een estuarium. Kust en overgangswateren vormen de overgangsgebieden tussen de rivieren en de open zee, waarin zout en zoet water elkaar ontmoeten. In een dergelijke omgeving spelen zich een aantal complexe fysische en chemische processen af, die van belang zijn om te begrijpen hoe organismen zich aanpassen aan deze specifieke omgeving. Er wordt een synthese gegeven van de belangrijkste ecologische knelpunten en mogelijke oplossingen. Waarbij eerst de fysische elementen aan bod komen, dan de (bio)chemische, en ten slotte de organismen binnen het voedselweb.

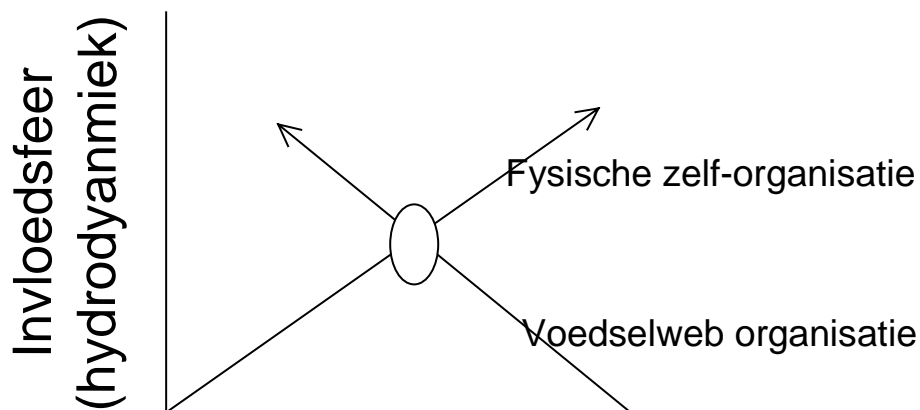
4.1 UITGANGSPUNT: DE ESSENTIE VAN EEN OVERGANGSWATER

Op alle systemen zijn de wetten van de thermodynamica van toepassing. De eerste wet stelt dat binnen een gesloten systeem energie niet verloren kan gaan, noch uit het niets kan ontstaan. De tweede wet stelt dat in alle systeem een zekere neiging tot entropie heerst, de graad van organisatie neemt af. De entropie is een maat van wanorde van de toestand waarin een systeem zich bevindt en de organisatie is een maat voor orde. De derde wet van de thermodynamica stelt dat alle processen tot stilstand komen bij het benaderen van het absolute nulpunt van de temperatuur. Deze wetten verklaren waarom energie nodig is om leven in stand te houden. Leven heeft energie nodig om de dood af te houden.

Alle fysische abiotische systemen volgen de tweede wet van de thermodynamica, waarbij ze spontaan evolueren naar een toestand van minimale thermodynamische energie: de entropie (= wanorde) neemt toe en de graad van organisatie (= orde) neemt af. Dit lijkt een diepzinnige uitspraak, maar de reden is simpelweg dat wanordelijke toestanden meer waarschijnlijk zijn en dat elk systeem van een minder naar een meer waarschijnlijke toestand gaat. De orde, de graad van organisatie, kan in een chaotische systeem enkel in stand gehouden of verhoogd worden door de input van energie. Deze natuurwetten zijn ook van toepassing op een estuarium. Een estuarium is immers een systeem dat spontaan ontwikkelt naar een delta: meandering (wanorde) neemt toe, de orde van een enkelvoudig kanaal neemt af tot een kluwen van kleinere stroompjes. Enkel door de input van energie kan de mate van orde behouden blijven. Natuurlijk input van energie bestaat onder de vorm van de zeespiegelstijging en de zeebodemdaling, deze kunnen zorgen voor een hogere toestand van fysische organisatie. Maar daarnaast is er ook het enorme pakket antropogene input van energie: historische inpolderingen, verdiepingen, enz. Het ontrafelen van deze natuurlijke en menselijke sturingen is nog niet gebeurd. De menselijke effecten opsplitsen volgens type ingreep (ontpolderingen, verdieping) is een uitdaging op zich en is ongekend. Het is in deze context ook niet van belang.

De Schelde is dus duidelijk een systeem waar vele krachten op inwerken, die de zelforganisatie van het systeem beïnvloeden (Figuur 4). Het concept van zelforganisatie van een systeem (gebaseerd op de wetten van de thermodynamica) houdt in dat een ecosysteemtoestand wordt bepaald door de invloedssfeer (input van energie). Voor de Schelde wordt gesteld dat de invloedssfeer dermate is toegenomen door zowel natuurlijke als

antropogene input van energie. Hierdoor is de toestand van het ecosysteem weggeëvolueerd naar een hoger niveau van zelforganisatie (o.a. meer turbiditeit) en een lager niveau van voedselweborganisatie (o.a. afname van primaire productie). Door deze verhoogde input van energie is het natuurlijke systeem verschoven naar een toestand waarin de voedselweborganisatie in verdrinking is geraakt: de turbiditeit is hoog, de primaire productie is gelimiteerd door licht, mosselbanken zijn verdwenen en bij de bodemdieren is een verschuiving opgetreden van filterfeeders naar pioniersoorten die hoge dynamiek verdragen.



Ecosysteem toestand

Figuur 4: Het concept van zelforganisatie van een systeem.

Een belangrijke factor die deze evolutie naar een hoger niveau van zelforganisatie heeft veroorzaakt, is de toename van de tij-invloed. Heden is de tij-invloed groter dan ooit tevoren (Winterwerp et al., 2003). Als gevolg van de toevoer van getijden energie is, naast de reeds bovengenoemde verschuiving in voedselweborganisatie, echter ook de verhouding van de arealen van verschillende habitats gewijzigd. Zones van ondiep water zijn afgenomen, plaatranden zijn versteild, kortsluitgeulen raken opgevuld, plaatsystemen zijn meer gestroomlijnd en groter en hoger geworden, slikken zijn verkleind en soms ook verlaagd, diep water is uitgebreid en dieper geworden.

Op zich zit enig natuurlijk aandeel in deze evolutie vervat (mede als gevolg van de zeespiegelstijging), maar de menselijke invloed (inpolderingen, baggerwerken, ...) als extra factor is niet te ontkennen. Momenteel wordt er een noodzaak gevoeld om deze evolutie naar toenemende getijdenenergie te keren, vooral vanuit het belang van de verschillende habitats (Van Damme et al., 1999; de Deckere, Ysebaert & Meire, 2001) en vanuit het belang van dominerende (bio)chemische processen.

De uiteenzetting hierboven geeft het hoofdprobleem weer voor natuurlijkheid in het Schelde-estuarium. Het uitgangspunt voor de opstelling van criteria voor ecologische kwaliteit kan bijgevolg georiënteerd zijn op de noodzaak om de zelforganisatie van het estuarium te laten terugkomen tot een natuurlijker niveau, waar de menselijk invloed minimaal is, of maximaal gecompenseerd is. Indien de sleutel voor herstel kan worden aangegeven dan kunnen criteria stevig worden onderbouwd.

4.2 ECOLOGISCHE KNELPUNTEN EN MOGELIJKE OPLOSSINGEN

Hier worden de belangrijkste ecologische problemen van het Schelde-estuarium stuk voor stuk behandeld, en wordt aangegeven in welke zin herstel zou moeten worden toegepast. De volgorde waarin de knelpunten worden behandeld volgen grofweg de rangorde waarin de mate van sturing van het ecologisch functioneren wordt weerspiegeld.

4.2.1 Fysische processen

In het uitgangspunt werd reeds aangewezen dat de fysische (morfologische en hydrologische) aspecten doorslaggevend zijn voor het ecologisch functioneren van een estuarium. Er zijn enkele 'tools' beschikbaar die kunnen aangeven in welke richting herstel zou moeten gaan of hoe het herstel kan worden opgevolgd.

4.2.1.1 Tij-energie

Door zijn open verbinding met de Noordzee, kent de Schelde een dubbeldaags getij. Dit getij kent een plaatsgebonden evolutie, resultaat van enerzijds de trend in de Noordzee zelf en anderzijds verandering in komberging, morfologie en enkel andere invloeden van de rivier zelf.

Looptijd van de getijgolf

De invloed van de tij-energie is enorm toegenomen en dit heeft een grote invloed op het gehele estuarium. De relatie tussen getijden energie en de dimensies van het estuarium voor een gegeven dwarssectie wordt gegeven door onderstaande formule, waarin de looptijd van een getijgolf (c) in een geul wordt gegeven door:

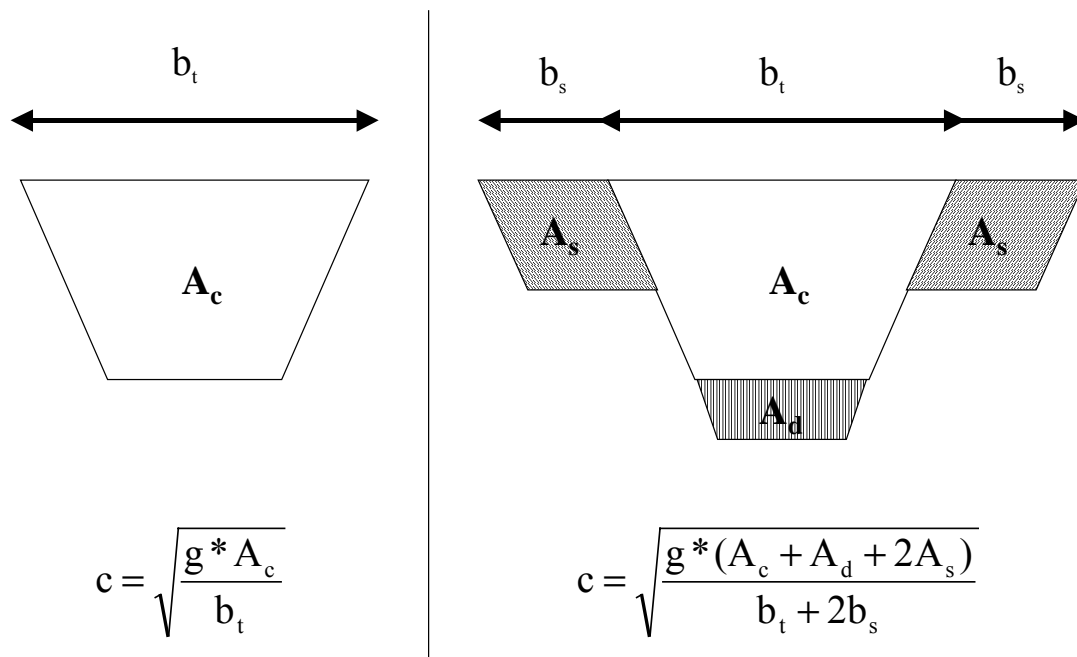
$$c = \sqrt{\frac{g \cdot A_c}{b_t}}$$

met g = valversnelling (ms^{-2})

A_c = dwarssectie van de stroming (m^2)

b_t = totale breedte van het estuarium t.h.v. A_c (m)

Deze formule gaat uit van een gelijkblijvende gemiddelde waterstand, wat in het Schelde-estuarium niet het geval is. Desondanks kan via deze formule toch een globale inschatting gemaakt worden van het effect van een verdieping van de Schelde. Deze formule toont aan dat een verdieping van de vaargeul (hogere waarde van A_c) een snellere looptijd van de getijgolf (c) met zich meebrengt. Deze formule toont echter ook hoe het effect van een verdieping kan worden gecompenseerd, nl. door een toename van de breedte van het estuarium, op voorwaarde dat het ondiep water betreft (figuur 5). In figuur 5 wordt links de doorloopsnelheid weergegeven voor een dwarssectie met oppervlakte A_c en breedte b_t , rechts is de dwarssectie A_c uitgebreid met een verdieping (A_d) en twee gelijke zones van ondiep water (A_s). Indien de toename van de breedte naar verhouding groter is dan de toename van de oppervlakte van de dwarssectie, is het netto effect een vermindering van de getijgolf.



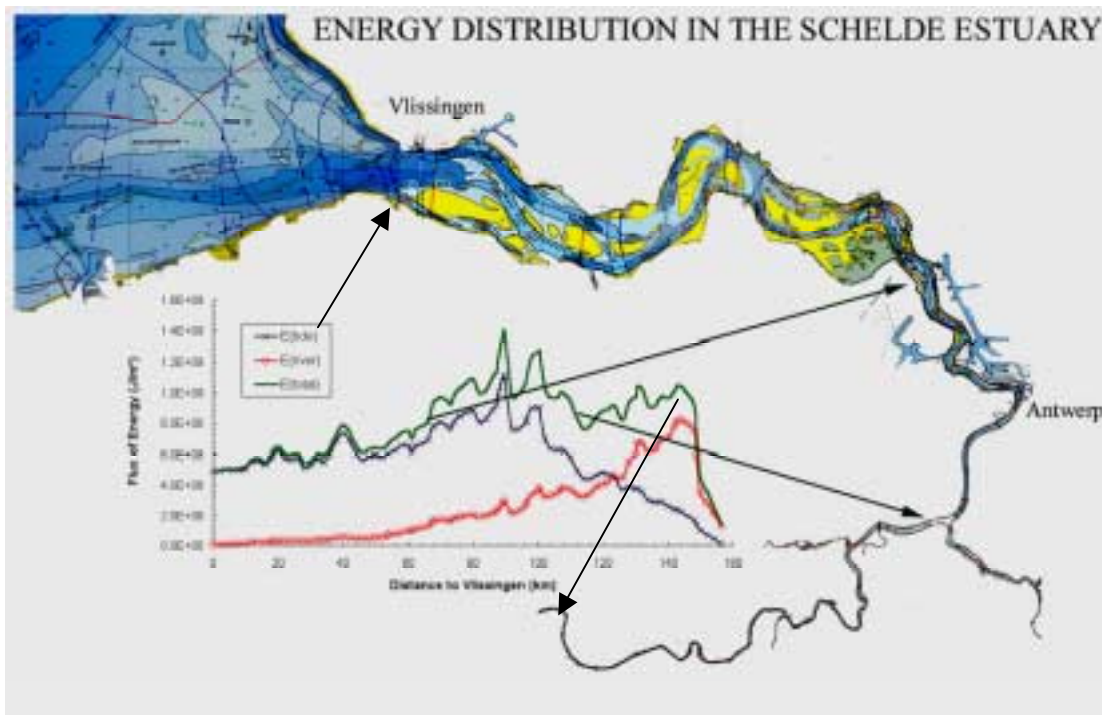
Figuur 5: Het effect van de geometrie van een dwarssectie op de doorloopsnelheid (c) van een tijgolf (Winterwerp et al., 2003).

Indien de historische ontwikkelingen van de vaargeul van de Schelde in de formule worden ingevoerd, kan becijferd worden hoeveel komberging, door getijdengebieden of andere ondieptes, nodig zouden zijn geweest ter compensatie. Hetzelfde geldt voor de historische ontwikkelingen inzake inpolderingen. Het uitzetten van deze evolutie kan aangeven welke correcties met betrekking tot ondiep en intergetijdengebied nodig zijn en waar. De volgende stap is dan om uit te maken welke habitatverdeling gewenst is. Het meergeulenstelsel van de Westerschelde kan enige complicaties voor het gebruik van deze formule inhouden, hoewel het principe blijft gelden.

Concept van Dalrymple

Een middel om aan te geven op welke wijze de getijden energie is doorgeschoven naar de stroomopwaartse delen van het estuarium is het ‘concept van Dalrymple’. In dit concept wordt de totale energie in het estuarium opgesplitst in de som van de rivierenergie en de getijdenenergie. Elk van deze deeltermen heeft een potentiële en een kinetische deelterm. De berekening gebeurt uitgaande van data van getijhoogte en rivierafvoer, via een hydrologisch model dat de dissipatie van de rivier energie over de lengte-as beschrijft. De kracht van het concept is dat het ingevuld kan worden met data die tot ver in de tijd teruggaan. Daardoor is het mogelijk om de ontwikkeling in de getijden energie te beschrijven tot zover de benodigde gegevens van getijhoogte en rivierafvoer beschikbaar zijn.

Voor de Schelde werd dit eenmalig becijferd (tot voor de periode van de grote baggerwerken) door Wartel et al. (2001) (figuur 6). In de grafiek is de totale energie (groen) gelijk aan de som van de rivierenergie (rood) en de getijdenenergie (blauw). De pijlen van de grafiek naar de kaart zijn bedoeld om het ruimtelijk aspect van de energieverdeling te illustreren.



Figuur 6: Energieverdeling van resp. de rivier en het getij langs de Schelde van Vlissingen (0 km) tot Gent (180km) (Wartel et al, 2001).

Daarnaast kan tevens de windenergie berekend worden uit data van windsnelheid en golfhogte, en worden vergeleken met de getijden en rivier energie. Een factor die nog niet is onderzocht is de golfslag door scheepvaart; deze kan zeker een verhinderende invloed hebben op schorontwikkeling. Deze kennislacune vormt een essentieel hiaat in de kennis om natuurontwikkeling goed te kunnen plannen.

4.2.1.2 Zoetwaterafvoer

In het Schelde-estuarium worden bij periodes van veel neerslag piekdebieten vastgesteld. Deze piekdebieten hebben een onnatuurlijk karakter en zijn te hoog. Verschillende factoren zijn verantwoordelijk voor een versnelde afvoer van regenwater, o.a. een te groot areaal verhard oppervlak binnen het bekken, het rechtekken van waterlopen, verlies van waterbergend vermogen. De gevolgen van deze piekdebieten laten zich op verschillende vlakken voelen:

- Door de variaties in de rivierafvoer schuift de zoutgradiënt in de loop van de seizoenen heen en weer. Bij natuurlijke schommelingen ontstaan er levensgemeenschappen die hieraan zijn aangepast, met deels zeer tolerante zoute en zoete soorten en deels specifieke brakke soorten. Door plotse debietschommelingen treden in de zoutgradiënt te grote fluctuaties op. Soorten die weinig mobiel zijn, zoals benthosoorten, kunnen hierdoor worden verrast zodat ze door de grote zoutschommelingen massaal sterven (Ysebaert & Meire, 1999).
- Er is vastgesteld dat bij debietwaarden van 50 m³/sec (te Melle) de estuariene zoetwaterplanktongemeenschap door de stroming dusdanig wordt meegespoeld dat een gedeeltelijke uitspoeling uit de Boven Zeeschelde ontstaat. Bij 200 m³/sec spoelde het plankton volledig weg (Muylaert, 1999). Uiteindelijk spoelt het plankton naar een zone van hogere saliniteit en sterft daar af.

- Hoge debieten verkorten de verblijftijd van het water in het estuarium. De (bio)chemische processen die zorgen voor een zelfreinigende werking hebben minder tijd om op de vuilvracht in te werken. Die vuilvracht is door de hoge afspoeling uit het bekken op die momenten trouwens vergroot. Een grotere vuilvracht bereikt daarom bij hoger debiet de kustwateren.

Het is duidelijk dat onnatuurlijke schommelingen van debieten moeten worden voorkomen. Niet enkel de afvoer van de bovenloop en de zijrivieren speelt hier een rol maar ook de zijdelingse aanvoer. Mogelijke oplossingen zijn het areaal verhard oppervlak verkleinen en waterlopen opnieuw voldoende ruimte geven (aanleggen overstromingsgebieden).

4.2.2 Chemische processen

Verschillende (bio)chemische processen spelen een grote rol in het ecologische functioneren van een estuarium.

4.2.2.1 Zuurstof (O)

De zuurstofhuishouding is een uiterst belangrijke factor voor het ecologisch functioneren van een estuarium. Opgeloste zuurstof is noodzakelijk voor de ademhaling van organismen en voor de oxidatieve afbraak van organisch materiaal. De belangrijkste bron van zuurstof in het estuarium komt van fysische uitwisseling tussen waterkolom en atmosfeer, daarnaast speelt ook de fotosynthese van de in het water levende planten een rol. Op grote diepten heeft men vaak anaërobe situaties: er is geen zuurstofopname door direct contact met de atmosfeer en door een gebrek aan licht is er geen fotosynthese mogelijk en de aanwezige zuurstof wordt volledig gebruikt voor bacteriële oxidatie van afgestorven biologische materiaal.

