

Referentiematrices en Ecotooppervlaktes

Annex bij de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium

Studie naar “Ecotooppervlaktes en intactness index”,
behorende bij contractnummer 31069024

Juli 2013

Tom Maris¹, Sander Wijnhoven², Stefan Van Damme¹, Olivier Beauchard¹, Erika Van den Bergh³,
& Patrick Meire¹

ECOBE
013-R156

¹Universiteit Antwerpen, Ecosystem Management Research Group, Antwerpen

²Koninklijk Nederlands Instituut voor Zeeonderzoek (NIOZ), Monitor Taakgroep, Yerseke

³Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel

1 Inleiding

De voorbije jaren werd de “Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium”, kortweg Evaluatiemethodiek ontwikkeld. Eind vorig jaar hebben Deltares en Universiteit Antwerpen samen deze evaluatiemethodiek “Fase 2” afgerond (Holzhauer et al., 2011). Hoewel de methodiek werd opgeleverd, verdienen nog een aantal items verdere uitwerking om de methodiek optimaal toepasbaar te maken. Het betreft referentiematrices voor het hoofdstuk Flora & Fauna, en lijsten met te toetsen ecotoop oppervlaktes voor het hoofdstuk Leefomgeving. Deze nota moet dus gelezen worden als een annex bij de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, en vormt geen op zichzelf staand rapport.

Het eerste deel van deze studie omvat het opstellen van de referentiematrices, een tweede deel zal de ecotoop oppervlaktes behandelen. Omdat Westerschelde en Zeeschelde een andere indeling en benaderingswijze kennen, wordt dit deel opgesplitst in Ecotoop Arealen Westerschelde en Ecotoop Arealen Zeeschelde.

Bij deze studie is dankbaar gebruik gemaakt van de expertise van verschillende geconsulteerde wetenschappers en beleidsmakers, waaronder Kirsten Beirinckx, Stijn Bosmans, Peter Bot, Dick de Jong, Aylin Erkman, Floor Heinis, Harriette Holzauer, Peter Meininger, Lieven Nachtergaele, Mervyn Roos, Gerard Spronk, Marcel Taal, Piet Thys, Alexander Van Braeckel, Erika Van den Bergh, Vincent Van der Meij, Gunther Van Ryckegem, Bert Wetsteijn.

2 Referentiematrices

2.1 Inleiding

De Evaluatiemethodiek (Holzhauer et al., 2011) volgt voor Flora & Fauna een driedelige aanpak. Ten eerste wordt gekeken naar de diversiteit door middel van Intactness indices. Vervolgens worden sleutelsoorten onder de loep genomen en tenslotte de exoten. Deze werkwijze wordt duidelijk uiteengezet in de Evaluatiemethodiek. Echter, een goede toepassing van de methodiek vereist dat er voor de intactness index referentiematrices worden opgesteld, en dat sleutelsoortenlijsten beschikbaar zijn. Voor sommige toetsparameters zijn reeds sleutelsoorten voor handen, voor andere toetsparameters zullen deze moeten afgeleid worden uit de resultaten van de T2009 evaluatie (het identificeren van de sleutelsoorten wordt hier niet verder uitgewerkt). Onderwerp van deze studie vormt het opstellen van referentiematrices met betrekking tot de Intactness index.

Intactness

Buckland Arithmetic Occurrence en de Buckland Arithmetic Abundance indices. Deze indices werden geselecteerd voor deze evaluatiemethodiek. Ze worden als volgt berekend:

$$BuckArith - OI = \frac{1}{S} \sum_i \left(\frac{O_i}{R_i} \right) \times 100$$

met s , het aantal soorten, O_i de waargenomen occurrence (het aantal staalname punten waar de soort is aangetroffen) en R_i de referentie occurrence rate. De BuckArith-Abundance index wordt op dezelfde manier berekend maar O_i en R_i betreffen dan waargenomen en referentie dichtheden van de soort. Lamb et al. (2009) wijzigden de oorspronkelijke formulering enigszins in die zin dat numerator en denominator worden gewisseld wanneer waargenomen waarden hoger zijn dan de referentie. Immers in de oorspronkelijke versie kon de index groter dan 100 worden wanneer een soort algemener was dan verwacht. De voorgestelde modificatie is belangrijk omdat soorten die sterk toenemen boven referentiecondities eveneens een indicator zijn van afnemende biodiversiteit als soorten die in lagere aantallen voorkomen dan de referentie. Hierdoor blijft de index ook steeds tussen 0 en 100.

(Holzhauer et al., 2011)

Referentiematrices zijn matrices, lijsten van soorten, die thuis horen in een gezond Schelde-systeem. Bij de evaluatie wordt, via de intactness index, het huidige soortenaanbod vergeleken met de soorten in de referentiematrix. De keuze van de soorten in de referentiematrix is dus van groot belang: het bepaalt mee de uiteindelijke score van de intactness index. De matrices moeten alle soorten omvatten die in een ideaal, gezond estuarium kunnen voorkomen. Dat wil zeggen dat er in de matrices:

- Alle soorten zijn opgenomen die tot op heden waargenomen zijn in het estuarium (screening literatuur over her Schelde-estuarium);
- Ook alle soorten zijn opgenomen die men kan verwachten in een gezond Schelde-estuarium (afgeleid uit literatuur van vergelijkbare West-Europese estuaria in een relatief onverstoorde staat);

De matrices zullen dus naar alle waarschijnlijkheid de Natura 2000 doelsoorten en de typische soorten met betrekking tot de aangemelde habitattypes bevatten (daar die specifiek zijn

geselecteerd daar ze typisch en/of waardevol voor het Schelde-estuarium worden geacht te zijn), alsook soorten die in een gezond functionerend systeem sporadisch kunnen voorkomen. Voor de volgende soortgroepen werden (conform de evaluatiemethodiek) afzonderlijke lijsten opgesteld: vogels, vissen, zoogdieren, fytoplankton, zoöplankton, macrofyten. In de overkoepelende referentiematrix zijn al deze groepen samengevoegd. In dit stadium is nog geen uitputtend literatuuronderzoek uitgevoerd, maar zijn een aantal overzichtsartikelen en rapportages in ogenschouw genomen. Het al dan niet opnemen van een soort in de referentiematrix kan onderwerp van discussie zijn, maar voor de evaluatie is het van belang dat in ieder geval exact wordt aangegeven welke soorten in overweging zijn genomen en welke aan de matrix zijn toegevoegd voor een bepaalde zone. Om een goed gedragen Evaluatiemethodiek te bekomen, is het daarom belangrijk dat er een brede consensus bestaat over de keuze van de soorten in de matrices. De matrices zijn initieel opgesteld door de auteurs van dit rapport, de lijsten zijn vervolgens toegepast voor de T2009 evaluatie waar de auteurs en betrokkenen bij de evaluatie commentaar en suggesties met betrekking tot de lijsten hebben gegeven. Tevens hebben tijdens de evaluatie de leden van het Projectteam 'T2009 rapport Schelde-estuarium', inclusief het begeleidingsteam met diverse externe experts, commentaar gegeven op diverse versies van de T2009 evaluatie, inclusief de gehanteerde referentielijsten en methodieken met betrekking tot intactness index. Vervolgens heeft ook een team van externe experts de huidige rapportage becommentarieerd en zijn referentielijsten bediscussieerd tijdens meetings. Al deze input is meegenomen bij het opstellen van de huidige referentie matrices.

2.2 Exoten

Exoten horen van nature niet thuis in het estuarium, en horen dus ook niet thuis in de referentiematrix. Soorten die niet in de matrix voorkomen, zouden volgens de voorgestelde methodiek (Holzhauer et al., 2011) negatief wegen in de intactness score. Gaande de T2009 evaluatie hebben we echter besloten dat omwille van het feit dat (a) exoten reeds afzonderlijk worden geëvalueerd, (b) niet alle exoten per definitie een negatieve impact op het ecosysteem functioneren en de soorten diversiteit in het bijzonder hebben, en (c) indien er een negatief effect van exoten op de soortensamenstelling is deze ook zichtbaar wordt in een index waarin exoten buiten beschouwing worden gelaten; de exoten niet in de referentie matrices op te nemen. Ook over welke soorten nu exoot te noemen zijn kan discussie ontstaan, hiervoor kunnen namelijk verschillende criteria worden gehanteerd. Van sommige soorten is het niet geweten, andere soorten zijn dan weer zodanig ingeburgerd dat ze als inheems beschouwd kunnen worden. Daarom werd bij het opstellen van de referentiematrixes in deze studie gekozen om alle soorten in lijsten op te nemen, maar de waargenomen exoten aan te duiden en in een apart lijstje te plaatsen zodat duidelijk is welke soorten in overweging zijn genomen. Uiteraard doen we hier een aanbeveling over hoe de evaluatie van de intactness index uit te voeren, dus zonder de aangeduide exoten (en dwaalgasten), maar bij wijzigende inzichten kan eventueel in de toekomst de matrix eenvoudig worden aangepast of kunnen soorten alsnog in beschouwing worden genomen. We hanteren bij het aanduiden van de exoten ook een conservatieve benadering waarbij we soorten die nog ter discussie staan met betrekking tot hun oorsprong, soorten die reeds lange tijd in Nederland en/of Vlaanderen worden aangetroffen en Atlantische soorten waarvan duidelijk is dat ze in het verleden niet in Nederland en/of Vlaanderen voor kwamen, tot de exoten worden gerekend. (Dit is ook het criterium dat voor de evaluatie van de rekenparameter exoten wordt gehanteerd).

Definitie Exoot

Exoten zijn organismen die, veelal door toedoen van de mens, maar ook door natuurlijke oorzaken, buiten hun natuurlijke areaal terechtkomen. Daar kunnen ze zich vestigen, en soms zelfs explosief vermeerderen. Dat kan allerlei gevolgen hebben voor de daar reeds aanwezige flora en fauna, voor de lokale economie en zelfs voor sociale verhoudingen.

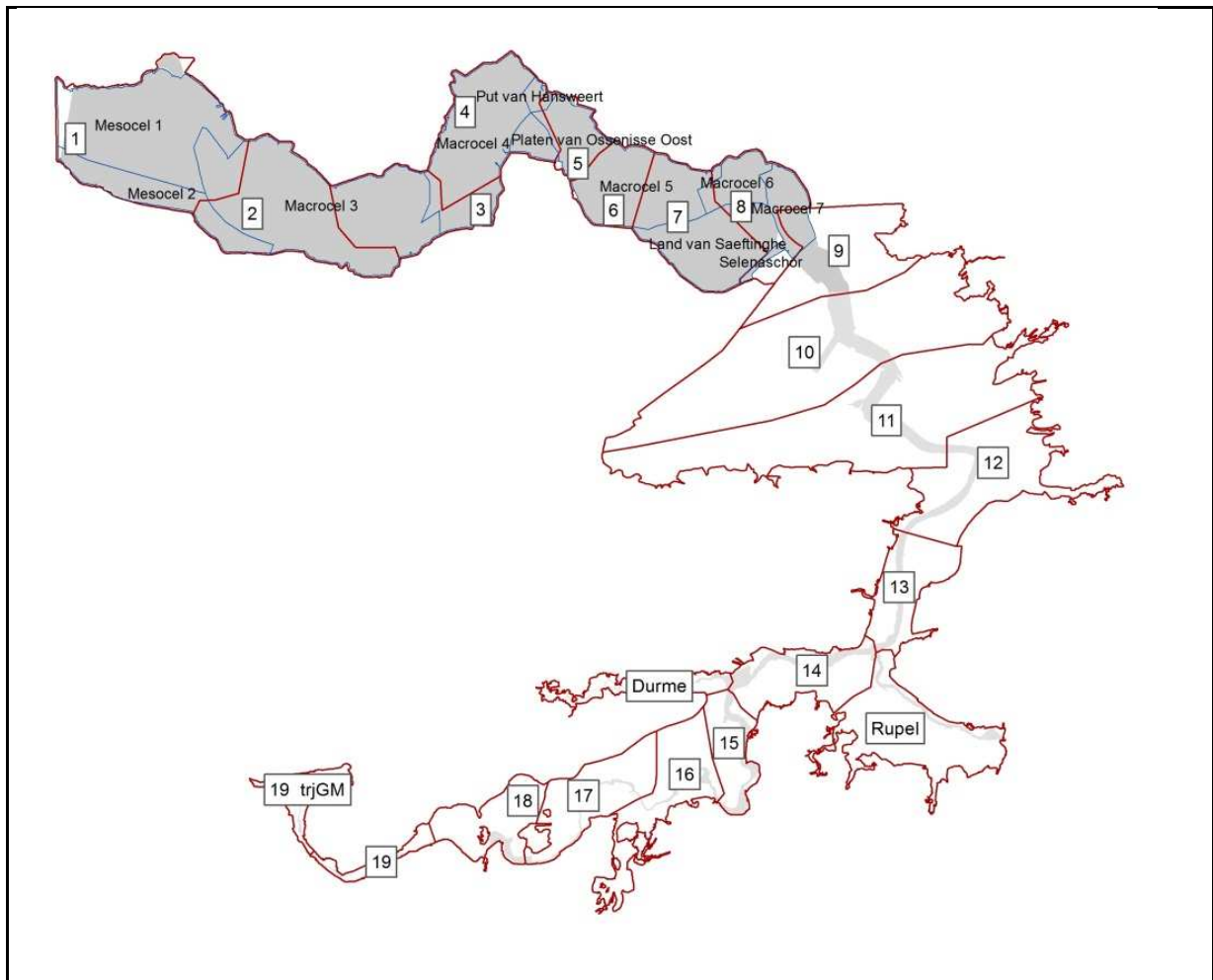
(Werkgroep Exoten, 2013; www.werkgroepexoten.nl)

2.3 Occurrence – Abundance

De intactness index kan bepaald worden op basis van voorkomen, Occurrence, of op basis van abundantie, Abundance (Lamb et al., 2009). Hierbij dient te worden opgemerkt dat volgens de methodiek (Holzhauer et al. (2011) de occurrence per monster wordt bepaald en er dus in feite een evaluatie op basis van trefkans plaats vindt, terwijl in de T2009 evaluatie vooralsnog enkel de occurrence per zone (aan-/afwezigheid) is geëvalueerd. De Abundance intactness index geeft het meeste detail weer en heeft op termijn ten minste voor bepaalde groepen (zie H 2.5) de voorkeur, maar vereist een referentiematrix met abundanties én meetgegevens met abundanties. De Occurrence intactness index zoals bedoeld, vereist een referentiematrix met gewenste trefkansen en gemeten/berekende percentages monsters waarin soorten voorkomen. Een goede dataset om beide te kunnen doen vereist een behoorlijke inspanning en meer inzicht die op dit moment (ten tijde van de T2009 evaluatie) nog niet beschikbaar is. Voorlopig wordt daarom voorgesteld om enkel Occurrence op basis van de aan- en afwezigheid van soorten in zones te beschouwen. Bij het opstellen van de referentiematrixen zijn wel reeds bekende abundantiegegevens mee opgenomen, maar in de toekomst zullen voor in aanmerking komende groepen (waarvoor in H 2.5 een voorstel wordt gedaan) de referentie abundanties of trefkansen gedetailleerd dienen te worden uitgewerkt.

