

Nota evaluatie van de Evaluatiemethodiek. T2009 rapportage Schelde-estuarium.

Depreiter, D., Cleveringa, J., van der Laan, T., Maris, T., Ysebaert, T.,
Wijnhoven, S. (2013).

Monitor Taskforce Publication Series 2013 – 12.

20 augustus 2013
077185978:A - Definitief
C03041.002718.0400

**NOTA EVALUATIE VAN DE
EVALUATIEMETHODIEK
T2009 RAPPORTAGE SCHELDE ESTUARIIUM**

MINISTERIE VAN INFRASTRUCTUUR EN MILIEU
RIJKSWATERSTAT ZEELAND, UITVOEREND
SECRETARIAAT VAN DE VLAAMS-NEDERLANDSE
SCHELDE-COMMISSIE

11 juli 2013
077193983:0.3 - Definitief
C03041.002718.0400

Inhoud

1	Inleiding	7
1.1	Inleiding.....	7
1.1.1	Stap 1: snelle screening.....	7
1.1.2	Stap 2: problemen bij het bepalen van toets- of rekenparameters (per piramide)	8
1.1.3	Stap 3: problemen bij evaluatie (per piramide).....	8
1.1.4	Stap 4: problemen bij de eindbeoordeling	8
2	Dynamiek Waterbeweging	10
2.1	Inleiding.....	10
2.2	Toetsparameter Hoogwater.....	10
2.2.1	Evaluatie	10
2.2.1.1	Rekenparameter Jaargemiddeld Hoogwater.....	11
2.2.2	Conclusie en voorstellen voor verbetering.....	11
2.3	Toetsparameter Golven.....	11
2.3.1	Evaluatie	11
2.3.1.1	Rekenparameter Jaarlijks Maximale Golfhoogte	11
2.3.1.2	Rekenparameter Jaargemiddelde Significante Golfhoogte	12
2.3.2	Conclusie en voorstellen voor verbetering.....	12
2.3.2.1	Rekenparameter Jaarlijks Maximale Golfhoogte	12
2.3.2.2	Rekenparameter Jaargemiddelde Significante Golfhoogte	12
2.4	Verklarende parameters	13
2.4.1	Meteorologie.....	13
2.4.2	Astronomisch getij.....	14
2.4.3	Bathymetrie en geometrie.....	14
2.5	Conclusies	15
3	Bevaarbaarheid	16
3.1	Inleiding.....	16
3.2	Toetsparameter Bevaarbaarheid	17
3.2.1	Rekenparameters Hoogwater.....	17
3.2.2	Rekenparameters laagwater	17
3.2.3	Rekenparameter Onderhoudsbagervolume.....	17
3.3	Toetsparameter Looptijd getij	18
3.4	Verklarende parameters	19
3.4.1	Sedimenteigenschappen	19
3.4.2	Morfologische dynamiek	19
3.5	Conclusies	19
4	Plaat- en geulsysteem	20
4.1	Inleiding.....	20
4.2	Toetsparameter: Mondingsgebied.....	20
4.2.1	Evaluatie	20
4.2.2	Conclusie en voorstellen voor verbetering.....	20
4.3	Toetsparameter: Meergeulensysteem	20

4.3.1	Evaluatie	20
4.3.1.1	Areal intergetijdengebied vs breedte-diepte verhouding.....	21
4.3.1.2	Dynamiek op macroschaal - de grote eb- en vloedgeul.....	21
4.3.1.3	Dynamiek op mesoschaal - de kortsluitgeulen.....	22
4.3.2	Plaat, slik, Schor en ondiepwater.....	23
4.3.3	Conclusie en voorstellen voor verbetering.....	23
4.4	Toetsparameter: Ééngesysteem	23
4.4.1	Evaluatie	23
4.4.1.1	Grootschalige dynamiek – bochten ééngesysteem.....	23
4.4.1.2	Dynamiek macroschaal – sedimenttransport ééngesysteem	23
4.4.1.3	Plaat, slik, Schor en ondiepwater.....	24
4.4.2	Conclusie en voorstellen voor verbetering.....	24
4.5	Conclusies.....	24
5	Waterkwaliteit.....	25
5.1	Inleiding.....	25
5.2	Toetsparameter Zuurstof.....	25
5.2.1	Evaluatie	26
5.2.2	Conclusie en voorstellen tot verbetering	27
5.3	Toetsparameter Nutriënten.....	28
5.3.1	Evaluatie	29
5.3.1.1	Rekenparameter FastNOD.....	29
5.3.1.2	Rekenparameter BOD-C	29
5.3.1.3	Rekenparameter TDIN.....	29
5.3.1.4	Rekenparameter Totaal P.....	29
5.3.1.5	Rekenparameter DSi.....	29
5.3.1.6	Rekenparameter ICEP-TSi en ICEP-DSi.....	30
5.3.1.7	Rekenparameter TDINflux	30
5.3.1.8	Rekenparameter Nitriet.....	30
5.3.1.9	Rekenparameter Ammoniak	31
5.3.2	Conclusie en voorstellen tot verbetering	31
5.4	Toetsparameter Algen.....	31
5.4.1	Evaluatie	31
5.4.1.1	P:B ratio.....	31
5.4.1.2	Plaagalgen.....	33
5.4.2	Conclusie en voorstellen voor verbetering.....	33
5.5	Toetsparameter Toxische stoffen	34
5.5.1	Evaluatie	34
5.5.2	Conclusie en voorstellen voor verbetering.....	34
5.6	Verklarende parameters	35
5.6.1	Verklarende parameter zout	35
5.6.2	Verklarende parameter lichtlimitatie	36
5.6.3	Verklarende parameter temperatuur	37
5.6.4	Verklarende parameter Chlorofyl a.....	39
5.6.5	Verklarende parameter verblijftijd	39
5.6.6	Ontbrekende verklarende parameters	39
5.6.7	Conclusie verklarende parameters.....	40
5.7	Conclusies.....	40

6	Leefomgeving	41
6.1	Inleiding	41
6.2	Toetsparameter: Oppervlak	41
6.2.1	Evaluatie	41
6.2.1.1	Ecotopenkaarten	41
6.2.1.2	Rekenparameters en criteria	43
6.2.1.3	Evaluatie	43
6.2.2	Conclusie en voorstellen voor verbetering	43
6.3	Toetsparameter: Kwaliteit	44
6.3.1	Evaluatie	44
6.3.1.1	Lengte laagwaterlijn	44
6.3.1.2	Helling	44
6.3.1.3	Hoogtegradiënt	45
6.3.1.4	Zonering van schorren	45
6.3.1.5	Oeverbreedte schorhabitat	46
6.3.2	Conclusie en voorstellen voor verbetering	46
6.4	Toetsparameter: Turn-over	46
6.5	Conclusies	46
7	Flora en fauna	47
7.1	Inleiding	47
7.1.1	Algemene bemerkingen bij Intactness Index	47
7.1.2	Algemene bemerkingen bij Sleutelsoorten	48
7.1.3	Algemene bemerkingen bij Exoten	49
7.2	Toetsparameter broedvogels	49
7.2.1	Evaluatie	49
7.2.1.1	Intactness Index	49
7.2.1.2	Sleutelsoorten	49
7.2.1.3	Exoten	51
7.2.1.4	Conclusie en voorstellen tot verbetering	51
7.3	Toetsparameter niet-broedvogels	52
7.3.1	Evaluatie	52
7.3.1.1	Intactness Index	52
7.3.1.2	Sleutelsoorten	52
7.3.1.3	Exoten	52
7.3.2	Conclusie en voorstellen tot verbetering	52
7.4	Toetsparameter zoogdieren	53
7.4.1	Evaluatie	53
7.4.1.1	Aantal zeehonden in de maand augustus	53
7.4.1.2	Aantal zeehonden tegenover referentiepopulatie	53
7.4.2	Conclusie en voorstellen tot verbetering	54
7.5	Toetsparameter vissen	55
7.5.1	Evaluatie	55
7.5.1.1	Intactness Index	55
7.5.1.2	Sleutelsoorten	55
7.5.1.3	Exoten	55
7.5.2	Conclusie en voorstellen tot verbetering	55
7.6	Toetsparameter benthos	55
7.6.1	Evaluatie	56

7.6.1.1	Rekenparameter Intactness.....	56
7.6.1.2	Rekenparameter exoten.....	57
7.6.1.3	Rekenparameter sleutelsoorten.....	57
7.6.1.4	Verklarende parameter totale macrobenthos biomassa.....	57
7.6.2	Conclusie en voorstellen tot verbetering	58
7.7	Toetsparameter fytoplankton.....	60
7.7.1	Evaluatie	60
7.7.1.1	Rekenparameter intactness.....	60
7.7.1.2	Rekenparameter exoten.....	61
7.7.1.3	Rekenparameter sleutelsoorten.....	62
7.7.1.4	Verklarende parameter totale fytoplankton biomassa of cellen dichtheden	62
7.7.2	Conclusie en voorstellen tot verbetering	62
7.8	Toetsparameter zoöplankton	63
7.8.1	Evaluatie	64
7.8.1.1	Rekenparameter intactness.....	64
7.8.1.2	Rekenparameter exoten.....	65
7.8.1.3	Verklarende parameter totale zoöplankton biomassa	65
7.8.1.4	Verklarende parameter biomassa en soortelijk gewicht E. affinis.....	65
7.8.2	Conclusie en voorstellen tot verbetering	66
7.9	Toetsparameter Macrofyten (vegetatie).....	67
7.9.1	Evaluatie	67
7.9.2	Conclusie en voorstellen tot verbetering	68
7.10	Conclusies.....	68
8	Ecologisch functioneren	70
8.1	Inleiding.....	70
8.2	Toetsparameter macrozoöbenthos	70
8.2.1	Evaluatie	70
8.2.1.1	Rekenparameter macrobenthische biomassa – primaire productie (westerschelde).....	70
8.2.1.2	30 ton Adw aan benthos (Zeeschelde).....	71
8.2.1.3	Diversiteit benthos	72
8.2.1.4	Filterfunctie.....	72
8.2.2	Conclusie en voorstellen tot verbetering	72
8.3	Toetsparameter vissen en vogels	73
8.3.1	Evaluatie	73
8.3.2	Conclusie en voorstellen tot verbetering	74
8.4	Conclusies.....	74
9	Globale evaluatie van de methodiek.....	76
9.1	Algemeen	76
9.2	Gebrekk aan nuancering	76
9.3	Verbeterde indeling van het estuarium	78
9.4	Aanpassing van de rapportage-structuur	81
9.5	Databeschikbaarheid.....	81
9.6	Intactness index.....	82
9.7	Sleutelsoorten	83

10 Aanbevelingen en kennisleemtes	84
10.1 Scheepsgolven, windgolven en hun relevantie	84
10.2 Lichtklimaat.....	85
10.3 Energiedoorstroom in voedselweb.....	86
10.4 Broedvogels	86
10.5 Hyperbenthos en krabben	86
10.6 Habitatmodellen	86
10.7 Stroomsnelheden	87
10.8 Onzekerheden	87
11 Referenties	88

1 Inleiding

Met de T2009 evaluatie in het T2009 rapport wordt voor de eerste maal de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium toegepast. Hierbij kunnen mogelijke lacunes aan het licht komen, nieuwe inzichten kunnen leiden tot een aanpassing en verbetering van de methodiek. Daarom wordt parallel aan de T2009 evaluatie, een evaluatie van de gebruikte methodiek uitgevoerd. Dit hoofdstuk beschrijft welke aanpak gevolgd wordt bij de evaluatie van de Evaluatiemethodiek.

1.1 INLEIDING

Bij het uitvoeren van de T2009 evaluatie, werd de Evaluatiemethodiek van het Schelde-estuarium (Holzhauer et al., 2011) voor de eerste maal toegepast. Bij de uitvoering van de T2009 evaluatie in het T2009 rapport kwamen knelpunten aan bod. Er is gekozen om de evaluatie van de Evaluatiemethodiek als afzonderlijk, zelfstandig document uit te werken. Deze nota evalueert de Evaluatiemethodiek: knelpunten worden aangekaart en voorstellen tot verbetering worden geformuleerd.

De volgende referentie voor deze nota wordt gehanteerd: “Depreiter, D., Cleveringa, J., Laan van der, T., Maris, T., Ysebaert, T., Wijnhoven, S. (2013). T2009 rapportage Schelde estuarium – nota evaluatie van de evaluatiemethodiek. IMDC, ARCADIS, Universiteit Antwerpen, IMARES, NIOZ.”.

Drie types van mogelijke knelpunten werden onderscheiden bij de toepassing van de Evaluatiemethodiek:

- De methodiek is niet toepasbaar omdat de aangeleverde data ontoereikend zijn of omdat er lacunes in de berekeningswijze van een rekenparameter staan.
- De rekenparameter is perfect bepaalbaar, maar het resultaat draagt in zijn huidige vorm niet of onvoldoende bij tot een goede evaluatie van een bepaalde toetsparameter.
- De set van toetsparameters is goed te bepalen en te beoordelen, maar ze geven geen goed beeld van de toestand van het Schelde-estuarium, ze laten onvoldoende toe verbanden te leggen, oorzaken en gevolgen te achterhalen.

De evaluatie van de Evaluatiemethodiek voorziet in verschillende stappen, die in dit rapport worden uitgewerkt:

1.1.1 STAP 1: SNELLE SCREENING

De eerste stap is een snelle screening van de toets- en rekenparameters per communicatie-indicator (piramide):

- a. Is alle nodige informatie voorhanden om de methodiek toe te passen? Is met andere woorden de evaluatiemethodiek helder? Zijn alle berekeningswijzen voldoende opgenomen of zijn er onduidelijkheden?

- b. Is de evaluatie mogelijk met de beschikbare data? Deze vraag richt zich niet zozeer op de T2009 evaluatie: daar wordt in een afzonderlijke nota de databeschikbaarheid bekeken. Echter, sommige meetprogramma's in het kader van Moneos zijn slechts opgestart in 2009 of later. De vraag hier is of de data die voortvloeien uit het Moneos programma in de toekomst zullen volstaan voor een goede evaluatie.
- c. Is, op basis van onze kennis en expertise, het toepassen van een bepaalde rekenparameter zinvol?

De snelle screening van de Evaluatiemethodiek was reeds onderdeel van de nota "databehoefte en beschikbaarheid". Per piramide werd een snelle screening gedaan van de bruikbaarheid van de Evaluatiemethodiek. Hier werd nagegaan of met de formuleringen uit de methodiek en met de opgegeven data een toepassing mogelijk is. Indien in de methodiek kleine fouten of onduidelijkheden waren gesloten, konden ze in deze eerste screening gedetecteerd worden. Zo was op bepaalde plaatsen aanpassen of bijsturen in een vroeg stadium mogelijk, om in geval van tekortkomingen in de methodiek, toch tot de beoogde evaluatie te komen. Daarom werd deze stap reeds in het begin van de T2009 studie uitgevoerd en opgeleverd. Het doel van de T2009 evaluatie is weliswaar een strikte toepassing van de evaluatiemethodiek. Indien echter een toets- of rekenparameter perfect bepaald kan worden, maar het resultaat zal niet of onvoldoende bijdragen tot een goede evaluatie van het Schelde-estuarium, was een aanpassing in een vroeg stadium zinvol zijn. In voorkomend geval werd een aanpassing of alternatief voorgesteld aan de opdrachtgever. De opdrachtgever kon dan, op basis van de meegeleverde argumentatie, beslissen of met de originele methodiek dan wel met het alternatief verder gewerkt zou worden.

In deze rapportage zijn, om dubbele vermeldingen te vermijden, de resultaten van de snelle screening niet meer afzonderlijk weergegeven maar meteen opgenomen bij de bespreking per piramide.

1.1.2 STAP 2: PROBLEMEN BIJ HET BEPALEN VAN TOETS- OF REKENPARAMETERS (PER PIRAMIDE)

Tijdens de bepaling van toets- en rekenparameters, werden nauwkeurig alle mogelijke problemen opgelijst en gesynthetiseerd. Per piramide werden voorstellen ter verbetering toegevoegd. Tijdens deze fase werd echter niet meer afgeweken van de gekozen methodiek.

1.1.3 STAP 3: PROBLEMEN BIJ EVALUATIE (PER PIRAMIDE)

Na de bepaling van elke parameter, werd bij het doorlopen van de verschillende piramides de relevantie van elke parameter onder de loep genomen. Laat de set parameters een goede, ondubbelzinnige evaluatie van een indicator toe? Is er redundantie, zijn er hiaten? Vanuit de expertise van het projectteam zijn per piramide de knelpunten opgelijst en werden voorstellen ter verbetering geformuleerd. Deze werden zo mogelijk met de experts besproken.

Stappen 2 en 3 werden per piramide geëvalueerd. In hoofdstuk 2 tot en met 8 worden deze twee stappen samen per piramide gebundeld, samen met de conclusies van de snelle screening

1.1.4 STAP 4: PROBLEMEN BIJ DE EINDBEOORDELING

Leidt het geheel van piramides tot een goede evaluatie van het totale Schelde-ecosysteem? Leidt het volgen van de piramide aanpak tot ontrafelen van causale verbanden over verschillende disciplines heen? Deze vragen kwamen ook aan de orde komen tijdens de verschillende bijeenkomsten. Op basis van deze overlegmomenten, zijn voorstellen voor een eventuele aanpassing van de evaluatiemethodiek uitgewerkt.

Deze voorstellen zijn teruggekoppeld met de experts en opdrachtgever en gefinaliseerd in dit rapport. Stap 4 gaat duidelijk over alle piramiden heen en is de laatste stap in de evaluatie van de methodiek, die werd uitgewerkt in hoofdstuk 9.

2 Dynamiek Waterbeweging

De conclusies van stap 1 (snelle screening) en stappen 2 en 3 (problemen bij de bepaling van toets/rekenparameters en problemen bij de evaluatie) worden hier voor de piramide Dynamiek Waterbeweging samengebracht.

2.1 INLEIDING

De communicatie-indicator Dynamiek Waterbeweging is onderdeel van de hoofdfunctie Veiligheid, en bevat twee toetsindicatoren: Hoogwater en Golven. Voor deze toetsparameters en onderliggende rekenparameters wordt de evaluatie gemaakt vanuit een waargenomen trendontwikkeling t.o.v. en verwachte trendontwikkeling. De trendontwikkeling kan tot en met 2009 worden beschreven (in het T2009 rapport wordt de evolutie voorafgaand aan 2009 als positief of negatief beoordeeld), maar een feitelijke T2009-evaluatie is niet mogelijk, dit kan pas op basis van waarnemingen na 2009.

Bij de uitwerking van de reken- en toetsparameters werden kleine hindernissen vastgesteld, die hieronder kort beschreven worden.

2.2 TOETSPARAMETER HOOGWATER

2.2.1 EVALUATIE

De toetsparameter Hoogwater worden geëvalueerd op basis van de trendontwikkeling van de rekenparameters jaargemiddeld hoogwater en het jaarlijks 99-percentiel hoogwater. Beide rekenparameters worden afgeleid uit tijdreeksen van hoog- en laagwaterstanden op verschillende stations binnen het Schelde-estuarium en erbuiten (als referentiekader). In het kader van de hoofdfunctie Veiligheid is het gemiddelde en 99-percentiel hoogwater relevant voor overstromingsrisico's langsheen het estuarium.

Rekenparameter	Beoordeling
Jaargemiddeld hoogwater	Een toename van de jaargemiddelde hoogwaters of 99-percentiel hoogwater ten opzichte van de verwachte trendontwikkeling wordt als negatief geëvalueerd.
Jaarlijks 99-percentiel hoogwater	
Maximale golfhoogte	Een toename van de maximale golfhoogte ten opzichte van de verwachte trend, wordt als negatief beoordeeld.
Significante golfhoogte	De significante golfhoogte wordt niet vermeld in de voorgeschreven methodiek, maar wordt uitgewerkt omdat gebleken is uit de analyse van de maximale golfhoogte, dat deze geen trend bevat wat vermoedelijk een gevolg is van de grote meteorologische variabiliteit tussen verschillende jaren.

<p>Cumulatieve distributiefunctie van de significante golfhoogte</p>	<p>In de methodiek wordt vooral het beoordelen van het effect van bathymetrische veranderingen op de maximale golfhoogte nagestreefd. De significante golfhoogte is minder diepte-gelimiteerd dan de maximale golfhoogte. Beide parameters zijn in de praktijk weinig leerrijk. Een alternatief voorstel was om de cumulatieve distributiefunctie (CDF) van de significante golfhoogte van verschillende jaren te vergelijken. In die zin kunnen effecten op specifieke golfhoogtes geëvalueerd worden. Op dit ogenblik is de aanpak zo dat de maximale en minimale uitersten van de CDF's tussen ca. 1997 en 2009 zullen worden gebruikt om in navolgende jaren eventuele afwijkingen of trends te identificeren.</p>
--	--

2.2.1.1 REKENPARAMETER JAARGEMIDDELD HOOGWATER

Aandachtspunt: De beginfase van de 18.6-jarige cyclus is nodig om deze cyclische invloed op gelijkaardige wijze uit de jaargemiddelde hoog- en laagwaters binnen het gehele estuarium te filteren. Immers, duur van de cyclus is zo groot ten opzichte van de andere processen (looptijd van het getij, aardrotatie, ...) dat de fase binnen het gehele estuarium constant is.

Aandachtspunt: De uitwerking van jaargemiddeld hoogwater en laagwater zijn uitgesplitst in twee verschillende hoofdstukken. Naast deze extrema, is ook de evolutie van de getijslag (verschil tussen hoog- en laagwater- een belangrijke parameter die in de methodiek niet expliciet uitgewerkt wordt maar wel belangrijk is voor de interpretatie.

2.2.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN VOOR VERBETERING

Uitwerking: De beginfase is bepaald op de meetreeks van Vlissingen die loopt van 1888 tot en met 2009.

Voorstel: De getijslag expliciet opnemen als reken- of toetsparameter in plaats van enkel jaargemiddeld hoogwater.

2.3 TOETSPARAMETER GOLVEN

2.3.1 EVALUATIE

De toetsparameter Golven wordt volgens de methodiek uitgewerkt onder de vorm van de maximale jaarlijkse golfhoogte. Deze parameter wordt afgeleid uit golfeigenschappen op verschillende golfmeetstations. Een afname in de maximale jaarlijkse golfhoogte wordt in de methodiek als positief geëvalueerd.

2.3.1.1 REKENPARAMETER JAARLIJKS MAXIMALE GOLFHOOGTE

Er wordt in de methodiek gesproken over de "maximale jaarlijkse golfhoogte", maar er wordt niet verduidelijkt of het gaat over de "jaarlijks maximale waarde van de maximale golfhoogte (H_{max})", de "jaarlijks maximale significante golfhoogte H_s " of de "jaargemiddelde maximale H_{max} ".

De maximale golfhoogte is een extreme waarde waarvan verwacht wordt dat deze meer wordt beïnvloed door meteorologische omstandigheden (stormweer) dan door (veranderingen van) de geometrie of bathymetrie van het estuarium, of het estuariën systeem als geheel. De natuurlijke variabiliteit in het optreden van stormen is echter groot, zodat de natuurlijke variabiliteit van de maximale jaarlijkse golfhoogte eveneens groot is. Bijgevolg is het vrijwel onmogelijk om de invloed van veranderingen in het systeem op de maximale golfhoogte te evalueren. Desondanks is de parameter relevant in het kader van de hoofdfunctie veiligheid.

Een betere benadering om de invloed van de systeemverandering op de golfhoogte te evalueren, is om de jaarlijkse gemiddelde significante golfhoogte te analyseren omdat de extreme events (stormen) hier minder invloed op zullen hebben dan op de maximale golfhoogte. Op die wijze zullen systeemveranderingen sneller herkenbaar zijn in veranderingen in de significante golfhoogte.

2.3.1.2 REKENPARAMETER JAARGEMIDDELDE SIGNIFICANTE GOLFHOOGTE

Knelpunt : de Jaarlijkse Maximale Golfhoogte wordt sterk beïnvloed door meteorologie en verschaft relatief weinig informatie over veranderingen in het systeem.

Een alternatieve aanpak bestaat uit de analyse van de jaarlijkse cumulatieve verdeling van de significante golfhoogtes. Hierbij wordt nagegaan of de golfhoogteverdeling in jaren na de verruiming (vanaf 2010) verschillend zijn van de jaren vóór de verruiming (tot 2009). In het kader van de T2009-rapportage kan de golfdistributie voor de jaren voorafgaand aan de verdieping worden bepaald, en gecontroleerd op het bestaan van trends hierin. Voor jaren na 2009 kan getoetst worden of de golfverdeling gelijk blijft, of gewijzigd is ten opzichte van de voorgaande jaren.

2.3.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN VOOR VERBETERING

2.3.2.1 REKENPARAMETER JAARLIJKS MAXIMALE GOLFHOOGTE

- De jaarlijkse maximale waarde van de maximale golfhoogte (H_{max}) is uitgewerkt.
- Golfgegevens zijn niet beschikbaar voor de Zeeschelde.
- De golfmetingen bevatten zowel wind- als scheepsgolven. Er is op heden relatief weinig kennis over het gedrag van scheepsgolven tegenover windgolven en hun effect op zowel harde begrenzingen als op bv. schorranden. Het belang van golven voor ecologie is thans niet in de methodiek opgenomen, maar wordt wel als suggestie voor de toekomst meegegeven. Het vormt in ieder geval een kennisleemte.

2.3.2.2 REKENPARAMETER JAARGEMIDDELDE SIGNIFICANTE GOLFHOOGTE

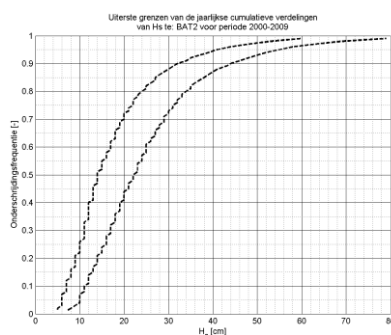
Er is in overleg met de opdrachtgever besloten om ook de significante golfhoogte te analyseren. Door het jaargemiddelde te nemen worden meteorologische *events* ook minder sterk in de resultaten weergegeven. Een nadeel van de jaarlijkse uitmiddeling is wel dat in sommige gevallen in de jaargemiddelde waarde golfhoogten bevat die niet dieptebeperkt zijn. In dat geval is de rekenparameter opnieuw minder afhankelijk van de waterdiepte en dus veranderingen daarin.

Om de voorgaande beperking op te heffen en omdat de beschikbare meetreeksen relatief kort zijn, is voor de golfgegevens ook de cumulatieve distributie van de significante golfhoogte voor de beschikbare jaren (~1997 – 2009) opgesteld. Hiermee wordt een gevoel bekomen van de variabiliteit in deze verdeling. Aan

de hand van deze voorstelling kan vanaf 2010 vastgesteld worden of de cumulatieve distributie binnen de grenzen van de verdelingen van de voorgaande jaren valt, en/of er trendmatige veranderingen voorkomen.

De onduidelijkheid blijft evenwel hoe significant de periode van ca. 1997 tot 2009 is voor de gehele natuurlijke variabiliteit in golfhoogtes. In vergelijking met bijvoorbeeld de waterstandsmetingen, is het moeilijk om significante trends in deze gegevens.

De significante golfhoogte was niet meegeleverd met de ter beschikking gestelde dataset, maar IMDC had deze RWS-gegevens in bezit in het kader van het Monitoringprogramma Flexibel Storten, in opdracht van afdeling Maritieme Toegang. Deze gegevens zijn ook in het kader van de T2009 gebruikt.



2.1: Voorbeeld van een grenzen van de CDF van de significante golfhoogte te Bath tussen 2000 en 2009.

2.4 VERKLARENDE PARAMETERS

2.4.1 METEOROLOGIE

Aandachtspunt:

In de methodiek wordt vermeld dat “meteorologische invloeden bij bepaling van de indicatoren impliciet worden meegenomen. Zij introduceren van jaar op jaar een willekeurige component die weliswaar grotendeels zal worden uitgemiddeld maar kan bijdragen aan een spreiding in de data. Omdat de rekenparameters zijn gebaseerd op jaargemiddelde waarden is de invloed van de meteorologie op de rekenparameters beperkt”.

De methodiek is niet geheel duidelijk over de uitwerking van specifieke parameters (wind, neerslag). Meteorologische (extreme) omstandigheden over het algemeen weinig invloed op jaargemiddelde waterstanden; maar des te meer op bv. de maximale golfhoogte. Bij de interpretatie wordt inderdaad indirect rekening gehouden met de meteorologie, door het feit dat extreme golfhoogtes of waterstanden veroorzaakt (kunnen) worden door extreme wind- of neerslagcondities.

Keuze:

Er is een alternatieve benadering gebruikt om de meteorologie (wind) in de analyse te betrekken.

De invloed van de meteorologie op een bepaalde rekenparameter kan geanalyseerd worden door een correlatie te zoeken tussen de stormopzet te Vlissingen en de residuen op de trends bepaald voor een bepaalde rekenparameter. De stormopzet te Vlissingen is immers een goede maat voor het optreden van

stormen die een effect hebben op de Schelde en dus voor de meteorologische variabiliteit. Deze aanpak is toegepast in het T2009 rapport.

2.4.2 ASTRONOMISCH GETIJ

Aandachtspunt:

In de methodiek is niet precies aangeduid op welke wijze het astronomisch getij dient onderzocht te worden: gaat het enkel over de harmonische componenten die aangeleverd zijn of dienen ook tijdreeksen samengesteld te worden. Daarnaast is niet opgegeven welke harmonische componenten dienen geanalyseerd te worden.

Keuze:

In het T2009 rapport zijn thans de samengestelde tijdreeksen en de harmonische componenten geanalyseerd. Uit de samengestelde tijdreeksen zijn de astronomische hoog- en laagwaterstanden geëxtraheerd.

Volgende harmonische parameters zijn geanalyseerd:

- Astronomische componenten: M2, S2, N2 en M4
- Harmonische hoogwaters (jaarlijks gemiddelde en p99 waarde)
- Harmonische laagwaters (jaarlijks gemiddelde en p01 waarde)
- Jaargemiddelde waterstanden (z0 component)

Knelpunt:

Momenteel zijn er astronomische componenten beschikbaar van aan de monding tot en met Bath. Indien er componenten meer stroomopwaarts (i.e. langs de Zeeschelde) beschikbaar zijn, kunnen meer gefundeerde conclusies getrokken worden over de oorzaken van de getijontwikkeling.

Oplossing: In de toekomst dienen astronomische getijreeksen of harmonische componenten voor stations langs de Zeeschelde ter beschikking gesteld te worden.

2.4.3 BATHYMETRIE EN GEOMETRIE

De wisselwerking tussen bathymetrie, geometrie, waterstanden en astronomisch getij dient in rekening gebracht te worden bij de interpretatie van trends en trendbreuken. In de methodiek wordt een overzicht gegeven van resultaten uit de studie van Van Rijn (2010) zonder te verduidelijken welke parameters precies verwacht worden in de uitwerking. Er wordt wel een beeld geschetst van de relaties tussen ingrepen en mogelijke trendbreuken in de reken- en andere parameters.

- Menselijke ingrepen

Aandachtspunt: Er is historisch geen overzicht van de aanleg- t.o.v. de onderhoudsbaggervolumes. Voor bepaalde interpretaties en correlaties zou dit nuttig zijn.

Oplossing: Er is waar mogelijk naar literatuur verwezen.

- Morfologische parameters

Knelpunt: Voor de Beneden-Zeeschelde is de bathymetrische data soms onvolledig wat de interpretatie/correlatie van de afgeleide parameters (per OMES segment) bemoeilijkt.

Oplossing: Er wordt gebruikt gemaakt van bijkomende informatie uit de communicatie-indicator Plaat- en Geulsysteem om interpretaties of correlaties te verfijnen (sedimentvolume, doorstroomoppervlak, verhouding van het wateroppervlak bij hoog- en laagwater).

2.5 CONCLUSIES

In de toekomst zou naast het jaargemiddeld hoogwater ook de evolutie van de getijslag beschouwd worden. Deze parameter combineert de evolutie van hoog- en laagwater en geeft hiermee belangrijk systeeminzicht. Bovendien is de parameter minder afhankelijk van de variatie in bovenafvoer dan de individuele extrema.

Uit onder meer overleg met Marcel Stive (TU Delft, als extern expert van het consortium) komt naar voren dat de analyse van de golven vermoedelijk een grotere rol speelt voor de ecologie (en dan met name de scheepsgolven) dan voor de veiligheid. De analyse van de golven lijkt dan ook minder van belang in het hoofdstuk m.b.t. veiligheid en zou beter bij de habitats beoordeeld worden.

De grote variabiliteit in golfhoogtes in opeenvolgende jaren verhindert het vaststellen van een significante trend en brengt de vraag naar voor welke tijdreeks nodig is om een significante trend te kunnen bepalen. Een toekomstige evaluatie wordt in dit opzicht bemoeilijkt aangezien er geen duidelijk referentiekader is.

Het relatief belang van scheepsgolven en windgolven voor structuren en ecologie vormen eveneens een kennisleemte. Bovendien is de monitoring er op heden niet aangepast om dit soort analyses uit te voeren.

Voor de evaluatie van de oorzaken van de stijging van de jaargemiddelde hoog- en laagwaters zouden astronomische componenten voor stations in de Zeeschelde beschikbaar moeten worden zijn.

Een meer doorgedreven analyse van het getij in het algemeen zou meer inzicht kunnen leveren in de verbanden tussen verklarende parameters en de waargenomen trends of trendbreuken.

Het uitbreiden van het onderzoek van de astronomische of harmonische componenten van het getijsignaal, waarbij niet alleen naar amplitudes van componenten wordt gekeken (zoals in het hoofdrapport uitgevoerd) maar ook naar faseverschuivingen doorheen de tijd (wat een invloed kan hebben op de vorm, asymmetrie, ... van de getijkromme) kan bijkomende inzichten geven in de relatie tussen morfologische en hydrodynamische veranderingen.

Het vaststellen van correlaties tussen getij en bovenafvoer (in het hoofdrapport) kan in toekomstig of bijkomend onderzoek uitgevoerd worden door het opstellen van multivariate regressiemodellen of Principal Component analyse teneinde een groter deel van de waargenomen variabiliteit of residuen te verklaren.

3 Bevaarbaarheid

De conclusies van stap 1 (snelle screening) en stappen 2 en 3 (problemen bij de bepaling van toets/rekenparameters en problemen bij de evaluatie) worden hier voor de piramide Bevaarbaarheid samengebracht.

3.1 INLEIDING

De communicatie-indicator Bevaarbaarheid is onderdeel van de hoofdfunctie Toegankelijkheid, en bevat twee toetsparameters, Bevaarbare diepte en Looptijd getij. Deze zullen uitgewerkt worden zonder toetsing aan normen of beleidskaders, maar wel wordt afgeleid of ontwikkelingen negatief of positief zijn voor het systeem.

In dit hoofdstuk worden aandachts- en knelpunten met betrekking tot de uitwerking en evaluatie van de reken- en toetsparameters binnen de communicatie-indicator Bevaarbaarheid weergegeven.

Algemene opmerking:

Vanuit de projectgroep (M. Schrijver (RWS) en Klaas Ryckaert, Stijn Bosmans (WenZ)) is aangeduid dat de stroomsnelheid een belangrijke parameter is in het kader van de bevaarbaarheid maar niet in de methodiek opgenomen zijn. In de methodiek staat vermeld dat “de communicatie-indicator Bevaarbaarheid” zich richt op het verkrijgen van inzicht in het functioneren van de waterbeweging in relatie tot de hoofdfunctie toegankelijkheid van het Schelde-estuarium. Dit houdt in dat bijvoorbeeld eventuele ontwikkelingen in scheepstypen, geulwandbestortingen, wrakverwijdering, externe veiligheid [...] e.d. buiten beschouwing worden gelaten. Ook het garanderen van een veilige doorvaart voor schepen in het Schelde-estuarium vormt geen onderdeel van de evaluatiemethodiek [...]” Op basis van dit laatste punt kan de relevantie van de stroomsnelheid in elk geval in vraag getrokken worden; of dient de methodiek toch breder beschreven worden.