Hier zullen we enkel dieper ingaan op de fysische uitwisseling van zuurstof tussen de waterkolom en de atmosfeer. Deze kan per eenheid van volume beschreven worden als:

$$Aeratie = \text{aeratiecoëfficiënt} * (\text{saturatieconcentratie} - \text{zuurstofconcentratie}) * \frac{e^{(0.023 * \text{temperatuur})}}{\text{diepte}}$$

$$\text{met: Saturatieconcentratie} = \frac{(475 - 2.65 * \text{saliniteit})}{(33.5 + \text{temperatuur})}$$

In deze formule weegt de diepte als factor het zwaarst door. Hoe ondieper het water, hoe groter de verhouding wateroppervlak/watermassa. Dit wil zeggen dat er per eenheid water een veel grote contactoppervlak met de atmosfeer beschikbaar is en bijgevolg de massa water sneller zuurstof kan opnemen. Een tweede belangrijke factor is de zuurstofconcentratie. De aeratie speelt het sterkst daar waar de nood het hoogst is, d.i. waar de zuurstofconcentratie het laagst is. Als laatste factor speelt ook de saturatieconcentratie van het water, waarbij de saliniteit de voornaamste component is. Zoet water neemt namelijk beter zuurstof op dan zout water. Uit bovenstaande formule blijkt ook dat de temperatuur van het water meespeelt.

Naar de zuurstofhuishouding binnen het Schelde-estuarium vormt de monding van de Rupel een belangrijk knelpunt. De oorzaak hiervan is het feit dat de Rupel tot op heden een enorme ongezuiverde vuilvracht vanuit Brussel aanvoert. De geringe zuurstofconcentratie of zelfs de afwezigheid van zuurstof is het belangrijkste effect van alle lozingen. De zuurstofconcentratie is hier door de enorme organische belasting zeer laag. Pas in de Westerschelde worden de

zuurstofcondities bevredigend door menging met zuiverder zeewater. We stellen dus vast dat daar waar de omstandigheden voor aeratie goed zijn (lage zuurstofconcentratie, zoet tot brak water), zich juist het knelpunt voordoet. Hieruit volgt dat de creatie van overstromingsgebieden rond de monding van de Rupel het meest zullen bijdragen tot een verbetering van de kwaliteit van het estuarium.

Bovenstaande formule geeft enkel een momentopname in de tijd weer. Het belang van de overspoelingsduur versus de komberging zitten niet vervat in de formule. Om te kunnen bepalen hoe groot de bijdrage is van een overstromingsgebied tot de verbetering van het estuarium moeten we rekening kunnen houden met deze factoren. Daarom wordt voor elk potentieel nieuw overstromingsgebied de hoogteklasse mee in de databank opgenomen. Op basis van de getijschommelingen en de hoogteklassen, kan per gebied een inschatting van de overstromingsduur gemaakt worden. Op deze wijze kan voor elk gebied berekend worden hoelang een bepaalde oppervlakte water belucht wordt en hoe sterk.

4.2.2.2 *Koolstof (C)*

Herhaaldelijk zijn koolstofbalansen van het Schelde-estuarium opgesteld (Wollast, 1976; Soetaert & Herman, 1995; Frankignoulle et al., 1996). Ondanks de verschillen tussen de balansen blijft een punt duidelijk. Het Schelde-estuarium krijgt een enorme vracht koolstof te verwerken, meer dan 100.000 ton per jaar zonder de carbonaatfractie mee te rekenen (Frankignoulle et al., 1996). Er zijn verschillende bronnen van die koolstofvracht. Een deel ervan komt rechtstreeks als CO₂ uit de atmosfeer gehaald via fotosynthese. Planktonbloei tijdens de lente en de zomer, vooral in de Boven Zeeschelde, levert een geschat aandeel op van 10-60% van de vracht organische koolstof (Hellings et al., 1999). Een geringer deel (2 à 5%) is afkomstig van oever- of schorvegetaties langsheen het estuarium. De rest van de koolstofvracht is van menselijk oorsprong.

Het verassende aan het Schelde-estuarium is dat slechts een fractie van deze enorme koolstofvracht de zee bereikt. Het grootste deel wordt in het estuarium zelf verwerkt, voornamelijk via bacteriële afbraak. Dit is heilzaam voor de kustwateren, maar het leidt in het estuarium tot een ontoelaatbaar hoge zuurstofvraag. Bovendien geeft de koolstofverwerking aanleiding tot een enorme uitstoot van CO₂. De Europese estuaria, met de Schelde op kop, staan qua CO₂ uitstoot op gelijke voet met zware industriegebieden (Frankignoulle et al., 1998).

Binnen het Schelde-estuarium vormt deze grote koolstofvracht een duidelijk knelpunt. Het heeft echter weinig zin om de bestaande koolstofverwerking binnen het estuarium tegen te gaan. Indien het al mogelijk zou zijn, zou de koolstofvracht zich enkel verplaatsen naar de kustwateren. Het resultaat is dan enkel een verschuiving van het probleem, maar geen oplossing. Zoals eerder vermeld geeft de koolstofverwerking binnen het estuarium aanleiding tot een enorme uitstoot van CO₂. Deze CO₂ uitstoot kan gecompenseerd worden door stimulering van de primaire productie. Gezien echter de hoge graad van heterotrofie die thans in het estuarium heerst, kan die compensatie maar moeilijk toereikend zijn. Als enige oplossing dient de koolstofvracht aangepakt te worden bij de bron, door een beperking van de immissie van koolstof van menselijke oorsprong in het estuarium. De opvatting is gangbaar dat de zuivering van het afvalwater van Brussel zal leiden tot een herstel van de Schelde. De verwachting is dat de zuurstofhuishouding zich in zekere mate zal herstellen. Hierbij moet evenwel een bedenking gemaakt worden. Er bestaat een risico op volgend scenario.

Indien de koolstofvracht van Brussel gezuiverd wordt kan primaire productie in de rivieren nog steeds leiden tot input van een nieuwe koolstofvracht. Dit kan omdat de vracht nutriënten niet zo sterk zal verminderen als de koolstofvracht. Diffuse input van nitraat zal immers in de Zenne en de Rupel kunnen blijven doorgaan. Bovendien zorgt het afvalwater van Brussel voor lichtlimitatie in de rivier door de hoge vracht detritus. Zuivering zal die lichtlimitatie ongedaan maken, zodat het fytoplankton evenredig met de nutriëntbeschikbaarheid kan ontwikkelen. Omdat de afstand tussen Brussel en de Schelde vrij groot is heeft het plankton de tijd om koolstof uit de lucht te fixeren. Als het uiteindelijk in de Schelde terecht komt zal het afsterven door lichtlimitatie en door zoutschommelingen. Dan zal het vastgelegde koolstof vrijkomen, met opnieuw een verhoogde zuurstofvraag. Voorgaand scenario onderstreept de noodzaak om zelfs na doorgedreven waterzuivering toch nog voldoende mogelijkheden in het estuarium te voorzien om de zuurstofvraag te compenseren.

4.2.2.3 Stikstof (N)

Stikstof geldt als het belangrijkste nutriënt dat in het Schelde-estuarium en in de kustwateren aanleiding geeft tot eutrofiëring. Stikstof wordt gedacht de primaire productie in het mariene milieu het meest te limiteren. De stikstofbelasting is voor een groot deel afkomstig van diffuse bronnen. Stikstof bestaat uit verschillende verbindingen: nitraat, nitriet, ammonium, opgeloste organische stikstof (DON) en particulier stikstof. Deze laatste fractie is klein, slechts enkele procenten. Nitraat en ammonium zijn de belangrijkste. Stikstof bereikt de Noordzee als nitraat, nochtans bestaat de input in het estuarium vooral uit ammonium. De omzetting van ammonium naar nitraat, de nitrificatie, is het belangrijkste stikstofproces in het estuarium. Het zuurstofverbruik dat hiermee gepaard gaat is niet te veronachtzamen naast het verbruik ten gevolge van de koolstofafbraak. Samen zijn ze verantwoordelijk voor de concentratieprofielen van zuurstof. De stikstoffractie die vanuit het bekken het estuarium bereikt, kan binnen het estuarium verwijderd worden door denitrificatie. Denitrificatie, het enige proces dat stikstof, met name nitraat, definitief kan uitschakelen tot stikstofgas en in veel mindere mate lachgas, kan pas doorgaan onder zeer zuurstofarme condities. Denitrificatie gaat het best door op plaatsen waar veel nitraat is of gevormd wordt, en waar tegelijk weinig zuurstof aanwezig is. Denitrificatie gaat in sediment intenser door dan in de waterkolom. Er is echter meer pelagiaal dan sediment, dus moet de afweging worden gemaakt waar denitrificatie het meest doorgaat.

Hierna volgt een overzicht van de verdeling van stikstof-verwijdering in het estuarium. Of het nu pelagiaal betreft of sediment, denitrificatie gaat intenser door in het zoete deel dan in het brakke en het zoute deel. Middelburg et al. (1995) vonden dat 55% van de stikstofinput in getijdensediment in de brakwaterzone nabij Doel werd gedenitrificeerd. Ze stelden door extrapolatie en via vergelijking met Soetaert & Herman (1995) vast dat de getijdegebieden van het estuarium (van Vlissingen tot de Rupelmonding) verantwoordelijk zouden zijn voor 14 % van de totale stikstofverwijdering die in het estuarium plaatsvond. Saeflinge is de enige plaats waar het (uitgestrekt) intergetijdengebied meer impact heeft op stikstof-verwijdering dan de waterkolom. In het zoete deel gaat denitrificatie in intergetijdensedimenten intenser door, maar door het gering areaal intergetijdengebieden is de impact ervan op de stikstofvracht geringer.

Factoren die het transport van (nitraatrijk) water in het sediment stimuleren hebben een rechtstreeks stimulerend effect op denitrificatie. Bioturbatie door benthos is hiervan een goed bestudeerd voorbeeld. Vooral in het zoete deel verhoogden de draaibewegingen van Oligochaeta, de thans dominante benthosgroep aldaar, denitrificatie tot vijfmaal de blanco waarde. De wortelzone van schorplanten is een plaats waar de condities voor denitrificatie

interessant lijken. Studie wees uit dat in het estuarium dit stimulerend effect door planten enkel in de nazomer optrad, na de groeiperiode van de planten. Ook de overspoelingsduur is van belang. Laaggelegen slikken verwijderen meer stikstof dan hooggelegen slikken, indien alle andere omstandigheden dezelfde zijn.

4.2.2.4 Fosfor (P)

De cyclus van fosfor is complex, zeker in estuaria, en fosfor is een heel dynamisch element (Corell, 1998). Net als stikstof komt fosfor in verschillende verbindingen voor. De belangrijkste opgeloste verbinding is orthofosfaat. Opgelost organische fosfor (DOP) is al veel minder belangrijk, vroeger kwamen hoge concentraties polyfosfaten voor, afkomstig van wasmiddelen. De particulaire fosforconcentratie is niet te verwaarlozen, zoals bij stikstof. De opgeloste en particulaire fractie zijn ongeveer even groot. De particulaire fractie bestaat weer uit verschillende verbindingen, zoals ijzerfosfaten, uitwisselbaar en organisch fosfor en calciumfosfaten. Huishoudelijk afval is de belangrijkste bron van fosfor binnen het estuarium. Fosfaatverbindingen zijn van zeer groot belang voor de groei van fytoplankton en de waterplanten. Bij fosfaatgebrek kan de groei gelimiteerd worden; in overmaat kan algenbloei optreden.

Fosfor vertoont in de Westerschelde en de Beneden Zeeschelde concentraties die 1 à 2 grootteordes hoger zijn dan de verwachte natuurlijke concentratie (= 0,007-0,070 mg/L) (Zwolsman, 1994). De antropogene aanvoer van fosfor is ondanks de dalende trend sinds de jaren 70, nog vrij hoog (Van Damme et al., 1995). In het meest stroomopwaartse deel van het estuarium zijn de concentraties van orthofosfaat het hoogst. Waar de zone van maximale turbiditeit bereikt wordt, nemen de concentraties drastisch af. In het zoet deel van het estuarium heet fosfor gecontroleerd te zijn door zijn fysicochemische processen. Het slaat neer en komt terug in oplossing, naargelang de condities. In het zout deel wordt fosfor eerder biologisch dan fysicochemisch gecontroleerd: het wordt hoofdzakelijk opgenomen door fytoplankton.

Recente studie toont aan dat ook fosfor limiterend kan zijn voor schadelijke algenbloei indien geen lichtlimitatie meer bestaat. In tegenstelling met stikstof bestaat er binnen de fosforcyclus geen proces dat fosfor definitief uit het systeem kan verwijderen. Het kan neerslaan, sedimenteren op de bodem, en begraven worden, maar dan blijft het risico op nalevering vanuit de bodem bestaan (Van Eck & De Rooij, 1993), zeker indien baggeractiviteiten plaatsvinden. Waar de bovenafvoer het turbiditeitsmaximum ontmoet verminderen de concentraties orthofosfaat (plantbeschikbaar fosfor) zeer sterk, wellicht door neerslaan op de bodem (Van Damme et al., 2003). In de Westerschelde heeft opname door fytoplankton het grootste effect op de fosforconcentratie (Zwolsman, 1994).

4.2.2.5 Opgelost silicium (DSi)

De kennis van de siliciumcyclus in het estuarium is beperkt. Silicium is een parameter waar vroeger minder aandacht aan werd besteed. Thans wordt het belang ervan binnen de biogeochemische werking van estuaria onderkend. Silicium speelt immers een sleutelrol in de eutrofiering van kustzeeën. Silicium is een natuurlijk element waarvan de concentraties niet toenemen door verhoogde antropogene belasting, dit in tegenstelling tot fosfor en stikstof. Waar vroeger in estuariene systemen nutriënten de planktonbloei beperkten, is de limitatie vaak verschoven naar silicium. Het optreden van siliciumlimitatie in planktonontwikkeling in een estuarium krijgt daardoor een bijzondere indicatorfunctie voor kustwateren. Een belangrijk knelpunt vormt dus de siliciumlimitatie. Bij gebrek aan 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 of fosfor in het water een rol.

Schorren spelen een essentiële rol in de siliciumcyclus van het estuarium. 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). De flux silicium uit Noordzeesediment (zeebodemsediment) is vele malen kleiner (Vanderborght et al., 1977) dan de productie van zoetwaterschorren. Hoe de verhouding is tussen zoute, brakke en zoete intergetijdengebieden is nog niet gekend.

Siliciumconcentraties vertonen binnen het estuarium een dalend profiel van zoet naar zout, en tevens is er een seizoensvariatie. Gezien de afnemende concentratie naar de monding toe, valt te verwachten dat de siliciumlimitatie mogelijks eerst in de mondingzone van het estuarium een probleem zal vormen. Op verschillende wijzen is nagegaan of silicium al dan niet limiterend is. Diatomeeën vertonen siliciumlimitatie vanaf 0.15 mg/L (Fisher et al., 1988). Een toetsingscriterium kan bijgevolg zijn:

$$\boxed{\text{Dsi} > 0.15 \text{ mg/l in de mondingzone}}$$

4.2.2.6 Toxische stoffen

Paracelsus stelde al eeuwen geleden dat elke stof toxisch kan zijn mits een zekere dosis wordt bereikt. Een hele lijst stoffen kan in een estuarium toxische werking uitoefenen, zeker gezien de nabijheid van industriegebieden, steden en zones van intense landbouw. Onderzoek over de effecten van toxische stoffen op het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium is beperkt, en in hoofdzaak toegespitst op zware metalen.

De meeste zware metalen vertoonden in mariene systemen geen biomagnificatie (i.e. overdracht van voedsel naar een organisme resulterend in een hogere concentratie in vergelijking met de voedselbron). Enkel organische kwik vertoonde zulk gedrag. De meeste metalen worden gereguleerd en uitgescheiden, zij het dat er een energetische kostprijs is; dwz dat het organismen energie kost om de stoffen kwijt te raken, energie die niet aan oa. groei of voortplanting kan worden besteed. Een voorbeeld hiervan wordt gegeven door Hendrickx et al (2003). Zij stelden de significante relatie vast dat wolfspinnen in schorren langs de Zeeschelde een veel lagere reproductiviteit hadden wanneer ze blootstonden aan invloed van zware metalen als zonder deze blootstelling. Dit toont aan dat de huidige concentraties zware metalen in staat zijn de draagkracht van habitats aan te tasten. De blootstelling aan metalen is het grootst bij die soorten die afhankelijk zijn van bentische voedselbronnen (Tojal et al., 2002).

Binnen het algemeen kader van doelstellingen wordt de randvoorwaarde gesteld dat pollutanten geen hypotheek mogen leggen op het ecologisch functioneren van het estuarien systeem. De verwachte verbetering van de zuurstofhuishouding heeft ook hier een keerzijde. Verbetering van de zuurstofhuishouding in het estuarium kan leiden tot desorptie van zware metalen die geaccumuleerd zitten in de bodem. Het probleem doet zich op dit ogenblik niet voor, maar kan een onbedoeld nadelig gevolg zijn van maatregelen ten behoeve van een verbetering van de waterkwaliteit.

4.2.3 Organismen

Het voedselweb van het estuarium is zeer complex en bestaat uit verschillende schakels. De basis van het voedselweb zijn de producenten: bodemalgen op de bodem, fytoplankton in de waterkolom en hogere planten op de schorren. Deze plantaardige productie wordt opgenomen door grazers. Dit zijn bijv. Grauwe ganzen op het schor, bodemdieren of zoöplankton. Zoöplankton en bodemdieren vallen dan op hun beurt weer ten prooi aan predatoren (vogels, vissen, ...). In een rivierestuarium waar rivierwater in zeewater opgaat, treft men dieren naast elkaar die men niet zo gauw als burens verwacht. Zout en zoet zijn nu eenmaal twee verschillende werelden. Op een traject van zo'n 160 km treffen we in de Schelde radicaal verschillende leefgemeenschappen en voedselketens aan.

4.2.3.1 Macrofyten

Submerse macrofyten gedijen niet of nauwelijks in het estuarium. In het zoute/brakke deel komen nauwelijks wieren en zeegrassen voor. Ook in het zoete deel zijn submerse macrofyten afwezig. Hierbij speelt waarschijnlijk zowel de grote getijdendynamiek als de grote troebelheid van het water een belangrijke rol. Er zijn geen aanwijzingen dat in het verleden de situatie veel anders was. De verwachting is dat deze planten omwille van zowel de sterke stroomsnelheden als de hoge graad van troebelheid nooit enige rol van betekenis kunnen vervullen als basis van het estuariene voedselweb. Soorten die bestand zouden zijn tegen de troebelheid zijn niet opgewassen tegen de sterke stroming, en omgekeerd zijn soorten die tegen sterke stroming kunnen, niet bestand tegen de heersende troebelheid (de Lyon & Roelofs, 1986). Als lokaal habitat kunnen macrofyten daarentegen wel waardevol zijn.

4.2.3.2 Fytoplankton en fytobenthos

Aangezien submerse macrofyten het in het Schelde-estuarium minder belangrijk zijn (paragraaf 4.2.3.1), blijft als basis van de voedselketen in het pelagiaal (de waterkolom) enkel het fytoplankton en, in mindere mate, het fytobenthos over. Detritus en bacteriën vinden immers geen doorstroming naar de hogere trofische niveau's.

De ontwikkeling van fytoplankton wordt in belangrijke mate bepaald door de beschikbaarheid van nutriënten en licht, maar ook de stroomsnelheid speelt een rol. In het Schelde-estuarium is vooral de beschikbaarheid van licht in de waterkolom een ernstig probleem voor de primaire productie door fytoplankton. Deze productie wordt bepaald door de verhouding van de 'mengdiepte (mixing depth)' tot de 'zichtdiepte (photic depth)'. In de Westerschelde bedraagt het gemiddelde van de waarnemingen van deze verhouding 5, in de Zeeschelde 5,5. Hoe groter de ratio mengdiepte/zichtdiepte hoe sterker lichtlimitatie speelt. In een aantal delen van het estuarium is de situatie zodanig dat geen netto primaire productie voorkomt, Vooral in de brakke zone. In deze delen is het voedselweb detritus gestuurd. Dat wil zeggen dat detritus de primaire energiebron is en deze wordt vooral benut door bacteriën. Er zijn sterke aanwijzingen dat dit detritusvoedselweb niet ten goede komt aan de rest van de ecologische kringloop. Naast de lichtlimitatie heeft fytoplankton ook te kampen met het probleem van de piekdebieten (paragraaf 4.2.1.2), en met het risico op omklappen van gemeenschappen bij relatief gebrek aan opgelost silicium (paragraaf 4.2.2.5).