2.4 Werkwijze

In de referentiematrixen dienen alle soorten voor te komen die in een goed ecologisch functionerend estuarium aangetroffen kunnen worden. Daar er van nature behoorlijke fluctuaties aanwezig zullen zijn in het voorkomen (trefkans dan wel abundanties) van soorten wordt er naar gestreefd om bandbreedtes met betrekking tot die waarden aan te geven. Verder zal er rekening worden gehouden met natuurlijke variaties en tijdelijke afwijkingen van de referentiesituatie door voor de gewenste intactness in rekenschap te nemen dat afhankelijk van de monsterinspanning een bepaald percentage zal ontbreken; en dit toch als een intactness van 100% aan te duiden. De Evaluatiemethodiek maakt een ruimtelijke indeling op basis van zoutgehalte en verblijftijd (niveau 3 volgens Evaluatiemethodiek hetgeen de OMES indeling betreft). Dit levert 7 zones op. De tijgebonden zijrivieren Rupel en Durme worden hier afzonderlijk aan toegevoegd. Eventueel kan indien nodig een clustering van de matrices worden doorgevoerd naar niveau 2 of 1; de groepen vogels, vissen, benthos, fytoplankton en zoöplankton zullen echter op niveau 3 worden geëvalueerd. Dit geldt ook voor de macrofyten van de Zeeschelde + zijrivieren; voor de Westerschelde vindt echter evaluatie van vegetatietypes op niveau 2 (gehele Westerschelde) plaats. Berekening van de intactness index behoort niet tot de evaluatie van de zoogdieren.



Het Schelde-estuarium, met de OMES segmenten en meso- en macrocellen in de Westerschelde volgens de T2009 evaluatie.

- Indeling niveau 1 betreft het gehele buitendijkse gedeelte van het Schelde-estuarium
- Indeling niveau 2 betreft de indeling in de Westerschelde (OMES segmenten 1 t/m 8) en de Zeeschelde + zijrivieren (OMES segmenten 9 t/m 19 + Durme + Rupel)
- Indeling niveau 3 betreft de indeling in het Mondingsgebied (Z1: OMES 1 en 2), Polyhaliene zone (Z2: OMES 3 en 4), Mesohaliene zone (Z3: OMES 5 t/m 8), Zone met sterke saliniteitsgradiënt (Z4: OMES 9 t/m 12), Oligohaliene zone (Z5: 13 en 14), Zoete zone met lange verblijftijd (Z6: OMES 15 en 16), Zoete zone met korte verblijftijd (Z7: 17 t/m 19), Durme en Rupel
- Indeling niveau 4 is de indeling in OMES segmenten.

(Van der Laan et al., 2013a)

Als eerste stap werden alle soorten opgelijst die tot op heden ooit werden waargenomen in de Schelde. De dataset die werd aangereikt voor de T2009 evaluatie werd als eerste bron geraadpleegd. Vervolgens werden de lijsten met bijkomende literatuurgegevens aangevuld. De gebruikte literatuurbronnen werden opgenomen in het referentiematrix databestand. Dit excel bestand bevat een afzonderlijk tab-blad met voor elke soort (of geslacht), per zone, de gegevensbron zoals aangegeven in de matrices v2.

Naast soorten die de afgelopen eeuw voorkwamen in het estuarium (voortkomend uit monitoring resultaten en publicaties over het Schelde-estuarium), is het de bedoeling dat er wordt gekeken welke soorten eventueel zouden kunnen voorkomen, maar nog niet gespot werden, op basis van vergelijking met andere estuaria en historische data voor Nederland en Vlaanderen. De afweging die

hier is gemaakt is of de soort in vergelijkbare West-Europese systemen, dus in de desbetreffende zones van estuaria in dezelfde habitats, de soorten wel zijn of worden aangetroffen onder relatief onverstoorde condities, waarbij wel wordt nagegaan of de soort ook op basis van de geografische distributie in het Schelde-systeem zou kunnen voorkomen. Voor de huidige versie (matrices v3) zijn met name historische data met betrekking tot Nederlandse deltawateren gebruikt en is gekeken naar de abiotische tolerantie van soorten.

Per toetsindicator wordt in de Evaluatiemethodiek een groep behandeld: Vogels, Zoogdieren, Vissen, Benthos, Fytoplankton, Zoöplankton, Macrofyten. Bij het opstellen van de referentielijsten werd deze indeling aangehouden. Per groep werden alle waarnemingen per soort, per zone, per jaartal bijgehouden in een afzonderlijk tab blad in de versie v2. Uit de verschillende tab bladen werd vervolgens de referentiematrix afgeleid. Vervolgens is er besloten om in dit stadium in ieder geval de referentielijsten met betrekking tot de Occurrence intactness (op basis van gewenste aanwezigheid van soorten in bepaalde zones) op orde te hebben zodat deze in principe bij een volgende evaluatie kan worden toegepast. De huidige versie (v3) bevat 'complete' referentiematrices op basis van aan-/afwezigheid voor de groepen (toetsparameters) waarvoor in de methodiek (Holzhauer et al., 2011) de intactness als rekenparameter dient te worden bepaald, afgestemd op de huidige monitoring in het Schelde-estuarium geschikt voor evaluatie (Van der Laan et al., 2013b). Als voorbeeld: een aantal typische hardsubstraat macrofauna soorten zal gewenst zijn of voor dienen te komen in bepaalde zones, maar wordt buiten beschouwing gelaten omdat deze groep niet wordt geëvalueerd of omdat de monitoring niet is ingericht voor de detectie van deze soorten. Anderzijds kunnen bepaalde soorten die niet specifiek voor zacht substraat zijn maar toch frequent in benthos monsters opduiken (bv epifauna of hardsubstraat soorten) wel in de evaluatie van de Occurrence intactness worden meegenomen.

De referentiematrix v3 hoort als bijlage bij deze studie. Ze bevat in 7 kolommen (kolom A tot en met F) taxonomische gegevens, gevolgd door de Nederlandse naam (kolom G) indien beschikbaar. Vervolgens bevatten de kolommen I tot en met R de verschillende zones in het estuarium met de gewenste occurrence; voor elke zone wordt een 1 of 0 vermeld, wijzend op het al dan niet gewenste voorkomen van de soort. In de kolommen R, S, T en U wordt achtereenvolgens vermeld of de soorten een specifieke status heeft (typische soort of doelsoort Natura 2000, instandhoudingsdoelstelling of rode lijst soort), opmerkingen met betrekking tot de relevantie van het voorkomen (indicatiewaarde, dwaalgast, exoot, etc.), gehanteerde literatuur, en bedenkingen (status soort onzeker, taxonomisch verschillen in database). De soorten die in v2 in de lijsten voorkwamen en die inderdaad zo nu en dan tijdens de reguliere monitoring zijn waargenomen, maar die niet consequent tijdens de monitoring zijn genoteerd zijn in een afzonderlijke lijst op hetzelfde tabblad opgenomen zodat het ontbreken van die soorten in de referentielijsten duidelijk is (Deze soorten zouden eventueel in de toekomst kunnen worden meegenomen wanneer de reguliere monitoring daar nu op wordt aangepast). De exoten zijn in een afzonderlijke lijst op hetzelfde tabblad opgenomen daar deze buiten de evaluatie van de intactness worden gelaten, maar het wel duidelijk moet zijn dat zij in overweging zijn genomen (en dus niet aan de referentielijst dienen te worden toegevoegd).

Wanneer soorten werden waargenomen in een bepaalde zone, en er op basis van de ecologie van de soort te verwachten valt dat de soort dan ook kan voorkomen in aanpalende zones, werd ook voor die zones een 1 vermeld. Zo werd een tabel gegenereerd met voor elke soort de vermelding of de soort kan voorkomen of niet in een zone.

Echter, niet alle organismen werden tot op soortniveau gedetermineerd (zie bijvoorbeeld groepen binnen het fytoplankton, zoöplankton en het benthos) of voor sommige organismen bestaat er twijfel over de juistheid van de determinatie. In voorkomend geval werd het organisme niet op soortniveau maar op het eerstvolgende niveau waarvoor wel goede determinatie bestaat, opgenomen in de referentiematrix. Bij de evaluatie van de intactness dient ook na te worden gegaan of de genoemde soorten wel altijd (gedurende de gehele monitoring) tot op het soort niveau zijn gedetermineerd; anders dienen de betreffende soorten op een hoger taxonomisch niveau te worden geaggregeerd in de referentie matrices.

Het mag duidelijk zijn dat de evaluatie van de intactness index vraagt om een bepaalde minimale monitoringsinspanning. Daar naast kunnen er ook soorten worden aangetroffen die slechts zo nu en dan worden gevonden en die niet specifiek voor het Schelde-estuarium zijn; de zogenaamde dwaalgasten. Deze soorten worden (evenals de exoten) wel aangeduid zodat duidelijk is welke soorten in ogenschouw zijn genomen. Voor de evaluatie van de Vogels en de Vissen is besloten om de dwaalgasten niet op te nemen in de referentie matrices en buiten de beoordeling van de intactness te laten. Dwaalgasten zijn typisch voor soortgroepen met mobiele soorten waarvan de individuen in potentie tot ver over de grenzen van het estuarium rijken. Ook voor het Benthos zijn een aantal 'dwaalgasten' aangeduid, die echter meer als zeldzame soorten die met de standaard monitoring meestal zullen worden gemist moeten worden beschouwd. Vooral nog worden die soorten in de index meegenomen, maar wanneer wordt overgegaan op een abundance intactness index kunnen deze soorten beter buiten de evaluatie worden gelaten. Dwaalgasten kunnen buiten de evaluatie worden gelaten omdat sporadisch met enkele exemplaren voorkomende soorten geen noemenswaardig effect op het ecosysteem functioneren zullen hebben, maar bij het meetellen van die soorten in de index ze veelal wel voor een lagere score zullen zorgen (daar ze meestal ontbreken). Sprekende over het Zoöplankton, het Fytoplankton en de Macrofyten heeft men weinig te maken met dwaalgasten, maar men zou wel kunnen overwegen om soorten die van nature in dergelijke lage dichtheden voorkomen dat ze meestal in de standaard monitoring worden gemist, buiten de evaluatie te laten. Dit geldt uiteraard niet voor soorten die nu zeldzaam zijn maar die in de gewenste situatie in grotere dichtheden kunnen worden aangetroffen.

Zoals vermeld zullen ook de typische soorten van de voor Natura 2000 aangemelde habitattypen en de soorten waarvoor Natura 2000 gebieden zijn aangemeld, worden aangeduid. Het ligt voor de hand dat deze soorten deel uit maken van de referentielijsten, omdat ze juist zijn aangemeld daar ze kenmerkend zijn voor het systeem, maar het aangemeld zijn voor Natura 2000 is geen criterium op zich voor opname in de referentielijsten daar in de evaluatie het ecologisch functioneren centraal staat.

In versie v2 zijn tevens soorten behorende tot groepen waarvoor geen evaluatie van de intactness is voorzien, opgenomen. Uiteraard kan deze informatie in de toekomst van nut zijn wanneer de evaluatiemethodiek eventueel op bepaalde punten wordt bijgesteld, maar de desbetreffende soorten zijn niet opgenomen in de huidige lijsten (v3). Tevens zijn in versie v2 overzichten van abundanties opgenomen die betrekking hebben op in de datasets voor de T2009 waargenomen aantallen en dichtheden. Deze informatie zal zeer nuttig zijn bij het in de toekomst samenstellen van referentiematrices met betrekking tot de Abundance intactness (hoewel het historische voorkomen niet noodzakelijkerwijs het gewenste voorkomen reflecteert) maar is voornamelijk dus nog niet in vorm die toepassing mogelijk maakt. Deze informatie is in de huidige versie v3 dan ook niet opgenomen.

2.5 Voorstel methodiek evaluatie 2015

Vooralsnog is de evaluatie (T2009) uitgevoerd op basis van de Occurrence intactness index waarbij echter enkel de aan- en afwezigheid van soorten per zone is meegewogen. In feite wordt daarmee enkel de soortenrijkdom (het aantal waargenomen soorten per zone) geëvalueerd en vergeleken met het in het verleden in de monitoring aangetroffen soorten plus de te verwachten soorten op basis van de aanwezigheid in aangrenzende zones. Dit stelt een aantal problemen. Ten eerste beoordeelt de Occurrence intactness index zoals uitgewerkt in de methodiek (Holzhauer et al., 2011) echter niet alleen de aan- en afwezigheid, maar speelt ook de trefkans van soorten hierbij een rol. De 'Occurrence (O)' is namelijk het aantal staalname punten waar de soort is aangetroffen. Ten tweede is het totaal aan in het verleden waargenomen en te verwachten soorten niet altijd de gewenste referentie voor de respectievelijke zones van het Schelde-estuarium, het aantal waarnemingen (of abundanties) uit het verleden zijn zeker niet maatgevend als geschikte referentie.

Beide punten vragen om aanpassing van de opzet van de gehanteerde referentielijsten. Echter daar het wellicht niet haalbaar is (gezien de huidige kennis en het in uitvoering zijnde monitoringsprogramma) voor iedere te evalueren groep de methodiek te verfijnen en/of de indicator mogelijk weinig bijdraagt aan de evaluatie (weinig indicatief is) wordt hier een concreet voorstel gedaan hoe in de komende evaluaties beter met de intactness index gewerkt kan worden. De kracht van zulke aangepaste referentielijsten is dat de evaluatie van soortendiversiteit meer inzicht zal geven, en het voor een aantal groepen in de toekomst wel mogelijk wordt dat abundance in rekening gebracht wordt.