3.2 TOETSPARAMETER BEVAARBAARHEID

3.2.1 REKENPARAMETERS HOOGWATER

Zie 2.2. voor hoogwater.

3.2.2 REKENPARAMETERS LAAGWATER

Algemeen:

Voor laagwater is dezelfde algemene opmerking te maken als deze voor hoogwater. Het belangrijkste aandachtspunt is dat de beginfase van de 18.6-jarige cyclus gekend moet zijn om deze cyclische invloed op gelijkaardige wijze uit de jaargemiddelde hoog- en laagwaters binnen het gehele estuarium te filteren.

Knelpunt: Er wordt vanuit de projectgroep opgemerkt dat de laagwaterstand als criterium voor de bevaarbaarheid niet logisch is, aangezien de lokale diepte hierbij ook een rol speelt.

Keuze: De opmerking is terecht te noemen: de beschikbare diepte zou moeten beschouwd worden in plaats van de waterstand. De uit te voeren analyse zou dus moeten rekening houden met de lokale waterstand en bodemligging. In een toekomstige aangepaste methodiek zou dit aan bod kunnen komen.

3.2.3 REKENPARAMETER ONDERHOUDSBAGGERVOLUME

▪ Algemeen

Knelpunt:

Zoals vermeld onder Hoofdstuk 5.2.3.2 van het T2009 rapport is de gebruikte data afkomstig van de afdeling Maritieme Toegang. Ze bevatten verwerkte gegevens van het BIS. Deze gegevens zijn voldoende uitgebreid en volledig om een goede evaluatie van de rekenparameter Onderhoudsbaggervolume uit te voeren.

Een duidelijke onderverdeling verdieping/onderhoud voor de baggerwerken ten tijde van de eerste twee verdiepingen had een nog meer uitvoerige interpretatie en evaluatie mogelijk gemaakt. Momenteel omvat de bespreking zowel het onderhoud als de verdieping waardoor de titel van het hoofdstuk eigenlijk niet overeenkomt met de inhoud ervan.

Oplossing: Indien de gevraagde parameters niet geregistreerd zijn tijdens de uitvoeren, is het niet mogelijk om het onderscheid tussen verdieping en onderhoud voor die periodes te maken.

▪ Havenstortingen

Knelpunt: De gegevens zijn slechts sinds 2002 beschikbaar, en onvolledig. Dit bemoeilijkt een correcte en grondige interpretatie/correlatie.

Oplossing: Een oplossing op korte termijn (namelijk het samenstellen van een databank met de gegevens over havenstortingen) is niet mogelijk.

▪ Zandwinning, extractie

Knelpunt: Er zijn voor de zandwinning op de Beneden-Zeeschelde enkele niet-corresponderende brondata beschikbaar. De afdeling Maritieme Toegang bevestigde dat de gegevens uit het MER Westerschelde de meest betrouwbare zijn.

Oplossing: Voor de periode voor 2005 werd de data uit de MER Westerschelde overgenomen. Voor de jaren nadien werd de data uit de aangeleverde data gebruikt ("20120113_Overzichtzandwinning Beneden-Zeeschelde_1994_2010.xls").

Ook voor de Westerschelde werd er meer volledige data teruggevonden buiten de aangeleverde gegevens voor onderhavig project (S-MD-N-011 - Zandwinning). In het kader van het project 'Instandhouding Vaarpassen' is door SVASEK Hydraulics een data-set met de complete wingegevens voor zowel de handel als de overheid sinds 1956 tot en met 2008 beschikbaar gesteld. Deze werd gebruikt voor het opmaken van de grafieken inzake zandwinning.

3.3 TOETSPARAMETER LOOPTIJD GETIJ

Knelpunt:

In de methodiek fase 2 wordt voorgeschreven dat bij het bepalen van de trendlijn voor de jaargemiddelde HW en LW looptijden er rekening dient gehouden te worden met de 18.6-jarige cyclus en andere fluctuaties. Alhoewel in sommige gevallen een 18.6-jarige cyclus op statisch significante wijze gefit kan worden, kan dit toch veroorzaakt worden door toevallige variaties in de data (bv omdat niet steeds een vaste fase geldt over heel het estuarium zoals voor de jaargemiddelde laag- en hoogwaters mogelijk is en bv over de trendbreuk looptijd Vlissingen-Bath treedt zelfs een fasesprong op). Indien het toch aanwezig zou zijn, is het mogelijk dat ze moeilijk terug te vinden is door het feit dat de fout op de nauwkeurigheid van de meetmethodiek vóór 1987 een te groot effect had op de looptijd (Kuipers en Lescinski, 2012).

De 18.6-jarige cyclus treft in hoofdzaak de amplitude van het getij. Een verandering in waterstand, verandert het doorstroomoppervlak en dus de hydraulische straal. Dit heeft een invloed op de voortplantingssnelheid. Het is niet eenvoudig om vast te stellen op welke manier de 18.6-jarige cyclus een (significante) invloed zou hebben op de voortplantingssnelheid van een golf. Er kan verwacht worden dat deze invloed zeer klein is omdat de amplitudevariatie slechts enkele centimeters bedraagt. Bovendien zal de morfologie doorheen de tijd mee wijzigen (naast andere parameters) wat ook een invloed heeft op de getijvoortplanting.

Volgens de formules voorgesteld in Van Rijn (2010) bedraagt het theoretische verschil in de golfsnelheid van hoog- en laagwater 1 tot 2 m/s indien de golfsnelheid 5 tot 10 m/s bedraagt en indien de getij-amplitude 20 tot 30 % van de gemiddelde waterdiepte bedraagt. Indien de amplitude 1% van de waterdiepte zou bedragen (bv 10 cm dan gemiddeld bij een waterdiepte van 10 m), dan levert dit theoretisch gezien een verschil in loopsnelheid op van 0.5%. De amplitude van de 18.6-jarige cyclus bedraagt effectief enkele centimeters.

Voor het traject Vlissingen-Hansweert (iets minder dan 36 km) bedraagt de looptijd thans iets minder dan 3600 seconden: de gemiddelde loopsnelheid van de getijgolf is ongeveer 10 m/s. Een verhoging van de waterdiepte met 1%, levert zo een toename van de loopsnelheid op van 10 m/s naar 10,05 m/s en een afname van de looptijd van 18 seconden op dit traject. Dit is in de orde van, of zelfs kleiner dan de jaar op jaar variabiliteit van de looptijd op dit traject.

Rekening houdend met de natuurlijke variabiliteit van de looptijd en de fouten op de metingen (voor 1987), ten opzichte van het potentieel effect van de 18.6-jarige cyclus, lijkt het uitfilteren van deze cyclus uit de looptijd een actie met beperkte relevantie.

Keuze: In de analyse van de looptijd is rekening gehouden met de 18.6-jarige cyclus, maar een vaste beginfase kon echter niet bepaald worden.

Knelpunt: Er wordt opgemerkt vanuit de projectgroep dat de vorm van de getijkromme een grotere rol speelt voor de bevaarbaarheid dan de looptijd van de getijgolf en dat in die zin het tijvenster een betere parameter is om te beschouwen.

Keuze: De methodiek is gevolgd, wat betekent dat de looptijd van het getij uitgewerkt is als reken- en toetsparameter. De opmerking kan echter meegenomen worden naar de toekomst bij herziening van de methodiek.

3.4 VERKLARENDE PARAMETERS

3.4.1 SEDIMENTEIGENSCHAPPEN

Onder sedimenteigenschappen zullen de slib/zand-verhoudingen in de onderhoudsbaggervolumes (rekenparameter) beschouwd worden.

3.4.2 MORFOLOGISCHE DYNAMIEK

De morfologische dynamiek wordt uitgewerkt onder de communicatie-indicator Plaat- en Geulstelsel.

3.5 CONCLUSIES

Voor de uitwerking van dit hoofdstuk zijn de meeste gegevens aanwezig, met uitzondering van een volledige gegevensset die verband houdt met de havenstortingen, en een onderscheid tussen onderhoud- en verdiepingsbaggervolumes voorafgaand aan de tweede verruiming. Bij dit laatste punt is het dus belangrijk rekening te houden met het feit dat de 'onderhoudsbaggervolumes' voor een groot deel van de tijdreeks zowel onderhouds- als verdiepingsbaggervolumes bevatten.

Zoals opgemerkt bij het hoofdstuk Dynamiek Waterbeweging, zou ook de getijslag als parameter moeten uitgewerkt worden (in plaats van enkel de individuele extrema) om een duidelijk beeld te krijgen van de evolutie van het getij in het estuarium. Er wordt verder ook verwezen naar het nut van een algemene uitbreiding van het onderzoek van het getijsignaal (zie §2.5 waar dit verder beschreven is).

Niet alle aangeleverde bagger- en stortgegevens bleken consistent. De data die in het kader van de MER werden gebruikt, werden aangeduid als meest betrouwbare. Een vollediger overzicht van de baggergegevens in het kader van de havenstortingen is gewenst.

4

Plaat- en geulsysteem

De conclusies van stap 1 (snelle screening) en stappen 2 en 3 (problemen bij de bepaling van toets/rekenparameters en problemen bij de evaluatie) worden hier voor de piramide Plaat-geulsysteem samengebracht.

4.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk worden aandachts- en knelpunten met betrekking tot de uitwerking en evaluatie van de reken- en toetsparameters binnen de communicatie-indicator Plaat-geulsysteem weergegeven.

De belangrijkste aspecten die in de methodiek aandacht behoeven zijn de aandacht voor de intergetijdegebieden (het 'plaat' uit deze indicator) en het grote verschil tussen het aantal en soort parameters in het meergeulensysteem en het enkelgeulstelsel.

4.2 TOETSPARAMETER: MONDINGSGEBIED

4.2.1 EVALUATIE

De rekenparameter en het criterium zijn kwalitatief en hebben betrekking op het open karakter en de natuurlijke morfologie. Deze kwalitatieve beoordeling is goed uit te voeren, maar intrinsiek subjectief.

4.2.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN VOOR VERBETERING

Een groot deel van het mondingsgebied is onderdeel van de Natura2000-gebieden Westerschelde en Vlakte van de Raan (Nederland). De natuurwaarden van de Vlakte van de Raan zijn beschreven in instandhoudingsdoelen en kernopgaven. Het valt te overwegen om de (abiotische dragers van de) beschermde natuurwaarden te betrekken in de toetsparameter. Voor een alternatieve kwantitatieve beoordeling, bijvoorbeeld op het sedimentvolume/ingreepvolume/gemiddelde diepte, is vanwege het grote areaal van het gebied lastig een betrouwbare trend vast te stellen. Het lijkt daarom verstandig de kwalitatieve beoordeling te handhaven.

4.3 TOETSPARAMETER: MEERGEULENSYSTEEM

4.3.1 EVALUATIE

De gehanteerde indeling in macrocellen sluit niet aan op de indeling in OMES-segmenten in bijvoorbeeld het hoofdstuk leefomgeving. Daardoor is een op een doorvertaling van de ontwikkelingen die worden beschreven en getoetst in dit hoofdstuk naar het hoofdstuk leefomgeving niet mogelijk. Overwogen kan worden om de ontwikkelingen die geen betrekking hebben op het functioneren van het meergeulensysteem

te beschouwen op de schaal van de OMES-segmenten, of omgekeerd bij leefomgeving de macrocellen te gebruiken.

4.3.1.1 *AREAAL INTERGETIJDENGEBIED VS BREEDTE-DIEPTE VERHOUDING*

De rekenparameter Areaal intergetijdengebied vs breedte-diepte verhouding heeft de facto geen betrekking op het meergeulensysteem. Al het geulvolume wordt samen beschouwd. De parameter is zeer inzichtelijk voor het bepalen van de geometrie op megaschaal (de trechtvorm van het gehele estuarium) en heeft een directe relatie met de waterbeweging. Het verdient aanbeveling om deze parameter op een ruimtelijk schaalniveau boven het meergeulensysteem te plaatsen. De analyse kan worden uitgevoerd voor de OMES-segmenten ook voor Zeeschelde.

De zandhuishouding per bochtgroep staat nu benoemd als verklarende parameter onder de rekenparameter Areaal intergetijdengebied vs breedte-diepte verhouding. Een logischer plek is bij de volgende rekenparameter Dynamiek op macroschaal

4.3.1.2 *DYNAMIEK OP MACROSCHAAL - DE GROTE EB- EN VLOEDGEUL*

Volume en dimensie van de geulen

Bij de veranderingen volume en dimensie van geulen wordt niet expliciet gesproken over de eb- en vloedgeulen, hoewel uit de tekst en de latere beoordeling blijkt dat dit wel noodzakelijk is. Voorgesteld wordt om dit expliciet te omschrijven in het voorbeeld.

Bij het intermezzo baggeren en storten in de geulen wordt de ontwikkeling op een relatief lange termijn beschreven (1955 heden). Voor de evaluatie van de dynamiek is het zinvol om een tijdsbestek te benoemen voor de ontwikkelingen die worden geanalyseerd. Dat tijdsbestek wordt bij voorkeur gekoppeld aan een periode waarover de ontwikkelingen en ingrepen een vergelijkbare trend vertonen, bijvoorbeeld beginnend na 1995 (zodat de oost-west strategie onderdeel is van de trend, maar de eerdere oost-oost strategie niet).

Bruto sedimenttransportcapaciteit

De bruto sedimenttransportcapaciteit is een parameter die op basis van modelberekeningen bepaald moet worden. Kortdurende raaimetingen dan wel langdurende puntmetingen geven te weinig inzicht in respectievelijk de variatie in de tijd en de variatie in de ruimte die optreden in het sedimenttransport. Metingen kunnen wel worden gebruikt om de modeluitkomsten te beoordelen. Een studie uit 2007¹ voor het Eems-estuarium geeft inzicht in de mate van variatie in de capaciteiten die volgt uit het gebruik van verschillende sedimenttransport formuleringen en verschillende getijden (springtij vs gemiddeld tij). Dit illustreert het belang van afspraken over de te gebruiken (getij)randvoorwaarden en transportformuleringen. Ook moet worden afgesproken welke uitvoerlocaties (raai, raaien) worden gebruikt. Indien mogelijk moet deze worden berekend in samenhang met of met dezelfde modelsimulaties als andere parameters die worden afgeleid uit modelberekeningen (stroomsnelheid, bodemdynamiek, verhangen,...). Eenzelfde fasering in de tijd als de ecotopenkaarten lijkt daarmee aanbevelenswaardig. Voor de ecotopenkaarten 2008 en 2010 is dit aangegeven met de berekeningen 1 en 2 in tabel 4.1.

Voor het begrip van de veranderingen die optreden in de sedimenttransportcapaciteit zijn aanvullende modelsimulaties nodig, omdat zowel veranderingen in de bodemligging als veranderingen in de

¹ Jeuken, C. P. Tonnon & D. Verploegh. (2007) Stortcapaciteit en stabiliteit van het meergeulensysteem in het Eems-Dollard-estuarium; operationalisering en toepassing van het cellenconcept WL | Delft Hydraulics rapport Z4344.

waterbewegingen (met langjarige fluctuaties, zoals de 18,6 jarige cyclus in het getij) effecten zullen hebben. Het verdient daarom aanbeveling om extra berekeningen uit voeren om de invloed van morfologie en waterbeweging te beschouwen en te vergelijken. In de onderstaande tabel is aangegeven welke simulaties daarvoor gebruikt kunnen worden (de jaartallen in het voorbeeld zijn gebaseerd op de ecotopenkaarten).

	Bodemligging	Getijrandvoorwaarden
1. Waterbeweging 2008	2008	2008
2. Waterbeweging 2010	2010	2010
3. Effect veranderde bodemligging	2010	2008
4. Effect veranderd getij	2008	2010

Tabel 4.4.1: voorstel voor simulaties sedimenttransportcapaciteit

Voor het eengeulstelsel is nog geen voorgeschreven methode of consensus over de te hanteren aanpak, zie paragraaf 5.4. Mogelijk kan deze parameter worden geoperationaliseerd voor zowel het meergeulstelsel als het enkelgeulstelsel.

4.3.1.3 DYNAMIEK OP MESOSCHAAL - DE KORTSLUITGEULEN

Mesoschaal dynamiek: Kortsluitgeulen i.r.t. hoofdgeulen

De rekenparameter voor de kortsluitgeulen die door de platen steken is complex, omdat deze zowel de morfologie van de geul als de aandrijvende kracht omvat. In lijn met de methodiek valt te overwegen om de morfologie van de kortsluitgeulen eigenstandig te beschrijven met een parameter. Het watervolume of de gemiddelde doorstroomoppervlakte zijn voor de hand liggende keuzes.

Bij de verklarende parameter waterbeweging kan dan het verhang in kaart worden gebracht, bij voorkeur op basis van modelsimulaties van de waterbeweging en kan de relatie worden gelegd tussen morfologie en waterbeweging.

De rekenparameter besteedt geen aandacht aan het aantal kortsluitgeulen en het ontstaan van nieuwe kortsluitgeulen. De genese van nieuwe kortsluitgeulen lijkt tot stilstand lijkt te zijn gekomen. Als er bij behoud van de aandrijvende kracht (het verhang) geen nieuwe kortsluitgeulen ontstaan, dan zullen de kortsluitgeulen uiteindelijk uit de Westerschelde verdwijnen. Aandacht hiervoor lijkt daarom aanbevelenswaardig.

Mesoschaal dynamiek: kortsluitgeulen i.r.t. intergetijdengebieden

Onder de paragraaf is een veelvoud aan parameters opgenomen (aantal geulen per type kortsluitgeul en het karakter van de geul, dimensies, migratiesnelheden, sedimentomwerking, areaalverdeling intergetijdengebieden en ondiepwatergebieden). Hierbij is echter niet aangegeven hoe dit in relatie staat met de rekenparameter uit de voorgaande paragraaf (waarvan is verondersteld dat dit betrekking heeft op de kortsluitgeulen door de platen en niet de drempelgeulen). Ook is niet duidelijk welke waarde wordt hecht aan welke parameter in de evaluatie. Uit de beschrijving komt verder naar voren dat de aanwezigheid van kleine schartjes die in de plaatcomplexen steken en daarmee de waterlijn verlengen mogelijk ook geanalyseerd moeten worden.

Uit de evaluatie in tabel 3-4 blijkt het belang dat aan de verschillende ontwikkelingen wordt gehecht.

Voorgesteld wordt om op basis van deze beschrijving per macrocel te benoemen:

- Aanwezigheid en aantal kortsluitgeulen door de platen;
- Kwantitatieve beschrijving volume/ migratiesnelheid dynamiek kortsluitgeulen door de platen;
- Aanwezigheid en aantal drempelgeulen;
- Kwalitatieve beschrijving van de dynamiek van de drempelgeulen;

- Lengte laagwaterlijn rond de plaatcomplexen (dus zonder de slikken) in verhouding tot het plaatareaal.

In de volgende paragraaf wordt nader ingegaan op de aanvullende parameters die nuttig zijn voor een evaluatie van de ontwikkelingen op mesoschaal.

4.3.2 PLAAT, SLIK, SCHOR EN ONDIEPWATER

Hoewel het hoofdstuk Plaat en geulsysteem heet, is er weinig aandacht voor de morfologische ontwikkeling van de platen, slikken en het ondiepwater. In de parameter Areaal intergetijdengebied vs breedte-diepte verhouding zitten de kenmerken van al het intergetijdebereik samengevat. Er wordt wel een link gelegd met de lengte van de laagwaterlijn en de turnover, die bij Leefomgeving worden beschouwd, maar er is geen uitwerking in parameters onderdeel van het hoofdstuk. Dat deze gebieden belangrijk zijn blijkt wel uit de evaluatie, waar de ontwikkeling van het ondiepwatergebied en het intergetijdegebied expliciete aandacht krijgt.

Voorgesteld wordt om in het hoofdstuk ruimte te maken voor rekenparameters:

- Intergetijdesedimentvolume, areaal en gemiddelde hoogte (eventueel opgesplitst naar slikken en platen);
- Ondiepwatervolume, areaal en gemiddelde diepte.

4.3.3 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN VOOR VERBETERING

Op basis van de hierboven beschreven parameters en de handvatten die worden gegeven voor de waardering kan de evaluatie worden opgesteld. De ontwikkeling van het ondiepwatergebied en intergetijdegebied (tabel 3-1 van de methodiek) kan echter niet worden ingevuld, omdat hiervoor de parameters ontbreken.

De template voor het synthetiseren van de waargenomen ontwikkelingen in een individuele bochtgroep biedt duidelijkheid in het doorlopen van de stappen. Daarna wordt een subjectieve stap geïntroduceerd, waarbij bochtgroepen op basis van morfologische natuurlijkheid² worden gerangschikt en gewogen.

4.4 TOETSPARAMETER: ÉÉNGEULSYSTEEM

4.4.1 EVALUATIE

4.4.1.1 GROOTSCHALIGE DYNAMIEK – BOCHTEN ÉÉNGEULSYSTEEM

De mate van meandering is goed te analyseren en te rapporteren.

4.4.1.2 DYNAMIEK MACROSCHAAL – SEDIMENTTRANSPORT ÉÉNGEULSYSTEEM

Deze parameter betreft de sedimenttransport*capaciteit*, dat is dus geen meetbare grootheid, maar een die berekend dient te worden. In de methodiek is echter niet voorgeschreven hoe deze parameter berekent

² Het verdient aanbeveling om het woord 'natuurlijkheid' te vervangen door 'autonoom', omdat het begrip natuurlijkheid in het Schelde-estuarium ter discussie is gesteld.

dient te worden. In de beschrijving wordt wel verwezen naar de sedimentsamenstelling, het getijvolume en de getijasymmetrie.

Het lijkt aanbevelenswaardig om voor het berekenen van de sedimenttransportcapaciteit numerieke modelsimulaties uit te voeren. Het is voor de hand liggend om deze op dezelfde wijze uit te voeren als voor het meergeulenstelsel (zie paragraaf 5.3.2.2). Dat betekent wel dat er voldoende rekening wordt gehouden met het verschil in sedimentsamenstelling in de Zeeschelde (groter belang fijne fracties) en dat de ruimtelijke resolutie in de Zeeschelde voldoende moet zijn (kleine rekencellen).

4.4.1.3 *PLAAT, SLIK, SCHOR EN ONDIEPWATER*

Hoewel het hoofdstuk Plaats en geulsysteem heet omvatten de rekenparameters voor het eengeulstelsel niet de omvang (watervolume, gemiddelde diepte, doorstroomoppervlakte, ...) van de geulen en is er weinig aandacht voor de morfologische ontwikkeling van de slikken.

Voorgesteld wordt om in het hoofdstuk ruimte te maken voor rekenparameters

- Intergetijdesedimentvolume, areaal en gemiddelde hoogte;
- Geulwatervolume, areaal en gemiddelde diepte.

4.4.2 *CONCLUSIE EN VOORSTELLEN VOOR VERBETERING*

De evaluatie van het ééngeulsysteem blijft vooralsnog beperkt tot de meandering en de rekenparameters die onder leefomgeving vallen (zonering schorhabitat, oeverbreedte en helling)

4.5 *CONCLUSIES*

De methodiek is over het algemeen heel goed te hanteren, door de duidelijk voorgeschreven stappen en de evaluatiecriteria. De belangrijkste aspecten die in de methodiek die nog aandacht behoeven zijn:

1. De intergetijdegebieden in het meergeulenstelsel;
2. Het grote verschil tussen het aantal en soort parameters in het meergeulenstelsel en het enkelgeulstelsel;
3. De andere ruimtelijke indeling van het meergeulenstelsel dan bij o.a. leefomgeving, zodat een koppeling tussen de waargenomen veranderingen bij de indicator Plaats-geul moeilijk is te vertalen naar andere ontwikkelingen.

5

Waterkwaliteit

De conclusies van stap 1 (snelle screening) en stappen 2 en 3 (problemen bij de bepaling van toets/rekenparameters en problemen bij de evaluatie) worden hier voor de piramide Waterkwaliteit samengebracht.

5.1 INLEIDING

De piramide Waterkwaliteit is opgebouwd uit 4 toetsindicatoren: Zuurstof, Nutriënten, Algen en Toxische stoffen. In tegenstelling tot andere piramiden, is binnen waterkwaliteit voor de meeste parameters een toetsing aan een vastgelegd criterium voorgesteld, veeleer dan een beoordeling op basis van een trend. Dit maakt dat de evaluatie van de piramide Waterkwaliteit voor het jaar 2009 als referentiejaar, grotendeels kan uitgevoerd worden op de wijze waarop volgende evaluaties zullen geschieden. Op verschillende plaatsen in de methodiek werden kleine tekorten vastgesteld. Deze waren echter niet van die aard dat ze een evaluatie onmogelijk maakten. De problemen en voorgestelde oplossingen worden per toetsparameter beschreven.

5.2 TOETSPARAMETER ZUURSTOF

De toetsparameter Zuurstof omvat 3 rekenparameters:

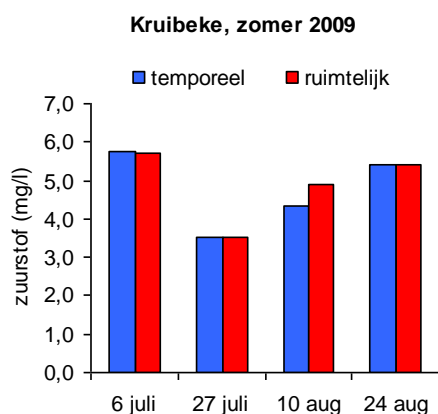
Rekenparameter	Beoordeling
Absoluut zuurstofminimum	Een daling van het zuurstofgehalte onder het zuurstofminimum van 2,5 mg/l kan ernstige gevolgen hebben voor het ecosysteem van de Schelde. Deze rekenparameter wordt geëvalueerd in elk compartiment niveau 4 voor de data voor ruimtelijke dekking en voor alle data voor temporele dekking (continue meetstations).
95 percentieel zuurstof	In het zomerhalfjaar (vanaf mei tot en met oktober) wordt het zuurstofgehalte positief geëvalueerd als 95% van de metingen boven 5 mg/l blijven. Uitzondering vormt de brakke zone. In de winter wordt dit 6 mg/l. Voor de ruimtelijke dekking wordt deze rekenparameter geëvalueerd in elk compartiment. Voor de temporele dekking wordt deze rekenparameter afzonderlijk bepaald en geëvalueerd voor elk continu meetstation. Uitzondering vormt de brakke zone van het estuarium, waar zowel voor temporele als ruimtelijke dekking wordt gewerkt met 90 in plaats van 95 percentiel.
Duur van de zuurstofdip	Zakken de zuurstofwaarden onder 5 mg/l in de zomer en 6 mg/l in de winter, dan spreken van een zuurstofdip. Wordt deze dipt langer dan 5 uur (op basis van de continue metingen), volgt een negatieve evaluatie.

5.2.1 EVALUATIE

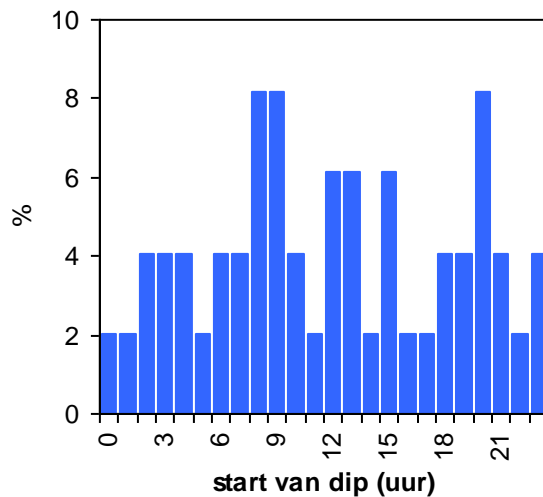
De rekenparameters kennen een ruimtelijke (op basis van periodieke staalname per schip) en temporele dekking (op basis van sondedata).

Voor de ruimtelijke dekking werden er bij het bepalen van de rekenparameters geen problemen geconstateerd. De rekenparameters konden vlot bepaald worden op niveau 4 voor de Zeeschelde en niveau 3 voor de Westerschelde (hier werd omwille van databeschikbaarheid in overleg met de opdrachtgever afgeweken van het gevraagde niveau 4), en getoetst worden aan de voorgestelde criteria. De onderbouwing van de voorgestelde criteria in de evaluatiemethodiek is degelijk. Bij de T2009 evaluatie zijn er geen aanwijzingen dat de voorgestelde criteria te streng of te zwak zijn. In de Zeeschelde gaat het zuurstofgehalte er significant op vooruit: op vele plaatsen wordt reeds voldaan aan de voorgestelde criteria. Het ecosysteem is in volle herstel. De toekomst zal echter moeten uitwijzen of de gestelde minimumwaarden voldoende zijn om een volledig herstel van het aquatische ecosysteem te garanderen. Voorlopig zijn er echter geen indicaties van het tegendeel.

Voor de temporele dekking worden sondedata gebruikt. Omdat er momenteel slechts beperkte continue data beschikbaar zijn, is de evaluatie voor 2009 onvolledig. De gebruikte data zijn de eigen (van de Universiteit Antwerpen) continue data te Kruibeke. Naar 2015 toe moet wel een correcte evaluatie mogelijk zijn: sinds 2009 werden immers vele continue meetposten opgestart. Er werden geen problemen vastgesteld met het bepalen en evalueren van de rekenparameters. Opmerkelijk was wel dat er een grote discrepantie was tussen de evaluatie van de ruimtelijke en de temporele dekking. Zo werd bij de ruimtelijke evaluatie steeds de norm van 2,5 mg/l gehaald, bij de temporele dekking werd 49 maal een tekort vastgesteld. Dit verschil is niet te wijten aan een verschillende wijze van meten: op de tijdstippen van de periodieke metingen vanop een schip geven de sondedata dezelfde waarden (Figuur 5- 1). De continue metingen zijn dus een waardevolle aanvulling op de periodieke, ruimtelijke data. Interessante bevinding is ook dat de zuurstofdips geen typisch nachtelijk fenomeen zijn, die niet via de periodieke dagmetingen kunnen gedetecteerd worden. De perioden met zuurstofdips in 2009 waren evenzeer overdag, maar vielen tussen de periodieke vaarten door.



Figuur 5- 1 Vergelijking tussen temporele data (sonde) en ruimtelijke (boottochten) te Kruibeke (zomer 2009)



Figuur 5-2 Distributie van het starttijdstip (uur) van de zuurstof

De rekenparameter lengte van de zuurstofdip kan vlot bepaald en geëvalueerd worden. De keuze van de bovengrens voor de duur van de zuurstofdip (5 uur) wordt in de evaluatiemethodiek niet terdege beargumenteerd. De evaluatiemethodiek geeft aan dat zuurstofdips (zuurstofwaarden tussen 2,5 en 5 resp. 6 mg/l) kortstondig mogen voorkomen. Kleine verstoringen kunnen immers voorkomen in zo'n dynamische systemen. Daarom lijkt het criterium van maximum 5 uur zeer streng, misschien te streng. Zolang zuurstofdips niet onder 2,5 mg/l zakken, zullen er geen acute toxische effecten optreden. Bovendien kunnen de gevoelige soorten de zone met verlaagde zuurstofwaarden wellicht ontwijken. Maar hierdoor zullen de zuurstofdips een negatief effect hebben op het ecologisch functioneren van het systeem: ze kunnen een barrière vormen als de zone te uitgestrekt wordt in ruimte en tijd. Ook benthische organismen, die een zuurstofdip niet kunnen ontvluchten, kunnen leiden onder te lange perioden van lage zuurstof. Daarom mogen de dips niet te lang duren. We stellen voor de zuurstofdip een duur van 48 uur voor. Duur een dip langer, dan kan dit wijzen op een ernstig lokaal probleem met de zuurstofvraag waardoor lokaal alle zuurstof wordt geconsumeerd. Mogelijk is het echter geen lokaal probleem, maar strekt de zuurstofdip zich uit over een brede zone van het estuarium. Rekening houdend met verblijftijd en tij excursie in de Zeeschelde (waar de zuurstofproblemen zich in hoofdzaak bevinden), zou een dip langer dan 48 uur kunnen wijzen op een uitgestrekte zone met lagere zuurstofwaarden. Beide situaties zijn ongewenst. Bij een volgende evaluatie moet deze duur (48 uur) terug aan een kritische screening onderworpen worden. Bijkomend veld- of literatuuronderzoek is hierbij nuttig.

5.2.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN TOT VERBETERING

De toetsparameter Zuurstof kan eenvoudig bepaald en geëvalueerd worden. De extra evaluatie op basis van continue data in de Zeeschelde is een nuttig om de beperkingen van de periodieke data op te vangen. De criteria in de methodiek lijken gefundeerd; voorlopig wijst niets erop dat de criteria slecht gekozen zijn. Enkel voor de duur van de zuurstofdip vinden we weinig evidentie om zo streng te zijn. Daarom stellen we 48 uur voor (ook al is de onderbouwing ook niet sterk).

5.3 TOETSPARAMETER NUTRIËNTEN

Deze toetsparameter omvat 10 rekenparameters:

Reken-parameter	Beoordeling
FastNOD	FastNOD= $4.33 [\text{NH}_4\text{-N}] + 16/14 [\text{NO}_2\text{-N}]$, te bepalen in elk compartiment op niveau 4, mag 2 mg/l niet overschrijden voor een positieve evaluatie.
BOD-C	BOD-C (BOD voor koolstofmineralisatie, na toevoeging van nitrificatieremmer) mag 6 mg/l niet overschrijden, te bepalen in elk compartiment op niveau 4 in de Zeeschelde.
TDIN	De jaargemiddelde TDIN concentratie ($\text{TDIN} = \text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$), te bepalen in elk compartiment op niveau 4, moet dalen ten opzichte van de gemiddelde TDIN concentratie van de voorbije 6 jaar.
Totaal P	De jaargemiddelde totaal P concentratie, te bepalen in elk compartiment op niveau 4, moet dalen ten opzichte van de gemiddelde totaal P concentratie van de voorbije 6 jaar.
DSi	DSi wordt negatief beoordeeld als de waarde langer dan 2 twee opeenvolgende meetcampagnes onder 0,01 mM daalt (uitgaande van twee meetcampagnes per maand in het zomerhalfjaar), te bepalen in elk compartiment op niveau 4.
ICEP-TSi	$\text{ICEP-TSi} = (\text{Nflux}/(14*16) - \text{TSiflux}/(28*20)) * 106 * 12$ wanneer $\text{N/P} < 16$ $\text{ICEP-TSi} = (\text{Pflux}/31 - \text{TSiflux}/(28*20)) * 106 * 12$ wanneer $\text{N/P} > 16$ ICEP-TSi dient negatief te zijn voor een positieve evaluatie, te bepalen in elk compartiment op niveau 3.
ICEP-DSi	$\text{ICEP-DSi} = (\text{Nflux}/(14*16) - \text{TSiflux}/(28*20)) * 106 * 12$ wanneer $\text{N/P} < 16$ $\text{ICEP-DSi} = (\text{Pflux}/31 - \text{TSiflux}/(28*20)) * 106 * 12$ wanneer $\text{N/P} > 16$ ICEP-DSi wordt bepaald in elk compartiment op niveau 3. ICEP-DSi < 0 wordt positief geëvalueerd. ICEP-DSi > 0 wordt negatief beoordeeld als de rekenparameter DSi in het afwaartse compartiment (niveau 3) negatief scoort.
TDINflux	Overschrijdt de TDIN-flux vanuit de Schelde, bepaald aan de monding, 20 kiloton/jaar wordt deze rekenparameter negatief beoordeeld. Jaarlijks te bepalen, op niveau 1.
Nitriet	Nitrietstikstof ($\text{NO}_2\text{-N}$), maandelijks te bepalen in elk compartiment op niveau 4, mag 0.03 mg/l niet overschrijden voor een positieve evaluatie.
Ammoniak	Ammoniak (NH_3), maandelijks te bepalen in elk compartiment op niveau 4, mag 0.025 mg/l niet overschrijden voor een positieve evaluatie.