Omdat licht limiterend is en deze beperking moet worden opgeheven, kan men stellen dat de waargenomen ratio mengdiepte/zichtdiepte (Z_m/Z_f) te groot is. Daaruit volgen de criteria:

$$\boxed{Z_m/Z_f < 5.5 \text{ voor de Zeeschelde}}$$

$$\boxed{Z_m/Z_f < 5 \text{ voor de Westerschelde}}$$

Theoretisch is het aannemelijk dat de toegenomen getijdenenergie ook invloed kan hebben gehad op de huidige grote troebelheid in de waterkolom. Hard cijfermateriaal is er echter niet. Mogelijk is het bijna verdwijnen van de mossel in de Westerschelde echter hier wel (mede) een gevolg van.

In het zoete deel, de zone Gent – Dendermonde, is aangetoond dat de zwevende stof tijdens de zomer voor een kwart uit organisch materiaal kan bestaan (Tackx et al., 1999; Van Damme et al., 1999). Dit organisch materiaal bestaat minstens voor de helft uit antropogeen C (Van Damme et al., 1999). Verdere waterzuivering zou hier dus rechtsreeks de ontwikkeling van fytoplankton kunnen stimuleren. Volgend toetsingscriterium geldt:

$$\boxed{POC / SPM < 0.5 \text{ tussen Dendermonde en Gent}}$$

met POC = concentratie particulaire organische koolstof

SPM = concentratie zwevende stof Voor fyto­benthos kan het toetsingscriterium eenvoudig gesteld worden als de dieptelijn tot waar het nog voorkomt. Daar zijn voor de Schelde vooralsnog geen gegevens van gekend. Wel is geweten dat die dieptelijn momenteel niet eens het subtidale gebied haalt. Gezien de hoge graad van troebelheid blijft fyto­benthos voorlopig beperkt tot de intertidale zone (mond. med. Muylaert).

4.2.3.3 Zoöplankton

Zoöplankton vervult een heel belangrijke functie in het pelagiaal (de waterkolom): het is zowel begrazer van fytoplankton als voedselbron voor hogere trofieniveau's. Daarmee zorgt het ervoor dat de primaire productie ten goede kan komen aan hogere trofische niveaus. Met andere woorden: effecten van eutrofiëring worden tegengegaan ten voordele van de opbouw van een voedselketen. Dit belang wordt nog versterkt door de volgende vaststellingen:

- Uit een detailstudie van de Molenplaat is gebleken dat de alom tegenwoordige bacteriën niet of nauwelijks als voedselbron naar hogere trofische niveaus doorgaan (Herman et al., 2003).
- Detritus vindt evenmin zijn weg naar hogere trofische niveaus.
- De eerste hoofdlijn voor doorstroming van fytoplankton naar hogere trofische niveaus vindt plaats via filterfeeders van het benthos. Maar deze komen vooral voor in intergetijdengebieden, niet in het subtidaal.
- De tweede hoofdlijn voor doorstroming is in het subtidaal waar zoöplankton de hoofdvoedselbron is van o.a. de aasgarnaal (*Neomysis*), die op haar beurt belangrijk visvoedsel is (Fockedey & Mees, 1999). Zoöplankton is zowel direct als indirect een belangrijke voedselbron van vissen.

Het is bijgevolg van groot belang om de knelpunten voor de ontwikkeling van zoöplankton te kennen en ze waar nodig te elimineren. De voornaamste zijn voedselbeschikbaarheid en beschikbaarheid van zuurstof. Voor zuurstof wordt verwezen naar paragraaf 4.2.2.1

Een mogelijk knelpunt voor zoöplankton is de voedselbeschikbaarheid. Zoals eerder aangegeven is de hoeveelheid fytoplankton gelimiteerd door licht. Daar komt bij dat die toch

al beperkte voorraad fytoplankton door het zoöplankton moet kunnen worden gevangen te midden van de hoge vracht zwevend sediment en detritus. Indien de verhouding fytoplankton – zwevend sediment/detritus te veel naar de laatste categorieën gaat kan het zoöplankton de eetbare componenten onvoldoende benutten.

In de Westerschelde bestaat 70% van het zoöplankton uit copepoden (Soetaert et al., 1994). Een soort ervan, *Eurytemora affinis* (*E. Affinis*) is in detail bestudeerd naar selectiviteit voor voedsel (Tackx et al., 1999). De soort blijkt heel sterk te kunnen selecteren: 80% van het fysiologisch maximum (benodigde hoeveelheid voedsel) kan al worden uitgefilterd indien slechts 3% van het particulier organisch koolstof (POC) bestaat uit fytoplankton koolstof (Fyto-POC). Maar zelfs die verhouding wordt in het estuarium niet steeds bereikt. Vooral in de zone van het turbiditeitsmaximum, zone 3 t.e.m. zone 4 (OMES-compartimenten uit Van Damme et al., 1999) treedt dit risico op de voorgrond. Als toetsingscriterium kan gelden dat de verhouding fytoplankton-koolstof (fyto-POC)/POC moet groter zijn dan de vastgestelde waarde voor *E. Affinis*. Indien verder onderzoek zou uitwijzen dat voor andere soorten deze drempel lager is, moet het criterium navenant aangepast worden.

$$\boxed{\text{Fyto-POC} / \text{POC} > 0.03}$$

4.2.3.4 Benthos

Benthos speelt een centrale rol in het functioneren van het estuariene ecosysteem. Het is een belangrijke groep, zowel in termen van soortenrijkdom, dichtheden als biomassa en is daarom een belangrijke schakel in de estuariene voedselketen. Binnen het benthos bekleeden de filterfeeders een belangrijke rol binnen het voedselweb omdat ze naast zoöplankton zorgen voor doorstroming van primaire productie naar hogere trofische niveau's.

Het voorkomen van benthos is gelinkt met tidale energie. De weinige soorten die dieper voorkomen zijn over het algemeen bestand tegen hogere stroomsnelheden. De meeste benthosoorten zijn afhankelijk van getijdengebieden of ondiep water en de meeste hiervan verdragen geen grote stroomsnelheden. De ecologisch zeer belangrijke Kokkel (*Cerastoderma edule*), want de belangrijkste filterfeeder in het zoute deel, neemt een bijzondere plaats in door een zeer nauw tolerantievenster voor stroomsnelheid.

De historische ontwikkeling van de loopsnelheid van de getijgolf als input in een hydrologisch model kan via koppeling met de cijfers voor benthos, aangeven waar maatregelen om laagdynamische gebieden, ondieptes of intergetijdengebieden, met het beste resultaat kunnen worden gecreëerd. Indien er lokaal geen mogelijkheden zijn tot verhoging van de komberging door oppervlakteuitbreiding, behoort afgraven van schorren tot de theoretische mogelijkheden. Omdat daarmee het oppervlak van dit habitat vermindert speelt dit hooguit op plaatsen waar relatief veel van dit habitat aanwezig is. Daarnaast kan gezien worden of er buitendijks andere maatregelen kunnen worden genomen om lokaal de stroomsnelheid te doen afnemen. Terugkoppeling met huidige gegevens van densiteiten en biomassa's kan toelaten om van de gemodelleerde 'herstelde' toestand het nieuwe draagvlak te schatten voor vogels en of vissen.

Filterfeeders zoals mosselen en andere tweekleppigen ontbreken of komen (te) weinig voor in het estuarium wegens te gering areaal geschikte laagdynamische getijdengebieden of ondieptes met geschikt substraat. Filterfeeders hebben samen met zoöplankton een cruciale rol in de opbouw van het voedselweb. Bovendien hebben ze een zuiverende werking op het water. Kokkels zijn belangrijk in de zoute zone, nu globaal de Westerschelde west van Hansweert, maar er zijn aanwijzingen dat ze vroeger ook meer richting Belgisch-Nederlandse grens voorkwamen. Mosselen waren vroeger een normale verschijning in de Westerschelde,

denk aan de mosselcultuur in de Braakman, maar komen nu nog maar sporadisch voor. Kokkels en mosselen zijn belangrijk voor vogels, en hebben daarnaast ook een rechtstreeks economisch belang als oogstbare soorten.

Volgens het concept van Remane kan in het zoete deel van een estuarium een hoeveelheid invertebratensoorten verwacht worden die groter is dan de in de brakwaterzone. In de Zeeschelde is dit aantal echter veel lager, hetgeen duidt op problemen. Wellicht vormen de te lage zuurstofconcentraties daar het probleem.

4.2.4 Besluit

Veel van de ecologische knelpunten kunnen teruggebracht worden tot een te hoge mate van dynamiek, te hoge troebelheid van het water, of een te hoge immissie van oxydeerbare stoffen of nutriënten. De remedie is dikwijls te vinden in een ruimtelijke uitbreiding van het systeem, vooral naar ondiepe zones of intergetijdengebieden. Deze bevinding zal waar mogelijk zijn vervat in de keuzes van de kwaliteitscriteria van de Vlaamse overgangswateren.

5 Kwaliteitscriteria

Op basis van het voorgaande worden volgende criteria voor de verschillende kwaliteitselementen voorgesteld. De rol van macro-algen in de Vlaamse overgangswateren zijn momenteel nihil, en het is zeer de vraag of dit in de toekomst zou kunnen veranderen. Over de te volgen methodiek voor angiospermen bestaat nog enige onduidelijkheid, meerbepaald rond de vraag of schorvegetaties al dan niet mee moeten worden beschouwd. Voor fytoplankton en benthos is een methodologie uitgewerkt. De voorgestelde methodieken zijn gebaseerd op de analyse van het estuarien functioneren zoals dit is gesynthetiseerd in hoofdstuk 4. De criteria voor fytoplankton en voor benthos steunen bijgevolg beide op dezelfde onderbouwing, en volgen dezelfde logica.

De zoute, brakke, en zoete zone van overgangswateren worden voor de hier gestelde doeleinden best afzonderlijk beschouwd. Elk van deze zones vertonen immers heel andere kenmerken. Ze worden bewoond door eigen gemeenschappen met eigen aanpassingen. De brakke zone is onderhevig aan de grootste schommelingen van zout, maar ook de waterkwaliteit en de dynamiek kunnen er grote variaties tonen.

5.1 FYTOPLANKTON

Aangezien de brakke zone van nature een mortaliteitszone is voor zowel de zoute gemeenschap (wegens te zoet) als voor de zoete gemeenschap (wegens te zout), worden voor de brakke zone geen criteria vooropgesteld. Omdat de dynamiek, met name de saliniteitschommelingen, in deze zone voor het immobiele fytoplankton zelfs van nature te hoog zou zijn om een brakke gemeenschap tot ontwikkeling te laten komen, hebben criteria voor de brakke zone geen zin. Voor fytoplankton wordt enkel de zoute en de zoete zone in beschouwing genomen. Een tweede opmerking is dat de index voor fytoplankton enkel zin heeft tijdens de perioden van bloei, nl. in de lente en zomer. Volgens de heersende weersomstandigheden of andere factoren kunnen de bloeiperioden echter van jaar tot jaar verschillen vertonen. Een maandelijkse monitoring jaarrond dient dan ook o.a. om de bloeiperioden te kunnen aanduiden.

5.1.1 Zout

In de zoute zone zijn het lichtklimaat (paragraaf 4.2.3.2) en de nutriëntenvracht, meerbepaald het silicium-gebrek door de hoge N en P vracht (paragraaf 4.2.2.5) bepalende factoren voor de kwaliteit van het fytoplankton. Omdat van veel soorten de ecologische specificaties onvoldoende gekend zijn, is getracht een index op te stellen die niet tot op soortniveau gaat. Het volstaat dus om een index te baseren op gemeenschapsniveau. Dominantie van diatomeeën t.o.v. niet-diatomeeën staat immers in rechtstreeks verband met de nutriëntstatus van een overgangswater. In de oppervlaktelaag van het water is chlorofyl a voldoende gecorreleerd met de hoeveelheid levend plankton, zodat chlorofyl a als maat voor de totale hoeveelheid fytoplankton kan gehanteerd worden (Muylaert, mond. med.). In de index is daarom de chlorofyl a concentratie mee opgenomen. Het lichtklimaat wordt beschreven door de verhouding van de fotische - tov de mengdiepte. De fotische diepte is de diepte tot waar voldoende licht doordringt om groei mogelijk te maken. De mengdiepte is de diepte tot waar het fytoplankton kan voorkomen. Voor definities in detail en de precieze methoden van bepaling, bv. hoe wordt dominantie bepaald, wordt verder verwezen naar paragraaf 5.1.3.

De criteria voor de zoute zone staan samengevat in onderstaande tabel (tabel 9). De index heeft de waarde van de laagst scorende categorie.

Tabel 9 : Kwaliteitscriteria voor fytoplankton in de zoute zone van overgangswateren (Chl a = chlorofyl a, DSi = opgelost silicium, Zm = mengdiepte, Zp = fotische diepte)

Gemeenschap	Chlorofyl a	Nutriënten	Lichtklimaat
algen domineren (hinderlijke overvloedige algenbloei, schuim, ...) of geen fytoplankton	Chl a < 5 mg.m-3 of Chl a > 100 mg.m-3	DSi < 1 à 5 mM	Zm/Zp geen belang
algen domineren diatomeeën	100 mg.m-3 > Chl a > 50 mg.m-3	DSi < 1 à 5 mM	Zm/Zp > 5,5
geen duidelijke dominantie	50 mg.m-3 > Chl a > 20 mg.m-3	DSi = 1 à 5 mM	Zm/Zp = 5 ± 0,5
diatomeeën dominant over algen	20 mg.m-3 > Chl a > 5 mg.m-3	N/P/Dsi = 16/1/16	Zm/Zp < 4,5
diatomeeën dominant over algen	Chl a < 5 mg.m-3	N/P/Dsi = 16/1/16	Zm/Zp < 3
		N en P vracht beperkt	

Van zodra een of meerdere categorieën een slechte toestand bekommt (rode kleur), bestaat er een verhoogd risico op het voorkomen van toxische algen. Het is dan nodig om een extra staal te nemen, om hierin de aanwezigheid van de zgn. ‘pestsoorten’ na te gaan. In paragraaf 5.1.1.5 wordt hierop dieper ingegaan.

5.1.1.1 De zeer goede toestand

Een zeer goede toestand (blauwe kleur) wordt gekenmerkt door een uitgesproken diatomeeëngemeenschap. Die wordt in haar ontwikkeling niet gehinderd door gebrek aan silicium, maar wel uiteindelijk door de beschikbaarheid van stikstof en/of fosfor (orthofosfaat). De verhouding tussen de concentraties van de nutriënten is met die situatie in overeenstemming. Door de diatomeeënbloei die de nutriënten uitput komen algen veel minder aan bod. Door de geringe vracht nutriënten is de totale hoeveelheid fytoplankton weliswaar beperkt. Met geringe vracht nutriënten wordt bedoeld dat de vracht van N en P van het overgangswater dermate gering is dat in evenredigheid de opgelegde reductie in de kustwateren volgens de OSPAR conventie (Conventie voor de Bescherming van het Mariene Milieu van de Noord-Oost Atlantische Oceaan) zou worden overtroffen met 50%. De conventie streeft naar een reductie van 50% van de N en P vrachten die de Noordzee bereiken ten opzichte van het referentiejaar 1985. Hierbij kunnen we stellen dat deze reductie enkel voldoende is om de menselijke invloed tot een aanvaardbaar niveau te brengen (matige toestand). Om echter de zeer goede toestand te bereiken, is er een grotere reductie nodig. Als vuistregel kunnen we stellen dat er bovenop de reductie volgens de OSPAR conventie een extra reductie van nogmaals 50% van de vrachten N en P dient te worden gerealiseerd voordat we kunnen spreken van een zeer goede toestand. De chlorofylconcentraties kunnen bij dergelijk lage vrachten niet anders dan relatief laag zijn. Bovendien wordt in een zeer goede toestand een deel van het fytoplankton begraasd door zoöplankton, of gefilterd door benthos. Het water is relatief helder, hoewel door de natuurlijke dynamiek van estuaria sediment in suspensie blijft.

Samenvattend kunnen we stellen dat de zeer goede toestand wordt bepaald door volgende kenmerken :

- Diatomeeën domineren algen
- Lage chlorofyl a concentraties tijdens de bloei: < 5 mg.m⁻³
- Zm/Zp < 3
- N/P/DSi ~ 16/1/16

- Geen DSi depletie tijdens bloei
- N en P vracht beperkt

5.1.1.2 De goede toestand

Een goede kwaliteit (groene kleur) wordt eveneens gekenmerkt door dominantie van diatomeeën over algen. Ook hier treedt geen siliciumlimitatie op. Het onderscheid tussen goede en zeer goede kwaliteit ligt in de vracht nutriënten en in het lichtklimaat. De nutriëntverhouding voor fytoplankton ligt in beide gevallen optimaal (N/P/DSi benadert 16/1/16), maar in de zeer goede situatie is de vracht nutriënten beperkt, daar waar in de goede situatie de vrachten nog hoog mogen zijn. Zolang de verhoudingen gerespecteerd zijn leidt dit enkel tot meer nuttige productie. De chlorofyl a concentratie is daarom hoger dan in de zeer goede toestand.

Dus de goede kwaliteit wordt bepaald door:

- Diatomeeën domineren algen
- Chlorofyl a concentratie: $20 \text{ mg.m}^{-3} < \text{chl a} < 5 \text{ mg.m}^{-3}$
- $Z_m/Z_p < 4,5$
- N/P/DSi $\sim 16/1/16$
- Geen DSi depletie tijdens bloei
- N en P vrachten niet noodzakelijk beperkt

5.1.1.3 De matige toestand

De huidige situatie kan worden omschreven als ‘matig’ (kleur geel). Deze situatie wordt gekenmerkt door volgende criteria:

- Tijdens de bloeiperiodes van fytoplankton (lente en zomer) treedt vooral in de mondingzone depletie van opgelost silicium (DSi) op. DSi concentraties zijn dan lager dan 1 à 5 μM .
- Chlorofyl a concentratie: $50 \text{ mg.m}^{-3} < \text{chl a} < 20 \text{ mg.m}^{-3}$
- Het lichtklimaat beantwoordt aan het criterium: $Z_m/Z_p = 5 \pm 0,5$.
- Er is geen duidelijke dominantie van algen over diatomeeën of omgekeerd.

5.1.1.4 De ontoereikende toestand

Een slechte situatie (oranje kleur) wordt gekenmerkt door een slechtere lichtomgeving en een verschuiving van de diatomeeën- naar de niet-diatomeeën gemeenschap. Dit wijst op te hoge nutriëntconcentraties. Deze toestand wordt gekenmerkt door:

- Tijdens de bloeiperiodes van fytoplankton treedt vooral in de mondingzone depletie van opgelost silicium (DSi) op. DSi concentraties zijn dan lager dan 1 à 5 μM .
- Chlorofyl a concentratie: $100 \text{ mg.m}^{-3} < \text{chl a} < 50 \text{ mg.m}^{-3}$
- $Z_m/Z_p > 6$.
- Algen domineren diatomeeën.

5.1.1.5 De slechte toestand

Bij een zeer slechte situatie (rode kleur) komen visuele en hinderlijke aspecten van eutrofiëring tot uiting: overdadige schuimvorming door algen treedt op. Uiteraard treedt tijdens de bloei DSi limitatie op. Deze is niet noodzakelijk meer beperkt tot de mondingzone. De hinderlijkheid van de algenbloei is zintuiglijk vast te stellen. Schuimvorming of geurhinder zijn er belangrijke aspecten van. Berucht is de schuimvorming door bloei van *Phaeocystis*. Een andere schadelijke soort is bv *Pseudonitzschia*. Het lichtklimaat is in dit geval zelfs niet meer van belang. Er zijn immers twee uitersten die als zeer slecht kunnen gelden. Of er kan overdadige bloei optreden van algen (bij goed lichtklimaat maar zeer slechte nutriënthuishouding), of er kan helemaal geen planktonbloei meer optreden wegens een te slecht lichtklimaat of toxiciteit enz. Deze dualiteit is in de index vervat door twee bereiken op te geven voor chlorofyl-concentraties (ofwel heel veel ofwel heel weinig), en door te stellen dat het lichtklimaat niet van belang is. Bij de zeer goede toestand is evenals hier het criterium 'chl a < 5 mg.m⁻³' te zien, maar het verschil ligt in de betekenis ervan. Indien weinig plankton optreedt door een goede doorstroming naar hogere trofische niveau's en omdat er weinig nutriënten zijn, is dat hoegenaamd veel beter dan als er weinig fytoplankton is omdat het vergiftigd is.