Zoals reeds tijdens de T2009 evaluatie voorgesteld en besloten in overleg met de begeleidingsgroep van deze studie, zullen de in de referentielijsten geïdentificeerde exoten buiten de intactness analyses gelaten worden. Hun aanwezigheid wordt immers reeds afzonderlijk geëvalueerd binnen de piramide 'Flora en fauna' voor de toetsparameters Vogels, Vissen, Benthos, Fytoplankton, Zoöplankton en Macrofyten. Eventuele negatieve effecten op de gemeenschappen zullen ook zichtbaar zijn in de Intactness index zonder het negatief mee laten tellen van exoten. De aanpassing van de evaluatiemethodiek is dat de exoten dus geschrapt worden uit de referentiematrix, zoals ook al toegepast werd in het kader van de T2009 rapportage.

Wat nu voor de verscheidene groepen ontbreekt zijn referentiematrices op basis van de "ideale" referentiesituatie. Veelal zullen de huidige soortenlijsten van gedurende de monitoring aangetroffen soorten, enigszins afwijken van het streefbeeld daar het steeds om vrij recentelijke monitoring gaat waarbij diverse verstoringen aanwezig zijn geweest. Soortenlijsten zijn wel redelijk bruikbaar, maar aantallen (abundance) en trefkans doorgaans niet. Het streefbeeld met aantallen of trefkans zou kunnen worden geoptimaliseerd door gebruik te maken van historische waarnemingen en datareeksen voor de Schelde uit perioden met minder verstoorde omstandigheden, of voor vergelijkbare, meer intacte West-Europese systemen. Helaas zijn zulke data schaars. Dit worden dan 'verbeterde' referentiematrices (ten opzichte van de matrices die in het kader van deze studie beschikbaar zijn gekomen) die een beter inzicht geven in het goed functioneren van het systeem op gebied van Fauna en Flora.

Voor de Occurrence Intactness analyses op basis van aan-/afwezigheid (dus zonder abundance), lijkt het raadzaam om in ieder geval op basis van de trefkans behorende bij het monitoringprogramma te berekenen wat idealiter het gewenste resultaat zou kunnen zijn. We stellen hier voor om in de

referentiematrix met een vork te werken: de trefkans moet binnen bepaalde marges liggen, die van soort tot soort zal verschillen. Enerzijds zullen ruime marges nodig zijn omdat met de huidige kennis van het estuarium het niet steeds mogelijk zal zijn om de ideale referentiesituatie in te schatten, anderzijds zijn marges nodig omdat sommige soorten van nature een grote schommeling in aantallen kunnen vertonen. Met voortschrijdend inzicht of omwille van belangrijke habitatwijzigingen in het estuarium, kunnen deze marges bijgesteld worden.

Waarom is het beter om trefkans in rekening te brengen? Verschillende soorten zijn te weinig algemeen om altijd met het toegepaste monitoringsprogramma te worden gedetecteerd (ondanks dat ze wel aanwezig kunnen zijn). Intactness scores zullen daarom zelden 100% bereiken, ook al zijn alle soorten aanwezig. Dit heeft een aantal nadelen: naar beleid toe is het niet duidelijk hoe ver de Schelde nog van de referentiesituatie is verwijderd. Ook de onderlinge vergelijking tussen groepen is niet mogelijk. Verder: als de monitoringsinspanning wijzigt, wijzigt ook de trefkans en worden gegevens over soortenaantallen niet goed vergelijkbaar als daar geen rekening mee gehouden wordt. We stellen daarom de volgende aanpassingen voor. Ten eerste om te gaan werken met een vereenvoudigde referentielijst waarbij enkel de soorten die typisch estuarien of gewenst zijn op de lijst komen. Naast exoten, worden nu ook alle dwaalgasten geschrapt van de lijst. Enkel de soorten die op de lijst staan, worden geëvalueerd. Soorten die niet op de lijst staan, zullen niet negatief wegen op de score (wat wel het geval is in de oorspronkelijke Occurrence Intactness zoals beschreven in de methodiek). Waarnemingen van soorten die voorkomen in de referentiematrix zullen een positieve bijdrage leveren aan de intactness score, op voorwaarde dat het aantal waarnemingen binnen de gestelde marges blijft. Over- of ondervetegenwoordiging van een soort zal een negatief effect hebben op de score. Dit verdient nog de nodige uitwerking (verderop wordt ingegaan op wat haalbaar is op korte termijn en een belangrijke verbetering zou betekenen).

Ten tweede stellen we voor om de intactness score te verscalen naar 100%. Door het in rekening brengen van de trefkans, kan nagegaan worden wat met het huidige monitoringsprogramma de intactness score zou zijn indien alle soorten in gewenste aantallen aanwezig zouden zijn. Deze score wordt per definitie op 100% gesteld. Wanneer er later wijzigingen in het monitoringsprogramma zouden doorgevoerd worden, kunnen op deze wijze de intactness scores voor verschillende monitoringsprogramma's vergeleken worden.

Voorstellen per groep:

De vogels vormen een groep waarvan we via de reguliere monitoring een goed beeld kunnen krijgen met betrekking tot de aanwezige aantallen op verschillende momenten in het systeem. Daarbij komt dat voor een groot aantal soorten er instandhoudingsdoelstellingen en streefwaarden zijn gedefinieerd die uiteraard zijn gebaseerd op de draagkracht en potentie van het Schelde-estuarium. Er wordt hier dan ook voorgesteld om voor de vogels (zowel broed- als niet-broedvogels in een gecombineerde matrix) referentielijsten op te stellen voor evaluatie van Abundance intactness voor de gebiedsindeling op niveau 2 (Zeeschelde+zijrivieren en Westerschelde). Er wordt gekozen voor niveau 2 in plaats van niveau 3 daar de doelstellingen ook op dit niveau zijn gedefinieerd. Wel hebben de aantallen betrekking op verschillende parameters (aantallen broedparen, jaargemiddelde aantallen of maximum aantallen per jaar). Deze getallen kunnen worden gecombineerd tot 1 matrix, maar er dient uiteraard goed te worden aangegeven welke aantallen worden gevraagd (eventueel soort 2x opnemen met zowel broedpaar aantallen als totale aantallen). Aangezien streefdoelen

kunnen zijn geformuleerd voor grotere gebieden (gehele delta of inclusief binnendijkse gebieden moeten er Schelde-estuarium specifieke getallen worden afgeleid). De dwaalgasten, welke in deze fase reeds in de tabellen zijn geïdentificeerd, kunnen net als de exoten buiten de analyse worden gelaten. Ook kunnen de soorten die voornamelijk kunnen worden waargenomen in de binnendijkse gebieden (en in feite dwaalgast in de buitendijkse gebieden zijn) buiten de analyse gelaten worden, zodat enkel met een vereenvoudigde lijst typisch estuariene soorten wordt gewerkt.

Het aantal frequent waar te nemen en te verwachten zeezoogdier soorten in het estuarium is te gering, zodat een intactness index voor deze groep weinig indicatiewaarde heeft. Een intactness berekening kan dus, conform de methodiek, achterwege worden gelaten.

Een Occurrence intactness evaluatie voor de groep der vissen kan op termijn nuttig en indicatief zijn. Daarvoor is het echter noodzakelijk dat er voldoende inzicht is in de trefkans per soort en per locatie en dat de methodieken en de vangstkans per locatie worden gestandaardiseerd. Dit lijkt niet iets wat op korte termijn realiseerbaar is waardoor we aanraden voorlopig de evaluatie met betrekking tot de intactness te beperken tot een aan-/afwezigheidsanalyse waarbij eveneens de dwaalgasten buiten beschouwing kunnen worden gelaten.

Het benthos lijkt een geschikte groep om op korte termijn te gaan evalueren volgens de Occurrence Intactness index zoals in de methodiek voorgesteld; dus op basis van trefkans. Te meer daar het potentieel voorkomen van benthos soorten prima te koppelen is aan het ecotopen systeem, en er een uitgebreide gestandaardiseerde monitoring reeds gedurende langere tijd wordt uitgevoerd. Dit betekent wel dat het streefbeeld qua ecotopensamenstelling leidend zal zijn voor de samenstelling van de referentiematrices en een verdere evaluatie van de Occurrence intactness index met betrekking tot het benthos samenhangt met een besluit rond het eveneens in dit document uitgewerkte en voorgestelde gewenste ecotopenareaal. Het voorstel is om met betrekking tot het benthos niet met één absolute streefwaarde per soort te gaan werken, maar eerder om een bandbreedte aan te geven waarbinnen de gewenste trefkans dient te vallen. Een trefkans zal altijd afhangen van het monitoringprogramma; het is dan ook aan te raden om de power van de analyse, afhankelijk van de monitoringsintensiteit, in de resultaten te betrekken en daarop de gewenste bandbreedte te baseren.

Met betrekking tot het fytoplankton blijkt in het verleden het analyserende lab een behoorlijke invloed te hebben gehad op de resulterende soortenlijst, waardoor de resultaten met betrekking tot de Occurrence Intactness index op basis van aan- en afwezigheid van soorten met enige terughoudendheid dient te worden beoordeeld. Zo lang de methodiek niet verandert, kan de index worden gehandhaafd, maar we raden aan om daarnaast in te zetten op de evaluatie van sleutelgroepen (diatomeeën, groenwieren, dinoflagellaten, blauwwieren) en eventueel de verhouding daar tussen.

Voor het zoöplankton is de monitoring in de Westerschelde pas onlangs opgestart, en zijn er nog te veel problemen met betrekking tot het constant houden van de monitoringskwaliteit om over te gaan tot een volwaardige evaluatie van de Intactness index. In ieder geval is het gewenst om voor de Westerschelde eerst over een tijdreeks van pakweg 10 jaar te beschikken, en het valt te overwegen om de index in de toekomst te gaan berekenen op grond van een indeling in hogere taxonomische niveaus; maar voorlopig dus nog geen evaluatie van de Intactness. In de tussentijd zou kunnen

worden ingezet op de evaluatie van sleutelgroepen (Copepoda, Cladocera, Harpacticoida, Cyclopoida, Calanoida) of de verhouding daartussen.

Ook met betrekking tot de vegetatie hebben we te maken met verschillende monitoringsprogramma's en methodieken. Met name voor de Westerschelde lijkt evaluatie op basis van de aan-/afwezigheid van soorten weinig zinvol, omdat vrijwel alle gewenste soorten wel ergens staan, maar het eerder om oppervlaktes van verschillende vegetatietypes gaat. In de T2009 is daarom reeds een methodiek voorgesteld en zijn de data geanalyseerd door middel van het evalueren van de ontwikkelingen in vegetatie types. Dit zou prima in de vorm van een Abundance (oppervlak) Intactness analyse kunnen geschieden en er wordt hier dan ook voorgesteld om dergelijke oppervlakte referentie lijstjes voor zowel de Westerschelde als de Zeeschelde+zijrivieren voor de T2015 op te stellen, waarbij voor de Zeeschelde+zijrivieren dan ook de te evalueren vegetatietypes nog dienen te worden gedefinieerd. Met name voor de Zeeschelde+zijrivieren blijft de gedetailleerde informatie op soortniveau wel waardevol met betrekking tot instandhoudingsdoelen en/of streefwaarden voor bepaalde macrofytensoorten, die zou moeten worden opgenomen als een lijst van sleutelsoorten.

3 Ecotoop Arealen

3.1 Inleiding

In 2011 werd de Evaluatiemethodiek voor de systeemmonitoring van het Schelde-estuarium opgeleverd (Holzhauer et al., 2011). Voor de evaluatie van ecotoop arealen waren echter nog geen referentieoppervlaktes beschikbaar. Het doel van deze studie is zulke referentieoppervlaktes aan te reiken voor het schelde-estuarium. Westerschelde en Zeeschelde worden in afzonderlijke hoofdstukken besproken. Het smallere, zoete eengeelsysteem van de Zeeschelde vergt een andere aanpak dan de brakke en zoute Westerschelde met geulen en platen, omdat verschillende processen bepalend zijn voor het ecologisch functioneren. Ook op het gebied van monitoring, ecotoop definiëring en areaalbepaling zijn er verschillen.

De opgelijste ecotoop arealen moeten het referentiekader vormen waaraan de Evaluatiemethodiek de actuele ecotopen in het estuarium kan toetsen, als onderdeel van de evaluatie van de communicatie-indicator Leefomgeving. Deze studie kan dus als annex toegevoegd worden aan dit onderdeel van de Evaluatiemethodiek.

3.2 Uitgangspunten

Het uitgangspunt van de Evaluatiemethodiek is die aspecten van het Schelde-estuarium te evalueren zodat een goed ecologisch functioneren van het systeem mogelijk is. Dit vereist naast een goede waterkwaliteit, ook een goede leefomgeving voor fauna en flora. Deze leefomgeving voor flora en fauna wordt voor een groot gedeelte bepaald door het aanwezige habitat of ecotoop. Daarom worden in de evaluatiemethodiek habitats getoetst op kwaliteit, turn over en oppervlakte. Echter, het formuleren van een oppervlakte die minimaal nodig is om een goed functioneren - zijnde een voldoende productie om het voedselweb te ondersteunen met als randvoorwaarde dat de diversiteit niet mag zijn aangetast door verminderde waterkwaliteit - te waarborgen, is niet evident. Nochtans is het onmisbaar voor een goede evaluatie. Deze studie zoekt daarom een methode om de minimale habitat of ecotoop oppervlakte af te bakenen die een goed functioneren toelaat.

Voor de communicatie-indicator Leefomgeving wordt een set van 7/8 habitattypen (Zeeschelde/Westerschelde) onderscheiden, op basis fysische kenmerken aangevuld met vegetatiekenmerken. Wanneer deze habitattypen in voldoende oppervlak en van voldoende kwaliteit aanwezig zijn, bezit het estuarium de basis voor het goed ecologisch functioneren. Toetsing van de aanwezigheid van de in de evaluatiemethodiek gedefinieerde habitats is essentieel voor een beoordeling van de indicator "Leefomgeving". De term "habitat" wordt echter ook gehanteerd in het kader van de habitatrichtlijn, waar de term een andere invulling kent. Dit kan leiden tot verwarring: een habitat in deze evaluatiemethodiek vormt een leefomgeving met specifieke abiotische kenmerken, zo gekozen in functie van de evaluatie van het functioneren van het ecosysteem, los van de wettelijke bepalingen uit de habitatrichtlijn. Daarom geniet het, om verdere verwarring te vermijden, de voorkeur om voortaan te spreken van ecotopen.

