



Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium

Update 2021



Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium

Update 2021

Raamovereenkomst zaaknummer 31151860

Onderzoek en Monitoring VNSC: Data-analyse en data-modelleringsdiensten (perceel 2)

Nadere overeenkomst 'Bundelen deelacties update evaluatiemethodiek tot geactualiseerde evaluatiemethodiek' met zaaknummer 31154305

Voor de Vlaams-Nederlandse Scheldecommissie

Contactpersonen	Jürgen Suffis (dMOW – Maritieme Toegang) Albert Mulder (RWS Water, Verkeer en Leefomgeving)

Projectmedewerkers consortium Schelde in Beeld

HKV	Sonja Ouwerkerk en Vincent Vuik
Universiteit Gent	Wout van Echelpoel en Stijn Bruneel
Bureau Waardenburg	Theo Boudewijn, H. van der Jagt en S. Duijns
Antea Group	Silvy Thant, Stef Michielsens, Philip Hyde en Ivo Van de Moortel

Datum oplevering rapport versie 1.0: 24 november 2021

Datum oplevering rapport versie 2.0: 25 oktober 2022

Verwijzing: "Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Update 2021. Consortium Schelde in Beeld. HKV, Universiteit Gent, Bureau Waardenburg en Antea Group. 25 oktober 2022"

Leeswijzer

Beste lezer,

Voor u ligt de update van de Evaluatiemethodiek voor het Schelde-estuarium. Deze methodiek is een instrumentarium om het functioneren van dit estuariene systeem te evalueren. De methodiek is een aanpassing van de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium (Maris *et al.*, 2014), die in de periode 2016–2018 werd toegepast bij de T2015-evaluatie. Opdrachtgever voor deze grensoverschrijdende evaluatiemethodiek is de Vlaams-Nederlandse Schelde Commissie (VNSC, www.vnsc.eu), met Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving als administratief opdrachtgever. De opdracht “update van de Evaluatiemethodiek” werd uitgevoerd door het consortium Schelde in Beeld – bestaande uit HKV lijn in water, Universiteit Gent, Bureau Waardenburg en Antea Group.

De methodiek is opgebouwd rond de drie hoofdfuncties uit de langetermijnvisie: Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid. Vanuit deze functies is een beperkte set communicatie-indicatoren ontwikkeld. Het eerste hoofdstuk, de inleiding, beschrijft de gebruikte werkwijze en de onderlinge samenhang tussen de vijf communicatie-indicatoren: Hydrodynamiek, Morfologie, Waterkwaliteit, Leefomgeving en Ecologie. Elke communicatie-indicator is nadien uitgewerkt als zelfstandig hoofdstuk en kan los van de andere indicatoren gelezen worden. De losse hoofdstukken moeten voldoende houvast geven om op basis van de beschrijving de communicatie-indicator te evalueren. De evaluatiemethodiek sluit af met een hoofdstuk over externe invloeden, zoals menselijke activiteiten, om tot een coherente evaluatie en systeembeschrijving te komen.

De rapportage bestaat uit de volgende hoofdstukken:

Samenvatting	(allen)
Inleiding	(T. Maris ¹ , A. Bruens ² , H. Holzhauer ² en S. Ouwerkerk)
Hydrodynamiek	(J. Vroom ² , A. Nolte ² , K. Kuijper ² , H. Holzhauer, M. Taal ² en V. Vuik)
Morfologie	(J. Vroom, M. Taal, C. Jeuken ² , H. Holzhauer, S. Thant, S. Michielsens, P. Hyde en I. Van de Moortel)
Waterkwaliteit	(T. Maris, M. De Jonge ¹ , J. Kromkamp ³ , P. Meire ¹ en W. Van Echelpoel)
Leefomgeving	(L. van Duren ² , H. Holzhauer, B. van Wesenbeeck ² , G. Van Ryckegem ⁴ , E. Van den Bergh ⁴ , T. Boudewijn en I. Van de Moortel)
Ecologie	(T. Maris, S. Wijnhoven ³ , G. van Ryckegem, E. Van den Bergh, P. Meire, S. van Damme ¹ , W. Van Echelpoel, T. Boudewijn, H. van der Jagt, S. Duijns, S. Bruneel)
Menselijke activiteit	(S. Thant, S. Michielsens, P. Hyde en I. Van de Moortel)

¹ Universiteit Antwerpen

² Deltares

³ NIOZ

⁴ INBO

Bovenstaande personen hebben aan de eerste versie (fase 1 & 2) en/of aan de update (de eerste in 2014 en/of de tweede in 2021/22) bijgedragen als auteur of reviewer van de Evaluatiemethodiek. Cursief gedrukt zijn de namen van de leden van het consortium Schelde in Beeld die bijgedragen hebben aan de update in 2021/22. Daarnaast hebben de leden van de projectgroep Evaluatie en Rapportage een belangrijke rol gehad als reviewer van de verschillende hoofdstukken, het gaat om: Silvana Ciarelli, John Maaskant, Dieter Meire, Gunther Van Ryckegem, Sandra de Smedt, Jürgen Süffis en Marcel Taal.

Gelieve op de volgende wijze naar dit rapport te verwijzen:

Consortium Schelde in Beeld (2022)

Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Update 2021. Consortium Schelde in Beeld. HKV, Universiteit Gent, Bureau Waardenburg en Antea Group. 25 oktober 2022

Samenvatting

Inleiding

Achtergrond

Het Schelde-estuarium is een complex systeem, dat in volle verandering is. Om de belangen betreffende de economie, de veiligheid en de natuur te waarborgen, hebben Nederland en Vlaanderen samen een integrale aanpak uitgewerkt: de langetermijnvisie (LTV2030). Hieruit volgde de Ontwikkelingsschets 2010 en werd beslist tot een gemeenschappelijk monitoringsprogramma MONEOS. Ook als de juiste parameters op de juiste plaats met de juiste frequentie worden gemeten, geven al deze data nog niet direct pasklaar antwoord op de vragen vanuit het beleid. Daarvoor is een evaluatiemethodiek vereist. De uitgangspunten van deze methodiek zijn de beleidsdoelstellingen uit de LTV en een goed functioneren van het ecosysteem, en niet een historische of ongerepte referentie. De evaluatie mag geen eenzijdige consolidatie van de huidige toestand nastreven, maar beoogt een systeem dat goed functioneert. Het estuarium moet de vrijheid krijgen om te kunnen evolueren binnen de grenzen van dat goede functioneren. De methodiek moet de mogelijkheid bieden diverse ontwikkelingsrichtingen tijdig te herkennen en te evalueren, ter ondersteuning van een adaptief beheer. De methodiek zal toegepast worden om elke zes jaar een evaluatie van het Schelde-estuarium uit te voeren.

Eind 2011 werd de eerste versie van de evaluatiemethodiek definitief opgeleverd, die voor het eerst werd toegepast in de periode 2012-2013 bij de T2009-evaluatie. Op basis hiervan werd een reeks opmerkingen en voorstellen voor verbetering geformuleerd. De nota Evaluatie van de Evaluatiemethodiek (Maris *et al.*, 2014) geeft een overzicht van de leemten of knelpunten die bij de T2009 aan het licht kwamen.

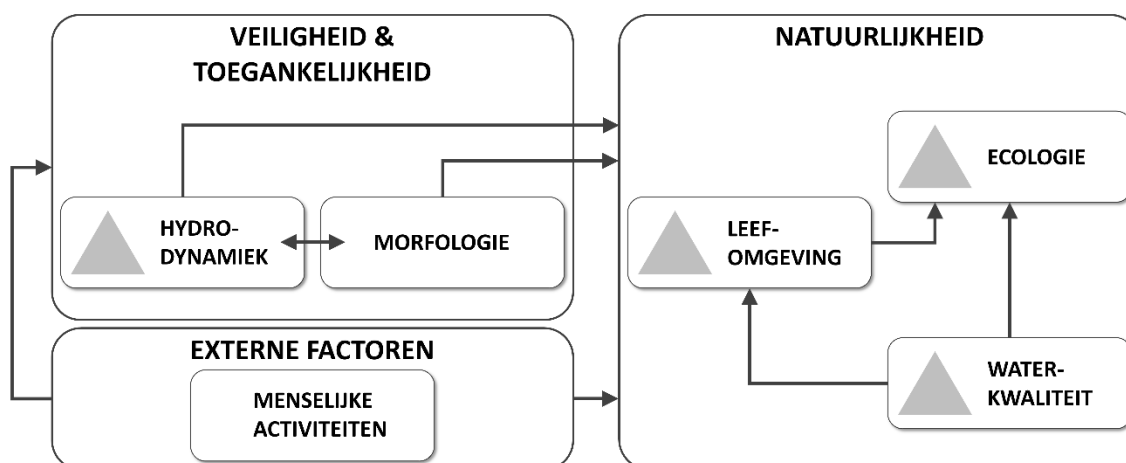
Op basis van de Evaluatie van de Evaluatiemethodiek, bijkomende opmerkingen van onder andere de Commissie Monitoring Westerschelde en nieuwe inzichten, werd in 2014 een update gemaakt van de Evaluatiemethodiek (Maris *et al.*, 2014), die werd toegepast in de periode 2016 - 2018 bij de T2015-evaluatie (Barneveld *et al.*, 2018).

Ook bij de T2015-evaluatie is een reeks opmerkingen en voorstellen voor verbetering geformuleerd. Een belangrijk aandachtspunt was dat er meer samenhang tussen de verschillende piramides voor de pijler Natuurlijkheid gecreëerd diende te worden. In het onderzoeksprogramma '19-'23 zijn vervolgens acties opgenomen om de Evaluatiemethodiek Schelde Estuarium (EMSE) te updaten. Het voorliggende document betreft een volledige en bijgewerkte methodiek beschikbaar is.

Werkwijze

De methodiek is opgebouwd rond de drie hoofdfuncties van de LTV: Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid. Vanuit deze functies is een set van vijf communicatie-indicatoren ontwikkeld (Figuur 1).

Voor Veiligheid en Toegankelijkheid wordt de invloed vanuit het systeemfunctioneren op beide functies geëvalueerd binnen de communicatie-indicator Hydrodynamiek, die uit de vroegere communicatie-indicatoren Dynamiek waterbeweging en Bevaarbaarheid bestaat. Het evalueren van veiligheid en toegankelijkheid op zich behoort niet tot deze methodiek. Voor de evaluatie van Natuurlijkheid zijn drie communicatie-indicatoren opgesteld: Leefomgeving, Waterkwaliteit, en Ecologie, die uit de vroegere communicatie-indicatoren Ecologisch functioneren en Flora en Fauna. Bestaat. De vijf communicatie-indicatoren worden met uitzondering van Morfologie alle beoordeeld volgens de methode omschreven in deze evaluatiemethodiek, en kunnen een gunstige of ongunstige beoordeling krijgen. De vijfde communicatie-indicator, Morfologie, geeft de ontwikkelingen betreffende de morfologie weer. Deze communicatie-indicator wordt niet beoordeeld, omdat er vanuit de bestaande beleid- en beheersvisies (nog) geen ondubbelzinnige beoordeling van de ontwikkelingen mogelijk is. De communicatie-indicator is echter onmisbaar als verklarende parameter bij andere communicatie-indicatoren.



Figuur 1: Schematische weergave van de communicatie-indicatoren (piramides) per hoofdfunctie van de langetermijnvisie.

Elke communicatie-indicator is uitgewerkt in een zelfstandig hoofdstuk, waarbij de beoordeling een getrapte aanpak volgt: de piramide-aanpak (Figuur 2). Bovenaan de piramide staat de communicatie-indicator. Deze wordt beoordeeld door de onderliggende niveaus te doorlopen. N.B. Voor Morfologie is er geen piramide en geen beoordeling.

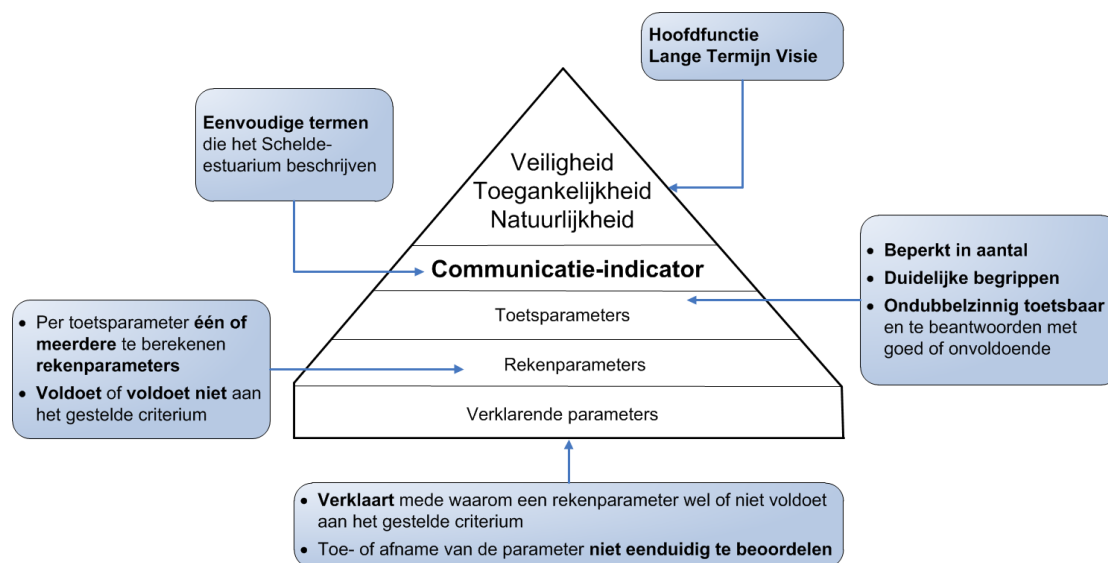
Niveau 1: Rechtstreeks onder de communicatie-indicator staan de toetsparameters: een beperkte maar toch volledige set parameters waarmee een ondubbelzinnig de toestand of trend van de communicatie-indicator beoordeeld kan worden.

Niveau 2: Elke toetsparameter is opgebouwd uit één of meerdere rekenparameters. Voor elke rekenparameter is een duidelijk toetsingscriterium opgesteld. Alle rekenparameters samen bepalen of de ontwikkelingen van een toetsparameter gunstig of ongunstig zijn voor het functioneren van het systeem.

Niveau 3: Onderaan de piramide staat een set verklarende parameters. Verklarende parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en minder aan het beoordelen van de ontwikkeling. De verklarende parameters zelf zijn immers niet onafhankelijk te beoordelen.

Bij de evaluatie worden steeds alle niveaus doorlopen. Ook verklarende parameters worden steeds bepaald. Trends in verklarende parameters kunnen immers wijzen op onderliggende problemen die op termijn kunnen leiden tot negatieve ontwikkelingen in een bepaalde toetsparameter.

Bij de evaluatie worden steeds alle niveaus doorlopen. Ook verklarende parameters worden steeds bepaald. Trends in verklarende parameters kunnen immers wijzen op onderliggende problemen die op termijn kunnen leiden tot negatieve ontwikkelingen in een bepaalde toetsparameter.



Figuur 2: Schematische weergave 'piramide-aanpak'.

De indeling in verschillende piramides betekent echter niet dat de onderlinge samenhang uit het oog wordt verloren. Wederzijdse beïnvloeding tussen piramides is groot, ook al zijn ze opgesteld met een minimum aan redundantie. Maar toets- of rekenparameters uit de ene piramide kunnen terugkeren als verklarende parameter in een andere. Zo wordt impliciet de verwevenheid van het estuariene systeem ingebouwd in de methodiek.

In onderstaande paragrafen worden alle zeven communicatie-indicatoren en de bijbehorende toets- en rekenparameters kort beschreven.

Hydrodynamiek

De hydrodynamiek in het Schelde-estuarium bestaat uit een wisselwerking tussen de randvoorwaarden zoals het astronomisch getij, wind, rivierafvoer en de morfologie (bathymetrie en geometrie) van het estuarium.

Verticaal uit zich dat in de hoog- en laagwaters en golven; horizontaal in stroomsnelheden en debieten. De waterbeweging staat aan de basis van de veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid van het Schelde-estuarium.

De communicatie-indicator Hydrodynamiek is een samenvoeging van de communicatie-indicatoren Dynamiek Waterbeweging en Bevaarbaarheid uit de T2009 en T2015, gekoppeld aan respectievelijk de hoofdfuncties veiligheid en toegankelijkheid van het Schelde-estuarium. De communicatie-indicator Hydrodynamiek richt zich op twee aspecten:

1. Allereerst worden de waterstanden en golven in het Schelde-estuarium beschouwd, wat voornamelijk van belang is voor de hoofdfunctie veiligheid, maar ook van belang is voor de hoofdfuncties toegankelijkheid en natuurlijkheid.
2. Daarnaast wordt de bevaarbaarheid van het Schelde-estuarium geëvalueerd. De bevaarbaarheid is afhankelijk van zowel de waterbeweging als de bathymetrie en is bepalend voor de hoofdfunctie toegankelijkheid.

Morfologie

Morfologie vormt een drager van alle drie de LTV-functies: Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid. Het is een zelfstandige communicatie-indicator, maar heeft in tegenstelling tot de andere communicatie-indicatoren geen piramide, noch beoordeling. Een evaluatie en waardering van morfologische veranderingen is namelijk sterk afhankelijk van de functie van waaruit ze bekeken worden. Er bestaan dan ook geen concrete doelstellingen voor morfologie die een basis geven voor een ondubbelzinnig oordeel.

De evaluatiemethodiek schrijft een coherente, morfologische systeembeschrijving voor van de drie deelsystemen van het Schelde-estuarium: de monding zeewaarts de lijn Vlissingen-Breskens, het meergeulensysteem van de Westerschelde en het ééngelensysteem van de Zeeschelde. Als houvast staan er, per deelsysteem, een minimale set aan kernvragen die men aan de hand van verklarende parameters dient te behandelen. De systeembeschrijving kan daarna aangewend worden voor het verklaren van waarnemingen (en evaluaties) bij de andere Communicatie-indicatoren.

Waterkwaliteit

De waterkwaliteit in het Schelde-estuarium wordt in sterke mate gestuurd door de natuurlijke processen en antropogene activiteiten die in het volledige bekken plaatsvinden. Bovendien kunnen significante verstoringen in de waterkwaliteit op relatief korte termijn plaatsvinden en voor acute stress zorgen in de biotische gemeenschap. De opvolging van de toestand en het beheer van menselijke activiteiten doorheen het volledige bekken zijn dan ook cruciaal om een goede waterkwaliteit te behalen en te behouden. Hierdoor staat de waterkwaliteit mee aan de basis van de natuurlijkheid van het Schelde-estuarium.

De communicatie-indicator *Waterkwaliteit* richt zich op vier hoofdthema's:

1. Allereerst wordt er gekeken naar het **Zuurstofgehalte** in de waterkolom. Zuurstof is namelijk essentieel voor al het dierlijk leven, gaande van kleine planktonbeestjes tot grote vissen. Indien er iets mis is met het zuurstofgehalte, dan zal het gehele ecosysteem de gevolgen hiervan dragen. Hiervoor worden drie rekenparameters beschouwd.
2. Ook de aanwezigheid en vracht van **Nutriënten** wordt opgevolgd. Hierbij wordt nagegaan of de vracht die door de Schelde passeert (en in de monding terecht komt), in de weg staat van het bereiken van een goede ecologische status. Hiervoor worden tien rekenparameters beschouwd.
3. Overige sturende abiotische factoren worden samengenomen in de beschrijving van het **Abiotisch klimaat**. Parameters zoals zoutgehalte, zwevende stof en temperatuur hebben namelijk een significante invloed op de samenstelling van de biotische gemeenschap (en bijgevolg op de energieproductie en -doorstroming). Hiervoor worden drie rekenparameters beschouwd.
4. Finaal wordt de aanwezigheid van **Verontreinigende stoffen** opgevolgd. Deze stoffen kunnen natuurlijk of antropogeen van origine zijn, maar zijn tevens gekend voor de toxische effecten die ze kunnen uitoefenen op de aquatische fauna en flora. Een verhoogde aanwezigheid van deze stoffen kan het ecosysteem functioneren dan ook grondig verstoren. Hiervoor worden drie rekenparameters beschouwd.

Parameters zoals **lichtklimaat** of **verblijftijd** zijn ook onlosmakelijk verbonden met waterkwaliteit, zij zullen als verklarende parameter aangewend worden bij de evaluatie.

Leefomgeving

De indicator *Leefomgeving* richt zich op de evaluatie van het leefgebied voor flora en fauna in het Schelde-estuarium. Er vinden voortdurend veranderingen plaats door de hydrodynamiek, morfologie, de zoutgradiënt, maar ook door menselijk ingrijpen treden morfologische veranderingen plaats. Dit is van invloed op de beschikbaarheid van habitats, die ieder weer een specifieke flora en fauna hebben. De *Leefomgeving* is de resultante van *Morfologie*, *Hydrodynamiek* en *Menselijk ingrijpen*.

De habitats zijn, afhankelijk van hun hoogteligging en ruimtelijke locatie, belangrijk als foerageergebied, rustplaats of voortplantingsgebied. Een evenwichtige verdeling van de habitats is essentieel voor een goed functionerend Schelde-estuarium, waarin voldoende ruimte is voor de soorten flora en fauna kenmerkend voor het Schelde-estuarium. Enerzijds betekent dit voldoende dynamiek om de meer dynamische habitats en de cyclische vernieuwing van schor te ondersteunen, maar anderzijds dat er voldoende stabiliteit is voor soorten van laagdynamische milieus. Indien de Leefomgeving op orde is, vormt dit een goede basis voor een goed ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium.

De communicatie-indicator *Leefomgeving* richt zich op de toetsparameters *Oppervlakte* en *Kwaliteit*.

1. De toetsparameter **Oppervlakte** is belangrijk voor het ecologisch functioneren. Hierbij is niet alleen het areaal van de verschillende habitats van belang, maar ook de verhouding waarin deze voorkomen. Zo worden in de Zeeschelde eisen aan de beschikbare oppervlakte slik gesteld en mag het areaal ondiep water niet afnemen, terwijl de oppervlakte diep water juist niet mag toenemen. In de Westerschelde dienen de hoogdynamische habitats niet toe te nemen ten koste van de laagdynamische habitats, omdat deze laatste een hogere diversiteit van de fauna kennen.

2. De **Kwaliteit** van het habitat wordt bepaald door de structuur (abiotische kwaliteit) en de aanwezigheid van verschillende organismen (biologische kwaliteit). De focus van de toetsparameter *Kwaliteit* ligt op de abiotische kwaliteit, gezien de biotische aspecten onderdeel vormen van de integrale analyse in communicatie-indicator *Ecologie*.

Via een analyse op de ecotopenkaarten, wordt er gecontroleerd of zowel de minimale oeverbreedte als de gewenste zonering en breedte van de schorhabitat gehaald is.

Voor de evaluatie van de indicator *Leefomgeving* kan gebruik gemaakt worden van verklarende parameters uit andere piramiden zoals Hydrologie, Morfologie, Waterkwaliteit en Ecologie. Daarnaast zijn Menselijke ingrepen, zoals vaargeulverruiming, storten, Sigmaplannen en andere activiteiten van grote invloed.

Ecologie

De communicatie-indicator *Ecologie* is een onderdeel van de hoofdfunctie *Natuurlijkheid* van het estuarium, waarbij de focus ligt op het opvolgen van veranderingen en verschuivingen binnen functionele groepen en het zoeken naar potentiële verklaringen hiervoor in de onderliggende, sturende abiotische factoren. Deze relaties zijn conceptueel weergegeven in de vorm van verhaallijnen, die zowel de vroegere communicatie-indicatoren *Flora en Fauna* als *Ecologisch functioneren* omvatten. Dit betekent dat er minder rekenparameters geëvalueerd worden en meer een kwalitatieve benadering wordt gehanteerd. Voor de analyse en evaluatie wordt dan ook voornamelijk gekeken naar specifieke soorten en groepen en naar groep-specifieke verhaallijnen.