Bij een zeer slechte kwaliteit treedt een verhoogd risico op voor toxische algen. Toxische algenbloei wordt vastgesteld indien de aanwezigheid van zgn. 'pestsoorten' wordt vastgesteld. Deze pestsoorten omvatten alle soorten die een directe toxische werking kunnen uitoefenen. Dinoflagellaten, blauwwieren, e.d. behoren tot deze categorie. Het is niet de bedoeling dat de pestsoorten op gestandaardiseerde wijze gescreend worden voor het opstellen van de kwaliteitsindex. Wel wordt aanbevolen dat, indien een slechte kwaliteitsindex wordt vastgesteld, er op maandelijks basis één staal (zie staalname) naar een gespecialiseerd labo wordt gebracht voor verdere analyse op specifiek de pestsoorten.

Samenvattend wordt de slechte toestand bepaald door:

- Tijdens de bloeiperiodes van fytoplankton treedt depletie van opgelost silicium (DSi) op. DSi concentraties zijn dan lager dan 1 à 5 µM.
- Chlorofyl a concentratie: $100 \text{ mg.m}^{-3} < \text{chl a}$ of $\text{chl a} < 5 \text{ mg.m}^{-3}$
- Hinderlijke algenbloei
- Hoge vrachten nutriënten

5.1.2 Zoet

5.1.2.1 Analogie met de zoute zone

De meeste kenmerken die in de zoute zone gehanteerd werden voor de invulling van criteria worden ook gehanteerd voor de zoete zone, zij het met zone-eigen aanpassingen. In de zoete zone speelt siliciumlimitatie minder mee dan in de zoute zone, maar omdat dit geen constant gegeven hoeft te zijn, blijft het als criterium gelden. Er treedt wel nog een grote daling van de concentratie op tijdens de bloei, maar die haalt nooit het peil dat er niet genoeg zou beschikbaar zijn voor diatomeeën. Verwacht wordt dat voor dit criterium de situatie meestal goed of beter zal zijn. Indien daarentegen zelfs in de zoete zone siliciumgebrek zou optreden, dan is dat een ernstige indicatie dat er een kwalijke evolutie aan de gang is. Dit criteria is in die zin strenger.

Het lichtklimaat is in de zoete zone een belangrijke factor, samen met het gevaar op uitspoeling door te hoge piekafvoeren (paragraaf 4.2.1.2). Wat het lichtklimaat betreft kunnen dezelfde Z_m/Z_p -criteria als voor de zoute zone worden gehanteerd. Waar in de zoute zone echter vooral sediment voor beperking zorgt, is het aandeel van organisch materiaal in het zoete deel hoger. Omdat een niet onbelangrijk deel van die organische stof afkomstig is van menselijk afval, zijn criteria die de verhouding tussen organisch materiaal en de totale concentratie zwevende stof bepalen mede van belang voor het fytoplankton, en zijn die tevens een indicatie voor de vuilvracht (in dit geval vooral de koolstofvracht) uit het bekken.

5.1.2.2 Uitspoeling

In de zoete zone van een overgangswater heeft de rivierafvoer merkelijk meer invloed dan in de zoute zone. Uitspoeling van de fytoplanktongemeenschap vormt er dan ook een reëel gevaar (paragraaf 4.2.1.2). De idee achter de fytoplanktonindex voor de zoute zone was dat lage fytoplanktonconcentraties goed zijn indien ze het gevolg zijn van lage nutriëntvrachten. In het zoete deel zouden de planktonconcentraties laag kunnen zijn omdat ze gewoon wegspoelen. Daarom moet daar een correctie voor moeten ingebouwd. Piekafvoeren t.g.v. hoge neerslag zijn ten dele van natuurlijke aard, dus kunnen we stellen dat uitspoeling ten dele natuurlijk is. Aangezien echter door de menselijke ingrepen in het bekken (verharde oppervlakken, zoetwaterbeheer, ...) de afvoerpieken groter zijn dan deze die we van nature verwachten, worden voor uitspoeling criteria vooropgesteld.

De evolutie van een hoeveelheid fytoplankton binnen een segment (compartiment) van een overgangswater kan in functie van productie en debiet als volgt uitgedrukt worden:

$$\frac{dN}{dt} = \left(p - \frac{Q}{V} \right) N \quad \text{of uitgewerkt:} \quad N = N_0 \cdot \exp\left(p - \frac{Q}{V} \right) t$$

met N = hoeveelheid plankton
 N_0 = hoeveelheid plankton in beginsituatie
 t = tijd
 p = productie van plankton
 Q = debiet
 V = volume

Hierbij wordt aangenomen dat de tijwerking geen bijdrage heeft tot uitspoeling omdat de vloedfase terugbrengt wat de eb fase meenam. Gezien de brakwaterzone een mortaliteitszone is zal bovenstaande formule dus niet volledig opgaan voor het zoetwatercompartiment dat juist stroomopwaarts van de brakke zone gelegen is. Daarom is het van belang dat binnen de zoete zone verschillende compartimenten aangeduid worden. Voor de Schelde kunnen bv. de OMES-compartimenten (Van Damme et al., 1999) gehanteerd worden.

Uitgaande van vorige formule kan de halfwaardetijd (t) worden uitgedrukt waarmee het fytoplankton uit een compartiment wordt gespoeld. Dit gebeurt nl. indien:

$$\exp\left(p - \frac{Q}{V}\right)t = \frac{1}{2} \quad \text{of uitgewerkt:} \quad t_{\frac{1}{2}} = \frac{\ln 2}{\left(\frac{Q}{V} - p\right)}$$

met: p = productie van plankton
 Q = debiet
 V = volume
 t = tijd

De tijd waarop een compartiment ‘geflusht’ wordt is functie van het volume van het compartiment, het debiet en de productie van het plankton. De logica achter dit criteria is dat de productie in staat moet zijn om de uitspoeling te compenseren. De productie op een bepaalde dag is afhankelijk van veel factoren, waaronder de lichtintensiteit, de daglengte, de licht-attenuatie door het water, de diepte, de temperatuur, e.a. Indien het niet mogelijk is om de productie te bepalen door alle factoren te meten, kan teruggegrepen worden naar enkel vuistregels die toelaten de productie min of meer te schatten. Als richtwaarden kunnen vooropgesteld worden:

$$p_{\max} (\text{zomer}) = 2,67/\text{d}$$

$$p_{\max} (\text{winter}) = 1,67/\text{d}$$

De waarden ‘in situ’ zullen lager zijn omdat de zomer waarden van p_{\max} geen rekening houden met licht-attenuatie, en in het labo bepaald zijn bij temperatuur van 20°C. De winterwaarde van p_{\max} moet eerder gezien worden als een waarde voor het voorjaar. In de winter is fytoplankton sowieso in rust en heeft een index ervan geen zin. Op basis van deze schattingen kan nu een criterium opgesteld worden voor de halfwaardetijd van uitspoeling voor eender welk compartiment met volume V en onderhevig aan debiet Q. In een goede situatie zal de productie de uitspoeling overtreffen. Indien de uitspoeling sterker is dan de productie is de toestand slecht. Hierbij moet de randbemerking geplaatst worden dat met productie het proces bedoeld wordt in de zin van de processnelheid en niet als het resultaat ervan, accumulatie van biomassa. Hoeveel biomassa er uiteindelijk zal zijn hangt af van de andere factoren: nutriëntbeschikbaarheid, predatie, enz.

Een aanbeveling voor verder onderzoek ligt in de lijn om van de vuistregels af te stappen en de werkelijke productie op gestandaardiseerde wijze in de criteria in te bouwen.

5.1.2.3 Fytoplankton-index voor zoet water

In Tabel 10 worden de criteria van de fytoplanktonindex voor de zoete zone van de Vlaamse overgangswateren samengevat. De index heeft de waarde van de laagst scorende categorie.

Tabel 10: Kwaliteitscriteria voor fytoplankton in de zoute zone van overgangswateren (Chl a = chlorofyl a, DSi = opgelost silicium, Zm = mengdiepte, Zp = fotische diepte)

Gemeenschap	Chlorofyl a	t 1/2 uitspoeling	Lichtklimaat	Dsi depletie bloei
algen domineren (hinderlijke overvloedige algenbloei, schuim, ...) of geen fytoplankton	Chl a < 20 mg.m-3 of Chl a > 300 mg.m-3	t < 0,2d	Zm/Zp geen belang	DSi < 1 à 5 mM
algen domineren diatomeeën	300 mg.m-3 > Chl a > 200 mg.m-3	0,2d < t < 0,5d	Zm/Zp > 6	DSi = 1 à 5 mM
geen duidelijke dominantie	200 mg.m-3 > Chl a > 50 mg.m-3	0,5d < t < 1d	Zm/Zp = 5 ± 1	DSi > 5 mM
diatomeeën dominant over algen	50 mg.m-3 > Chl a > 20 mg.m-3	1d < t < 2d	Zm/Zp < 4	N/P/Dsi = 16/1/16
diatomeeën dominant over algen	Chl a < 20 mg.m-3	t > 2d	Zm/Zp < 3	N/P/Dsi = 16/1/16
				N en P norm rivier gehaald

Aangezien de meeste kenmerken van de zoute ook van toepassing zijn op de zoete zone, wordt voor de bespreking van de verschillende kwaliteitsklassen van de zoete zone ook verwezen naar de overeenkomstige bespreking van de zoute zone (paragrafen 5.1.1.1 tot 5.1.1.5).

5.1.2.4 De zeer goede toestand

De zeer goede toestand (blauwe kleur) wordt gekenmerkt door een diatomeeën dominantie, die in haar ontwikkeling niet wordt gehinderd door gebrek aan silicium, door lichtlimitatie of door uitspoeling bij piekdebieten. De chlorofyl a concentratie is laag.

De zeer goede toestand wordt bepaald door volgende kenmerken:

- Diatomeeën domineren algen
- Chlorofyl a concentratie tijdens bloei < 20 mg.m³
- Inspoelende riviergemeenschap sterft niet af. Estuariene en riviergemeenschap komen samen voor.
- Zm/zp < 3
- Geen Dsi depletie tijdens bloei: N/P/DSi ~ 16/1/16
- N en P vracht beperkt

5.1.2.5 De goede toestand

Bij de goede ecologische toestand (groene kleur) wordt eveneens gekenmerkt door dominantie van diatomeeën over algen. Uiteraard treedt ook hier geen siliciumlimitatie op. Het onderscheid met de zeer goede toestand wordt bepaald door de halfwaardetijd en het lichtklimaat. Ook de nutriëntenverhouding is gelijk aan de zeer goede toestand (N/P/DSi = 16/1/16), maar de vracht nutriënten (N en P) is niet noodzakelijk beperkt. De chlorofyl a concentratie is hoger dan de zeer goede toestand.

De goede toestand wordt bepaald door volgende kenmerken:

- Diatomeeën domineren algen
- Chlorofyl a concentratie tijdens bloei: 50 mg m³ < chl a < 20 mg.m³
- Halfwaardetijd waarmee fytoplankton wordt weggespoeld: 1d < t < 2d
- Zm/zp < 4.5
- Geen Dsi depletie tijdens bloei: N/P/DSi ~ 16/1/16
- N en P vracht niet noodzakelijk beperkt

5.1.2.6 *De matige toestand*

Deze situatie wordt gekenmerkt door volgende criteria:

- Er is geen duidelijke dominantie van algen over diatomeeën of omgekeerd
- Chlorofyl a concentratie tijdens bloei: $200 \text{ mg.m}^3 < \text{chl a} < 50 \text{ mg.m}^3$
- Halfwaardetijd waarmee fytoplankton wordt weggespoeld: $0.5\text{d} < t < 1\text{d}$
- Het lichtklimaat voldoet aan het criterium: $Z_m/Z_p = 5 \pm 1$
- Tijdens de bloeiperiode is er een afname van silicium, er treedt echter geen siliciumlimitatie op $\text{Dsi} > 5 \text{ mM}$

5.1.2.7 *De ontoereikende toestand*

De slechte situatie wordt gekenmerkt door de verschuiving van de diatomeeën naar een niet-diatomeeën gemeenschap. De typische estuariene zoetwatergemeenschap is aanwezig.

- Estuariene zoetwatergemeenschap is aanwezig
- Algen domineren diatomeeën
- Halfwaardetijd waarmee fytoplankton wordt weggespoeld: $0.2\text{d} < t < 0.5\text{d}$
- $Z_m/Z_p > 6$
- Tijdens de bloeiperiodes van fytoplankton kan depletie van opgelost silicium (DSi) optreden. Dsi concentraties lager dan $1 \text{ à } 5 \text{ mM}$.
- $\text{POC} / \text{SPM} > 0,5$ aan de opwaartse grens van het zoetwater tijgebonden deel van het overgangswater

5.1.2.8 *De slechte toestand*

De zeer slechte situatie is gekenmerkt door afwezigheid van de typische estuariene zoetwatergemeenschap (zoals beschreven door Muylaert (1999)), het weze door te hoge afvoer of door te slechte waterkwaliteit. Het lichtklimaat speelt hierbij geen rol meer. Indien in de zoete zone siliciumconcentratie sterk dalen, is dit een duidelijke indicatie van een kwalijke toestand.

- Estuariene zoetwatergemeenschap afwezig, het enige fytoplankton dat nog voorkomt is ingespoeld vanuit de niet tijgebonden rivier en afstervend.
- Hinderlijke algenbloei: Chlorofyl a concentraties $> 300 \text{ mg.m}^3$
- Chlorofyl a concentraties $< 20 \text{ mg.m}^3$
- Tijdens de bloeiperiodes van fytoplankton kan depletie van opgelost silicium (DSi) optreden. DSi concentraties lager dan $1 \text{ à } 5 \text{ mM}$.

5.1.3 Materiaal en methoden

5.1.3.1 Staalname fytoplankton

De monsternamepunten van bestaande monitoringsprogramma's in de zoute en zoete zone volstaan om de toestand afdoende te evalueren. In bijlage II wordt een overzicht weergegeven van de verschillende bestaande monitoringsprogramma's in het kader van de OMES monitoring (Van Damme & Meire, 2002). De staalname van fytoplankton is eenvoudig. Voor de voorliggende doeleinden volstaat het om het fytoplankton te bemonsteren met zgn. niet-geconcentreerde, dus niet gefiltreerde stalen. Een oppervlaktestaal van 1 liter volstaat. De stalen worden in het veld gefixeerd volgens de lugol-formaline-thiosulfaat methode (Sherr et al., 1989). Om infecties van schimmels te vermijden tijdens het stockeren van de stalen wordt aanbevolen een post-fixatie (niet in het veld dus) uit te voeren met een 5 %-eindoplossing van formaline.

Het is belangrijk dat de monitoring van fytoplankton de optredende bloeiperioden volledig bestrijkt. In de wintermaanden is monitoring van fytoplankton niet essentieel, maar in de periode van maart tot september is een meetfrequentie van minstens tweemaal per maand toch aangewezen. Maandelijks staalnames tijdens deze periode zijn een absoluut minimum.

5.1.3.2 Analyse fytoplankton

Fytoplankton cellen worden geteld via gebruik van een omgekeerd licht microscoop. Deze methode laat toe de fytoplanktonfractie van 5µm of groter te determineren. De kleinere fractie, het ultraplankton, wordt in de voorliggende criteria niet beschouwd. Om levende cellen te onderscheiden van detritus of sediment wordt bengals roze toegevoegd. De celtelling per staal gaat door totdat minstens 200 plankton-eenheden (zijnde cellen, coenobia of kolonies) zijn geteld. Determinatie gebeurt a.h.v. Krammer & Lange-Bertalot (1991), Pankow (1990) en Tikkanen & Willén (1992), en Muylaert & Sabbe (1996) voor de kenmerken van de nieuw gevonden dominante diatomeeënsoort *Cyclotella scaldensis*. Het aantal getelde cellen is verbonden met een gekend volume van het staal, hetgeen toelaat het getelde aantal terug te rekenen voor een standaard volume van 1 ml. Per campagne worden 30 eenheden van elke soort gemeten om het biovolume te bepalen volgens Hildebrand et al. (1999). Om de biomassa te bepalen uit de celtellingen wordt gebruik gemaakt van de formules van Menden-Deuer & Lessard (2000). Deze formules zijn in feite vuistregels waarbij, per soort, wordt aangegeven hoeveel een fytoplanktoneenheid gemiddeld weegt. Voor de bepaling van biomassa is het bijgevolg in sommige gevallen nodig dat tot op soortniveau wordt gedetermineerd.

5.1.3.3 Dominantie van fytoplankton

Algen (resp. diatomeeën) zijn dominant over diatomeeën (resp. algen) indien de biomassa van alle algensoorten (resp. diatomeeënsoorten) samen groter is dan de biomassa van alle soorten diatomeeën (resp. algen) samen, waarbij de biomassa wordt bepaald zoals hierboven weergegeven.

5.1.3.4 Lichtklimaat

Het lichtklimaat wordt beschreven door de verhouding van de fotonische- tot de mengdiepte. Voor volledig gemengde estuaria, zoals de Schelde, wordt aangenomen dat de mengdiepte gelijk is aan de diepte van het estuarium bij gemiddeld tij. De fotonische diepte is bij conventie

de diepte tot waar het invallend licht nog slechts 1% bedraagt van de lichtintensiteit aan het oppervlak. Met de lichtintensiteit wordt hierbij nader gespecificeerd als de fotosynthetische actieve straling (photosynthetic active radiance, afgekort: PAR). Niet zozeer de intensiteit van het licht is immers van belang voor fytoplankton, maar eerder de hoeveelheid fotonen. Meting van PAR kan gebeuren dmv een quantum sensor.

5.2 BENTHOS

Uit hoofdstuk 4 is gebleken dat het naar functionaliteit vooral van belang is de dynamiek in enige mate terug te schroeven, en de waterkwaliteit te verbeteren. Dynamiek en waterkwaliteit horen bijgevolg in de index te zijn ingebouwd. Vanwege hun belang als doorstroming van fytoplankton naar hogere trofische niveau's worden de filterfeeders als belangrijkste functionele groep beschouwd (paragraaf 4.2.3.4). Bovendien dragen filterfeeders bij tot het reduceren van de troebelheid van estuaria, wat, indien voldoende filterfeeders aanwezig zijn, zou kunnen leiden tot diepere doordringing van licht en betere voedselbenutting door zoöplankton.

Kwaliteitsindices zouden dan ook in die zin moeten fungeren. Omdat overgangswateren zeer variabele en heterogene systemen zijn, is de opstelling van kwaliteitsindices geen eenvoudige zaak. Het gebruik van referentiesites zijn geen optie omdat deze niet bestaan. Het overzicht van de reeds opgestelde criteria of methoden (Ysebaert & Herman, 2003, rapport in bijlage I) biedt geen eenduidigheid. Het paradigma van de huidige indices is meestal gebaseerd op de respons op organische belasting. Omdat de stressoren vaak samen optreden is er nood aan eenduidige responscurven van afzonderlijke stressoren op benthossoorten.