Het benodigde oppervlak van een specifiek ecotoop kan per zone van het estuarium verschillen. Voor de indicator Leefomgeving zijn in de Schelde zelf 7 zones onderscheiden op basis van zoutgehalte en verblijftijd. De tijgebonden zijrivieren worden buiten beschouwing gelaten. Voor een evaluatie

conform de Evaluatiemethodiek is het nodig dat voor elke zone de benodigde oppervlaktes voor elk ecotoop bekend zijn.

Studies naar habitat of ecotoop oppervlaktes werden in het verleden reeds meermaals uitgevoerd. In diverse wettelijke kaders zijn oppervlaktes gedefinieerd. De oppervlaktes gedefinieerd voor de wettelijke kaders betreffen vaak een andere schaal dan de segmenten in de Evaluatiemethodiek en zijn daarom niet direct toepasbaar. Ook zijn soms verschillende habitattypes geclusterd tot 1 oppervlakte, terwijl we in deze methodiek soms een andere opsplitsing in ecotopen nodig hebben. Er is dus een verfijning nodig. Voor bepaalde ecotopen zijn bovendien geen concrete oppervlaktes afgebakend in bestaande wettelijke kaders. Echter, vanuit LTV, KRW en vogelrichtlijn worden wel bepaalde kwaliteitsvereisten nagestreefd. Deze kunnen enkel hard gemaakt worden als de daartoe minimaal vereiste oppervlaktes aan een specifiek ecotoop voorhanden zijn.

Omdat de sommige wettelijke kaders zoals KRW en IHD ook gebaseerd zijn op het goed ecologisch functioneren, kunnen binnen deze opdracht oppervlaktes uit die kaders gebruikt worden als basis voor ecotoop oppervlaktes per segment van de evaluatiemethodiek. Dit garandeert dat de oppervlaktes genoemd binnen die kaders niet tegenstrijdig zullen zijn aan de oppervlaktes geformuleerd binnen de evaluatiemethodiek.

Echter, vaak is geen onderbouwing vanuit ecosysteemfunctioneren te vinden in de wettelijke kaders, vaak is er zelfs geen wettelijk kader voorhanden. Voor deze ecotopen moet de benodigde oppervlakte nog worden afgeleid. In het kader van deze studie wordt gezocht naar een methode om ecotoop oppervlaktes te bepalen op basis van ecologisch functioneren, om vervolgens deze bekomen oppervlaktes, samen met de mate van onzekerheid die met de bepaling gepaard gaat, te vergelijken met de bestaande wettelijke kaders. Dit laat toe te evalueren of de wettelijke kaders in overeenstemming zijn met een beoordeling vanuit het fundamenteel ecologisch functioneren.

Er zijn gegronde redenen om de bepaling van de ecotoop oppervlaktes methodologisch op te splitsen voor Nederland en Vlaanderen. Voor Vlaanderen is vroeger, met het opstellen van instandhoudingsdoelstellingen, reeds een systeemoverkoepelende bepaling van ecotoop oppervlaktes gebeurd (Adriaenssen et al., 2005). Aangezien die studie dezelfde uitgangspunten hanteert als de Evaluatiemethodiek (namelijk het goed ecologisch functioneren), kunnen de resultaten ervan hier gebruikt worden als basis voor afbakening van ecotoop oppervlaktes voor de Zeeschelde. Tijdens die studie was eveneens getracht om de oppervlaktes meteen ook voor Nederland op te lijsten, maar dit bleek wegens hiaten in de kennis ondoenbaar. Voor Nederland is een andere benadering nodig dan voor Vlaanderen, omdat in de Westerschelde hydro-morfologische processen dominantier doorwegen op het ecologisch functioneren terwijl in de Zeeschelde de bepaling vooral gestoeld was op het biogeochemisch functioneren (en niet enkel op hydro-morfologische processen). Omdat daarnaast ook de beleids- en wettelijke kaders verschillend zijn voor Nederland en Vlaanderen, werd hier pragmatisch gekozen om de uitwerking van de ecotooparealen ook op te splitsen in Westerschelde (hoofdstuk 4) en Zeeschelde (hoofdstuk 5). Ook de definiëring van habitats verschilt voor beide delen van het estuarium. De achterliggende gedachtegang, namelijk de oppervlakte voor een goed ecologisch functioneren, blijft echter wel dezelfde.

4 Ecotopen en zonering in de Westerschelde

4.1 inleiding

In de Westerschelde definieert de Evaluatiemethodiek volgende ecotopen:

- Hoogdynamisch sublitoraal (stroomsnelheid > 0,8 m/s)
- Laagdynamisch sublitoraal (stroomsnelheid < 0,8 m/s)
- Hoogdynamisch litoraal
- Laagdynamisch laaggelegen litoraal (droogvalduur < 25% van de tijd)
- Laagdynamisch middelhoog gelegen litoraal (droogvalduur 25 – 75% van de tijd)
- Laagdynamisch hooggelegen litoraal (droogvalduur > 75% van de tijd)
- Pionierschor
- Schor

Voor deze ecotopen dienen gewenste arealen afgeleid te worden in de betreffende zones. Volgens zoutgehalte wordt de Westerschelde in de Evaluatiemethodiek opgedeeld in drie zones: Mondingszone, Polyhaliene zone en de Mesohaliene zone. Deze laatste zone loopt in het hoofdstuk Leefomgeving een stukje door over de grens in de Zeeschelde. Binnen deze studie wordt de Mesohaliene zone echter begrensd door de Belgisch - Nederlandse grens. In de andere hoofdstukken in de Evaluatiemethodiek wordt de mesohaliene zone ook begrensd door de landsgrens. De grens tussen de mesohaliene zone en de er op volgende zone met sterke saliniteitsgradiënt is niet strikt te bepalen: afvoerdebieten hebben hier een zeer grote invloed op het zoutgehalte. Daarom wordt hier (en ook als aanpassing voor de evaluatiemethodiek) voorgesteld om de grens van de mesohaliene zone op de landsgrens te leggen. Zo worden ook mogelijke problemen met verschillen in ecotoop definiëring, -monitoring of wettelijke kaders vermeden.

4.2 Uitgangspunten

Tot op heden is een onderbouwde en gekwantificeerde bepaling van de minimale arealen van ecotopen niet voorhanden, noch per zone, noch op Westerscheldeschaal. Er zijn hoogstens indicatieve schattingen verricht. Die zijn onder andere terug te vinden in of hebben gediend als basis voor een aantal wettelijke en beleidskaders, zoals Natura2000 en KRW. De gezagswaarde van deze wettelijke kaders is hiermee niet gegarandeerd. Het is minstens de bedoeling om de oppervlaktebepaling dermate op te waarderen t.o.v. eerdere pogingen dat een evaluatie van de wettelijke kaders mogelijk is.

Voor de Zeeschelde is een kwantificering uitgevoerd die gebaseerd was op trofische relaties en draagkracht van primaire productie volgens de heersende waterkwaliteit (Adriaenssen et al., 2005; zie 5. Zeeschelde). Een extrapolatie van deze aanpak naar de Westerschelde is moeilijk, omdat in de Westerschelde hydromorfologische processen een grotere rol spelen als limiterende factoren in het ecologisch functioneren en naar habitatontwikkeling in het bijzonder. Daarom wordt in deze studie getracht om voor de Westerschelde de draagkracht van primaire productie in verband te brengen met hydro-morfologische processen. Zwevende stof is hierbij een sleutelparameter.

Hierna is getracht de kennis inzake hydromorfologische en biotische relaties aan te wenden ten einde te komen tot een methodiek om de nodige ecotooparealen af te leiden. Daarbij is getracht de systeemgemiddelde biotische productie in verband te brengen met de hydromorfologie.

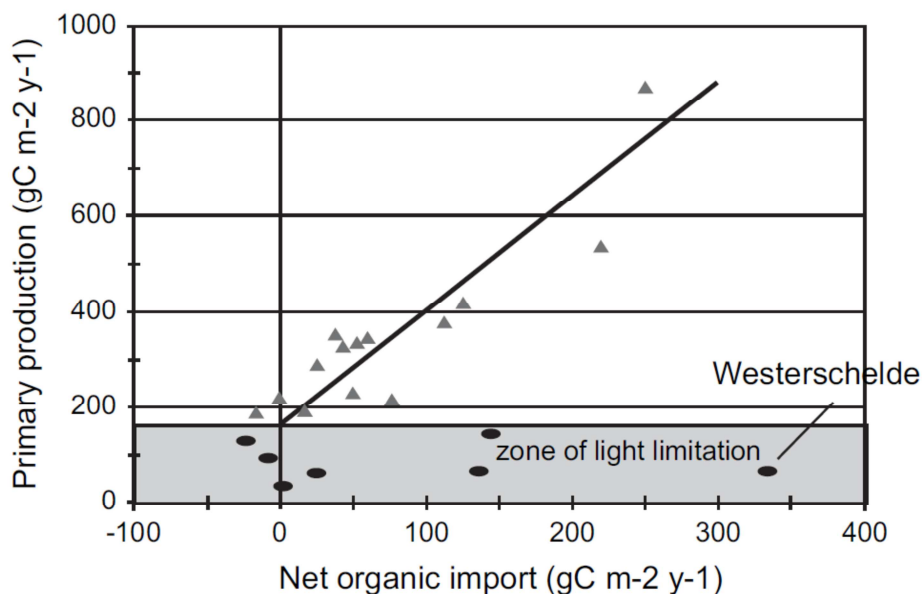
Net zoals in de Zeeschelde vormt in de Westerschelde primaire productie de basis van draagkracht voor hogere trofische niveaus. Zo is het verband tussen benthos en systeemgemiddelde primaire productie afgeleid via een estuariene vergelijking; ze is in de Evaluatiemethodiek vooropgesteld als (Herman et al., 1999):

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:
 $ADW_{mb}=1,5+0,105*PP$

De recente evolutie van de waterkwaliteit in de Zeeschelde toonde verrassend aan dat niet zozeer lichtlimitatie de groei van fytoplankton gedurende decennia gestremd had, maar dat er andere factoren van inhibitie door de verbeterde waterkwaliteit waren weggevallen. Een daling van de hoeveelheid nutriënten bracht immers bij gelijke troebelheid van het water een stijging van de productie daar waar een daling was verwacht. Als mogelijke oorzaken van deze zogenaamde 'regime shift' wordt bijvoorbeeld anoxie en ammoniumintoxicatie van algen onderzocht. (Momenteel wordt de Zeeschelde wel lichtgelimiteerd verondersteld, al zijn er ook aanwijzingen dat 's zomers siliciumlimitatie de algengroei afremt (Cox et al., 2010)).

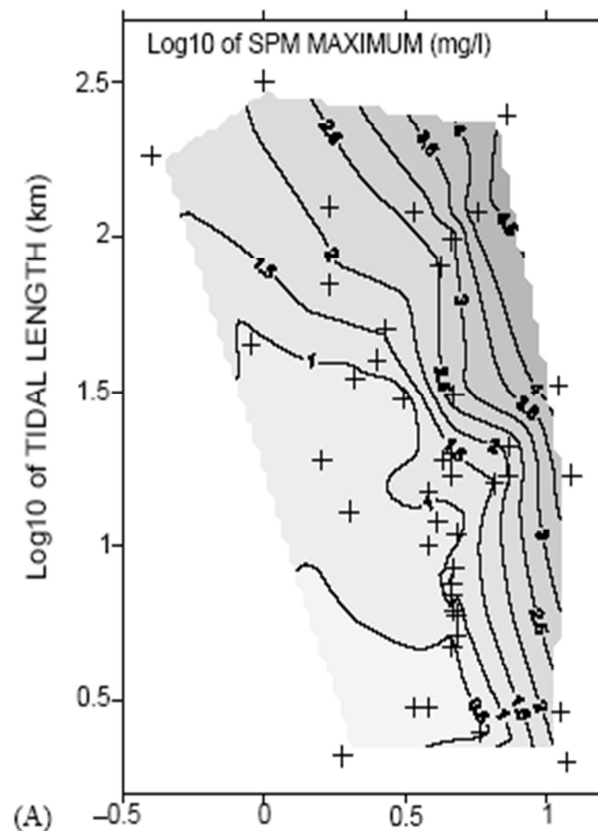
In de Westerschelde spelen deze bijzondere omstandigheden geen rol; de zuurstofhuishouding is er door verdunning met zeewater nooit dermate problematisch geweest. Primaire productie in de Westerschelde is en blijft voorlopig gelimiteerd door het lichtklimaat (Fig. 4.1), dat op zijn beurt in hoofdzaak bepaald wordt door de concentratie aan zwevende stof die zich in het water bevindt.

Het is essentieel om de relaties tussen hydromorfologische factoren en de concentratie van zwevende stof te kennen, vermits het draagvlak van primaire productie erdoor bepaald wordt.



Figuur 4.1: Primaire productie als functie van netto organische input in estuaria (Heip et al., 1995). Elk symbool stelt een afzonderlijk estuarium voor. Estuaria met lichtlimitatie, waaronder de Westerschelde, vielen buiten het evenredig verband.

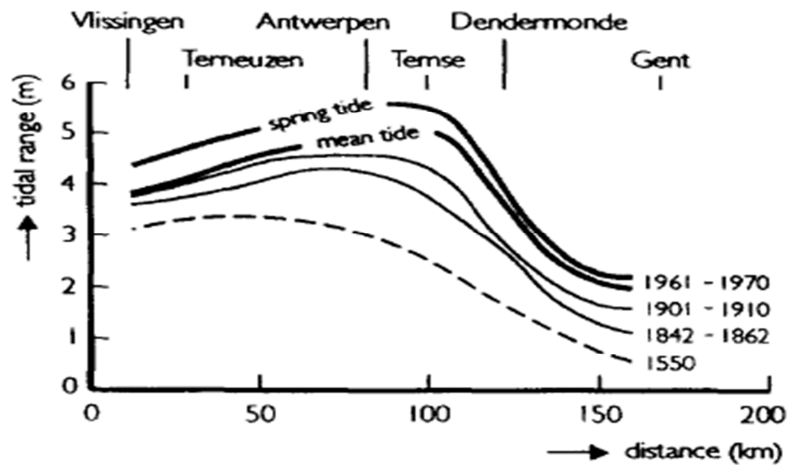
Zwevende stof is samengesteld uit partikels van verschillende aard: sedimentkorrels en organisch materiaal - zowel dood (detritus) als levend (bv. algencellen) - maken er deel van uit, waarbij elke groep andere eigenschappen heeft inzake reflectie of absorptie van invallende lichtstralen. De concentratie van zwevende stof valt onder andere door haar variërende samenstelling moeilijk te voorspellen. Ondanks deze mate van complexiteit is een systeemoverkoepelende relatie gevonden tussen zwevende stof en hydromorfologische kenmerken van estuaria (Fig. 4.2). Zwevende stof kon significant in verband gebracht worden met tidale intrusielengte, getij-amplitude en verblijftijd.