Exoten worden in dit hoofdstuk apart behandeld. Exoten zijn door menselijk handelen in het estuarium terecht gekomen. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen schadelijke en niet-schadelijke exoten. Schadelijke exoten zijn soorten die een potentieel ontwrichtend effect hebben op andere soorten of functies; de zogenoemde invasieve exoten.

Binnen *Ecologie* zijn de volgende toetsparameters geïdentificeerd: (1) *Vegetatie*, (2) *Primaire productie*, (3) *Zoöplankton*, (4) *Macrozoöbenthos*, (5) *Hyperbenthos*, (6) *Vissen*, (7) *Vogels*, (8) *Zeezoogdieren* en (9) *Exoten*. Per toetsparameter wordt gekeken naar soorten die een sleutelfunctie vervullen of die een bijzondere bescherming genieten. De criteria die worden gebruikt zijn afkomstig uit de Kaderrichtlijn Water, aanwijzing als Natura 2000-gebied of andere criteria. Daarnaast wordt gekeken naar de relatie tussen abiotiek en biotiek, waarbij getracht wordt de veranderingen in de biotiek te verklaren met behulp van veranderingen in onderliggende sturende variabelen in de abiotiek of, in het geval van hogere trofische niveaus, van onderliggende biotische variabelen.

Binnen een toetsparameter is het belangrijk dat er evenwichtige verdeling van de verschillende functionele groepen is, zodat niet een groep binnen de toetsparameter gaat domineren. De algemene index die in dit hoofdstuk daarvoor gebruikt wordt is de Shannon-index, die een direct beeld geeft van de structuur en samenstelling van de beschouwde gemeenschap. Verschuivingen binnen de gemeenschap komen tot uiting in de Index-waarde.

Voor de evaluatie van de indicator *Leefomgeving* kan gebruik gemaakt worden van verklarende parameters uit andere piramiden zoals *Hydrodynamiek*, *Morfologie* en *Waterkwaliteit* maar ook van ontwikkelingen van andere rekenparameters binnen de piramide *Ecologie*. Daarnaast zijn *Menselijke ingrepen*, zoals vaargeulverruiming, storten, realisatie Sigmaplan en andere activiteiten van grote invloed.

Menselijke activiteiten

Het Schelde-estuarium is al sinds mensenheugenis onderhevig aan menselijke activiteiten: in- en ontpoldering, onderhoud van de vaargeul, het zuiveren van geloosd afvalwater enzovoort. Dergelijke activiteiten kunnen een impact hebben op verschillende aspecten van het systeem. Om een doordachte evaluatie van de andere hoofdstukken te bewerkstelligen, dient men rekening te houden met zowel de directe als indirecte effecten van menselijke activiteiten.

Dit hoofdstuk omvat geen evaluatie op zich, maar vormt als centraal overzicht een ondersteuning voor de evaluatie van de piramides. Als houvast schrijft de evaluatiemethodiek een niet-limitatieve lijst aan relevante activiteiten voor, waarvan men steeds controleert of deze plaatsvonden tijdens de beschouwde periode.

Literatuurlijst

Maris, T., Bruens, A., van Duren, L., Vroom, J., Holzhauer, H., De Jonghe, M., Van Damme, S., Nolte, A., Kuijper, K., Taal, M., Jeuken, C., Kromkamp, J., van Wesenbeeck, B., Van Ryckegem, G., Van den Bergh E., Wijnhoven, S. & Meire, P. (2014). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, update 2014. Deltares rapportnummer 1209394. Deltares, Universiteit Antwerpen, NIOZ en INBO.

Barneveld, H.J., Nicolai, R.P., van Veen, M., van Haaster, S., Boudewijn, T.J., de Jong, J.W., van Didden, K., van de Haterd, R.J.W., Middenveld, P.P., Michielsen, S., van de Moortel, I., Velez, C. & De Wilde, E. (2018). Analyserapport: T2015-rapportage Schelde-estuarium. Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie.

INHOUDSOPGAVE

Leeswijzer.....	1
Samenvatting.....	3
Inleiding	3
Achtergrond	3
Werkwijze	3
Hydrodynamiek.....	5
Morfologie	6
Waterkwaliteit	6
Leefomgeving	7
Ecologie	8
Menselijke activiteiten	9
Literatuurlijst.....	9
1. Inleiding	1
1.1. Achtergrond en kader.....	2
1.1.1. Langetermijnvisie	2
1.1.2. Ontwikkelingsschets 2010	3
1.1.3. MONEOS: Geïntegreerde Monitoring van het Schelde-estuarium.....	3
1.1.4. Evaluatiemethodiek	4
1.2. Gehanteerde werkwijze evaluatiemethodiek	5
1.2.1. Doelstellingen van de Evaluatiemethodiek	5
1.2.2. Wettelijke kaders	6
1.2.3. Methodiek	6
1.2.4. Evaluatie- en Analyserapport	9
1.2.5. Ruimtelijke indeling	11
1.2.6. Temporele indeling	17
1.2.7. Referentieperiode	17
1.2.8. Link naar scripts.....	18
1.2.9. Omgaan met onzekerheden – nuanceringen	18
1.3. Literatuurlijst	19
2. Hydrodynamiek	22
2.1. Inleiding.....	22
2.2. Achtergrondkader.....	22
2.3. Werkwijze	23
2.3.1. Toetsparameters	23
2.3.2. Rekenparameters	24
2.3.3. Verklarende parameters	25
2.3.4. Stroming	26
2.4. Ruimtelijk en temporeel bereik	27
2.5. Toetsparameter: Hoogwater.....	29

2.5.1.	Effecten van veranderingen	30
2.5.2.	Rekenparameters en criteria	31
2.5.3.	Samenvatting en evaluatie	33
2.6.	Toetsparameter: Golven	34
2.6.1.	Effecten van veranderingen	34
2.6.2.	Rekenparameter en criteria	35
2.6.3.	Samenvatting en evaluatie	36
2.7.	Toetsparameter: Beschikbare diepte	37
2.7.1.	Effecten van veranderingen	38
2.7.2.	Rekenparameters en criteria	39
2.7.3.	Samenvatting en evaluatie	40
2.8.	Toetsparameter: Scheepsbewegingen	40
2.8.1.	Effecten van veranderingen	41
2.8.2.	Rekenparameters en criteria	44
2.8.3.	Samenvatting en evaluatie	45
2.9.	Verklarende parameters	46
2.9.1.	Hydrodynamische randvoorwaarden	46
2.9.2.	Geometrie en bathymetrie	48
2.9.3.	Morfologische dynamiek	49
2.10.	Parameters voor andere communicatie-indicatoren	49
2.10.1.	Verblijftijd	50
2.10.2.	Getijasymmetrie	51
2.10.3.	Relatieve getijslag	51
2.10.4.	Getijweglengte	51
2.10.5.	Verhouding getijvolumes	51
2.10.6.	Stroomsnelheid	52
2.11.	Literatuurlijst Hydrodynamiek	52
3.	Morfologie	54
3.1.	Inleiding	54
3.1.1.	Achtergrondkader	54
3.1.2.	Werkwijze	55
3.2.	Monding	55
3.2.1.	Inleiding	55
3.2.2.	Werkwijze Systeembeschrijving Monding	56
3.3.	Meergeulensysteem	57
3.3.1.	Inleiding	57
3.3.2.	Werkwijze Systeembeschrijving Meergeulensysteem	59
3.4.	Ééngelensysteem	61
3.4.1.	Inleiding	61
3.4.2.	Werkwijze Systeembeschrijving Ééngelensysteem	62
3.5.	Verklarende parameters	62
3.5.1.	Inleiding	62
3.5.2.	Diepte- erosie/sedimentatie en DVD-verschilkaarten	62
3.5.3.	Bodemsamenstelling en sedimenteigenschappen	63

3.5.4.	Geologie.....	64
3.5.5.	Dimensionering	64
3.5.6.	Kronkelfactor	67
3.5.7.	Watervolume van geulen i.r.t. volume van ingrepen	68
3.5.8.	Sedimentbalans.....	69
3.5.9.	Sedimenttransportcapaciteit	70
3.5.10.	Menselijke activiteiten	70
3.5.11.	Hydrodynamica	70
3.6.	Literatuurlijst Morfologie.....	71
4.	Waterkwaliteit	75
4.1.	Inleiding	75
4.1.1.	Werkwijze communicatie-indicator Waterkwaliteit.....	75
4.1.2.	Ruimtelijk en temporeel bereik.....	77
4.2.	Toetsparameter Zuurstof.....	78
4.2.1.	Inleiding	78
4.2.2.	Rekenparameters en criteria voor <i>Zuurstof</i>	80
4.2.3.	Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter <i>Zuurstof</i>	82
4.3.	Toetsparameter Nutriënten	82
4.3.1.	Inleiding	82
4.3.2.	Rekenparameters en criteria voor <i>Nutriënten</i>	83
4.3.3.	Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter <i>Nutriënten</i>	90
4.4.	Toetsparameter Abiotisch klimaat	91
4.4.1.	Inleiding	91
4.4.2.	Rekenparameters en criteria voor <i>Abiotisch klimaat</i>	91
4.4.3.	Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter <i>Abiotisch klimaat</i>	95
4.5.	Toetsparameter Verontreinigende stoffen	96
4.5.1.	Inleiding	96
4.5.2.	Rekenparameters en criteria voor <i>Verontreinigende stoffen</i>	97
4.5.3.	Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter <i>Verontreinigende stoffen</i>	106
4.6.	Verklarende parameters	107
4.6.1.	Inleiding	107
4.6.2.	Input estuarium	108
4.6.3.	Zoutdynamiek	108
4.6.4.	Lichtlimitatie	111
4.6.5.	Temperatuurdynamiek	114
4.6.6.	Zuurtegraad (pH)	115
4.6.7.	Chlorofyl <i>a</i>	116
4.6.8.	Verblijftijd	117
4.6.9.	Getijasymmetrie	118
4.6.10.	Relatieve getijslag	119
4.6.11.	Menselijke Activiteiten.....	119
4.7.	Overige thematische parameters.....	120
4.7.1.	Particulaire organische koolstof (POC)	120
4.7.2.	Nutriëntverhoudingen	120

4.8.	Link met eerstelijnsrapportages	120
4.9.	Literatuurlijst Waterkwaliteit	122
5.	Leefomgeving	127
5.1.	Inleiding	127
5.1.1.	Achtergrondkader	127
5.1.2.	Werkwijze indicator: Leefomgeving	129
5.1.3.	Ruimtelijk en temporeel bereik	130
5.2.	Toetsparameter: Oppervlak	132
5.2.1.	Inleiding	132
5.2.2.	Hydrodynamiek	132
5.2.3.	Effecten van veranderingen in het habitatooppervlak	133
5.2.4.	Rekenparameters en criteria	135
5.2.5.	Samenvatting en beoordeling toetsparameter: Oppervlak	138
5.3.	Toetsparameter: Kwaliteit	140
5.3.1.	Inleiding	140
5.3.2.	Effecten van verandering in de kwaliteit	141
5.3.3.	Rekenparameters en criteria	146
5.3.4.	Samenvatting en beoordeling toetsparameter Kwaliteit	148
5.4.	Verklarende parameters	148
5.4.1.	Hydrodynamiek	149
5.4.2.	Droogvalduur	150
5.4.3.	Substraat	153
5.4.4.	Morfologie	153
5.4.5.	Waterkwaliteit	153
5.4.6.	Vegetatieontwikkeling	154
5.4.7.	Benthische microalgen	154
5.4.8.	Turn-over	154
5.4.9.	Menselijke Activiteiten	156
5.5.	Literatuurlijst Leefomgeving	156
6.	Ecologie	162
6.1.	Inleiding	162
6.1.1.	Werkwijze communicatie-indicator Ecologie	163
6.1.2.	Ruimtelijk en temporeel bereik	167
6.2.	Toetsparameter Vegetatie	167
6.2.1.	Inleiding	167
6.2.2.	Beschrijvende variabelen en sturende factoren	169
6.2.3.	Rekenparameters voor de toetsparameter Vegetatie	173
6.2.4.	Additionele analyses en verklarende parameters	180
6.3.	Toetsparameter Primaire productie	182
6.3.1.	Inleiding	182
6.3.2.	Beschrijvende variabelen en sturende factoren	183
6.3.3.	Rekenparameters voor de toetsparameter Primaire productie	189
6.3.4.	Additionele analyses en verklarende parameters	193
6.4.	Toetsparameter Zoöplankton	196

6.4.1.	Inleiding	196
6.4.2.	Beschrijvende variabelen en sturende factoren	198
6.4.3.	Rekenparameters voor de toetsparameter Zoöplankton	202
6.4.4.	Additionele analyses en verklarende parameters	204
6.5.	Toetsparameter Macrozoöbenthos	206
6.5.1.	Inleiding	206
6.5.2.	Beschrijvende variabelen en sturende factoren	207
6.5.3.	Rekenparameters voor de toetsparameter Macrozoöbenthos	210
6.5.4.	Additionele analyses en verklarende parameters	213
6.6.	Toetsparameter Hyperbenthos	214
6.6.1.	Inleiding	214
6.6.2.	Beschrijvende variabelen en sturende factoren	215
6.6.3.	Rekenparameters voor de toetsparameter Hyperbenthos	218
6.6.4.	Additionele analyses en verklarende parameters	220
6.7.	Toetsparameter Vissen	222
6.7.1.	Inleiding	222
6.7.2.	Beschrijvende variabelen en sturende factoren	223
6.7.3.	Rekenparameters voor de toetsparameter Vissen	225
6.7.4.	Additionele analyses en verklarende parameters	227
6.8.	Toetsparameter Vogels	228
6.8.1.	Inleiding	228
6.8.2.	Beschrijvende variabelen en sturende factoren	229
6.8.3.	Rekenparameters voor de toetsparameter Vogels	234
6.8.4.	Additionele analyses en verklarende parameters	241
6.9.	Toetsparameter Zeezoogdieren	244
6.9.1.	Inleiding	244
6.9.2.	Beschrijvende variabelen en sturende factoren	246
6.9.3.	Rekenparameters voor de toetsparameter Zeezoogdieren	248
6.9.4.	Additionele analyses en verklarende parameters	253
6.10.	Toetsparameter Exoten	254
6.10.1.	Inleiding	254
6.10.2.	Beschrijvende variabelen	255
6.10.3.	Rekenparameters voor de toetsparameter Exoten	256
6.10.4.	Additionele analyses	258
6.11.	Literatuurlijst Ecologie	258
7.	Menselijke activiteiten	275
7.1.	Sedimentbeheer	275
7.2.	Begrenzing van het estuarium	276
7.3.	Rechtstrekking en hermeandering	276
7.4.	Erosiereducerende maatregelen	277
7.5.	Sturing bovenafvoer	277
7.6.	Stroomgeleiding	278
7.7.	Antropogene bronnen van verontreiniging	279
7.8.	Verstorende recreatieve ontsluitingen	279

7.9.	Scheepvaart	280
7.10.	Beheersmaatregelen Exoten	281
7.11.	Literatuur	281

1. Inleiding

Meten is weten. Deze gevleugelde woorden zijn de drijfveer achter het Geïntegreerde Monitoringsprogramma voor het Schelde-estuarium (MONEOS, Meire & Maris, 2008). Vanuit een reeks wettelijke kaders en beleidsvragen werd een geïntegreerd meetprogramma opgesteld. De juiste parameters worden op de juiste plaats met de juiste frequentie gemeten. Maar de metingen op zich geven geen rechtstreeks antwoord op de beleidsvragen. Voordat we echt iets weten, moet die schat aan informatie op een degelijke manier verwerkt en geëvalueerd worden. “*Metten is weten*” vereist dus naast een goed monitoringsprogramma (= meten) ook een goede evaluatiemethodiek (= weten). Het doel van deze evaluatiemethodiek is daarom: aangeven hoe we vanuit de diversiteit aan meetresultaten een helder antwoord kunnen formuleren voor het beleid.

Het Schelde-estuarium is een zeer complex systeem waar mensen wonen, werken en unieke natuurgebieden liggen (Ontwikkelingsschets 2010). Het Schelde-estuarium is continu aan verandering onderhevig. De invloed van natuurlijke factoren dan wel de effecten van menselijk ingrijpen zijn moeilijk van elkaar te onderscheiden. Toch wensen we de mechanismen achter deze veranderingen duidelijk te ontrafelen: we moeten immers kunnen evalueren wat de impact is van het gevoerde beleid. Dit is essentieel om het Schelde-estuarium naar de toekomst toe op een verantwoorde manier te beheren.

De uitdagingen voor het Schelde-estuarium zijn groot. Enerzijds zijn er belangrijke autonome ontwikkelingen zoals de klimaatsverandering en de stijging van de zeespiegel, welke een grote invloed zullen hebben het ecosysteemfunctioneren in het estuarium. Anderzijds zijn er grote infrastructuurwerken gepland om het estuarium beter toegankelijk te maken, te behoeden voor overstromingen of om de natuurlijkheid te vergroten. Ook in het bekken worden belangrijke maatregelen getroffen waaronder waterzuivering, erosiebestrijding en waterretentie. De effecten van dit alles in kaart brengen en evalueren aan de hand van de verschillende beleidsdoelstellingen is een noodzaak.

De uitgangspunten van de methodiek zijn de beleidsdoelstellingen uit de lange termijnvisie en het goed functioneren van het ecosysteem. Er wordt dus niet vertrokken vanuit een historische of ongerepte referentie. De evaluatie mag echter geen eenzijdige consolidatie van de huidige toestand nastreven, wel een systeem dat goed functioneert in het licht van de langetermijnvisie (LTV 2030, 2000). Het estuarium moet de vrijheid krijgen om te kunnen evolueren binnen de grenzen van dat goede functioneren. Het monitoringsprogramma moet samen met de evaluatiemethodiek de mogelijkheid bieden om diverse ontwikkelingsrichtingen tijdig te herkennen en te evalueren, ter ondersteuning van een adaptief beheer.

1.1. Achtergrond en kader

Het Schelde-estuarium is met een totale oppervlakte van ca. 33.000 ha een van de grootste estuaria van Europa. Met een lengte van 160 km en een volledige gradiënt van zoet over brak naar zout is het een natuurgebied dat internationale erkenning en bescherming geniet. Het vormt tevens de toegang tot verschillende belangrijke havens en een bron van diverse andere economische activiteiten zoals visserij, zandwinning (hoewel in steeds mindere mate) en toerisme. Het estuarium moet enerzijds water vanuit het bekken afvoeren en anderzijds water kunnen bufferen tijdens stormen vanuit zee. Er kunnen daarom vanuit verschillende invalshoeken doelstellingen geformuleerd worden voor het estuarium, doelstellingen die soms tegenstrijdige belangen behartigen. Het grensoverschrijdende karakter van het estuarium maakt het geheel niet eenvoudiger. Groeiende inzichten in de complexiteit van het estuarium en de onderlinge beïnvloeding van verschillende maatregelen hebben Nederland en Vlaanderen aangezet tot een meer integrale aanpak: de langetermijnvisie (LTV2030, 2000).

1.1.1. Langetermijnvisie

In 1999 besloten Nederland en Vlaanderen een gezamenlijke langetermijnvisie (LTV2030, 2000) voor het Schelde-estuarium op te stellen rond de functies *Veiligheid tegen overstromen*, *Toegankelijkheid van de havens* en *Natuurlijkheid van het systeem*. Het uitgangspunt hierbij was: *"Het ontwikkelen van een gezond en multifunctioneel watersysteem dat op duurzame wijze gebruikt wordt voor menselijke behoeften"*. De Technische Schelde Commissie (TSC) nam de leiding voor het opstellen van deze integrale visie en in januari 2001 is het resultaat aan de bevoegde bewindslieden aangeboden.

De LTV streeft tegen 2030 de volgende fysieke systeemkenmerken na (LTV2030, 2000):

"...een open en natuurlijk mondingsgebied, een systeem van hoofd- en nevengeulen met tussenliggende platen en ondiepwatergebieden in de Westerschelde en een riviersysteem met meanderend karakter in de Zeeschelde. Daarnaast treft men een grote diversiteit aan van schorren, slikken en platen in zout, brak en zoet gebied, gecombineerd met natuurvriendelijke oevers."

De langetermijnvisie kon samengevat worden in een streefbeeld voor het jaar 2030 bestaande uit 5 kenmerken:

1. De instandhouding van de fysieke systeemkenmerken van het estuarium is het uitgangspunt van beheer en beleid.
2. Maximale veiligheid is een belangrijke bestaansvoorwaarde voor beide landen.
3. Als trekpaard voor de welvaart zijn de Scheldehavens optimaal toegankelijk.
4. Het estuariene ecosysteem is gezond en dynamisch.
5. Nederland en Vlaanderen werken bestuurlijk-politiek en operationeel samen.

Na de LTV2030 (2000) volgden de memoranda van Kallo (2001) en Vlissingen (2002), waarin de verantwoordelijke Vlaamse en Nederlandse bewindslieden de langetermijnvisie en het daarin gepresenteerde streefbeeld voor 2030 als het gezamenlijke kader voor verdere samenwerking onderschreven. In 2002 werd gestart met het opstellen van een Ontwikkelingsschets2010 (OS2010, 2005) voor het Schelde-estuarium.

1.1.2. Ontwikkelingsschets 2010

De OS2010 moest de projecten en maatregelen definiëren die in een eerste fase, ten laatste in 2010, moesten aangevat worden om het streefbeeld van de LTV in 2030 te verwezenlijken. Een speciale projectorganisatie, ProSes, werd opgericht om deze ontwikkelingsschets in goed overleg met alle belanghebbenden en onder leiding van de TSC op te stellen. In december 2004 kon de ambtelijke versie, na intensief overleg met belanghebbenden en een openbaar onderzoek waarin het publiek zijn mening over de schets kon geven, aan de bewindslieden worden voorgelegd. In maart 2005 werd besloten tot de uitvoering van de volledige OS2010. De uitvoering van de OS2010-voorstellen is vastgelegd in het "Verdrag betreffende de uitvoering van de OS2010 Schelde-estuarium" (Scheldeverdrag, 2005) en in het "Verdrag inzake de samenwerking op het gebied van het beleid en beheer in het Schelde-estuarium" (het verdrag Gemeenschappelijk Beleid en Beheer).

De voornaamste projecten uit de OS2010 zijn:

- Veiligheid: De uitvoering van het geactualiseerde Sigma-plan in Vlaanderen.
- Toegankelijkheid: De verruiming van de vaargeul naar de haven in Antwerpen naar 13,10 m getijongebonden vaart.
- Natuurlijkheid: De aanleg van 600 ha estuariene natuur langs de Westerschelde in Nederland en 1100 ha estuariene natuur en wetland langs de Zeeschelde in Vlaanderen.

1.1.3. MONEOS: Geïntegreerde Monitoring van het Schelde-estuarium

In het kader van het verdrag Gemeenschappelijk Beleid en Beheer werd besloten om te komen tot één gezamenlijke integrale monitoring waaronder alle monitorverplichtingen uit Europese, bilaterale en nationale verplichtingen vallen (MONEOS). Een overzicht van de monitorverplichtingen is gegeven in Wijsman *et al.* (2007) en Leloup *et al.* (2007). Door Donkers *et al.* (2007) werd een monitoring programma uitgewerkt om de effecten van de maatregelen voor Toegankelijkheid op het systeem op te volgen. Die visie, samen met de andere lopende monitoringprojecten, is vervolgens door Meire en Maris (2008) gecompileerd in één geïntegreerd monitoring programma. Hierbij werd gekozen voor een systeemmonitoring waarbinnen project- en onderzoeksmonitoring genest kan worden. Dit is nodig met het oog op het verwerven van inzichten in de redenen/oorzaken van bepaalde trends of veranderingen en het afstemmen van het beheer op deze inzichten. Dit is ook essentieel om het modelinstrumentarium dat nodig is voor de onderbouwing van het beheer verder te kunnen uitbouwen en optimaliseren.