De studie van Borja et al. (2000), hierna afgekort 'Borja' genoemd, geeft het beste overzicht wat betreft de respons van soorten op organische belasting. Dat is een groot krachtpunt. De responscodes van de benthossoorten kunnen immers overgenomen worden op om andere manieren in indices te worden verwerkt. Daarom is vooraf ingeschat wat de gevolgtrekkingen zouden zijn van toepassing van Borja op onze overgangswateren. Indien deze biotische index zou toegepast worden op de Schelde zou dit betekenen dat de meest aangewezen soorten (bv. *Bathyporeia* sp.) deze zijn die indicatief zijn voor megaribbels als habitat. Dit habitat is evenwel een indicatie van een zeer of te dynamisch milieu. In hoofdstuk 4 is aangetoond dat de dynamiek, in de betekenis van tijwerking en stroomsnelheden, te hoog is en dat dit zeer waarschijnlijk aan menselijke invloed te wijten is. Deze te hoge mate van dynamiek moet bijgevolg in de index terug te vinden zijn. Er is daarom een correctie nodig specifiek voor dynamiek. Hiervoor is stroomsnelheid als metric vooropgesteld. Voor de respons van soorten op stroomsnelheid is gesteund op het werk van Ysebaert & Meire (1999).

In het zoete deel geldt de veronderstelling dat een betere kwaliteit meer soorten zal opleveren ten koste van de bestaande oligochaetengemeenschap.

5.2.1.1 Zout en brak

De basis van de index is de biotische index volgens Borja et al. (2000). [Merkwaardig is dat *Macoma balthica* hiervoor een score 1 toebedeeld krijgt. Voor enkel soorten is de respons nog niet gekend. Verder onderzoek dringt zich hier op.] Alle soorten werden ingedeeld volgens gevoeligheid voor organische belasting.

Vijf groepen werden onderscheiden (tabel 11):

- Groep 1 (G1_{org}): Zeer gevoelige soorten
- Groep 2 (G2_{org}): Indifferente soorten
- Groep 3 (G3_{org}): Tolerante soorten
- Groep 4 (G4_{org}): Opportunisten van tweede orde
- Groep 5 (G5_{org}): Opportunisten van eerste orde

De biotische coëfficiënt voor gevoeligheid voor organische belasting (BC_{org}) wordt voor elk individueel staal weergegeven volgens de procentuele abundantie (%) van elk van deze groepen volgens de formule (volgens Borja et al., 2000):

$$BC_{org} = \{(0 * \%G1_{org}) + (1.5 * \%G2_{org}) + (3 * \%G3_{org}) + (4.5 * \%G4_{org}) + (6 * \%G5_{org})\} / 100$$

Concreet komt het erop neer dat per meetstation de densiteiten per soort (uitgedrukt in aantal individuen/m²) worden weergegeven. Dan worden de waargenomen soorten gegroepeerd volgens de responstabel. Dan wordt per responsgroep berekend hoeveel individuen er geteld zijn. Dat getal uitgedrukt als percent van het totaal aantal individuen van alle soorten samen geeft per station voor de betreffende responsgroep de procentuele abundantie weer.

Tabel 11: Respons van benthossoorten op stroomsnelheid (bij maximale vloed- resp. ebstroom) en van organische belasting. De respons op stroomsnelheid (Ysebaert & Meire, 1999) is ingedeeld in vier categorieën: blauw = negatieve respons of nauw tolerantievenster; geel = breed tolerantievenster; oranje = indifferent; rood = positieve respons. De gevoeligheid voor organische belasting is ingedeeld in vijf categorieën: 1 = zeer gevoelig; 2 = indifferent; 3 = tolerant; 4 = opportunist tweede orde; 5 = opportunist eerste orde (Borja et al., 2000)

	Current velocity (v) (m.s-1)		Org enrichment sensitivity	Depth strata
	Max eb	Max flood		
Arenicola marina	0,36	0,275	NA	littoral
Bathyporeia spec.	relatively unaffected		1	mainly littoral
Capitella capitata	relatively unaffected		5	all strata
Cerastoderma edule	0,30-0,35		3	littoral
Corophium arenarium	neg. response with increasing v	0,25	3	littoral
Corophium volutator	neg. response with increasing v		3	littoral
Euridice pulchra	hoge v?		1	
Eteone longa	0,30	0,30	2	littoral
Heteromastus filiformis	broad tolerance up to 0,4-0,5		3	mainly littoral
Hydrobia ulvae	0,3	0,18	3	littoral
Macoma balthica	broad tolerance up to 0,5		1	littoral
Manayunkia aestuarina	NA	NA	2	
Mya arenaria	0,4	0,2	2	littoral
Mytilus edulis	NA	NA	3	
Nephtys cirrosa	pos. response with increasing v		2	optimum 12,5m NAP
Nephtys hombergii	0,4	0,5	2	all strata
Nereis diversicolor	neg. response with increasing v		3	littoral
Nereis succinea	0,30-0,35	neg. response with increasing v	3	mainly littoral
Polydora spec.	neg. response with increasing v		4	mainly littoral
Pygospio elegans	0,15-0,25		3	littoral
Scrobicularia plana	0,25	0,275	3	littoral (opt. 1,8 m NAP)
Spio spec.	0,7-1		3	optimum 11,5 m NAP
Tharix marioni	0,35	0,3	NA	mainly littoral

In aanvulling op de coëfficiënt voor organische belasting wordt een coëfficiënt voor stroomsnelheid voorgesteld. De reden hiervoor was reeds in de inleiding van dit hoofdstuk ‘Benthos’ aangegeven, nl. dat in de zoute en brakke zone ook de te hoge dynamiek t.g.v. het getij meespeelt. Om hier invulling aan te geven worden de soorten uit tabel 11 volgens hun respons op de maximale stroomsnelheid bij vloed en bij eb (met prioritering van vloed op eb) onderverdeeld in groepen (Tabel 12). Deze groepen zijn :

- Groep 1 (G1_v): Soorten met negatieve responscurve of met nauw tolerantievenster
- Groep 2 (G2_v): Soorten met breed tolerantievenster
- Groep 3 (G3_v): Redelijk indifferente soorten
- Groep 4 (G4_v): Soorten met positieve respons

De biotische coëfficiënt voor gevoeligheid voor stroomsnelheid (BC_v) wordt weergegeven volgens de procentuele aanwezigheid (%) van de soorten in het totaal aantal stalen volgens de formule :

$$BC_v = \{(0 * \%G1_v) + (2 * \%G2_v) + (4 * \%G3_v) + (6 * \%G4_v)\} / (\%G1_v + \%G2_v + \%G3_v + \%G4_v)$$

Concreet houdt dit in dat de resultaten van een aantal meetstations naast elkaar worden gezet. Per soort wordt dan nagegaan in hoeveel percent van het totaal aantal stations de soort voorkomt. De reden waarom voor stroomsnelheid gewerkt wordt met procentuele aanwezigheid in het totaal aantal stalen ligt in het feit dat stroomsnelheden veel heterogener verdeeld zijn over het estuarium dan organische belasting. Voor stroomsnelheid is de BC een areaalbenadering, daar waar dat voor organische belasting een densiteitsbenadering is. Voor organische belasting kan een uitspraak worden gedaan per locatie, voor stroomsnelheid (als metric voor dynamiek) kan enkel een uitspraak worden gedaan voor het beschouwde systeem als geheel. Per staalnamepunt bestaat de totale index diengevolge uit een organische belasting-component die zowel ruimtelijk als temporeel anders kan zijn en een stroomsnelheid-component die een vaste waarde geeft voor het hele systeem en die enkel in de tijd kan variëren.

Tabel 12: Overzicht van biotische coëfficiënten en biotische indices opgesplitst naar organische belasting en stroomsnelheid

Organic matter (org)				Stream velocity (v)			
Biotic coefficient		Biotic index		Biotic coefficient		Biotic index	
0,0	< BC _{org}	≤ 0,2	0	0,0	< BC _v	≤ 0,5	0
0,2	< BC _{org}	≤ 1,2	1	0,5	< BC _v	≤ 1,0	1
1,2	< BC _{org}	≤ 3,3	2	1,0	< BC _v	≤ 1,5	2
3,3	< BC _{org}	≤ 4,5	3	1,5	< BC _v	≤ 2,0	3
4,5	< BC _{org}	≤ 5,0	4	2,0	< BC _v	≤ 3,0	4
5,0	< BC _{org}	≤ 5,5	5	3,0	< BC _v	≤ 4,0	5
5,5	< BC _{org}	≤ 6,0	6	4,0	< BC _v	≤ 6,0	6

De biotische index voor benthos is dan het gemiddelde van beide deelindices :

$$BI = (BI_{org} + BI_v)/2$$

De beoordeling van ecologische toestand in functie van deze Biotische Index werd samengevat in tabel 13.

Tabel 13: Biotische Index

Biotic Index	Ecologische toestand
$0 < BI \leq 1$	Zeer goed
$1 < BI \leq 2$	Goed
$2 < BI \leq 3$	Matig
$3 < BI \leq 4.5$	Ontoereikend
$4.5 < BI \leq 6$	Slecht

Het belang van de filterfeeders in deze index vervat. De Kokkel (*Cerastoderma edule*) zit in groep 1 wat stroomsnelheid betreft. Het Nonnetje (*Macoma balthica*) zit volgens Borja in groep 1 wat organische belasting betreft. Voor de Mossel is geen respons op stroomsnelheid bekend. Evenzeer onduidelijk is hoe het verschil tussen de vereisten om tot spatval van filterfeeders te komen en de leefomstandigheden voor volwassen dieren, kan worden opgevangen in de index.

5.2.1.2 Staalname en verwerking

Vermits in de index een areaalbenadering is opgenomen is het nodig dat het aantal stalen de oppervlakte van het estuarium in haar totaliteit bestrijkt. Het is nodig dat vanaf de t_0 situatie een eventuele wijziging van morfodynamiek in de index weerspiegeld wordt. Daarom moet het aantal stalen stratified worden verdeeld over de relevante habitats, waaronder zeker moeten vervat zijn : intertidaal slik, zandige plaat, ondiep subtidaal, diep subtidaal. Voor BCv is de categorie 'positieve respons' hoofdzakelijk verbonden met dieper water. Dit impliceert dat een gelijk gewicht toekennen aan alle componenten van de index enkel kan indien de staalnamen gelijk verdeeld zijn over de verschillende habitats.

Binnen elk type habitat mogen de stalen at random worden vastgelegd. Bij elke opvolging moeten echter telkens dezelfde staalnamenlocaties worden bezocht. De staalnamenlocaties kunnen gekozen worden uit bestaande monitoringsprogramma's mits aan vernoemde voorwaarden is voldaan. Het aantal stalen dat aldus wordt verdeeld wordt vastgesteld op 100.

De staalname voor intertidale zones gebeurt dmv de multipele steekbuis-techniek, en in het subtidaal dmv een Van Veen grijper of een Reineck 'box corer' (Ysebaert & Meire, 1999). Elk staal wordt gezeefd op een zeef met maasgrootte van 1 mm.

5.2.1.3 *Bedenkingen bij een index voor zout en brak*

In dit werk is een globale index voor zowel de brakke als de zoute zone opgesteld. Voor de meeste zoute en brakke soorten zijn immers de responscodes voor zowel organische belasting als stroomsnelheid gekend. Niettemin heeft de brakke zone eigen specificaties. Omdat deze zone van nature heel dynamisch is met grote zoutschommelingen, raakt het benthos hier nauwelijks voorbij het pionierstadium. Aparte criteria opstellen is hier dan ook nog minder eenvoudig dan de opstelling van estuariene benthische indices in het algemeen. Overwogen kan worden of het voorkomen van de thans afwezige zouttolerante soort *Pisidium casertanum* zou kunnen wijzen op een goede kwaliteit. Er is geopteerd om bovenstaande index eerst te toetsen op brakwaterstations en uitgaande van die resultaten besluiten naar gebruik of aanpassing te formuleren.

5.2.1.4 *Zoet*

Het concept van Remane zegt dat het aantal soorten in de zoetwaterzone in natuurlijke omstandigheden groter is dan het aantal soorten in het brakke deel. Tegenwoordig is dit niet zo, wellicht wegens de ontoereikende waterkwaliteit. In het zoete deel komen tegenwoordig bijna uitsluitend oligochaeten voor. De verwachting is dat ze in zekere mate zullen verdrongen worden door andere soorten zodra de waterkwaliteit het toelaat. Een overzicht van de zuurstofhuishouding, en van de waterkwaliteit in het algemeen laat duidelijk zien dat pollutie, waaronder zeker organische belasting en nutriënten mag gerekend worden, een veel grotere impact heeft op het zoete deel dan op het zoute deel van het estuarium (Van Damme et al., 1999). Een index die vooral gericht is op pollutie kan hierdoor misschien al volstaan om de kwaliteit voldoende te omvatten. De dynamiek, in de betekenis van te hoge afvoer en stroomsnelheden, zit immers al vervat in de index voor fytoplankton. Het enige aspect van storende dynamiek die een invloed zou kunnen hebben op de kwaliteit van de benthosgemeenschappen dat hier nog niet is in vervat is de invloed van golfslag van schepen. Het effect hiervan is afkalving van slikken en schorranden. De kennis daarover is thans te beperkt om unirespons relaties met het benthos te kunnen opstellen. Voorlopig wordt dit dus niet in de index opgenomen, maar het zou onderwerp moeten uitmaken van eventuele latere correcties.

Bijgevolg wordt in eerste instantie als index voorgesteld om Borja (paragraaf 5.2.1.1) toe te passen op het zoete deel. Daartoe is het nodig om

- 1) een lijst te hebben van alle soorten die mogelijks zouden kunnen voorkomen in het zoete deel
- 2) voor al die soorten de respons te kennen voor organische belasting of pollutie in het algemeen.

In Meire et al. (1992) staat aangegeven welke soorten eventueel zouden kunnen opduiken. Deze soorten zijn, samen met de soorten die door de VMM-monitoring zijn aangetroffen op harde substraten, opgenomen in Tabel 14, waarin aldus alle mogelijke soorten zijn opgenomen die aangetroffen zijn in de zoetwaterzone van overgangswateren. Voor elk van deze soorten is getracht de respons op pollutie semi-kwantitatief weergegeven. Hiervoor is gesteund op Meire et al. (1992) en op De Pauw & Vannevel (1991).

Tabel 14: Soorten van de zachte bodems van de zoetwaterzone van overgangswateren, met typering van de leefomstandigheden de respons op enkele stressoren (intertid = intertidaal; riv = rivier; GHW = gemiddeld hoogwater; GLW = gemiddeld laagwater; sed = sediment; tol = tolerant; NA = niet gekend)

Soort	Habitat	Niche	Substraat	Zouttolerantie	Pollutietolerantie
Agrolimax reticulatus	terrestrisch				NA
Anadonta anatina	stilstaand + riv		modderig		3
Dreissena polymorpha	intertid			tol	NA
Limnea palustris	intertid	GHW	modderig sed		3
Limnea peregra	intertid			tol	3
Limnea truncatula	intertid	GHW	modderig sed		3
Limnodrilus claparedeianus	intertid				5
Limnodrilus hofmeisteri	intertid			tol	5
Limnodrilus profundicola	intertid				5
Limnodrilus udekemianus	intertid				5
Perforatella rubiginosa	terrestrisch				NA
Pisidium amnicum	intertid				2
Pisidium casertanum	intertid			tol	4
Pisidium henslowanum	intertid				4
Pisidium milium	intertid	wilgenvloedbos			NA
Pisidium moitessierianum	intertid				3
Pisidium nitidum	intertid	boven GLW			3
Pisidium obtusale	intertid	wilgenvloedbos			2
Pisidium personatum	stilstaand				2
Pisidium subtruncatum	intertid	GLW		tol	3
Pisidium supinum	intertid				1
Potamopyrgus jenkinsi	intertid		zacht sed	tol	3
Pseudamnicola confusa	intertid			zoet	3
Pseudanadonta cygnea	stilstaand + riv		modderig		3
Spaerium corneum	intertid	grachtjes vloedbos			4
Sphaerium rivicola					2
Sphaerium solidum	intertid				3
Tubifex tubifex	intertid				5
Unio crassus batavus	sublit				1
Unio pictorum	stilstaand				2
Unio timidus	sublit + stil				4
Valvata piscinalis	schor	plassen	tol		3

Toetsing van Borja op het zoete deel van de Vlaamse overgangswateren zou moeten leiden tot volgende vaststellingen

voor de zeer slechte toestand:

- Geen filterfeeders
- Dood of bijna dood systeem

voor de slechte toestand:

- Geen filterfeeders
- De biomassa niet-oligochaeten niet kleiner dan oligochaeten biomassa
- Maximale oligochaeten biomassa < 20 g AFDW m⁻²

voor de matige toestand

- Sporadisch voorkomen van filterfeeders
- De biomassa niet-oligochaeten niet kleiner dan oligochaeten biomassa

- Maximale oligochaeten biomassa ≥ 20 g AFDW m⁻²

voor de goede toestand

- Permanent voorkomen van filterfeeders
- Kensoorten zijn o.a. *Pisidium henslowanum*, *Pisidium casertanum*
- Oligochaeten biomassa niet meer van belang

voor de zeer goede toestand

- Voorkomen van pollutie-gevoelige filterfeeders: bv. *Pisidium amnicum*, *Pisidium supinum*

Borja houdt geen rekening met biomassa. Toch zijn biomassa's weergegeven in bovenstaande beschrijving van wat in elke klasse verwacht wordt. Dit valt echter met elkaar te rijmen indien inderdaad zou vastgesteld worden dat met een vermindering van de organische belasting de oligochaetenbiomassa afneemt en vervangen wordt door de aanwezigheid van andere soorten. Als dit niet zo zou blijken, moet het inzicht in het ecologisch functioneren van het zoetwaterdeel worden bijgestuurd.

Borja heeft enkel betrekking op zachte bodems, sedimenten. De monsternametechniek van de VMM is eerder gericht op harde substraten, terwijl in studies naar Oligochaeta vooral de sedimenten zijn bemonsterd. Een evidente vraag is in welke mate harde substraten natuurlijk zijn in de Vlaamse overgangswateren. De Vlaamse overgangswateren doorsnijden immers geen enkel geologische laag die harde substraten bevat. Dit neemt niet weg dat soorten die op de thans alom tegenwoordige harde substraten kunnen voorkomen een indicatieve waarde kunnen hebben voor de kwaliteit van de overgangswateren. Niettemin hoort een kwaliteitsindex van de Vlaamse overgangswateren, zijnde laaglandestuaria, zich prioritair te richten op de zachte bodems. Daarom wordt voorgesteld Borja te extrapoleren voor de zoete zone.

Voor de monsternamen en andere aspecten van materiaal en methoden wordt verwezen naar de lopende monitoring die wordt uitgevoerd door het Instituut voor Natuurbehoud.

5.3 MACRO-ALGEN EN ANGIOSPERMEN

Submerse macrofyten gedijen niet of nauwelijks in het estuarium. In het zoute/brakke deel komen nauwelijks wieren en zeegrassen voor. Ook in het zoete deel zijn submerse macrofyten afwezig. Hierbij speelt waarschijnlijk zowel de grote getijdendynamiek als de grote troebelheid van het water een belangrijke rol. Er zijn geen aanwijzingen dat in het verleden de situatie veel anders was. De verwachting is dat deze planten omwille van zowel de sterke stroomsnelheden als de hoge graad van troebelheid nooit enige rol van betekenis kunnen vervullen als basis van het estuariene voedselweb. Soorten die bestand zouden zijn tegen de troebelheid zijn niet opgewassen tegen de sterke stroming, en omgekeerd zijn soorten die tegen sterke stroming kunnen, niet bestand tegen de heersende troebelheid (de Lyon & Roelofs, 1986). Volgens deze huidige stand van zaken in de kennis lijkt het weinig zinvol om er indices voor op te stellen.