Voor de Westerschelde zijn onvoldoende data beschikbaar voor een beoordeling op het gevraagde niveau 4. Het monitoringsprogramma van RWS voorziet ook niet in meer datapunten, waardoor de methodiek voor de Westerschelde is bijgesteld naar een beoordeling op niveau 3. Echter, de spreiding van de stations in de Westerschelde is zo dat in de polyhaliene zone net geen meetpunt valt in het huidige monitoringsprogramma. Bij de aanbevelingen wordt voorgesteld de zones te hertekenen. Bij de evaluatie voor 2009 is dit nog niet gebeurd, waardoor geen evaluatiemogelijk is in die zone. Wel wordt soms op basis van de resultaten in aangrenzende compartimenten, een inschatting gemaakt.

5.3.1 EVALUATIE

5.3.1.1 REKENPARAMETER FASTNOD

Bij de bepaling en evaluatie van FastNOD werden geen problemen vastgesteld. FastNOD is de snelle stikstofzuurstofvraag, met andere woorden de zuurstofvraag voor omzetting van ammonium en nitriet tot nitraat. De Zeeschelde scoort voor deze parameter overal slecht, met name door hogere waarden in de winter. De zomers voldoen anno 2009 wel aan het voorgestelde criterium (2 mg/l). Hoewel in de winter hogere FastNOD waarden minder snel tot problemen zullen leiden door de verlaagde bacteriële activiteit, zien we nog geen reden om het criterium hiervoor aan te passen. In de winter gelden overigens strengere eisen voor zuurstof.

5.3.1.2 REKENPARAMETER BOD-C

Bij de bepaling en evaluatie van BOD-C werden geen problemen vastgesteld.

5.3.1.3 REKENPARAMETER TDIN

Bij de bepaling en evaluatie van TDIN werden geen problemen vastgesteld. De keuze om hier een daling na te streven voor een positieve evaluatie is in de evaluatiemethodiek goed onderbouwd. Het is duidelijk dat er momenteel een overdaad aan stikstof is, en om een gefundeerde bovengrens in te stellen is momenteel wellicht onvoldoende wetenschappelijke kennis voorhanden. De stikstofvrachten zijn momenteel nog hoog, de daling in het bekken gaat langzaam, dus het criterium kan nog geruime tijd aangehouden worden. Wanneer uiteraard de TDIN concentratie in de Schelde voldoende sterk zal afgenomen zijn, komt onvermijdelijk de noodzaak aan een grenswaarde voor TDIN. Welke TDIN concentratie toelaatbaar is voor een goed functioneren van het estuarium en de ontvangende Noordzee, is nog niet gekend.

5.3.1.4 REKENPARAMETER TOTAAL P

Bij de bepaling en evaluatie van totaal P werden geen problemen vastgesteld. De opmerkingen in verband met het nastreven van een daling voor totaal P, zijn analoog aan deze voor TDIN. Wel is er een opvallend verschil met de TDIN evaluatie. Hier wordt de totale fosforconcentratie geëvalueerd, bij stikstof enkel de opgeloste fractie. De Evaluatiemethodiek geeft als doel voor beide rekenparameters: " Voor de beoordeling van deze rekenparameters gelden pristiene situaties niet als referentie, wel de vereisten om algenbloei in het estuarium niet te laten ontsporen met zuurstofgebrek als gevolg". Het lijkt ons dan meer aangewezen om te werken met de fosfaatconcentratie dan met de totaal P concentratie. Het is immers vooral de fosfaatconcentratie die bepalend is voor algenbloei, en veel minder de totaal P concentratie, waarin ook vastgelegde P vormen zitten vervat. Totaal P wordt voorgesteld als verklarende parameter.

5.3.1.5 REKENPARAMETER DSI

Bij de bepaling en evaluatie van DSI werden geen problemen vastgesteld. Opmerkelijk is wel dat de rekenparameter op verschillende plaatsen en tijdstippen in 2009 een negatieve score geeft, wat volgens de evaluatiemethodiek een indicatie is voor mogelijke verschuivingen in fytoplanktensamenstelling. Deze verschuivingen werden echter niet waargenomen. Dat betekent op zich niet dat het gekozen criterium voor deze rekenparameter foutief is. Mogelijk was het risico op verschuivingen in de fytoplanktensamenstelling er wel degelijk, maar hebben andere factoren een verschuiving belet. Het slechte lichtklimaat speelt wellicht een belangrijke rol. Ondanks het feit dat er geen drastische

verschuiving was in de soortensamenstelling, konden wel afwijkingen in de fotosyntheseparameters worden waargenomen. Het systeem werd minder productief. De rekenparameter DSi blijft daarom interessant om te bekijken.

5.3.1.6 REKENPARAMETER ICEP-TSI EN ICEP-DSI

De methodiek vergt hier een bepaling van ICEP op niveau 3. Voor de T2009 werden deze bepaald op maandelijkse basis. Echter, dit vergt zeer veel reken- en modelleerwerk. We stellen daarom voor om de bepalingen te beperken tot jaarlijkse in plaats van maandelijkse ICEP (zie verder). Voor het bepalen van ICEP is het aangewezen om te werken met een ecosysteemmodel. Er moeten immers nutriënt fluxen bepaald worden (zie ook TDINflux). Daar waar er belangrijke dispersieve fluxen zijn, en dit is zeker het geval in de Westerschelde, kan men niet met een eenvoudige berekening goede fluxen inschatten. ICEP is een indicator voor schadelijke algenbloei, in eerste instantie bedoeld om het gevaar in kustzeeën in te schatten. De aanwezige nutriënten, die tot zo'n bloei kunnen leiden, worden echter langzaam doorheen het jaar opgebouwd. Jaarlijkse fluxen zijn dus van belang. De toegevoegde waarden om de bijdrage van elke maand aan die fluxen te kennen, staat echter niet in verhouding tot het extra rekenwerk dat dit vergt. We stellen daarom voor om in de toekomst enkel op jaarbasis te kijken naar ICEP. De bepaling van ICEP in elke zone (niveau 3) en niet enkel aan de monding kan wel een nuttige toevoeging zijn voor de interpretatie van het ecosysteemfunctioneren. Ook het onderscheid tussen ICEP-DSi en ICEP-TSi is een interessante optie. Echter, met de beperkte evaluatie die tot nu toe is uitgevoerd (enkel 2009 en 2011 gedeeltelijk), is het te vroeg om de waarde hiervan in te schatten.

5.3.1.7 REKENPARAMETER TDINFLUX

Bij de bepaling en evaluatie van TDINflux werden geen problemen vastgesteld. Wel vergt de bepaling van een flux het gebruik van een ecosysteemmodel. Simpele berekeningen bestaan ook om fluxen te bepalen: concentratie x debiet geeft ook een flux weer, die in de meest opwaartse stations een zeer goede benadering geeft van het transport. Echter, de methode gaat de mist in in de stroomafwaartse zones wegens het niet in rekening brengen van dispersieve fluxen. Daarom werd voor T2009 een ecosysteemmodel gebruikt.

Het gebruik van modellen kent natuurlijk ook nadelen. Wat is de kwaliteit van het model en waar is het inzetbaar? Modellen kan je enkel goed gebruiken binnen de periode waarvoor ze gekalibreerd en gevalideerd zijn. Met het ecosysteemmodel dat voor T2009 werd gebruikt, zijn ook een aantal berekeningen voor 2011 gedaan. Maar het model is niet inzetbaar voor de jaren '90 of vroeger. Daarvoor is het functioneren van het systeem te sterk gewijzigd. Sommigen spreken van een ecosysteemshift in de Zeeschelde. De modelparameters van een ecosysteemmodel anno 2009 zijn bijgevolg wellicht niet aangepast om processen uit vorige eeuw accuraat te kwantificeren. Als de Schelde blijft veranderen, kan hetzelfde gelden voor de toekomst. In de T2009 rapportage wordt het gebruikte ecosysteemmodel ter beschikking gesteld. Voor de toepassing bij een volgende evaluatie zal de toepasbaarheid van dit model gecheckt moeten worden en indien nodig moeten de modelparameters bijgesteld worden. Modelresultaten voor het verleden werden uit literatuurgegevens gehaald en zijn opgenomen in de T2009 rapportage.

5.3.1.8 REKENPARAMETER NITRIET

Bij de bepaling en evaluatie van de rekenparameter Nitriet werden geen problemen vastgesteld. Wel wordt hier het toetscriterium in vraag gesteld. De methodiek stelt 0,03 mg/l NO₂-N voor als bovengrens. Deze lijkt ons te streng, aangezien de methodiek die concentraties beoogt die een goed functioneren mogelijk maken, en niet de ongerepte toestand. In verschillende wetteksten (o.a. Nederlandse en Vlaamse

richtlijnen voor viswater) worden minder strenge criteria gehanteerd: schadelijke effecten zouden pas optreden vanaf 0,1 mg/l NO₂-N. Wij stellen dan ook deze waarde als grenswaarde voor.

5.3.1.9 REKENPARAMETER AMMONIAK

Bij de bepaling en evaluatie van Ammoniak werden geen problemen vastgesteld.

5.3.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN TOT VERBETERING

De gekozen set rekenparameters voldoet, en is over het algemeen vlot te bepalen. Enkel voor de bepaling van ICEP stellen we minder detaillering voor. De gevraagde detaillering kost veel tijd en energie, en staat niet in verhouding tot de extra bijdrage aan de evaluatie. Een jaarlijkse bepaling volstaat. De rekenparameter Totaal P kan vervangen worden door Fosfaat. Totaal P blijft wel een belangrijke parameter ter verklaring van trends in fosfaat, en wordt daarom voorgesteld als verklarende parameter. Het toetsingscriterium voor Nitriet kan verhoogd worden van 0,03 naar 0,1 mg/l NO₂-N.

5.4 TOETSPARAMETER ALGEN

Deze toetsparameter omvat drie rekenparameters:

Rekenparameter	Beoordeling
P:B ratio	De ratio wordt berekend door de dagproductie te delen door de chl a concentratie in de waterkolom (dus geïntegreerd over de diepte, net als de primaire productie), dit voor elk compartiment niveau 3, maandelijks te bepalen tijdens lente en zomer. Waarden lager dan 10 worden negatief beoordeeld. Het jaargemiddelde dient te stijgen voor een positieve evaluatie.
Phaeocystis	Vanaf een cellendichtheid van meer dan 4×10^6 cellen per liter is er sprake van problematische Phaeocystis bloei, maandelijks te bepalen in lente en zomer, op niveau 3.
Cyanobacteriën	Vanaf een cellendichtheid van meer dan 2×10^7 cellen per liter is er sprake van problematische cyanobacteriebloei, maandelijks te bepalen in lente en zomer, in brak en zoet, op niveau 3.

5.4.1 EVALUATIE

5.4.1.1 P:B RATIO

Uit de data-analyse blijkt dat er onvoldoende data zijn voor een volledige toepassing en dus evaluatie van de P:B ratio. Deze gegevens zijn wel deels ter beschikking voor 2011. Daarom werd voorgesteld om, louter ter controle van de methodiek, beschikbare data voor 2011 ook te hanteren. De data werden uiteraard niet aangewend voor de beoordeling van T2009.

Voor de P:B ratio wordt in de evaluatiemethodiek de bepaling van de primaire productie niet duidelijk omschreven. We nemen aan dat het om bruto primaire productie gaat. Omdat deze parameter wil kijken naar doorstroming in de voedselketen, lijkt het interessanter om te werken met primaire productie per eenheid biomassa. Daarom werd reeds bij de "Snelle Screening" voorgesteld om te werken met de bruto primaire productie per eenheid biomassa (P_B), omdat dit vermoedelijk de beste resultaten zal geven. We duiden deze aan als de P_B:B ratio. In de methodiek zijn uiteraard geen criteria te vinden voor de nieuw

voorgestelde $P_B:B$ ratio, wel voor de P:B. Voor deze laatste vermeldt de evaluatiemethodiek dat de voorgestelde P:B-grenswaarde (10) afgeleid werd op basis van enkele schaarse data voor de Westerschelde. De evaluatiemethodiek vermeldt daarom dan ook dat verfijning van deze grenswaarde nodig is. Omdat deze verfijning van de methode een expliciete vraag was in de methodiek, werd deze taak opgenomen in het T2009 rapport. Voor een uitgebreidere studie van P:B wordt dan ook naar het T2009 rapport verwezen. Samengevat kunnen we besluiten dat de P:B of $P_B:P$ ratio een parameter is met veel potentieel. In het T2009 rapport werd onderzocht welke factoren deze parameter beïnvloeden. Het lichtklimaat, weergegeven in de eufotische diepte/mengdiepte (Z_e/Z_m) ratio, is de belangrijke beïnvloedende factor. Uit bovenstaande volgt dat drempelwaarden voor P:B en $P_B:B$ bepaald moeten worden in relatie met de intrinsieke lichtbeschikbaarheid in de verschillende zones van het estuarium.

Mondingszone, polyhaliene & mesohaliene zone

We houden vast aan richtgetal 10 voor P:B, voor het lente-zomergemiddelde (maart-september). We stellen voor om naar het gemiddelde te kijken, zodat enkele onderschrijdingen van deze drempel tijdens het jaar, niet noodzakelijk een negatieve evaluatie op moet leveren. Op basis van het Z_e/Z_m -profiel zouden we voor de mesohaliene zone een strenger criterium kunnen vooropstellen. We vermoeden echter dat de gradiënt in fotosynthetische parameters het effect van de gunstige Z_e/Z_m ratio ten dele opheft. Daarom houden we voorlopig ook voor de mesohaliene zone hetzelfde richtgetal.

Voor $P_B:B$ wordt 1.5 voor als richtgetal voorgesteld. De $P_B:B$ ratio werd ingevoerd om de koppeling met energiestroming beter zichtbaar te maken. Gezien het geringe aantal beschikbare meetpunten waarbij zowel zoöplankton als primaire productie data beschikbaar zijn (enkel voor Zeeschelde voor 1996 en 2009), is een duidelijk verband moeilijk te trekken. Mogelijks zal de volledige toepasbaarheid van deze indicator pas bij een volgende evaluatie, wanneer een ruime dataset voor $P_B:B$ en zoöplankton beschikbaar is, benut kunnen worden.

Zone met sterke saliniteitsgradiënt, oligohaliene zone & zoete zone met lange verblijftijd

Op basis van het Z_e/Z_m -profiel (cf. bovenstaande redenering) is een minder streng criterium gerechtvaardigd in de zones 4, 5 en 6 (Zone met sterke saliniteitsgradiënt, oligohaliene zone en zoete zone met lange verblijftijd). De beschikbare gegevens die binnen het bestek van de T2009-evaluatie zijn geanalyseerd zijn echter onvoldoende om een goed gefundeerde drempelwaarde te bepalen. We stellen voor om voorlopig richtgetal 5 voor P:B te hanteren in deze zones en deze drempelwaarde te verfijnen in een volgende evaluatie.

Zoete zone met korte verblijftijd

Op basis van Z_e/Z_m ratio's verwachten we een hogere P:B ratio in de zoete zone met korte verblijftijd dan in de mondingszone. De gradiënt in fotosynthetische parameters heft dit verschil vermoedelijk ten dele op. Daarom houden we in deze zone ook vast aan het richtgetal 10 voor de P:B ratio.

Opmerkingen bij P:B

Wanneer we de lang-termijntrends in het T2009 rapport en het afwijkende profiel langsheen de estuariene as samen beschouwen, dan valt op dat vooral de zoete zones met lange en korte verblijftijd in 2009 een sterk gereduceerde P:B ratio vertonen. De reden hiervoor is niet ver te zoeken: siliciumlimitatie. Opgelost silicium bereikt in 2009 in de zoete zones concentraties die kunnen wijzen op depletie en daarbij horende limitatie voor de groei van diatomeeën (Cox et al 2010). Dit ondersteunt het belang van de rekenparameter DSi.

Het ganse estuarium is zich nog steeds aan het herstellen van de uiterst vervuilde toestand waarin het zich bevond. Dit herstel is niet afgerond. In het bijzonder kunnen we een verder herstel van het voedselweb

verwachten. De complexe interacties in een voedselweb maken het effect van de terugkeer van predatoren over het algemeen moeilijk tot onmogelijk te voorspellen. Via zogenaamde 'trophic cascades' kunnen vrij abrupte veranderingen optreden in andere delen van het voedselweb (e.g. Beninca et al, 2008, Scheffer et al, 2001). Fytoplankton, als basis van het voedselweb, is hier zeker vatbaar voor. In het bijzonder is in een ten dele hersteld voedselweb een verhoogde predatie door zoöplankton te verwachten. Maar een verder herstel, met de terugkeer van o.a. vissen, kan een achteruitgang van de zoöplanktonpopulatie teweegbrengen met een bijhorende toename in fytoplanktonbiomassa. In een volgende evaluatie moet dit verdere herstel in rekening worden gebracht om de richtgetallen voor P:B en P_B:B verder te verfijnen. De P:B-ratio is sterk afhankelijk van de morfologie van het estuarium. Daarom is het uiterst belangrijk om de productiviteit (P), te bepalen met up to date bathymetrische gegevens. In het bijzonder hebben werken die de gemiddelde diepte van het estuarium verhogen een negatief effect op de P:B ratio (bv verdiepingswerken, zandextracties, ...). Dit negatief effect zal enkel tot uiting komen in P:B-ratio wanneer geactualiseerde bathymetrische data gebruiken wordt om de productiviteit P te bepalen.

5.4.1.2 PLAAGALGEN

Van de plaagalgen werd enkel *Phaeocystis* geëvalueerd wegens de beperkte beschikbaarheid van data. Hier werden geen problemen gesignaleerd.

5.4.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN VOOR VERBETERING

Als conclusie kunnen we stellen dat de Toetsparameter Algenbloei goed geëvalueerd kan worden. De methodiek was ontoereikend voor de P:B ratio, maar gaf dit ook zelf aan. Met de voorstellen uit het T2009 rapport, die hierboven staan samengevat, wordt echter een bruikbare methode voor P:B aangereikt. Een volledige evaluatie van de P_B:P ratio, die algenbloei moet evalueren in functie van de energiedoorstroming in de voedselketen, is nog maar beperkt voorhanden. Voorstellen zijn geformuleerd, maar voor een verdere verfijning zijn voorlopig te weinig datapunten beschikbaar. Bijgevolg is het geheel geen helder verhaal. Een verdere verfijning van de methode is nodig, waarbij grenswaarden nader worden afgeleid. Pas dan kan de bruikbaarheid echt geëvalueerd worden. Dit vergt nader onderzoek. Het is dan ook belangrijk dat de monitoringsinspanningen voor primaire productie en zoöplankton volgehouden worden, zowel in de Zeeschelde als de Westerschelde. Enkel zo kan de methodiek verfijnd worden en kan de biologische waterkwaliteit naar behoren geëvalueerd worden: het fyto- en zoöplankton zijn immers essentiële schakels in de estuariene ecologie. Enkel kijken naar klassieke chemische waterkwaliteit biedt te weinig inzicht om algenbloei en de ondersteuning van de voedselketen te beoordelen. In welke mate heeft een veranderend lichtklimaat de draagkracht van het estuarium gewijzigd? Wat is toe te schrijven aan een temperatuurstijging of aan wijzigende zoutschommelingen of verblijftijd? Komt er door warmere lentes een mismatch tussen algen en hun predatoren? Met de P:B ratio en de link met zoöplankton kunnen hopelijk een aantal belangrijke interacties en veranderingen juist worden geïnterpreteerd. Bij een volgende evaluatie (2015) kan de methodiek verder hierop verfijnd worden en kan ook de monitoringsinspanning afgewogen worden tegenover het resultaat.

De methodiek gebruikt gegevens over bruto primaire productie. In de Zeeschelde worden deze benodigde parameters voor de bepaling ervan standaard opgemeten in het OMES programma. In de Westerschelde waren deze data niet vrij beschikbaar. Echter, NIOZ meet wel deze parameters en heeft ze in het kader van de T2009 kosteloos ter beschikking gesteld. Voor een verdere toepassing van de P:B ratio is het daarom essentieel dat ofwel RWS de metingen voor de bepaling van bruto primaire productie zelf opneemt in haar monitoringsprogramma voor de komende 6 jaar (ofwel er duidelijke overeenkomst wordt gemaakt met NIOZ voor het bepalen en ter beschikking stellen van deze data).

5.5 TOETSPARAMETER TOXISCHE STOFFEN

5.5.1 EVALUATIE

De toetsparameter bestaat uit vier onderdelen: 1) waterbodems, 2) oppervlaktewater, 3) zwemwaterkwaliteit, en 4) voedselwebs.

Voor 1) waterbodems was de methodiek om met de beschikbaar gestelde data om te gaan ontoereikend. Verwijzingen naar wettelijke kaders en onderliggende data voldeden niet. In overleg met de opdrachtnemer is besloten om voor een aantal relevante locaties de ontwikkeling in Triadebeoordeling weer te geven. Voor het Nederlandse deel van het Schelde estuarium zijn geen Triade gegevens beschikbaar. Uit de eerstelijnsbeoordelingen van Deltares zijn figuren overgenomen van stoffen in waterbodems, die uit de andere beoordelingen (oppervlaktewater en voedselwebs) als mogelijke probleemstoffen naar voren zijn gekomen.

Voor 2) oppervlaktewater is als kader opgenomen de KRW te volgen. Vanwege de grote hoeveelheid beschikbare gegevens voor oppervlaktewater (stoffen/stofgroepen, locaties) is eerst gebruik gemaakt van bestaande beoordelingen van oppervlaktewater voor 2009 door VMM (Zeeschelde) en RWS (Westerschelde). De stoffen/stofgroepen die uit deze beoordelingen naar voren kwamen als zijnde liggend rond of boven de KRW-norm zijn waar mogelijk verder beschreven in de trenddata.

Voor 3) zwemwaterkwaliteit is aangegeven dat de parameters intestinale enterokokken en *Escheria coli* betreffen. Data en/of relevante locaties in het Schelde-estuarium zijn niet verstrekt. Tijdens de uitwerking is in overleg met de opdrachtgever besloten om dit onderdeel niet uit te werken, aangezien zwemwaterkwaliteit minder van toepassing is voor het Schelde-estuarium.

Voor 4) voedselwebs is als methodiek opgenomen welke monitoring in biota plaatsvindt in de Zeeschelde (paling) en de Westerschelde (mosselen en bot). Voor paling zijn echter geen data verstrekt. Uit overleg met de opdrachtgever bleek dat de paling monitoring recentelijk is gestopt. Hierdoor kunnen in de huidige rapportage en in de toekomst geen data verkregen worden voor gehalten in paling of andere biota van het Vlaamse deel van het Schelde estuarium. Voor de Westerschelde zijn gegevens beschikbaar voor mosselen en bot. Een duidelijke methodiekbeschrijving hoe deze data te verwerken is niet opgenomen. In de uitwerking is gebruik gemaakt van toetsing aan huidige normen in biota op basis van de KRW en consumptienormen.

5.5.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN VOOR VERBETERING

Voor 1) waterbodems is een verder uitgewerkte methodiekbeschrijving nodig welke informatie en kaders gepresenteerd dienen te worden. Het is vooral nodig een beschrijving te geven hoe een meer homogene beoordeling gegeven kan worden op basis van gegevens voor het Vlaamse deel (triade beoordeling) en Nederlandse deel (gehalten in waterbodems) van het Schelde estuarium, en welke kaders en/of normen hiervoor gehanteerd worden.

Voor 2) oppervlaktewater is een verder uitgewerkte methodiekbeschrijving nodig hoe om te gaan met de beschikbare data en kaders. Vanwege de grote hoeveelheid gegevens m.b.t. stoffen en locaties is een verdere selectie van stoffen en locaties nodig. Op basis van de beschikbare gegevens en T2009 kan er een verdere selectie plaatsvinden van stoffen en/of locaties die voor deze toetsing relevant zijn. Met name stoffen die op basis van de drie verschillende beoordelingen in ieder geval naar voren komen en van

belang zijn om te blijven meten zijn PAK's (benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(g,h,i)peryleen en indeno(1,2,3-cd)pyreen), metalen (kobalt, uranium, boor, cadmium en kwik) en de stroomgebied relevante stoffen (PCB's, koper en zink). Daarnaast is de KRW bezig om de lijst van prioritaire stoffen, overige relevante stoffen en norm voor biota te herzien. Hierdoor kunnen in de nabije toekomst normen veranderen en/of normen worden toegevoegd voor stoffen. Ook kan er een slag gemaakt worden voor een meer ecologisch relevante toetsing. De KRW geeft de mogelijkheid om aan zowel jaargemiddelden (JG-MKN) als piekbelastingen (MAC-MKN) te toetsen. Door beide te toetsen kan er beter inzicht worden gekregen in hoeverre de ecologie wordt belast met toxische stoffen. Daarnaast zijn er een aantal van de KRW prioritaire en overige relevante stoffen slecht in water oplosbaar. Trends van deze stoffen kunnen beter worden weergegeven in zwevende stof, waterbodems en/of voedselwebs, aangezien gehalten in water vaak rond de nul uitkomen, terwijl deze in de andere compartimenten wel duidelijk aanwezig zijn

Voor 3) zwemwaterkwaliteit is in overleg met de opdrachtgever besloten om dit onderdeel niet uit te werken, aangezien zwemwaterkwaliteit minder van toepassing is voor het Schelde-estuarium. Voor het vervolg kan dit onderdeel worden verwijderd.

Voor 4) voedselwebs is een meer gedetailleerde methodiekbeschrijving nodig. Evaluatie kan gebaseerd worden op data in mosselen en bot uit de Westerschelde. Indien mogelijk zou het goed zijn als er ook data van gehalten in biota uit het Vlaamse deel van het Schelde estuarium beschikbaar komen. Hierbij is een duidelijke omschrijving van de toe te passen kaders (KRW, consumptienormen) van belang. Mogelijk dat in de nabije toekomst wijzigingen en toevoegingen in KRW-normen voor biota zullen worden vastgesteld.

5.6 VERKLARENDE PARAMETERS

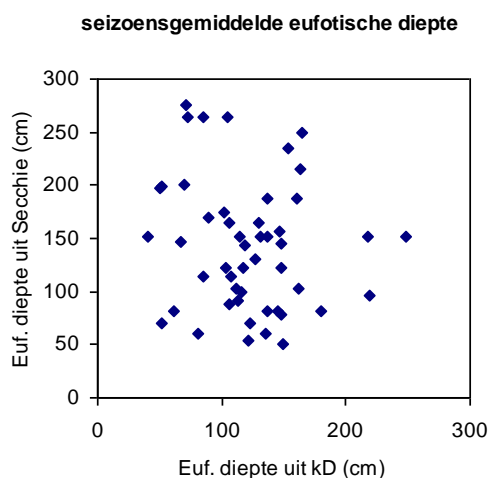
De verklarende parameters worden binnen T2009 per definitie niet getoetst aan criteria. In dit hoofdstuk wordt dan ook enkel nagegaan of de verklarende parameters vlot te bepalen zijn, en of ze bijdragen tot de verklaring van de waargenomen fenomenen binnen het hoofdstuk Waterkwaliteit, of binnen andere piramides.

5.6.1 VERKLARENDE PARAMETER ZOUT

Voor deze verklarende parameter moeten verschuivingen in zout en schommelingen in zoutgehalte en stratificatie beschouwd worden. Voor het weergeven van schommelingen in het zoutgehalte werden echter geen duidelijke methoden aangereikt. Daarom werd hiervoor een chloride gradiënt bepaald: de afname per km van het Cl- gehalte langsheen de lengte as van het estuarium. Hiervoor werd steeds het verschil tussen twee opeenvolgende meetpunten beschouwd, na delen door de tussenafstand. Ook de procentuele afname werd bepaald. Uitgezet op een surface plot, krijgt men zo een beeld wanneer en waar in het estuarium een sterke zoutgradiënt bestaat. Locaties gelegen in de zone met sterke zoutgradiënt kennen zeer grote tidale zoutschommeling. Om de maximale zoutschommeling per getij, als maat voor zoutstress, in kaart te brengen werd een methode op basis van continue data uitgewerkt. Ten eerste werd voor de stations waar continue zoutgegevens beschikbaar zijn de maximale zoutschommeling per getij gerapporteerd. Omdat dit enkel op een beperkt aantal locaties mogelijk is, werd een tweede methode opgesteld. Op basis van de zoutschommelingen aan de continue stations en de longitudinale zoutgradiënt, kon de tijexcursie ingeschat worden. Met deze tijexcursie kan zo op basis van de longitudinale zoutgradiënt voor elk meetpunt langsheen de Schelde de maximale zoutschommeling per getij ingeschat worden. Deze methode werd hier verkend maar verdient verdere uitwerking.

5.6.2 VERKLARENDE PARAMETER LICHTLIMITATIE

Voor de bepaling van de eufotische diepte en de lichtlimitatie is een lichtextinctiecoëfficiënt (k_D) nodig. In de Zeeschelde en Westerschelde wordt dit gemeten. In de Westerschelde waren voor een trendanalyse van k_D minder data voorhanden, maar wel doorzicht gegevens, gemeten via Secchi. Deze waarneming is een stuk subjectiever en minder nauwkeurig. De Evaluatiemethodiek reikt echter een formule aan om toch, bij gebrek aan k_D waarden, eufotische dieptes te bepalen. In de formule op blz 145 in de evaluatiemethodiek ontbreken haakjes: $Z_{eu} = 4,6 / 1,36251 * Z_{secchi} - 1,44329$ moet zijn: $Z_{eu} = 4,6 / (1,36251 * Z_{secchi} - 1,44329)$. Voor het meetpunt op de grens zijn zowel k_D als Secchi waarden beschikbaar, zodat de eufotische diepte hier op beide wijzen berekend kan worden. Een interkalibratie toont echter dat de correlatie tussen beide methoden zeer slecht is.



Figuur 5-3: correlatie eufotische diepte uit kD en eufotische diepte uit Secchie

Er werd daarom geen eufotische diepte bepaald op basis van Secchi data. Voorgesteld wordt om de omrekenformule te schrappen uit de methodiek, en enkel k_D metingen te gebruiken.

Het lichtklimaat is van zeer groot belang voor het estuariene ecosysteem: de primaire productie wordt zowel in Westerschelde als in Zeeschelde licht gelimiteerd verondersteld. Meer inzicht in de dynamiek van de lichtextinctie is daarom essentieel. Lichtextinctie is gerelateerd aan turbiditeit. We stellen daarom voor om ook turbiditeit als verklarende parameter op te nemen. Vermits er op vele plaatsen continue turbiditeitsmetingen bestaan, kan het aanwenden van deze gegevens nuttige info opleveren over de trends in het zo belangrijke lichtklimaat. Het verband tussen turbiditeit en lichtextinctie is echter niet constant, maar kan verschillen in ruimte en tijd. Opvolging van dit verband (onder andere door ook korrelgrootte analyse op de zwevende stof te doen) is aangewezen.

Turbiditeit zelf is afhankelijk van de concentratie en de aard van de zwevende stof in het water. Opvolging van de zwevende stof concentratie is daarom essentieel. Echter, deze parameter was niet opgenomen in de Evaluatiemethodiek, en werd daarom als extra parameter bij Lichtklimaat toegevoegd in het T2009 rapport.

5.6.3 VERKLARENDE PARAMETER TEMPERATUUR

Bij het uitwerken van deze parameter werden geen problemen vastgesteld. Voor Temperatuur waren ook criteria voorhanden, die eenvoudig te toetsen zijn. Temperatuursgemiddelden per seizoen dienen getoetst te worden. Start en einddatum van elk seizoen wordt echter niet meegegeven. De afbakening van de seizoenen bepaalt echter in grote mate het resultaat. Lente begint op 21 maart en eindigt op 21 juni, maar voor een goede werkbaarheid wordt met volledige maanden gewerkt. Door de lente te definiëren als de maanden april, mei en juni heb je de maanden met de meeste “lentedagen”. Het Koninklijk Meteorologisch Instituut hanteert echter maart, april en mei als lente maanden. We stellen voor om deze definitie ook binnen de evaluatiemethodiek te hanteren. In onderstaande tabellen werd de verklarende parameter temperatuur uitgewerkt met beide definities voor lente en herfst; ze illustreren het grote verschil in resultaat tussen de verschillende startmaanden van de seizoenen. Met een lente startend in maart, wordt de temperatuurnorm in de lente minder overstegen, maar scoort de herfst bijzonder slecht. Met een lente startend in april, wordt de lente als te warm geëvalueerd, maar scoort de herfst veel beter. Voor zomer en winter zijn de verschillen klein (data niet weergegeven).