Het monitoringprogramma werd onderverdeeld in zes grote hoofdstukken: hydrodynamiek, morfodynamiek, diversiteit habitats, fysico-chemie, ecologische functioneren en diversiteit soorten. Deze opdeling is vooral pragmatisch, immers de verschillende onderdelen zijn sterk aan elkaar gekoppeld en kunnen bijgevolg niet los van elkaar gezien worden.

1.1.4. Evaluatiemethodiek

1.1.4.1. Rapport fase 1

In 2010 werd een eerste versie van een evaluatiemethodiek voor het Schelde-estuarium opgeleverd (fase 1) door een consortium van NIOZ, INBO, Deltares, Universiteit Antwerpen en VLIZ. Dit Fase 1 rapport volgde de lijn van de systeembenadering met dezelfde thematische indeling als het MONEOS-rapport: Hydrodynamiek, Morfodynamiek, Diversiteit Habitats, Fysico-Chemie, Ecologisch Functioneren en Diversiteit Soorten, waarbij de twee laatste thema's gebundeld werden in één hoofdstuk. Door vanuit afzonderlijke thema's te werken aan een evaluatiemethodiek, miste de Fase 1 rapportage de nodige samenhang. De thema's bevatten op zich ook geen doelstelling, wat het opstellen van evaluatiecriteria minder overzichtelijk maakte.

1.1.4.2. Rapport fase 2

Eind 2011 werd de Evaluatiemethodiek Rapport fase 2 opgeleverd door Deltares en de Universiteit Antwerpen. Deze vernieuwde methodiek komt tegemoet aan de knelpunten uit fase 1. Als uitgangpunt voor de evaluatiemethodiek werd teruggegrepen naar de hoofdfuncties van de langetermijnvisie. De pijlers Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid vormden nu de basis voor het evalueren van het Schelde-estuarium. Voor deze drie pijlers zijn in de langetermijnvisie doelstellingen geformuleerd. Deze werden nu doorvertaald naar concrete, toetsbare parameters. Dit vereiste dat alle doelstellingen eerst duidelijk werden uitgekristalliseerd. Dit vormde de cruciale eerste stap in het denkproces. Vervolgens is de methodiek uitgewerkt om welomschreven doelen te evalueren. Deze methodiek kreeg groen licht voor een eerste toepassing in 2012-2013 in de T2009 rapportage.

1.1.4.3. T2009 rapportage

De eerste test van de Evaluatiemethodiek fase 2 was de analyse voor de T2009 (Depreiter *et al.*, 2014). Dit T2009 rapport geeft een beschrijving van de toestand van het estuarium anno 2009 vóór uitvoering van de OS2010-projecten, inclusief de trends die aan 2009 voorafgingen. Het T2009 rapport dient als referentiepunt voor de toekomstige T2015 evaluatie. Voor zover de databeschikbaarheid toeliet is de evaluatiemethodiek fase 2 toegepast in de T2009.

Aanvullend op het T2009 rapport werd tegelijkertijd ook een evaluatie gemaakt van de evaluatiemethodiek zelf. De nota Evaluatie van de Evaluatiemethodiek (Depreiter *et al.*, 2013) geeft een overzicht van de leemten of knelpunten die bij de T2009 aan het licht kwamen.

1.1.4.4. T2015 rapportage

Op basis van de Evaluatie van de Evaluatiemethodiek, bijkomende opmerkingen van onder andere de Commissie Monitoring Westerschelde en nieuwe inzichten, werd in 2014 een update gemaakt van de Evaluatiemethodiek. Deze update is gebruikt in de periode 2016 – 2018 voor de T2015- rapportage.

In de evaluatiemethodiek gebruikt voor de T2015 rapportage (Maris *et al.*, 2014) worden ontwikkelingen in toetsparameters voor het Schelde-estuarium getoetst aan vastgestelde criteria met behulp van rekenparameters. Dit heeft als voordeel dat er steeds met dezelfde parameters getoetst wordt en dat zodoende een temporele vergelijking mogelijk is.

1.1.4.5. Update Evaluatiemethodiek 2020/2021

De aanpak die gevolgd is in de T2015-rapportage zorgde echter niet altijd voor een samenhangend verhaal met de onderliggende (a)biotische ontwikkelingen in het systeem. Daarom hebben Taal *et al.* (2020) logische en causale verbanden gelegd tussen veranderingen in toetsparameters van de piramide *Flora en Fauna* en de onderliggende (a)biotische ontwikkelingen (verklarende parameters) in de vorm van verhaallijnen. Dit is gedaan ter voorbereiding op een aangepaste evaluatiemethodiek voor de T2021.

Een belangrijk uitgangspunt hierbij is dat deze verbanden en zo mogelijk de toetsing dienen aan te sluiten bij de criteria die in andere beoordelingssystemen voor het Schelde-estuarium worden gehanteerd (zoals de Kaderrichtlijn Water (KRW) en Natura 2000), zodat de verschillende beoordelingssystemen tot eenduidige beoordelingen komen. Ook dient de methodiek ernaar te streven dat waargenomen biotische veranderingen direct of indirect te herleiden zijn naar menselijk handelen in het estuarium of ontwikkelingen binnen het Scheldesysteem.

Daarnaast kwam uit de Evaluatie van de Evaluatiemethodiek (Barneveld *et al.* 2018) naar voren dat het gewenst was enkele piramides te integreren om zodoende de samenhang meer inzichtelijk te maken. Zo worden de piramides *Dynamiek Waterbeweging* en *Bevaarbaarheid* samengevoegd tot de piramide *Hydrodynamiek* en de piramides *Flora en Fauna* en *Ecologisch Functioneren* worden samengebracht in de piramide *Ecologie*.

In de periode 2020 – 2021 is daarom een update gemaakt van de Evaluatiemethodiek. Het resultaat is de nu voorliggende Evaluatiemethodiek.

1.2. Gehanteerde werkwijze evaluatiemethodiek

1.2.1. Doelstellingen van de Evaluatiemethodiek

Uitgaande van de hoofdfuncties van de langetermijnvisie, het ecosysteemfunctioneren en rekening houdend met de bevindingen uit de evaluatie van voorgaande versies van de evaluatiemethodiek werd een nieuwe versie uitgewerkt. De doelstelling van de evaluatiemethodiek is: beoordelen of de toestand van de hoofdfuncties voldoet aan de gestelde eisen. Hierbij dienen de nodige verklaringen gegeven te worden: welke trends zijn er en waardoor wordt een eventuele onvoldoende beoordeling veroorzaakt? Om dit af te leiden is een systeembenadering nodig. Ook de invloed van ingrepen wordt hierbij onder de loep genomen. Dit met het oog op het, zo nodig, bijstellen van het beleid en beheer van het estuarium.

Voor een goede, doelgerichte evaluatiemethodiek is het volgende van belang:

- **De hoofdfuncties van de langetermijnvisie staan centraal.**
- **Eenduidige kleine set aan indicatoren.** Een transparante evaluatie heeft nood aan een beperkte set, die aansluit bij de beleidsdoelen van de LTV2030.
- **Toestandsbepaling + trendontwikkeling.** Doelstelling is om de toestand van het estuarium ondubbelzinnig te evalueren op basis van kwantitatieve criteria.

Dit is echter niet altijd mogelijk door leemten in de wetenschappelijke kennis of het ontbreken van een duidelijk referentiekader. In zulke gevallen zal daarom de trend geëvalueerd worden, in plaats van de toestand.

- **Systeembeschrijving.** Om oorzaak-gevolg relaties bloot te leggen, volstaan trends en toestandsbeschrijvingen niet. De evaluatie moet het functioneren van het systeem nagaan.
- **Effecten van de huidige maatregelen op het systeem nagaan.** Vanuit het systeemfunctioneren moeten de effecten van de huidige maatregelen blootgelegd worden.
- **Een getrapte aanpak.** Een complex systeem als het Schelde-estuarium vraagt om een rangschikking van globale 'communicatie-indicatoren' naar systeem verklarende parameters zodat alle aspecten een duidelijke plek krijgen in de evaluatie.
- **Alle niveaus moeten worden doorlopen.** Enkel wanneer alle onderdelen worden doorlopen is het mogelijk een gewogen evaluatie van het Schelde-estuarium te maken.

1.2.2. Wettelijke kaders

Zoals eerder toegelicht, vormen de doelstellingen uit de LTV2030 het uitgangspunt van deze methodiek. Naast dit Vlaams-Nederlandse kader spelen ook op Europees en internationaal niveau een aantal juridische en beleidsmatige randvoorwaarden, die aanleiding gaven tot monitoringsprogramma's met bijhorende evaluatie (onder andere voor Kaderrichtlijn Water (en richtlijn prioritaire stoffen), Natura2000, OSPAR, Hoogwaterrichtlijn, Richtlijn Schelpdierwater, Floods directive, Marine Strategy Framework, EU Sustainable Development Strategy, Gemeenschappelijk Visserijbeleid). Ook op nationaal en regionaal niveau is heel wat wetgeving en beleid op het Schelde-estuarium van toepassing (zie hiervoor Arcadis 2007).

De optelsom van al deze kaders biedt echter geen evaluatie van het Schelde-systeem als geheel. Omdat die kaders vertrekken vanuit verschillende doelstellingen of opgesteld zijn door verschillende instanties, is de beoordeling ook niet steeds eenduidig. Bovendien dekken de bestaande kaders niet alle aspecten die essentieel zijn voor het goed functioneren van het Schelde-ecosysteem. Daarom ontstond de noodzaak voor deze Evaluatiemethodiek, als beleidsondersteunende tool. De methodiek vormt echter geen vervanging van de huidige wettelijke kaders. Ze ontleent wel, indien mogelijk, criteria aan deze kaders. De Evaluatiemethodiek maakt bovendien gebruik van de data uit bestaande monitoringprogramma's (veelal opgestart in functie van bestaande kaders) die binnen MONEOS werden geharmoniseerd.

1.2.3. Methodiek

De evaluatiemethodiek gaat uit van een getrapte aanpak. Hierbij staan de hoofdfuncties van de langetermijnvisie centraal (Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid). De evaluatiemethodiek beperkt zich tot deze drie functies. Andere nevenfuncties zoals recreatie, zijn niet opgenomen.

Per hoofdfunctie zijn de belangrijkste aspecten met betrekking tot het functioneren van het systeem in de vorm van **Communicatie-indicatoren** weergegeven. De Communicatie-indicatoren hebben een duidelijke eenvoudige benaming. Ze moeten immers toelaten om in begrijpbare termen de evoluties in het Schelde-estuarium over te brengen bij een breder publiek.

Niveau 1) Met behulp van **toetsparameters** wordt de communicatie-indicator getoetst. Elke toetsparameter vormt een essentiële graadmeter voor de kwaliteit van de betrokken communicatie-indicator. Ze bepalen of het goed dan wel slecht gaat. De toetsparameters zijn heldere, eenvoudige begrippen en vormen een beperkte, maar volledige set parameters aan de hand waarvan ondubbelzinnig de toestand of de trend van de Communicatie-indicator geëvalueerd wordt.

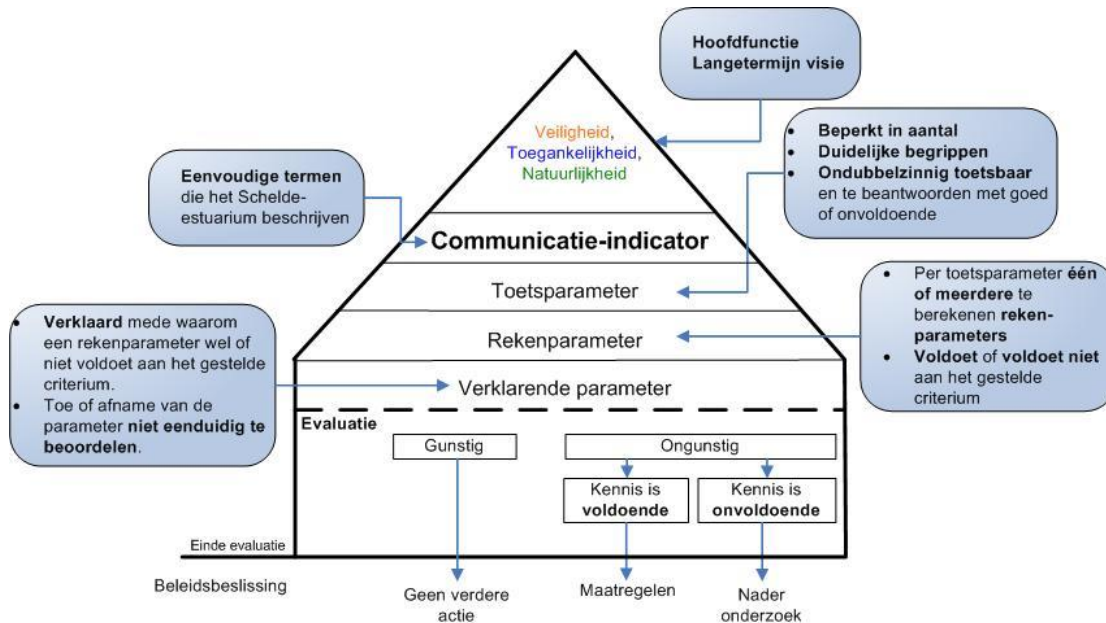
Niveau 2) De toetsparameters zijn opgebouwd uit één of meerdere **rekenparameters**. Voor elk van de rekenparameters is een criterium afgeleid. Dit criterium is waar mogelijk een kwantitatieve waarde, zo niet de evaluatie van een trend. Rekenparameters kunnen rechte lijnen gemeten waarden of berekende waarden zijn. De term parameter kan dus strikt genomen niet steeds gebruikt worden. Omwille van de eenvoud wordt in de terminologie echter geen onderscheid gemaakt tussen gemeten en berekende waarden. Alle rekenparameters samen bepalen of de ontwikkeling van een toetsparameter gunstig of ongunstig is voor het functioneren van het systeem.

Niveau 3) Tot slot wordt er per Communicatie-indicator een set **verklarende parameters** gegeven. Verklarende parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en minder aan het beoordelen van de ontwikkeling. De verklarende parameters zelf zijn niet onafhankelijk te beoordelen. Ze worden wel altijd meegenomen in de evaluatie, ook al krijgen de bijhorende toetsparameters een positieve beoordeling. Trends in verklarende parameters kunnen immers wijzen op onderliggende problemen die op termijn kunnen leiden tot negatieve ontwikkelingen in een welbepaalde toetsparameter. Zo verbreedt de piramide van een duidelijke doelstelling aan de top naar een brede basis die gestoeld is op het ecosysteemfunctioneren.

Dit geheel van communicatie-indicatoren, toetsparameters, rekenparameters en verklarende parameters resulteert in een getrapte aanpak die visueel weergegeven is doormiddel van een piramide (Figuur 3). De top wordt gevormd door de communicatie-indicator waarna elke set parameters op een lager niveau is weergegeven. Er wordt ook wel gesproken van de 'Piramide-aanpak'.

Deze piramide aanpak stelt ons in staat om:

- Toe te werken naar een kleine set indicatoren waarmee een kwantitatief onderbouwde beoordeling van de ontwikkeling van het Schelde-estuarium gemaakt kan worden, zonder de samenhang tussen de verschillende elementen van het Schelde-estuarium uit het oog te verliezen.
- Deze beoordeling uit te voeren zonder de specifieke systeemkenmerken van de verschillende onderdelen van het Schelde-estuarium uit het oog te verliezen.



Figuur 3: Schematische weergave 'piramide-aanpak'.

Bij het uitvoeren van een evaluatie van het Schelde-estuarium moeten altijd alle niveaus van de evaluatiemethodiek worden doorlopen. Pas daarna kan een juiste beoordeling plaatsvinden. Wanneer één van de **toetsparameters** een negatieve evaluatie krijgt, wordt de status van de bovenliggende **communicatie-indicator** als onvoldoende beoordeeld, en wordt de hoofdfunctie uit de langetermijnvisie onvoldoende bereikt. Via de **verklarende parameters** wordt gezocht naar oorzaken. Deze evaluatie, inclusief interpretatie, staat ten dienste van het beleid om gepaste maatregelen uit te werken. Het formuleren van maatregelen zelf vormt geen onderdeel van de evaluatiemethodiek.

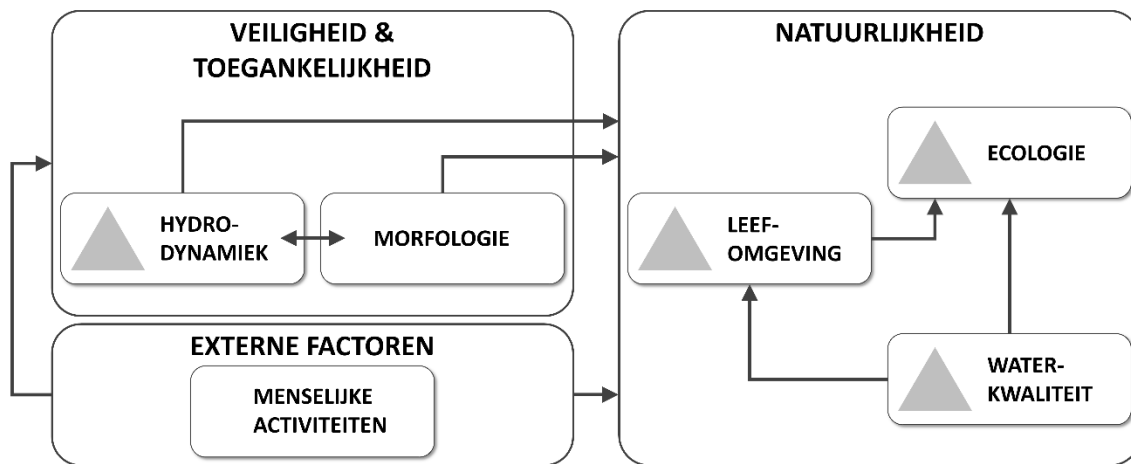
1.2.3.1. Communicatie-indicatoren

Voor elke van de drie hoofdfuncties zijn communicatie-indicatoren opgesteld (zie Figuur 4). Het toetsen van de Veiligheid en Toegankelijkheid van het Schelde-estuarium vormt geen doel van deze evaluatiemethodiek. Daarvoor bestaan reeds andere kaders. De evaluatiemethodiek bevat enkel een evaluatie van de systeemkenmerken die van invloed kunnen zijn op de veiligheid en toegankelijkheid.

Voor de hoofdfuncties Veiligheid en Toegankelijk zijn de communicatie-indicatoren *Dynamiek Waterbeweging* en *Bevaarbaarheid* uit de T2009 en T2015 samengevoegd tot de nieuwe communicatie-indicator **Hydrodynamiek**. Deze communicatie-indicator richt zich op twee aspecten:

- Allereerst worden de waterstanden en golven in het Schelde-estuarium beschouwd, wat voornamelijk van belang is voor de hoofdfunctie veiligheid, maar ook van belang is voor de hoofdfuncties toegankelijkheid en natuurlijkheid.
- Daarnaast wordt de bevaarbaarheid van het Schelde-estuarium geëvalueerd. De bevaarbaarheid is afhankelijk van zowel de waterbeweging als de bathymetrie en is bepalend voor de hoofdfunctie toegankelijkheid.

Voor de functie Natuurlijkheid zijn drie communicatie-indicatoren opgesteld: **Waterkwaliteit**, **Leefomgeving en Ecologie**, waarin de oorspronkelijke piramiden **Flora en Fauna** en **Ecologisch Functioneren zijn samengevoegd**. Wanneer deze drie communicatie-indicatoren positief beoordeeld worden, functioneert het Schelde-estuarium fysisch en ecologisch gezien goed en krijgt natuurlijkheid een goede evaluatie. Aan dit schema werd nog een vierde communicatie-indicator toegevoegd: **Morfologie**. Het vormt een drager van alle drie de LTV-functies, maar heeft in tegenstelling tot de andere communicatie-indicatoren geen piramide, noch beoordeling. Er bestaan namelijk geen concrete morfologische doelstellingen die een basis geven voor een ondubbelzinnig oordeel. Deze communicatie-indicator bevat verschillende verklarende parameters waarmee men een minimale set aan kernvragen moet behandelen om zo (a) een rol te spelen bij de interpretatie van trends binnen de andere Communicatie-indicatoren en (b) de brug te vormen met menselijke activiteiten.



Figuur 4: Schematische weergave van de communicatie-indicatoren (piramides) per hoofdfunctie van de langetermijnvisie.

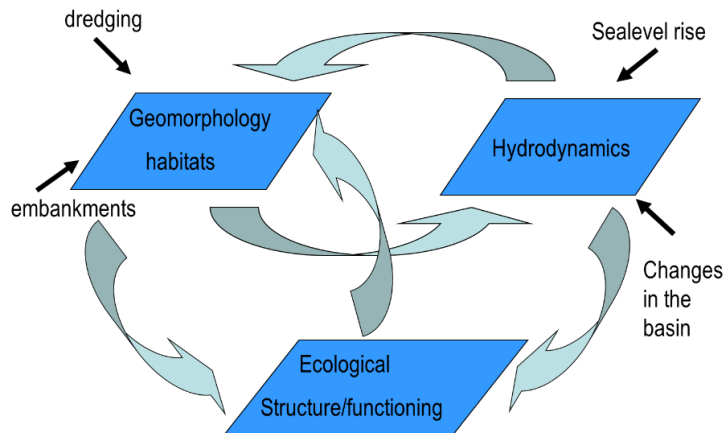
De vijf communicatie-indicatoren (*Hydrodynamiek*, *Morfologie*, *Waterkwaliteit*, *Leefomgeving* en *Ecologie*) vormen de hoofdindeling van de evaluatiemethodiek. Daarnaast nemen we ook externe invloeden, zoals menselijke activiteiten mee om zo een coherente evaluatie en systeembeschrijving te bekomen.

1.2.4. Evaluatie- en Analyserapport

De verschillende hoofdstukken van de evaluatiemethodiek zijn als op zichzelf staande teksten geschreven. Toch wordt de onderlinge samenhang niet uit het oog verloren. Het estuarium laat zich niet in hokjes opdelen, en de wederzijdse beïnvloeding van de diverse piramides is groot, ook al zijn ze opgesteld met een minimum aan redundantie.

Figuur 5 illustreert de verwevenheid van geomorfologie, hydrodynamiek en ecologische structuren binnen een estuarium, met hierbij een aantal belangrijke factoren die inwerken op dit geheel.

Baggerwerken hebben bijvoorbeeld een rechtstreekse invloed op de geomorfologie, en vandaar uit een invloed op de hydrodynamiek. Veranderende morfo- en hydrodynamiek beïnvloeden de ecologische structuren.



Figuur 5: Verwevenheid van de geomorfologie, hydrodynamiek en het ecologisch functioneren binnen een estuarium.

De functies Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid worden alle bepaald door de hydro- en morfodynamiek maar hebben mogelijk verschillende belangen. Wat goed is voor toegankelijkheid, kan nadelig zijn voor veiligheid en/of natuurlijkheid en vice versa. Die onderlinge samenhang tussen de verschillende piramides uit zich in overlap van de toets-, reken- en verklarende parameters. Toetsparameters uit de ene piramide, kunnen een verklarende of rekenparameter zijn in een andere. Verschillende verklarende parameters kunnen ook van invloed zijn in meer dan 1 piramide. Zo zit impliciet de verwevenheid van het estuariene systeem ook ingebouwd in de methodiek. Bij de evaluatie van een piramide zullen uit de totale set aan verklarende parameters enkel deze aangewend worden, die ook effectief een verklaring bieden, of die een trend vertonen die binnen een bepaalde piramide de nodige aandacht verdient.