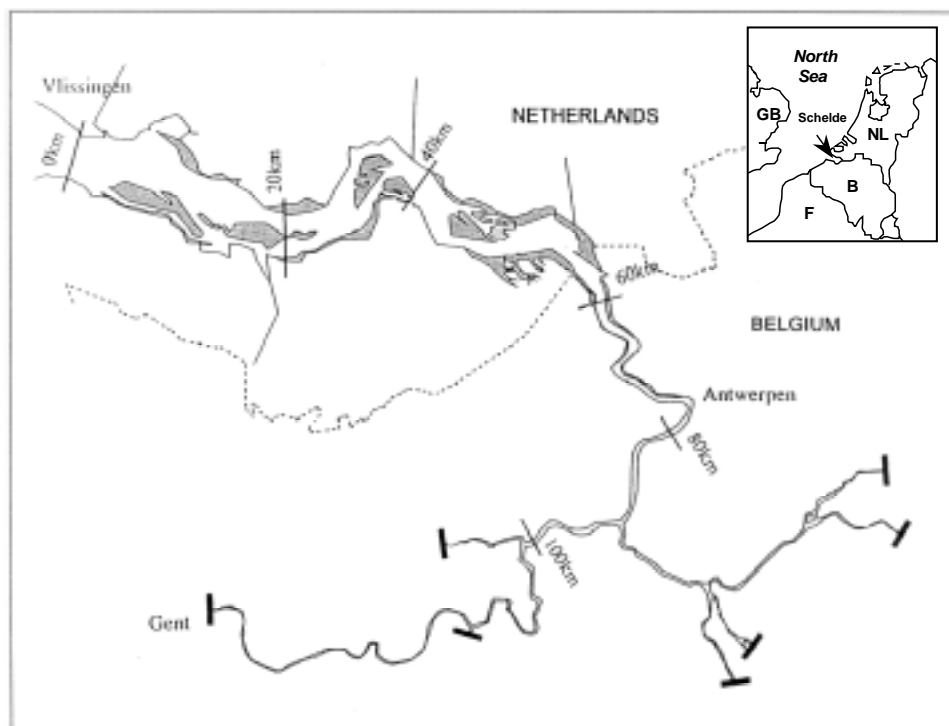
In de Vlaamse overgangswateren zijn angiospermen beperkt tot schorvegetaties. De schorvegetaties zijn in belangrijke mate gestuurd door allerlei vormen van beheer. Het ingrijpend beheer zal een toetsing van indices zeer bemoeilijken.

6 Toepassing algemene methodologie: Case-study de Zeeschelde en bijrivieren.

6.1 SITUERING ZEESCHELDE

Estuaria zijn overgangszones tussen het zoete water van het land en het zoute water van de zee. Ze kunnen worden gedefinieerd als inhammen van de zee die zich uitstrekken tot aan de riviervallei, d.w.z. tot zover het getij stroomopwaarts reikt (Fairbridge, 1980). Het Schelde-estuarium wordt dus bepaald als dat deel van de rivier dat nog aan de tijwerking onderhevig is. Het strekt zich over een lengte van 160 km van de monding van de rivier in Vlissingen (Nederland) tot aan Gent (België). Het Nederlandse deel van het estuarium wordt de Westerschelde, het Belgische deel de Zeeschelde genoemd. Op Belgisch grondgebied is de getij-invloed eveneens merkbaar op de zijrivieren van de Schelde, nl. De Durme, de Rupel, de Zenne, de Dijle en de Nete. De getijamplitude neemt toe van zo'n 4 meter nabij Vlissingen tot 5.5 m nabij St.-Amands om vervolgens stroomopwaarts terug af te nemen. Behalve op de grote Nete wordt het getij overal gestopt door een sluis of dam, zo ook op de Schelde zelf (nabij Gent). De amplitude van de Schelde nabij Gent bedraagt zo'n kleine 2 meter.

Het estuarium wordt gekenmerkt door een duidelijke zoet-zout gradiënt. Van Gent tot Rupelmonding is het water volledig zoet, tussen Rupelmonde en Hansweert brak en tussen Hansweert en Vlissingen zout. Binnen Europa is het Schelde-estuarium een van de weinige overgebleven estuaria met een vertakt en omvangrijk zout, brak en zoetwatergetijdengebied.



Figuur 7: Situering van het Schelde-estuarium. De Zeeschelde is het Belgische of Vlaamse deel van het estuarium.

6.2 DATACOMPILATIE

De analyse van de ecologische functionering is gebaseerd op alle data die vervat zijn in de OMES-database. Deze database bevatte op het moment dat er op beroep werd gedaan voor de totstandkoming van dit rapport 228.943 records van voornamelijk fysicochemische parameters. Voor deze studie zijn verder volgende data specifiek ter beschikking gesteld.

Voor fytoplankton:

De OMES-data: abiotiek en fytoplankton celtellingsresultaten (Muylaert, 1999). Voor meer informatie betreffende de structuur en opbouw van de OMES-databank wordt verwezen naar bijlage III.

De data van de VMM: abiotiek

Daarnaast zijn de enige data die in aanmerking komen voor dit project de data van De Pauw (1975). De monsternamen van De Pauw en Muylaert zijn echter gebeurd met verschillende maaswijdte van het planktonnet. Hierdoor zijn de resultaten tussen beide groepen niet helemaal compatibel.

Voor benthos:

De Schelde databank van het Instituut voor Natuurbehoud: voor meer informatie betreffende de Schelde databank wordt verwezen naar bijlage IV.

De data van de VMM

6.3 REFERENTIEKADER

Binnen een ecologisch beoordelingssysteem wordt de ecologische toestand van een systeem bepaald als de afwijking ten opzicht van een vastgelegde referentie. Deze referentie is een afgeleide van de min of meer natuurlijke staat van zo'n systeem en geldt alleen voor het gehele systeem en niet voor slechts één locatie. Per watertype dient dus deze referentie, het zogenaamde referentiekader, te worden gedefinieerd. De Vlaamse overgangswateren behoren tot het type van de volledig gemengde laaglandestuaria. Hierbij zijn echter verschillende benaderingswijzen mogelijk.

Zoals in de inleiding van dit rapport al werd aangegeven, is de opstelling van zowel een historisch referentiekader als van een ruimtelijk referentiekader niet meer mogelijk, omdat de menselijke ingrepen te ver terug gaan in de tijd en te wijdverspreid zijn opgetreden.

Als laatste optie geldt de derde benadering, het zogenaamde ecologische referentiekader. Hierbij wordt de referentietoestand geconstrueerd vanuit een analyse van de bestaande kennis van het ecologisch functioneren van een systeem. Als referentiebeeld wordt de Schelde voorop gesteld, omdat de kennis van dat systeem het best is uitgebouwd. Bundeling van alle oude gegevens van de Schelde heeft enkel nut in de zin van 'leren uit het verleden om het heden beter te begrijpen', niet als temporeel referentiekader. In wat volgt wordt het referentiebeeld als ideale situatie geconstrueerd. Het betreft een constructie, en geen reconstructie, omdat de toestand uit het verleden gezien de vele ingrijpende morfologische ingrepen niet meer kan hersteld worden zonder de maatschappij drastisch te storen. Bij een dergelijke opmaak van een referentiebeeld kan het niet anders of er moet met sommige onzekerheden omgesprongen worden. Daarom kan het referentiebeeld niet cijfermatig worden vastgelegd, tenzij indicatief. Wel kan aangegeven worden in welke mate ecologische processen verwacht worden op te treden, hoe verhoudingen tussen actoren zullen liggen en dergelijke meer.

Vanuit de optiek van fytoplankton geldt volgend referentiebeeld. De Zeeschelde is van nature een systeem dat troebeler is dan het bijhorende riviergedeelte, de Bovenschelde. Het fytoplankton heeft zich aan deze omstandigheden aangepast. Er komt een typisch estuariene gemeenschap voor met soorten die minder licht kunnen verdragen dan de typische riviersoorten. Licht is echter niet de limiterende factor voor de ontwikkeling van deze gemeenschap. De nutriëntvracht is zo laag dat stikstof en/of fosfor limiterend zijn. Dit houdt een reductie van 75% in voor zowel N als P tov het referentiejaar 1985. De hoeveelheid fytoplankton is dan ook beperkt, de chlorofyl-concentraties zijn laag. De lage abundantie is niet noodzakelijk te wijten aan de lage vracht nutriënten. Die vracht zal immers zelfs in natuurlijke omstandigheden nog redelijk zijn omdat estuaria nu eenmaal de nutriënten van het hele bekken kunnen verzamelen. De fytoplankton populaties worden op een laag peil gehouden door begrazing van zoöplankton (dat zelf in aanzienlijke mate bejaagd wordt) en door filterfeeders van het benthos, die in deze ideale situatie zeer productief zijn. De afvoer van de rivier beantwoordt aan de natuurlijke situatie, dat wil zeggen dat er tussen de hoeveelheid neerslag en het debiet een verband is dat een zekere vertraging weergeeft ten gevolge van een belangrijke capaciteit van waterretentie in het bekken. Enkel bij buitensporige neerslag is de afvoer dermate hoog dat uitspoeling van fytoplankton dreigt, maar in de ideale situatie is de morfologie van de schelde van die aard dat er voldoende kombergingszones die het fytoplankton refuge kunnen bieden.

Vanuit de optiek van benthos geldt volgend referentiebeeld. De overgangswateren vloeien tussen grenzen die ruim genoeg zijn opdat de heersende dynamiek voldoende vrije loop kan hebben. Daardoor is er voldoende afwisseling tussen verschillende habitats. Habitat-rijping en habitat-verjonging wisselen elkaar af. Platen, ondiep water, diep water, slikken en schorren komen in een evenwichtige verdeling voor. De habitat-verdeling is geen hinderpaal om een maximale diversiteit van de hele estuariene benthosgemeenschap toe te laten. De dynamiek van het estuarium is niet opgedreven door menselijk ingrijpen, waardoor zones van trager stromend water, luwtes ruim voorradig zijn. Omdat de overgangswateren goed gemengd en ondiep zijn bestaat een nauwe correlatie tussen de totale biomassa van het benthos en de waarde van de primaire productie van het fytoplankton (dat zich op zijn beurt in een ideale toestand bevindt zoals hierboven uiteengezet). De waterkwaliteit is dusdanig dat geen zuurstofgebrek optreedt. Toxiciteit is niet merkbaar. De concentratie van zwevende stof in het water is in verhouding tot de fytoplankton-concentratie dermate laag dat filterfeeders geen belemmering ondervinden in hun voedselopname. Filterfeeders zijn dominant aanwezig. Ze hebben een zeer sterke terugkoppeling naar de instandhouding van een goede waterkwaliteit. Een gezond estuarium herbergt in de zoete zone dan ook zoetwatermollusken, insectenlarven en kreeftachtigen. Verschillende soorten erwtenmosseltjes (*Pisidium*) komen voor. In het brakke gedeelte, waar er grotere seizoensale schommelingen in het zoutgehalte zijn, vertoont de benthosgemeenschap grote variaties qua soortensamenstelling, aantallen en biomassa's.

Het hier geschetste referentiebeeld geeft de zeer goede ecologische toestand, zoals bepaald binnen de kwaliteitscriteria weer. Binnen de methode worden de verschillende ecologische toestanden gedetailleerde besproken.

6.4 TOEPASSING SCHELDE EN BIJRIVIEREN

In dit luik worden de opgestelde indices in de mate van het mogelijke getoetst om hun waarde te testen.

6.4.1 Fytoplankton

Fytoplanktondata van de Vlaamse overgangswateren zijn zeker niet ruim voorradig. Zoals in hoofdstuk 6.2 is weergegeven zijn er slechts twee bronnen die fytoplanktondata hebben gegenereerd: De Pauw (1975), en Muylaert (1999). Deze datasets zijn bovendien niet helemaal compatibel. De data van Muylaert zijn integraal gebruikt om de index voor fytoplankton uit te bouwen. Dat betekent dat er eigenlijk geen volledig valabele data meer overblijven om de index op te toetsen. Monitoring van fytoplankton is echter lopende onder het OMES-programma. Indien de resultaten van 2003 beschikbaar zullen worden gesteld, kan de toetsing op deze data gebeuren.

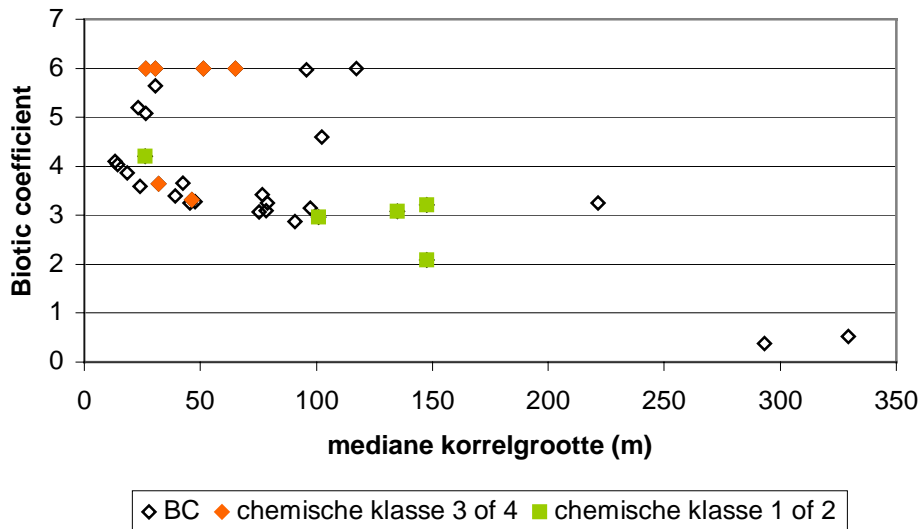
6.4.2 Benthos

Omdat voor de opstelling van de benthos-indices in belangrijke mate is uitgegaan van Borja, is in eerste instantie de toetsing van deze index op de Vlaamse overgangswateren uitgevoerd, meerbepaald op de Zeeschelde. In tweede instantie is op de Beneden-Zeeschelde de voorgestelde zout- en brakwaterindex getoetst.

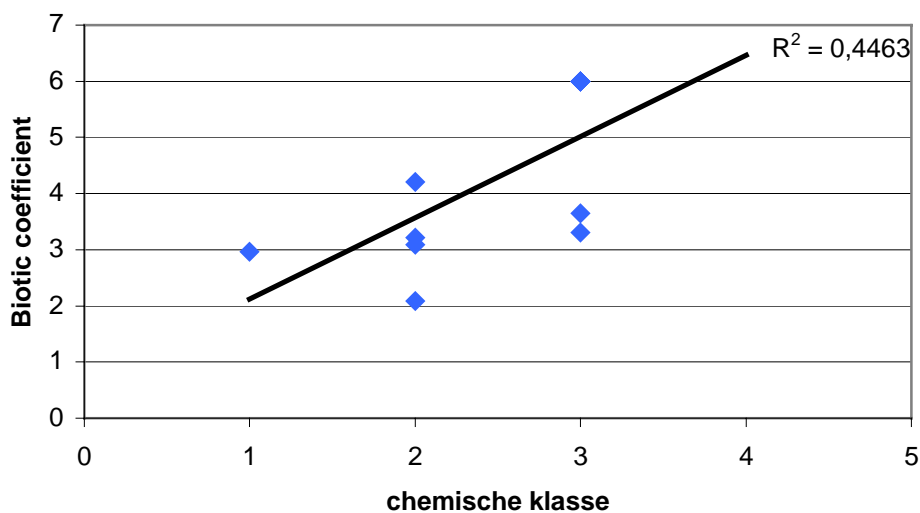
6.4.2.1 Toetsing Borja op de Zeeschelde

Een beperkte dataset die verzameld is in 1999 is gebruikt om twee indexen te toetsen voor hun bruikbaarheid voor de overgangswateren, zowel de voor het mariene milieu ontwikkelde index van Borja et al. als de in Vlaanderen voor zoet water ontwikkelde Biotic Sediment Index. De dataset bestaat uit gegevens van een 37 locaties verspreid over de brakke en zoete zone van het Schelde estuarium. Slechts voor een 12 tal van deze locaties is ook een volledige analyse gebeurd van de aanwezige contaminanten in het sediment.

Uit figuur 8 blijkt dat bij een lagere mediane korrelgrootte de minimale scores voor de biotic coëfficiënt, die behaald kunnen worden, steeds hoger liggen. (witte ruitjes). Dit betekent dat bij slibbige sedimenten de kwaliteitsbeoordeling op basis van de marine biotic index van Borja et al. zowiezo al een slechtere resultaat zal behalen. In Nederland is vastgesteld dat toepassing van Borja op de Westerschelde een score-ranking gaf die overeen kwam met een ranking van fijn naar grof sediment (Ysebaert & Herman, mond. med.). Het is wel zo dat, wanneer die slibbige sedimenten een slechtere chemische kwaliteit hebben dan ook de biotic coefficient (BC) omhoog gaat (oranje ruiten) en dus een indicatie geeft voor een slechtere toestand, terwijl bij een chemische klasse 1 of 2 de waarden voor de BC de minimaal haalbare waarden voor de betreffende korrelgrootte behalen (groene vierkantjes). Het verband tussen de chemische kwaliteit en de score voor de marine biotische index volgens Borja wordt ook aangetoond in figuur 9, waaruit blijkt dat er een positieve relatie is tussen de BC en de chemische kwaliteit, d.w.z. dat er bij een verslechtering van de chemische toestand ook een slechtere score wordt behaald voor de BC.



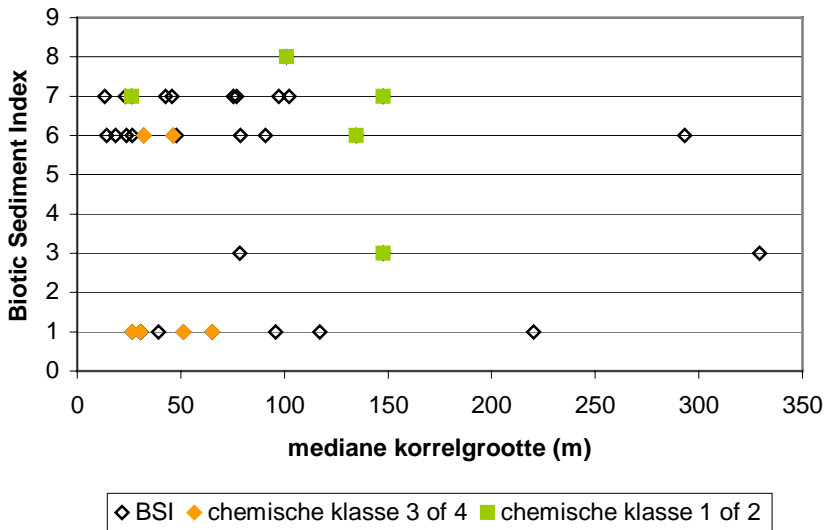
Figuur 8: De score van de marine biotische index volgens Borja in relatie tot de mediane korrelgrootte. De oranje ruiten zijn locaties die met een chemische klasse 3 of 4, de groene vierkantjes zijn locaties met chemische klasse 1 of 2.



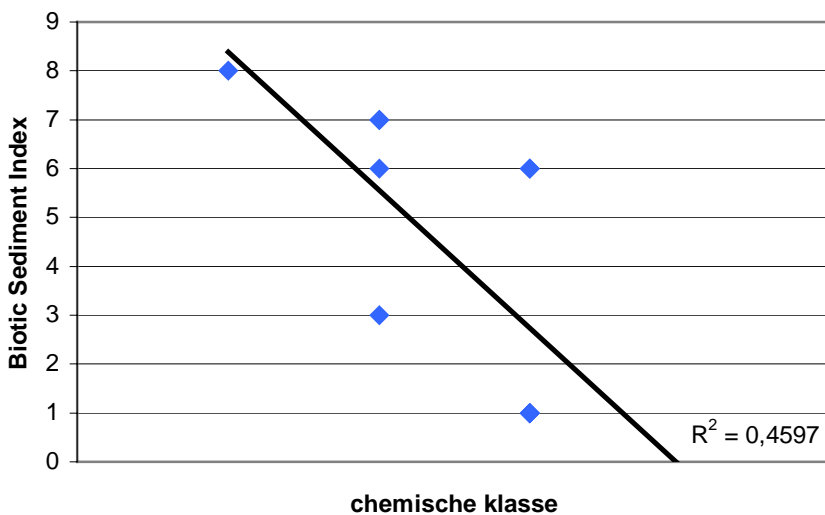
Figuur 9: De score van de marine biotische index volgens Borja in relatie tot de chemische klasse.