Tabel 5.5.1 Seizoensgemiddelde temperatuur voor lente (maart-april-mei)

lente	monding			polyhalien			mesohalien			gradiënt			oligohalien			zoet lang			zoet kort		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
1996	7,5	10,8	2,9	7,1	11,0	3,2	9,6	12,5	3,6	9,2	13,5	5,0	9,3	14,5	5,6	9,9	15,0	5,6	10,8	15,1	5,6
1997	10,4	14,2	5,9	9,7	14,4	6,1	12,4	16,2	8,5	13,0	19,0	9,1	12,8	18,0	9,2	12,5	18,0	9,7	12,2	16,5	10,3
1998	10,5	15,5	6,9	9,9	15,7	7,1	11,5	16,0	7,4	12,6	18,4	9,0	13,1	20,5	8,5	14,1	21,6	8,9	15,0	23,3	9,9
1999	10,2	14,0	6,0	9,1	14,2	6,1	11,1	14,8	6,4	12,5	18,6	7,3	16,2	17,5	8,6	14,1	18,0	9,3	14,6	19,0	8,0
2000	10,1	15,3	6,4	9,7	15,5	6,6	11,9	16,0	8,1	12,8	19,0	7,6	12,8	18,0	7,8	12,9	19,3	7,8	12,5	20,6	7,8
2001	9,4	15,2	5,1	8,5	13,6	5,4	11,2	16,6	6,6	11,8	16,7	8,0	11,9	18,5	8,4	11,9	19,6	7,8	11,9	18,8	7,8
2002	10,5	14,2	7,7	11,0	13,6	7,8	11,4	15,0	8,1	12,4	17,4	8,0	11,2	18,6	8,8	13,9	19,5	9,8	13,3	19,3	7,8
2003	9,0	13,4	5,4	8,1	12,9	5,7	10,7	14,0	6,6	13,6	16,5	7,9	14,9	16,4	8,4	13,0	16,8	9,5	13,9	18,4	8,6
2004	9,0	13,6	4,8	8,3	13,0	5,0	10,8	14,7	5,3	11,4	16,0	6,0	11,6	15,4	5,0	12,4	16,0	6,6	13,9	19,2	6,9
2005	8,7	15,1	3,2	6,8	12,1	2,9	8,6	13,3	3,3	11,6	17,5	3,2	11,6	18,4	3,6	12,4	18,9	5,1	13,2	20,6	4,9
2006	8,9	14,5	3,4	9,1	14,6	3,4	10,6	15,4	3,6	10,7	16,9	4,2	11,2	17,0	4,0	11,2	17,9	4,7	11,0	18,9	4,2
2007	12,3	16,2	7,8	11,3	16,3	7,9	12,9	16,6	8,1	13,5	18,6	9,3	13,7	18,8	9,0	13,8	18,9	9,0	15,1	20,9	9,2
2008	10,3	16,2	6,8	10,6	16,4	7,2	11,9	16,8	7,2	12,2	18,1	8,6	12,8	20,7	8,3	13,7	20,8	9,0	13,9	20,5	8,7
2009	10,2	15,7	4,5	10,2	15,8	4,6	11,1	16,0	4,8	12,6	18,9	6,1	13,6	20,0	7,2	14,1	19,2	7,9	13,6	19,3	8,6

Tabel 5.5.2 Seizoensgemiddelde temperatuur voor lente (april-mei-juni)

lente	monding			polyhalien			mesohalien			gradiënt			oligohalien			zoet lang			zoet kort		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
1996	12,5	17,5	5,2	13,9	16,8	11,0	13,6	19,6	6,2	12,7	20,8	7,6	13,5	18,6	8,5	16,5	23,6	13,9	16,7	22,0	11,8
1997	14,0	17,8	9,3	14,9	18,3	9,8	15,0	18,6	10,0	15,4	19,5	11,2	15,7	19,1	11,1	16,2	21,6	10,5	16,8	21,5	12,6
1998	14,7	17,9	8,8	14,8	17,9	9,1	15,1	18,2	9,3	16,0	20,0	11,0	16,5	20,5	10,5	17,1	22,4	12,9	18,6	23,3	10,5
1999	13,8	17,6	9,3	14,0	17,9	9,9	14,6	18,2	10,2	16,0	22,5	10,9	16,5	21,0	12,0	17,1	21,5	10,1	16,9	23,0	12,2
2000	13,8	18,1	8,3	15,3	19,1	9,0	15,2	19,7	9,3	15,8	20,4	10,0	15,7	20,2	10,2	17,4	21,0	12,5	15,8	21,7	10,1
2001	12,7	17,1	8,4	13,8	16,5	8,9	13,6	18,2	9,1	14,8	19,1	9,8	14,8	18,5	9,7	13,7	19,2	9,4	15,3	21,0	9,7
2002	13,0	16,3	9,6	13,1	16,3	10,1	14,3	16,9	10,4	16,0	22,0	11,0	11,8	21,0	10,8	16,4	19,5	11,6	17,2	22,1	12,4
2003	13,9	20,1	7,7	13,6	17,0	7,9	14,8	19,8	8,4	14,0	22,4	10,7	15,9	23,5	9,0	17,6	21,6	10,5	17,8	24,1	11,0
2004	13,6	17,8	8,5	14,4	17,5	8,9	15,2	18,2	9,3	15,5	20,2	10,6	15,8	20,7	11,0	16,5	20,4	12,2	17,6	22,9	11,5
2005	14,3	19,9	8,0	13,9	20,1	8,9	15,0	20,7	9,3	15,4	21,9	11,8	16,0	24,6	12,6	15,8	20,7	10,2	17,7	25,8	12,4
2006	12,7	18,2	7,1	12,8	18,0	7,4	14,3	18,3	7,9	15,6	20,0	9,0	15,8	21,1	10,2	15,1	19,6	9,9	16,7	23,7	10,5
2007	14,6	18,6	9,0	14,7	18,4	9,5	15,6	18,6	9,5	16,4	21,3	10,5	16,9	22,4	11,2	14,0	21,2	12,0	18,6	22,3	12,3
2008	13,6	18,3	7,1	13,3	18,2	7,6	14,7	18,3	7,9	15,8	20,8	9,8	16,1	20,7	9,2	16,1	24,0	11,0	17,4	21,6	10,8
2009	14,5	18,5	9,7	15,5	18,1	12,6	14,8	18,3	10,9	16,1	19,6	9,7	17,1	20,2	11,4	16,5	21,5	11,4	17,7	22,9	12,3

Tabel 5.5.3 seizoen gemiddelde temperatuur voor herfst (september-oktober-november)

herfst	monding			polyhalien			mesohalien			gradiënt			oligohalien			zoet lang			zoet kort		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
1996	13,1	18,2	7,1	13,2	17,2	9,2	15,7	19,3	9,1	15,4	20,0	8,5	14,6	18,0	9,5	14,0	16,6	9,4	15,1	18,5	12,2
1997	16,3	23,0	9,6	15,9	20,0	9,6	16,6	20,8	9,8	16,0	21,5	9,3	14,8	21,2	9,1	15,1	21,5	8,9	15,9	22,0	9,0
1998	14,5	18,0	9,8	14,4	18,3	9,7	14,1	16,7	9,7	13,6	18,2	7,6	12,4	18,8	7,1	12,3	19,0	11,8	12,2	19,0	3,5
1999	15,3	20,1	10,1	16,0	20,4	9,9	15,5	20,6	10,0	16,2	22,6	9,0	15,4	22,0	7,5	15,8	21,6	8,0	16,7	23,3	11,4
2000	14,2	18,5	8,4	14,8	18,4	9,2	14,7	18,8	8,4	16,1	20,4	9,0	15,2	20,8	9,0	14,6	20,0	3,0	14,2	19,6	8,4
2001	13,7	17,1	9,8	13,8	15,8	10,1	13,8	16,0	9,5	15,2	19,0	9,0	13,7	17,3	8,0	13,5	16,8	11,6	14,0	20,0	8,4
2002	14,2	19,2	10,3	14,5	17,9	10,4	15,1	19,5	10,4	19,7	20,7	11,2	18,9	20,1	9,7	14,5	18,8	8,7	15,1	20,8	9,4
2003	13,8	19,3	8,9	14,2	18,8	8,8	14,8	19,3	9,0	14,8	21,0	9,0	13,0	20,0	8,0	19,9	20,5	8,0	14,2	20,5	9,5
2004	13,3	19,6	7,4	12,5	16,5	7,1	14,7	19,8	9,8	15,3	21,1	10,6	14,2	19,5	9,4	14,3	19,8	9,8	14,4	19,6	9,4
2005	15,8	19,4	12,1	16,4	19,0	12,3	17,0	19,9	12,3	17,2	22,6	9,5	15,8	21,4	10,6	16,0	21,7	9,1	15,9	22,3	9,5
2006	15,6	19,4	9,2	13,8	19,1	9,1	16,7	19,3	11,6	16,5	21,2	10,6	15,0	20,9	10,4	15,1	20,3	9,4	16,0	21,1	10,6
2007	14,5	18,5	10,0	14,1	16,8	10,6	15,2	18,5	10,4	14,3	20,0	8,7	13,1	17,8	7,5	13,7	18,0	10,2	14,4	18,9	7,9
2008	14,2	18,4	10,6	14,0	17,0	10,7	15,3	18,6	10,7	15,1	20,0	6,8	14,0	19,8	6,1	13,8	19,2	10,3	15,2	20,1	10,1
2009	14,5	17,6	11,1	14,3	17,4	10,8	14,4	17,6	10,8	16,4	20,6	10,9	16,1	19,8	11,0	15,9	20,3	9,1	16,0	20,1	10,7

Tabel 5.5.4 Seizoensgemiddelde temperatuur voor herfst (oktober-november-december)

herfst	monding			polyhalien			mesohalien			gradiënt			oligohalien			zoet lang			zoet kort		
	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min	gem	max	min
1996	8,1	13,5	5,6	7,5	9,2	5,5	9,4	13,7	5,4	11,3	15,6	6,0	10,8	15,0	5,9	11,0	14,5	6,3	12,1	17,0	6,8
1997	8,8	13,9	5,6	9,4	14,2	5,5	9,9	14,3	5,6	11,7	17,8	6,0	10,5	15,4	6,0	10,8	18,0	7,2	11,2	20,0	6,4
1998	8,8	13,5	4,7	8,3	13,4	4,5	9,2	13,3	4,4	9,9	14,8	5,0	9,3	13,1	4,0	9,4	13,7	3,0	9,1	13,8	3,5
1999	9,3	13,9	7,2	9,5	13,6	7,0	10,2	13,5	7,1	11,9	17,0	6,8	10,9	15,0	7,5	11,3	14,7	7,4	12,1	17,5	8,1
2000	10,4	17,1	7,5	10,0	13,8	7,9	11,2	17,4	7,9	12,8	19,0	9,0	11,8	18,0	9,0	11,1	18,0	7,2	11,3	18,0	7,7
2001	10,7	15,5	5,9	10,8	15,2	6,0	11,0	15,5	6,0	11,9	17,0	5,0	10,4	16,0	4,7	10,3	16,3	4,8	11,5	16,9	5,1
2002	9,5	15,8	5,0	9,0	12,7	5,2	11,0	15,8	5,2	12,1	17,0	4,6	10,6	15,0	4,0	10,2	13,6	5,4	11,1	17,3	5,5
2003	9,2	15,3	5,6	8,2	11,6	5,6	10,7	15,2	6,8	11,0	17,3	6,8	9,5	13,9	6,5	9,6	14,1	6,6	10,0	13,6	5,6
2004	9,9	15,0	6,8	9,1	12,5	7,0	11,0	14,9	6,7	11,4	17,3	6,0	9,8	13,6	5,0	9,9	13,9	5,5	10,8	14,5	6,1
2005	11,1	16,4	5,8	9,8	15,1	5,4	12,7	16,7	6,5	12,8	17,9	6,0	11,5	16,3	5,8	11,4	16,3	5,8	11,7	17,2	6,8
2006	12,4	18,1	8,9	11,2	15,6	8,6	13,5	18,0	8,7	13,1	19,7	8,3	11,9	16,3	8,5	11,5	15,9	8,0	12,6	17,3	8,8
2007	11,1	15,3	6,9	10,0	14,8	6,8	12,1	15,4	8,0	11,3	17,0	5,9	10,3	14,9	7,5	11,1	15,5	8,5	11,3	15,6	6,9
2008	10,3	14,4	6,4	10,0	14,3	6,3	10,5	14,4	6,4	10,5	16,4	5,0	9,2	15,3	4,8	10,1	15,8	5,3	10,9	16,4	5,6
2009	11,3	15,0	8,8	11,1	14,7	8,6	11,4	14,9	8,5	10,8	16,9	4,0	8,2	16,3	3,3	12,1	15,9	8,3	12,0	14,9	9,0

5.6.4 VERKLARENDE PARAMETER CHLOROFYL A

Bij het uitwerken van deze parameter werden geen problemen vastgesteld.

5.6.5 VERKLARENDE PARAMETER VERBLIJFTIJD

Bij het uitwerken van deze parameter werden geen problemen vastgesteld.

5.6.6 ONTBREKENDE VERKLARENDE PARAMETERS

De verklarende parameters helpen bij de interpretatie van de piramide Waterkwaliteit. De set voldoet vrij goed, maar wordt best uitgebreid met volgende parameters:

Totaal P: deze parameter vervalt als rekenparameter.

Turbiditeit: Turbiditeit is sterk gelinkt aan het lichtklimaat, en wordt op verschillende plaatsen in het estuarium bovendien continu gemeten. Het is daarom aangewezen deze parameter als verklarend e parameter bij lichtklimaat op te nemen. Ook zwevende stof gehalte, korrelgrootte, kleuring of fractie organische stof zijn van belang. Hoe deze parameters optimaal worden verwerkt, dient bestudeerd te worden.

pH: Ook verdient het de aanbeveling om pH als verklarende parameter op te nemen, maandelijks te bepalen op niveau 3. pH wordt nu standaard gemeten in de programma's van RWS, OMES en VMM, de data zijn dus voorhanden. pH is bovendien vereist voor de bepaling het ammoniak gehalte op basis van de gemeten ammoniumconcentraties. De pH van het water kan verklarend zijn voor sommige biochemische processen, complexvormingen etc. Verzuring in de kustzeeën kan bovendien grote gevolgen hebben voor organismen met een kalkskelet.

Zwevende stof concentratie: deze zeer belangrijke parameter ontbrak in de Evaluatiemethodiek. In de T2009 rapportage werd deze toegevoegd bij Waterkwaliteit. Gezien echter het grote belang van zwevende stof, niet enkel voor lichtklimaat maar ook voor benthische organismen of bij sedimentatie- en erosieprocessen, is een verdere uitwerking nodig. Het hoofdstuk Waterkwaliteit richt zich op de chemische en biologische waterkwaliteit. Gezien de belangrijke link tussen zwevende stof en de hydro- en morfodynamiek moet nagegaan worden of de parameter Zwevende Stof wel op zijn plaats is bij Waterkwaliteit, of deze misschien beter in een andere piramide een plaats krijgt.

5.6.7 CONCLUSIE VERKLARENDE PARAMETERS

De set verklarende parameters voldoet vrij goed, maar kan nog verbeterd worden met de bovengenoemde uitbreidingen. Deze vergen weinig meerwerk, omdat het parameters betreft die standaard worden gemeten. Enkel voor zwevende stof, turbiditeit en aanverwante parameters die lichtklimaat bepalen, is extra studiewerk vereist.

5.7 CONCLUSIES

Tot nu toe lijkt de methodiek, op enkele details na, goed bruikbaar voor de communicatie-indicator Waterkwaliteit. De set parameters lijkt volledig. Er zijn geen directe aanwijzingen dat bepaalde parameters overbodig zijn, tenzij bij toxische stoffen, waar zwemwaterkwaliteit kan geschrapt worden.

De toetsparameter Algen heeft wel verdere uitwerking nodig. Dat zal pas mogelijk zijn bij een volgende evaluatie, wanneer er meer geschikte data van primaire productie en zoöplankton beschikbaar zijn. Voorwaarde is wel dat de monitoringsinspanningen volgehouden worden.

De trends in Waterkwaliteit kunnen doorgaans verklaard worden. De belangrijkste verklaring voor de sterke veranderingen die werden waargenomen, is toe te schrijven aan veranderende input. Voor elke rekenparameter werden de concentraties in het estuarium, maar ook deze van elke boundary afzonderlijk beschouwd, zoals ook de evaluatiemethodiek voorschrijft. Input vanuit het bekken naar het estuarium staat niet expliciet opgenomen als afzonderlijke verklarende parameter. Voor de duidelijkheid en volledigheid kan het misschien nuttig zijn om de input uit bekken als afzonderlijk kopje op te nemen bij verklarende parameters. Maar voor de uitwerking ervan is het logisch dat de input wordt berekend bij de betreffende rekenparameter (bv TDIN, BOD, ...) en niet in een afzonderlijk hoofdstuk.

Verklaringen vanuit andere piramides voor trends in waterkwaliteit zijn voorlopig niet van toepassing. In de toekomst kan dit wel het geval zijn, denk maar aan veranderend lichtklimaat. Dan kunnen tij- en bathymetrische gegevens wel als verklarende parameters aangewend worden.

De indicator Waterkwaliteit staat in hoofdzaak ten dienste van vele andere piramiden. Het doel moet dus zijn dat de resultaten van Waterkwaliteit verklaringen aanreiken voor onder andere Fauna&Flora en Ecologisch functioneren. Verbanden tussen onder andere zuurstof en biota kunnen gelegd worden. Mogelijk effecten van toxische stoffen op andere luiken binnen de evaluatiemethodiek kunnen vanwege de complexiteit niet zomaar gelegd worden, over het algemeen alleen in het geval van evidente calamiteiten. Echter, toxische stoffen kunnen, weliswaar minder zichtbaar, het ecologisch functioneren van het systeem op allerlei niveaus beïnvloeden en blijft daarmee een relevante toetsparameter binnen waterkwaliteit. Toetsing dient plaats te vinden aan de hand van internationale richtlijnen als de Kaderrichtlijn Water.

6

Leefomgeving

De conclusies van stap 1 (snelle screening) en stappen 2 en 3 (problemen bij de bepaling van toets/rekenparameters en problemen bij de evaluatie) worden hier voor de piramide Leefomgeving samengebracht.

6.1 INLEIDING

In dit hoofdstuk worden aandachts- en knelpunten weergegeven met betrekking tot de uitwerking en evaluatie van de reken- en toetsparameters binnen de communicatie-indicatorleefomgeving. Het belangrijkste aspect bij de evaluatie van deze communicatie-indicator is dat de fluctuaties die optreden en de nauwkeurigheid in het bepalen nog niet bekend zijn. Ook bij het beschikbaar komen van arealen die passen bij een goede toestand van de ecotopen per segment zal het daarom lastig zijn om te bepalen of sprake is van een (significante) trend in de goede richting, of dat er sprake is van een tijdelijke verandering.

6.2 TOETSPARAMETER: OPPERVLAK

6.2.1 EVALUATIE

6.2.1.1 ECOTOPENKAARTEN

De ecotopenkaarten spelen bij de evaluatie van de leefomgeving een belangrijke rol. In de kaart komen verschillende waarnemingen (morfologische kaart, bodemligging, waterbeweging) samen. Voor de Westerschelde is de wijze waarop de onderliggende informatie (stroomsnelheden, droogvallen) is gemaakt voor de ecotopenkaarten van voor 2008 anders dan daarna. Ook de gehanteerde begrenzing verschilt. Door het verschil in informatie en het verschil in begrenzing is het niet mogelijk om de absolute arealen (per segment en voor Westerschelde) te vergelijken. Dat betekent dat in de T2009 geen trend (of fluctuatie) kan worden vastgesteld in de ontwikkelingen van de ecotopen.

De ecotopenkaarten van voor 2008 worden nu volgens dezelfde stappen opgebouwd en de ecotopenkaarten van daarna worden nogmaals gecontroleerd. De beschikbaarheid van zoveel mogelijk ecotopenkaarten waarvan de opbouw op dezelfde wijze heeft plaatsgevonden is van groot belang om bandbreedtes en eventuele trends en trendbreuken in de ontwikkelingen vast te kunnen stellen. In het in 2014 te verschijnen addendum op basis van de nieuwe set ecotopenkaarten zal duidelijk worden welke ontwikkelingen in de ecotopen hebben plaatsgevonden.

Omdat er een overlap is in de kaarten van de Westerschelde en de Zeeschelde kan er een vergelijking worden gemaakt tussen de ecotopenkaarten 2010 zoals die door INBO en Rijkswaterstaat zijn opgesteld. In de onderstaande tabellen zijn de arealen voor OMES-segment 9 weergegeven, die zowel onderdeel zijn

van de Nederlandse als van de Vlaamse ecotopenkaarten. Het is duidelijk dat er verschillen zijn tussen de beide kaarten. Die verschillen zijn logisch daar waar er sprake is van een onderscheid dat in de kaart wel (hoog-versus laagdynamisch, diep en ondiep) en in de andere kaart niet wordt gemaakt. Het is minder logisch voor de habitats waar geen of nauwelijks verschil wordt verwacht (schor, supralitoraal, hard substraat).

Het verdient aanbeveling om te analyseren of dergelijke verschillen voortkomen uit het gebruik van verschillende gegevens, verschillen in methoden, dan wel verschillen in interpretatie. Op basis hiervan kan een bandbreedte (standaard variatie) worden vastgesteld die kan worden gehanteerd bij de trendbepaling. Dit is wat anders dan de tolerantiegrens van 5% in 6 jaar bij het vaststellen van oppervlakte veranderingen.

De weergegeven relatieve tolerantie moet worden vervangen, of door een absolute tolerantie (minimum areaal in ha) of in een relatieve verandering ten opzichte van het totaal areaal in de saliniteitszone. Het hanteren van de voorgestelde relatieve grens levert vreemde interpretaties bij arealen die sterk verschillen. Als van een ecotoop met een groot areaal (bijvoorbeeld 100 ha laagdynamisch hooggelegen litoraal) een klein areaal (bijvoorbeeld 2 ha) verandert in een ander ecotoop, dat oorspronkelijk heel weinig aanwezig was (bijvoorbeeld 4 ha pionierschor), dan is de verandering van het laagdynamisch areaal 2 % en die van het pionierschor 50%. De verandering van het schor ligt dan ruim buiten de tolerantiegrens en die van het laagdynamisch hooggelegen litoraal niet.

Sterke saliniteitsgradient (zone 9)	Rijkswaterstaat		
	2008	2010	2010-2008
Hoogdynamisch sublitoraal	538	518	-20
Laagdynamisch sublitoraal	190	213	23
Hoogdynamisch litoraal	43	60	17
Laagdynamisch laaggelegen litoraal	27	25	-2
Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal	80	67	-13
Laagdynamisch hooggelegen litoraal	28	23	-5
Pionierschor	2	3	1
Schor	78	70	-8
Supralitoraal	0	10	9
Hard	14	14	0
Overige	3	0	-3
<i>Totaal</i>	<i>1.001</i>	<i>1.001</i>	<i>0</i>

Tabel 6.1 Oppervlakte voor de verschillende ecotopen in hectaren OMES-segment 9 met een Sterke saliniteitsgradient uit de Westerschelde ecotopenkaarten van Rijkswaterstaat.

Sterke saliniteitsgradient (zone 9)	INBO		
	2001	2010	2010-2001
OMES segment			
Diep sublitoraal	658	670	12
Ondiep sublitoraal	93	94	1
Laaggelegen litoraal	54	56	2
Middelhooggelegen litoraal	117	110	-7
Hooggelegen litoraal	24	23	-1
Pionierschor	0	0	0

Sterke saliniteitsgradient (zone 9)	INBO		
	2001	2010	2010-2001
Schor	64	68	3
Supralitoraal	11	14	3
Hard	6	6	0
Overige	0	0	0
Niet in ecotopenareaal	0	0	0
<i>Totaal</i>	<i>1.029</i>	<i>1.042</i>	<i>13</i>

Tabel 6.2 Oppervlakte voor de verschillende ecotopen in hectaren OMES-segment 9 met een Sterke saliniteitsgradient uit de Beneden Zeeschelde ecotopenkaarten van INBO.

6.2.1.2 REKENPARAMETERS EN CRITERIA

De rekenparameters hoog- en laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde), diep- en ondiepwater (Zeeschelde), hoogdynamisch litoraal (Westerschelde), laagdynamisch laag-, middelhoog-, en hooggelegen litoraal en schorvegetatie zijn te bepalen en de wenselijkheid van de ontwikkeling kan worden vastgesteld.

Pioniervegetatie is niet eigenstandig gekarteerd voor de Zeeschelde, het is daar onderdeel van Schor. Een evaluatie kan derhalve voor de Zeeschelde niet worden uitgevoerd. Voor toekomstige evaluaties zullen de arealen pioniervegetaties wel beschikbaar komen. Voor de Westerschelde is in de beschrijving gesteld dat (pionier)schor op de platen een minder gunstige ontwikkeling is en dat een versnelde toename van het oppervlaktepercentage op de platen minder gewenst is.

De ecotopen hard, overige en supralitoraal zijn geen parameter, waarschijnlijk omdat de ecologische waarde van deze ecotopen in het estuarium minder groot of nihil is. Omdat de arealen, afgezien van uitbreidingen door ontpolderen of het realiseren van GGG's, in het estuarium vastliggen tussen de oevers zijn de veranderingen in deze arealen wel belangrijk. Een toename van deze ecotopen betekent namelijk een afname van ecologisch hoger gewaardeerde arealen, en omgekeerd. Vandaar dat wordt voorgesteld om ook deze arealen gecombineerd, of alleen het supralitoraal op de te nemen, in ieder geval als verklarende parameter .

6.2.1.3 EVALUATIE

Voor de Westerschelde beperkt de toepasbaarheid van de 'oude' ecotopenkaarten het uitvoeren van de evaluatie over een langere periode. Voor de Zeeschelde is het bepalen van de verschillen tussen 2001 en 2010 mogelijk.

6.2.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN VOOR VERBETERING

Het uitvoeren van een evaluatie voor de T2009 is feitelijk nog niet mogelijk, vanwege de beperkte beschikbaarheid van de ecotopenkaarten, het ontbreken van gedragen referentiewaarden voor het gehele estuarium en het ontbreken van een bandbreedte rond de waargenomen arealen. Bij het beschikbaar komen van meer ecotopenkaarten die op dezelfde gestandaardiseerde wijze tot stand zijn gekomen, biedt de evaluatiemethodiek voldoende duidelijkheid om deze te doorlopen.

6.3 TOETSPARAMETER: KWALITEIT

6.3.1 EVALUATIE

6.3.1.1 LENGTE LAAGWATERLIJN

De laagwaterlijn grenzend aan laagdynamisch plaathabitat is aan grote fluctuaties onderhevig. Die fluctuaties zijn het gevolg van de variatie in de verbreiding van het laagdynamische areaal. De fluctuaties zullen naar verwachting de langjarige trends, zoals die optreden door de afname van de laagwaterlijn rond de plaatcomplexen en door de veranderingen in het areaal laaggelegen laagdynamische areaal overprinten. Mogelijk leveren de nieuwe consistent vervaardigde ecotopenkaarten minde grote fluctuaties, omdat het bepalende hoog- en laagdynamische areaal langs de randen van de platen en slikken hierin consequent is gekarteerd.

Het is vanuit de benutting van de waterlijn goed is om te kijken naar een iets hogere ondergrens, bv 10% droogvalduur, omdat veel vogels als het tij rond laagwater is minder snel foerageren (en vaak een korte rustpauze inlassen) omdat ze eerst het reeds opgenomen voedsel deels moeten verteren voor ze weer verder kunnen foerageren.

Voor het bepalen van een eventuele ontwikkeling is deze parameter pas bruikbaar als duidelijk is welke fluctuaties verwacht kunnen worden.

6.3.1.2 HELLING

De helling van het litoraal in de Westerschelde is (geschematiseerd) onderdeel van de parameter Areaal intergetijdengebied vs breedte-diepte verhouding onder Plaat-Geul. Voorgesteld wordt om die parameter te hanteren, zodat er eenvoudige een verband kan worden gelegd.

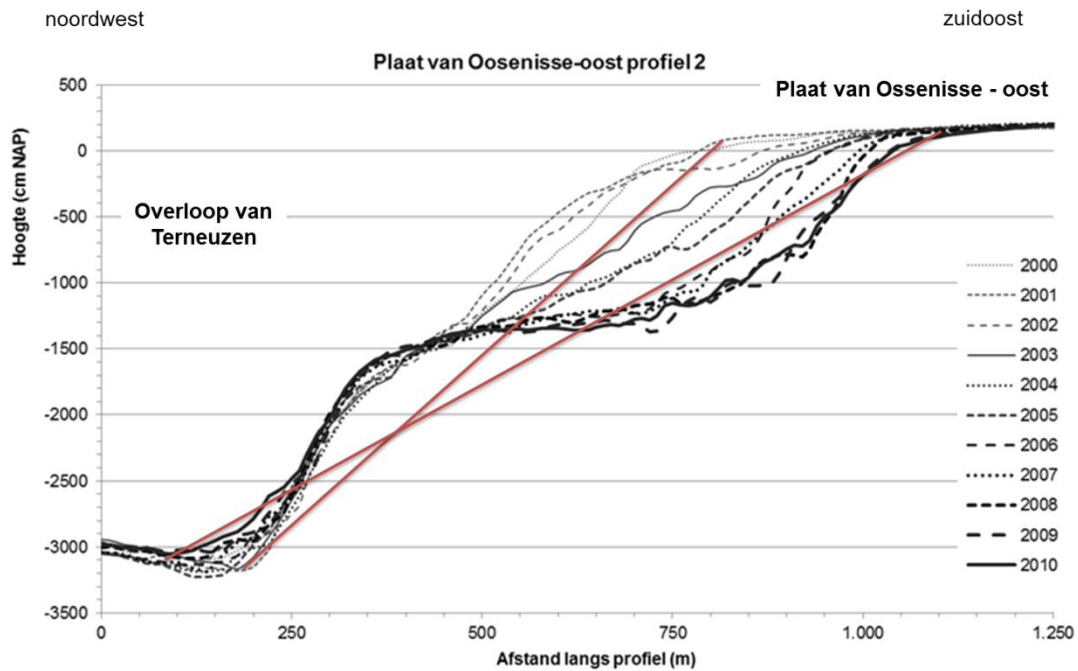
De helling van het geheel profiel kan uit de hypsometrie worden afgeleid, dat levert een gemiddelde voor het beschouwde gebied. Een alternatieve benadering is een analyse voor een aantal profielen. In beide gevallen geldt dat het bepalen van de gemiddelde helling van het diepste punt van de geul, tot bovenaan het schor sterk wordt beïnvloedt door

1. De maximale diepte in het profiel;
2. De breedte van slik en schor.

Daarbij komt dat het verflauwen of het versteilen van een helling niet noodzakelijkerwijs is gekoppeld aan sedimenterende of erosieve situaties, waarvan een voorbeeld in het figuur hieronder wordt getoond.

Omdat er al voldoende parameters zijn die de ontwikkeling van de geulen en platen beschrijven in de Westerschelde, lijkt het aanbevelenswaardig om de helling buiten de beschouwing te laten.

Als indicator voor het optreden van erosie of sedimentatie van de vooroever zijn kaarten van de sedimentatie-erosie zeer bruikbaar, ook in de Zeeschelde.



Figuur 6.6.3 Voorbeeld van een dwarsdoorsnede van een eroderende geul, waarbij de helling flauwer wordt.

6.3.1.3 HOOGTEGRADIËNT

In de omschrijving van deze parameter wordt gesteld dat “Een goed functionerende plaat of slik bestaat uit laagdynamisch habitat waarin de volledige gradiënt aan hoogte van sublitoraal naar laag, middelhoog, hooggelegen en supralitoraal gebied aaneengesloten aanwezig is”. De analyse van de arealen is uitgevoerd op de schaal van gecombineerde OMES-segmenten en niet op de schaal van individuele platen en slikken. Bij de huidige werkwijze kan de aanwezigheid van een heel klein stukje hoog- of laaggelegen laagdynamisch areaal voldoende zijn om een groot gebied toe te rekenen aan areaal met een gradiënt. Vanuit het ecologische functioneren van zo’n gradiënt zou nog eens goed gekeken moeten worden naar de minimale omvang of relatieve bijdrage die nodig is. Bijvoorbeeld door een soort minimum verhouding in te voeren, zoals minimaal 10 of 15% van de totale zone in een complete zonering aanwezig voor hij meetelt? Ook kan worden beschouwd of de aanwezigheid van ‘stepping zones’ van laagdynamisch areaal die worden onderbroken door hoogdynamisch areaal niet ook een ecologische waarde vertegenwoordigt. Dit moet uiteindelijk leiden tot een parameter die robuust is en die ecologisch relevant is. Overigens geldt ook hierbij dat kennis van de grote fluctuaties die naar verwachting kunnen optreden bekend moeten zijn, voordat aan een waargenomen veranderingen een waardering wordt toegekend.

6.3.1.4 ZONERING VAN SCHORREN

Het onderscheid in hoogtezones van de schorren is gemaakt in de vegetatiekaarten en niet in de ecotopenkaarten. In de opeenvolgende schorren is steeds sprake van een categorie ‘overige’, zonder hoogte indicatie. Veranderingen zijn daardoor lastig te duiden. Verder is niet duidelijk op welke gegevens of interpretatie de zonering is gebaseerd. Het geven van een verklaring voor de waargenomen is daarmee lastig. Het lijkt logisch om de (vegetatie)zonering van het schor op te nemen onder ‘flora en fauna’

6.3.1.5 OEVERBREEDTE SCHORHABITAT

De breedte van het schorhabitat en van de oever tot aan de laagwaterlijn kan worden vastgesteld en geëvalueerd. Naar verwachting zullen deze parameters niet aan veel verandering onderhevig zijn en kunnen deze over een langere periode worden beschouwd. Verder lijkt het logisch om op de een of andere wijze rekening te houden met de aanwezigheid van stortsteenbescherming van de schorren, omdat deze zeker in de Zeeschelde eventuele schordynamiek effectief tegengaan. Dat betekent in die gevallen dat ook bij een voldoende breed schor of oever geen dynamiek verwacht mag worden.

6.3.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN VOOR VERBETERING

Het belangrijkste element voor verbetering ligt besloten in het beschikbaar komen van meer ecotopenkaarten, zodat bandbreedtes inzichtelijk zullen worden. Voorgesteld wordt om de helling als parameter voor de Westerschelde buiten beschouwing te laten. De aanwezigheid van stortsteen dient betrokken te worden bij het bepalen van de te verwachten dynamiek in relatie tot schor- en oeverbreedte.

6.4 TOETSPARAMETER: TURN-OVER

De turnover is berekend op basis van de ecotopenkaarten. Omdat deze voor twee jaar beschikbaar is, kan niet worden vastgesteld in hoeverre deze waarde maatgevend is.

6.5 CONCLUSIES

Het uitvoeren van een evaluatie voor de T2009 is feitelijk nog niet mogelijk, vanwege:

1. De beperkte beschikbaarheid van de ecotopenkaarten;
2. Het ontbreken van gedragen referentiewaarden voor het gehele estuarium;
3. Het ontbreken van een bandbreedte rond de waargenomen arealen (door natuurlijke variatie en de bandbreedte rond de metingen),

Bij het beschikbaar komen van meer ecotopenkaarten die op dezelfde gestandaardiseerde wijze tot stand zijn gekomen, biedt de evaluatiemethodiek voldoende duidelijkheid om deze te doorlopen. Dan wordt ook de bandbreedte duidelijk, eventueel aangevuld met waarnemingen uit andere bronnen (monitoring van plaatrandstortingen). Met gedragen referentiewaarden kan dan de evaluatie worden uitgevoerd.

7

Flora en fauna

De conclusies van stap 1 (snelle screening) en stappen 2 en 3 (problemen bij de bepaling van toets/rekenparameters en problemen bij de evaluatie) worden hier voor de piramide Flora en Fauna samengebracht.

7.1 INLEIDING

De piramide Flora en Fauna wordt uitgewerkt aan de hand van zeven toetsparameters (vogels (broedvogels en niet-broedvogels), zoogdieren (zeehonden), vissen, benthos, fytoplankton, zoöplankton en macrofyten), die worden beoordeeld op basis van drie rekenparameters: de Intactness index, sleutelsoorten en exoten.

7.1.1 ALGEMENE BEMERKINGEN BIJ INTACTNESS INDEX

Voor de berekening van de Intactness index (Occurrence Index of Abundance Index) is een referentielijst nodig. Deze referentie omvat soorten van een bepaalde dier- of plantengroep die je nodig acht in een gezond functionerend ecosysteem. De index kan berekend worden op basis van het aantal soorten (Occurrence index), dan wel op basis van aantallen individuen of biomassa van soorten (Abundance index). In de methodiek staat beschreven dat de referentie soortensamenstelling (Occurrence of Abundance) moet worden vergeleken met de soorten die in 2009 (of in een periode rond 2009) aanwezig zijn in het systeem. Er is voor de huidige analyse gebruik gemaakt van referentielijsten met daarin alle soorten waargenomen over de gehele beschikbare waarnemingsperiode in (een bepaalde zone van) het Schelde-estuarium, aangevuld voor sommige toetsparameters met te verwachten soorten. In de toekomst moeten beter onderbouwde referentielijsten opgesteld worden, die niet alleen gebaseerd zijn op het voorkomen van relevante (d.i. tot het estuariene milieu behorende) soorten in het Schelde-estuarium zelf, maar ook met informatie van andere, gelijkaardige estuaria. Welke soorten geëvalueerd dienen te worden en onderdeel uitmaken van de referentie, moet dus nader onderzocht worden. Met een Occurrence Index kun je je richten op soortendiversiteit en hoe deze evolueert, met de Abundance Index kan de focus liggen op een lijst van soorten die een belangrijke rol, dan wel indicatief zijn voor het ecologisch functioneren van het estuariene systeem (zie ook sleutelsoorten). Het gebruik van alle, ooit waargenomen soorten als referentie lijkt niet zinvol. Zo kunnen dwaalgasten en sporadisch voorkomende soorten, evenals de soorten die niet specifiek zijn voor het estuarium, beter niet opgenomen worden in de referentielijsten, en dus buiten de evaluatie te houden.

Een vaak moeilijk punt hierbij is dat ook exoten, per definitie, in de referentiematrix zijn opgenomen. Zij wegen negatief op de score. Daar exoten reeds afzonderlijk worden geëvalueerd en potentiële negatieve effecten van hun aanwezigheid op de aan te treffen gemeenschappen ook zichtbaar zullen zijn in de Intactness index zonder dat de exoten daar nog eens negatief in worden meegeteld, is er gedurende de T2009 in overleg met de begeleidingsgroep besloten om, waar mogelijk, exoten buiten de Intactness index te laten.

Er is in de huidige evaluatie enkel gewerkt met de Occurrence index, en niet met de Abundance index, zoals voorgeschreven voor een aantal toetsparameters in Holzauer et al. (2011). Daarbij is Occurrence ook niet zoals in de methodiek aangeduid als percentage voorkomen in de monsters (in feite trefkans of ruimtelijke distributie) meegenomen, maar enkele als de aan- of afwezigheid van soorten in de te evalueren zones. Voor elke soort een referentiewaarde opstellen met aantal individuen of biomassa blijkt niet eenvoudig of misschien voor sommige groepen zelfs helemaal niet op te stellen voor een estuarium. Een deskundigenteam moet nader uitzoeken voor welke toetsparameters en/of soorten dit mogelijk is. Immers, een evaluatie op basis van een Abundance index zou meer gevoelig moeten zijn en bevat aanvullende informatie t.o.v. de Occurrence index. Het gebruik van sleutelsoorten, zoals toegepast bij de vogels, kan beschouwd worden als een toepassing van een Abundance index, alleen worden sleutelsoorten individueel geëvalueerd en niet geïntegreerd tot één index (zie verder). Dit zou een volgende stap kunnen zijn.