Om de evaluatie overzichtelijk te houden, wordt de rapportage van de evaluatie opgesplitst in twee deelrapporten: een Analyserapport en een Evaluatierapport.

1.2.4.1. Analyserapport

Het Analyserapport is een technisch rapport: het omvat de volledige uitwerking van alle reken-, toets- en verklarende parameters. Ook trendanalyses voor alle parameters worden hier uitgewerkt. Alle parameters worden bepaald volgens de ruimtelijke en temporele schaal die in deze Evaluatiemethodiek wordt voorgesteld. In de Evaluatiemethodiek staan de parameters inhoudelijk per piramide gegroepeerd. In het Analyserapport kan van deze volgorde afgeweken worden, parameters kunnen bijvoorbeeld per discipline berekend en beschreven worden. Het analyserapport kan dan thematisch/disciplinair worden opgebouwd (hydrodynamica, morfologie, waterkwaliteit etc.) zodat verwante parameters binnen één hoofdstuk geanalyseerd en besproken worden, met inbegrip van de vaststelling van trends, trendbreuken of evoluties.

Hierbij zou geen onderscheid tussen reken- of verklarende parameter gemaakt dienen te worden: het is pas bij de evaluatie dat de hier bepaalde parameters een functie kunnen krijgen als verklarende parameter of toetsparameter. Dit analyserapport levert per discipline alle verwerkte data aan zodat deze rechtstreeks bruikbaar zijn voor het uitwerken van het evaluatierapport. Zo wordt gegarandeerd dat alle toets- en rekenparameters op dezelfde (afgeleide) data zijn gebaseerd.

1.2.4.2. Evaluatierapport

Het Evaluatierapport volgt de Evaluatiemethodiek-structuur (LTV-functies). Per communicatie-indicator (excl. morfologie) wordt de piramide aanpak gevolgd om zo een evaluatie te bekomen, gebruik makend van de parameters berekend in het Analyserapport. Per piramide wordt elke toetsparameter geëvalueerd. Hiervoor wordt telkens verwezen naar de betrokken parameters in het Analyserapport, zonder dat de analyse of trendbepaling verschillende keren in verschillende hoofdstukken moet worden herhaald. In het Evaluatierapport worden voor elke toetsparameter enkel de resultaten en relevante trends per piramide besproken. Uit de gehele lijst van verklarende parameters die werden bepaald in het analyserapport, worden per piramide enkel deze besproken die daadwerkelijk een verklaring bieden of relevante trend vertonen.

Op deze wijze ontstaat een beknopt rapport waarin de toestand van het Schelde-systeem wordt geëvalueerd en besproken. Relevante trends (positieve trends of potentiële bedreigingen) worden toegelicht, verklaringen en verbanden worden uitgewerkt.

Dit evaluatierapport staat ten dienste van het beleid. Daarom wordt aan dit rapport, naast de bespreking per piramide, ook een integrerende samenvatting gevoegd, samen met een probleemanalyse. Dit moet het beleid toelaten gepaste maatregelen uit te werken.

1.2.5. Ruimtelijke indeling

1.2.5.1. Planologisch

In het Schelde-estuarium bestaan verschillende indelingen, elk met specifieke doelstellingen. Zo bestaan er macro- en mesocellen voor gebruik in hydro- en morfodynamische studies. OMES/MOSES compartimenten werden in het leven geroepen voor ecologische modellering, ecotopenkaarten kennen een zonering op basis van o.a. zoutgehalte, etc.

Binnen deze Evaluatiemethodiek is gestreefd naar één systeem voor ruimtelijke indeling, zodat berekeningen gemaakt binnen verschillende piramides vanuit verschillende disciplines, compatibel en dus eenvoudig uitwisselbaar zijn. Daarnaast wordt in dit rapport steeds in stroomafwaartse richting gekeken.

Afhankelijk van het gewenste ruimtelijke detail kunnen wel verschillende schaalniveaus onderscheiden worden. De gehanteerde indeling binnen deze methodiek volgt zoveel mogelijk bestaande ruimtelijke indelingen, die gestoeld zijn op macro- en mesocellen voor de Westerschelde en OMES compartimenten voor de Zeeschelde.

Aan de overgang tussen Westerschelde en Zeeschelde volgt de landsgrens helaas niet de contouren van een macrocel, maar vormt een grillige lijn binnen de macrocel. Omdat praktisch gezien de landsgrens echter een belangrijke grens is voor onder andere een aantal wettelijke bepalingen en doelstellingen (bijv. instandhoudingsdoelstellingen of ecotooparealen), wordt daarom compartiment 7 opgesplitst in 7a aan Nederlandse zijde en een klein stukje 7b aan Vlaamse zijde. Afhankelijk van de doelstelling van een analyse kan de betreffende analyse uitgevoerd worden op de afzonderlijke Vlaamse en Nederlandse delen of op het gehele compartiment.

Er worden vier schaalniveaus onderscheiden:

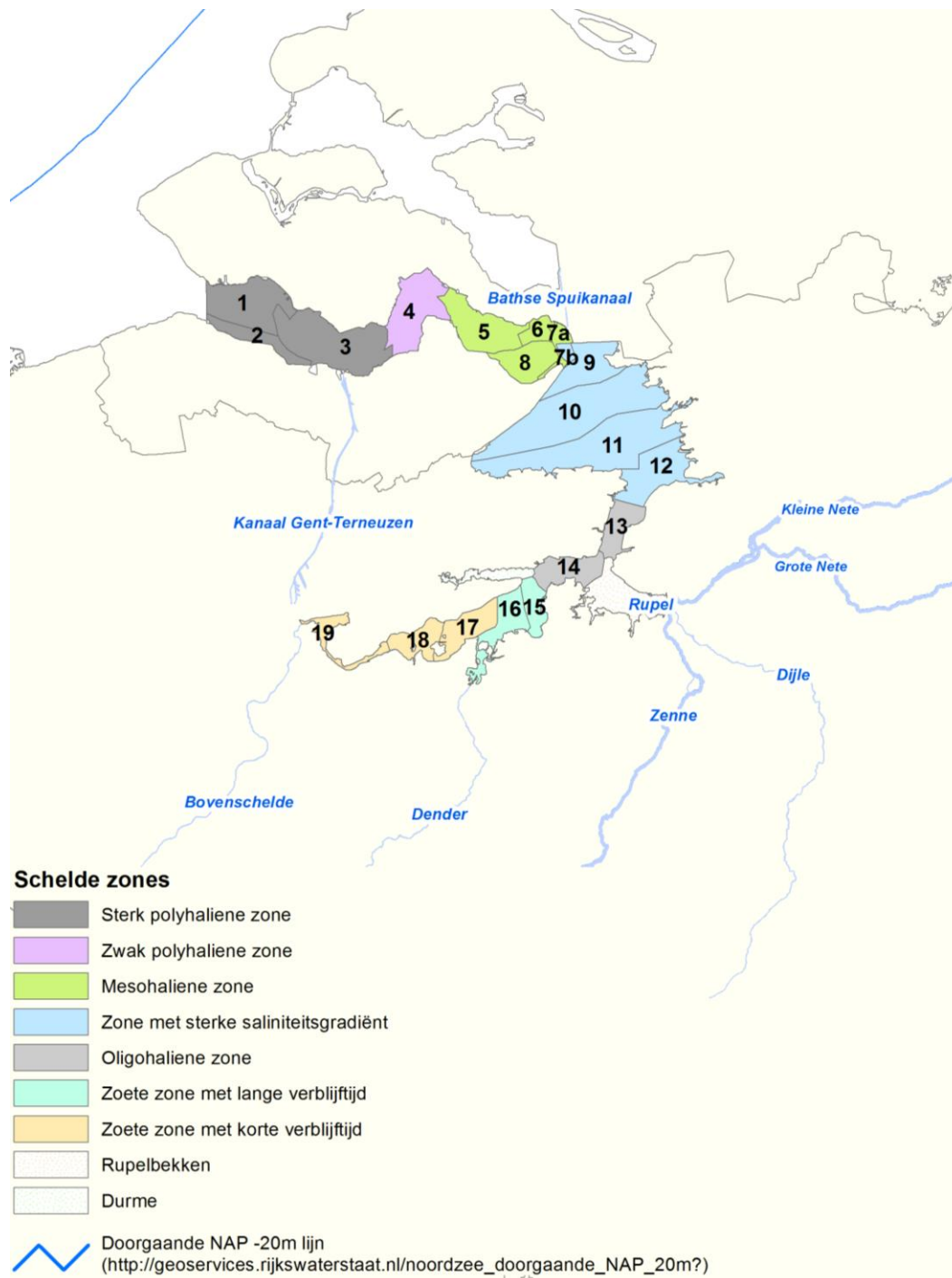
- Niveau 1: Estuarium
- Niveau 2: Monding – Westerschelde – Zeeschelde – Zijrivieren – Boundaries
(Tabel 1, Figuur 6)
- Niveau 3: Scheldezones: Indeling op basis van zoutgehalte, met in de zoete zone een verdere verfijning op basis van verblijftijd;
- Niveau 4: Scheldecompartimenten: Indeling op basis van meso/macrocellen in de Westerschelde, en OMES compartimenten in de Zeeschelde.

Onder zijrivieren (Niveau 2) worden enkel deze zijrivieren (of rivierbekkens) bedoeld die onder invloed van het getij staan. Het gaat hier om de Durme en het Rupelbekken (inclusief het getijafhankelijke deel van Grote Nete, Kleine Nete, Dijle en Zenne). De monding van het Schelde-estuarium strekt zich westwaarts uit vanaf de lijn Vlissingen-Breskens. Voor de westelijke begrenzing wordt er soms gebruik gemaakt van de -20m dieptecontour, maar voor de evaluatie wordt dit als te star en onnatuurlijk beschouwd. In praktijk zal men bij de systeembeschrijving afhankelijk zijn van de databeschikbaarheid: met andere woorden de beschikbare vaklodingskaarten. Concreet betekent dit dat zowel Sierra Ventana als de baggerstortplaats nabij Westkapelle onderdeel zijn van het deelsysteem, maar dat de Haven van Zeebrugge en bijhorende toegangseul hierbuiten vallen.

De 'Boundaries' vormen de begrenzing van het estuarium. Opwaarts zijn dit de plaatsen waar de getij-invloed stopt, meestal door de bouw van stuwen. Deze grensmeetpunten liggen net buiten het estuarium, aan de rand van het getijdengebied. Het gaat om de bovenstroomse delen (zonder getij-invloed) van de rivieren Bovenschelde, Dender, Dijle, Zenne, Grote Nete en Kleine Nete. Ook het Spuikanaal Bath, het Kanaal Gent-Terneuzen en het Antwerpse havengebied op rechteroever (Haven) worden als grenspunt opgenomen; de afvoer uit deze gebieden kan een belangrijke invloed hebben op het estuariene ecosysteem. De monding fungeert als zeewaartse grens.

Niveau 1	Niveau 2	KRW	Niveau 3			Niveau 4						
			Nr	Saliniteitszone EM	Omschrijving	OMES-compartment	Begin (km)	Einde (km)	Omschrijving			
Schelde-estuarium	Monding	K3							Zeewaarts lijn Vlissingen-Breskens			
	Westerschelde	Westerschelde	Z1	Sterk polyhaliene zone	Jaarrond Cl 10-17 g/L	Comp. 1	0	8	Mesocel 1			
						Comp. 2			Mesocel 2			
						Comp. 3	8	24	Macrocel 3			
			Z2	Zwak polyhaliene zone	Zomer Cl 10-17 g/L; minder bij hoog	Comp. 4	24	35	Macrocel 4			
						Z3	Mesohaliene zone	Meestal B-mesohalien (Cl 5,5-10 g/L)	Comp. 5	35	46	Macrocel 5
									Comp. 6	46	51	Macrocel 6
									Comp. 7a	51	54	Macrocel 7, deel NL
				Comp. 8			Saeftinghe					
	Zeeschelde	Zeeschelde IV	Z4	Zone met sterke saliniteitsgradiënt	Gemiddeld A-mesohalien (Cl 3-5,5 g/L). Bij lage debieten: A-mesohalien. Bij hoge debieten: Oligohalien tot Zoet.	Comp. 7b	54	56	Macrocel 7, deel VL; OMES 7b			
						Comp. 9	56	60	OMES 9			
						Comp. 10	60	65	OMES 10			
						Comp. 11	65	75	OMES 11			
			Z5	Oligohaliene zone	Oligohalien; Cl 0,3-3 g/L. Bij hoge debieten: Zoet.	Comp. 12	75	84	OMES 12			
						Comp. 13	84	92	OMES 13			
			Z6	Zoete zone met lange verblijftijd	Zoet; Cl < 0,3 g/L; lange verblijftijd.	Comp. 14	92	102	OMES 14			
						Comp. 15	102	113	OMES 15			
			Z7	Zoete zone met korte verblijftijd	Zoet; Cl < 0,3 g/L; korte verblijftijd.	Comp. 16	113	122	OMES 16			
						Comp. 17	122	132	OMES 17			
			Z8	Oligohaliene zone	Oligohalien; Cl 0,3-3 g/L; Tot zoet.	Comp. 18	132	141	OMES 18			
						Comp. 19	141	152	OMES 19			
						Comp. 19 trGM	>152		Getijarm Gentbrugge-Melle			
			Zijrivieren	Zeeschelde III + Rupel	Z8	Oligohaliene zone	Oligohalien; Cl 0,3-3 g/L; Tot zoet.	Rupel			Rupel	
	GetijdeDijle + GetijdeZenne	Zoet zijrivier		Zoet; Cl < 0,3 g/L				Dijle			GetijdeDijle	
								Zenne			GetijdeZenne	
	Getijdenetes				Getijdenetes			Grote Nete en Kleine Nete				
	Durme	Z9	Zoete zone met lange verblijftijd	Zoet; Cl < 0,3 g/L; lange verblijftijd	Durme			GetijdeDurme				
Boundaries					Ringvaart & traject Tijarm Melle-Zwinaarde (Bovenschede & Leie) Dender Dijle Zenne Grote Nete Kleine Nete Havengebied Spuikanaal Bath Kanaal Gent-Terneuzen Noordzee							

Tabel 1: Ruimtelijke indeling van het Schelde-estuarium.



Figuur 6: Ruimtelijke indeling van het estuarium op niveau 3 (Schelde zones) en niveau 4 (Scheldecompartimenten).

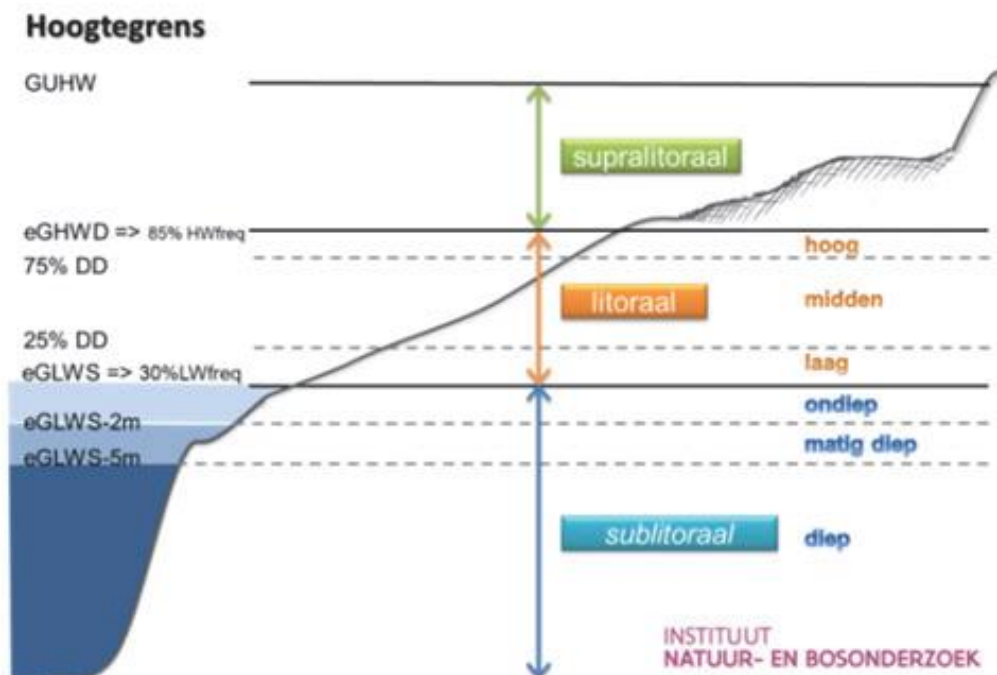
1.2.5.2. Dwarsprofiel

Het dwarsprofiel van de rivier wordt gekenmerkt door meerdere abiotische eenheden: de fysiotopen. De afbakening baseert zich typisch op gemiddelde hoog- en laagwaterstanden of droogvalduurpercentages. De fysiotopen van de Westerschelde staan gepresenteerd in Tabel 2. Een gedetailleerde beschrijving is terug te vinden in RWS (2019). De fysiotopen van de Zeeschelde staan gepresenteerd in Figuur 7 en Tabel 3. Een gedetailleerde beschrijving kan men terugvinden in Van Ryckegem *et al.* (2017).

Voor hydro-morfologische doeleinden verdeelt men het dwarsprofiel ook onder in een kombergend en watervoerend deel. Het watervoerend deel bevindt zich onder de laagwaterlijn en wordt gevormd door de geulen. Het kombergend deel bevindt zich tussen de laag- en hoogwaterlijn en komt *grosso modo* overeen met de intergetijdengebieden. Voor de berekening van specifieke morfologische parameters in Hoofdstuk 3 'Morfologie', dienen hydrodynamische fluctuaties er uitgefilterd te worden. Daarom worden er in dit hoofdstuk vaste grenswaarden ten opzichte van de vigerende referentiepeilen (NAP; TAW) gehanteerd. Deze staan gepresenteerd in Tabel 4. Merk op hoe deze soms afwijken van de fysiotopen omdat er verkozen is zo dicht mogelijk aan te leunen bij o.m. de beschikbare zandbalans(en).

Hoogte	Fysiotop	Abiotische grenzen
Supralitoraal	Supralitoraal	>85% Droogvalduur
Litoraal	Hoog litoraal	75-85% Droogvalduur
	Midden litoraal	25-75% Droogvalduur
	Laag litoraal	4-25% Droogvalduur
Sublitoraal	Ondiep sublitoraal	4% Droogvalduur tot > NAP-7m
	Diep sublitoraal	<= NAP-7m

Tabel 2: Abiotische grenzen gebruikt voor de fysiotopenindeling van de Westerschelde (naar RWS, 2019).



Figuur 7: Schematische weergave van de opbouw van fysiotopen (uit Van Ryckegem et al., 2017).

Hoogte	Fysiotooop	Abiotische grenzen
Supralitoraal	Supralitoraal	>eGHWD (HW85) – GHHW
Litoraal	Hoog slik	75% Droogvalduur – eGHWD (HW85)
	Middelhoog slik	25 – 75% Droogvalduur
	Laag slik	eGLWS – 25% Droogvalduur
Sublitoraal	Ondiep subtidaal	0-2 m onder eGLWS (LW30)
	Matig diep subtidaal	2-5 m onder eGLWS (LW30)
	Diep subtidaal*	>5 m onder eGLWS (LW30)
	Zeer diep subtidaal	>10 m onder eGLWS (LW30)

Tabel 3: Abiotische grenzen gebruikt voor de fysiotopenindeling van de Zeeschelde (naar Van Ryckegem et al., 2017). Met: * Voor de ecotopen worden zeer diep en diep subtidaal uiteindelijk samengevoegd als één ecotoop.

Eenheid	Subeenheid	Westerschelde (m NAP)	Zeeschelde II, III, IV (m TAW)	Zeeschelde I (m TAW)
Kombergend	-	-2m tot +3,5mNAP	0m tot +5mTAW	+2m tot +5mTAW
Watervoerend	Ondiep	-5m tot -2mNAP	-5m tot -0mTAW	-5m tot +2mTAW
	Diep	<-5mNAP	<-5mTAW	<-5mTAW

Tabel 4: Morfologische opdeling per deelsysteem met bijkomende specificatie voor KRW-lichaam Zeeschelde I op basis van het recente waargenomen gemiddeld laagwater (Vandenbruwaene et al., 2020).

1.2.6. Temporele indeling

De Evaluatiemethodiek maakt gebruik van verschillende tijdsschalen. De evaluatie kan betrekking hebben op individuele metingen uit een continue datareeks tot gemiddelde waarden over een periode van 6 jaar. Dit wordt telkens duidelijk vermeld bij de betrokken parameter.

Wanneer jaargemiddelde waarden worden bepaald, wordt steeds het burgerlijk jaar gevolgd: van januari tot en met december, tenzij uitdrukkelijk anders vermeld. Voor seizoengemiddelde waarden wordt niet gewerkt met de exacte start en einddatum (bijvoorbeeld 21 maart tot en met 21 juni voor de lente). Voor de eenvoud wordt hier gewerkt met volle maanden. De methodiek volgt de methode van het KMI (Koninklijk Meteorologisch Instituut): voor de lente worden de maanden maart, april en mei beschouwd, voor de zomer de maanden juni, juli en augustus. Wanneer over zomerhalfjaar gesproken wordt, doelt men op de maanden mei tot en met oktober, het winterhalfjaar bevat de maanden november tot en met april. Bij het gebruik van gegevens van niet-broedvogels spreekt men ook van seizoengemiddelden, maar dan wordt de periode 1 juli tot 30 juni het daaropvolgend jaar bedoeld.

Wanneer in de methodiek toch een andere indeling wordt gehanteerd, wordt dit uitdrukkelijk vermeld bij de betreffende parameter.

1.2.7. Referentieperiode

De rekenparameters worden geëvalueerd door de huidige toestand te vergelijken met een referentieperiode. Het verschilt per parameter wat de meest geschikte wijze van vergelijken met een referentieperiode is. Hierbij zijn zes categorieën te onderscheiden:

1. De parameter wordt getoetst aan bestaande criteria, vastgelegd in de methodiek op basis van bestaande richtlijnen.
2. De parameter wordt getoetst aan een historische referentiesituatie, in dit geval de T2009.
3. De parameter wordt getoetst aan de voorgaande periode, in dit geval de T2015.
4. De evolutie van de parameter wordt getoetst, waarbij louter gekeken wordt of de richtingscoëfficiënt positief of negatief is.
5. De evolutie van de parameter wordt getoetst, waarbij de waarde van de richtingscoëfficiënt vergeleken wordt met die van T2009.
6. De evolutie van de parameter wordt getoetst, waarbij de waarde van de richtingscoëfficiënt vergeleken wordt met die van de voorgaande periode, in dit geval de T2015.

Bijlage E geeft een overzicht van de verschillende rekenparameters en per rekenparameter een beschrijving van de gehanteerde referentieperiode. Daarnaast wordt in de inhoudelijke hoofdstukken aangegeven hoe de parameters geëvalueerd moeten worden.

1.2.8. Link naar scripts

Voor het uitvoeren van de analyses dient gebruik te worden gemaakt van R-scripts en data uit de Scheldemonitor. De R-scripts zijn ondergebracht in een mappenstructuur die op de hoofdstukindeling van deze evaluatiemethodiek is gebaseerd. Daarnaast is er een online analyse-omgeving (RStudio), die gelinkt kan worden aan een versiebeheersysteem (GitHub). Deze worden specifiek voorzien om te werken aan de T-rapportages om de reproduceerbaarheid te vergroten. Het versiebeheersysteem laat toe om op een overzichtelijke wijze structuur in de scripts (en dus analyses) te brengen. De werking van deze tweeledige aanpak wordt ook ondersteund door handleidingen, tevens om uniformiteit na te streven.