In Vlaanderen wordt voor de biologische beoordeling van de sediment kwaliteit tot nog toe altijd gewerkt met de Biotic Sediment Index (BSI), die afgeleid is van de Belgische Biotische Index (BBI). Deze index is ontwikkeld voor sedimenten in zoete wateren en uit eerdere studies is gebleken dat deze niet voldoende aangepast is voor toepassing op sedimenten in brakke wateren (de Deckere et al., 2000). Desondanks is deze index ook gebruikt om te kijken of op basis van de hier gebruikte dataset een vergelijking gemaakt kan worden met de marine biotische index. Bij de BSI is een lagere score een indicatie voor een slechtere kwaliteit, dit in tegenstelling tot de marine biotische index, waar een lagere score een indicatie is voor een betere kwaliteit. Figuur 10 geeft de resultaten weer van de BSI score in relatie tot de korrelgrootte. Hieruit blijkt dat er geen verband lijkt te bestaan tussen de behaalde score en de

korrelgrootte (witte ruitjes). Wel worden hogere scores behaald voor locaties waarop een betere chemische kwaliteit wordt aangetroffen (chemische klasse 1 of 2, groene vierkanten), terwijl lagere scores worden aangetroffen voor locaties met een chemische klasse 3 of 4 (oranje ruiten). In figuur 11 wordt het verband tussen de chemische klasse en de BSI score weergegeven. Er is een negatief verband, d.w.z. dat bij een verslechtering van de chemische toestand ook een slechtere score wordt behaald voor de BSI, net als bij de BC ook het geval was.

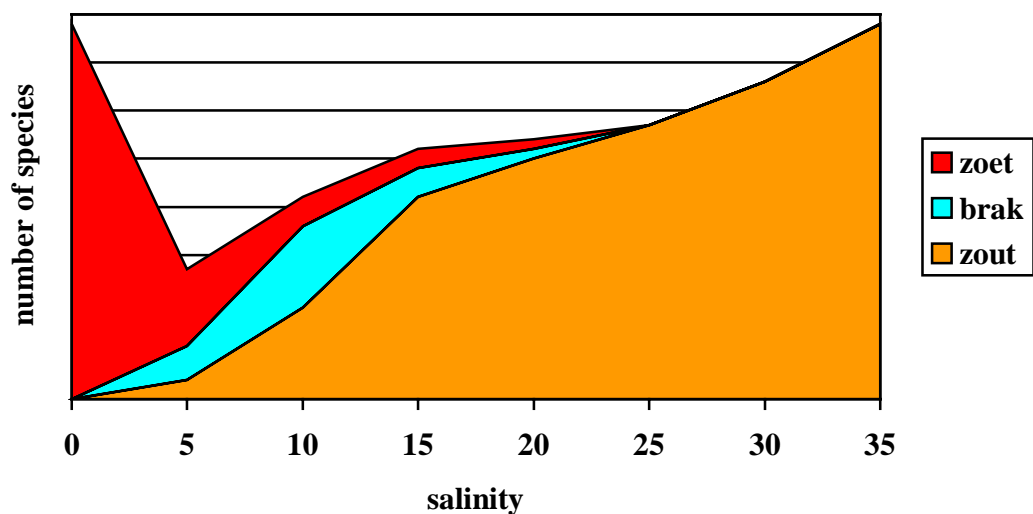


Figuur 10: De score van de biotische sediment index (BSI) index in relatie tot de mediane korrelgrootte. De oranje ruiten zijn locaties die met een chemische klasse 3 of 4, de groene vierkantjes zijn locaties met chemische klasse 1 of 2.



Figuur 11: De score van de biotische sediment index (BSI) index in relatie tot de chemische klasse.

De hier geteste methoden voor biologische beoordeling van de kwaliteit op basis van de macrobenthische gemeenschap geeft aan dat zowel de Biotic Sediment Index als de marine biotische index van Borja een indicatie geven van de chemische toestand, maar dat het verband tussen de score en de chemische klasse zwak is. Dit is bij de marine biotische index te wijten aan het feit dat de index sterk beïnvloed wordt door de korrelgrootte. Bovendien is de marine biotische index ontwikkeld voor het mariene milieu en de Biotic Sediment index voor het zoete milieu. Zowel in het zoete als het marine milieu komen veel meer soorten voor dan in de overgangszone van zoet naar zout (figuur 12). Hierdoor wordt de mogelijk te behalen score sterk beïnvloed, omdat van nature uit niet alle soorten aangetroffen kunnen worden in de te beoordelen omgeving. De twee geteste indexen kunnen wel een bruikbaar uitgangspunt zijn voor de verdere ontwikkeling van een bruikbare index, maar hiervoor moet een grotere dataset gebruikt worden.



Figuur 12: Het aantal soorten in relatie tot de saliniteit (Remane & Schlieper, 1971).

6.4.2.2 Toetsing benthos-index op de Benden-Zeeschelde

De benthos-index voor de brakke en zoute zone is toegepast op de data van 10 monsterpunten op slikgebieden in de Beneden-Zeeschelde. Vier punten van het Groot Buitenschoor, 3 van het Galgenschoor en 3 van het Paardenschor. Een van de doelen van deze toets was om te zien hoe de score via Borja werd beïnvloed door de correctie op stroomsnelheid. In Tabel 15 zijn de data voor de maand april voorgesteld, in tabel 16 deze van september.

Vooraf enige duiding van de data. In september is over het algemeen veel meer benthos waargenomen dan in april. In de winter sterft veel benthos af. In april zijn de populaties nog niet terug op peil gekomen. Het grote verschil in densiteit tussen de twee maanden is dus te wijten aan seizoensvariatie. De stations Groot Buitenschoor, Galgenschoor en paardenschor liggen allemaal op slikken in de brakke zone (figuur 13). Het Groot Buitenschoor is het meest brakke. Van het Galgenschoor is geweten dat de stroming van het overspoelend water er frequent sterker is in vergelijking met beide andere slikken.



Figuur 13: Ligging Galgenschoor (1), Groot Buitenschoor (2) en Paardenschoor (3).

De index voor organische belasting is beter in september dan in april. Dit is niet volledig in overeenstemming met wat de fysicochemische data van de OMES-database aangeven. De oorzaak van het verschil tussen de indexwaarden van beide maanden is wellicht te zoeken in de seizoensaliteit van het benthos. In april zijn hoofdzakelijk de laag scorende oligochaeten reeds aan het herstellen van de winter. Dit komt overeen met de seizoenscyclus van oligochaeten die vastgesteld is door Seys et al. (1999). Omdat de brakke zone een zeer variabele zone is waar de benthosgemeenschap het pioniersstadium nauwelijks overstijgt, zou het nuttig zijn verder onderzoek te verrichten om te zien hoe die variatie in de index kan worden opgenomen.

Is aan de data te merken dat het Galgenschoor onderhevig is aan sterkere stroomsnelheden? In september bestaat een belangrijk aandeel van de totale densiteit uit soorten die ongevoelig zijn voor stroomsnelheid (*Heteromastus* en *Macoma*). In april blijkt dit niet zo maar dit kan te wijten zijn aan de seizoensdynamiek van de benthospopulaties. De toetsing op gevoeligheid naar stroomsnelheid geeft voor beide maanden een goede score: voor beide maanden wordt een index 1 gehaald. De variatie van stroomsnelheid wordt door de index uitgevlakt, maar dit kan verholpen worden door de keuze van de stations beter te kiezen. De index voor stroomsnelheid is immers een score voor alle stations samen, en de kleine variatie tussen de slikgebieden valt hierdoor niet op. De goede score voor stroomsnelheid betekent dat de score gebaseerd op organische belasting in de eindscore (zijnde het gemiddelde van BI_{org} en BI_v) opgewaardeerd wordt. De gebieden zijn dan ook allemaal slikken, en de stroomsnelheden aldaar zijn globaal gezien lager dan in de vaargeul. In dat opzicht beantwoordt de index aan de verwachting, omdat slikken inderdaad meer waardevolle benthos-habitats zijn dan de diepwaterbodem.

Om de interpretatie van tabel 15 en 16 te vereenvoudigen, wordt in deze paragraaf een rekenvoorbeeld uitgewerkt. In tabel 15 wordt per locatie aangegeven welke soorten werden gevonden in absolute densiteiten. Op het Groot Buitenschoor (GBR) werden in april 1997

gevonden: *Macoma balthica* (42 ind/m²) en Oligochaeten (5659 ind/m²). Voor elk van de gevonden soorten worden de scores naar gevoeligheid voor organische belasting en stroomsnelheid weergegeven (links van de soortnaam). Voor *Macoma balthica* is de score voor organische belasting 1 en voor stroomsnelheid 3.

Voor de berekening van de Biotische Coëfficiënt voor gevoeligheid van organische belasting (BCorg) worden per locatie de absolute densiteiten omgezet in relatieve densiteiten (% densiteit in onderste deel van tabel). Voor het Groot Buitenschoor (GBR) werden in totaal 5701 ind/m² gevonden, waarbij het aandeel van *Macoma balthica* 0.7% (=42*100/5701) was en van Oligochaeten 99.3% (=5659*100/5701). Vervolgens wordt per locatie de procentuele abundantie van de verschillende groepen (score organische belasting) bepaald. Voor het Groot Buitenschoor (GBR) werden slechts 2 groepen teruggevonden G1org (*Macoma balthica*) en G5org (Oligochaeten). Na invulling van de formule (paragraaf 5.2.1.1) kunnen we per locatie de BCorg berekenen en deze met behulp van tabel 10 omzetten tot een Biotische Index voor organische belasting (BIorg). Voor Groot Buitenschoor is de BCorg gelijk aan 5.96 en de BIorg aan 6.

Voor de berekening van de Biotische Coëfficiënt voor gevoeligheid voor stroomsnelheid (BCv) wordt per soort het voorkomen in de verschillende locaties nagegaan. *Macoma balthica* werd teruggevonden op 4 van de 10 locaties (GBR, PS1, PS2 en PS3), bijgevolg is de procentuele aanwezigheid op de locaties gelijk aan 40%. De som van de % aanwezigheid voor alle soorten is gelijk aan de noemer van de formule voor de berekening van BCv en bedraagt 340. *Macoma balthica* is een soort die behoort tot groep 3 (redelijk indifferente soorten) en volgens de formule moet de % aanwezigheid vermenigvuldigd worden met 4 om de score te bepalen. De som van de verschillende scores per soort is gelijk aan de teller van de formule voor de berekening van BCv en bedraagt 320. De BCv is dan gelijk aan 0.94 (= 320/340). Met behulp van tabel 10 kunnen we de BCv omzetten naar de Biotische Index voor stroomsnelheid (BIv) en deze is gelijk aan 1.

De biotische index voor benthos is het gemiddelde van beide deelindices: $BI = (BIorg + BIv) / 2$. Voor Groot Buitenschoor geeft dit $BI = (6 + 1) / 2 = 3.5$, wat overeenkomt met een ontoereikende toestand.

Tabel 15: Toetsing benthos index op macrobenthosdensiteit (ind/m², gezeefd op 1 mm maaswijdte) data van april 1997 op 10 locaties: Buitenschoor (locaties GBR, GB10, GB6 en GBL), Galgenschoor (GS1, GS2, GS3) en Paardenschor (PS1, PS2, PS3). Org = organische belasting, v= stroomsnelheid. Bron: Ysebaert, Sedero-data.

score		soort	stations										%aanwezig	score
org	v		GBR	GB10	GB6	GBL	GS1	GS2	GS3	PS1	PS2	PS3		
1	3	Macobalt	42	0	0	0	0	0	0	210	42	126	40	160
2	NA	Manaest	0	419	168	377	0	0	0	0	42	0		
2	1	Mya aren	0	0	0	0	0	0	0	42	0	0	10	0
2	1	Eteolong	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	1	Neredive	0	42	0	126	0	126	0	210	713	0	50	0
3	3	Hetefili	0	0	0	42	0	0	0	1802	42	252	40	160
3	1	Pygoeleg	0	0	0	42	0	0	126	84	0	84	40	0
3	1	Corovolu	0	0	0	293	0	0	42	168	335	168	50	0
3	1	Hydrulva	0	0	0	0	0	0	0	42	0	0	10	0
3	1	Corolacu	0	0	0	0	0	0	0	42	0	0	10	0
4	1	Polylign	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1	Oligo	5659	84	335	1551	0	5449	377	7880	713	4820	90	0
NA	NA	Crancran	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
		TOTAAL	5701	545	503	2431	0	5575	545	10437	1928	5449	340	320

% densiteit:

	GBR	GB10	GB6	GBL	GS1	GS2	GS3	PS1	PS2	PS3
Macobalt	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	2,2	2,3
Manaest	0,0	76,9	33,3	15,5	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2	0,0
Mya aren	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0
Eteolong	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Neredive	0,0	7,7	0,0	5,2	0,0	2,3	0,0	2,0	37,0	0,0
Hetefili	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	17,3	2,2	4,6
Pygoeleg	0,0	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0	23,1	0,8	0,0	1,5
Corovolu	0,0	0,0	0,0	12,1	0,0	0,0	7,7	1,6	17,4	3,1
Hydrulva	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2	0,0
Corolacu	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0
Polylign	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Oligo	99,3	15,4	66,7	63,8	0,0	97,7	69,2	75,5	37,0	88,5
Crancran	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

BCv	0,94
Blv	1

	GBR	GB10	GB6	GBL	GS1	GS2	GS3	PS1	PS2	PS3
%G1org	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	2,0	2,2	2,3
%G2org	0,0	76,9	33,3	15,5	0,0	0,0	0,0	0,4	2,2	0,0
%G3org	0,0	7,7	0,0	20,7	0,0	2,3	30,8	22,1	58,7	9,2
%G4org	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
%G5org	99,3	15,4	66,7	63,8	0,0	97,7	69,2	75,5	37,0	88,5

gemiddeld

BCorg	5,96	2,31	4,50	4,68	AZ	5,93	5,08	5,20	4,01	5,58
Blorg	6	2	3	4	6	6	5	5	3	6

4,81
4

Bl	3,5	1,5	2	2,5	3,5	3,5	3	3	2	3,5	2,5
----	-----	-----	---	-----	-----	-----	---	---	---	-----	-----

Tabel 16: Toetsing benthos index op macrobenthosdensiteit (ind/m², gezeefd op 1 mm maaswijdte) data van **september** 1997 op 10 locaties: Buitenschoor (locaties GBR, GB10, GB6 en GBL), Galgenschoor (GS1, GS2, GS3) en Paardenschor (PS1, PS2, PS3). Org = organische belasting, v = stroomsnelheid. Bron: Ysebaert, Sedero-data.

score		soort	stations										%aanwezig	
org	v		GBR	GB10	GB6	GBL	GS1	GS2	GS3	PS1	PS2	PS3	score	
1	3	Macobalt	2305	210	42	1258	210	2808	0	1677	2976	4066	90	360
2	NA	Manaest	0	0	84	0	0	0	0	0	0	0	80	0
2	1	Mya aren	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	0
2	1	Eteolong	0	0	0	0	0	0	0	42	0	0		
3	1	Neredive	503	419	210	1467	0	126	0	1677	2222	922	70	0
3	3	Hetefili	3228	84	42	2096	796	5282	84	24354	5743	25150	10	40
3	1	Pygoeleg	84	126	0	84	84	42	0	42	335	796	40	0
3	1	Corovolu	5617	10899	7503	17773	84	252	0	3437	8635	3102	0	0
3	1	Hydrulva	42	84	126	0	84	0	0	545	126	1048	0	0
3	1	Corolacu	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100	0
4	1	Polylign	0	42	0	0	42	0	0	42	42	0	90	0
5	1	Oligo	3395	126	503	713	84	5575	0	2641	796	1593	10	0
NA	NA	Crancran	0	0	0	0	0	0	0	0	0	126		
		TOTAAL	15174	11988	8509	23390	1383	14084	84	34456	20875	36803	560	400

% densiteit:	GBR	GB10	GB6	GBL	GS1	GS2	GS3	PS1	PS2	PS3	BCv	Blv
Macobalt	15,2	1,7	0,5	5,4	15,2	19,9	0,0	4,9	14,3	11,0	0,71	1
Manaest	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
Mya aren	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
Eteolong	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0		
Neredive	3,3	3,5	2,5	6,3	0,0	0,9	0,0	4,9	10,6	2,5		
Hetefili	21,3	0,7	0,5	9,0	57,6	37,5	100,0	70,7	27,5	68,3		
Pygoeleg	0,6	1,0	0,0	0,4	6,1	0,3	0,0	0,1	1,6	2,2		
Corovolu	37,0	90,9	88,2	76,0	6,1	1,8	0,0	10,0	41,4	8,4		
Hydrulva	0,3	0,7	1,5	0,0	6,1	0,0	0,0	1,6	0,6	2,8		
Corolacu	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0		
Polylign	0,0	0,3	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,0		
Oligo	22,4	1,0	5,9	3,0	6,1	39,6	0,0	7,7	3,8	4,3		
Crancran	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3		
	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100		

	GBR	GB10	GB6	GBL	GS1	GS2	GS3	PS1	PS2	PS3	gemiddeld
%G1org	15,2	1,7	0,5	5,4	15,2	19,9	0,0	4,9	14,3	11,0	
%G2org	0,0	0,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	
%G3org	62,4	96,9	92,6	91,6	75,8	40,5	100,0	87,2	81,7	84,3	
%G4org	0,0	0,3	0,0	0,0	3,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,0	
%G5org	22,4	1,0	5,9	3,0	6,1	39,6	0,0	7,7	3,8	4,3	

BCorg	3,22	2,98	3,15	2,93	2,77	3,59	3,00	3,08	2,69	2,79	3,05
Blorg	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2

BI	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5	2	1,5	1,5	1,5	1,5	1,5
----	-----	-----	-----	-----	-----	---	-----	-----	-----	-----	-----

7 Aanbevelingen voor aanvullend onderzoek

Tijdens de loop van dit onderzoek is de noodzaak van verschillende aanbevelingen voor verder onderzoek duidelijk gebleken.

De index van fytoplankton voor de zoete zone zou beduidend aan waarde kunnen winnen indien de vuistregels voor plankton-productie zouden kunnen worden vervangen door werkelijk bepaalde 'ad hoc' productie-waarden. Daarvoor is procesonderzoek nodig naar primaire productie van fytoplankton in de Vlaamse overgangswateren. Onderzoek in die zin is momenteel gaande op de ULB kaderend in de OMES monitoring (zie bijlage II), maar nog niet afgerond.

De benthos-index is voor verbetering vatbaar. Borja is een goede basis, en de correctie voor stroomsnelheid is ook goed, al kan ze wel nog fijner 'getuned' worden in de omzetting van BC naar BI. Waar het vooral schort is dat er geen beoordeling in de index vervat zit voor de absolute densiteitswaarden, hetgeen noodzakelijk is gebleken. Verder is het aangewezen ook de biomassa in te bouwen in de index. Ook is de seizoentaliteit van de benthospopulaties niet in de index vervat. Daarom kan voorlopig aanbevolen worden om de benthosindex enkel of vooral in de zomer toe te passen.

Vooraf sommige soorten is de respons op organische belasting onvoldoende gekend. In de responslijst waarop Borja gebaseerd is zijn sommige responscores van dubieuze aard. Dat het Nonnetje (*Macoma balthica*) zeer gevoelig zou zijn voor organische belasting, vraagt op zijn minst bevestiging. Soortgericht onderzoek dringt zich hier op.

Oligochaeta zijn in de benthosindex als omvattend taxon opgenomen. Er zijn aanwijzingen dat er tussen oligochaetensoorten ecologische verschillen bestaan die een opsplitsing naar soortniveau zouden vereisen. Omdat oligochaeta, vooral in de zoete zone, momenteel zo dominant zijn, is verder onderzoek naar het belang van de onderlinge soorten aangewezen.

Omdat de brakke zone een zeer variabele zone is waar de benthosgemeenschap het pioniersstadium nauwelijks overstijgt, zou het nuttig zijn verder onderzoek te verrichten om te zien hoe die variatie in de index kan worden opgenomen.

Data van IJzer en Zwin zijn schaars in vergelijking met de Zeeschelde. Een intercalibratie tussen de Zeeschelde (en Westerschelde) en de IJzer en het Zwin dringt zich op, maar de bestaande data laten zulks momenteel niet toe.

Algemeen kan aanbevolen worden dat het fundamenteel onderzoek naar het ecologisch functioneren in dit kader essentieel is omdat het kan leiden tot verfijning van de referentiesituatie, aangezien deze enkel gereconstrueerd kan worden op dergelijke kennis.