De Intactness index is een geschikte rekenparameter voor de evaluatie van Flora en fauna, maar het is noodzakelijk dat in de komende jaren bijkomend onderzoek wordt gedaan naar de toepasbaarheid van de Intactness index, zoals omschreven in Holzauer et al. (2011), om een volledige toepassing van de evaluatiemethodiek toe te laten. Misschien is niet voor elke toetsparameter het toepassen van een Intactness index mogelijk/relevant (zie ook verder). Het streven zal zijn om in de toekomst voor in ieder geval enkele groepen bijkomend over te gaan naar Abundance matrices (aantallen/biomassa's), of op zijn minst naar Occurrence op basis van het percentage monsters/opnames met de soort. Dit laatste lijkt in ieder geval op termijn haalbaar voor een groep als het Benthos.

7.1.2 ALGEMENE BEMERKINGEN BIJ SLEUTELSOORTEN

Het begrip sleutelsoort is een relatief vaag begrip dat meestal gebruikt wordt voor soorten waarvan men weet dat hun voorkomen een zeer grote impact (positief, negatief) heeft op structuur en functioneren van het ecosysteem, of die indicatief zijn voor een goed functionerend systeem. In deze evaluatiemethodiek wordt onder sleutelsoorten vaak deze soorten verstaan die binnen bepaalde richtlijnen werden opgenomen als zijnde belangrijke soorten. Van deze soorten worden de waargenomen aantallen geëvalueerd, waar mogelijk ten opzichte van streefdoelen of in functie van de ruimere populatie buiten het estuarium. Dit geldt met name voor vogels, waar doelstellingen voor zijn gedefinieerd en waarvan vaak ook populatiegroottes gekend zijn. Dit is dan ook de enige groep waarvoor sleutelsoorten in detail zijn uitgewerkt in de huidige T2009 evaluatie. De vraag kan gesteld worden of alle soorten die in beheerplannen of aanwijzingsbesluiten staan relevant zijn voor de evaluatie van het Schelde-estuarium ecosysteem. Het is meer noodzakelijk om die soorten te selecteren die daadwerkelijk iets zeggen over het (ecologisch) functioneren van het systeem. Dit kunnen zowel positieve als negatieve (bijv. bepaalde exoten) sleutelsoorten zijn.

Voor de meeste toetsparameters zijn sleutelsoorten nog niet gedefinieerd. Sleutelsoorten vormen een belangrijk en noodzakelijk onderdeel van de evaluatie en dit moet nader uitgewerkt worden in de komende jaren. Voor elke toetsparameter zijn relevante sleutelsoorten te identificeren, die ofwel een belangrijke rol vervullen in het ecosysteem en/of indicatief zijn voor een goed functionerend systeem (zie verder). Soorten die nu (nog) niet indicatief zijn voor het goed functioneren van het Schelde-estuarium, kunnen dit in de toekomst eventueel wel worden. Sleutelsoorten kunnen ook bepaalde functionele groepen zijn. Sleutelsoorten kunnen eventueel ook geïntegreerd worden tot één (Intactness) index, welke dan één score geeft voor de evaluatie.

7.1.3 ALGEMENE BEMERKINGEN BIJ EXOTEN

Exoten zijn soorten die van nature niet in een gebied voorkomen, maar zijn geïntroduceerd door de mens. Vaak is echter discussie of een soort (nog) als exoot moet worden beschouwd als ze hier al vele tientallen jaren gedijt en een deel is geworden van het ecosysteem. Een lijst van exoten is niet altijd beschikbaar, waardoor de invulling hiervan variabel kan zijn. De ter evaluatie onderscheiden exoten worden echter in de desbetreffende hoofdstukken en/of bijbehorende digitale bijlagen aangeduid.

7.2 TOETSPARAMETER BROEDVOGELS

7.2.1 EVALUATIE

7.2.1.1 INTACTNESS INDEX

Een referentielijst voor de broedvogels in het volledige Schelde- estuarium was niet beschikbaar bij het uitvoeren van deze studie. De vraag is of het toepassen van een Intactness index mogelijk is, aangezien de focus bij de broedvogels in hoofdzaak ligt bij het monitoren van sleutelsoorten. Voor de Westerschelde zijn dat een aantal kustbroedvogels, voor de Zeeschelde soorten waarvoor instandhoudingsdoelstellingen zijn opgesteld. Met andere woorden, de huidige monitoring is niet aangepast voor het toepassen van een Intactness Index.

7.2.1.2 SLEUTELSOORTEN

Als sleutelsoorten worden deze soorten beschouwd waarvoor een instandhoudingsdoelstelling (IHD) geldt. Voor elk van deze soorten moeten de aantallen worden getoetst aan het IHD en daar waar de aantallen onder de richtaantallen blijven moet een trendanalyse worden uitgevoerd. In de beoordeling is ervoor gekozen om voor elke soort waarvoor een IHD geldt een trendanalyse uit te voeren (indien mogelijk), omdat dit nuttige informatie kan leveren over de toestand van een soort, ook al wordt op dat moment de IHD (nog) gehaald. Voor de beoordeling of een soort al dan niet de IHD haalt, is gekeken naar de aantallen over de periode 2004-2009. Afhankelijk van het aantal keer dat het aantal van de soort onder de IHD blijft, wordt een beoordeling gegeven van de toestand.

In de Westerschelde worden zeven soorten kustbroedvogels als sleutelsoorten beschouwd. In het Natura2000 gebied Westerschelde en Saefthinghe zijn tevens Bruine kiekendief en Blauwborst aangewezen als broedvogelsoorten, met respectievelijk 20 en 450 broedparen. Deze twee soorten zijn nu niet opgenomen in de evaluatiemethodiek (Holzhauer et al. 2011). Omwille van het ander soort habitat waarin deze soorten broeden in vergelijking met de hierboven behandelde kustbroedvogels is het nuttig deze soorten op te nemen in de evaluatiemethodiek.

Voor de Zeeschelde stelt zich het probleem dat het IHD Zeeschelde gebied een veel ruimer gebied omvat dan enkel het buitendijkse, estuariene deel. Met andere woorden, de "Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium" (Adriaensen et al. 2005) hebben een ruimer doelgebied dat naast het estuarium ook de valleien van de Zeeschelde en haar tijgebonden zijrivieren omvat. Deze doelstellingen hebben bijgevolg ook betrekking op puur terrestrische habitattypen en soorten naast de estuariene habitattypen en soorten. Zo staan er bijvoorbeeld doelstellingen in voor dottergraslanden, elzenbroekbossen, kamsalamander, vleermuizen, etc. Ook bij de broedvogels zijn doelstellingen geformuleerd voor soorten die weinig of geen relatie hebben met het estuariene functioneren. De IHD's gelden voor dit gehele gebied en er zijn geen afzonderlijke IHD's voor het buitendijkse, estuariene deel. Een aantal IHD soorten broedt niet in het

estuarium en de meeste van deze soorten maken er geen of weinig gebruik van: dodaars, grutto, kwartelkoning, paapje, porseleinhoen, roerdomp, slobeend, woudaap en zomertaling. De populaties van deze soorten bevinden zich (bijna) geheel buiten het estuarium in de wetlands van de vallei, niet onder invloed van het getij (pers. comm. Wim Mertens). Ze zeggen niets over het functioneren van het estuariene systeem. Ook de habitattypes in deze wetlands maken geen deel uit van de evaluatiemethodiek terwijl er wel doelen zijn voor geformuleerd in de IHD-Schelde-estuarium. Een aantal andere soorten broedt wel in het estuarium, maar het zwaartepunt van hun verspreiding ligt er duidelijk buiten: blauwborst, bruine kiekendief, grote karekiet, rietzanger, snor, purperreiger en scholekster (pers. comm. Wim Mertens). Deze soorten zijn wel mee geëvalueerd, maar wegen minder zwaar dan de soorten die wel voor een belangrijk deel in het estuarium kunnen broeden of in de toekomst zouden moeten broeden of er tijdens de broedperiode gebruik van (kunnen) maken: tureluur, kluut en lepelaar. Een bijkomend probleem voor de Zeeschelde is de beschikbaarheid van data. De laatste volledige inventarisatie dateert van 2001, voor de meer recente jaren zijn enkel gegevens beschikbaar voor een aantal deelgebieden of bepaalde soorten. De aantallen in de NOPzone+ (IHD doelgebied) zullen enkel gekend zijn tijdens atlasperiodes en het is onduidelijk wanneer een volgend atlasproject gepland is. De aantallen van tureluur, kluut en lepelaar kunnen jaarlijks wel redelijk ingeschat worden, tezamen met een aantal soorten die deels gebruik maken van het estuarium (bijv. bruine kiekendief, scholekster, purperreiger).

Aan te raden is dan ook om een nieuwe lijst met sleutelsoorten te maken die specifiek gaat over het estuariene, buitendijkse deel, en daar doelstellingen aan koppelen. Deze soorten moeten ook op frequente basis te monitoren zijn en een monitoringsprogramma dient hiervoor opgezet te worden. Per sleutelsoort moet bepaald worden wat de beste (en haalbare) werkwijze is (gebiedsdekkend, proefvakken, transect tellingen, jaarlijks of om de x aantal jaren). Een combinatie van aantallen broedparen (Abundance) voor sommige soorten en aan-/afwezigheid (Occurrence) voor andere soorten is een optie die onderzocht dient te worden.

Daarnaast moet ook gekeken worden naar de instandhoudingsdoelstellingen die in functie van het Strategisch Plan voor de Haven van Antwerpen geformuleerd zijn (vogelrichtlijngebieden BE23001336 ‘Schorren en polders van de Beneden-Schelde’ en BE2300222 “De Kuifeend en Blokkersdijk”). Deze speciale beschermingszones vallen volledig binnen de OMES-segmenten 9, 10 en 11. Deze doelstellingen overlappen gedeeltelijk met de instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium (Adriaensen et al. 2005) in het zgn. Noordelijk gebied (Doelpolder en Prosperpolder), bestaande slikken en schorren in OMES-segmenten 9, 10 en 11 en in Blokkersdijk (pers. comm. Wim Mertens). Hier kunnen bijkomende doelstellingen gevonden worden voor broedvogels. In dit kader werden tevens doelstellingen geformuleerd voor niet-estuariene en voor typisch estuariene soorten (zie tabel). Dit kan als leidraad dienen.

Tabel 7.1: Instandhoudingsdoelstellingen (aantal koppels) broedvogels voor vogelrichtlijngebieden in de Zeehaven van Antwerpen. Soorten met blauwe achtergrond broeden (nagenoeg) niet in het estuarium, soorten met een oranje achtergrond broeden er wel, maar het zwaartepunt van hun verbreiding als broedvogel ligt er buiten, soorten met een rode achtergrond broeden voornamelijk in het estuarium of zijn voor hun voedsel afhankelijk van het estuarium. Tabel aangeleverd door Wim Mertens.

SOORT	IHD
Bruine kiekendief	34-43
Rietzanger	172-204
Baardmannetje	11-14
Blauwborst	422-500

SOORT	IHD
Roerdomp	4
Krakeend	177-222
Kuifeend	137-306
Slobeend	106
Knobbelzwaan	14-19
Scholekster	82-132
Tureluur	82-112
Grutto	62
Kluut	366-483
Visdief	208
Strandplevier	30-40
Zwartkopmeeuw	30-40
Bergeend	290-305
Kleine plevier	50-60
Steltkluut	4
Bontbekplevier	4-5
Kokmeeuw	3380-3402
Oeverzwaluw	600-800
Goudplevier	2

Verder wordt gevraagd in de evaluatiemethodiek om trends in de Schelde af te zetten ten opzichte van landelijke of internationale trends. Voor broedvogels zijn deze data echter niet beschikbaar.

7.2.1.3 EXOTEN

Voor de Westerschelde en Zeeschelde is geen informatie over exoten broedvogels beschikbaar gesteld voor toepassing in de T2009 evaluatie. Relevantie voor het Schelde-estuarium is in de huidige situatie waarschijnlijk klein.

7.2.1.4 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN TOT VERBETERING

Relevantie van de Intactness Index en exoten dient nader geëvalueerd te worden. Voor de Westerschelde wordt aangeraden ook bruine kiekendief en blauwborst als sleutelsoorten mee te nemen in de evaluatie. Omwille van het ander soort habitat waarin deze soorten broeden in vergelijking met de geselecteerde kustbroedvogels is het nuttig deze soorten op te nemen in de evaluatiemethodiek. Voor Blauwborst is jaarlijkse monitoring waarschijnlijk niet haalbaar, maar kan in de jaren dat er vegetatiekarteringen gebeuren gemonitord worden.

Voor de Zeeschelde is het aan te raden een nieuwe lijst met sleutelsoorten te maken die specifiek gaat over het estuariene, buitendijkse deel, en daar doelstellingen aan koppelen. Ook moet hiervoor een frequente (jaarlijkse?) monitoring opgezet worden. Die monitoring gebeurt nu niet.

7.3 TOETSPARAMETER NIET-BROEDVOGELS

7.3.1 EVALUATIE

7.3.1.1 INTACTNESS INDEX

Voor de niet-broedvogels kan de Intactness index worden berekend ten opzichte van de referentielijst met alle soorten die ooit in het systeem zijn waargenomen. De evaluatiemethodiek stelt dat de Intactness index dient te worden opgesteld per deelgebied op basis van de frequentie van voorkomen, bij voorkeur voor zomer en winter afzonderlijk. De voorlopige referentielijst die voor deze beoordeling beschikbaar was, geeft enkel de aan- of afwezigheid van soorten.

7.3.1.2 SLEUTELSOORTEN

Als sleutelsoorten voor de niet-broedvogels worden deze soorten geselecteerd waarvoor een IHD bestaat en/of die voldoen aan de 1% Ramsar norm. In hoeverre al deze soorten moeten geëvalueerd worden moet nader onderzocht worden.

In de methodiek staat beschreven dat voor elke soort die aan één van beide normen niet voldoet, een trendanalyse moet worden uitgevoerd. Er is in de huidige rapportage voor gekozen om voor elke soort een trendanalyse op te stellen, omdat die nuttige informatie levert over de evolutie van de soort, ook als ze op dat moment voldoet aan de doelstellingen. Voor de niet-broedvogels is het – in tegenstellen tot de broedvogels – wel mogelijk om de aantallen af te zetten ten opzichte van nationale en internationale trends.

Voor de IHD soorten staat in de richtlijn duidelijk beschreven dat de evaluatie moet gebeuren op basis van seizoenen gemiddeldes. In de Ramsar wetgeving staat dit niet aangegeven. In deze evaluatie is ervoor gekozen het seizoen maximum (gemiddeld over zes jaren) te vergelijken met de 1%waarde. Het maximum geeft een beeld van het aantal individuen van een bepaalde soort die het gebied tijdens dat seizoen heeft dragen.

7.3.1.3 EXOTEN

Voor de Westerschelde en Zeeschelde is informatie over exoten niet-broedvogels beschikbaar gesteld voor toepassing in de T2009 evaluatie. Relevantie voor het Schelde-estuarium is in de huidige situatie waarschijnlijk klein.

7.3.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN TOT VERBETERING

Voor een volledige toepassing van de evaluatiemethodiek zijn referentielijsten nodig zoals beschreven in Holzhauser et al. (2011). Hier moet de komende jaren werk van gemaakt worden: hierbij is het belangrijk dat niet alleen naar het voorkomen (occurrence) gekeken wordt, maar ook de aantallen (abundance) meegenomen worden. Voor de Zeeschelde moet nog een definitieve lijst met sleutelsoorten worden opgesteld. Voor de sleutelsoorten is het tevens belangrijk om te weten of waargenomen trends te wijten zijn aan veranderingen in het Schelde ecosysteem zelf, dan wel hun oorzaak buiten het estuarium hebben. Een habitat model dat rekening houdt met de habitatvereisten van elke soort (voor foerageren, broeden, rusten, etc.) kan hierbij van dienst zijn. Zulke habitatmodellen zijn nog niet beschikbaar, en verdienen nadere studie.

7.4 TOETSPARAMETER ZOOGDIEREN

7.4.1 EVALUATIE

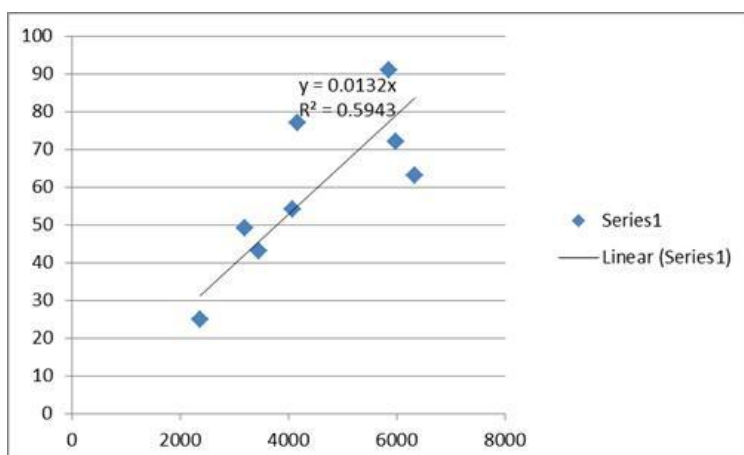
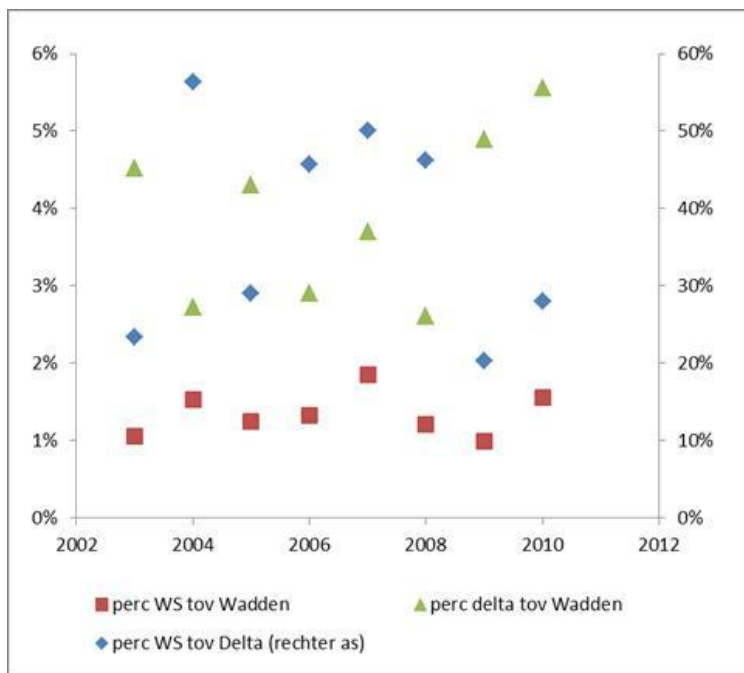
In de nota 'Dataverwerking en databehoeft' zijn een aantal aanpassingen aan de methodiek voorgesteld die door de projectgroep is aanvaard. Deze aanpassingen zijn verder uitgewerkt.

7.4.1.1 AANTAL ZEEHONDEN IN DE MAAND AUGUSTUS

Eén van de rekenparameters die is beschreven in de methodiek is het bepalen van de trend van het aantal zeehonden in juli. In de Waddenzee is echter waargenomen dat de voortplantingsperiode een maand naar voor is geschoven in vergelijking met de jaren '80; de voortplantingspiek is er nu in juni. Een goed alternatief is kijken naar de trend in het aantal zeehonden in augustus, omdat uit eerder onderzoek is gebleken dat op dat moment de kleinste variatie in totale aantallen optreedt, en je zo de meest zinvolle uitspraak kunt doen over de evolutie van het aantal zeehonden in de Schelde.

7.4.1.2 AANTAL ZEEHONDEN TEGENOVER REFERENTIEPOPULATIE

In de Evaluatiemethodiek wordt gesteld dat veranderingen in aantallen zeehonden in de Westerschelde relatief aan de Deltapopulatie moeten worden geëvalueerd. Deze Delta-populatie maakt echter deel uit van de Zuidelijke Noordzee-populatie. Door een gebrek aan geboorten en het hoge sterftcijfer zou de populatie in de Delta uitsterven. De Waddenzee, en vermoedelijk ook de Britse populaties, moeten als bron worden gezien voor de Delta-populatie. Uit figuur 7.1 blijkt dat de variatie in het aandeel zeehonden in de Westerschelde ten opzichte van de gehele Delta groot is, hetgeen het argument ondersteunt dat de Delta-populatie weinig geschikt is als referentie. Daarom werd voorgesteld de veranderingen in de Westerschelde te vergelijken met een ruimere populatie. De data van de Britse zeehondentellingen zijn echter niet vrij toegankelijk, waardoor het niet opportuun is deze in de methodiek op te nemen. Er is gekeken naar een verband tussen het aantal zeehonden in de Westerschelde en in de Waddenzee over de periode 2002-2010 (Figuur 7.1.). Hieruit blijkt dat de aantallen zeehonden in de Westerschelde varieert tussen de 1% en 2% van de aantallen in de Waddenzee, met een gemiddelde van 1.32%. Enkel in 2009 lag de verhouding iets lager (0.99%). Uit deze analyse blijkt een relevante ondergrens waaraan de populatie in de Westerschelde ten opzichte van de Noordzee moet voldoen de 1% grens: wanneer de aantallen zeehonden in de Westerschelde lager is dan 1% van de Waddenzee, moet de situatie als negatief beschouwd worden.



Figuur 7. 1: Verhouding (%) tussen verschillende zeehondenpopulaties in de Nederlandse wateren (boven) en het aantal zeehonden in de Westerschelde ten opzichte van de Waddenzee (onder) (data 2003-2010)

7.4.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN TOT VERBETERING

Naast het evalueren van veranderingen in aantallen Gewone zeehonden ten opzichte van de Delta-populatie, wordt voorgesteld om dit ook te doen ten opzichte van de Waddenzee populatie (minstens 1% van de Waddenzee populatie). De trend in de tijd wordt best gedaan op basis van augustustellingen, omdat gebleken is dat op dat moment de kleinste variatie in totale aantallen optreedt. Tevens wordt aanbevolen om ook het aantal pups dat geboren wordt in de Westerschelde mee te nemen in de evaluatie. Het aantal pups geeft een indicatie van hoe goed het met de populatie in de Westerschelde gesteld is, en geeft aan of er voldoende rustgebieden zijn waar jongen kunnen worden geboren en grootgebracht.

7.5 TOETSPARAMETER VISSSEN

7.5.1 EVALUATIE

7.5.1.1 INTACTNESS INDEX

De berekening van de Intactness index is gebeurd zoals beschreven in de methodiek, weliswaar met de voorlopige referentiematrix (zie 8.1) als basis.

7.5.1.2 SLEUTELSOORTEN

Een lijst met sleutelsoorten dient nog te worden opgezet. Dit is zeer belangrijk voor de evaluatie van deze toetsparameter. Deze sleutelsoorten moeten een goed beeld geven van de verschillende functies die het estuarium vervult voor vissen, en dient vertegenwoordigers van de verschillende functionele groepen te bevatten.

7.5.1.3 EXOTEN

Voor de Westerschelde zijn geen exoten bekend. In de Zeeschelde komen wel een aantal soorten voor die niet inheems zijn. De lijst van exoten die in deze evaluatie is gehanteerd is gebaseerd op de soorten genoemd in Breyne (2009).

7.5.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN TOT VERBETERING

Lijsten met sleutelsoorten dienen opgesteld te worden. Hiervoor is voldoende informatie beschikbaar en is essentieel voor een goede evaluatie van deze toetsparameter. Aangeraden wordt om de vismonitoring in de Westerschelde en Zeeschelde op elkaar af te stemmen. Hiertoe is reeds een eerste aanzet gemaakt door in beide zones met ankerkuilen te monitoren (zie Goudswaard en Breine 2011: Kuilen en Schieten in het Schelde- estuarium" – IMARES rapport C139/11).

7.6 TOETSPARAMETER BENTHOS

De toetsparameter Benthos omvat 3 rekenparameters:

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness	Abundance Intactness index mag geen dalende trend vertonen voor een positieve evaluatie. De index wordt bepaald op niveau 3, gebruik makend van zes jaarlijkse gemiddelden.
Exoten	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van de biomassa ook.
Sleutelsoorten	Een dalende trend is negatief.

Verder is de totale benthos biomassa (per zone niveau 3 of voor de gehele Westerschelde en de gehele Zeeschelde + zijrivieren) een verklarende parameter voor verschillende toetsparameters (Broedvogels (Flora en fauna), Niet-broedvogels (Flora en fauna), Vissen (Flora en fauna), Zoogdieren (Flora en fauna), Macrozoobenthos (Ecologisch functioneren), Vis & vogels (Ecologisch functioneren).

7.6.1 EVALUATIE

7.6.1.1 REKENPARAMETER INTACTNESS

Met betrekking tot de bepaling van de Intactness index waren er bij aanvang van het project nog geen referentie matrices beschikbaar en was het nog moeilijk inschatten wat voor resultaten de analyses zouden opleveren; zo ook voor de Intactness van het Benthos. Voor de T2009 zijn gaandeweg het project referentiematrixen aangeleverd; het gaat hier echter enkel om aan-/afwezigheid-lijsten voor soorten en/of taxa. Voor de T2009 is zodoende de Occurrence index in plaats van de Abundance index berekend.

Volgens de methodiek (Holzhauer et al., 2011) wordt de Occurrence index bepaald volgens de Buckland Arithmetic methode die uit gaat van het voorkomen van taxa in percentages monsters per te evalueren periode en zone. Aangezien in dit stadium enkel referentie aan-/afwezigheid-lijsten aanwezig zijn per zone is evaluatie van percentages vooralsnog niet mogelijk.

De soortenlijsten met betrekking tot de monitoringsgegevens en de referentielijsten dienen op elkaar te worden afgestemd. Daarbij dient in acht te worden genomen dat voor taxa waarvoor slechts enkele individuen tot op soort zijn gedetermineerd en waarbij meerdere soorten kunnen worden gevonden, de kans groot is dat soorten onterecht niet zijn aangetroffen (mogelijk wel aanwezig maar niet herkend). In dergelijke gevallen dient evaluatie op het hogere taxonomische niveau plaats te vinden en moeten afzonderlijke soorten in de referentielijst door het hogere taxonomische niveau worden vervangen. De methodiek geeft aan dat voor exoten een minimale abundantie in de referentielijst dient te worden aangegeven zodat ze negatief zullen tellen in de index. Dit betekent dat met betrekking tot de aan-/afwezigheid-referenties, de exoten aanwezigheid negatief zal worden gescoord (aanwezigheid soort telt normaal als $1/(\text{totaal aantal inheemse soorten in referentie})$, voor exoten wordt dat $-1/(\text{totaal aantal inheemse soorten in referentie})$).

In de methodiek wordt gesproken over toetsing op basis van een 6-jarlijks gemiddelde. Aangezien de monitoring een beperkte periode bestrijkt (voor de T2009 zouden dan slechts 2 meetpunten ter vergelijking met de T2009 beschikbaar zijn), is de evaluatie van een trend op deze manier niet mogelijk en zal er ook in de toekomst voorlopig geen significante trend waar te nemen zijn. Daar komt nog eens bij dat voor de Zeeschelde + zijrivieren er voor een groot aantal jaren geen data beschikbaar zijn, waardoor de data-densiteit voor de verschillende 6-jarlijkse periodes sterk zou verschillen. Dit is onwenselijk omdat het grote invloed op de index zal hebben. Er is daarom in overleg met de begeleidingscommissie besloten om de index per jaar te berekenen om op die manier ontwikkelingen en de eventuele aanwezigheid van trends te kunnen evalueren.

Bij toepassing van de index is gebleken dat met name voor de lagere trofische niveaus (zoals benthos) een groot aantal relatief zeldzame soorten bij de huidige monitoringsinspanningen (maar in feite zal iedere inspanning ontoereikend zijn om alle soorten aan te tonen) zal worden gemist omdat ze relatief zeldzaam zijn. Hiermee zal de index altijd een relatief lage waarde opleveren. In de huidige vorm is de index geschikt voor de evaluatie van ontwikkelingen (trends) in de samenstelling van de gemeenschappen per zone en eventueel de vergelijking van de zones onderling (indien de monitoring methodiek en intensiteit ongeveer gelijk is), maar zegt het relatieve niveau van de index niet veel over de werkelijke compleetheid van de gemeenschappen. In ieder geval zal het totaal aantal referentiesoorten en het totaal aantal soorten aangetroffen gedurende de monitoring voorlopig ook worden gerapporteerd in combinatie met de OI-index. Enigszins problematisch is wel dat de Intactness index (de opgestelde matrix) als ook het aantal soorten onder de exoten dat zal worden waargenomen tot op zekere hoogte afhankelijk is van de

monitoringsintensiteit. We zullen hier rekening mee houden door in ieder geval een ondergrens te stellen aan de databeschikbaarheid per te evalueren periode en zone. De monsters genomen per segment en jaar zullen via koppeling aan fysiotopen/ecotopen dienen te worden doorvertaald naar verhouding van het voorkomen van die fysiotopen/ecotopen. Ook zal de taxonomie dienen te worden afgestemd tussen de verschillende jaren en zullen er keuzes worden gemaakt in de te gebruiken data omdat combineren van bemonsteringsmethodieken en -strategieën lastig is (maar dat doet niets af aan de evaluatiemethodiek).

Met betrekking tot de Zeeschelde+zijrivieren dient er rekening mee te worden gehouden dat data volgens 3 verschillende methodieken aanwezig zijn (en niet voor alle jaren). In principe worden voor berekening van de OI-index alle gegevens gebruikt, daar alle methodieken ook in de toekomst zullen worden ingezet, maar zal het effect van in-/exclusie van Oligochaeten monsters worden bepaald (zie 8.6.1.4 voor databeschikbaarheid).

7.6.1.2 REKENPARAMETER EXOTEN

In de methodiek (Holzhauer et al., 2011) wordt niet duidelijk vermeld of met de evaluatie van het aantal soorten het totaal aantal aangetroffen exoten in de monitoring wordt bedoeld, of een ontwikkeling in het gemiddeld aantal exoten soorten per monster of oppervlakte eenheid. Omdat het totaal aantal aangetroffen exoten afhankelijk is van de monitoringsinspanning is er in overleg met de begeleidingscommissie besloten het gemiddeld aantal exoten soorten per monster te evalueren. Met betrekking tot de exotenbiomassa zijn er geen bijzonderheden te vermelden.

Er wordt echter niet gedefinieerd wat onder exoten wordt verstaan. We nemen een definitie in de T2009 rapportage op, we rekenen volgens het 'worst case' scenario waarbij twijfelgevallen als exoot worden aangemerkt, maar zullen de in-/exclusie van bepaalde soorten bediscussiëren.

Met betrekking tot de Zeeschelde+zijrivieren dient er rekening mee te worden gehouden dat data volgens 3 verschillende methodieken aanwezig zijn (en niet voor alle jaren). In principe worden voor berekening van de aantallen exoten en biomassa de gegevens van de alle steekbuismonsters gebruikt, daar alle methodieken ook in de toekomst zullen worden ingezet, maar zal het effect van in-/exclusie Oligochaeten monsters worden bepaald (zie 8.6.1.4 voor databeschikbaarheid). Tevens zal worden nagegaan of er extra exotensoorten worden gedetecteerd met de Schepnet/Steenbemonstering methodiek, die dan zullen worden vermeld.

7.6.1.3 REKENPARAMETER SLEUTELSOORTEN

De methodiek heeft nog geen sleutelsoorten voor het Benthos gedefinieerd, of het moet zijn de gewone mossel (*Mytilus edulis*) en de gewone kokkel (*Cerastoderma edule*) die als rekenparameter 'Filterfunctie' voor de toetsparameter 'Macrozoobenthos' in de evaluatie van het 'Ecologisch functioneren' worden beoordeeld. Daarmee komen deze soorten wellicht voldoende aan bod.

7.6.1.4 VERKLARENDE PARAMETER TOTALE MACROBENTHOS BIOMASSA

Voor de berekening van de Totale macrobenthos biomassa is het noodzakelijk om de beschikbare monsters aan de ecotopen (Westerschelde) of fysiotopen (Zeeschelde+zijrivieren) te koppelen zodat de resultaten naar voorkomen van het bemonsterde habitat kunnen worden opgeschaald.

Met betrekking tot de Westerschelde zijn voor de periode 1992 tot en met 2008 zowel voor- als najaar monsters beschikbaar, voor 2009 (en de toekomstige bemonsteringen) enkel najaar monsters. Voor de T2009 wordt bekeken wat de invloed van in-/exclusie van voorjaargegevens op de resultaten is. Bij

toekomstige evaluaties zal de evaluatie gebaseerd zijn op najaarsgegevens. Met betrekking tot de T2009 zijn data beschikbaar vanuit de BIOMON/MWTL- en de MOVE-monitoring.

Met betrekking tot de Zeeschelde+zijrivieren zijn macrobenthos monitoringsgegevens (steekbuis monsters, 1 mm zeef) beschikbaar voor de jaren 1999, 2002, 2005, 2008 en 2009, Oligochaeten monsters (steekbuis monsters, 0.5 mm zeef) beschikbaar voor de jaren 1999, 2002, 2005 (soortenlijst en totale biomassa ook voor 2008-2010; wordt eens in de 3 jaar uitgewerkt), en Schepnet en Steenmonsters (niet te kwantificeren naar oppervlaktemaat) beschikbaar voor de jaren 1996, 1999, 2002, 2005, 2008, 2009. De aan-/afwezigheid van monsters volgens een bepaalde methode in de analyse zal invloed hebben op de resultaten. Voor berekening van de totale biomassa zullen de macrobenthos steekbuismonsters worden gebruikt en zal voor de jaren 1999, 2002 en 2005 worden nagegaan wat het effect is van het meenemen van de Oligochaeten in de berekeningen. In principe zullen de Oligochaeten-data ook in de toekomst om de 3 jaar beschikbaar zijn en kunnen ze meedraaien in de evaluatie (maar duurt de uitwerking/determinatie van de monsters langer en zit er dus vertraging op de beschikbaarheid).

In de evaluatie is een besluit genomen over de koppeling van monsterjaren aan de beschikbare ecotopen-/fysiotoopenkaarten.

7.6.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN TOT VERBETERING

Evaluatie van de rekenparameter Intactness Benthos is uitgevoerd op basis van Occurrence Intactness gebruikmakende van aan-/afwezigheidsgegevens per zone per jaar, waarbij referentielijsten worden aangepast aan het determinatieniveau van de monitoring. In principe is het negatief laten tellen van de aanwezigheid van exoten in de index zoals beschreven in de methodiek correct en nuttig wanneer de index afzonderlijk wordt bekeken. In de huidige evaluatiemethodiek waar ook al de ontwikkeling van het aantal exoten en de exoten biomassa wordt geëvalueerd is het echter dubbel op en is men wellicht meer geïnteresseerd in de compleetheid van de gemeenschappen ondanks de aanwezigheid van exoten (die toch al worden geëvalueerd). Voorstel is om exoten in de OI-index volledig buiten beschouwing te laten (en dit is reeds gedurende de loop van de T2009 evaluatie overgenomen en uitgevoerd) omdat in de huidige vorm het niet altijd duidelijk zal zijn of ontwikkelingen het gevolg zijn van een toename van het aantal exoten of een achteruitgang van de inheemse soorten.