1.2.9. Omgaan met onzekerheden – nuanceringen

Deze Evaluatiemethodiek legt in principe harde criteria op voor de evaluatie: een minimale waarde dient gehaald te worden of een maximale waarde mag niet overschreden worden. De beoordeling is positief of negatief, een tussenweg is er niet. Dat maakt de beoordeling duidelijk, maar nuancering en het in acht nemen van onzekerheden lijkt afwezig. Waarom dan geen bandbreedtes invoeren?

1.2.9.1. Geen bandbreedtes op criteria uit de evaluatiemethodiek

De criteria die in de methodiek zijn opgenomen, zijn ondergrenzen (of bovengrenzen voor sommige parameters). Een bandbreedte is al in acht genomen bij het opstellen van het criterium. Een voorbeeld: als de methodiek een criterium voorschrijft van 100 hectare habitat X, krijgt het systeem dan een negatieve evaluatie wanneer slechts 99 hectare wordt gemeten? Mag hier een zekere bandbreedte toegepast worden, met andere woorden kan het criterium aangepast worden naar 100 ha +/- 5 ha? Hier stelt de methodiek duidelijk dat dit niet kan: dit criterium is een ondergrens.

Voor de beoordeling van een piramide moeten ook alle toetsparameters goed scoren, zonder uitzondering. Als bijvoorbeeld 4 van de 5 toetsparameters zeer goed scoren en een vijfde slecht, wordt er niet "gedelibereerd". Het uitgangspunt bij de keuze van de toetsparameters is immers dat elke toetsparameter essentieel is voor het goed functioneren van het systeem.

Dit levert een zwart – wit beoordeling op: de toetsparameter scoort goed of slecht, waardoor de bovenliggende piramide goed of slecht scoort. Enerzijds creëert deze duidelijkheid. Anderzijds is nuancering soms wenselijk. Dit laatste zit vervat in de trendbepalingen en de begeleidende tekst.

1.2.9.2. Wel bandbreedtes op meetresultaten uit de evaluatiemethodiek

Op de meetresultaten kan wel een onzekerheid, bandbreedte toegepast worden. Als er 99 hectare van habitat X wordt gemeten, zal dit met een zekere foutenmarge zijn. Die is afhankelijk van o.a. de meetmethode, de GIS-verwerking achteraf, etc. en kan onmogelijk vooraf in deze methodiek beschreven worden. Het is aan de uitvoerders van de Evaluatiemethodiek om een inschatting te maken van de bandbreedte op de resultaten. Een inschatting van de bandbreedte zal overigens niet altijd mogelijk zijn, er zijn immers parameters waar de bandbreedte quasi niet te bepalen valt. We illustreren dit met een paar extra voorbeelden.

Zuurstof: deze parameter is eenvoudig af te leiden uit de meting, maar de bandbreedte op de meting is veel meer dan de fout die het meettoestel aangeeft. Hoe representatief zijn 1 of 2 meting per maand, overdag, voor de zuurstofconcentratie gedurende een volledige maand, dag en nacht, in een volledig compartiment? Deze vraag is veel moeilijker te beantwoorden.

Voor parameters die gebruik maken van modelberekeningen (bijvoorbeeld een stikstofluxberekening) wordt het nog lastiger om een bandbreedte in te schatten. Gezien de grote diversiteit aan parameters, is bijgevolg een algemene aanpak om bandbreedtes te bepalen (nog) niet mogelijk. Daarom zal dit in de evaluatiemethodiek voor elk hoofdstuk afzonderlijk vermeld worden. Vervolgens is het aan de uitvoerder van de Evaluatiemethodiek, die over voldoende expertise moet beschikken om hiermee, indien relevant, een inschatting te maken van de bandbreedte op zijn resultaten.

Indien een bandbreedte op de resultaten bekend is, kan bij de evaluatie van de toetsparameter een nuancering gegeven worden. De evaluatie van de toetsparameter zelf wordt echter niet beïnvloed. We verduidelijken dit met een voorbeeld: als de methodiek voorschrijft dat er 100 hectare vereist is van habitat X, maar er wordt slechts 99 hectare opgemeten, is de evaluatie negatief. Ook als blijkt dat er een bandbreedte van 5 hectare zit op de opgemeten waarde en de kans bestaat dat in realiteit de beoogde 100 hectare wel aanwezig is, blijft de evaluatie negatief. De bandbreedte wordt niet in rekening gebracht bij de evaluatie, omdat dit immers tot gevolg zou hebben dat hoe minder nauwkeurig men meet, met andere woorden hoe groter de bandbreedte wordt, hoe gemakkelijker het wordt om te voldoen aan het beoogde criterium. Inzicht in de bandbreedte maakt het wel mogelijk om in de bespreking enige nuance aan te brengen: de beoordeling is negatief maar een positieve evaluatie is binnen handbereik aangezien het gestelde criterium binnen de bandbreedte valt.

Omgekeerd, als 101 hectare van habitat X wordt gemeten met een foutenmarge van 5 hectare, blijft dit een positieve evaluatie, maar met die nuance dat een negatieve beoordeling niet veraf is.

1.3. Literatuurlijst

Arcadis & Technum (2004). Strategische Milieueffecten rapportage Ontwikkelingsschets 2010. Schelde-estuarium, i.o.v. Rijkswaterstaat Directie Zeeland en AWZ Afdeling Maritieme Toegang.

Barneveld, H., Nicolai, R.P., Boudewijn, T.J. & Van de Moortel, I. (2018). Nota Evaluatie van de Evaluatiemethodiek. T2015-Rapportage Schelde-estuarium. HKV lijn in water, Bureau Waardenburg en Antea.

Depreiter, D., Cleveringa, J., Laan van der, T., Maris, T., Ysebaert, T. & Wijnhoven, S. (2014). T2009 rapportage Schelde estuarium. IMDC, Arcadis, Universiteit Antwerpen, Imares en NIOZ.

Depreiter, D., Celveringa, J., Van der Laan, T., Maris, T., Ysebaert, T. & Wijnhoven, S. (2013). Nota evaluatie van de evaluatiemethodiek T2009 rapportage schelde estuarium. IMDC, Arcadis, Universiteit Antwerpen, Imares, NIOZ.

Donkers M., Jeuken, C.J.L., van der Weck, A., Sas, M., Heinis, F., Lambeek, J.J.P. & van Rompaey, M. (2007). Monitoringprogramma Toegankelijkheid. Rapport 110643/CE7/65/000564. Arcadis, Alkyon, HWE, IMDC, Resource Analysis, WL | Delft Hydraulics.

Leloup, V., Sas, M., Van den Bergh, E., Van Damme, S. & Meire, P. (2007). Inventarisatie lopende monitoring projecten met betrekking tot veiligheid en natuurlijkheid in de Zeeschelde, haar tijgebonden zijrivieren en binnendijkse gebieden beïnvloed door het Sigmaplan. Rapport ECOBE 07-R99

LTV2030 (2000). Langetermijnvisie Schelde-estuarium. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie Zeeland en Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, departement Leefmilieu en Infrastructuur, administratie Waterwegen en Zeewezen, 29 november 2000.

Maris, T., Bruens, A., van Duren, L., Vroom, J., Holzhauer, H., De Jonghe, M., Van Damme, S., Nolte, A., Kuijper, K., Taal, M., Jeuken, C., Kromkamp, J., van Wesenbeeck, B., Van Ryckegem, G., Van den Bergh E., Wijnhoven, S. & Meire, P. (2014). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, update 2014. Deltares rapportnummer 1209394. Deltares, Universiteit Antwerpen, NIOZ en INBO.

Meire, P. & Maris, T. (2008). MONEOS. Geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium. Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen.

OS2010 (2005). Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium; Besluiten van de Nederlandse en Vlaamse regering. ProSes, Bergen op Zoom, februari 2005.

Rondelez, J. (2020a). Scheldemonitor Manual: Using the RStudio environment. VLIZ, Version 1, 15 december 2020.

<https://github.com/scheldemonitor/T2021/blob/main/Manuals/Manual%20RStudio.pdf>

Rondelez J. (2020b). Scheldemonitor Manual: GitHub repository – T2021. Jelle Rondelez, VLIZ, Version 1, 31 december 2020.

<https://github.com/scheldemonitor/T2021/blob/main/Manuals/Manual%20GitHub.pdf>

RWS (2019). Toelichting op de zoute ecotopenkaart Westerschelde 2018. Biologische monitoring zoute rijkswateren.

Scheldeverdrag, (2005). Verdrag tussen het Koninkrijk der Nederlanden en het Vlaams Gewest betreffende de uitvoering van de ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium (met Bijlagen), Middelburg, 21 december 2005.

Taal, M., Cado van der Lelij, A., Herman, P., Stolte, W., Boudewijn, T., van der Jagt, H., Duijns, S. & Goethals, P. (2020). Update Evaluatiemethodiek: verhaallijnen. Deltares/Schelde in Beeld.

Vandenbruwaene, W., Thant, S., Michielsens, S., Van de Moortel, I., Brackx, M., Hertoghs, R., Claeys, S., Plancke, Y., Vereecken, H., Meire, D., Deschamps, M. & Mostaert, F. (2020). Monitoring Effecten Ontwikkelingsschets (MONEOS) – Jaarboek monitoring 2019: Factual data rapportage van monitoring waterbeweging en fysische parameters in het Schelde estuarium in 2019. Versie 4.0. WL Rapporten, PA047_9. Waterbouwkundig Laboratorium Antwerpen.

Van Ryckegem, G., Van Braeckel, A., Elsen, R., Speybroeck, J., Vandevoorde, B., Mertens, W., Breine, J., Spanoghe, G., Buerms, D., De Beukelaer, J., De Regge, N., Hessel, K., Soors, J., Terrie, T., Van Lierop, F. & Van den Bergh, E. (2017). MONEOS – Geïntegreerd datarapport INBO: Toestand Zeeschelde 2016: monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (37).

Wijsman, J.W.M., de Sonneckille, B. & Craeymeersch, J.A. (2007). Overzicht van de lopende monitoringsprojecten met betrekking tot veiligheid en natuurlijkheid in het Nederlandse gedeelte van de Schelde (Westerschelde en haar voordelta). Rapport C051/07. Imares, Wageningen.

2. Hydrodynamiek

2.1. Inleiding

De hydrodynamiek in het Schelde-estuarium bestaat uit een wisselwerking tussen de randvoorwaarden zoals het astronomisch getij, wind, rivierafvoer en de morfologie (bathymetrie en geometrie) van het estuarium. Verticaal uit zich dat in de hoog- en laagwaters en golven; horizontaal in stroomsnelheden en debieten. De waterbeweging staat aan de basis van de veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid van het Schelde-estuarium.

2.2. Achtergrondkader

De Ontwikkelingsschets 2010 (zie paragraaf 1.1.2) geeft maatregelen om veiligheid, toegankelijkheid en natuurlijkheid op de middellange termijn te verbeteren, leidend tot een streefbeeld voor 2030. Hierbinnen is door Vlaanderen en Nederland besloten de vaargeul te verruimen, met als voorwaarde zo min mogelijk negatieve effecten op de natuur, het milieu en de ruimtelijke structuur. Dit laatste houdt in dat het dynamische karakter van het estuarium behouden moet blijven.

De communicatie-indicator *Hydrodynamiek* is een samenvoeging van de communicatie-indicatoren *Dynamiek Waterbeweging* en *Bevaarbaarheid* uit de T2009 en T2015, gekoppeld aan respectievelijk de hoofdfuncties veiligheid en toegankelijkheid van het Schelde-estuarium. De communicatie-indicator *Hydrodynamiek* richt zich op twee aspecten:

1. Allereerst worden de waterstanden en golven in het Schelde-estuarium beschouwd, wat voornamelijk van belang is voor de hoofdfunctie **veiligheid**, maar ook van belang is voor de hoofdfuncties toegankelijkheid en natuurlijkheid.
2. Daarnaast wordt de bevaarbaarheid van het Schelde-estuarium geëvalueerd. De bevaarbaarheid is afhankelijk van zowel de waterbeweging als de bathymetrie en is bepalend voor de hoofdfunctie **toegankelijkheid**.

Afbakening evaluatie veiligheid

Zowel in Vlaanderen als in Nederland wordt de veiligheid tegen overstromingen binnen speciaal daarvoor bestemde kaders getoetst. Het toetsen van de waterkeringen aan de veiligheidseisen vormt daarom geen onderdeel van de evaluatiemethodiek. Voor deze systeemevaluatie gelden voor de waterbeweging dan ook geen wettelijke normen of beleidskaders.

Afbakening evaluatie toegankelijkheid

Eventuele ontwikkelingen in scheepstypen, geulwandbestortingen, wrakverwijdering, externe veiligheid (vervoer gevaarlijke stoffen, risicocontouren) e.d. zijn externe ontwikkelingen en zijn buiten beschouwing gelaten. Ook het garanderen van een veilige doorvaart voor schepen in het Schelde-estuarium vormt geen onderdeel van de Evaluatiemethodiek, dit wordt gedaan door de Gemeenschappelijke Nautische Autoriteit (GNA). Omdat het garanderen van een veilige doorvaart geen onderdeel is van de Evaluatiemethodiek, doet deze indicator enkel uitspraken over de trendontwikkeling van de Bevaarbaarheid. Er wordt aangegeven of een toename of afname van de trend vanuit het systeem gezien positief of negatief is.

2.3. Werkwijze

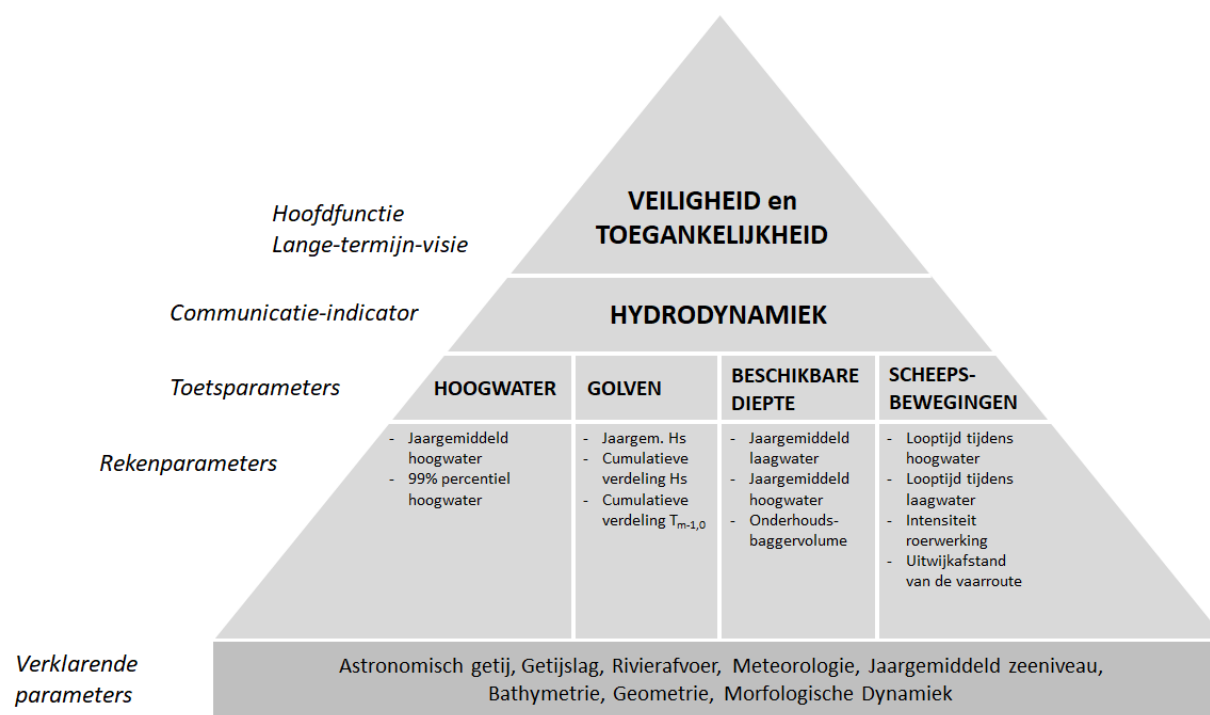
2.3.1. Toetsparameters

De communicatie-indicator *Hydrodynamiek* is uitgewerkt in vier toetsparameters: Hoogwater, Golven, Beschikbare diepte en Scheepsbewegingen (zie Figuur 8).

Voor de hoofdfunctie **veiligheid** worden trends onderzocht in de toetsparameters Hoogwater en Golven, omdat hoogwaterstanden, golfhoogtes en golfperiodes van belang zijn voor de hydraulische belastingen op de waterkeringen.

Ontwikkelingen gerelateerd aan de hoofdfunctie **toegankelijkheid** worden beoordeeld aan de hand van de toetsparameters Beschikbare diepte en Scheepsbewegingen.

- De Beschikbare diepte wordt beïnvloed door de ontwikkeling van de waterstand (en dan vooral de laagwaterstand), de vaargeuldiepte en vaargeulbreedte. Verder geeft het volume dat gebaggerd wordt om de vaargeul op diepte te houden informatie over eventuele veranderingen in de toegankelijkheid van het estuarium.
- Scheepsbewegingen worden beïnvloed door de looptijd van het getij (het tijvenster) ten behoeve van de getijgebonden scheepvaart. Veranderingen in bochten, vaarsnelheden, oevereffecten, dwarsstromingen, kielspeling en dergelijke worden samengevoegd in onbemande vaarsimulaties, waarmee onderzocht wordt of de benodigde intensiteit van de roerwerking en de uitwijkafstand van de vaarweg significant toenemen.



Figuur 8: Weergave indicator hydrodynamiek en onderliggende toets-, reken- en verklarende parameters.

2.3.2. Rekenparameters

Voor de vier toetsparameters zijn de volgende **rekenparameters** gedefinieerd:

- Toetsparameter Hoogwater:
 - jaargemiddeld hoogwater
 - 99-percentiel van de hoogwaters
- Toetsparameter Golven:
 - jaargemiddelde significante golfhoogte H_s
 - cumulatieve verdeling van de significante golfhoogte H_s
 - cumulatieve verdeling van de spectrale golfperiode $T_{m-1,0}$
- Toetsparameter Beschikbare diepte:
 - jaargemiddeld laagwater
 - jaargemiddeld hoogwater
 - onderhoudsbaggervolume
- Toetsparameter Scheepsbewegingen:
 - de looptijd van het getij bij hoogwater
 - de looptijd van het getij bij laagwater
 - intensiteit roerwerking (o.b.v. onbemande vaarsimulaties)
 - uitwijkafstand van de vaarweg (o.b.v. onbemande vaarsimulaties)

Trends in de nieuwe periode worden vergeleken met (i) de trend in de oorspronkelijke referentieperiode (T2009) en (ii) de trend in de voorgaande evaluatieperiode. Onderzocht wordt of ten opzichte van deze twee periodes een toename of afname van de trend is opgetreden.

Bijvoorbeeld in de T2021 worden de trends in de evaluatieperiode 2016 t/m 2021 vergeleken met de periode van het begin van de reeks t/m 2009 uit de T2009 en met de periode 2010 t/m 2015 uit de T2015.

Voor alle rekenparameters bij Hoogwater en Golven wordt een statistisch significante toename ten opzichte van de voorgaande trends als negatief geëvalueerd.

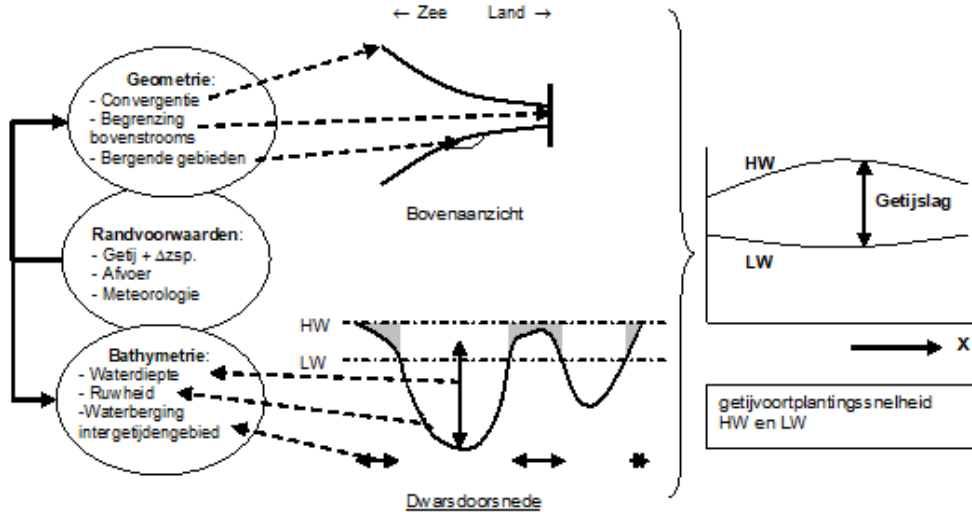
Voor de rekenparameters bij Beschikbare diepte en Scheepsbewegingen zijn geen kwantitatieve criteria opgesteld. Er wordt geen waardeoordeel over de toegankelijkheid gegeven. Wel wordt aangegeven of de waargenomen trends vanuit het systeem gezien positief of negatief zijn.

Voor de Beschikbare diepte geldt dat een afname ten opzichte van voorgaande periodes als negatief wordt beschouwd. Dit kan veroorzaakt worden door een afname van het gemiddelde laagwater, door een toename van het gemiddelde hoogwater (vanwege de doorvaarthoogte bij bruggen) of door een toename van het onderhoudsbagtervolume.

Bij de Scheepsbewegingen geldt dat een afname van de looptijd van het hoogwater of het laagwater als negatief wordt geëvalueerd, omdat dit het beschikbare getijvenster verkort. Twee rekenparameters worden gebaseerd op onbemande vaarsimulaties: de intensiteit van de roerwerking (% t.o.v. maximale roerhoek) en de uitwijkafstand van de vooraf gedefinieerde vaarweg (in m). Voor beide parameters geldt dat een toename ten opzichte van de voorgaande periodes als ongunstig wordt beschouwd.

2.3.3. Verklarende parameters

Op het derde niveau worden de verklarende parameters weergegeven. Deze parameters dragen bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en geven de onderliggende systeemverklaring voor de veranderingen. Verklarende parameters binnen Hydrodynamiek hebben betrekking op (i) de *hydrodynamische randvoorwaarden*, (ii) de *geometrie* (horizontale begrenzing) en (iii) de *bathymetrie* (verticale begrenzing). Eén en ander is schematisch weergegeven in Figuur 9.



Figuur 9: Schematische weergave van de beïnvloeding van de hoogwaterstand door externe randvoorwaarden, de bathymetrie en de geometrie van het estuarium.

Veranderingen van de hydrodynamische randvoorwaarden representeren de effecten van wijzigingen buiten het Schelde-estuarium, zoals de stijging van de gemiddelde zeespiegel en een toename van de getijslag op de Noordzee, verandering van het afvoerregime van de Schelde en zijrivieren en veranderingen in de meteorologie (intensiteit en frequentie van stormvloed).

Wijzigingen in de geometrie hebben betrekking op veranderingen van de planvorm van het estuarium (de laterale begrenzing met oevers en dijken en de ligging van geulen en platen), de bovenstroomse begrenzingen en de waterbergende gebieden (in- en ontpolderingen, havens en gecontroleerde overstromingsgebieden).

Wijzigingen in de bathymetrie betreffen in algemene zin veranderingen in de vorm van het dwarsprofiel en in het bijzonder veranderingen van de waterdiepte van de stroomvoerende geul en de waterberging op de intergetijdengebieden.

De ruwheid vormt een intrinsieke eigenschap van de bodem, die kan veranderen als functie van de sedimenteigenschappen (korrelgrootte, slibfractie), de hydrodynamica (bodemvormen) en vegetatie.