Log 10 of mean spring tidal range

Figuur 4.2: Estuariene maximale zwevende stofconcentraties (SPM) als functie van tidale intrusielengte (tidal length) en gemiddelde tij-amplitude bij springtij aan de monding. Elk kruisje stelt een afzonderlijk estuarium voor (Uncles et al. 2002).

Langere estuaria genereren snellere tijstromen bij een gegeven tij-amplitude, en in de aanwezigheid van erodeerbaar fijn sediment produceren ze dan ook grotere concentraties zwevende stof. Analoog, indien de lengte van een estuarium constant is, maar de tij-amplitude neemt toe, zal de concentratie ook toenemen. Het verband geldt niet enkel op ruimtelijke schaal zoals in Fig. 4.2, maar ook binnen 1 estuarium op temporele schaal (Fig. 4.3).



Figuur 4.3: Reconstructie van de temporele evolutie van de gemiddelde tij-amplitude langsheen de lengte-as van het Schelde-estuarium (Van der Spek, 1997).

Indien de evolutie van de tij-amplitude in het Schelde-estuarium (lengte 160 km) wordt toegepast op het verband van Uncles et al. (2002), dan kan worden afgeleid dat de concentratie van zwevende stof tussen 1550 en het recente verleden met ongeveer een grootteorde is toegenomen, waarvan meer dan de helft van de toename tussen 1850 en heden zou zijn opgetreden. Kortom, een interestuaria verband (ruimtelijke verband) is hier gehanteerd om een temporeel verband af te leiden. Dit temporeel verband vormt de basis van de draagkrachtbepaling voor primaire productie, waarbij de oudste toestand als referentie wordt vooropgesteld.

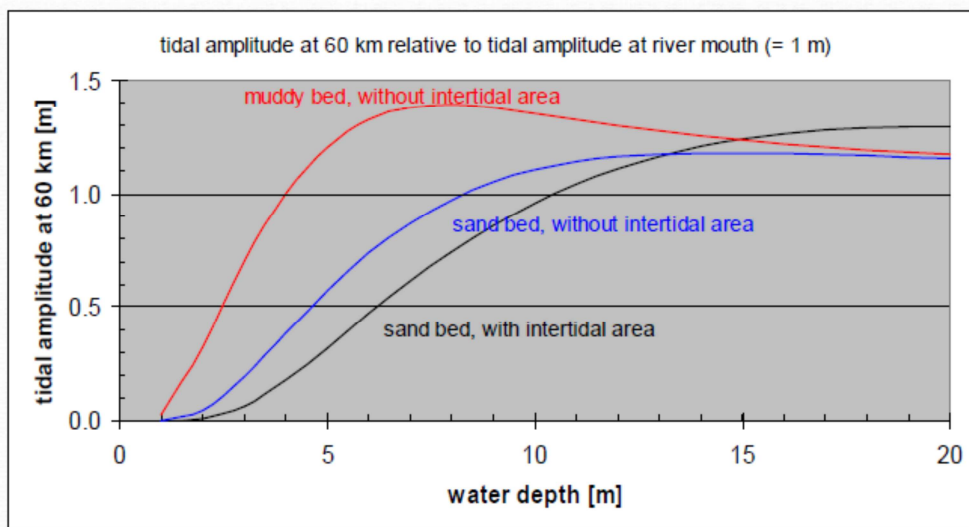
Het is niet gekend of primaire productie in de zestiende eeuw reeds gelimiteerd was door licht, en zo ja, wanneer het omslagpunt van nutriëntlimitatie naar lichtlimitatie heeft plaatsgevonden. In elk geval is het aannemelijk te stellen dat primaire productie door voortschrijdende lichtlimitatie in de loop der jaren is afgenomen, met een navenante afname van de draagkracht voor hogere trofische niveaus. Daarbij komt dat het benthos het met steeds minder habitatoppervlakte moest stellen. De afname van de habitatarealen is gekend (zie bv. verantwoordingsnota 600 ha nieuwe natuur). Na 1957 is nog ca 1295 ha intergetijdennatuur verloren gegaan in de Westerschelde.

Naast het verband tussen benthos en primaire productie is hiermee een indicatief verband gekomen tussen zwevende stof en hydro-morfologische grootheden. Recent zijn additionele verbanden tussen zwevende stof en hydro-morfologische karakteristieken bijgekomen. Deze worden hierna kort toegelicht.

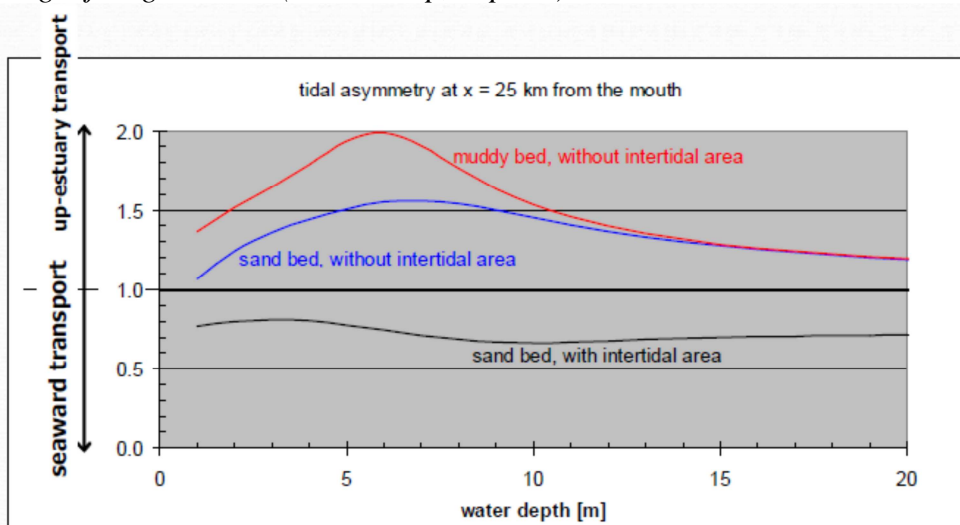
Een toename van getij-amplitude, getij-amplificatie, leidt tot een versterking van de tij-asymmetrie (Winterwerp, 2011; Winterwerp, schr. meded.). Hierdoor wordt erodeerbaar sediment makkelijker stroomopwaarts getransporteerd. Daarbij past de bedding zich aan naar een meer gestroomlijnd profiel waardoor de hydraulische weerstand afneemt. Dit werkt dan weer tij-amplificatie in de hand, en de cyclus kan zich herhalen. Het hiervoor geschetst verloop van interacties kan uiteindelijk een carrousel van processen vormen die een eigen leven kan leiden, waarbij de omloopsnelheid voorwerp is van onzekerheid. In de Eems ging de combinatie van verdiepingen en kanalisaties wellicht via voornoemd mechanisme gepaard met drastische stijging van de concentratie zwevende stof. Estuaria zoals de Loire en de Schelde vertonen evoluties die op termijn een ontarding tot een vloeibaar slib-systeem niet uitsluiten. Daarbij zou zowel habitat verloren gaan en zouden de trofische relaties verstoord worden. Door de toegenomen zuurstofvraag van opwervend sediment

zou de diversiteit zelfs kunnen afnemen. Het doorgaans zandige karakter van de Westerscheldebodembodem zou een lokale dergelijke vertroebeling kunnen vertragen; de Zeeschelde echter stroomt doorheen een zone van klei. Het lijkt aangewezen te begroten welke maatregelen nodig zijn om de hydromorfologie van de Westerschelde in een gezonde verhouding te houden met het algemeen ecologisch functioneren.

De toestand van het estuarien systeem in de Schelde is verschoven naar een meer gestroomlijnd, troebeler systeem dat minder draagkracht biedt voor natuur, zowel via de inkrimping van habitat als via wijziging van pelagische processen. Zolang de diepte van het systeem niet al te groot wordt, heeft de aantakking van intergetijdengebieden een reducerende werking op de tij-amplitude (Fig. 4.4), en kan de kringloop van negatieve hydromorfologische wisselwerkingen worden tegengegaan. Ook de tij-asymmetrie neemt af bij toevoegen van intergetijdengebied (Fig. 4.5).



Figuur 4.4: Gemodelleerde getij-amplitude t.o.v. waterdiepte op een gegeven locatie, met onderscheid tussen de aard van de bodem (slib of zand) en met of zonder aangetakte intergetijdengebieden. (Winterwerp, unpubl.)



Figuur 4.5: Gemodelleerde tij-asymmetrie ten opzichte van waterdiepte op een gegeven locatie, met onderscheid tussen de aard van de bodem (slib of zand) en met of zonder aangetakte intergetijdengebieden. (Winterwerp, unpubl.)

4.3 Benodigde ecotoop oppervlaktes

Een gedetailleerde kwantificering van de nodige toe te voegen arealen intergetijdengebieden om het systeem een voldoende draagkracht voor natuur te bezorgen is binnen het kader van de gekende verbanden niet mogelijk gebleken tot op de hectare. Wel laat een semi-kwantitatief inzicht een grove schatting toe van wat ongeveer nodig is, op grootteorde. De historiek van sterke areaalvermindering, gepaard met een gevoelige toename van de lichtlimitatie van primaire productie, heeft ongetwijfeld geleid tot een sterke afname van de draagkracht voor hogere trofische niveaus. Tegenover dit sterk effect staat een beperkter effect van aantakking van getijdengebieden als remediëring. Vanuit de ooghoek van deze schatting is een evaluatie van ecotoop oppervlaktes mogelijk: het herstel van de intergetijdennatuur welke de voorbije 50 jaar verloren gingen, is bijgevolg als een minimale voorwaarde te beschouwen voor het goed functioneren van een ecosysteem dat in diezelfde periode onder steeds grotere druk kwam te staan. Een exact cijfer valt nog niet te kleven op de benodigde extra oppervlakte, maar grootte orde 2000 ha wordt als minimum beschouwd. Deze voorzichtige schatting houdt rekening met de toegenomen druk op het ecosysteem, waarbij de tijamplitude de voorbije 50 jaar nog verder toenam, wat de noodzaak aan extra habitat heeft vergroot.

Een kwantificering op grootteorde is voor de ecotoop oppervlakte voor de Westerschelde bekomen. Het heeft echter voorlopig weinig zin om deze grove schatting op te splitsen voor verschillende zones. Dit kan pas nadat de verbanden tussen de hydro-morfologie en de draagkracht voor primaire productie verder verfijnd worden via fundamenteel onderzoek. Dit onderzoek is gaande. Er wordt voorgesteld om de uitkomst van dit lopend onderzoek af te wachten vooraleer de ecotoop oppervlakten voor de Westerschelde op hectare-schaal te bepalen en op te delen in zones. Uit bovenstaande argumentatie wordt de noodzaak aan extra intertidaal habitat beschreven. Het voorgestelde fundamenteel onderzoek moet uitwijzen welke verdeling tussen slik en schor optimaal is om dit extra te creëren intertidaal habitat. Voorlopige resultaten van een nieuwe modelstudie wijzen uit dat extra areaal met een hoogteligging rond 0 m NAP wellicht het grootste effect zal hebben op de gemiddelde tijamplitude, en dus potentieel de beste kansen biedt voor een reductie van het zwevende stof gehalte. Voor een reductie van extreme tijstanden is extra habitat met een veel hogere hoogteligging wenselijk.

4.4 Toetsing aan bestaande kaders

Vermits nog geen exacte ecotoop arealen konden afgeleid worden, is een toetsing aan de bestaande kaders niet aan de orde. Hieronder wordt wel nagegaan waaraan de nog af te leiden arealen moeten voldoen om in overeenstemming te zijn met bestaande kaders.

4.4.1 ecotoop arealen schor

Vanuit Natura2000 komt de vraag voor uitbreiding van het schor areaal. Er is de vraag om behoud van Slijkgrasvelden (H1320), uitbreiding van schorren (H1330) en Zilte pionierbegroeiing (H1310). Bovendien zijn schorren van belang voor behoud van diverse Habitat- en Vogelrichtlijnsoorten. Duidelijke oppervlakte afbakeningen zijn er evenwel niet, enkel de vraag om uitbreiding.

MEP oppervlaktes werden wel opgesteld. Voor de Westerschelde is voor MEP 12% schor vereist (Van Hoey et al., 2007; Van den Bergh et al., 2003; Holzhauer et al., 2007). In Dijkema et al., 2005 en De Jong, 2007 wordt gewaag gemaakt van 3100 ha voor MEP.

De Evaluatiemethodiek gaat echter niet uit van een maximaal ecologisch potentieel, maar toetst de randvoorwaarden af voor een goed ecologisch functioneren. Naar analogie met andere MEP/GEP verhoudingen en een MEP van 12% voor het areaal schor, zou men het GEP voor schor in elke zone op 9% kunnen stellen. Volgens deze benadering is er in de Mondingszone en de Polyhaliene zone samen een tekort van 1306 ha schor. In de Mesohaliene zone wordt wel ruim aan het minimum van 9% voldaan.

Samenvattend is het besluit dat uitbreiding van het areaal schor vereist is. Volgens de Evaluatiemethodiek is van deze schoroppervlakte minimaal 5% en maximaal 40% pionierschor.

4.4.2 ecotoop arealen Laagdynamisch Litoraal

Vanuit Natura2000 wordt een uitbreiding aangegeven voor Estuaria (H1130), in de OS2010 vinden we deze verder terug: 600 ha uitbreiding van Laagdynamisch Litoraal + Laagdynamisch ondiep sublitoraal op Westerschelde schaal met volgende verdeling: 120 – 260 ha in de mondingszone, 225 – 275 ha in de polyhaliene zone en 155 – 235 ha in de mesohaliene zone.