Ter verbetering van de methodiek kan het niveau van de index indicatief worden door op basis van de monitoringsgegevens de trefkans voor soorten te bepalen en daarmee te berekenen wat de verwachte maximale waarde van de index zal zijn bij het huidige monitoringsprogramma. Er zou moeten worden nagegaan of een dergelijke berekening de functionaliteit van deze rekenparameter kan vergroten. Het zou zeer waardevol zijn om in de toekomst over te stappen naar het gebruik van een Abundance Intactness (AI) op basis van aantallen/biomassa of percentage voorkomen (OI%). De benthos gegevens (waarvoor gewenste dichtheden of percentages van voorkomen op basis van de ecotopen redelijk kunnen worden ingeschat) lijken hier uitermate geschikt voor. Uiteraard vraagt dit om een behoorlijke inspanning om referentielijsten op orde te krijgen, maar er is sowieso een behoorlijke inspanning gewenst om de huidige referentielijsten te verbeteren en nog meer de gewenste soorten (op basis van historische referenties en vergelijkbare systemen elders) in plaats van alle reeds tot nu toe gevonden soorten, in de lijsten te krijgen. De indicatiewaarde van een AI-index is veel groter dan die van de huidige OI index die in feite enkel het aantal soorten weergeeft. Verder zal de indicatie waarde van de OI index kunnen worden vergroot door soorten die slechts sporadisch in het estuarium te verwachten zijn (dwaalgasten) en soorten die niet goed te monitoren zijn volgens de huidige methodiek (steekbuizen) uit de referentielijsten te verwijderen, en er soorten aan toe te voegen die tot op heden (gedurende de afgelopen 20 jaar) nog niet in het systeem zijn aangetroffen, maar er op basis van historische gegevens dan wel hun voorkomen in vergelijkbare systemen wel zouden moeten kunnen voorkomen onder goede (referentie) condities. Zo ook

dient er voor diverse soorten nog eens kritisch gekeken te worden naar de zones waarin zij onder referentiecondities te verwachten zijn. Parallel aan de T2009 wordt een inspanning geleverd in een aanvullend project (Maris et al., in prep.) om de referentie matrices te optimaliseren.

De evaluatie met betrekking tot de exoten kan zonder problemen worden uitgevoerd en is een nuttige rekenparameter wanneer ontwikkelingen in aantallen soorten per monster worden opgevolgd. Het verder determineren van enkele groepen binnen de VMM monitoring specifiek op het eventueel voorkomen van exoten is echter wel aan te bevelen. Er zou een lijst kunnen worden opgesteld van potentieel aanwezige exoten in de VMM monsters waarnaar dan gericht kan worden gezocht, bijvoorbeeld onder de verzamelde Gammaridae en Corophiidae.

In de methodiek zijn voornamelijk geen sleutelsoorten aangewezen; de kokkel en de mossel spelen echter wel een belangrijke rol in de evaluatie van het Ecologisch functioneren, en zouden dus als sleutelsoorten kunnen worden opgenomen. De ontwikkelingen in de kokkel bestanden zijn reeds onderdeel van de reguliere monitoring. Het lijkt belangrijk om in ieder geval om de 3 jaar te inventariseren of de reeds waargenomen mosselbank nog aanwezig is en wat de omvang daarvan is, en na te gaan of er eventueel nieuwe locaties te vinden zijn.

Ter verbetering van de methodiek zouden we als sleutelgroepen de Annelida en de Mollusca willen toevoegen, zodat de Annelida/Mollusca-ratio op basis van dichtheden kan worden bepaald. Met name voor de zones van de Zeeschelde + zijrivieren (maar wellicht ook voor de Westerschelde om ongewenste veranderingen te detecteren) zou een indicator als Annelida/Mollusca-ratio op basis van dichtheden een waardevolle aanvulling voor de methodiek zijn. Het is twijfelachtig of in principe gunstige ontwikkelingen met betrekking tot de waterkwaliteit met de huidige evaluatiemethodiek juist worden ingeschat aangezien de beschikbare benthos biomassa en/of het voedselaanbod voor hogere trofische niveaus (tijdelijk) achteruit kunnen gaan (sterke achteruitgang Annelida gelijktijdig met een geleidelijke opkomst van de Mollusca). Voordeel is dat deze parameter aan de hand van de huidige monitoring kan worden geëvalueerd.

Ook kunnen sleutelsoorten gedefinieerd worden die een belangrijke rol spelen voor het estuariene voedselweb en als voedsel dienen voor bepaalde componenten (soorten) van de hogere trofische niveaus. Bijv. kokkel voor scholeksters, wadslakje voor bergeend, etc. Een lijst van dergelijke soorten dient te worden opgesteld.

Er is discussie ontstaan rond de rol van de exotische dominante bivalven (met name *Ensis directus*) in het systeem en of waargenomen trends het gevolg zijn van werkelijke veranderingen met betrekking tot de populatie groottes of eerder het gevolg van de recente veranderingen in de monitoring strategie, waarbij het subtidaal minder frequent wordt bemonsterd. Dit probleem zou kunnen worden opgevangen door een eenmalige campagne in de Westerschelde (extra boxcores) gericht op het subtidaal voor het in kaart brengen van de *Ensis* bestanden, in combinatie met een kansberekeningsexercitie op basis van de oudere data (bootstrap methodiek). Het valt ook te overwegen om surveys te doen om het oesterbestand (*Crassostrea gigas*) in de Westerschelde in kaart te brengen. Dit kan op basis van gelijkaardige surveys die IMARES doet in de Oosterschelde (Brummelhuis et al., 2012), of via de geomorfologische kartering die nu reeds een inschatting geeft van het litorale oesterbestand. Aanwezigheid op potentieel geschikte harde substraten is moeilijker in kaart te brengen, maar zou informatie opleveren of met het negeren van de harde substraten de filtercapaciteit wel of niet substantieel wordt onderschat. Een steekproef zou hiervoor een eerste stap kunnen zijn.

In de huidige monitoring wordt het epibenthos en hyperbenthos tot op zekere hoogte mee gemonsterd en mee geëvalueerd met het macrobenthos. Het epibenthos kan echter met de gehanteerde methodiek (steekbuizen) niet goed kwantitatief worden bepaald. Voor Vlaanderen bestaat wel een monitoring met behulp van het schepnet (evenals overigens stenen rapen), hetgeen inzicht geeft in het epibenthos. Het is aan te bevelen om te bekijken of de huidige VMM monitoring met behulp van het schepnet beter kan worden afgestemd op de huidige evaluatiemethodiek. Een voorstel is om indien mogelijk de monsterlocaties te herverdelen om per zone en per fysiotoop het monster aantal vergelijkbaar te krijgen en te standaardiseren.

Ook in de Westerschelde zou inzicht moeten worden verkregen in de rol van het epibenthos. Daar zouden de diepere delen met een hyperbenthos korretje kunnen worden bemonsterd in plaats van een schepnet. Aansluitend zou er inzicht moeten worden verkregen in de rol van het hyperbenthos en de krabben (megabenthos) in het voedselweb van het Schelde-estuarium (zie hiervoor H 8.3).

7.7 TOETSPARAMETER FYTOPLANKTON

De toetsparameter Fytoplankton omvat 3 rekenparameters:

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness	Occurrence Intactness index mag geen dalende trend vertonen voor een positieve evaluatie. De index wordt bepaald op niveau 3, gebruik makend van zes jaarlijkse gemiddelden.
Exoten	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van het aantal individuen/biomassa ook.
Sleutelsoorten	Er wordt geen evaluatie van de trends in sleutelsoorten uitgevoerd. De trends zijn wel belangrijk als verklarende parameter bij Waterkwaliteit en Ecologisch functioneren.

Verder is de totale fytoplankton biomassa of het totaal aantal cellen (per zone niveau 3 of voor de gehele Westerschelde en de gehele Zeeschelde+zijrivieren) een verklarende parameter voor verschillende toetsparameters (Benthos (Flora en fauna), Zoöplankton (Flora en fauna), Macrozoobenthos (Ecologisch functioneren), Vis & vogels (Ecologisch functioneren)).

7.7.1 EVALUATIE

7.7.1.1 REKENPARAMETER INTACTNESS

Met betrekking tot de bepaling van de Intactness index waren er bij aanvang van het project nog geen referentie matrices beschikbaar en was het nog moeilijk inschatten wat voor resultaten de analyses zouden opleveren; zo ook voor de Intactness van het Fytoplankton. Voor de T2009 zijn gaandeweg het project referentiematrix aangeleverd; het gaat hier echter om aan-/afwezigheid-lijsten voor soorten en/of taxa. Volgens de methodiek (Holzhauer et al., 2011) wordt de Occurrence index bepaald volgens de Buckland Arithmetic methode die uit gaat van het voorkomen van taxa in percentages monsters per te evalueren periode en zone. Aangezien in dit stadium enkel referentie aan-/afwezigheidslijsten aanwezig zijn per zone is evaluatie van percentages vooralsnog niet mogelijk.

De soortenlijsten met betrekking tot de monitoringsgegevens en de referentielijsten dienen op elkaar te worden afgestemd. Daarbij dient in acht te worden gehouden dat voor taxa waarvoor slechts enkele individuen tot op soort zijn gedetermineerd en waarbij meerdere soorten kunnen worden gevonden, de kans groot is dat soorten onterecht niet zijn aangetroffen (mogelijk wel aanwezig maar niet herkend). In

dergelijke gevallen dient evaluatie op het hogere taxonomische niveau plaats te vinden en moeten afzonderlijke soorten in de referentielijst door het hogere taxonomische niveau worden vervangen. De methodiek geeft aan dat voor exoten een minimale abundantie in de referentielijst dient te worden aangegeven zodat ze negatief zullen tellen in de index. Dit betekent dat met betrekking tot de aanwezigheid-referenties, de exoten aanwezigheid negatief zal worden gescoord (aanwezigheid soort telt normaal als $1/(\text{totaal aantal inheemse soorten in referentie})$, voor exoten wordt dat $-1/(\text{totaal aantal inheemse soorten in referentie})$). Gedurende de T2009 evaluatie is in overleg met de begeleidingscommissie besloten de exoten buiten de evaluatie van de OI index te houden omdat exoten reeds worden geëvalueerd (zie 8.6.1.1 onder Benthos).

In de methodiek wordt gesproken over toetsing op basis van een 6-jaarlijks gemiddelde. Aangezien de monitoring een beperkte periode bestrijkt (voor de T2009 zouden dan slechts 2 meetpunten ter vergelijking met de T2009 beschikbaar zijn), is de evaluatie van een trend op deze manier niet mogelijk en zal er ook in de toekomst voorlopig geen significante trend waar te nemen zijn. Daar komt nog eens bij dat voor de Zeeschelde + zijrivieren er voor een groot aantal jaren geen data beschikbaar zijn, waardoor de data-densiteit voor de verschillende 6-jaarlijkse periodes sterk zou verschillen. Dit is onwenselijk omdat het grote invloed op de index zal hebben. Er is daarom in overleg met de begeleidingscommissie besloten om de index per jaar te berekenen om op die manier ontwikkelingen en de eventuele aanwezigheid van trends te kunnen evalueren.

Bij toepassing van de index is gebleken dat met name voor de lagere trofische niveaus (zoals fytoplankton) een groot aantal relatief zeldzame soorten bij de huidige monitoringsinspanningen (maar in feite zal iedere inspanning ontoereikend zijn om alle soorten aan te tonen) zal worden gemist omdat ze relatief zeldzaam zijn. Hiermee zal de index altijd een relatief lage waarde opleveren. In de huidige vorm is de index geschikt voor de evaluatie van ontwikkelingen (trends) in de samenstelling van de gemeenschappen per zone en eventueel de vergelijking van de zones onderling (indien de monitoring methodiek en intensiteit ongeveer gelijk is), maar zegt het relatieve niveau van de index niet veel over de werkelijke compleetheid van de gemeenschappen. In ieder geval zal het totaal aantal referentiesoorten en het totaal aantal soorten aangetroffen gedurende de monitoring voorlopig ook worden gerapporteerd in combinatie met de OI-index.

Het gedurende de monitoringsperiode wisselen van stations die worden opgevolgd (verschuivingen van locaties stroomopwaarts of -afwaarts) kan uiteraard consequenties hebben voor de soortensamenstelling en timing in ontwikkeling van soorten en dat is net hetgene we willen evalueren. De bemonsteringsinspanning dient in feite vergelijkbaar te zijn met betrekking tot de Intactness index en het aantal soorten exoten, wat betekent dat jaren en zones met gebrekkige databeschikbaarheid uit de analyses zijn gelaten.

Met name voor de data voor Vlaanderen geldt dat determinatie hoofdzakelijk heeft plaatsgevonden tot op het genus-niveau. Uiteraard zal daardoor de referentiematrix ook voornamelijk uit genera dienen te bestaan. Dit maakt onder andere de vergelijking tussen de Vlaamse en Nederlandse zones moeilijker, maar voor opvolging van de OI-index voor afzonderlijke zones (of verschillen tussen de zones van de Zeeschelde+zijrivieren) heeft dit geen consequenties.

7.7.1.2 REKENPARAMETER EXOTEN

In de methodiek (Holzhauer et al., 2011) wordt niet duidelijk vermeld of met de evaluatie van het aantal soorten het totaal aantal aangetroffen exoten in de monitoring wordt bedoeld, of een ontwikkeling in het gemiddeld aantal exoten soorten per monster of oppervlakte eenheid. Omdat het totaal aantal

aangetroffen exoten afhankelijk is van de monitoringsinspanning is er in overleg met de begeleidingscommissie besloten het gemiddeld aantal exoten soorten per monster te evalueren. Vanwege het gehanteerde determinatieniveau in de Vlaamse data kunnen er geen exoten worden onderscheiden, en is de opvolging van deze rekenparameter dus niet mogelijk. Met betrekking tot de exoten biomassa dan wel totale cellendichtheden is er voor gekozen om te werken met exoten dichtheden (cellen per liter) aangezien de Westerschelde data met betrekking tot fytoplankton op die manier zijn aangeleverd.

Er is in de methodiek niet gedefinieerd wat onder exoten wordt verstaan. We nemen een definitie in de T2009 rapportage op, we rekenen volgens het 'worst case' scenario waarbij twijfelgevallen als exoot worden aangemerkt, maar zullen de in-/exclusie van bepaalde soorten bediscussiëren.

7.7.1.3 REKENPARAMETER SLEUTELSOORTEN

De methodiek heeft nog geen sleutelsoorten of -groepen voor het Fytoplankton gedefinieerd. In de evaluatie van de 'Waterkwaliteit' worden voor de toetsparameter 'Algenbloei' de rekenparameters Phaeocystis en Cyanobacteriën geëvalueerd. Deze groepen kunnen dus in ieder geval worden beschouwd als sleutelgroepen en zullen als zodanig in de T2009 worden geëvalueerd. In de beoordeling van waterkwaliteit is er sprake van cellendichtheden waaronder de waarden idealiter zouden dienen te liggen. De Phaeocystis beoordeling heeft voornamelijk betrekking op de Westerschelde, de Cyanobacteriën beoordeling is het meest relevant voor de Zeeschelde + zijrivieren. Aangezien de fytoplanktondata in microgrammen C per liter worden aangeleverd, dient er een omrekening voor de Cyanobacterie biomassa naar cellen dichtheden plaats te vinden. Een omrekenmethodiek gebruikmakende van het gemiddelde biovolume en het gemiddelde celgewicht voor Cyanobacteriën wordt in de T2009 rapportage gepresenteerd. De gehanteerde waarden zijn: 300 m³ per cel als biovolume en 45.8 pg C als gemiddeld celgewicht voor Cyanobacteriën waarmee de omrekening naar dichtheden kan worden gemaakt.

7.7.1.4 VERKLARENDE PARAMETER TOTALE FYTOPLANKTON BIOMASSA OF CELLEN DICHTHEDEN

Er is er hier voor gekozen om zo min mogelijk onzekerheden in de berekeningen te introduceren en zodoende te werken met biomassa voor de Zeeschelde + zijrivieren en cellen dichtheden voor de Westerschelde (zoals in de aangeleverde data).

7.7.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN TOT VERBETERING

Evaluatie van de rekenparameter Intactness index Fytoplankton zal worden uitgevoerd op basis van Occurrence Intactness gebruikmakende van aan-/afwezigheidsgegevens per zone per jaar, waarbij referentielijsten worden aangepast aan het determinatieniveau van de monitoring.

Het in de methodiek geopperde gebruik van de Occurrence Index op basis van percentage voorkomen lijkt lastig aangezien het niet alleen moeilijk inschatten is wat het gewenste percentage zal zijn voor verschillende taxa, maar ook in er sprake van een sterke seizoenaliteit waar dan mee dient te worden omgegaan. Dit wordt dan ook afgeraden. We stellen voor de indicator te reduceren tot opvolging van het aantal aangetroffen soorten (wat de huidige OI index in feite is). Dit lijkt gezien de determinatieproblemen die reeds in de datareeksen zijn gedetecteerd op soortniveau al ingewikkeld genoeg.

Ter verbetering van de methodiek kan het niveau van de index indicatief worden door op basis van de monitoringsgegevens de trefkans voor soorten te bepalen en daarmee te berekenen wat de verwachte

maximale waarde van de index zal zijn bij het huidige monitoringsprogramma. Het zou goed zijn om een dergelijke exercitie uit te voeren om na te gaan of dit een vergroting van de functionaliteit van de rekenparameter kan betekenen. Verder zal de indicatie waarde van de OI index kunnen worden vergroot door soorten die slechts sporadisch in het estuarium te verwachten zijn (dwaalgasten) uit de referentielijsten te verwijderen, en er soorten aan toe te voegen die tot op heden (gedurende de afgelopen 20 jaar) nog niet in het systeem zijn aangetroffen, maar er op basis van historische gegevens danwel hun voorkomen in vergelijkbare systemen wel zouden moeten kunnen voorkomen onder goede (referentie) condities. Zo ook dient er voor diverse soorten nog eens kritisch gekeken te worden naar de zones waarin zij onder referentiecondities te verwachten zijn. Parallel aan de T2009 wordt een inspanning geleverd in een aanvullend project (Maris et al., in prep.) om de referentie matrices te optimaliseren.

In principe is het negatief laten tellen van de aanwezigheid van exoten in de index correct en nuttig wanneer de index afzonderlijk wordt bekeken. In de huidige evaluatiemethodiek waar ook al de ontwikkeling van het aantal exoten en de exoten biomassa wordt geëvalueerd is het echter dubbel op en is men wellicht meer geïnteresseerd in de compleetheid van de gemeenschappen ondanks de aanwezigheid van exoten (die toch al worden geëvalueerd). Het voorstel was (en is reeds doorgevoerd) om exoten in de OI-index volledig buiten beschouwing te laten omdat in de huidige vorm het niet altijd duidelijk zal zijn of ontwikkelingen het gevolg zijn van een toename van het aantal exoten of een achteruitgang van de inheemse soorten.

De evaluatie met betrekking tot de exoten kan voor de Westerschelde zonder problemen worden uitgevoerd en is een nuttige rekenparameter wanneer ontwikkelingen in aantallen soorten per monster worden opgevolgd. Voor de Zeeschelde+zijrivieren is het determinatieniveau ontoereikend. Vooral snog lijken exoten onder het fytoplankton een zeer geringe rol te spelen in het systeem (maar dat kan er ook mee te maken hebben dat soorten onterecht als inheems te boek staan of dat exoten niet worden herkend). Met de huidige kennis van zaken en de grote inspanning/kosten die worden gevraagd om ook in Vlaanderen determinaties tot op soortniveau uit te voeren is het te overwegen voorlopig de exoten voor Vlaanderen niet te evalueren en deze pas er in te betrekken als er aanwijzingen zijn dat zij voor problemen zorgen. Dit zou ook kunnen worden opgevangen door dergelijke probleemsoorten dan als sleutelsoorten op te nemen.

Voor de huidige T2009 rapportage is reeds een indeling van het fytoplankton naar groepen uitgevoerd (Cryptofyten, Cyanobacteriën, Dinoflagellaten, Goud-bruine algen, Groenwieren, Kiezelwieren en Kranswieren). Wellicht dat de opvolging van één of meerdere van deze groepen (en de relaties tot elkaar) als sleutelgroepen nuttig en verklarend kunnen zijn in de systeem evaluatie. We stellen hier voor om de aantallen Kiezelwieren (Diatomeeën), Groenwieren en Cyanobacteriën (reeds benodigd voor de evaluatie van de waterkwaliteit), naast Phaeocystis te gaan opvolgen. Met name de Kiezelwieren – Groenwieren verhouding is indicatief voor ontwikkelingen in het systeem in relatie tot de waterkwaliteit.

Daar gedurende de fytoplankton monitoring in Vlaanderen de cellen dichtheden reeds worden genoteerd en pas daarna via formules worden omgerekend naar biomassa, wordt aangeraden om ten behoeve van de evaluatie zowel de dichtheden als de biomassa per soort per locatie aan te leveren.

7.8 TOETSPARAMETER ZOÖPLANKTON

De toetsparameter Zoöplankton omvat 3 rekenparameters die in feite de samenstelling van het mesozöplankton evalueren (het microzöplankton en de kwallen blijven buiten beschouwing):

Rekenparameter	Beoordeling
Intactness	Occurrence Intactness index mag geen dalende trend vertonen voor een positieve evaluatie. De index wordt bepaald op niveau 3, gebruik makend van zes jaarlijkse gemiddelden.
Exoten	Een stijging van het aantal soorten is ongewenst, een stijging van het aantal individuen/biomassa ook.
Sleutelsoorten	Er wordt geen evaluatie van de trends in sleutelsoorten uitgevoerd.

Verder is de totale zoöplankton dichtheid (per zone niveau 3 of voor de gehele Westerschelde en de gehele Zeeschelde + zijrivieren) een verklarende parameter voor verschillende toetsparameters (Fytoplankton (Flora en fauna), Vissen (Flora en fauna), Broedvogels (Flora en fauna), Niet-broedvogels (Flora en fauna), Macrozoobenthos (Ecologisch functioneren), Vis & vogels (Ecologisch functioneren) en is de biomassa en het soortelijk gewicht van sleutelsoort *Eurytemora affinis* als verklarende parameter voor Waterkwaliteit genoemd.

7.8.1 EVALUATIE

7.8.1.1 REKENPARAMETER INTACTNESS

Met betrekking tot de bepaling van de Intactness index waren er bij aanvang van het project nog geen referentie matrices beschikbaar en was het nog moeilijk inschatten wat voor resultaten de analyses zouden opleveren; zo ook voor de Intactness index van het Zoöplankton. Voor de T2009 zijn gaandeweg het project referentiematrixen aangeleverd; het gaat hier echter om aan-/afwezigheid-lijsten voor soorten en/of taxa. Volgens de methodiek (Holzhauer et al., 2011) wordt de Occurrence Intactness index bepaald volgens de Buckland Arithmetic methode die uit gaat van het voorkomen van taxa in percentages monsters per te evalueren periode en zone. Aangezien in dit stadium enkel referentie aan-/afwezigheid-lijsten aanwezig zijn per zone is evaluatie van percentages vooralsnog niet mogelijk.

De soortenlijsten met betrekking tot de monitoringsgegevens en de referentielijsten dienen op elkaar te worden afgestemd. Daarbij dient in acht te worden gehouden dat voor taxa waarvoor slechts enkele individuen tot op soort zijn gedetermineerd en waarbij meerdere soorten kunnen worden gevonden, de kans groot is dat soorten onterecht niet zijn aangetroffen (mogelijk wel aanwezig maar niet herkend). In dergelijke gevallen dient evaluatie op het hogere taxonomische niveau plaats te vinden en moeten afzonderlijke soorten in de referentielijst door het hogere taxonomische niveau worden vervangen. De methodiek geeft aan dat voor exoten een minimale abundantie in de referentielijst dient te worden aangegeven zodat ze negatief zullen tellen in de index. Dit betekent dat met betrekking tot de aan-/afwezigheid-referenties, de exoten aanwezigheid negatief zal worden gescoord (aanwezigheid soort telt normaal als $1/(\text{totaal aantal inheemse soorten in referentie})$, voor exoten wordt dat $-1/(\text{totaal aantal inheemse soorten in referentie})$). Gedurende de T2009 evaluatie is in overleg met de begeleidingscommissie besloten de exoten buiten de evaluatie van de OI index te houden omdat exoten reeds worden geëvalueerd (zie 8.6.1.1 onder Benthos).

In de methodiek wordt gesproken over toetsing op basis van een 6-jaarlijks gemiddelde. Aangezien de monitoring een beperkte periode bestrijkt (voor de T2009 zouden dan slechts 2 meetpunten ter vergelijking met de T2009 beschikbaar zijn), is de evaluatie van een trend op deze manier niet mogelijk en zal er ook in de toekomst voorlopig geen significante trend waar te nemen zijn. Daar komt nog eens bij dat voor de Zeeschelde + zijrivieren er voor een groot aantal jaren geen data beschikbaar zijn, waardoor de

data-densiteit voor de verschillende 6-jaarlijkse periodes sterk zou verschillen. Dit is onwenselijk omdat het grote invloed op de index zal hebben. Er is daarom in overleg met de begeleidingscommissie besloten om de index per jaar te berekenen om op die manier ontwikkelingen en de eventuele aanwezigheid van trends te kunnen evalueren.

Bij toepassing van de index is gebleken dat met name voor de lagere trofische niveau's (zoals zoöplankton) een groot aantal relatief zeldzame soorten bij de huidige monitoringsinspanningen (maar in feite zal iedere inspanning ontoereikend zijn om alle soorten aan te tonen) zal worden gemist omdat ze relatief zeldzaam zijn. Hiermee zal de index altijd een relatief lage waarde opleveren. In de huidige vorm is de index geschikt voor de evaluatie van ontwikkelingen (trends) in de samenstelling van de gemeenschappen per zone en eventueel de vergelijking van de zones onderling (indien de monitoring methodiek en intensiteit ongeveer gelijk is), maar zegt het relatieve niveau van de index niet veel over de werkelijke compleetheid van de gemeenschappen. In ieder geval zal het totaal aantal referentiesoorten en het totaal aantal soorten aangetroffen gedurende de monitoring voorlopig ook worden gerapporteerd in combinatie met de OI-index.

Vooralsnog zijn er geen gegevens beschikbaar voor de Westerschelde. De zoöplanktonmonitoring is inmiddels opgestart waardoor bij een volgende evaluatie ook de Westerschelde kan worden beoordeeld.

7.8.1.2 REKENPARAMETER EXOTEN

In de methodiek (Holzhauer et al., 2011) wordt niet duidelijk vermeld of met de evaluatie van het aantal soorten het totaal aantal aangetroffen exoten in de monitoring wordt bedoeld, of een ontwikkeling in het gemiddeld aantal exoten soorten per monster of oppervlakte eenheid. Omdat het totaal aantal aangetroffen exoten afhankelijk is van de monitoringsinspanning is er in overleg met de begeleidingscommissie besloten het gemiddeld aantal exoten soorten per monster te evalueren.

Vanwege het gehanteerde determinatieniveau in de Vlaamse data kunnen er geen exoten worden onderscheiden, en is de opvolging van deze rekenparameter dus niet mogelijk.

Er is in de methodiek niet gedefinieerd wat onder exoten wordt verstaan. We nemen een definitie in de T2009 rapportage op. Vooralsnog is er slechts 1 exoten soort onder het zoöplankton in het Schelde estuarium aangetroffen waarmee de evaluatie van deze parameter zich momenteel nog beperkt tot de evaluatie van *Acartia tonsa*. Daar de totale biomassa en de biomassa aan *E. affinis* als verklarende parameters dienen te worden berekend is besloten om te kiezen voor exoten biomassa als te evalueren rekenparameter (i.p.v. dichtheid). Het is daarvoor noodzakelijk om via gegevens uit de literatuur (gemiddeld soortelijk gewicht) dichtheden om te rekenen naar biomassa, waarvoor een omreken tabel in de T2009 rapportage wordt gepresenteerd.

7.8.1.3 VERKLARENDE PARAMETER TOTALE ZOÖPLANKTON BIOMASSA

Zoals aangegeven bij de exoten evaluatie is het noodzakelijk om de aangeleverde dichtheden met behulp van een omreken tabel met gemiddelde soortelijke gewichten per Taxum om te zetten in biomassa. De omreken tabel en bijbehorende referenties worden gegeven in de T2009 rapportage.

7.8.1.4 VERKLARENDE PARAMETER BIOMASSA EN SOORTELIJK GEWICHT *E. AFFINIS*

De bepaling van het soortelijke gewicht behoort niet tot de standaard monitoring waardoor er geen gegevens voor de T2009 zijn aangeleverd. Na omrekening van dichtheden naar biomassa kunnen ontwikkelingen in de *E. affinis* biomassa worden opgevolgd. We denken dat de ontwikkelingen in biomassa en eventuele verschuivingen daarin in de verschillende OMES zones voldoende indicatief zijn.

7.8.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN TOT VERBETERING

Evaluatie van de rekenparameter Intactness Zoöplankton zal worden uitgevoerd op basis van Occurrence Index gebruikmakende van aan-/afwezigheidsgegevens per zone per jaar, waarbij referentielijsten worden aangepast aan het determinatieniveau van de monitoring.

Het in de methodiek geopperde gebruik van Occurrence Index op basis van percentage voorkomen (OI%) lijkt lastig aangezien het niet alleen moeilijk inschatten is wat het gewenste percentage zal zijn voor verschillende taxa, maar ook is er sprake van een sterke seizoensaliteit waar dan mee dient te worden omgegaan. Aangezien er momenteel ook nog problemen zijn om de determinatiekwaliteit constant te houden raden we het overgaan op de OI%-index af.

Ter verbetering van de methodiek kan het niveau van de index indicatief worden door op basis van de monitoringsgegevens de trefkans voor soorten te bepalen en daarmee te berekenen wat de verwachte maximale waarde van de index zal zijn bij het huidige monitoringsprogramma. Het zou goed zijn om een dergelijke exercitie uit te voeren om na te gaan of dit een vergroting van de functionaliteit van de rekenparameter kan betekenen.

In principe is het negatief laten tellen van de aanwezigheid van exoten in de index correct en nuttig wanneer de index afzonderlijk wordt bekeken. In de huidige evaluatiemethodiek waar ook al de ontwikkeling van het aantal exoten en de exoten biomassa wordt geëvalueerd is het echter dubbel op en is men wellicht meer geïnteresseerd in de compleetheid van de gemeenschappen ondanks de aanwezigheid van exoten (die toch al worden geëvalueerd). Voorstel was (en is reeds in overleg met de begeleidingscommissie ingevoerd) om exoten in de OI-index volledig buiten beschouwing te laten omdat in de huidige vorm het niet altijd duidelijk zal zijn of ontwikkelingen het gevolg zijn van een toename van het aantal exoten of een achteruitgang van de inheemse soorten.

De aangeleverde data met betrekking tot het zoöplankton blijken sterk afhankelijk van het determinerend personeel. Dit heeft het grootste effect op de OI-index voor deze toetsparameter. Het is daarom te overwegen om de berekening van de OI-index op genus of familie niveau uit te voeren. Ook zou kunnen worden overwogen of de index voor deze groep niet beter kan worden vervangen door een evaluatie van ontwikkelingen in taxonomische of functionele groepen of verhoudingen daar tussen. Voor de aangeleverde data is ter omrekening naar biomassa en beoordeling van de aanwezige data reeds een onderscheid gemaakt in Roeipootkreeften en Waterluizen waarbij eerstgenoemde groep nog eens is onderverdeeld in Cyclopoida, Harpacticoida en Calanoida (wellicht een bruikbare indeling op weg naar een robuustere rekenparameter. We raden hier aan de OI-index voorlopig nog te handhaven als maat voor soortenrijkdom maar om als exercitie te bepalen of de index op genus en familie niveau vergelijkbare resultaten kan geven en dus in feite betere resultaten kan geven omdat de determinatie-onzekerheid kleiner zal zijn.

Verder zal de indicatie waarde van de OI index kunnen worden vergroot door soorten (en dus wellicht nog beter genera of zelfs families) die slechts sporadisch in het estuarium te verwachten zijn (dwaalgasten) uit de referentielijsten te verwijderen, en er soorten (of genera en families) aan toe te voegen die tot op heden (gedurende de afgelopen 20 jaar) nog niet in het systeem zijn aangetroffen, maar er op basis van historische gegevens dan wel hun voorkomen in vergelijkbare systemen wel zouden moeten kunnen voorkomen onder goede (referentie) condities. Zo ook dient er voor diverse soorten nog eens kritisch gekeken te worden naar de zones waarin zij onder referentiecondities te verwachten zijn. Parallel aan de T2009 wordt een inspanning geleverd in een aanvullend project (Maris et al., in prep.) om de referentie matrices te optimaliseren.

Het microzoöplankton (Raderdieren) is in de evaluatie buiten beschouwing gelaten daar deze enkel voor 2002 zijn aangeleverd en niet standaard worden geteld. Gezien het geconstateerde determinanten effect lijkt het raadzaam om de groep inderdaad buiten de evaluatie te houden, of als totale groep (niet verder determineren) te evalueren.

De evaluatie met betrekking tot de exoten kan vooralsnog zonder problemen worden uitgevoerd aangezien er slechts één exotensoort is aangetroffen. Vooralsnog lijken exoten onder het zoöplankton dus een zeer geringe rol te spelen in het systeem (maar dat kan er ook mee te maken hebben dat soorten onterecht als inheems te boek staan of dat exoten niet worden herkend).

E. affinis wordt nu genoemd als een verklarende parameter. Het gaat hier echter eerder om een indicator voor veranderende waterkwaliteit. Aanbevolen wordt deze relatief eenvoudig te bepalen parameter (*E. affinis* biomassa) aan de rekenparameters toe te voegen. Aangezien de bepaling van het gemiddelde soortelijke gewicht van de soort wellicht meer voet in aarde heeft, vooralsnog niet standaard wordt uitgevoerd en het onduidelijk is of deze parameter wel noodzakelijk is voor de systeem-evaluatie wordt aanbevolen deze verklarende parameter voorlopig buiten de methodiek te laten.

Als sleutelgroepen stellen we voor om naast *E. affinis*, de biomassa aan Roeipootkreeften en de biomassa aan Waterluizen op te volgen.

Daar de biomassa niet direct wordt bepaald maar wel het meest relevant is voor de doorstroom in het voedselweb, raden we hier aan om aan de planktonmonitoring de bepaling van het asvrij drooggewicht voor de sleutelgroepen toe te voegen.

Momenteel vind er geen standaard monitoring en evaluatie van de kwallen (macrozoöplankton) plaats. Vooralsnog wordt er geen grote rol van deze organismen in het systeem verwacht, maar dit zou zeker kunnen veranderen. Het monitoren van de kwallenpopulaties zou kunnen worden gecombineerd met een aanpassing en uitbreiding van de schepnet monitoring (epibenthos; zie H 7.6 Macrobenthos) voor de kleine exemplaren en het instellen van een hyperbenthos monitoring (grotere exemplaren).

7.9 TOETSPARAMETER MACROFYTEN (VEGETATIE)

7.9.1 EVALUATIE

Met vegetatie wordt bedoeld de macrofyten die groeien op de schorren in het estuarium (Holzhauer et al. 2011). Er bestaan weliswaar ook macrofyten die leven in de waterkolom zelf, maar in het Schelde-estuarium ontbreekt deze groep vooralsnog. Zeegrassen zouden een onderdeel van deze evaluatiemethodiek kunnen uitmaken, maar momenteel vinden we nauwelijks zeegrassen in het Schelde-estuarium, hun belang in het Schelde-ecosysteem is dan ook te verwaarlozen (Holzhauer et al. 2011). Macrofyten vormen de structurerende levensvorm op de schorren van het Schelde estuarium. De soortensamenstelling en productie bepalen in belangrijke mate het belang en functie van de schorren in het ecosysteem. Hierbij speelt het areaal van de schorren (en vegetatietypes), structurele habitatkwaliteit (topografische index, connectiviteit) en de biologische habitatkwaliteit (vegetatiediversiteit en de verdeling van de vegetatiezones of ecotopen) een rol. Deze elementen komen reeds aan bod in Leefomgeving. Voor de evaluatie van de vegetatie binnen Flora en fauna ligt de klemtoon op de soortendiversiteit (aan de hand van een intactness index), exoten en sleutelsoorten (waaronder de beoordeling van habitatrichtlijnsoorten). Bij de toepassing bleek gebruik van de methodiek vaak niet mogelijk.