2.3.4. Stroming

De stroomsnelheid is een belangrijk kenmerk van de waterbeweging maar is op zichzelf staand niet als toetsparameter gedefinieerd. De redenen hiervoor zijn:

- Het is niet direct duidelijk of een toe- of afnemende trend in de stroomsnelheid positief of negatief is voor het functioneren van het systeem.
- Vanuit veiligheid bezien zijn voornamelijk de stroomsnelheden nabij de keringen van belang voor eventuele ontgrondingen en verlies aan stabiliteit. Voor deze lokale situaties zijn geen metingen beschikbaar en modellen bieden hier ook (nog) geen uitkomst.
- Tot slot geldt dat veranderingen in stroomsnelheid indirect zichtbaar zullen worden in de vorm van veranderingen van de bathymetrie.

Dwarsstromingen en verhoging van stroomsnelheden in scherpe bochten zijn hinderlijk voor de scheepvaart. Bijvoorbeeld oostelijk van de Platen van Ossenis in het Zuidergat kunnen de dwarsstromingen periodiek zo sterk worden dat zij een veilige doorvaart van schepen bemoeilijken. Daarom worden veranderingen in stroming impliciet meegenomen in de onbemande vaarsimulaties. Daaruit worden trends afgeleid. Het garanderen van een veilige doorvaart valt buiten de evaluatie en valt binnen de verantwoordelijkheid van de GNA.

In de evaluatiemethodiek wordt stroming impliciet meegenomen in de onbemande vaarsimulaties, waarbij veranderingen in bochten, vaarsnelheden, oevereffecten, dwarsstromingen, kiel-speling en dergelijke tot uitdrukking worden gebracht in de twee rekenparameters: intensiteit van de roerwerking en cumulatieve afwijkafstand van de vaarweg.

2.4. Ruimtelijk en temporeel bereik

De toetsparameter Hoogwater wordt in het gehele Schelde-estuarium beschouwd aan de hand van beschikbare meetstations. Meetstations die gebruikt dienen te worden voor de evaluatie zijn opgenomen in Tabel 5, met een code 1 in de kolom 'Gebruik'. In de T2009 is voor elk van deze stations een representatieve trendperiode en te verwachten trend afgeleid. In de evaluatie moeten de rekenparameters worden getoetst aan deze verwachte trend. Voor een deel van de locaties kon in de T2015 geen significante trend berekend worden (code 2 in de kolom 'Gebruik'). Mogelijk kan dit wel in toekomstige evaluaties, als meer datapunten beschikbaar zijn. Andere stations, met een code 3 of 4 in de kolom 'Gebruik', kunnen gebruikt worden als verklarende parameter of voor het verkrijgen van aanvullende ruimtelijke informatie over trends. Enkele stations zijn opgeheven of verplaatst, (respectievelijk code 5 en 6 in de kolom 'Gebruik'). In het bijschrift van de tabel staat meer informatie over de verplaatsingen. In de tabel staat ook de periode vermeld waarvoor meetgegevens beschikbaar zijn en een stationscode. Voor de Vlaamse stations is de stationscode als volgt opgebouwd:

- Char 1-3: afkorting van rivier/kanaal.
- Char 4-5: volgnummer van afwaarts naar opwaarts van de locaties die op het moment van de invoering van de code gekend waren.
- Char 6: a = standaard voor de locaties die op het moment van de invoering van de code gekend waren. Andere letters: voor nieuwe stations die na invoering van de codes zijn opgestart.

Voor de toetsparameter Golven is een beperkter aantal stations beschikbaar, zie Tabel 6. Alleen voor de Westerschelde (inclusief de monding) zijn golfddata geanalyseerd in de T2009 en T2015. Enkele stations zijn opgeheven of verplaatst, (respectievelijk code 5 en 6 in de kolom 'Gebruik'). In het bijschrift van de tabel staat meer informatie over de verplaatsingen.

De toetsparameters Beschikbare Diepte en Tijdenster worden voor het gehele estuarium bepaald. Hierbij moeten zowel de hoofd- als de nevengeulen in beschouwing worden genomen. De waterstandsm Meetstations (zie Tabel 5) worden gebruikt om de gemiddelde hoog- en laagwaterstanden af te leiden. Ook worden deze waterstandsmetingen gebruikt voor het bepalen van de looptijd.

Locatie	Waterloop	Code	Meetperiode	Jaargemiddelden	Gebruik
Emblem	Kleine Nete	knt01a	1981-heden		4
Lier Maasfort	Grote Nete	gnt01a	1981-2017		2, 5
Lier Molbrug	Nete	bnt07a	1981-heden		3
Duffel Sluis	Nete	bnt03a	1981-heden	1963-1981	1
Rumst	Nete	bnt01c	1972-heden	1901-1972	1, 6
Mechelen Benedensluis	Dijle	dij06a	1981-heden		3
Boom	Rupel	rup01a	1981-2015		3, 5
Waasmunster Brug	Durme	dur04a	1981-heden	1901-1981	4
Tielrode	Durme	dur01a	1981-heden	1906-1981	1
Melle	Zeeschelde	zes57a	1971-heden	1901-1940	1
Wetteren	Zeeschelde	zes55a	1901-2018		3, 5
Wetteren Brug	Zeeschelde	zes55c	1981-heden		4
Schoonaarde	Zeeschelde	zes49a	1981-heden	1901-1981	1
Dendermonde	Zeeschelde	zes47a	1971-heden	1901-1971	1
Sint-Amands	Zeeschelde	zes42a	1981-heden	1951-1981	3
Temse	Zeeschelde	zes36a	1971-heden	1901-1939 & 1951-1971	1
Schelle	Zeeschelde	zes29a	1981-2013	1901-1950 & 1965-1981	1, 5
Hemiksem	Zeeschelde	zes28a	1981-heden		3
Antwerpen	Zeeschelde	zes21a	1971-heden	1901-1971	1
Kallosluis	Zeeschelde	zes14a	1982-heden		3
Liefkenshoek	Zeeschelde	zes10a	1981-heden	1901-1981	1
Prosperpolder	Zeeschelde	zes01a	1971-heden	1952-1971	3
Bath	Westerschelde	bath	1957-heden		1
Schaar van de Noord	Westerschelde	svdn	1996-heden		2
Baalhoek	Westerschelde	baal	1996-heden		2
Walsoorden	Westerschelde	wals	1996-heden		2
Hansweert	Westerschelde	hans	1880-heden		1
Overloop van Hansweert	Westerschelde	ovlh	1996-heden		2
Terneuzen	Westerschelde	tern	1878-heden		1
Gat van Borssele	Westerschelde	bors	1996-heden		2
Vlissingen	Westerschelde	vlis	1881-heden		1
Breskens Veerhaven	Westerschelde	bres	1996-heden		2
Westkapelle	Monding	wkap	1954-heden		1
Cadzand	Monding	cadz	1966-heden		1
Vlakte van de Raan	Monding	raan	1996-heden		2
Europlatform	Noordzee	euro	1983-heden		2

Tabel 5: Meetstations voor waterstanden in het Schelde-estuarium en hun gebruik in de evaluatie: 1 = Gebruikt in evaluatie T2015, 2 = Geen statistisch significante trend in T2015, 3 = Gebruikt als overig station in T2015, 4 = Niet gebruikt in T2015, 5 = Niet meer actief, 6 = Station verplaatst: Rumst was voorheen Walem (tot 2019), verplaatst over ±200 m afstand; Wetteren Brug was voorheen Wetteren (tot 2018), verplaatst over ±500 m afstand.

Locatie	Waterloop	Code	Meetperiode	Gebruik
Bath	Westerschelde	BAT2	1998-heden	1
Overloop van Valkenisse	Westerschelde	OVVA	2013-heden	4
Hansweert	Westerschelde	HAWI	1998-heden	1
Overloop van Hansweert	Westerschelde	OVHW	2013-heden	4
Hoofdplaat	Westerschelde	HFPL	1998-2015	1, 5
Pas van Terneuzen	Westerschelde	PVT	2010-heden	1, 6
Honte	Westerschelde	HNTE	2013-heden	1, 6
Wielingen	Monding	WIEL	1997-heden	1
Cadzand Wind	Monding	CAWI	1991-heden	1
Cadzand	Monding	CADW	1997-heden	4
Vlakte van de Raan	Monding	VR	1998-heden	4
Deurloo	Monding	DEUR	1997-heden	1

Tabel 6: Meetstations golven in het Schelde-estuarium en hun gebruik in de evaluatie: 1 = Gebruikt in evaluatie T2015, 4 = Niet gebruikt in T2009 en/of T2015, 5 = Niet meer actief, 6 = Station verplaatst: Honte was voorheen Westerschelde Containerterminal (WCT1, tot 2008). Pas van Terneuzen, PVT was voorheen PVT1 (tot 2008).

2.5. Toetsparameter: Hoogwater

Voor de veiligheid tegen overstromingen zijn de waterstanden in het estuarium van belang. Toename van de hoogwaterstanden kan leiden tot de noodzaak dijkvakken op te hogen om de veiligheid tegen overstromen te waarborgen. Ook verhoogt dit de kans van optreden van geotechnische faalmechanismen als piping of verlies van macrostabiliteit.

De toetsparameter Hoogwater wordt bepaald door twee rekenparameters:

- Jaargemiddelde hoogwaterstanden
- Jaarlijks 99-percentiel van hoogwaterstanden

Het jaargemiddeld hoogwater heeft in de Westerschelde en Zeeschelde vooral betrekking op het astronomische getij, omdat het meteorologische signaal grotendeels is uitgefilterd (door middeling over een kalenderjaar). Daarom vormt het jaargemiddeld hoogwater een maat voor de evaluatie van de toestand van het systeem in relatie tot de getijvoortplanting. Verder bovenstrooms in het estuarium krijgt de rivierafvoer een grotere invloed op de hoogste waterstanden.

Het 99-percentiel van de hoogwaterstand is de hoogwaterstand die door 99% van alle opgetreden hoogwaters in een jaar wordt overschreden. Dit betekent dat het 99-percentiel per jaar dus door zeven hoogwaters wordt overschreden. Het 99-percentiel van de hoogwaterstanden gedurende het kalenderjaar is een 'proxy' voor de maximale waterstand op een bepaalde locatie en is vooral het gevolg van windopzet, vaak in combinatie met springtij. De hoogwaters die verantwoordelijk zijn voor het 99-percentiel kunnen per locatie verschillen.

2.5.1. Effecten van veranderingen

De hoogwaterstanden in het estuarium zijn de afgelopen eeuw gestegen als gevolg van autonome (relatieve) zeespiegelstijging. Sinds het eind van de 19^e eeuw tonen de continue meetregistraties langs het estuarium een trendmatige toename, waarbij de locatie met de maximale hoogwaterstand steeds verder in landwaartse richting verschuift (momenteel gelegen nabij Driegoten). Ook menselijke ingrepen (bijvoorbeeld verruiming, inpolderingen en vaargeulverdiepingen) hebben invloed op de getijslag en de hoogwaters.

Een toename van de hoogwaters is negatief voor de veiligheid, maar ook andere aspecten van het systeem hebben geen baat bij een toenemende getijslag. Zo zullen de stroomsnelheden omhooggaan als de getijslag toeneemt, wat invloed zal hebben op de sedimenttransporten (en daarmee mogelijk ook het baggerbezwaar) en op de ecologie. Ook voor de toegankelijkheid kan een toename van de hoogwaters negatief zijn. Een toename van het hoogwater is in verband met de doorvaarthoogte van bruggen ongunstig in de Boven-Zeeschelde. Een afname van het hoogwater is alleen ongunstig voor de bevaarbaarheid als het tijvenster hierdoor wordt verkort (zie paragrafen 4.2 en 4.3).

Veranderingen in de jaargemiddelde hoogwaterstanden moeten vooral bekeken worden in samenspel met veranderingen in de laagwaterstanden, oftewel de getijslag. De getijslag wordt beïnvloed door de bathymetrie, geometrie en bodemwrijving in het estuarium, zie paragraaf 2.9.2. De bathymetrie en de geometrie worden beschreven onder de communicatie-indicator Morfologie (zie hoofdstuk 3).

Wijzigingen in waterbeweging en de morfologische respons interacteren met elkaar. Daarom is het belangrijk de veranderingen in de waterbeweging te koppelen aan de veranderingen in de morfologie. Uiteindelijk is het doel van de evaluatie om waargenomen morfologische en/of hydrodynamische parameters te relateren aan menselijk handelen. Andere verklarende parameters zijn het gemiddelde zeeniveau en de rivierafvoer. Stijging van het gemiddelde zeeniveau kan bij gelijkblijvende bodemligging leiden tot een diepere doordringing van het getij in het estuarium. Een toename van de rivierafvoer kan ook leiden tot hogere waterstanden in het bovenstroomse deel van de Schelde.

Of de waargenomen veranderingen in het estuarium hun oorzaak hebben binnen of buiten het estuarium kan worden vastgesteld door de jaargemiddelde hoogwaters in het estuarium te vergelijken met jaargemiddeld hoogwater in een aantal meetstations buiten het estuarium (Westkapelle en Cadzand in de monding, Oostende langs de kust en Europlatform op de Noordzee). De getijslag op een bepaalde plek in het estuarium gedeeld door de getijslag in de monding (vaak wordt daarvoor Vlissingen gehanteerd) wordt aangeduid als de relatieve getijslag.

De hoogwaters die binnen het 99-percentiel van de hoogwaterstanden vallen, worden veroorzaakt door een combinatie van springtij en windopzet. Dit zijn namelijk extreme hoogwaterstanden, die in principe niet door het getij alleen veroorzaakt kunnen worden. In de bovenstroomse delen van de Schelde kunnen hoge rivierafvoeren ook tot hoge waterstanden leiden. Als de gemiddelde hoogwaterstanden in het Schelde-estuarium toenemen, zal dit ook door kunnen werken in het 99-percentiel. De veranderingen hierin kunnen dus deels verklaard worden aan de hand van analyse van de verklarende parameters die genoemd zijn voor de jaargemiddelde hoogwaters. Aanvullend kan naar het effect van stormopzet gekeken worden.

Vergelijking met het 99-percentiel bij Vlissingen kan laten zien of verandering van het 99-percentiel bij elk ander station wordt veroorzaakt door veranderingen van binnen of buiten het estuarium.

2.5.2. Rekenparameters en criteria

2.5.2.1. Jaargemiddelde hoogwaterstanden

De jaargemiddelde hoogwaterstanden worden bepaald op alle meetstations langs het estuarium, dat wil zeggen tussen Vlissingen en Gent. Op ieder meetstation wordt het jaargemiddelde hoogwater bepaald als het rekenkundig gemiddelde van alle opgetreden hoogwaters in een kalenderjaar. Dit wordt gedaan voor alle beschikbare jaren vanaf de laatste trendbreuk.

De jaargemiddelde hoogwaterstanden in de nieuwe evaluatieperiode worden vervolgens vergeleken met de voorspelling op basis van het regressiemodel wat in de T2009 is afgeleid en in de T2015 van een update is voorzien. Het regressiemodel houdt rekening met de verwachte stijging in de hoogwaterstanden op basis van de historische trend, de variatie als gevolg van de 18,6-jarige cyclus en de spreiding in de meetdata. Het regressiemodel geeft een verwachte trend weer, een betrouwbaarheidsinterval en een 95%-predictie-interval rond de trend (Figuur 10; Kuijper & Lescinski, 2013). Het betrouwbaarheidsinterval weerspiegelt de nauwkeurigheid waarmee de modelparameters kunnen worden geschat op basis van de beschikbare data. Als het aantal waarnemingen toeneemt, wordt de betrouwbaarheidsband kleiner. Het predictie-interval geeft de bandbreedte waarin de metingen worden verwacht. In totaal moet 95% van de datapunten binnen het predictie-interval liggen. Als er veel meetpunten buiten het predictie-interval liggen, is dit een signaal dat er een trendbreuk kan zijn opgetreden.

In de T2015 is per station een representatieve trendperiode afgeleid, die begint bij de laatste vastgestelde trendbreuk en eindigde in 2009. Voor elke evaluatie wordt opnieuw onderzocht of er een statistisch significant verschil is tussen de nieuwe evaluatieperiode en de oorspronkelijke referentieperiode tot en met 2009. Daarnaast wordt een vergelijking gemaakt tussen de nieuwe en de voorgaande evaluatieperiode.

Het beginjaar van de trendperiode verschilt per station en hangt voor de westelijke stations samen met een trendbreuk in de jaren '60 als gevolg van een toename van de getijslag in de Noordzee. Voor de oostelijke stations en de stations in de Zeeschelde en verder bovenstrooms is een trendbreuk waargenomen rond 1975, die mogelijk samenhangt met de eerste verruiming. De beginfase van de 18,6-jarige cyclus is in de T2009 vastgesteld op basis van de meetreeks van het station Vlissingen, zie Tabel 7.

	18,6-jarige cyclus HW	18,6-jarige cyclus LW
Fase ϕ [°]	95,7792	-84,2208

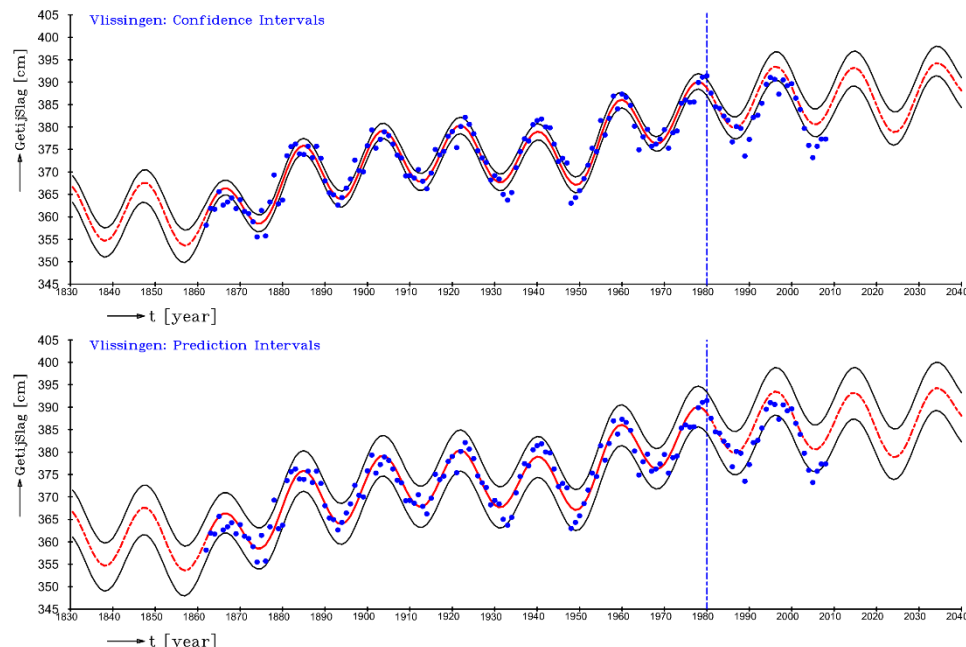
Tabel 7: Fase van de 18,613-jarige nodale cyclus voor de jaargemiddelde HW en LW te Vlissingen. HW en LW waarde op gelijke wijze gecorrigeerd zodat ze precies in tegenfase zijn.

De formule voor het berekenen van de trendlijnen en betrouwbaarheids- en predictie-intervallen luidt:

$$HW(t) = m t + b + C \cos(2\pi f t - \phi) + \epsilon(t)$$

Met:

HW	trendlijn jaargemiddeld hoogwater [m]
t	jaartal [jaar]
m	regressie coëfficiënt [m/jaar]
b	constante [m]
C	amplitude 18,6-jarige cyclus [m]
f	frequentie 18,6-jarige cyclus [1/jaar]
ϕ	fase 18,6-jarige cyclus [°]
ϵ	residu, verschil tussen de meting en het regressiemodel



Figuur 10: Voorspelde getijslag (m) voor Vlissingen met een regressiemodel gekalibreerd voor de periode 1862-1980. Voorspelde gemiddelde waarden met het betrouwbaarheidsinterval (bovenste figuur) en predictie-interval (onderste figuur) voor de periode 1981-2040. Uit het onderste figuur blijkt dat er een trendbreuk is opgetreden omdat veel waarnemingen (>5%) onder het predictie-interval liggen.

Door de gemeten jaargemiddelde hoogwaterstanden van de nieuwe periode (bijvoorbeeld voor de T2021: vanaf 2016) te vergelijken met de voorspelde trend op basis van de oorspronkelijke referentieperiode (T2009), wordt getoetst of een trendafwijking is opgetreden. Als meer dan 5% van het aantal punten boven het 95%-predictie-interval van de verwachte jaargemiddelde hoogwaterstand ligt, wordt dit gezien als een indicatie voor een negatieve ontwikkeling van het systeem. Als meer dan 5% van het aantal punten onder het 95%-predictie-interval van de verwachte jaargemiddelde hoogwaterstand ligt, wordt dit gezien als een indicatie voor een positieve ontwikkeling van het systeem (zie Figuur 10 voor een voorbeeld).

Per evaluatieperiode van 6 jaar worden slechts 6 jaargemiddelde waarden vergeleken met het predictie-interval. Als praktische invulling kan daarom aangehouden worden dat 1 punt buiten het 95%-predictie-interval wordt beschouwd als signaal voor een positieve of negatieve ontwikkeling.

2.5.2.2. Jaarlijks 99-percentiel van de hoogwaterstanden

De meetstations en de beoordeling van het jaarlijks 99-percentiel van de hoogwaterstanden zijn in principe identiek aan de rekenparameter jaargemiddeld hoogwater. In de T2009 en T2015-studies is gebleken dat voor diverse locaties geen significante trends en geen 18,6-jarige cyclus konden worden afgeleid op basis van de beschikbare data. Waarschijnlijk komt de 18,6-jarige cyclus niet goed tot uitdrukking in de extreme waarden die in het 99-percentiel zitten. Het is immers maar een hele kleine variatie op de extreme waterstanden. De extreme waterstanden zijn binnen opeenvolgende jaren ook zeer variabel, waardoor het lastig is een trend af te leiden. In de T2009 en T2015 is daarom gewerkt met een LOESS-filter met een spanwijdte van 6 jaar. Met een LOESS-filter worden de data gesmooth, waarbij de punten binnen de span een weging krijgen op basis van hun afstand tot het punt dat wordt gesmooth. Op basis van deze gefilterde data konden in de T2009 trends worden afgeleid.

Voor nieuwe evaluaties wordt gekeken of er significante trends kunnen worden afgeleid zonder 18,6-jarige cyclus, omdat deze slechts beperkt doorwerkt in het 99-percentiel van de hoogwaterstanden. Als de verlengde periode (ten opzichte van de T2009) nog steeds geen significante trends oplevert, wordt wederom een LOESS-filter toegepast.

2.5.3. Samenvatting en evaluatie

Als de jaargemiddelde hoogwaters en/of het jaarlijkse 99-percentiel van de hoogwaters een toename t.o.v. van de verwachte trend laten zien, wordt dit vanuit het functioneren van het systeem als negatief beoordeeld. Een voortzetting van een stijgende trend wordt noch positief noch negatief geëvalueerd en moet gevolgd worden. Een daling t.o.v. de trend wordt als positief beoordeeld.

Een toename van de jaargemiddelde hoogwaterstanden en het jaarlijkse 99-percentiel van de hoogwaterstanden t.o.v. de verwachte trendontwikkeling kan worden veroorzaakt door oorzaken van binnen of buiten het estuarium. Mogelijke oorzaken van buiten het estuarium zijn een toenemende getijslag op zee, zeespiegelstijging of een toename van de intensiteit of frequentie van stormen, zie paragraaf 2.9.1. Voorbeelden van oorzaken binnen het estuarium zijn veranderingen in geometrie, bathymetrie en bodemwrijving, zie paragraaf 2.9.2. Deze verbanden worden gelegd met behulp van de evaluaties die voor de communicatie-indicatoren *Morfologie* en *Leefomgeving* worden uitgevoerd.