Met deze uitbreiding word ook voldaan aan het GEP (Escaravage et al., 2004) dat 12% slibrijk litoraal vooropstelt voor de Westerschelde, ervan uitgaande dat slibrijk overwegend laagdynamisch is.

Samenvattend is het besluit dat uitbreiding van het areaal slik vereist is. Voor de de verdeling van het areaal Laagdynamisch Litoraal over laag, middelhoog en hoog wordt door de Evaluatiemethodiek geen criterium aangereikt.

4.4.3 ecotoop arealen Hoogdynamisch Litoraal

Voor hoogdynamisch litoraal zijn geen referentiewaarden beschikbaar. De evaluatiemethodiek stelt evenwel dat het areaal niet mag toenemen ten koste van het laagdynamisch habitat. In het MEP (Van Hoey et al., 2007; Van den Bergh et al., 2003; Holzhauser et al., 2007) en GEP (Escaravage et al., 2004) worden geen uitspraken gedaan over hoogdynamisch litoraal, maar worden wel percentages opgegeven voor het areaal zandig litoraal (12% voor MEP, 9% voor GEP, op Westerscheldeschaal). Er van uit gaande dat zandig litoraal overwegend hoogdynamisch is, kan het 9% criterium voor GEP gehanteerd worden om een minimaal areaal hoogdynamisch litoraal te toetsen, op Westerschelde schaal. Dit areaal is momenteel ruim aanwezig, zodat geen uitbreiding moet voorgesteld worden.

4.4.4 ecotoop arealen Hoogdynamisch Sublitoraal

Hoogdynamisch Sublitoraal is in de Westerschelde ruimschoots aanwezig. Als een verdere toename van dit areaal ten koste gaat van andere ecotopen, wordt dit als ongunstig beschouwd in de Evaluatiemethodiek. Daarom wordt hier geen minimale oppervlakte voor hoogdynamisch sublitoraal afgeleid.

4.4.5 ecotoop arealen Laagdynamisch Sublitoraal

De Evaluatiemethodiek beschrijft dat een toename van Laagdynamisch Sublitoraal wenselijk is. Verschillende wettelijke en beleidskaders benadrukken ook het belang van dit ecotoop. Voor het MEP van de Westerschelde (Van Hoey et al., 2007; Van den Bergh et al., 2003; Holzhauser et al., 2007) wordt voor ondiep subtidaal 15% van de totale oppervlakte van de Westerschelde vooropgesteld. Bij het GEP (Escaravage et al., 2004) wordt gewag gemaakt van 12% ondiep subtidaal. Dit areaal ondiep subtidaal wordt voor de Evaluatiemethodiek vertaald naar laagdynamisch subtidaal, er van uit

gaande dat diep overwegend hoogdynamisch is en ondiep het meeste waardevol wanneer laagdynamisch. Volgens dit 12% criterium is er in de mesohaliene zone een tekort om aan GEP te voldoen.

Vanuit Natura2000 wordt het behoud van overstromde zandbanken (H1110) vooropgesteld in mondingsgebied ten westen Vlissingen-Breskens. Natura2000 legt ook een uitbreiding van het habitat Estuaria (H1130) op in de Westerschelde.

Samengevat betekent dit dat een uitbreiding van Laagdynamisch Sublitoraal vereist is.

4.4.6 Conclusies – Beoordeling Westerschelde

Vanuit het ecosysteemfunctioneren werd een uitbreiding van het areaal intergetijdengebied beargumenteerd. Wettelijke kaders ondersteunen dit: uitbreiding van slik en schor is nodig, ook de uitbreiding van het ecotoop Laagdynamisch Sublitoraal wordt hier beschreven. Een juiste kwantificering is vanuit ecosysteemfunctioneren met de huidige systeemkennis nog niet mogelijk, ook bestaande kaders bieden geen oplossing. Wel kan een grootte orde worden afgeleid, op Westerscheldeschaal: minimaal 2000 ha extra getijdennatuur. Nader onderzoek moet uitwijzen hoeveel uitbreiding juist nodig is, hoe deze uitbreiding ideaal verdeeld wordt over de verschillende zones in de Westerschelde, en over welke ecotopen (Schor, Laagdynamisch Litoraal en Laagdynamisch Sublitoraal)

4.5 Toekomstig onderzoek

Om de areaalbehoeften voor de Westerschelde te kunnen berekenen op een onderbouwde wijze, ontbreekt informatie aangaande de tijdstrend van het lichtklimaat en hoe dit de draagkracht voor primaire producenten heeft beïnvloed. Toekomstig onderzoek is nodig om het verband tussen hydromorfologische ingrepen en het lichtklimaat duidelijk te maken. Dit onderzoek omvat verschillende delen.

Een eerste element betreft het verband tussen morfologische ingrepen of evoluties en hydrologische karakteristieken, waarvan de maximale vloed- en ebstroomsnelheden cruciaal zijn als belangrijke factoren van opwerveling van sediment. Vervolgens kan het verband worden bepaald tussen stroomsnelheden en de concentratie van zwevende stof kan bijvoorbeeld via gerichte metingen van tij-cycli, maar ook via systeemtrends over langere termijn. Veel data is al beschikbaar. Een derde element betreft de vertaling van de concentratie van zwevende stof naar de beschikbare lichthoeveelheid voor primaire productie.

De toepassing van het ruimtelijke verband tussen systeemkarakteristieken en de concentratie van zwevende stof, zoals bepaald door Uncles et al. (2002), op een tijdsdimensie gaf een vage indicatie over de evolutie van de concentratie van zwevende stof over de jaren heen. Op zich is deze informatie te beperkt om draagkrachtvergelijkingen mee te berekenen. Echter, indien dit verband zou kunnen doorgetrokken worden tot in de toekomst zou de marge van onzekerheid gevoelig kunnen afnemen. Dergelijk toekomstbeeld kan worden verstrekt via modellering indien zou kunnen worden voorspeld wanneer sterk verhoogde sedimentconcentraties (ook soms getypeerd als ‘fluid mud’) zouden kunnen optreden t.g.v. morfologische wijzigingen. De kennis die tot deze voorspellingen leidt zal immers ook gehanteerd kunnen worden om de historiek van de zwevende stofconcentraties te duiden.

De afbakeningen van ecotopen, volgens bovenstaande denkplaatje, was niet meer mogelijk voor een evaluatie binnen het T2009 project. Echter, een eerste, verkennende afbakening tegen 2015, voor de eerstvolgende evaluatie, moet een haalbare kaart zijn. Er zal wellicht nog een jaar nodig zijn om dit onderzoek helemaal open te trekken en het verband tussen systeemkarakteristieken en de concentratie van zwevende stof in de Schelde beter uit te klaren. Vervolgens dient men een toekomstmodellering te vertalen in enkele gedetailleerde historische evolutiestappen die draagkrachtvergelijkingen mogelijk maken tussen de scenario's toekomst, heden, jaren 70, jaren 60, jaren 50 en eentje veel vroeger. Hydrodynamische modellen zijn in volle ontwikkeling, zodat deze stap hopelijk binnen een tijdsspanne van 1 jaar tot een eerste bruikbaar resultaat kan leiden.

5 Ecotoop Arealen Zeeschelde

5.1 Ecotopen en zonering in de Zeeschelde

In de Zeeschelde definieert de Evaluatiemethodiek volgende te evalueren ecotopen:

- Ondiep sublitoraal (0 tot 2 m onder GLWS)
- Diep sublitoraal (> 5 m onder GLWS)
- Litoraal (slikken)
- Pionierschor
- Schor

De Evaluatiemethodiek deelt in het hoofdstuk Leefomgeving de Zeeschelde in in 5 zones: de mesohaliene zone (OMES compartiment 9), de zone met sterke saliniteitsgradient (OMES 10 tem 12); de oligohaliene zone (OMES 13 en 14); de zoete zone met lange verblijftijd (OMES 15 en 16); de zoete zone met korte verblijftijd (OMES 17 tem 19). Door te kiezen in de opdeling Westerschelde – Zeeschelde, ontstaat er in de Zeeschelde een zone die slechts 1 OMES compartiment omvat: de mesohaliene zone. Omdat werken met grotere zones de voorkeur geniet, wordt hier het meest opwaartse compartiment van de mesohaliene zone verder ingedeeld bij de zone met sterke saliniteitsgradiënt. Meer argumentatie over de opdeling tussen Westerschelde en Zeeschelde werd gegeven in hoofdstuk 3.

5.2 Uitgangspunten

De uitgangspunten voor het afbakenen van de ecotoop oppervlaktes vormt, zoals eerder beschreven, het goed ecologisch functioneren. Voor Nederland was een benadering vanuit hydro-morfologische processen aangewezen. In de Zeeschelde is het ecologisch functioneren sterker beïnvloed door het biogeochemisch functioneren. In tegenstelling tot de Westerschelde, is voor de Zeeschelde reeds een afbakening van arealen uitgevoerd, mede op basis van dit ecologisch, biogeochemische functioneren en hydro- en morfologische aspecten, in het kader van de instandhoudingsdoelstellingen (Adriaensen et al, 2005). Deze studie vormt dan ook een goede basis voor de ecotoop afbakening voor de Evaluatiemethodiek.

5.2.1 Bestaande studies

Reeds gedragen beslissingen in het kader van de instandhoudingsdoelstellingen voor de Langetermijnvisie van het Schelde-estuarium (LTVS, ProSes, 2005)), het geactualiseerde SIGMAplan en de vogel- en habitatrictlijn (VHR) (Adriaensen et al, 2005; Beslissing van de Vlaamse regering van 22 juli 2005) en MEP/GEP voor de Kaderrichtlijn Water(KRW) met betrekking tot oppervlakten voor estuariene habitats (Brys et al, 2005; Speybroeck et al, 2008) zijn allen gestoeld op het ecologisch functioneren en vormen daarom de uitgangspunten voor deze studie. Volgende studies dragen onderbouwde oppervlaktes voor diverse ecotopen aan voor de Zeeschelde.

In Adriaensen et al (2005) werd berekend dat 500 ha slik en 1500 schor bovenop het toenmalige areaal nodig zijn voor een goede staat van instandhouding met betrekking tot het ecologisch functioneren van het estuarium. Er werd daarbij geen onderscheid gemaakt tussen pionierschor en schor; laag, midden en hoog slik en ook voor het sublitoraal werden geen doelstellingen vastgesteld. Berekeningen gebeurden per OMES segment.

Brys et al (2005) namen de randvoorwaarden voor slikken en schorren uit Adriaens et al (2005) over voor het vaststellen van het Goed Ecologisch Potentieel (GEP) voor de KRW. De oppervlakte van het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP) voor slikken en schorren in elk KRW waterlichaam werd berekend op basis van een hydro-morfologische benadering. Deze hydro-morfologische benadering werd door Brys et al (2005) eveneens gebruikt om het MEP voor ondiep sublitoraal te berekenen. In afwezigheid van inzicht voor de definitie van een ecologisch onderbouwde onderverdeling van de kwaliteitsklassen werd er gekozen voor 5 klassen van gelijke omvang. GEP voor het ondiep sublitoraal werd dus berekend als 80% van het MEP. De berekeningen in Brys et al (2005) golden enkel voor de Zeeschelde zelf omdat de informatie over de zijrivieren ontbrak. Berekeningen gebeurden per KRW waterlichaam.

Speybroeck et al (2008) vervulde en verfijnde de berekeningen van Brys et al (2005). MEP/GEP werd eveneens berekend voor de zijrivieren. De modelmatige beoordeling van Adriaensen et al (2005) beperkte zich tot de hoofdrivier van het estuarium. Brys et al (2005) berekenden dat GEP 39% van het MEP was voor de schorren en 83% voor de slikken. Deze verhoudingen werden verfijnd en doorgetrokken naar de zijrivieren op basis van nieuwe en betere en vollediger bathymetrieën en LIDARS die ondertussen beschikbaar werden. MEP werd berekend op basis van de ondertussen beschikbare topobathymetrieën en GEP werd vastgesteld als 32 en 83% daarvan voor respectievelijk schorren en slikken.

Bij het berekenen van het aanwezige ecotoop werd onderscheid gemaakt tussen laag, midden en hoog slik en tussen ondiep (0-2m); matig diep (2-5m) en diep (>5m) sublitoraal.

Berekeningen gebeurden per waterlichaam; ondertussen werden de OMES en waterlichaam begrenzingsen ook congruent gemaakt. Elk waterlichaam omvat dus een aantal OMES segmenten.

5.2.2 Beperkingen van de bestaande studies

De rapportage eenheden voor Adriaensen et al. (2005), ecologische NOP zones voor de LTVS (Van den Bergh et al, 2003), de grenzen voor de KRW waterlichamen (Brys et al, 2005; Speybroeck et al, 2008) en de Evaluatiemethodiek (Holzhauer et al, 2011) zijn telkens verschillend. Hiermee zal rekening moeten gehouden worden bij het berekenen van de doeloppervlakken. In de meeste gevallen zijn er grenzen gemeenschappelijk met de OMES segmenten (Van Damme et al, 1999) (Tabel 5.1). Er was daarom een vertaalslag nodig van de reeds bepaalde arealen naar arealen volgens de indeling uit de Evaluatiemethodiek. Meestal was enkel op Zeeschelde niveau een waarde beschikbaar, nu wordt per deelzone een areaal bepaald, en dit voor de ecotopen zoals gedefinieerd in de Evaluatiemethodiek. De adviesnota's van INBO (Van Den Bergh et al., 2012; Van Den Bergh, 2012), vormen de basis voor deze vertaalslag.

Tabel 5.1: Indeling van de Zeeschelde voor verschillende rapportages (opmerking: OMES 9 wordt in deze studie bij de zone met Sterke Saliniteitsgradiënt gerekend).