7.9.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN TOT VERBETERING

De berekening van de Occurrence Index voor vegetatie in de Zeeschelde is gebeurd door alle telvakken (PQ's) per saliniteitszone samen te voegen, zonder onderscheid te maken in types of structuurklassen.. De berekening van de OI voor vegetatie zou beter per structuurklasse gebeuren waarbij een gelijk aantal PQ's geselecteerd wordt per type (deze types kunnen zijn pionier, ruigte, rietvegetatie, zilt grasland, struweel en bos, cfr. datafiche/KRW methodiek). De huidige evaluatie beschrijft eerder een natuurlijke successie in de pq's en zegt weinig over de ontwikkeling in de tijd van de vegetatiediversiteit in een saliniteitszone). De berekening van de Occurrence Index zou dan ook beter op het niveau van types of structuurklassen gebeuren, met een gelijk aantal PQ's geselecteerd per type. De monitoring dient hieraan aangepast te worden.

In de Westerschelde bleek een bepaling van de Intactness (Occurrence) Index niet mogelijk op basis van de beschikbare gegevens. Er is in een zeer laattijdig stadium van het project beslist om niet met een OI te werken voor de Westerschelde, maar in plaats daarvan te kijken naar veranderingen in bepaalde vegetatietypes. Hiermee sluit het deels aan bij wat in het hoofdstuk Leefomgeving behandeld wordt, maar hier wordt meer vanuit een soortperspectief geëvalueerd. Duidelijke criteria voor de evaluatie moeten nog vastgelegd worden, maar de ontwikkelingen zoals ze zich voordoen in de Westerschelde (met name het steeds verder ophogen van de schorren, en geen toename van pionierschor, behalve op de plaatgebieden waar het als ongewenst wordt beschouwd omdat foerageergebied voor steltlopers verdwijnt), kunnen met deze methode goed in kaart gebracht worden. Het geeft inzicht in de veranderingen in kwaliteit van het schor op basis van vooraf bepaalde vegetatietypes (kunnen deels als sleutelsoorten worden beschouwd). Eenzelfde benadering, met een evaluatie van vegetatietypes i.p.v. soorten, zou in de toekomst ook voor de Zeeschelde kunnen toegepast worden. Dit dient nader onderzocht te worden. Zowel voor de Westerschelde als Zeeschelde betekent dit dat op regelmatige basis (minstens om de zes jaren) gebiedsdekkende vegetatiekarteringen dienen te gebeuren. In de Zeeschelde was het wel mogelijk om een OI op te stellen, maar dit op basis van een beperkt aantal gegevens (maar zie opmerking boven). Lijsten met exoten en sleutelsoorten ontbreken nog.

7.10 CONCLUSIES

Voor het hoofdstuk Fauna en Flora kwamen heel wat vragen en problemen naar de oppervlakte. De vernieuwende aanpak met Intactness index, sleutelsoorten en exoten staat nog niet volledig op punt, hoewel de combinatie van de drie rekenparameters duidelijk een meerwaarde heeft t.o.v. een individuele rekenparameter. De drie rekenparameters behandelen ook essentiële aspecten van de biodiversiteit van een estuarien ecosysteem, en moeten dan ook blijvende aandacht krijgen. Alleen is meer maatwerk vereist per toetsparameter. Sommige rekenparameters zijn minder relevant voor bepaalde toetsparameters, of monitoring is niet afgestemd op het toepassen van een Intactness index. Voor sommige toetsparameters is ook een andere benadering voorgesteld.

Het concept van de Intactness index is een geschikte en relevante rekenparameter voor de evaluatie van flora en fauna (geeft informatie over de diversiteit op zich), maar extra studiewerk is vereist. Bij de individuele aanbevelingen per toetsparameter worden deze reeds beschreven. Hier worden ze kort samengevat. Een eerste hindernis vormen de referentielijsten: deze waren bij aanvang van de opdracht nog niet beschikbaar. Later werden deze in concept opgeleverd, maar enkel voor de toepassing in een Occurrence index. Werken met Abundance index (aantallen, biomassa), zoals voorgeschreven voor sommige toetsparameters in de Evaluatiemethodiek, zou zeker een meerwaarde hebben. Een deskundigenteam moet nader uitzoeken voor welke toetsparameters en/of soorten dit mogelijk is. Immers, een evaluatie op basis van een Abundance Intactness index zou meer gevoelig moeten zijn en bevat

aanvullende informatie t.o.v. de Occurrence Intactness index. Het gebruik van sleutelsoorten, zoals toegepast bij de vogels, kan beschouwd worden als een toepassing van een Abundance Intactness index, alleen worden sleutelsoorten individueel geëvalueerd en niet geïntegreerd tot één index (zie verder). Dit zou een volgende stap kunnen zijn. Daarmee wordt de Abundance Intactness index op een kleinere set van soorten toegepast (maar die zeer relevant zijn voor het estuarium), en de Occurrence Intactness index op een meer complete set van soorten die de diversiteit van het systeem karakteriseert. De rol van exoten binnen de index en welke soorten dan tot de exoten dienen te worden gerekend is een punt dat extra aandacht verdient. Momenteel wordt parallel aan deze rapportage reeds een inspanning geleverd om de referentielijsten met betrekking tot de Intactness index te optimaliseren en de exoten zo veel mogelijk te onderscheiden waarbij het voorstel is deze buiten de Intactness evaluatie te houden en enkel als afzonderlijke rekenparameter 'Exoten' te evalueren.

Sleutelsoorten vormen een belangrijk onderdeel van de evaluatie, maar dienen voor de meeste toetsparameters nog bepaald worden. Sleutelsoorten moeten een duidelijke rol spelen in het ecosysteem functioneren van het Schelde-estuarium, dan wel indicatief (positief, negatief) zijn voor het functioneren van het estuariene ecosysteem. De lijst met sleutelsoorten dient hier beperkt te worden, en overbodige soorten (zoals nu het geval bij broedvogels Zeeschelde) dienen vermeden te worden. Exoten moeten ook in deze context bekeken worden, en kunnen eventueel als negatieve sleutelsoorten of sleutelgroepen in de evaluatie worden beoordeeld.

Een laatste aandachtspunt vormt de monitoringsinspanning in ruimte en tijd. Een grondige evaluatie van de huidige inspanning in het licht van de hierboven beschreven knelpunten en aanbevelingen dient per toetsparameter uitgevoerd te worden. Dit was binnen het bestek van deze studie niet mogelijk. Afstemmen van monitoring langs Westerschelde en Zeeschelde vormt hierbij een belangrijk aandachtspunt.

8

Ecologisch functioneren

De conclusies van stap 1 (snelle screening) en stappen 2 en 3 (problemen bij de bepaling van toets/rekenparameters en problemen bij de evaluatie) worden hier voor de piramide Ecologisch Functioneren samengebracht.

8.1 INLEIDING

De piramide Ecologisch functioneren bestaat uit 2 toetsindicatoren: Macrozoöbenthos en Vis & vogels. De eerstgenoemde omvat verschillende rekenparameters rond het benthos in relatie tot processen in het systeem. De tweede toetsparameter evalueert in feite de energiedoorstroom in het voedselweb.

8.2 TOETSPARAMETER MACROZOÖBENTHOS

De toetsparameter Macrozoöbenthos omvat 4 rekenparameters:

Rekenparameter	Beoordeling
Macrobenthische biomassa – Primaire productie (Westerschelde)	In de Westerschelde moet de macrobenthische biomassadichtheid (ADW_{mb} , in g AFDW.m ⁻²) zich verhouden tot de primaire productiedichtheid (PP, in g C.m ⁻² .j ⁻¹) volgens de vergelijking: $ADW_{mb}=1,5+0,105*PP$. Een lagere macrobenthische biomassadichtheid krijgt een negatieve beoordeling.
30 ton ADW aan benthos (Zeeschelde)	30 ton AFDW aan benthos in totaal en 2 ton per zone niveau 3 waarbij aan beide voorwaarden dient te zijn voldoen voor een positieve beoordeling.
Diversiteit benthos	Voor de beoordeling van deze rekenparameter wordt verwezen naar de piramide Flora en fauna.
Filterfunctie: minstens 1 mosselbank en 4 miljoen ton kokkels	Er moet permanent minstens 1 mosselbank op natuurlijk substraat aanwezig zijn in het Schelde-estuarium en er moeten minimaal 4 miljoen kg (en bij voorkeur meer dan 8 miljoen kg) versgewicht kokkels in het Schelde-estuarium aanwezig zijn.

8.2.1 EVALUATIE

8.2.1.1 REKENPARAMETER MACROBENTHISCHE BIOMASSA – PRIMAIRE PRODUCTIE (WESTERSCHELDE)

De methodiek verwijst naar Van Hoey et al. (2007). Hierin wordt inderdaad het één en ander uitgewerkt, maar er blijven een aantal keuzes te maken. Enerzijds dient de macrobenthische biomassa voor de Westerschelde te worden bepaald. Hiervoor worden de monsters gekoppeld aan ecotopenkaarten (voor opschaling naar het gehele systeem naar ratio van de habitats) zoals omschreven voor de rekenparameter 'Benthos' behorende tot de piramide 'Flora & fauna'. In de genoemde methodiek blijft in het midden of

zowel voor- als najaarsgegevens zijn gebruikt, of alleen najaarsgegevens. Dit is wel een belangrijk punt omdat biomassa (een afgeleide van productie) wordt vergeleken met de primaire productie en deze ratio zich verhoudt volgens een vastgestelde vergelijking. Wanneer de biomassa op een ander moment wordt bepaald zal de verhouding (secundaire) biomassa ten opzichte van primaire productie anders liggen. Mogelijk is er voor het vaststellen van de relatie gebruik gemaakt van zowel voor- als najaarsgegevens (en dus het gemiddelde gehanteerd). Vanaf 2009 beschikken we enkel over de biomassa in het najaar. Daar het in ieder geval cruciaal is om op hetzelfde moment de biomassa te bepalen om de jaar tot jaar vergelijking te kunnen maken, gebruiken we enkel de najaarbiomassa (die ongeveer overeen komt met de piekbiomassa die per jaar kan worden aangetroffen). De verhouding gaat er van uit dat schelpdieren de biomassa domineren en dat de gemiddelde productie (dus de verhouding jaarproductie benthos ten opzichte van waargenomen biomassa) voor schelpdiersoorten gemiddeld gelijk zal zijn. Hier treedt wel een probleem op wanneer schelpdieren grotendeels ontbreken, en Oligochaeten grotendeels de benthosproductie uitmaken. Voor Oligochaeten met een hogere turnover en dus een andere verhouding tussen de jaarproductie en de actuele biomassa zal de macrobenthische biomassa – primaire productie verhouding dus anders liggen. Men kan stellen dat de actuele biomassa in een Oligochaeten gedomineerde gemeenschap de benthosproductie onderschat wanneer de verhouding op basis van door schelpdieren gedomineerde systemen wordt aangehouden. Dit is dus iets wat speelt in de Zeeschelde (ten opzichte van de Westerschelde) en men dient er rekening mee te houden dat de verhouding in de Zeeschelde kan gaan verschuiven wanneer de gewenste ontwikkelingen naar schelpdier gedomineerde gemeenschappen gaan optreden.

De pelagische primaire productie wordt enkel voor de Westerschelde bepaald. De waarden met betrekking tot de pelagische primaire productie worden in feite berekend voor de rekenparameter 'Algenbloei' behorende tot de piramide 'Waterkwaliteit', en daaruit kan een waarde per jaar voor de gehele Westerschelde worden bepaald. Deze dient te worden verrekend met de benthische primaire productie. Deze wordt niet direct gemeten, maar kan wel worden berekend/benadert vanuit chlorofyl concentraties (die wel beschikbaar zijn). De primaire productie wordt nu berekend volgens De Jonge et al. (1994) die gebruik maakt van de gemiddelde biomassa aan microfytobenthos op basis van de chlorofyl a concentratie, waarmee de benthisch primaire productie waarschijnlijk goed kan worden benaderd. De methode vraagt wel om extrapolatie naar het gehele systeem rekening houdende met het aanwezig oppervlak aan laagdynamisch intertidaal (laag-, middel- en hooggelegen) gebied. Vervolgens dienen pelagische en primaire productie nog te worden gemiddeld naar ratio van het gemiddelde voorkomen van sublitoraal en litoraal habitat.

Dan kan de verhouding biomassa – primaire productie worden vergeleken met de relatie $ADW_{benthos} = 1.5 + 0.105 * PP$ volgens Herman et al. (1999) en van Hoey et al. (2007) en kan er worden bepaald of er sprake is van onder- dan wel overbegrazing en of de verhouding zich in de richting van het evenwicht beweegt. Onderbegrazing wordt volgens de methodiek negatief beoordeeld terwijl overbegrazing niet als een probleem wordt gezien (daar dit normaal gesproken niet een permanente toestand kan zijn).

8.2.1.2 30 TON ADW AAN BENTHOS (ZEESCHELDE)

In principe is de rekenparameter eenvoudig te berekenen (en komt deze voort uit de berekening van de verklarende parameter 'Benthos biomassa' (Flora en fauna). Waar met betrekking tot de T2009 omrekeningen (vanwege verschillen in methodiek) en invullen van hiaten (niet bemonsterde ecotoop x zone combinaties) noodzakelijk waren is het monitoring programma vanaf 2008 toegespitst op de methodiek. Wel is het noodzakelijk dat de ecotoop oppervlaktes tijdig bekend zijn om de data op te schalen naar het systeem niveau (zie H 10). De parameter is zeer indicatief bevonden.

8.2.1.3 DIVERSITEIT BENTHOS

Zie voor de uitwerking en evaluatie van de rekenparameter 8.6 Toetsparameter 'Benthos' (Flora en fauna).

8.2.1.4 FILTERFUNCTIE

De evaluatie van de rekenparameter 'Filterfunctie' is met betrekking tot de biomassa aan kokkels nuttig en goed uitvoerbaar, te meer daar er een speciaal monitoringsprogramma op is ingericht die de gewenste data aanlevert (WOT Schelpdieren met jaarlijkse rapportage). Tevens zijn de aangegeven grenzen voor deze rekenparameter uitgebreid onderzocht. Wel blijkt het kokkelbestand dusdanig variabel dat de jaar tot jaar variatie niet direct te verklaren is door ontwikkelingen in het systeem. Het is echter de verwachting dat de tijdreeks ten tijden van de volgende evaluatie (2015) voldoende is om te toetsen op de eventuele aanwezigheid van een trend. Ook de broedval frequentie kan indicatief zijn maar vraagt wel om een behoorlijke tijdreeks.

De evaluatie van de aanwezigheid van een mosselbank op natuurlijk substraat lijkt ook een zeer nuttige en goed op te volgen parameter (zeker wanneer er eenmaal mosselbanken zijn gesignaleerd). De methodiek liet nog in het midden wat er onder een mosselbank kan worden verstaan (oppervlak en mosseldichtheden). Uitgaande van de huidige stand van zaken kan er wellicht ook een minimum vereiste worden gedefinieerd. Het lijkt ook raadzaam om om de 3 jaar de stand van zaken met betrekking tot de ontwikkeling van het oppervlak van de mosselbank en de eventuele aanwezigheid van nieuwe mosselbanken elders te inventariseren.

8.2.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN TOT VERBETERING

De macrobenthische biomassa – primaire productie verhouding is gebaseerd op een groot aantal systemen (estuaria). Vanwege de grote jaar-tot-jaar variaties die optreden is het zinvol om het gemiddelde te bepalen voor iedere periode van 6 jaar en die in combinatie met de standaard deviatie te toetsen ten opzichte van de T2009 (periode 2004-2009). Daarmee kan de positie van het Schelde-estuarium en de ontwikkelingen daarin worden vergeleken met het gemiddelde van een groot aantal systemen. Echter, daar de interpretatie moeizaam blijft en de afgeleide benthische biomassa van de gemiddelde benthos productie geen constante verhouding is wanneer er grote verschuivingen in de gemeenschappen optreden (bv. van worm- naar scheldier-gedomineerde gemeenschappen) raden we aan om de benthische primaire productie en de pelagische primaire productie (rekenparameter Primaire Productie) en de benthos biomassa (wellicht tezamen met '30 ton ADW aan benthos in de Zeeschelde' als rekenparameter Benthos productie) te evalueren (dit kan wel aan de hand de jaarlijkse waarden en trendanalyse), waarbij de 'macrobenthos biomassa – primaire productie verhouding' als verklarende parameter kan optreden.

De 30 ton ADW aan benthos voor de Zeeschelde (en de 2 ton per zone) lijkt een nuttige en eenvoudig te toetsen rekenparameter. In ieder geval is de richting waarin deze parameter zich ontwikkelt per zone zeer indicatief.

De rekenparameter diversiteit Benthos wordt door ons zeker als zeer waardevol in de evaluatie ingeschat. Het is alleen de vraag of dezelfde evaluatie in 2 piramides dient terug te komen en of evaluatie onder Flora en fauna niet volstaat?

Met de rekenparameter 'Filterfunctie' hebben 2 sleutelsoorten onder het benthos een belangrijke rol gekregen als indicatoren voor het ecologisch functioneren. Deze zijn naar onze mening goed op te volgen en indicatief voor het ecologische functioneren van het systeem. Wel is het aan te bevelen om de ontwikkelingen met betrekking tot het aantal en het areaal aan mosselbanken op te nemen in het

monitoringsprogramma (survey om de 3 jaar). Ook is het nuttig om de kokkelvisserij gegevens voor de Westerschelde standaard op te vragen daar die noodzakelijk zijn voor de interpretatie van de gevonden patronen.

8.3 TOETSPARAMETER VISSSEN EN VOGELS

De toetsparameter Vissen en vogels bestaat uit 1 rekenparameter:

Rekenparameter	Beoordeling
Energie doorstroom voedselweb	Van alle benthos, hyperbenthos en zoöplankton samen moet op systeemsgchaal 10% van de biomassa doorstromen naar het hogere trofische niveau bestaande uit vis, vogels en krabben.

8.3.1 EVALUATIE

Zoals voor iedere rekenparameter is het voor de opvolging van de 'Energie doorstroom voedselweb' van belang dat deze door de jaren heen op dezelfde manier wordt uitgevoerd. Voor deze rekenparameter kunnen echter diverse keuzes gemaakt worden over welke groepen op welke manier in de berekening mee te nemen. Het zal dus zaak zijn om bij volgende evaluaties de hier gehanteerde methodiek te volgen, ofwel de trends opnieuw te bepalen. Een belangrijk gegeven hierbij is de databeschikbaarheid.

De berekening van de biomassa voor het lagere en het hogere trofische niveau wordt in eerste instantie afzonderlijk uitgevoerd voor de Zeeschelde+zijrivieren enerzijds en de Westerschelde anderzijds, omdat de gehanteerde methodieken voor de twee delen niet overal overeenkomen. De resultaten worden vervolgens naar oppervlakte ratio verrekend voor het gehele systeem en de verhouding tussen de twee niveaus wordt berekend. Vanwege een gebrekkige monitoring van het hyperbenthos (gegevens ontbreken grotendeels of soorten worden soms als bijvangst genoteerd) is deze groep voor de T2009 buiten beschouwing gelaten. Ook zoöplankton gegevens ontbraken ten tijde van de T2009 nog voor de Westerschelde (bij de volgende evaluatie, 2015, zullen er wel data beschikbaar zijn); en er is aan de hand van de literatuur geprobeerd toch een gemiddelde waarde voor de Westerschelde zoöplankton biomassa in te vullen.

Met betrekking tot het benthos van de Westerschelde is het nog onduidelijk of een waargenomen afname van de *Ensis* (Amerikaanse zwaardschede) biomassa een werkelijke afname is, of voort komt uit een wijziging in het monitoringsprogramma waarbij er minder frequent wordt gemonsterd in het subtidaal waardoor de aanwezige bestanden sneller kunnen worden gemist. Dit dient idealiter bij een volgende evaluatie te zijn opgehelderd aangezien *Ensis* een groot deel van de totale benthos biomassa voor zijn rekening neemt.

Voor de secundaire consumenten was het vooral zaak om aan te duiden welke vogels (benthivoren en omnivoren) en vissen (benthivoren en zoöplanktivoren) in de berekeningen zijn meegenomen waarbij voor de vissen op basis van de lengte nog onderscheid is gemaakt voor enkele soorten in juvenielen en adulten omdat die verschillen in voedingswijze. Vervolgens is voor alle geselecteerde soorten het soortelijke gewicht betrokken uit de literatuur wanneer er geen biomassa is bepaald (alle vogels en enkele vissen) eventueel nog inclusief omrekenfactoren van vers- naar asvrij drooggewicht. De vraag of de trends in de afzonderlijke groepen niet indicatiever zouden zijn dan de ontwikkeling van de samengestelde parameter is wel gerezen. Ook voor deze parameter zijn grote jaar tot jaar fluctuaties gevonden die niet direct te koppelen zijn aan omgevingsfactoren (ontwikkelingen worden met name geleid door succesvolle

broedval van de dominante schelpdieren in de vissen biomassa in de Westerschelde. We raden dan ook aan om de berekende samengestelde parameter in periodes van 6 jaar te evalueren waarbij het gemiddelde wordt beoordeeld en deze in combinatie met de standaard deviatie kan worden getoetst aan de T2009 (situatie van 2004-2009).

8.3.2 CONCLUSIE EN VOORSTELLEN TOT VERBETERING

Behoudens een betere, gedetailleerdere omschrijving van hoe de parameter precies wordt berekend, is het een goed streven om de energie doorstroom in het systeem te beoordelen. Wel dient te worden opgemerkt dat een biomassa verhouding niet hetzelfde is als de energie doorvoer zelf, daar er dan rekening dient te worden gehouden met de biomassa turnover of biomassa productie terwijl er in de huidige parameter veelal de gemiddeld of maximaal waargenomen biomassa wordt gehanteerd. De voorgestelde beoordelingsgrenzen zijn vastgesteld op 1% en 20%. De waardering van een gevonden percentage is moeilijk in te schatten maar de ontwikkeling van 6-jarige periode tot 6-jarige periode kan indicatief zijn voor de ontwikkelingen in het systeem. Het lijkt echter raadzaam de ontwikkelingen in de afzonderlijke groepen te evalueren (trendanalyse per groep) en de doorstroom in het voedselweb als verklarende parameter te beschouwen voor eventuele ontwikkelingen in de afzonderlijke groepen.

Enige aandacht vragen de groepen waar nu geen geschikte monitoring voor bestaat of waarvoor de resultaten discutabel zijn omdat de gehanteerde monitoringstechniek niet optimaal is.

Een belangrijke hiaat die dient te worden ingevuld is het hyperbenthos; dichtheden en biomassa ontbreken nu voor de Zeeschelde, voor de Westerschelde wordt enkel *Crangon crangon* gerapporteerd. Een jaarlijkse inventarisatie van de totale hyperbenthos biomassa (bijvoorbeeld met een garnalenkor) in een ieder van de zones wordt aanbevolen. Eveneens is het raadzaam om een beter beeld te krijgen van de krabbenbiomassa (informatie ontbreekt grotendeels voor de Zeeschelde, voor de Westerschelde zijn enkel boxcore gegevens beschikbaar die niet ideaal zijn voor krabben) hetgeen op het zachte substraat is uit te voeren met een schaaf (is eventueel te combineren met een hyperbenthoskor). In het intertidaal zouden op het hard substraat tellingen per vierkante meter kunnen plaats vinden (eventueel te combineren met inventarisatie van de oesterbestanden in de Westerschelde). Indien er indicaties zijn dat er ook substantiële aantallen kwallen in het systeem aanwezig zijn, zouden die kunnen worden meegeteld met het hyperbenthos (wat een goed beeld geeft van de aantallen grotere exemplaren) terwijl de kleine exemplaren zouden kunnen worden geteld in schepnet/epibenthos monsters.

Er dient ten minste éénmalig een inventarisatie van de *Ensis* bestanden in de Westerschelde plaats te vinden om de ruimtelijke verspreiding in kaart te brengen en te kunnen beoordelen of observaties van de recentelijke ontwikkelingen in de *Ensis* bestanden werkelijk aanwezige patronen weerspiegelen of het gevolg zijn van wijzigingen in de opzet van het bemonsteringsprogramma. Voor bepaling van de visdichtheden is inmiddels al een monitoring in de Zeeschelde ingericht, waarvan de resultaten kunnen worden vergeleken met de fuikvangsten zodat hier enige validatie van de oudere gegevens plaats kan gaan vinden in de toekomst.

8.4 CONCLUSIES

Behoudens het ontbreken van een op bepaalde groepen toegespitste monitoring, zoals voor het hyperbenthos en de krabben, is de toepassing van de methodiek in de huidige vorm goed uitvoerbaar. De verwachting is echter dat de ontwikkelingen in de afzonderlijke groepen zeker zo indicatief zullen zijn. De Primaire productie opgesplitst in een benthische en een pelagische component zou afzonderlijk kunnen worden geëvalueerd waarbij op basis van het gewenste doorzicht en de verblijftijd in het systeem en het gewenste oppervlak aan laagdynamisch subtidaal habitat een streefwaarde kan worden bepaald. Ook kan

dan de benthische biomassa, die dient toe te nemen tot een op basis van de primaire productie bepaalde streefwaarde, worden geëvalueerd. Voor beide rekenparameters (de laatstgenoemde gevoegd bij de 30 ton ADW benthos voor de Zeeschelde) kan de benthos biomassa – primaire productie verhouding een verklarende factor zijn. Iets soortgelijks geldt ook voor de afzonderlijke groepen van de toetsparameter vissen en vogels (ook wel energie doorstroom genoemd). Voor de afzonderlijke groepen zou kunnen worden gesteld dat een toename gewenst is en dat de biomassa niet mag afnemen voor een positieve beoordeling. Idealiter wordt op basis van de draagkracht van het systeem een streefwaarde (biomassa) per groep bepaald. De ‘energie doorstroom’ kan dan dienen als verklarende parameter voor bepaalde ontwikkelingen. Wel zouden aanvullende surveys beter inzicht kunnen verschaffen in bepaalde problemen, zoals een *Ensis* en *Crassostrea* survey om de werkelijke filtercapaciteit en de omvang van de groep der secundaire consumenten in beeld te krijgen.

Een aantal hiaten ten tijden van de T2009 evaluatie zijn al opgepakt, zoals een zoöplankton-monitoring in de Westerschelde en een vissen-monitoring met korren in de Zeeschelde ter berekening van dichtheden en biomassa. Het direct bepalen van biomassa tijdens monitoring (in plaats van omrekening aan de hand van soortelijke gewichten vanuit de dichtheden) zal de betrouwbaarheid van de bevindingen ten goede komen, zoals voor het zoöplankton en de vissen. Het grote probleem van de evaluatie met betrekking tot het Ecologisch functioneren is echter dat alle rekenparameters in meerdere of mindere mate ter discussie staan met betrekking tot de indicatie waarde ervan. Dat de parameters waardevolle informatie opleveren om het systeem functioneren beter te kunnen begrijpen lijkt wel steeds aan de orde, maar de interpretatie en beoordeling ligt vaak lastiger.

Met name de doorstroom van energie, zowel naar voren komend in de ‘Macrobenthische biomassa – Primaire productie ratio’ als de ‘10% energie doorstroom voedselweb’, in feite het vervolg van de doorstroom van de primaire naar de secundaire consumenten, is lastig te interpreteren en het is de vraag waar waarden op uit dienen te komen en wat afwijkingen betekenen. Beide parameters zijn niet los te zien van de afzonderlijke elementen waaruit ze zijn opgebouwd, en het is zelfs de vraag of de trends in de groepen waaruit ze zijn opgebouwd niet indicatiever zijn. Dit sluit aan bij conclusies en aanbevelingen met betrekking tot Flora en fauna waar voor diverse toetsparameters (flora en fauna groepen) juist wordt aangeraden om de trends in functionele groepen dan wel groepen op een hoger taxonomisch niveau te gaan opvolgen. Met name de verschuiving van het aandeel in de abundantie van de ene groep naar de andere is dan indicatief, maar vraagt wellicht nog om een onderzoek om geschikte eenduidige beoordelingscriteria te definiëren.

Vooralsnog lijkt het aan te bevelen minder waarde te hechten aan jaar tot jaar veranderingen en te focussen op trends en/of 6-jarige periodes. De filterfunctie staat wellicht niet ter discussie, hoewel ook hier de focus dient te liggen op trends en niet op jaar tot jaar veranderingen met betrekking tot de kokkelpopulaties. Wel kan men zich afvragen wat de aanwezigheid van 1 kleine mosselbank zegt over het functioneren van het estuarium en of het streven niet een veel grotere mosselpopulatie dient te zijn. De benodigde biomassa aan benthos in het Vlaamse gedeelte van het estuarium staat als indicator het minst ter discussie, maar de verklaring voor de drastische terugval van de Oligochaeten populaties en daarmee de totale biomassa is minder evident.

9

Globale evaluatie van de methodiek

Stap 4 is de laatste stap in de evaluatie van de evaluatiemethodiek. Hier wordt nagegaan of over de piramiden heen, de methodiek leidt tot een goede evaluatie. Bij tekortkomingen worden voorstellen tot verbetering geformuleerd. Problemen die piramide specifiek zijn, worden hier niet herhaald.

9.1 ALGEMEEN

De methodiek kon vrij goed toegepast worden. Daar waar het niet kon, lag het soms aan problemen met de dataset, soms aan problemen met de methodiek. Bij de betreffende parameters wordt dit besproken. De noodzaak, het nut van elke toets- en rekenparameter werd ook nagegaan. Voorlopig zijn er geen aanwijzingen om veel te schrappen in de parameters. Daarvoor is het nog te vroeg. Nog niet alle rekenparameters konden immers bepaald worden, zodat niet alles terdege getoetst werd.

Sommige toetsparameters lijken op het eerste zicht misschien overbodig. Zo zou je “Toxische Stoffen” kunnen schrappen als toetsparameter maar gebruiken als verklarende parameter. In het huidige estuarium zou dat perfect kunnen: alle andere toetsparameters scoren immers negatief waardoor de communicatie-indicator Waterkwaliteit sowieso een negatieve score krijgt. Maar bij een verbeterende waterkwaliteit kan in de toekomst de score voor de andere toetsparameters binnen Waterkwaliteit (Zuurstof, Nutriënten en Algen) wel positief worden. Als dan er nog te veel toxische stoffen in het water (of de bodem) aanwezig zijn, mag Waterkwaliteit niet positief beoordeeld worden. Waterkwaliteit zal dan immers een beperking kunnen vormen voor een goed ecologisch functioneren. Toxische stoffen moet daarom behouden blijven als toetsparameter.

Er zijn geen aanwijzingen dat er een tekort aan toetsparameters zou zijn. Alle communicatie-indicatoren scoorden wel nog negatief. Als er in de toekomst “vals” positieve evaluaties zouden komen, omdat alle toetsparameters in een betreffende piramide positief scoren hoewel het duidelijk is dat er wel iets schort met die communicatie-indicator, kan het nodig zijn om toetsparameters toe te voegen. Nu is dat nog niet aan de orde.

9.2 GEBREK AAN NUANCERING

Bij de toepassing van de methodiek is het resultaat vrij “zwart-wit”. Als één rekenparameter slecht scoort op één locatie in het estuarium, dan is meteen de hele evaluatie ongunstig. Dat is een inherent nadeel aan een methodiek waar een eenvoudige beoordeling wordt nagestreefd met een beperkt aantal indicatoren. Op dit moment is de beoordeling goed of slecht, extra nuances biedt de methodiek niet. Het is nuttig dat de evaluatie daarmee een eenduidig antwoord geeft, maar het resultaat is hierdoor helaas vaak negatief. Een (beperkte) nuancering van het resultaat, maar ook een overzichtelijke weergave de ruimtelijke

aspecten, zou beter zijn. Deze nuancering is voor de T2009 voor een aantal toetsparameters en/of rekenparameters reeds in het eindrapport verwoord.

Om tegemoet te komen aan het gebrek aan nuancering, zou aanvullend aan de positief/negatief evaluatie, een tabel kunnen toegevoegd worden met een "score". Bij elke toetsparameter zou bijvoorbeeld een tabel met een kleurcode (groen (score 3), geel (score 2), oranje (score 1), rood (score 0)) kunnen aangeven hoe goed de onderliggende rekenparameters scores in het gehele estuarium en per zone van het estuarium. Een voorbeeld van deze aanpak is getest voor de toetsparameter Zuurstof binnen de piramide Waterkwaliteit (tabel 9.1).

Tabel 9.1 Score met kleurschaal voor Zuurstof op estuariumschaal en voor elke deelzone

toetsparameter Zuurstof	
zone	score
Estuarium	2,3
monding	3,0
poly	3,0
meso	3,0
gradient	2,7
oligo	1,2
zoet lang	2,8
zoet kort	2,5

De tabel geeft ruimtelijk inzicht en de nodige nuancering aan de negatieve score voor zuurstof, maar blijft compact en overzichtelijk en dus in lijn met de uitgangspunten van de Evaluatiemethodiek.

Echter, dergelijke eenvoudige tabel vergt wel veel bijkomende uitwerking en is niet zomaar te maken:

- Krijgt elke rekenparameter eenzelfde gewicht?
- Vanaf welke meetwaarde/trend kennen we geel, oranje of rood toe? Voor elke rekenparameter moeten dus kwaliteitsklassen bepaald worden, nu is er enkel het criterium voor goede of slechte evaluatie.

Bovenstaande vragen zullen per geval uitgewerkt moeten worden. Voor zuurstof worden louter ter illustratie een reeks aannames gemaakt voor de bepaling van de score. De toetsparameter Zuurstof kent drie rekenparameters, waarvan de rekenparameters zijn ingedeeld in een ruimtelijke en een temporele evaluatie. De evaluatie gebeurt in de Westerschelde op niveau 3, in de Zeeschelde op niveau 4. De tabel werd opgemaakt op niveau 3. Hiervoor werden voor de rekenparameters gemiddelden op niveau 3 gemaakt van de individuele scores op niveau 4. De score voor het estuarium is een gemiddelde van de scores van de zones op niveau 3.

Voor de rekenparameter Absoluut zuurstofminimum werden volgende kwaliteitsklassen toegekend:

- Groen: O₂ steeds > 2,5 mg/l
- Geel: O₂ steeds > 2 mg/l en niet meer dan 5 % van de metingen vertoont een tekort
- Oranje: O₂ steeds > 1 mg/l en niet meer dan 15% van de metingen vertoont een tekort
- Rood: O₂ < 1 mg/l of meer dan 15% van de metingen vertoont een tekort

Voor de rekenparameter 95% zuurstof werden volgende kwaliteitsklassen toegekend:

- Groen: meer dan 95% van de metingen voldoet aan criterium
- Geel: meer dan 85% van de metingen voldoet aan criterium
- Oranje: meer dan 70% van de metingen voldoet aan criterium
- Rood: minder dan 70% van de metingen voldoet aan criterium

Voor de rekenparameter Duur van de Zuurstofdip, is een oranje score toegekend wanneer de dip langer dan 10 dagen duurt of er meer dan 25 dips per jaar voorkomen. De uitwerking van de scores voor elke rekenparameter per zone leidt tot tabel 9.2, waarbij per rekenparameter een onderscheid wordt gemaakt tussen de ruimtelijke dekking (R) en de temporele (T), indien relevant. Voor de bepaling van de totale score, krijgen alle rekenparameters eenzelfde gewicht.