Toetsparameter Hoogwater		
Rekenparameter	Evaluatie	Type
Jaargemiddeld hoogwater	Als één of meer waarden in de evaluatieperiode boven het 95%-predictie-interval liggen dat is afgeleid op basis van de waarden tot en met 2009, wordt de trendontwikkeling als negatief geëvalueerd. Daarnaast vergelijking met voorgaande evaluatieperiode voor verdere duiding.	5
Jaarlijks 99-percentiel hoogwater		5

Tabel 8: Evaluatie rekenparameters voor de toetsparameter Hoogwater.

2.6. Toetsparameter: Golven

Voor de veiligheid tegen overstroming zijn de golven nabij waterkeringen van belang. Een toename van de golfhoogte of golfperiode kan mogelijk leiden tot falen van de waterkering. De waterkeringen wordt visueel door de beheerder gecontroleerd en periodiek getoetst. Deze wettelijke toetsing vormt geen onderdeel van de Evaluatiemethodiek. De golven in het Schelde-estuarium hebben ook invloed op de ecologie.

2.6.1. Effecten van veranderingen

Golven worden opgewekt door wind en scheepvaart. Als onderdeel van de toetsparameter *Golven* worden scheepsgolven niet apart beschouwd. De tijdreeksen van de golfboeien bevatten echter zowel wind- als scheepsgolven. De eigenschappen van windgolven hangen af van windsnelheid, -richting en -duur, de strijklengte (afhankelijk van de windrichting en vorm van het estuarium), de bathymetrie (inclusief de waterstandsvariatie ten gevolge van het getij) en de interactie met de getijstroming. De natuurlijke variabiliteit in het optreden van stormen is groot, waardoor jaar-op-jaar veranderingen in de golfhoogte eveneens groot kunnen zijn. Zo kan er in bepaalde perioden jaren achtereen nauwelijks een significante noordwesterstorm optreden, terwijl er in andere jaren meerdere stormvloed binnen één stormseizoen vallen. Merk op dat dit aspect ook verweven is met het jaarlijks 99-percentiel van de hoogwaters.

De toetsparameter *Golven* heeft niet als doel de effecten van een veranderende meteorologie vast te stellen (hiervoor zijn golfboeien op diep water nodig), maar wel de effecten van een gewijzigde bathymetrie en waterstanden op opgetreden golfhoogtes en golfperiodes. Hiermee wordt dan vastgesteld hoe veranderingen in het systeem (bathymetrie en de waterstanden) van invloed zijn op de golfhoogte en golfperiode. De golfrichting wordt buiten beschouwing gelaten.

De toetsparameter *Golven* wordt bepaald door de rekenparameters:

- De jaargemiddelde significante golfhoogte;
- Cumulatieve distributie van de significante golfhoogte H_s ;
- Cumulatieve distributie van de spectrale gemiddelde golfperiode $T_{m-1,0}$.

De significante golfhoogte is een gemiddelde van het hoogste 1/3 deel van de golven, dat op een interval van (meestal) 20 minuten wordt bepaald. Hierdoor vindt een zekere middeling plaats ten opzichte van bijvoorbeeld de maximale golfhoogte. Door deze middeling zit er minder grote variatie in de data. In de T2009 konden op basis van de jaargemiddelde significante golfhoogte echter toch nog geen statistisch significante trends worden vastgesteld, omdat de meetreeksen te kort waren. Daarom werd er gekeken naar de cumulatieve verdeling van de significante golfhoogte per jaar. De bandbreedte die over de jaren ontstaat, kan gebruikt worden in de toetsing.

De rekenparameter golfperiode was niet aanwezig in de T2009 en T2015. Voor golfoploop en golfoverslag bij de dijken is echter niet alleen de golfhoogte van belang, maar ook de golfperiode. De golfperiodemaat die daarvoor gebruikt wordt, is de spectrale gemiddelde golfperiode $T_{m-1,0}$, te berekenen uit het golfspectrum ($T_{m-1,0} = m_{-1}/m_0$).

Als de monding van de Westerschelde een meer open karakter zou krijgen, zou dit kunnen leiden tot een sterkere indringing van lange golven vanaf de Noordzee tijdens stormen. Dit uit zich in een toename van de spectrale gemiddelde golfperiode, wat negatief is voor de veiligheid van de dijken nabij de monding.

Als verklarende parameter kan worden gekeken naar de rekenparameter Jaargemiddeld hoogwater, die samen met veranderingen in de bathymetrie (sedimentatie/erosiekaarten) de verandering in de waterdiepte verklaart. Effecten van veranderende meteorologie kunnen worden vastgesteld door te kijken naar trends in golfstatistiek bij het station Europlatform en eventueel ook door trends in het jaarlijks 99-percentiel van de hoogwaters.

2.6.2. Rekenparameter en criteria

2.6.2.1. Jaargemiddelde significante golfhoogte

De significante golfhoogte wordt berekend op de locaties waar golven gemeten worden en is gedefinieerd als het gemiddelde van het 1/3 hoogste deel van de golven. Voor de meeste stations (behalve voor Bath) kon in T2009 geen statistisch significant regressiemodel worden gevonden voor de jaargemiddelde significante golfhoogte omdat de meetreeksen kort zijn (start eind jaren '90). Zolang er geen statistisch significant regressiemodel wordt gevonden voor de referentieperiode, kan de jaargemiddelde significante golfhoogte niet getoetst worden. Als er in de toekomstige evaluaties wel statistisch significante trends kunnen worden afgeleid voor de verlengde referentieperiode, kan de evaluatie als volgt worden ingevuld.

Indien de jaargemiddelde significante golfhoogte is toegenomen ten opzichte van de verwachte trend wordt de rekenparameter als negatief geëvalueerd. De verwachte trend wordt vanwege de relatief korte tijdreeksen niet gebaseerd op de data tot en met 2009, maar tot en met de voorgaande evaluatieperiode (voor de T2021: tot en met 2015). Als meer dan 5% van het aantal punten boven of onder het 95%-predictie-interval van de verwachte jaargemiddelde golfhoogte ligt, wordt dit gezien als een indicatie voor een respectievelijk negatieve of positieve ontwikkeling van het systeem (zie Figuur 10 voor een voorbeeld). Per evaluatieperiode van 6 jaar worden slechts 6 jaargemiddelde waarden vergeleken met het predictie-interval. Als praktische invulling kan daarom aangehouden worden dat 1 punt buiten het 95%-predictie-interval wordt beschouwd als signaal voor een positieve of negatieve ontwikkeling.

Indien de jaargemiddelde significante golfhoogte is afgenomen ten opzichte van de verwachte trend wordt de rekenparameter als positief geëvalueerd, vanwege het gunstige effect voor de veiligheid. Een afname van de golfhoogte kan echter ook leiden tot een verhoging van de platen (Friedrichs, 2011). Dit is in het licht van de ecologie wellicht minder gewenst.

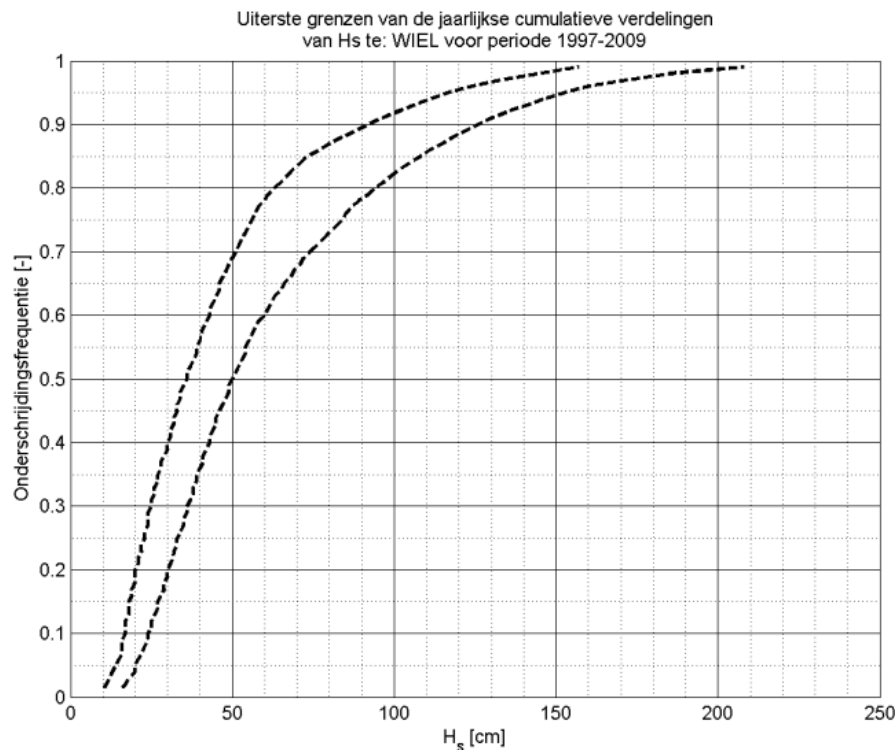
2.6.2.2. Cumulatieve distributie significante golfhoogte

In de T2009 en T2015-rapportage zijn voor alle stations de jaarlijkse cumulatieve distributies van de significante golfhoogte bepaald. De cumulatieve distributie laat zien welke significante golfhoogte door welk percentage van de golven wordt overschreden. De omhullende van de jaarlijkse cumulatieve distributie voor alle jaren kan worden gebruikt als referentiesituatie. De omhullende geeft voor elke golfhoogte de minimale en maximale overschrijdingsfrequentie over alle jaren.

Figuur 11 laat als voorbeeld de omhullende zien voor het station Wielingen. Als de cumulatieve verdelingen van de significante golfhoogte een grotere golfhoogte laat zien dan de referentiesituatie, wordt de parameter als negatief geëvalueerd. Vooral de hogere percentielen zijn van belang voor veiligheid.

2.6.2.3. Cumulatieve distributie spectrale gemiddelde golfperiode

Evenals voor de significante golfhoogte wordt de jaarlijkse cumulatieve distributie van de spectrale gemiddelde golfperiode $T_{m-1,0}$ bepaald en op dezelfde wijze geëvalueerd.



Figuur 11: Uiterste grenzen van alle jaarlijkse cumulatieve distributies van de significante golfhoogte H_s te Wielingen.

2.6.3. Samenvatting en evaluatie

Voor de evaluatie van de toetsparameter Golven wordt gekeken naar de ontwikkeling van de jaargemiddelde significante golfhoogte en hoe deze eventueel verandert als gevolg van een veranderende geometrie, bathymetrie of waterstanden.

Een toename van de significante golfhoogte wordt als negatief geëvalueerd, omdat dit voor veiligheid en scheepvaart nadelig is. Een afname van de significante golfhoogte kan mogelijk ook leiden tot een toename van de plaathogte. Als dit het geval is, kan dit juist weer negatief zijn voor de ecologie.

Toetsparameter Golven		
Rekenparameter	Evaluatie	Type
Jaargemiddelde significante golfhoogte	Als één of meer waarden in de evaluatieperiode boven het 95%-predictie-interval liggen dat is afgeleid op basis van de waarden tot en met de voorgaande evaluatieperiode, wordt de trendontwikkeling als negatief geëvalueerd.	6
Cumulatieve distributie significante golfhoogte	Een cumulatieve distributie van de significante golfhoogte die grotere golfhoogtes dan in de periode tot en met 2009 of in de voorgaande evaluatie laat zien, wordt als negatief geëvalueerd.	2, 3
Cumulatieve distributie spectrale gemiddelde golfperiode	Een cumulatieve distributie van de spectrale gemiddelde golfperiode die grotere golfperiodes dan in de periode tot en met 2009 of in de voorgaande evaluatie laat zien, wordt als negatief geëvalueerd.	2, 3

Tabel 9: Evaluatie van de toetsparameter Golven aan de hand van de rekenparameters.

2.7. Toetsparameter: Beschikbare diepte

Veranderingen in de **hoog- en laagwaterstand** leiden tot veranderingen in de beschikbare waterdiepte. De beschikbare diepte wordt gehandhaafd door middel van baggerwerkzaamheden. De **grootte van de baggerinspanning** geeft daarom, wanneer de gewenste vaardiepte niet wijzigt, een indicatie dat er veranderingen optreden in het systeem.

Op dit moment, na de derde verdieping, is de toegang tot de Haven van Antwerpen voor getij-ongebonden vaart met een diepgang van 13,1 m gegarandeerd. De doorvaart wordt gegarandeerd bij extreem laagwater. Als referentieniveau hiervoor geldt het Lowest Astronomical Tide (LAT)⁵. Omdat rekening wordt gehouden met een bruto kielspeling van 10% op het traject Vlissingen – Antwerpen dient de bodem op minimaal 14,5 m beneden LAT te liggen, de zogenaamde interventiediepte. Dit wordt gerealiseerd door het uitvoeren van onderhoudsbaggerwerk ter plaatse van de drempels in het estuarium. Om minder frequent te hoeven baggeren wordt een overdiepte gehanteerd, terwijl additioneel een baggertolerantie is toegestaan, waardoor de diepte (tijdelijk) groter kan zijn dan -14,5 m LAT. Schepen met een diepgang groter dan 13,1 m (de getijgebonden scheepvaart) kunnen de hogere waterstanden buiten de periode rond laagwater benutten om de drempels veilig te passeren (het tijvenster). Zo kunnen schepen met een diepgang tot 16,2 m de haven van Antwerpen bereiken.

De Zeeschelde is een getijdenrivier die voor de binnenscheepvaart de verbinding vormt naar het bovenstroomse gebied. De Zeeschelde vormt stroomopwaarts van Antwerpen de verbinding met het Zeekanaal (ook zeeschepen).

⁵ LAT is de waterstand van het laagst optredende astronomisch getij.

De Boven-Zeeschelde is door de EU opgenomen in het Trans Europees Netwerk (TEN) van de waterwegen wat inhoudt dat ze bevaarbaar dient te zijn voor schepen van de klasse IV, geschikt voor containertransport. Het instandhouden van klasse IV zal enig onderhoudsbaggerwerk vereisen.

Voor de bevaarbaarheid is niet enkel de diepte maar ook de breedte van belang. Daarnaast is de ontwikkeling van de jaargemiddelde hoogwaters van belang voor de bevaarbaarheid van de Boven-Zeeschelde, omdat hier naast de diepte ook de hoogte van bruggen een belemmering kan zijn voor de bevaarbaarheid.

2.7.1. Effecten van veranderingen

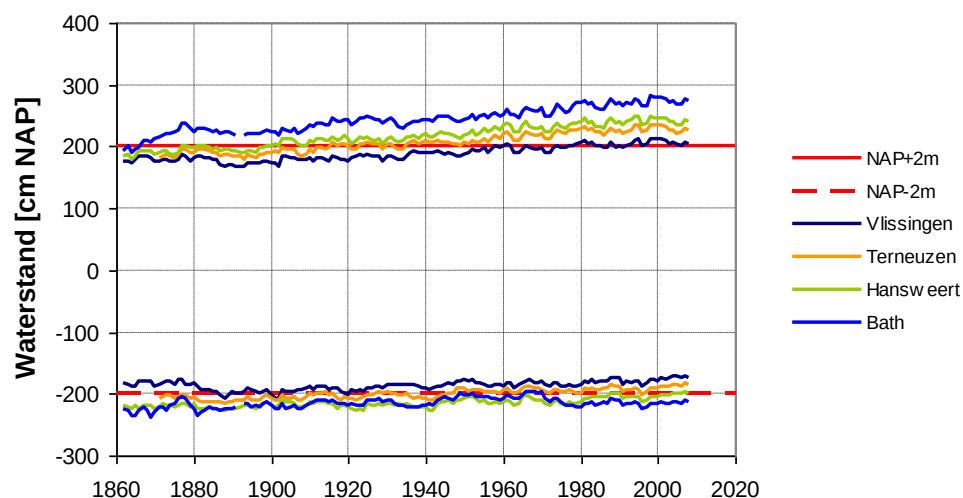
2.7.1.1. Hoog- en laagwaterstanden

De jaargemiddelde hoogwaterstanden in het estuarium zijn de afgelopen eeuwen gestegen. Sinds eind 19^e eeuw tonen de continue meetregistraties langs het estuarium een trendmatige toename. De jaargemiddelde laagwaterstanden in het estuarium zijn sinds eind 19^e eeuw minder veranderd dan de hoogwaterstanden. In de Westerschelde is er sprake geweest van een lichte stijging (hoger laagwater) m.u.v. de laagwaterstand gemeten in Bath waar tussen 1970 en 1980 de laagwaterstand is gedaald. Sinds 1980 lijken de laagwaterstanden gestabiliseerd of er is sprake van een geringe stijging.

In de Beneden-Zeeschelde zijn de laagwaterstanden tussen 1900 en 1970 weinig veranderd. Tussen 1970 en 1980 is sprake van een daling, gevolgd door een periode tot heden met de laagwaterstanden op een min of meer onveranderlijk niveau.

Figuur 12 toont als voorbeeld de jaargemiddelde hoog- en laagwaterstanden in de Westerschelde sinds het einde van de 19^e eeuw. Uit de resultaten volgt dat de trendmatige toename en de 18,6-jaar variaties (dit laatste is op deze schaal niet goed te zien) zoals die in Vlissingen aanwezig zijn, van invloed zijn op de veranderingen in de Westerschelde.

Jaargemiddeld hoog- en laagwater



Figuur 12: Jaargemiddelde hoog- en laagwater in de Westerschelde.

De jaargemiddelde hoog- en laagwaters in het estuarium worden beïnvloed door externe factoren met een trendmatige verandering op de tijdschaal van een eeuw en een periodieke variatie op een tijdschaal van 18,6 jaar.

2.7.1.2. Baggerinspanning

De diepte en breedte van de vaargeul wordt op peil gehouden door middel van baggeren. De baggerwerkzaamheden worden beschreven in sectie 3.5.10 over menselijke activiteiten.

De grootte van de baggerinspanning geeft een indruk van de samenhangende systeemveranderingen. Wanneer de gewenste vaardiepte niet wijzigt, kunnen veranderingen in het onderhoudsbaggervolume een indicatie zijn dat er veranderingen zijn opgetreden in het systeem. Veranderingen in het baggervolume kunnen het gevolg zijn van veranderingen in de hydrodynamica, de bodemligging en de sedimenteigenschappen, maar kan ook veroorzaakt worden door de morfologische dynamiek van het systeem (communicatie-indicator *Morfologie*). Ook een verandering in baggerstrategie kan leiden tot een wijziging in onderhoudsbaggervolumes. Als deze specifieke oorzaak tot toenemende baggervolumes leidt, hoeft dat niet per definitie ongewenst te zijn.

2.7.2. Rekenparameters en criteria

2.7.2.1. Jaargemiddeld hoog- en laagwater

Het jaargemiddelde hoog- en laagwater wordt bepaald als het rekenkundige gemiddelde van alle opgetreden hoog- en laagwaterstanden in een kalenderjaar in het estuarium. Deze rekengrootheden hebben vooral betrekking op het astronomische getij. Bij de evaluatie moet rekening worden gehouden met de variatie als gevolg van de 18,6-jarige cyclus. Daarom is de 18,6-jarige cyclus opgenomen als parameter in het regressiemodel, zie paragraaf 2.5.2.1.

De hoog- en laagwaterstanden in een aantal stations buiten het estuarium (Westkapelle en Cadzand in de monding, Oostende langs de kust en Europlatform op de Noordzee) fungeren als referentie. Op deze wijze kan worden vastgesteld of de waargenomen veranderingen in of buiten het estuarium hun oorzaak vinden (zie ook paragraaf 2.5.2.1).

Voor de evaluatie van de hoog- en laagwaters wordt gebruik gemaakt van de waarnemingen sinds 1900. Door eerst een 95%-predictie-interval te bepalen kan geëvalueerd worden of nieuwe waarnemingen daarbinnen liggen. Het predictie-interval wordt afgeleid voor de periode tot en met 2009. Als 1 of meer datapunten uit de evaluatieperiode (6 jaargemiddelde waarden) onder het 95%-predictie-interval vallen, is de evaluatie voor de laagwaters negatief. Hetzelfde geldt voor hoogwaters die boven het 95%-predictie-interval vallen.

2.7.2.2. Onderhoudsbaggervolume

Het **onderhoudsbaggervolume van de vaarweg** is het totale baggervolume, dat jaarlijks nodig is voor het onderhoud van de vaargeul en eventueel de nevengeul. Hierbij wordt het zandige en het slibrijke sediment apart geregistreerd, met onderscheid tussen de Westerschelde en de Beneden-Zeeschelde. Apart hiervan wordt ook de ontwikkeling in het **onderhoudsbaggervolume van de havens** vastgesteld, voor elk havenbekken afzonderlijk.

Eventuele veranderingen in de interventiediepte, de stortstrategie en/of de baggertechniek moeten meegenomen worden in de analyse, aangezien dit van invloed is op het onderhoudsbaggervolume. De lineaire trend door de onderhoudsbaggervolumes van de periode na de derde verruiming (vanaf 2011) moet in principe horizontaal lopen als er geen significante veranderingen optreden. Als de trend een stijging laat zien die groter is dan wat op basis van meetonnauwkeurigheden en jaar-op-jaar variatie verwacht mag worden, wordt de rekenparameter negatief beoordeeld. Een toename van het onderhoudsbaggervolume wordt in principe als ongunstig gezien, tenzij deze veroorzaakt wordt door een bewust gekozen gewijzigde bagger- of stortstrategie die minder milieubelastend is. Een afname is gunstig, hoewel deze ook kan duiden op veranderingen in het systeem. Deze systeemveranderingen zijn te vinden in het hoofdstuk over de communicatie-indicator *Morfologie*.

2.7.3. Samenvatting en evaluatie

De evaluatie van de communicatie-indicator *Bevaarbaarheid* gebeurt op basis van een vergelijking met historische trends voor de rekenparameters.

Toetsparameter Beschikbare diepte		
Rekenparameter	Evaluatie	Type
Jaargemiddeld hoog- en laagwater	Een daling van het laagwater t.o.v. de historische trend wordt als een ongunstige ontwikkeling gezien voor de bevaarbaarheid. Een toename van het hoogwater is ongunstig in de Boven-Zeeschelde i.v.m. de doorvaarhoogte van bruggen. Een afname van het hoogwater is alleen ongunstig voor de bevaarbaarheid als het tijvenster hierdoor wordt verkort. Evaluatie op basis van 95%-predictie-intervallen, opgesteld op basis van de data tot en met 2009.	5
Onderhoudsbaggervolume	Een stijgende lineaire trend door de onderhoudsbaggervolumes vanaf 2011 wordt in principe gezien als een ongunstige ontwikkeling, tenzij deze veroorzaakt wordt door een bewust gekozen gewijzigde bagger- of stortstrategie die minder milieubelastend is.	4

Tabel 10: Evaluatie rekenparameters voor de toetsparameter Beschikbare diepte.

2.8. Toetsparameter: Scheepsbewegingen

De getijgebonden scheepvaart heeft een waterdiepte nodig, die groter is dan de beschikbare diepte van -13,1 m LAT en die slechts een deel van het getij beschikbaar is, het tijvenster. Naar gelang de diepgang van een schip groter is, is er een kleiner tijvenster beschikbaar.

Voor de grootte van het tijvenster is naast de hoog- en laagwaterstanden de voortplantingssnelheid van de hoog- en laagwaterstanden en de vorm van de getijcurve van belang.

Een hogere voortplantingssnelheid betekent een kortere looptijd van het getij en een verkleining van het tijvenster voor de getijgebonden scheepvaart. De bevaarbaarheid van het estuarium neemt hierdoor af⁶.