ZONE	OMES	NOP zones	KRW waterlichamen	Evaluatiemethodiek	
Grens-Kerncentrale	OMES 9	04 GrBu	Zeeschelde IV	2 Mesohalien	Meergeuylensysteem
Kerncentrale-Ketenisse polder	OMES 10	04 GrBu	Zeeschelde IV	3 Sterke saliniteitsgradiënt	Eengeuylsysteem
Ketenisse polder-Blokkersdijk	OMES 11	04 GrBu	Zeeschelde IV	3 Sterke saliniteitsgradiënt	Eengeuylsysteem
Blokkersdijk-Burcht	OMES 12	04 GrBu	Zeeschelde IV	3 Sterke saliniteitsgradiënt	Eengeuylsysteem
Burcht-Rupelmonding	OMES 13	05 Bur Tm	Zeeschelde III	4 oligohalien	Eengeuylsysteem
Rupelmonding-Durmemonding	OMES 14	05 Bur Tm/06 TmDem	Zeeschelde III	4 oligohalien	Eengeuylsysteem
Durmemonding-Baasrode	OMES 15	06 TmDem	Zeeschelde II	5 zoet lang	Eengeuylsysteem
Baasrode-Denderkanaal	OMES 16	06 TmDem	Zeeschelde II	5 zoet lang	Eengeuylsysteem
Denderkanaal-Schoonaarde	OMES 17	07 DemGt	Zeeschelde I	6 zoet kort	Eengeuylsysteem
Schoonaarde-Schellebelle	OMES 18	07 DemGt	Zeeschelde I	6 zoet kort	Eengeuylsysteem
Schellebelle-monding Ringvaart	OMES 19	07 DemGt	Zeeschelde I	6 zoet kort	Eengeuylsysteem
Ringvaart-Gent	OMES 19 tijarm	07 DemGt	Zeeschelde I	6 zoet kort	Eengeuylsysteem
Rupel	Rupel	05 Bur Tm	Zeeschelde III	7a zijrivieren Durme & Rupel	Eengeuylsysteem
Durme	Durme	08 Durme	Durme	7a zijrivieren Durme & Rupel	Eengeuylsysteem
Netes	Netes	09 ZeDNe	Getijdenetes	7b zijrivieren Nete-Zenne-Dijle	Eengeuylsysteem
Dijle	Dijle	09 ZeDNe	Getijdedijle en -zenne	7b zijrivieren Nete-Zenne-Dijle	Eengeuylsysteem
Zenne	Zenne	09 ZeDNe	Getijdedijle en -zenne	7b zijrivieren Nete-Zenne-Dijle	Eengeuylsysteem

5.3 Bepaling van de ecotoop arealen voor schor

5.3.1 Totale oppervlakte

Om de minimum vereisten voor de totale schoroppervlakte, nodig voor het bepalen van een goed ecologisch potentieel werd in achtereenvolgens Adriaens et al.(2005), Brys et al(2005) en Speybroeck et al (2008) onderzoek verricht. Zij kwamen uit op 2392 ha schor voor de Zeeschelde en haar getijdezijrivieren. Tevens werd ook een Maximaal Ecologisch potentieel berekend op basis van de toenmalige dimensies van het estuarium. Als algemeen besluit werd afgeleid dat $GEP=32\%$). Deze totaal oppervlaktes zijn gebaseerd op het ecologisch functioneren en zijn onderwerp van beslist beleid. **2392 ha schor is daarom de minimumvereiste op Zeescheldeniveau** . Een opdeling per deelzone wordt hieronder beargumenteerd. De ruimtelijke verdeling van de benodigde schoroppervlakten GEP 2008 over de KRW waterlichamen werd bepaald op basis van de morfologie van het estuarium (Tabel 5.2).

Tabel 5.2: MEP/GEP schorareaal (ha) per KRW waterlichaam (Speybroeck et al, 2008)

WL	Waterlichaam	MEP	GEP
A	Zeeschelde IV	1570	500
B	Zeeschelde III en Rupel	1382	440
C	Zeeschelde II	901	287
D	Zeeschelde I	1439	458
E	Getijdedurme	581	185
F	Dijle en Zenne	647	206
G	Getijdenetes	992	316
totaal	Zeeschelde + getijdezijrivieren	7512	2392

5.3.2 Minimale Oppervlaktes per zone

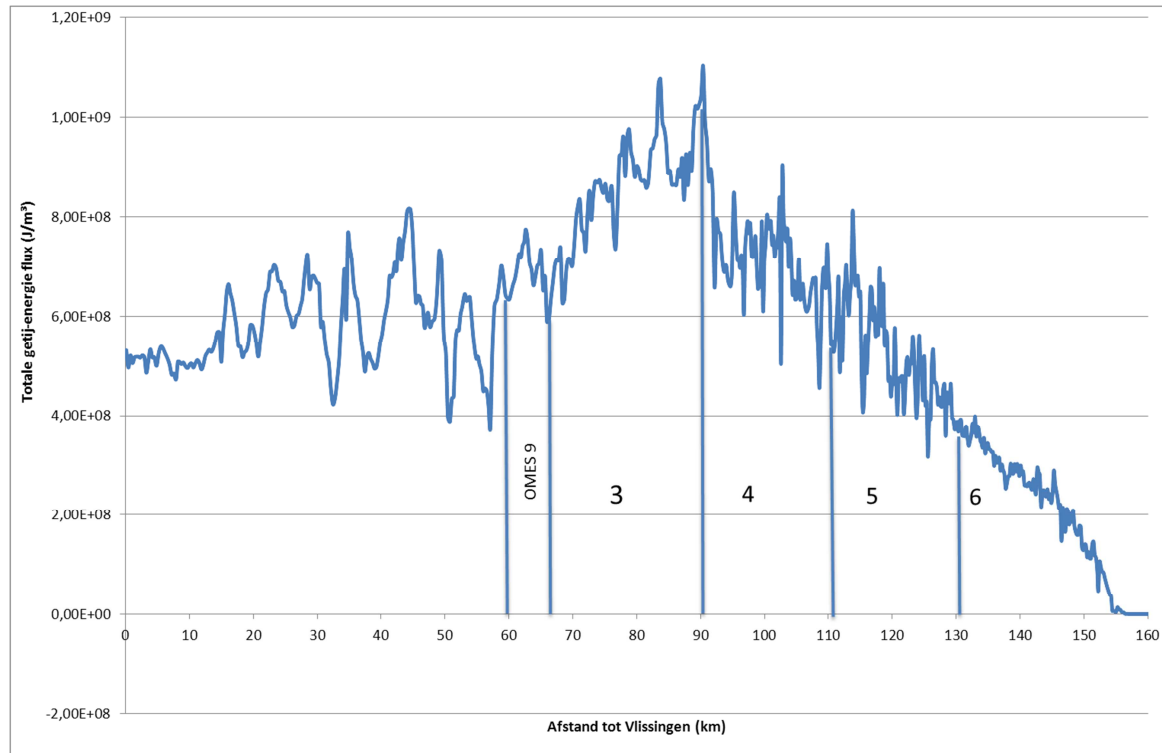
De ruimtelijke verdeling van de totale schoroppervlakte (2392 ha) over de verschillende zones volgens de Evaluatiemethodiek kan vanuit verschillende invalshoeken benaderd worden. Elke methode geeft de optimale verdeling vanuit die welbepaalde invalshoek. Het is zinvol de verschillende methoden naast elkaar te zetten, omdat het allemaal relevante invloeden zijn en het samen beschouwen van de methoden een gevoel geeft voor de gevoeligheden van elke zone.

5.3.2.1 MEP/GEP

De methode die werd gebruikt om GEP in te delen in zones op basis van MEP-oppervlaktes (verdeling op basis van morfologie van de vallei), kan ook toegepast worden op de zonering uit de Evaluatiemethodiek. In tabel 5.5 staan MEP en GEP weergegeven voor de verschillende zones.

5.3.2.2 energieverdeling

In het NOPSE (Van den Bergh et al, 2003) werd bij het vaststellen van knelpunten voor het estuarien functioneren en van de voorgestelde maatregelen om daaraan te verhelpen rekening gehouden met de verdeling van de getij-energie over de Zeeschelde. Deze verdeling van de getij-energie kan ook gebruikt worden om de verdeling van het schorareaal over de verschillende zones te bepalen. In het kader van het TIDE project werd de getij-energie flux in de Zeeschelde en zijrivieren berekend langsheen dwarsraaien met telkens ongeveer 300m tussenafstand (Yves Plancke, persoonlijke communicatie). De energieverdeling van het getij over de verschillende rapporteringseenheden werd begroot als % van de oppervlakte onder de curve, rekening houdend met de aslengte van ieder segment (Figuur 5.1; Tabel 5.3). Op basis van deze energieverdeling, kan de vereiste oppervlakte schor (2392 ha) ingedeeld worden in zones (tabel 5.5).



Figuur 5.1: Energieverdeling van het getij langs de Schelde van Vlissingen (0km) tot Gent (160km) met aanduiding van de segmenten voor de communicatie-indicator leefomgeving in de Zeeschelde. (Data Yves Plancke).

Tabel 5.3: Ruimtelijke energieverdeling van het getij (%) over de OMES segmenten.

Naam	aslengte	%Etij
OMES 9	7	6
OMES 10	6	6
OMES 11	9	10
OMES 12	9	11
OMES 13	8	8
OMES 14	10	9
OMES 15	11	9
OMES 16	9	5
OMES 17	11	5
OMES 18	9	3
OMES 19	10	1
Durme	14	3
Rupel	13	11
Beneden Nete	15	6
Kleine Nete	15	1
Grote Nete	18	1
Dijle	22	4
Zenne	10	2

5.3.2.3 Verbliftijd

De afbakening van de totale oppervlakte intergetijdenatuur is gebaseerd in functie van het ecologisch functioneren. De bijdrage van de intergetijdegebieden aan de nutriënthuishouding speelt hierbij een belangrijke rol. Het is duidelijk dat in zones met een langere verbliftijd, estuariene processen een grotere rol kunnen spelen. Een indeling op basis van verbliftijd is dus een derde relevante optie. Tabel 5.4 geeft de procentuele bijdrage van elke zone weer aan de totale verbliftijd in de Zeeschelde. De verbliftijden in tabel 5.4 zijn gemiddelden, op basis van de maandelijkse verbliftijden voor 2009, bepaald volgens de methode zoals beschreven in de Evaluatiemethodiek.

Voor de zijrivieren werden geen verbliftijden bepaald.

Tabel 5.4: verblijftijden in de Zeeschelde

zone	verblijftijd	
	dag	%
Zone met sterke saliniteitsgradiënt	21,6	50%
Oligohaliene zone	12,7	29%
Zoet lange verblijftijd	6,1	14%
Zoet korte verblijftijd	3,1	7%
totaal Zeeschelde	43,5	100%

5.3.2.4 Verdeling ecotoop schor

Bovenstaande methodes laten een verdeling van de benodigde oppervlakte schor (2392 ha) toe, welke zijn samengevat in tabel 5.5.

Tabel 5.5: verdeling van het schor ecotoop volgens de verschillende benaderingen en de uiteindelijke verdeling voor de evaluatiemethodiek (E.M.)

Minimumarealen schor				
Zeeschelde + zijrivieren totaal: 2392				
Zeeschelde totaal: 1525				
Zone	GEP	getij	verblijf	E.M.
Sterke saliniteitsgradient	498	787	757	498
Oligohalien	282	406	445	282
Zoet lange verblijftijd	287	333	214	214
Zoet korte verblijftijd	458	192	109	109

Idealiter wordt in elke zone voldaan aan de 3 methoden (GEP, getij en verblijftijd). Echter, wanneer aan de totale oppervlakte voor de Zeeschelde wordt voldaan, zijn afwijkingen binnen een deelzone mogelijk. Daarom wordt als minimumareaal voor elke deelzone het minimum van de drie benaderingen gehanteerd, weergegeven in de kolom E.M. (**E**valuatiemethodiek). Dit uiteraard op voorwaarde dat het totale minimumareaal op Zeescheldeniveau bereikt wordt. Dit totale areaal is groter dan de som van de minimumarealen per deelzone.

In de uiteindelijke beoordelingstabel (zie verderop 5.8), zullen deze getallen afgerond worden tot de tientallen, maar hier geven we de exact berekende waarden weer.

5.3.3 Overzicht per zone

5.3.3.1 Zone met sterke saliniteitsgradiënt

Deze zone, waarbij hier ook het meest opwaartse compartiment van de mesohaliene zone wordt gerekend, is een zeer uitgestrekte zone. De zone heeft kenmerkend zeer sterk schommelende saliniteiten en een hoge troebelheid. Van nature treedt hier vaak een grote zuurstofvraag op. Vanuit de MEP/GEP benadering wordt hier minimaal 498 ha schor gevraagd ter ondersteuning van het ecologisch functioneren.

5.3.3.2 Oligohaliene zone

Ook deze zone kent 's zomers nog relatief grote schommelingen in zoutgehalte. Vanuit de MEP/GEP benadering wordt hier daarom minimaal 282 ha schor gevraagd ter ondersteuning van het ecologisch functioneren. Bij voorkeur wordt in deze zone echter meer intergetijdengebied aangetroffen. Meer intertidaal habitat in deze zone zal een gunstige invloed hebben op de sterke getijdenenergie. Ook de langere verblijftijd in deze zone maken dat estuarien habitat in deze zone een belangrijke bijdrage kunnen leveren aan het ecosysteemfunctioneren.

5.3.3.3 Zoete zone met lange verblijftijd

In deze zone bereikt het getij een maximum. Vanuit het getij gerekend, zou in deze zone minimaal 333 ha schor vereist zijn. Omwille van de minder lange verblijftijd, is dit getal bijgesteld tot 214 ha. In deze zone mondt echter ook de Durme in het estuarium, welke een belangrijke rol kan vervullen in de dissipatie van getijdenenergie.

5.3.3.4 Zoete zone met korte verblijftijd

Deze zone zou op basis van de MEP/GEP benadering minimaal 458 ha schor nodig hebben. De verblijftijd in deze zone is echter zeer kort, zodat het interessanter is om een deel van dit habitat elders in het estuarium onder te brengen. Vanuit getijdenenergie benaderd, is minimaal 192 ha vereist. Het getij in deze zone is echter onnatuurlijk hoog. Door allerlei wijzigingen in de morfologie van het systeem afwaarts, is het getij in deze zone sterk toegenomen. Het verdient daarom de aanbeveling om meer te investeren in intergetijdennatuur in meer afwaartse zones. Rekening houdend met de korte verblijftijd, werd de oppervlakte aan schor in deze zone vastgelegd op 109 ha.

5.3.3.5 Zeeschelde totaal

In totaal is in de Zeeschelde minimaal 1525 ha schor vereist. De som van de minimale oppervlaktes per zone bedraagt 1103 ha. Er dient dus minimaal nog 422 ha extra schor aanwezig te zijn in het estuarium, bovenop die 1103 ha die toegewezen is aan de verschillende zones. Die extra oppervlakte wordt bij voorkeur in die zones aangetroffen waar de impact op getij en ecologisch functioneren zo groot mogelijk is. Dit zullen de oligohaliene zone zijn en de zoete zone met lange verblijftijd.