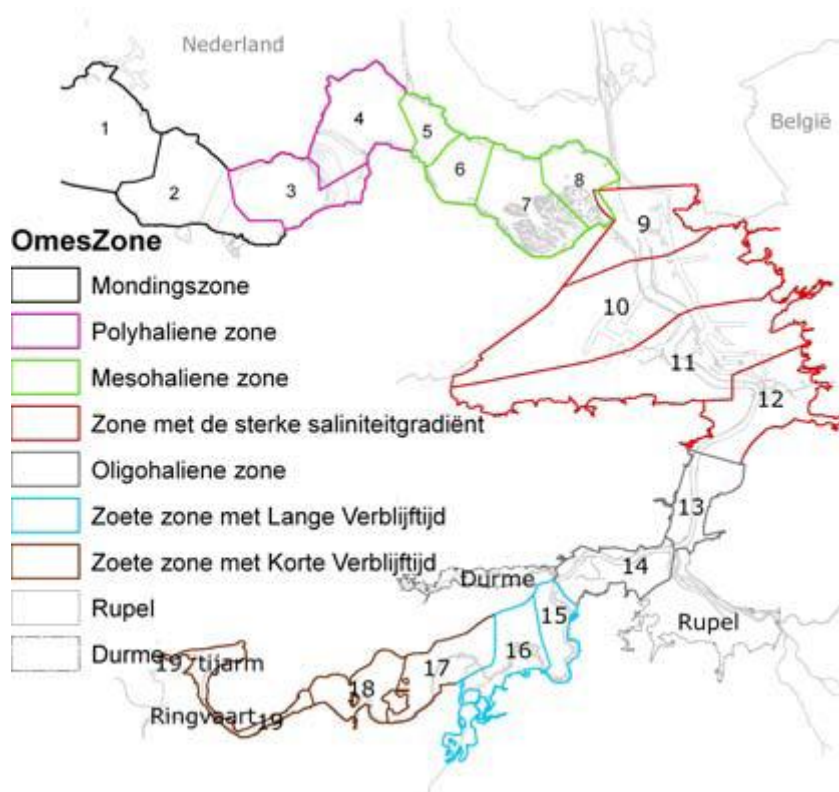
Tabel 9.2 uitwerking scores rekenparameter Duur van de zuurstofdip

zone	minimum		95%		duur dip	totaal
	R	T	R	T	T	
monding	3		3			3
poly	3		3			3
meso	3		3			3
gradient	3		2,3			2,65
oligo	3	1	1	0	1	1,2
zoet lang	3		2,5			2,75
zoet kort	3		2			2,5

De afbakening van de verschillende kwaliteitsklassen in tabel 9.2 is louter illustratief en niet terdege onderbouwd. Zoals het voorbeeld van Zuurstof wel laat zien, geeft deze benadering een mooie nuancering, maar vergt ze veel bijkomend werk om per parameter die verschillende kwaliteitsklassen toe te kennen. Dit moet voor elke toetsparameter goed onderbouwd worden. Het moet een fysische/ecologische betekenis hebben en niet arbitrair gekozen. Voor een aantal parameters zal dit niet evident zijn, bijvoorbeeld omdat het afhangt mee af van waar je naar toe wil met het estuarium (bv morfologie nop lange termijn). Zo iets kan niet binnen het kader van deze opdracht uitgewerkt worden.

9.3 VERBETERDE INDELING VAN HET ESTUARUM

Het estuarium heeft nood aan een verbeterde zonering. Nu worden in vele hoofdstukken, waaronder Waterkwaliteit, de OMES compartimenten en zones gebruikt zoals aangegeven in onderstaande figuur.



Figuur 9.1 Zonering zoals opgegeven in de inleiding (blz. 43-44) van de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium

In het hoofdstuk Leefomgeving wordt echter een andere indeling gehanteerd, zoals aangeduid in onderstaande tabel. Dit schept problemen: bij berekeningen voor het hoofdstuk Ecologisch Functioneren zijn oppervlakte gegevens vereist volgens de algemene indeling uit figuur 9.1, maar deze data zijn binnen Leefomgeving uitgewerkt met de andere zonering.

In het hoofdstuk plaat- en geulsysteem wordt dan weer voor het meergeulensstelsel de ruimtelijke indeling van de macroceel gehanteerd. Dat is in lijn met andere rapportage en de wijze waarop vanuit de morfologie naar het gebied wordt gekeken (en gegevens beschikbaar zijn), maar het sluit niet aan bij de indeling voor de overige parameters. Daarmee is het lastig om in de andere hoofdstukken (o.a. leefomgeving en waterkwaliteit) verklaringen direct te baseren op dat hoofdstuk. Zo heeft het hoofdstuk Ecologisch Functioneren nood aan volumes per OMES zone, maar deze worden hier enkel per macrocel bepaald. Verschillende zonering binnen 1 rapport schept bovendien verwarring.

Tabel 9.3 zonering volgens het hoofdstuk Leefomgeving

Segmenten evaluatiemethodiek						
1	2	3	4	5	6	7
Polyhalien (zone 1 t/m 5 ³)	Mesohalien (zone 6 t/m 9)	sterke saliniteits- gradient (zone 10 t/m12)	Oligohalien (zone 13,14)	Zoet verblijftijd lang (zone 15,16)	Zoet verblijftijd kort (zone17 t/ 19)	Zijrivieren Rupel en Durme
Meergeulensysteem (Westerschelde)		Eengeulensysteem (Zeeschelde)				

Geen van de indelingen is echter ideaal. Er is dus duidelijk nood aan een nieuwe indeling. Indeling in OMES compartimenten is redelijk werkbaar maar de huidige indeling heeft revisie nodig: de grenzen lopen soms vrij vreemd en vallen niet samen met grenzen van macrocellen. De indeling in OMES zones heeft meer aanpassingen nodig. Eerst en vooral moet gekozen worden voor 1 indeling voor de gehele evaluatiemethodiek. Vervolgens zijn er een aantal aandachtspunten:

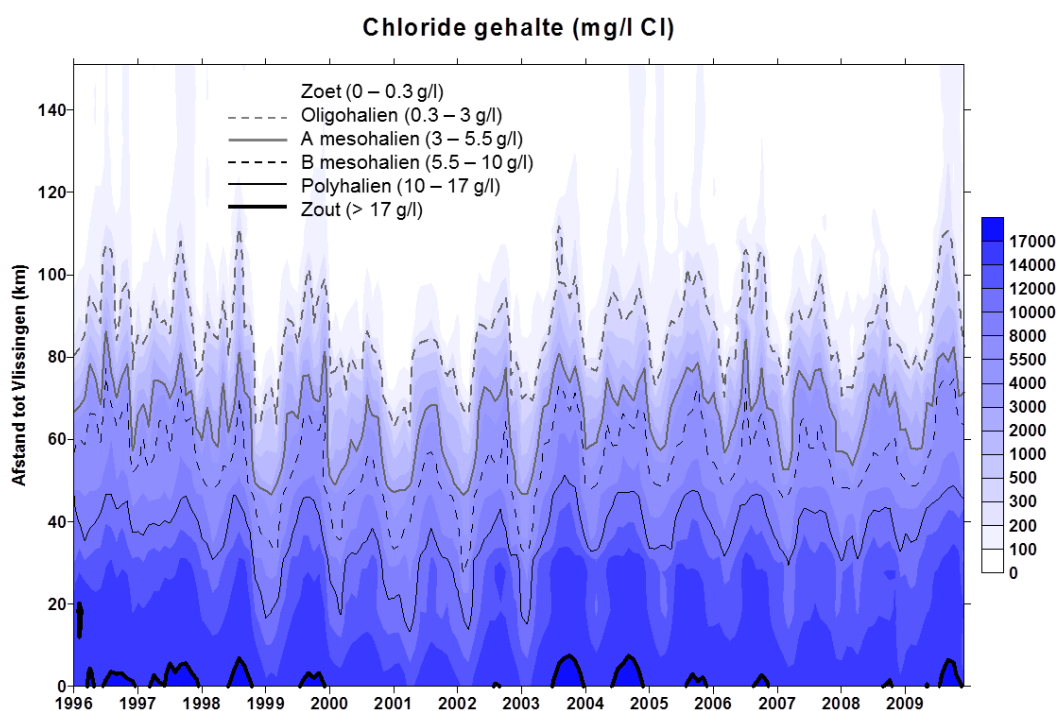
De naamgeving “mondingszone” is zeer verwarrend: het gaat immers nog steeds over het estuarium en niet over het mondingsgebied.

De polyhalie zone: deze zone (indeling volgens Figuur 9.1) bevat nu geen RWS meetpunten. Net buiten deze zone zijn zowel opwaarts als afwaarts wel punten te vinden. Het is daarom aangewezen om de begrenzing voor de polyhalie zone, voor de beoordeling van Waterkwaliteit, licht te verschuiven zodat er wel een meetpunt in deze zone valt. De evaluatiemethodiek vermeldt bij het ruimtelijk en temporeel bereik van de piramide Leefomgeving dat OMES segment 5, dat in de indeling nu bij mesohalieu zone hoort, in de praktijk eerder polyhalien is. Het meetpunt in deze zone, Hansweert (km 35), kent ook volgens figuur 9-2 meestal chloride waarden typisch voor een polyhalien gebied. Enkel bij hoge afvoerdebieten wordt het chloride gehalte kenmerkend voor mesohalieu. Daarom wordt voorgesteld om in de toekomst OMES segment 5 met meetstation Hansweert, voor de evaluatie van de Waterkwaliteit, in te delen in de polyhalie zone.

De mesohalieu zone overschrijdt in het hoofdstuk Leefomgeving de landsgrens. Om allerlei praktische redenen (verschillend beleid, verschillende monitoring) is dit minder aangewezen.

In de Zeeschelde zijn de OMES zones eenduidiger bepaald.

Er wordt aanbevolen om een nieuwe indeling en naamgeving van de OMES zones op te stellen, in het kader van toekomstige monitoring en evaluatie, rekening houdend met bovenstaande bemerkingen. De contouren moeten dan eenduidig vastgelegd worden, evenals de begin- en eindkilometers. Ook voor elk monitoringspunt wordt dit best bepaald.



Figuur 9.2 Surface plot van het chloride gehalte, met aanduiding van de saliniteitsklassen volgens het Venice system.

9.4 AANPASSING VAN DE RAPPORTAGE-STRUCTUUR

De evaluatiemethodiek is opgebouwd rond de drie hoofdfuncties van de LTV. Voor elke hoofdfunctie zijn vervolgens één of meerdere communicatie-indicatoren uitgewerkt (voorgesteld door een piramide) waarbij de analyse van reken- en toetsparameter leidt tot een oordeel.

De vorm van het rapport is gespiegeld aan deze opbouw in communicatie-indicatoren. Per indicator is een hoofdstuk opgesteld waarbinnen alle gevraagde parameters geanalyseerd en geëvalueerd worden.

In de praktijk blijkt dat een aantal thematisch bij elkaar horende parameters in verschillende piramides, c.q. hoofdstukken terecht komen. De analyse van de getijkarakteristieken zit bijvoorbeeld verdeeld over twee hoofdstukken. Baggerwerken, of menselijke ingrepen in het algemeen, komen aan bod in verschillende hoofdstukken. Dit leidt mogelijk tot verwarring bij de lezer die op zoek moet gaan in het rapport naar gerelateerde, maar in het rapport verspreide informatie. Een meer leesbare aanpak zou kunnen zijn om de rapportage op te delen in een analyserapport en een evaluatierapport.

Het analyserapport zou thematisch/disciplinair worden opgebouwd (hydrodynamica, morfologie, fysicochemie, ...) zodat verwante parameters gelijktijdig en/of opeenvolgend binnen één hoofdstuk geanalyseerd en besproken worden, met inbegrip van de vaststelling van trends, trendbreuken of evoluties. Hierbij zou geen onderscheid tussen reken- of verklarende parameter dienen gemaakt te worden. Dit analyserapport levert dan per discipline alle verwerkte data aan zodat deze rechtstreeks bruikbaar zijn voor het uitwerken van het evaluatierapport. Zo wordt gegarandeerd dat alle toets- en rekenparameters op dezelfde (afgeleide) data zijn gebaseerd.

Het evaluatierapport zou opgebouwd kunnen worden volgens de methodiek-structuur (LTV functies). Per communicatie-indicator wordt de gevraagde evaluaties uitgevoerd. In deze tekst kan vanuit verschillende communicatie-indicatoren verwezen worden naar specifieke parameters in het analyserapport, zonder dat deze verschillende keren als rekenparameter of verklarende parameter in verschillende hoofdstukken moeten hernomen worden.

Een dergelijke opbouw kan de leesbaarheid vergroten (beleidsmakers lezen het evaluatierapport, specialisten het analyserapport, en/of beide rapporten) in vergelijking met de huidige opbouw waarbij een zekere versnippering van feiten en conclusies optreedt.

9.5 DATABESCHIKBAARHEID

Voor een goede evaluatie in de toekomst is van groot belang dat de huidige monitoringsprogramma's worden verder gezet. Mochten bepaalde parameters geschrapt worden, worden de inspanningen die binnen T2009 werden geleverd voor deze parameters deels nutteloos, en kan bovendien de globale evaluatie in het gedrang komen. Bovendien is het belangrijk dat steeds dezelfde monitoringsfrequentie en methodiek wordt gehanteerd. Het is meermaals aangegeven dat veranderingen in de monitoringsstrategie kunnen leiden tot andere resultaten, waardoor vergelijking met de T2009 situatie niet meer mogelijk of alleszins moeilijker wordt. Elke aanpassing van het monitoringsprogramma moet daarom onderworpen worden een studie die de invloed op de evaluatie inschat.

Vervolgens vormden databeschikbaarheid en -kwaliteit af en toe een belangrijk knelpunt bij de uitwerking de evaluatiemethodiek. Sommige data kwam mondjesmaat binnen tijdens de uitvoering van de T2009. Bij aanvang van de T2009 evaluatie werd wel een nota over databeschikbaarheid gemaakt. Echter, op dat moment werd er nog niet gewerkt met de data, was er minder voeling met de data door het

consortium dat de T2009 evaluatie deed, waardoor niet alle gebreken aan het licht kwamen. Sommige tekorten waren wel meteen duidelijk, maar werden pas zeer laat in het T2009 traject opgelost. Dit betekende een serieuze hinderpaal voor de uitwerking van sommige piramides.

Met de T2009 evaluatie werd voor de eerste maal de Evaluatiemethodiek toegepast. Maar voor T2009 werden ook voor de eerste maal zoveel data samengebracht in een gestandaardiseerde vorm. Dat er dan kinderziektes optreden is begrijpelijk. Het verdient de aanbeveling om de data-aanlevering voor een volgende evaluatie goed voor te bereiden, de aanleverende instanties zelf een extra controle te laten uitvoeren op volledigheid en compatibiliteit met andere datasets. Bij aanvang van de opdracht moet een volledige en gevalideerde (in T2009 werd soms met niet-gevalideerde data gewerkt) dataset beschikbaar zijn. Met name voor ecotopen was dit een pijnpunt. Bepalingen van arealen, volumes, gemiddelde dieptes, mengdieptes, ... volgens eenduidig afgebakende zones zou een van de eerste stappen binnen de evaluatiemethodiek moeten zijn: deze info is immers essentieel voor de bepaling van vele rekenparameters in verschillende hoofdstukken. Nu zijn die bepalingen soms vrij laat in het evaluatieproces uitgevoerd door ontbrekende data. Ook zijn sommige van bathymetrie afgeleide data nu binnen verschillende hoofdstukken onafhankelijke van elkaar bepaald, om het proces niet te vertragen. De in 10.3 voorgestelde structuur met een analyserapport en een evaluatierapport kan een oplossing bieden.

9.6 INTACTNESS INDEX

In het hoofdstuk Flora & fauna wordt voor diverse te evalueren groepen de Intactness index ingezet. In de huidige vorm (Occurrence Index) behelst deze niet meer dan een aan- en afwezigheidsevaluatie waarmee in feite de soortenrijkdom wordt gevolgd. Het is raadzaam om naast de Occurrence Index op basis van aan-/afwezigheid, daar waar mogelijk over te gaan naar de Occurrence Index op basis van het percentage voorkomen van soorten in de monsters (dit is zoals de OI-index in de methodiek ook is voorgesteld) of indien mogelijk zelfs naar de Abundance Intactness index. Waar dit laatste voor diverse groepen wellicht (nog) te ver gegrepen is, lijkt het zeker mogelijk om goede referenties voor de percentages van monsters waarin soorten voorkomen te geven voor goed bestudeerde groepen als het benthos (gerelateerd aan ecotopen) maar ook vegetatie en vissen.

Een Abundance Index is wellicht haalbaar voor sommige toetsparameters waaronder vogels en benthos. Uiteraard vraagt dit om meer onderzoek met betrekking tot de referentielijsten. In de huidige referentielijsten komen werkelijke referentiegemeenschappen nog te weinig uit de verf, omdat enkel soorten voorkomend in de veelal recentelijke monitoring zijn opgenomen. Het lijkt echter mogelijk om op grond van historische beschrijvingen en op basis van vergelijkbare systemen elders in West Europa terdege betere referentielijsten op te stellen.

Welke soorten geëvalueerd dienen te worden en onderdeel uitmaken van de referentie, moet dus nader onderzocht worden. Met een Occurrence Index kun je je richten op soortendiversiteit en hoe deze evolueert, met de Abundance Index kan de focus liggen op een lijst van soorten die een belangrijke rol, dan wel indicatief zijn voor het ecologisch functioneren van het estuariene systeem (zie ook sleutelsoorten). Het gebruik van alle, ooit waargenomen soorten als referentie lijkt niet zinvol. Zo kunnen dwaalgasten en sporadisch voorkomende soorten, evenals de soorten die niet specifiek zijn voor het estuarium, beter niet opgenomen worden in de referentielijsten, en dus buiten de evaluatie te houden.

9.7 SLEUTELSOORTEN

Ondanks dat voor de meeste toetsparameters in Flora en Fauna trends in sleutelsoorten als een belangrijke rekenparameter is geselecteerd, is deze slechts hier en daar ingevuld in de T2009 rapportage. Toch wordt het als een belangrijke rekenparameter gezien, maar het vereist een grondige analyse van welke sleutelsoorten echt relevant zijn, en dus indicatief zijn voor het functioneren van het estuariene ecosysteem. Dit kunnen zowel positieve als negatieve (bijv. bepaalde exoten) sleutelsoorten zijn. Naast soorten kunnen ook functionele groepen gebruikt worden als “sleutelgroep”.

De toetsparameters in Flora en Fauna worden nu nog los van mekaar geanalyseerd, terwijl het ontbreken van een bepaalde soort op een lager trofisch niveau kan betekenen dat dit consequenties heeft op een hoger trofisch niveau (denk aan de relatie wadslakje – bergeend of kokkel – scholekster & kanoet). Hierbij zou bij de keuze van de sleutelsoorten rekening mee moeten gehouden worden. Dit vraagt om een grondige screening van de voedselweb relaties om tot een selectie aan soorten te komen.

Voor een aantal toetsparameters worden hieronder enkele potentiële soorten of soortengroepen benoemd, die in een volgende evaluatie dienen te worden onderzocht op hun potentiële indicatiewaarde en de uitvoerbaarheid:

Benthos: Evaluatie van de tweekleppigen ten opzichte van de wormen (Polychaeten en Oligochaeten). Een evaluatie van het aanbod aan kleine kreeftachtigen en slakjes kan additioneel waardevol zijn als indicatie van het voedselaanbod voor bepaalde vogels en vissen.

Fytoplankton: Naast *Phaeocystis* en de Cyanobacteriën, de groenwieren ten opzichte van de kiezelwieren als indicatie voor verschuivingen in het voedselweb en eventueel de dinoflagellaten. Tevens is *Thalassiosira* al eens voorgesteld als potentiële indicatorsoort.

Zoöplankton: Naast *E. affinis* lijkt het waardevol om in ieder geval de ontwikkelingen van de Copepoda en de Cladocera (en de verhouding daartussen) als sleutelgroepen te gaan opvolgen. Een eventuele verdere opdeling van met name de Copepoda behoort ook tot de mogelijkheden ter vervanging van de huidige monitoring met determinatie tot op het soortniveau, waarvan blijkt dat de determinatiekwaliteit moeilijk op een zelfde niveau te handhaven is.

Ook met betrekking tot de vissen lijkt het raadzaam om de ontwikkeling van enkele functionele groepen te evalueren, zoals de groep der benthivore + zoöplanktivore vissen, de groep der diadrome vissen en de groep der estuarien residente vissen, naast een aantal sleutelsoorten.

Met betrekking tot de vogels wordt een uitgebreide lijst aan sleutelsoorten gehanteerd. , Interessant zou zijn om ook de ontwikkelingen van de soorten ingedeeld naar functionele voedingswijze (onderscheid in benthivore + omnivore vogels, piscivore vogels en herbivore vogels) te onderzoeken voor de toestand en de ontwikkelingen in het Schelde-estuarium. Uiteraard is dit ook te halen uit de evaluatie van de sleutelsoorten afzonderlijk, maar dan zou een dergelijke evaluatie en een beoordeling daarvan dienen te worden vastgelegd in de methodiek.

Vegetatie: In het betreffende hoofdstuk onder Flora en fauna wordt de evaluatie reeds uitgevoerd aan de hand van vegetatietypes (Westerschelde) (in afwijking van de methodiek gezien het type data dat beschikbaar was), hetgeen gezien kan worden als een onderverdeling in sleutelvegetatietypes waarvan het relatieve voorkomen kan worden geëvalueerd.

10

Aanbevelingen en kennisleemtes

In dit laatste hoofdstuk worden kennisleemten aangekaart die bijzondere aandacht verdienen. Het gaat om kennisleemten in bepaalde sleutelprocessen in het estuariene systeem, welke essentieel zijn bij een goede beoordeling van het estuarium. Indien mogelijk, worden in dit hoofdstuk aanbevelingen gedaan voor onderzoek, monitoring of aangepaste evaluatie. In voorgaande hoofdstukken werden, per piramide, reeds kennisleemten aangekaart. Waar mogelijk werden ook aanbevelingen geformuleerd. Sommige kennisleemten komen pas duidelijk aan bod wanneer over de grenzen van individuele piramiden wordt gekeken.

10.1 SCHEEPSGOLVEN, WINDGOLVEN EN HUN RELEVANTIE

Tijdens de analyse van de golfhoogtes is gebleken dat enerzijds de beschikbare tijdreeksen met jaargemiddelden of jaarmaxima relatief kort zijn (beginjaar 1997 à 2002, tot 2009) en anderzijds de natuurlijke variabiliteit op deze statistieken vrij groot is. Deze zaken leiden er toe dat er meestal geen significante trends in deze gegevens worden aangetroffen.

Het gebrek aan significante trend zal er bij een volgende evaluatie (2009-2015) toe leiden dat er geen referentie is om aan te toetsen. Er is gepoogd om voor de beschikbare data toch een referentiekader op te stellen door de breedte van de verdeling van de significante golfhoogtes vast te stellen. Na 2009 kunnen jaarlijkse verdeling hierop uitgezet en vergeleken worden: vallen ze voor een specifiek station binnen de breedte en/of is er een trend zichtbaar? Toch kwam vanuit de projectgroep de vraag naar voor of ook deze aanpak nuttig is rekening houdend met de korte periode waarover de meetgegevens beschikbaar zijn. Deze vraag is nog niet beantwoord.

Een **eerste aandachtspunt met betrekking tot golven** is dus het vastleggen van het gebruik en toepassing van golfparameters, rekening houdend met de grote natuurlijke variabiliteit.

Een bijkomend aspect dat het gebruik van de golfmetingen (althans, zoals ze nu worden gemeten) aangaat, is het feit dat er in de meetgegevens geen onderscheid wordt gemaakt tussen wind- en scheepsgolven. Alhoewel de bestaande kennis hieromtrent zeer gering is, werd vanuit de projectgroep aangegeven dat scheepsgolven met grote golflengte en amplitude een heel andere invloed hebben op schorranden dan windgolven, die een kortere golflengte hebben. Hieruit volgen twee bijkomende aandachtspunten.

Het **tweede aandachtspunt met betrekking tot golven** handelt over het onderscheid tussen wind- en scheepsgolven. De metingen die nu worden uitgevoerd laten dit onderscheid niet toe. Het maken van dit onderscheid zou naast een aangepaste meetstrategie ook een bijkomende analyse vergen van de

scheepsbewegingen (voor grote schepen is dit in principe mogelijk op basis van de AIS⁴ gegevens) gekoppeld aan de golfmetingen. Een bijkomende complexiteit hierbij schuilt in de variabiliteit van de opgewekte golven in functie van de omvang, type, snelheid en diepgang van de schepen. In elk geval is het maken van deze koppeling onderwerp van een studie op zich en lijkt niet eenvoudig op te nemen in het kader van een 6-jaarlijkse evaluatie van het Schelde-estuarium.

Het **derde aandachtspunt met betrekking tot golven** handelt over het belang van golven voor het estuarium. De methodiek situeert het belang van de maximale golfhoogte nu enkel onder de LTV-functie *Veiligheid*. De veiligheid tegen overstroming staat inderdaad in verband met de hoogte van golven nabij bijvoorbeeld dijken. Overslag van golven kan via bepaalde faalmechanismen (wegnemen van bodembescherming, erosie, ...) de dijkintegriteit in het gedrang brengen.

Vanuit morfologisch en ecologisch standpunt zijn golven echter even belangrijk. Golven zorgen voor verstoring, beperken de foerageermogelijkheden van vogels in de waterlijn, zorgen voor potentiële erosie (met name op de slikken (en platen) en schorranden), ... Ze hebben dus een belangrijke invloed op het ecologisch functioneren.

Andere vormen van verstoring (naast golven) verdienen ook aandacht binnen de evaluatiemethodiek, zoals de effecten van recreatie en jacht op de overwinterende vogelpopulaties.

Het lijkt aangewezen om de analyse van golven in volgende evaluaties van het Schelde-estuarium ook te koppelen (via bijvoorbeeld de verklarende parameters) aan morfologische en ecologische aspecten. Op welke wijze deze koppeling dan concreet dient te gebeuren (*welke specifieke parameters houden verband met elkaar en hoe dienen deze geëvalueerd te worden*), vormt echter nog een belangrijke kennisleemte.

10.2 LICHTKLIMAAT

Primaire productie is van essentieel belang en wordt gelimiteerd door lichtbeschikbaarheid. Uit de T2009 evaluatie blijkt dus dat lichtlimitatie bepalend kan zijn voor het ganse ecosysteem. Lichtklimaat wordt bepaald door enerzijds de eufotische diepte. Dit is de diepte tot waar licht kan doordringen (= de diepte waar nog 1% van het invallende licht wordt waargenomen). Anderzijds is de mengdiepte bepalend.

Aangezien de Schelde goed gemengd wordt verondersteld, wordt de mengdiepte benaderd door de gemiddelde diepte bij gemiddeld getij. Dit is een vrij ruwe benadering. Een meer diepgaande studie is aangewezen waarin de evolutie van het lichtklimaat wordt onderzocht. Enerzijds verdient de evolutie van de mengdiepte de nodige aandacht. Verschuivingen in ecotopen (verlies aan ondiepe stukken) kunnen mogelijks een belangrijk effect hebben op de lichtbeschikbaarheid, wat misschien onvoldoende tot uiting komt met een eenvoudige inschatting van de mengdiepte. Bovendien wordt als mengdiepte de gemiddelde diepte in het estuarium gebruikt. De Schelde wordt overal goed gemengd verondersteld. Ook dit verdient nader onderzoek. Kleine afwijkingen hierop kunnen immers een groot effect hebben op het bepaalde lichtklimaat en op de inschatting van de primaire productie.

De eufotische diepte wordt berekend op basis van de lichtextinctiecoëfficiënt, die tegenwoordig standaard wordt gemeten in de gehele Schelde. Die lichtextinctie is afhankelijk van de turbiditeit, maar ook van de aard van de zwevend stof in het water of de kleuring van het water. Het verband tussen deze zaken en hun invloed op de lichtextinctie is momenteel onvoldoende gekend. Gezien het groot belang voor primaire

⁴ Automatic Identification System, een systeem dat op basis van scheepsidentificatie en positioneringsgegevens de scheepsbewegingen bijhoudt.

productie, is het aangewezen deze verbanden nader te onderzoeken. Zo kunnen verbanden tussen lichtklimaat en veranderingen in zand- of slibtransport beter gelegd worden. De zwevende stof concentratie moet beter onder de loep genomen worden. Niet enkel voor het lichtklimaat, maar ook als verklarende parameter bij sedimentatie en erosieprocessen, habitatsontwikkeling en benthos is zwevende stof een essentiële parameter. Het ontbreken van de verklarende parameter zwevende stof was daarom ook een groot hiaat in de huidige Evaluatiemethodiek. In de T2009 rapportage werd daarom zwevende stof als verklarende parameter toegevoegd bij de Lichtklimaat in het hoofdstuk Waterkwaliteit. Het verdient aanbeveling deze parameter naar een volgende evaluatie toe verder uit te werken, met voldoende aandacht naar de verbanden tussen zwevende stof (met zijn karakteristieken) en lichtklimaat enerzijds, en zwevende stof en de hydro- en morfodynamische ontwikkelingen anderzijds.

10.3 ENERGIEDOORSTROOM IN VOEDSELWEB

Bij Waterkwaliteit wordt via de rekenparameter P:B_B ratio en de verklarende parameter zoöplankton gekeken naar die energiedoorstroming in de waterkolom. Bij Ecologisch functioneren wordt de energiedoorstroom in het voedselweb via de afgeleide 'waargenomen biomassa' in 2 rekenparameters uitgewerkt: 'Macrobenthische biomassa – Primaire productie' en 'Energiedoorstroom voedselweb'. Met betrekking tot die parameters bestaan er onzekerheden hoe representatief de maximale dan wel gemiddelde biomassa voor de verschillende groepen is. Indien de rekenparameters blijven gehandhaafd is het raadzaam om inzicht te krijgen in de turnover van de belangrijkste groepen, maar ook het totale energieverbruik van die groepen. Met name met betrekking tot het benthos lijkt de methodiek een onderschatting van de rol van de Oligochaeten te geven, maar wellicht ook van groepen als de vogels die naar verhouding mogelijk juist meer energie steken in andere processen dan groei. Dit vergt nader onderzoek. Een voorstel is sowieso om beide toetsparameters als verklarende parameters te gaan beschouwen en de afzonderlijke groepen waaruit ze zijn opgebouwd juist als de rekenparameters.

In de Zeeschelde is de evolutie (daling) in biomassa Oligochaeten opmerkelijk. De biomassa lijkt initieel sterk gestegen zijn, volgend op een minimale toename in waterkwaliteit (zuurstof). Het is onduidelijk waarom Oligochaeten fel verminderd zijn in biomassa, zonder dat hun ecologische rol door andere soorten is overgenomen. Omdat dit wellicht een verklaring is voor de forse daling in aantallen watervogels in de Zeeschelde, is bijkomend onderzoek naar een verklaring van deze trends noodzakelijk.

10.4 BROEDVOGELS

Voor de Zeeschelde dient de referentie aangepast te worden en een aangepast monitoringsprogramma opgestart te worden (zie boven).

10.5 HYPERBENTHOS EN KRABBE

Voor beide groepen is de huidige monitoring ontoereikend omdat onvoldoende inzicht wordt verkregen in de populatieontwikkelingen en de totaal aanwezige biomassa. Voor beide groepen dient dan ook een specifieke monitoring te worden ingericht (of ten minste een eenmalige survey om de huidige waarnemingen te staven). Dien ten gevolge is er momenteel onvoldoende inzicht in de relatieve rol die beide groepen spelen in de totale energiestroom in het voedselweb.

10.6 HABITATMODELLEN

Habitatmodellen kunnen nader inzicht geven in de relatie tussen het voorkomen van soorten en hun omgeving, rekening houdende met de habitatvereisten van elke soort. Indien de relaties goed gekend zijn,

kunnen zulke modellen ook als voorspellingsmodellen gebruikt worden. Zulke habitatmodellen zijn nog niet beschikbaar, en verdienen nadere studie.

10.7 STROOMSNELHEDEN

Het blijkt dat stroomsnelheden wel een aantal maal als verklarende factor in de evaluatiemethodiek genoemd worden, maar dat verder niet wordt gespecificeerd hoe waar en wanneer die gemeten dienen te worden en wat er dan berekend dient te worden. Voor ieder proces of iedere rekenparameter is mogelijk een andere stroomsnelheidsberekening relevant. Het is dan momenteel ook moeilijk aan te geven of stroomsnelheden zijn toe- of afgenomen daar dit afhankelijk is van de diepte, de ondergrond, de locatie, het tij, de schaal waarop men kijkt, etc. Problematisch hierbij is dat de aangeleverde data bestaan uit modelberekeningen waarvan het de vraag is of ze voor de processen of rekenparameters die worden geëvalueerd nauwkeurig genoeg zijn. Het lijkt een groot gemis dat we helemaal niets over de stroomsnelheid kunnen zeggen daar het een belangrijke verklarende en misschien soms wel sturende factor in het systeem kan zijn. Anderzijds moeten we ook stellen dat slechts in de afrondende fase is geconstateerd dat we op dit gebied iets missen; de vraag is dan ook hoe belangrijk de stroomsnelheid voor de evaluatie is. We raden hier aan om beter uit te zoeken waar de stroomsnelheid in de huidige evaluatie van belang kan zijn en in welke vorm. Uiteraard dient te worden bekeken hoe en of deze dan op relevante wijze kan worden gemeten dan wel berekend en of er iets cruciaals wordt gemist wanneer de stroomsnelheid niet in ogenschouw wordt genomen.

Stroomsnelheden voor de Westerschelde worden al berekend voor de ecotopenkaarten, daar zijn ze in principe al beschikbaar. Stroomsnelheden zijn ook nodig voor de berekening van de sedimenttransportcapaciteit en kunnen ook daaruit worden afgetapt. Voor de Zeeschelde moet voor de sedimenttransportcapaciteit nog een methodiek worden afgesproken en dit biedt ook de mogelijkheid om stroomsnelheden te berekenen.

Modelsimulaties leveren vooralsnog alleen voor de geulen betrouwbare absolute waarden. Voor de droogvallende platen en slikken blijft het berekenen van absoluut juiste getallen vooralsnog lastig.

Het is van groot belang voor de onderlinge vergelijkbaarheid dat de stroomsnelheden op een eenduidige manier worden verkregen (onder andere door eenduidige keuzes voor de getij randvoorwaarden en voor de uitvoerlocaties).

10.8 ONZEKERHEDEN

In een volgende toepassing van de evaluatiemethodiek zou een groter belang aan de onzekerheden kunnen gegeven worden.

Ten eerste is er de onzekerheid op de brongegevens. De mate van onzekerheid zou in de toekomst per parameter meer inzichtelijk kunnen gemaakt worden. In huidig rapport is bij de interpretatie van de gegevens weliswaar rekening gehouden met mogelijke onzekerheden, maar indien mogelijk, zou het op een meer kwantitatieve wijze kunnen beoordeeld worden.

Ten tweede is er de onzekerheid op de vastgestelde trends. Bij de uitwerking is er uitgegaan van het principe dat vastgestelde trends statistisch significant dienen te zijn – anders is er geen sprake van een trend. Er zijn nu reeds confidentie- en predictie-intervallen rond trendlijnen weergegeven, maar het zou nuttig zijn om in de toekomst een foutenmarge op bv. lineaire trends mee te geven in de rapportage.

11

Referenties

Brummelhuis, E.B.; Troost, K.; van den Ende, D.; van Zweeden, C.; van Asch, M. (2012). [Inventarisatie van arealen en bestanden aan Japanse oesterbanken in de Oosterschelde en Waddenzee](#). IMARERS Rapport C142/12.

Holzhauser, H.; Maris, T.; Meire, P.; van Damme, S.; Nolte, A.; Kuijper, K.; Taal, M.; Jeuken, C.; Kromkamp, J.; van Wesenbeeck, B.; Van Ryckegem, G.; Van den Bergh, E.; Wijnhoven, S. (2011). "Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium: Fase 2", © Deltares.

Maris, T.; Wijnhoven, S.; van Damme, S.; van den Bergh, E.; Beauchard, O.; Meire, P. (in prep.). "Referentiematrix en ecotooppervlaktes voor toepassingen van de Evaluatiemethodiek. Studie naar "Ecotooppervlaktes en intactness index", behorende bij contractnummer 31069024. ECOBE rapport, Universiteit Antwerpen.