8 Samenvatting en besluit

In dit werk zijn kwaliteitsindices voor fytoplankton en benthos van de Vlaamse overgangswateren voorgesteld. Eerst is nagegaan wat er in andere Europese landen reeds is verwezenlijkt. Het resultaat van deze review is klaar en duidelijk. Nergens is voor het type 'Atlantische volledig gemengde laagland-estuaria' een bevredigende index opgesteld, noch voor fytoplankton, noch voor benthos. Dit heeft te maken met de complexiteit van overgangswatersystemen. Voor de Vlaamse overgangswateren is bovendien geen ruimtelijke noch temporele referentietoestand voorhanden waaraan indices gespiegeld kunnen worden. De indices zijn bijgevolg opgesteld vanuit de gebundelde kennis van het estuarien ecologisch functioneren, met in het achterhoofd de kennis van de reeds bestaande indices met inbegrip van de specifieke tekortkomingen ervan. Op die manier werd snel duidelijk dat ingeval de opgestelde indices niet zouden beantwoorden aan de gestelde verwachtingen, ze in elk geval een verbetering zouden inhouden t.o.v. de reeds bestaande scoresystemen.

Voor fytoplankton zijn aparte indices opgesteld voor de zoute zone en de zoete zone. Voor de brakke zone, zijnde een mortaliteitszone voor het plankton, heeft dit geen zin. De indices voor fytoplankton houden rekening met de trofiegraad (met inbegrip van het belangrijke element silicium), het lichtklimaat en met het gevaar op uitspoeling. Uit de ontleding van het ecologisch functioneren is afgeleid dat de huidige toestand overeenkomt met een matige kwaliteit. Deze indices zijn eenvoudig opgesteld en zijn op een gemakkelijke manier te bepalen. Uit overleg met specialisten en na vergelijking met andere scoresystemen kan gesteld worden dat de hier opgestelde indices veelbelovend zijn. Niettemin moet hun waarde nog bewezen worden. Bij gebrek aan geschikte data kon nog geen toetsing op de Vlaamse overgangswateren worden uitgevoerd. Die data zijn evenwel in wording zodat de toetsing in de nabije toekomst mogelijk zal zijn.

Voor benthos zijn indices opgesteld voor enerzijds de zoet zone en anderzijds de brakke en zoute zone samen. De mariene index van Borja et al. (2000) is als uitgangspunt gekozen omdat die voor alle soorten de afzonderlijke respons op organische belasting in rekening brengt. Voor de zoute en brakke zone is daarop een correctie-aanvulling naar gevoeligheid voor stroomsnelheid toegepast. Voor de zoete zone is Borja als dusdanig getoetst op 'zacht sediment'. Harde substraten zijn geen natuurlijke component van de Vlaamse overgangswateren. De gevoeligheid naar pollutie of organische belasting moet voor sommige soorten verder worden onderzocht. Het eindoordeel van de benthische indices die in dit werk zijn voorgesteld is dat ze voor verbetering vatbaar blijven. Vooral het feit dat er nergens een beoordeling in de index zit naar absolute densiteitswaarden of biomassa is een tekortkoming gebleken.

9 Referenties

Adriaenssens, V., Goethals, P.L.M., Breine, J.J., Maes, J., Simoens, I., Ercken, D., Belpaire, C., Ollevier, F. & De Pauw, N. (2002a). Importance of references in the development of an estuarine fish index in Flanders (in Dutch). *Landschap* **19**: 59-62.

Adriaenssens V, Goethals PLM, De Pauw N, Breine JJ, Simoens I, Maes J, Ercken D, Belpaire C and Ollevier F (2002b) Development of an estuarine fish index in Flanders (in Dutch). *Water*, **June 2002**:1-13.

Alden, R.W., Dauer D.M., Ranasinghe, J.A Scott L.C., and Llanso R.J. 2002. Statistical verification of the Chesapeake Bay Benthic Index of Biotic Integrity. *Environmetrics* **13**: 473-498.

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.

Breine, J.J., Goethals, P., Simoens, I., Ercken, D., Van Liefferinge, C., Verhaegen, G., Belpaire, C., De Pauw, N., Meire P. & Ollevier, F., 2001. De visindex als instrument voor het meten van de biotische integriteit van de Vlaamse binnenwateren. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Groenendaal. Eindverslag van project VLINA 9901, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van het Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling. D/2001/3241/261.

Correll, D.L., 1998. The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *Journal of Environmental Quality*, **27**: 261-266.

de Deckere, E., Ysebaert, T. & Meire, P., 2001. Het Schelde-estuarium: ecologische kwaliteitsdoelstellingen. *De levende natuur*, **102**, 105-106

de Deckere, E., De Cooman, W., Florus M. & Meire, P., 2000. Karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen. Campagne II, bevaarbare waterlopen. AMINAL, afdeling Water, Brussel.

de Deckere, E., Beyen, W., Meire, P., Van Wesembeeck, P. & Florus, M., 2001. Methods for sediment quality assessment. University of Antwerp, department of Biology. Financed by Ministry of Flemish Community, Division Water.

Deegan, L. A., Finn, J. T., Ayvazian, S. G., Ryder, C. A. & Buonaccorsi, J., 1997. Development and validation of an estuarine biotic integrity index. *Estuaries* **20(3)**: 601-617.

De Lyon, M.J.H. & Roelofs, J.G.M., 1986. Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen. In opdracht van de Landinrichtingsdienst, Ministerie van Landbouw en Visserij.

De Pauw, C., 1975. Bijdrage tot de kennis van milieu en plankton in het Westerschelde-estuarium. Doctoraatscriptie Universiteit Gent, Faculteit Wetenschappen, Gent, 380p.

De Pauw, N. & Vannevel, R., (Red.) 1991. Macro-invertebraten en waterkwaliteit. Determineersleutels voor zoetwatermacro-invertebraten en methode ter bepaling van de waterkwaliteit. Stichting Leefmilieu, Antwerpen, 316p.

Fairbridge, R., 1980. The estuary: its definition and geodynamic cycle. In Olausson, E. (Eds.) Chemistry and biochemistry of estuaries. Wiley, New York, 1-35.

Fisher, T.R., Harding, R.L.W., Stanley, D.W. & Ward, L.G., 1988. Phytoplankton, nutrients, and turbidity in the Chesapeake, Delaware, and Houston estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **27**: 61-93.

Fockedey, N. & Mees, J., 1999. Feeding of the hyperbenthic mysid *Neomysis integer* in the maximum turbidity zone of the Elbe, Westerschelde and Gironde estuaries. *Journal of Marine Systems*, **22**: 207-228.

Frankignoulle, M., Abril, G., Borges, A., Bourge, I., Canon, C., Delille, B., Liberte, E. & Theate, J.-M., 1998. Carbon dioxide emission from European estuaries. *Science*, **282** : 434-436.

Frankignoulle, M., Bourge, I. & Wollast, R., 1996. Atmospheric CO₂ fluxes in a highly polluted estuary (the Scheldt). *Limnology and Oceanography*, **41**(2): 365-369.

Gray, J.S. & Mirza, F.B., 1979. A possible method for the detection of pollution induced disturbances on marine benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, **10** : 142-146.

Hellings, L., Dehairs, F., Tackx, M., Keppens, E. & Baeyens, W., 1999. Origin and fate of organic carbon in the freshwater part of the Scheldt estuary as traced by stable carbon isotope composition. *Biochemistry* **47**: 223-232.

Hendrickx, F., Maelfait, J.P., Speelman, M. & Van Straalen, N.M., 2003. Adaptive reproductive variation along a pollution gradient in a wolf spider. *Oecologia*, **13**: 189-194.

Hildebrand H., Durselen C.D., Kirschtel D., Pollinger U. & Zohary T. (1999) Biovolume calculation for pelagic and benthic macroalgae. *Journal of Phycology*, **35**: 403-424.

Hily, C., 1984. Variabilité de la macrofauna benthique dans les milieux hypertrophiques de la rade de Brest, Thèse de doctorat, UBO, 2 vol, p337.

Hughes J.E., Deegan L.A., Weaver M.J. and Costa J.E. (2002) Regional application of an index of estuarine biotic integrity based on fish communities. *Estuaries*, **25(2)**: 250—263.

Hurlbert, S.H., 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* **23**: 577-586.

Jochems H., Schneiders A., Denys L. & Van den Bergh E. 2002. Typologie van de oppervlaktewateren in Vlaanderen. Eindverslag van het project VMM. KRLW-typology 2001. IN.O.2002.27.

Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, **6(6)**: 21-27.

Krammer, K. & Lange-Bertalot, H., 1991. Bacillariophyceae. 3 Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart New York, 576 p.

Llanso RJ, Scott LC, Hyland JL, Dauer DM, Russell DE and Kutz FW (2002) An estuarine benthic index of biotic integrity for the mid-Atlantic region of the United States; II. Index development. *Estuaries* 25(6A): 1231—1242.

Lyon, M.J.H. & Roelofs, J.G.M., 1986. Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid; deel 1 Laboratorium voor Aquatische Oecologie. Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.

Meire, P.M. & Dereu, J., 1990. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress : some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *Journal of Applied Ecology* **27**: 210-223.

Meire, P, Rossaert, G., De Regge, N., Ysebaert, T & Kuijken, E., 1992. Het Schelde-estuarium: Ecologische beschrijving en een visie op de toekomst. IN-rapport nr. A 92.57, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 150p.

Menden-Deuer, S. and E.J. Lessard (2000) Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnology and Oceanography*, **45**: 569-579.

Middelburg, J.J., Klaver, G., Nieuwenhuize, J. & Vlug, T., 1995. Carbon and nitrogen cycling in intertidal sediments near Doel, Scheldt estuary. *Hydrobiologia*, **311**: 57-69.

Miles, A. & Price, N., 2002. Classifying the ecological quality of transitional waters using benthic macroinvertebrates (soft sediment communities). Working draft. R & D Project: E1-116 Environment Agency of England & Wales. Peterborough, England.

Molvaer, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J.M. & Sørensen, J., 1997. Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. A guide. Veiledning 97:03. Norwegian Pollution Control Authority, Oslo.

Muylaert, K., 1999. Distribution and dynamics of protist communities in a freshwater tidal estuary. Doctoraatscriptie Universiteit Gent, Faculteit Wetenschappen, Gent, 192p.

Muylaert, K. & Sabbe, K., 1996. *Cyclotella scaldensis* spec. nov. (Bacillariophyta) a new estuarine diatom. *Nova Hedwigia*, **63**: 335-345

Orfandis, S., Panayotidis, P. & Stanatis, N., 2002. Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science*, **2/2**: 45-65.

OSPAR (1997). Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the Maritime Area, Agreement 1997-11.

Pankow, H., 1990. Ostsee-Algenflora; Gustav Fisher Verlag Jena, Leipzig.

Remane, A. & Schlieper, C. 1971. Biology of brackish water. Wiley Interscience Division, John Wiley & Sons, New York, 372 p.

Seys, J., Vincx, M. & Meire, P. 1999. Macrobenthos van de Zeeschelde, met bijzondere aandacht voor het voorkomen en de rol van Oligochaeta. Eindverslag Onderzoek Milieu-Effecten Sigmaplan (OMES), Universiteit Gent, Sectie Marine Biologie, Gent, 81 pp.

Shannon, C.E. & Weaver, W.W., 1963. The mathematical theory of communication. University Press, Urbana, p.1-117.

Sherr E.B., Caron D.A., Sherr B.F. (1989) Simultaneous measurements of bacterioplankton production and protozoan herbivory in estuarine water. *Marine Ecology Progress Series*, **54**: 209-219.

Simboura, N. & Zenetos, A, in press 2002. Benthic indicators to use in Ecological Quality classification of Mediterranean soft bottom marine ecosystems, including a new Biotic Index. *Mediterranean Marine Science*, **3/2**: 77-111.

Soetaert, K. & Herman, P., 1994. One foot in the grave : zooplankton drift into the Westerschelde estuary (The Netherlands) using a box model with fixed dispersion coefficients. *Hydrobiologia*, **311**: 215-224.

Soetaert, K. & Herman, P.M.J., 1995. Carbon flows in the Westerschelde estuary (the Netherlands) evaluated by means of an ecosystem model (MOSES). *Hydrobiologia*, **311**: 247-266.

Struyf, E., Van Damme, S. & Meire P., 2003. Possible effects of climate change on estuarine nutrient fluxes: a case study in the highly nutrified Schelde estuary (Belgium, The Netherlands). Submitted to *Estuarine Coastal and Shelf Science*.

Tackx, M., Billiones, R., Hannouti, A., YU, H., Van Mieghem, R. & Daro, N., 1999. Studie van de interactie tussen de waterkolom en het intertidaal in de Zeeschelde: Partim kwalificatie en kwantificatie van organisch materiaal en plankton. Verslag AMIS DS6.2, Studie in opdracht van het Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Administratie Natuur-, Land-, en Waterbeheer, uitgevoerd door de Vrije Universiteit Brussel, Laboratorium voor Ecologie en Systematiek, Brussel, 30p.

Tikkanen, T. & Willén, T., 1992. Växtp planktonflora. Naturvardverket, Solna.

Tojal, C., Hendrickx, F., Tack, F.M.G., Maelfait, J.-P., Bogaert, N., Willems, K., Vernailen, P., Mertens, J. & Verloo, M., 2002. Heavy metal concentrations in the spiders *Pirata piraticus* (Clerck, 1757) and *Clubiona phragmitis* (C.L. Koch, 1843) along the scheldt estuary (Belgium). *The Scientific World journal*, **2**: 978-982.

Van Damme, S., Meire, P., Maeckelberghe, H., Verdievel, M., Bourgoing, L., Taverniers, S., Ysebaert, T. & wattel, G., 1995. De waterkwaliteit van de Zeeschelde: evolutie in de voorbije dertig jaar. *Water*, **85**: 244-256.

Van Damme S., Ysebaert, T., Meire, P. & Van den Bergh, E., 1999. Habitatstructuren, waterkwaliteit en leefgemeenschappen in het Schelde-estuarium. Rapport IN 99/24, Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, 119p.

Van Damme, S., Ysebaert, T., Herman, P., Starink, M., Hellings, L., Tackx, M., Van Cleemput, O. & Meire, P., 2003. Nutrients and trophic levels in the highly polluted Scheldt estuary at the starting point of recovery (Belgium and the Netherlands): A Synthesis. *In press*

Van den Bergh E. 2002. Kenmerkenanalyse van de Vlaamse overgangswateren overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water (2000/60/EG). Typologie, referentieopstandigheden en beoordelingssystemen, terugkoppeling van CIS werkgroep 2.4 en toepassing voor Vlaanderen. IN.A.2002.104.

Vanderborght, J.-P., Wollast, R. & Billen, G., 1997. Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part 1. Mass transfer properties and silica diagenesis. *Limnology and Oceanography*, **22**: 787-793.

Vanderborght, J.-P., Wollast, R. & Billen, G., 1997. Kinetic models of diagenesis in disturbed sediments. Part 2. Nitrogen diagenesis *Limnology and Oceanography*, **22**: 794-803.

Van Dolah R.F., Hyland J.L., Holland A.F., Rosen J.S. and Snoots T.R. 1999. A benthic index of biological integrity for assessing habitat quality in estuaries of the southeastern USA. *Marine Environmental Research*, **48**: 269-283.

Van Eck, G.T.M. & De Rooij, N.M., 1993. Potential chemical time bombs in the Schelde estuary. *Land degradation & rehabilitation*, **4**: 317-332.

Warwick, R.M., 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine Biology* **92**: 557-562.

Weisberg SB, Ranasinghe JA, Dauer DM, Schaffner LC, Diaz RJ and Frithson JB (1997) An estuarine benthic index of biotic integrity (B-IBI) for Chesapeake Bay. *Estuaries*, 20 (1): 149-158.

Wilson, J.G. & Jeffrey, D.W., 1985. A manual for the estimation of estuarine quality, 2nd edition. NBST, Dublin, 210 p.

Winterwerp, J.C., Wang, Z.B., van Pagee, J.A., Mostaert, F., Meerschaut, Y., De Mulder, T. & Claessens, J., 2002. Morphological changes in the Scheldt estuary and its consequences on hydrodynamics. P9 in Meire, P., Van Damme, S. & Heip, C. (Ed.). *ECSA Local Meeting: ecological structures and functions in the Scheldt Estuary: from past to future, Antwerp, Belgium. October 7-10, 2002. Abstract book, University of Antwerp, Antwerp, Belgium.*

Withfield, A.K. & Elliott, M., 2002. Fisheries as indicator of environmental and ecological changes within estuaries – a review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology*, **61**, 229-250.

Wollast, R., 1976. Transport et accumulation de polluants dans l'estuaire de l'Escaut. Project Mer Rapport Final. Bruxelles, Services du Premier Ministre, 10, 191-201.

Ysebaert, T. & Meire, P., 1999. Macrobenthos of the Schelde estuary: predicting macrobenthic species responses in the estuarine environment: a statistical analysis of the Schelde estuary macrobenthos within the ECOFLAT project. Instituut voor Natuurbehoud, Brussel, IN 99/19.

Ysebaert, T. & Herman, P.M.J., 2003. Het beoordelen van de ecologische toestand van kust- en overgangswateren aan de hand van benthische macro-invertebraten (macrobenthos). Nederlands Instituut voor Ecologie, Centrum voor Estuariene en Mariene ecologie, Yerseke, Nederland.

Zwolsman, J.J.G, 1994. Seasonal variability and biogeochemistry of phosphorus in the Scheldt Estuary, South-west Netherlands. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, **39**: 227-248.

Websites:

www.viron.se

10 Bijlagen

10.1 BIJLAGE I: HET BEOORDELEN VAN DE ECOLOGISCHE TOESTAND VAN KUST- EN OVERGANGSWATEREN AAN DE HAND VAN BENTHISCHE MACRO-INVERTEBRATEN (MACROBENTHOS)

10.2 BIJLAGE II: ONDERZOEK NAAR DE GEVOLGEN VAN HET SIGMAPLAN,
BAGGERACTIVITEITEN EN HAVENONTWIKKELING IN DE ZEESCHELDE OP
HET MILIEU

10.3 BIJLAGE III : STRUCTUUR EN OPBOUW VAN DE OMES DATABANK.

10.4 BIJLAGE IV: SCHELDE DATABANK (INSTITUUT VOOR NATUURBEHOUD)

De Schelde databank van het Instituut voor Natuurbehoud bevat gegevens met betrekking tot

- Macrobenthos in de Zeeschelde van 1990 tot heden. Het betreft de soorten, densiteiten en biomassa's van de bemonsteringscampagnes die in het kader van het Zeeschelde onderzoek uitgevoerd werden door het IN
 - o Op het Groot Buitenschoor werd naar aanleiding van de bouw van de Containerterminal een bemonsteringscampagne opgezet. Gedurende 10 jaar werd op 24 locaties jaarlijks bemonsterd in het najaar, twee van die 24 locaties werden maandelijks bemonsterd.
 - o Langsheen vaste transecten, gaande van laag subtidaal tot hoog slik niveau, langs de Zeeschelde wordt sinds 1996 om de drie jaar bemonsterd in het najaar.
 - o Op plaatsen die speciale aandacht vergen (baggerstortplaatsen) wordt jaarlijks in het najaar bemonsterd sinds 1999.
 - o Op natuurontwikkelingsprojecten (Ketenissepolder, paardenschor) wordt een specifiek monitoringprogramma uitgevoerd, langsheen raaien in het gebied worden maandelijks benthosstalen genomen, na verloop van tijd vermindert de frequentie en wordt de bemonstering voor natuurontwikkelingsprojecten mee opgenomen in de standaardmonitoring voor de hele Zeeschelde.
- Sedimentkarakteristieken: van elke bemonsteringsplaats worden volgende eigenschappen onderzocht:
 - o Granulometrie: korrelgrootteverdeling van de bodem op de plaats van bemonstering
 - o Organisch stofgehalte van de bodem op de plaats van de bemonstering
 - o Milieuhygiënische kwaliteit van de bodem op de plaats van de bemonstering op basis van de triade methode zoals bepaald door de Deckere *et al.* (2001).
- Sedimentatie-erosieprocessen: op het Groot-Buitenschoor, Boereschans, paardenschor en Ketenissepolder worden sedimentatie/erosie gegevens opgevolgd met behulp van sedimentatie/erosieplots.