5.4 Bepaling Ecotoop arealen voor slik (litoraal)

5.4.1 Totale oppervlakte

Om de minimum vereisten voor de totale oppervlakte aan slik, nodig voor een goed ecologisch potentieel te bepalen werden in achtereenvolgens Adriaensen et al.(2005), Brys et al.(2005) en Speybroeck et al (2008) onderzoek verricht. Zij kwamen uit op **1613 ha slik** voor de Zeeschelde en haar getijdezijsrivieren. Tevens werd ook een Maximaal Ecologisch potentieel berekend op basis van de toenmalige dimensies van het estuarium. Als algemeen besluit werd afgeleid dat $GEP=83\%$. Deze totaal oppervlaktes zijn onderwerp van beslist beleid en liggen vast.

De ruimtelijke verdeling van de benodigde slikoppervlakten GEP 2008 over de KRW waterlichamen lag vast op basis van de morfologie van het estuarium (Tabel 5.6).

Tabel 5.6: MEP/GEP slikareaal (ha) per waterlichaam (Speybroeck et al, 2008)

WL	Waterlichaam	MEP	GEP
A	Zeeschelde IV	550	456
B	Zeeschelde III en Rupel	479	398
C	Zeeschelde II	277	230
D	Zeeschelde I	235	195
E	Getijdedurme	136	113
F	Dijle en Zenne	96	80
G	Getijdenetes	170	141
Totaal Zeeschelde en getijrivieren		1943	1613

5.4.2 Minimale oppervlakte per zone

Om de minimale oppervlakte per zone (zonering volgens Evaluatiemethodiek) te bepalen wordt dezelfde logica gehanteerd als voor schorren. Een verdeling werd gemaakt op basis van MEP/GEP, op basis van de verdeling van de getijdenenergie en op basis van verblijftijd. Hieruit werd steeds het minimum gekozen (tabel 5.7). In de uiteindelijke beoordelingstabel (zie verderop 5.8), zullen deze getallen afgerond worden tot de tientallen, maar hier geven we de exact berekende waarden weer.

Tabel 5.7: verdeling van het slik ecotoop (ha)

Minimumarealen slik				
Zeeschelde + zijrivieren totaal: 1613				
Zeeschelde totaal: 1150				
Zone	GEP	getij	verblijf	E.M.
Sterke saliniteitsgradient	457	531	571	457
Oligohalien	269	274	335	269
Zoet lange verblijftijd	230	225	161	161
Zoet korte verblijftijd	195	129	82	82

5.5 Belangrijke opmerkingen bij de arealen slik en schor

5.5.1 Areaal intertidaal

De ecotopen schor en slik vormen samen het intertidaal (tabel 5.8). De grens tussen slik, pionierschor en schor is niet altijd even eenduidig te bepalen. Bovendien kan door natuurlijke dynamiek slik naar

schor evolueren en omgekeerd. Dit is volkomen natuurlijk en juist wenselijk. Daardoor kan er (tijdelijk) een verschuiving zijn van het ene ecotoop naar het andere. Het totale areaal intergetijdengebied mag hierdoor echter niet aangetast worden. Daarom wordt hier voorgesteld om het areaal intertidaal ook te toetsen.

Tabel 5.8: verdeling van minimum areaal intertidaal (ha)

Zone	schor	slik	intertidaal
Zeeschelde	1525	1150	2675
Sterke saliniteitsgradient	498	457	955
Oligohalien	282	269	551
Zoet lange verblijftijd	214	161	375
Zoet korte verblijftijd	109	82	191

Een afwijking van maximaal 25% van de arealen slik of schor in een bepaalde zone kan toch als positief geëvalueerd worden indien én het areaal intertidaal in die zone wordt behaald én er een positieve trend is voor het ecotoop met tekorten.

5.5.2 GOG-GGG

Voor de bepaling van de oppervlaktes aan slik en schor kunnen gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG) met gecontroleerd gereduceerd getij (GGG), zoals Lippenbroek, volwaardig meegeteld worden. Uitgebreid onderzoek toont aan dat er zich in deze gebieden structuren en functies ontwikkelen die gelijkwaardig zijn aan deze op natuurlijke slikken en schorren. Als leefomgeving voor organismen en inzake nutriëntcyclering zijn de verschillen met natuurlijke gebieden klein. Naar hydro- en morfodynamiek zijn er wel verschillen. Zo heeft een GOG-GGG slechts een zeer kleine invloed op de energiedissipatie bij normale getijden. Maar bij een stormtij heeft een GOG-GGG net een grotere invloed op het getij dan een natuurlijk schor. Daarom besluiten we dat GOG-GGG's (type Lippenbroek) volwaardig mogen meegeteld worden als estuarien habitat. Dit betekent dat de oppervlaktes slik, schor maar ook het aanwezige ondiep subtidaal mee in rekening mogen gebracht worden.

GOG's zonder GGG-functie staan niet onder dagelijkse tij-invloed en mogen niet als estuarien beschouwd worden.

Gebieden met een andere vorm van getijdeninvloed (bv Burchtse Weel, een aantakking via sluisen) moeten geval per geval beschouwd worden. Wanneer deze gebieden niet gelijkwaardig zijn aan natuurlijke slik- en schorgebieden, moet een correctiefactor toegepast, eigen aan de specifieke omstandigheden.

5.6 Bepaling ecotoop arealen voor ondiep sublitoraal (< 2m GLWS)

5.6.1 Totale oppervlakte

Het MEP/GEP voor ondiep sublitoraal (>2m onder GLWS) is vastgesteld in Speybroeck et al (2008).

1150 ha ondiep sublitoraal is minimaal vereist. De ruimtelijke verdeling van de benodigde oppervlakten GEP lag vast op basis van de morfologie van het estuarium (Tabel 5.9).

Tabel 5.9: MEP/GEP areaal (ha) ondiep sublitoraal per waterlichaam (Speybroeck et al, 2008)

WI	waterlichaam	MEP	GEP
A	Zeeschelde IV	518	388
B	Zeeschelde III en Rupel	272	225
C	Zeeschelde II	175	145
D	Zeeschelde I	235	195
E	Getijdedurme	58	48
F	Dijle en Zenne	64	53
G	Getijdenetes	116	96
Totaal	Zeeschelde en zijrivieren	1438	1150

5.6.2 Minimale oppervlakte per zone

Om de minimale oppervlakte per zone (zonering volgens Evaluatiemethodiek) te bepalen wordt dezelfde logica gehanteerd als voor schorren. Een verdeling werd gemaakt op basis van MEP/GEP, op basis van de verdeling van de getijdenenergie en op basis van verblijftijd. Hieruit werd steeds het minimum gekozen (tabel 5.10). In de uiteindelijke beoordelingstabel (zie 5.8), zullen deze getallen afgerond worden tot de tientallen.

Tabel 5.10: verdeling van het ecotoop ondiep sublitoraal (ha)

Minimumarealen Ondiep Sublitoraal				
Zeeschelde + zijrivieren totaal: 1150				
Zeeschelde totaal: 876				
Zone	GEP	getij	verblijf	E.M.
Sterke saliniteitsgradient	389	378	435	389
Oligohalien	147	195	255	147
Zoet lange verblijftijd	145	160	123	123
Zoet korte verblijftijd	195	92	63	63

5.7 Arealen diep sublitoraal (>5m sublitoraal)

Diep sublitoraal is geen doelhabitat voor de Zeeschelde en zijrivieren. Er werd daarom ook geen minimum areaal afgeleid.

5.8 Conclusies – Beoordeling Zeeschelde

Voor de Zeeschelde werden per zone voor de ecotopen slik, schor en ondiep sublitoraal minimumarealen afgeleid, uitgaande van de MEP/GEP benadering, de energieverdeling en de verblijftijd. Onderstaande tabel vat alle minimumoppervlaktes samen, en vormt de tabel waaraan getoetst moet worden volgens de evaluatiemethodiek. De berekende waarden zijn hier afgerond op een tiental.

Tabel 5.11 Minimumarealen (ha) voor de Zeeschelde en haar deelgebieden

Zone	schor	slik	intertidaal	ondiep sublit
Zeeschelde	1520	1150	2670	880
Sterke saliniteitsgradient	500	460	960	390
Oligohalien	280	270	550	150
Zoet lange verblijftijd	210	160	370	120
Zoet korte verblijftijd	110	80	190	60

Voor een positieve beoordeling in het kader van de Evaluatiemethodiek (hoofdstuk Leefomgeving), is én het minimumareaal op Zeeschelde niveau vereist én het minimum areaal per deelzone. Voor slikken en schorren kan voor een bepaalde deelzone een afwijking van maximaal 25% ten opzichte van bovenstaande tabel toch als positief beschouwd worden als én het areaal intertidaal wordt behaald én er een positieve trend is voor het ecotoop met tekorten.

6 Referenties

- Adriaensen, F., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maes, J., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Van Braeckel, A., Van Hove, D. & Meire, P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, Universiteit Antwerpen, Rapport Ecobe 05R.82, Antwerpen.
- Brys, R., Ysebaert, T., Escaravage, V., Van Damme, S., Van Braeckel, A., Vandevoorde, B., Van den Bergh, E. (2005). Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de KRW: afleiden en beschrijven van typespecifieke referentieomstandigheden en/of MEP in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de – overeenkomstig de KRW – ontwikkelde beoordelingssystemen voor biologische kwaliteitselementen. Eindrapport. VMM.AMO.KRW.REFCOND OW. Instituut voor Natuurbehoud IN.O.2005.7.
- Cox, T.; Soetaert, K.; Vanderborght, J. P.; Kromkamp, J. & Meire, P. (2010). 'Modelling photosynthesis-irradiance curves: effects of temperature, dissolved silica depletion and changing community assemblage on community photosynthesis', *Limnology and Oceanography - Methods* 8: 424-440.
- Heip, C.H.R., Goosen N.K., Herman P.M.J., Kromkamp J., Middelburg J.J., Soetaert K. (1995). Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev* 33:1–149.
- Herman, P.M.J., Middelburg, J.J., Van de Koppel, J., Heip, C.H.R. (1999). Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research* 29: 195-240.
- Holzhauser, H., Maris, T., Meire, P., van Damme, S., Nolte, A., Kuijper, K., Taal, M., Jeuken, C., Kromkamp, J., van Weesenbeeck, B., van Ryckegem, G., van den Bergh, E., Wijnhoven, S. (2011). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Fase 2. Deltares-rapport 1204407, Universiteit Antwerpen ECOBE-rapport 011-R148, pp. 268.
- Lamb, E.G., Bayne, E., Holloway, G., Schieck, J., Boutin, S., Herbers, J., Haughland, D.L., (2009). Indices for monitoring biodiversity change: are some more effective than others? *Ecological Indicators* 9, 432–444.
- Piesschaert, F., Dillen, J., Van Braeckel, A., Van den Bergh, E. (2008). Inventarisatie en historische analyse Zeeschelde habitats (vervolgstudie) Resultaten van het eerste jaar. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.IR.2008.29, Brussel.
- ProSes (2005). Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium – Besluiten van de Nederlandse en Vlaamse regering.
- Speybroeck, J., Breine, J.J., Vandevoorde, B., Van Wichelen, J., Van Braeckel, A., Van Burm, E., Van den Bergh, E., Van Thuyne, G., Vyverman, W. (2008). KRW doelstellingen in Vlaamse getijrivieren: Afleiden en beschrijven van typespecifiek maximaal ecologisch potentieel en goed ecologisch potentieel in een aantal Vlaamse getijrivier-waterlichamen vanuit de - overeenkomstig de Kaderrichtlijn Water - ontwikkelde relevante beoordelingssystemen voor een aantal biologische kwaliteitselementen.. Rapport van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, R.2008.56. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel. 153 pp.

Uncles, R.J., Stephens, J.A., Smith, R.E. (2002). The dependence of estuarine turbidity on tidal intrusion length, tidal range and residence time. *Continental Shelf Research* 22, 1835e1856.

Van Braeckel, A., Piesschaert, F., Van den Bergh, E. (2006). Historische analyse van de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren: 19e eeuw tot heden. Rapport INBO, 2006.29. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek: Brussel, Belgium. 143 pp.

Van Braeckel, A., Mikkelsen J.M., Dillen, J. , Piesschaert, F en Erika Van den Bergh (2009). Inventarisatie en analyse van de Zeeschelde habitats. Vervolgstudie: resultaten van het tweede jaar. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Intern rapport. INBO.IR.2009.34.

Van den Bergh, E. Van Damme, S., Graveland, J. De Jong, D. Baten, I. & Meire, P. (2003). Studierapport natuurontwikkelingsmaatregelen ten behoeve van de Ontwikkelingsschets 2010 voor het Schelde-estuarium. Werkdocument/RIKZ/OS/2003.825x.

Van Den Bergh, E. (2012). Toets van het MWeA aan de in de INBO.A.2012.79 voorgestelde vereiste habitatoppervlakte voor de verschillende zones van de Zeeschelde. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Adviesnota INBO.A.2012.154.

Van Den Bergh, E., Van Ryckegem, G., Van Braeckel, A., Mertens, W. (2012). Advies betreffende de vereiste habitatoppervlakte voor de evaluatiemethodiek voor de geïntegreerde systeemmonitoring van het Schelde-estuarium. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Adviesnota INBO.A.2012.79.

Van der Laan et al. (2013a). T2009 Schelde-estuarium. In prep.

Van der Laan et al. (2013b). Evaluatie van de Evaluatiemethodiek. In prep.

Van der Spek A.J.F. (1997) Tidal asymmetry and long-term evolution of Holocene tidal basins in the Netherlands: simulations of paleo-tides in the Schelde estuary. *Marine Geology* 141: 71-90.

Van Hoey, G., Drent, J., Ysebaert, T.J., Herman, P.M.J. (2007). The Benthic Ecosystem Quality Index (BEQI), intercalibration and assessment of Dutch coastal and transitional waters for the Water Framework Directive: Final report. NIOO Rapporten, 2007-02. The Netherlands. 244 pp.

Waterwegen en Zeekanaal NV. (2005). Geactualiseerd Sigmaplan voor veiligheid en natuurlijkheid in het bekken van de Zeeschelde. Synthesenota. NV Waterwegen en Zeekanaal.