De combinatie van onder andere bochten, vaarsnelheden, oevereffecten, dwarsstromingen en kielspeling bepalen de bevaarbaarheid. Deze systeemkarakteristieken kunnen echter niet allemaal individueel worden geëvalueerd. Daarom zijn onbemande vaarsimulaties voorgesteld in Verwilligen en Meire (2021), waarmee de combinatie van deze verschillende effecten gezamenlijk in rekening wordt gebracht. Zie bijlage A voor meer informatie over de numerieke modellen waarmee de onbemande vaarsimulaties van informatie worden voorzien over waterstanden en stroming.

2.8.1. Effecten van veranderingen

2.8.1.1. Looptijd van hoog- en laagwaterstand

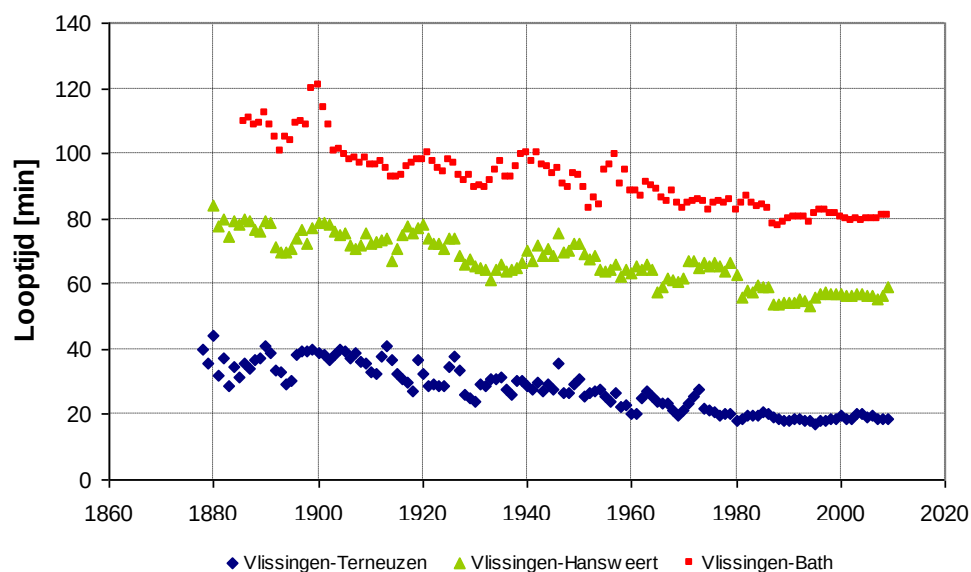
Uit het verschil van de tijdstippen van hoog- en laagwater tussen twee opvolgende meetstations volgt de looptijd. Indien de voortplantingssnelheden van het hoog- en laagwater verschillend zijn treedt vervorming van de waterstandcurve op. Ook door andere niet-lineaire effecten kan vervorming van de waterstandcurve optreden. Deze getijasymmetrie uit zich door een verschil in duur van het opgaande tij (tijdsverschil tussen hoogwater en het voorafgaande laagwater) en van het afgaande tij (tijdsverschil tussen laagwater en het voorafgaande hoogwater) in een locatie, zie ook paragraaf 0.

Gedurende de afgelopen eeuw is de looptijd van het hoogwater in de Westerschelde afgenomen doordat de voortplantingssnelheid, vooral over het traject Vlissingen-Terneuzen, is toegenomen (bijna verdubbeld) Figuur 13). Tussen Terneuzen en Bath zijn de veranderingen veel minder groot geweest.

De voortplantingssnelheid van het laagwater is tussen Vlissingen en Hansweert eveneens toegenomen (Figuur 14), terwijl tussen Hansweert en Bath de voortplantingssnelheid momenteel niet verschilt van die aan het begin van de 20^e eeuw.

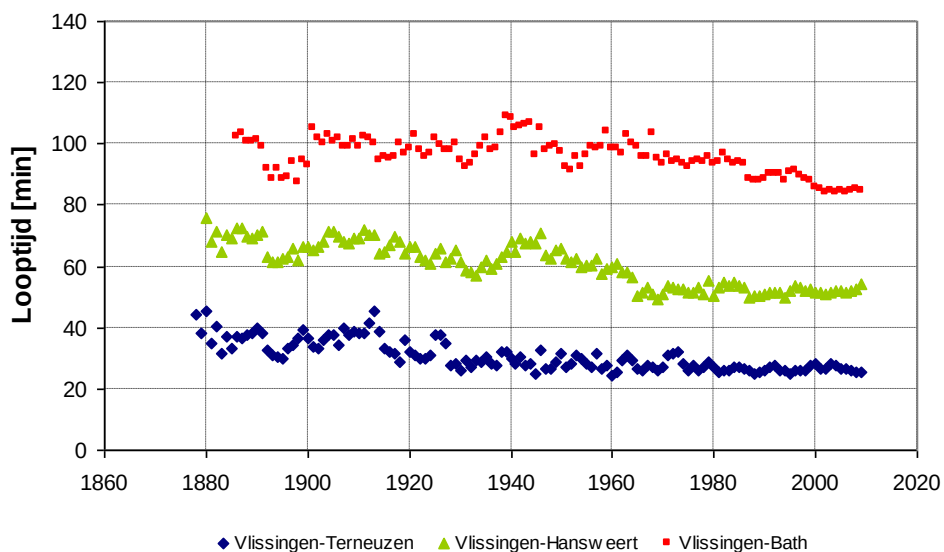
⁶ De waargenomen gemiddelde veranderingen per jaar zijn echter klein, zodat significante effecten pas merkbaar worden op de langere termijn.

Jaargemiddelde looptijd van hoogwater



Figuur 13: Jaargemiddelde looptijd hoogwater.

Jaargemiddelde looptijd van laagwater



Figuur 14: Jaargemiddelde looptijd laagwater.

Het cumulatieve effect van de veranderingen per sectie heeft ertoe geleid, dat de gemiddelde looptijd van het hoog- en laagwater tussen Antwerpen en Vlissingen gedurende de afgelopen 100 jaar met ongeveer 45 min is afgenomen (~25-30%).

Voor de Beneden-Zeeschelde is vooral de voortplantingssnelheid van het laagwater toegenomen. De voortplantingssnelheid van het hoogwater is niet of in mindere mate groter geworden.

2.8.1.2. Intensiteit van de roerwerking en uitwijkafstand van de vaarweg

De onbemande vaarsimulaties brengen tot uitdrukking hoe veranderingen in bathymetrie, stroming, en waterstanden leiden tot effecten op het scheepvaartverkeer in het Schelde-estuarium. Daarvoor worden twee indicatoren gedefinieerd op basis van de simulaties: de intensiteit van de roerwerking (percentage t.o.v. maximale roerhoek) en de uitwijkafstand van de vaarweg (in meter).

Het uitvoeren van de nautische simulaties vergt de input van een aantal parameters. Deze worden hieronder toegelicht.

1. Bathymetrie

Ingemeten bodemligging van de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde.

2. Stroomsnelheden en waterstanden

Gebiedsdekkende stroomvelden en waterstandsvelden worden berekend met behulp van een numeriek simulatiemodel, met de beschouwde bathymetrie als input. Deze velden worden opgeleverd voor een volledige getijcyclus volgens een vaste methodiek m.b.t. randvoorwaarden. De output wordt gegenereerd met een tijdstap van 10 minuten voor deze getijcyclus.

3. Keuze scheepskarakteristieken

Voor de simulaties wordt een schip gebruikt met een lengte * breedte van 399 m * 54 m, welke representatief is voor een groot containerschip. De diepgang van het schip bedraagt 13,5 m. Deze diepgang gaat gepaard met minimale getijvensterbeperkingen en garandeert dat maatgevende locaties bij de kleinste toegelaten kielspeling bereikt worden. Het wiskundige manoeuvreermodel van het studieschip houdt rekening met kielspelings-, stroom- en oevereffecten en is gevalideerd door realtime simulaties met loodsen.

4. Keuze vaarsnelheden en vaartraject

Het beschouwde vaargebied betreft de Westerschelde tussen Vlissingen (afwaarts) en Drempel van Frederik (opwaarts) en wordt geëvalueerd voor zowel opvaart als afvaart. De opgelegde snelheden van het schip worden gedefinieerd als vaarsnelheden door het water en worden afgeleid uit AIS-data ("Automatic Identification System") voor een representatieve tijdsperiode en voor een representatieve vloot. Het opgelegde vaartraject wordt bepaald door de AIS-data te verwerken tot statistische spreiding van de horizontale positie van het scheepsmidden.

5. Track controller

De track controller is het controlealgoritme dat het roer- en schroefgebruik van het schip stuurt opdat het schip zo goed als mogelijk het opgelegde vaartraject aflegt aan de opgelegde vaarsnelheid. Er wordt een modelvrije track controller (Chen *et al.*, 2020) ingezet. Dit wil zeggen dat de track controller geen of slechts zeer beperkte kennis heeft over de manoeuvreereigenschappen van het schip.

Deze simulaties worden zowel in op- als afvaart uitgevoerd, waarbij een schip om de 10 minuten vertrekt over een volledige tijdsperiode van 13u. Dit resulteert in 78 op- en afvaarten vanaf de startlocatie.

Voor elke simulatie wordt over het volledig traject de roerwerking en de afstand tot het vooropgestelde vaartraject bijgehouden voor zowel de opvaart als de afvaart, wat resulteert in een ruimtelijk-temporeel beeld van deze uitvoerparameters. Voor de roerwerking wordt het percentage van de maximale roerhoek gebruikt als eenheid, voor de afstand tot het gedefinieerde vaartraject de afstand in meter, gecumuleerd langs het traject.

Als de intensiteit van de roerwerking of de uitwijkafstand van de vaarweg toeneemt in de onbemande vaarsimulaties, is dit een signaal dat de toegankelijkheid van het estuarium verslechtert. Schepen hebben dan meer moeite om de voorgeschreven vaarroute te volgen.

2.8.2. Rekenparameters en criteria

2.8.2.1. Looptijd hoog- en laagwater

De looptijd van een hoogwater tussen twee stations wordt bepaald door het tijdstip van optreden van dit hoogwater in het landwaartse station minus het tijdstip van optreden in het zeewaartse station. De looptijden worden bepaald voor alle opgetreden hoog- en laagwaterstanden in een jaar en vervolgens rekenkundig gemiddeld.

Ook hier kan gewerkt worden met een 95%-predictie-interval aan de hand waarvan geëvalueerd kan worden of alle nieuwe waarnemingen in de evaluatieperiode binnen deze intervallen liggen. De referentieperiode blijft de T2009. Een vergelijking met de voorgaande periode dient te worden uitgevoerd om de recente resultaten nader te duiden. Bij de evaluatie moet ook hier rekening gehouden worden met de 18,6-jarige cyclus. Daarom zal niet een absolute afname van de looptijden maar een extra afname t.o.v. de historische trend als ongunstige ontwikkeling worden gezien. Met behulp van statistische methoden kan worden vastgesteld of de waargenomen veranderingen significant zijn. Als 1 van de 6 jaargemiddelde waarden uit de evaluatieperiode buiten het 95%-predictie-interval liggen, wordt dat gezien als een statistisch significante verandering.

2.8.2.2. Intensiteit van de roerwerking

De intensiteit van de roerwerking is een uitvoerparameter van de onbemande vaarsimulaties. Deze parameter wordt berekend voor de actuele situatie (bijvoorbeeld voor de T2021: 2021) en vergeleken met de intensiteit van de roerwerking in een referentiejaar.

Als referentiejaar wordt het jaar 2011 aangehouden. Dit startjaar is geselecteerd na de derde vaargeulverruiming, waardoor geen rekening gehouden hoeft te worden met sterke veranderingen van het vaartracé of een onrealistische referentie door sterk verschillende kielspelingen. Ook valt dit ogenblik vrijwel overeen met de internationale ontwikkeling in scheepsgroottes. Bovendien is deze keuze identiek als deze waarop de ontwikkeling van de onderhoudsballastvolumes wordt beschouwd.

Als frequentie wordt een driejaarlijkse update voorgesteld, zodat per evaluatiecyclus twee nieuwe updates beschikbaar zijn. Deze frequentie komt overeen met de uitvoering van vaklodingen voor het inmeten van de bathymetrie van de Westerschelde volgens de MWTL-monitoring.

Een toename van de intensiteit van de roerwerking ten opzichte van de voorgaande periode met meer dan 5% wordt gehanteerd als een signaal voor een mogelijk negatief evaluatie.

Omdat deze parameter nieuw is in de evaluatiemethodiek, is het van belang om de resultaten goed te analyseren, voordat wordt gesteld dat er effectief een probleem is.

2.8.2.3. Uitwijkafstand van de vaarweg

Ook de uitwijkafstand van de vaarweg is een uitvoerparameter van de onbemande vaarsimulaties, die wordt berekend voor de actuele situatie en vergeleken met het referentiejaar 2011.

Een toename van de uitwijkafstand van de vaarweg ten opzichte van de voorgaande periode met meer dan 5% wordt gehanteerd als een signaal voor een mogelijk negatief evaluatie. Omdat deze parameter nieuw is in de evaluatiemethodiek, is het van belang om de resultaten goed te analyseren, voordat wordt gesteld dat er effectief een probleem is.

2.8.3. Samenvatting en evaluatie

Een afname van de looptijd tijdens het hoog- of laagwater wordt als een ongunstige ontwikkeling voor de bevaarbaarheid gezien, in het bijzonder voor de getijgebonden scheepvaart. Een toename van de intensiteit van de roerwerking of de uitwijkafstand van de vaarweg wordt als negatief geëvalueerd.

Toetsparameter Scheepsbewegingen		
Rekenparameter	Evaluatie	Type
Looptijd hoog- en laagwater	Als één of meer waarden voor de looptijd tijdens hoog- of laagwater in de evaluatieperiode onder het 95%-predictie-interval liggen dat is afgeleid op basis van de waarden tot en met 2009, wordt de trendontwikkeling als negatief geëvalueerd. Daarnaast vergelijking met voorgaande evaluatieperiode voor verdere duiding.	5
Intensiteit van de roerwerking	Berekening op basis van onbemande vaarsimulaties. Een toename t.o.v. 2011 van meer dan 5% wordt gehanteerd als indicator voor een mogelijk negatieve evaluatie.	6
Uitwijkafstand van de vaarweg	Berekening op basis van onbemande vaarsimulaties. Een toename t.o.v. 2011 van meer dan 5% wordt gehanteerd als indicator voor een mogelijk negatieve evaluatie.	6

Tabel 11: Evaluatie rekenparameter voor de toetsparameter Scheepsbewegingen.

2.9. Verklarende parameters

De verklarende parameters voor de communicatie-indicator *Hydrodynamiek* zijn:

- Hydrodynamische randvoorwaarden
 - Astronomisch getij
 - Getijslag op zee
 - Rivierafvoer
 - Stormopzet en andere meteorologische effecten
 - Gemiddeld zeeniveau
- Bathymetrie en geometrie (onderdeel van communicatie-indicator Morfologie)
- Morfologische dynamiek (onderdeel van communicatie-indicator Morfologie)

Elk van deze parameters beïnvloedt één of meerdere rekenparameters.

2.9.1. Hydrodynamische randvoorwaarden

De hydrodynamische randvoorwaarden zijn van invloed op alle toetsparameters. Dit betekent dat veranderingen in de randvoorwaarden, zelfs wanneer de geometrie en bodemligging van het Schelde-estuarium in de tijd onveranderd zou blijven, tot gevolg zullen hebben dat de rekenparameters veranderen. Daarmee kunnen zij een verklaring vormen voor waargenomen wijzigingen in het estuarium. Feitelijk zijn veranderingen van de randvoorwaarden het resultaat van wijzigingen buiten het estuarium, dus zaken waar het beheer van het Schelde-estuarium geen invloed op heeft. Alleen voor de rivierafvoer ligt dit enigszins genuanceerd.

2.9.1.1. Astronomisch getij en getijslag

De hydrodynamica in het benedenstroomse deel van het Schelde-estuarium wordt gedomineerd door het astronomische getij. Het getij kent een dubbeldaagse variatie en een spring-doodtijcyclus. De getijslag volgt uit het verschil tussen gemiddeld hoogwater en gemiddeld laagwater op een bepaalde plek in het estuarium.

De waterstanden in het estuarium (en op zee) variëren een klein beetje met een periode van 18,6 jaar, veroorzaakt door een cycliciteit in de passages van de maan. Deze 18,6-jarige cyclus heeft vooral invloed op de getijamplitude, en daarmee op de hoogwaterstanden. Hij heeft echter ook een klein effect op de gemiddelde waterstand (orde centimeters). Door de 18,6-jarige cyclus worden het gemiddelde zeeniveau en de hoogwaterstanden dus een aantal jaren achtereen hoger of lager (Baart *et al.*, 2012). Voor het bepalen van trends en veranderingen in hoog- en laagwaterstanden is het dus van belang rekening te houden met de 18,6-jarige cyclus. De 18,6-jarige cyclus heeft ook een (beperkte) invloed op de morfologie, omdat de hydrodynamische forcering verandert.

Er is nog een groot aantal andere periodieke variaties in het getij, die direct te maken hebben met de beweging van de hemellichamen of die hierdoor worden opgewekt (hogere harmonischen). Met een harmonische analyse wordt het gemeten waterstandsverloop ontleed in een aantal sinusoïden (componenten) met opgegeven frequenties. Deze frequenties zijn van oorsprong goed bekend.

In werkelijkheid is de situatie complexer omdat door wisselwerking met de geometrie en bodem hogere harmonischen worden opgewekt met frequenties die een veelvoud zijn van de astronomische getijcomponenten. Ook elk van deze hogere harmonischen kan weer interacteren met de overige componenten resulterend in samengestelde componenten. Met een harmonische analyse worden, gegeven de frequenties, de amplituden en fasen van de sinusoiden bepaald.

Er lijkt ook sprake te zijn van een toename van de getijslag in de Noordzee ter grootte van enkele procenten per eeuw, wat ook gevolgen kan hebben voor de trend in de hoogwaterstanden in het estuarium. Dit effect is echter klein ten opzichte van wijzigingen binnen het estuarium.

Een uitgebreide beschrijving van de ontwikkeling van het getij over de periode 1888-2017 is te vinden in Vandenbruwaene *et al.* (2020).

2.9.1.2. Gemiddeld zeeniveau

Uit waarnemingen volgt dat de gemiddelde waterstand langs de Nederlandse kust de afgelopen eeuwen is toegenomen met ongeveer 0,2 m/eeuw. Deze zeespiegelstijging is van directe invloed op een trendmatige toename van de hoogwaters en laagwaters in het estuarium.

2.9.1.3. Rivierafvoer

De invloed van de rivierafvoer op de hoogwaters en laagwaters speelt alleen een rol in het bovenstroomse deel van het Schelde-estuarium (Zeeschelde). Deze invloed zal een sterke seizoensafhankelijkheid hebben maar kan ook een trendmatig component bevatten door klimaatverandering, of structureel van invloed zijn door ingrepen in het bovenstroomse deel.

De jaargemiddelde afvoer heeft invloed op de jaargemiddelde hoogwaterstanden. De jaargemiddelde afvoeren van de Schelde zijn beschikbaar vanaf 1949. Op basis van deze meetreeks kan worden vastgesteld of er sprake is van een trendmatige verandering.

Voor ecologische studies is de jaargemiddelde rivierafvoer van weinig belang. Juist de lage en hoge extremen zijn van belang, vaak in specifieke seizoenen. Om die reden worden seizoenale boxplots ontwikkeld als onderdeel van de evaluatie. Deze geven voor verschillende jaren en seizoenen de verschillende percentielwaarden van de rivierafvoer weer. De boxplots kunnen bij diverse communicatie-indicatoren worden gebruikt bij het beschrijven of verklaren van waargenomen trends.

2.9.1.4. Meteorologie

Meteorologische effecten middels het optreden van stormen hebben tot gevolg dat de gemiddelde waterstand toeneemt en vervolgens weer afneemt gedurende een periode van enkele dagen. Dit gebeurt door opwaaiing en afwaaiing en een extra waterstandverandering in het estuarium als gevolg van de windschuifspanning aan het wateroppervlak. Voor de windgolven geldt dat deze vooral worden opgewekt op zee en vervolgens de monding van het estuarium binnenlopen waar zij geleidelijk worden gedissipeerd. Verder landinwaarts worden de windgolven gedomineerd door lokale windgroei.

Bij een toegenomen waterstand kan de getijvoortplanting van de getijgolf worden beïnvloed (bijvoorbeeld een grotere getijvoortplantingssnelheid bij grotere waterdiepten en een groter vloedvolume tijdens de waterstandverhoging). Deze meteorologische invloeden worden bij de bepaling van de indicatoren impliciet meegenomen. Zij introduceren van jaar op jaar een willekeurige component, die weliswaar grotendeels zal worden uitgemiddeld maar kan bijdragen aan een spreiding in de data.

De rekenparameters Jaargemiddeld hoogwater en Jaargemiddelde significante golfhoogte zijn gebaseerd op jaargemiddelde waarden. Door uitmiddeling van de data hebben jaar-op-jaar variaties in de meteorologie slechts een beperkte invloed op deze rekenparameters. Bij de rekenparameters 99-percentiel van de hoogwaterstanden en de cumulatieve verdeling van de significante golfhoogte en spectrale gemiddelde golfperiode komt het effect van de meteorologie sterker terug.

De neerslag is van invloed op de rivierafvoer. De veranderingen in de gemiddelde rivierafvoer werken door in de hoog- en laagwaterstanden.

2.9.2. Geometrie en bathymetrie

Een getijgolf in een estuarium ondervindt een wisselwerking met zijn omgeving, zowel in het horizontale als in het verticale vlak. Veranderingen in geometrie en bathymetrie zorgen ervoor dat de verticale waterstandvariaties, en daarmee eveneens de stroomsnelheden, landwaarts zowel kunnen toenemen als afnemen, afhankelijk van de dominantie van de onderliggende processen. In het eerste geval wordt gesproken over amplificatie en in het tweede geval over demping van de getijslag.

In het horizontale vlak is de zijdelingse begrenzing van het estuarium bepalend (geometrie). In het verticale vlak vormt de bodem de begrenzing (bathymetrie). De bodem wordt gekarakteriseerd door het in lengterichting variërende dwarsprofiel. In het dwarsprofiel kan onderscheid worden gemaakt tussen het stroomvoerende oppervlak en het kombergende oppervlak. Deze oppervlakten worden berekend en beschreven binnen de communicatie-indicator *Morfologie*. Hiernaar kan verwezen worden bij het verklaren van veranderingen in rekenparameters binnen *Hydrodynamiek*.

De getijslag wordt beïnvloed door de volgende geometrische aspecten:

- Door de convergentie (vernauwing) van het estuarium neemt de getijslag op de Westerschelde en de Beneden-Zeeschelde toe in landwaartse richting. Bijvoorbeeld Van Rijn (2010) heeft onderzoek gedaan naar de invloed van de vorm van het Schelde-estuarium op de amplificatie van de getijslag.
- Een toename van de komberging zorgt in het algemeen voor een afname van de getijslag en vice versa. Daarom wordt de getijslag beïnvloed door inpolderingen, ontpolderingen, GGG's en GOG's (zie hoofdstuk 7.1 over menselijke activiteiten).
- Daarnaast kan het gebied in lengterichting een beperkte lengte hebben, wat leidt tot reflectie van de getijgolf. Partiële reflectie treedt op bij obstakels, plotselinge profielveranderingen (bijvoorbeeld waterbergende gebieden) en (scherpe) bochten. De reflectie van de getijgolf tegen de begrenzing van het estuarium bij Gent leidt tot een verhoging van de hoogwaterstand in met name de Boven-Zeeschelde. Van Rijn (2010) beschrijft ook het effect van partiële reflectie (open of gesloten einde) op de getijslag.

De getijslag wordt daarnaast beïnvloed door de volgende bathymetrische aspecten:

- Verruiming van geulen leidt tot een toename van de getijslag in het estuarium. Hierbij kan verwezen worden naar de gemiddelde diepte van de geulen uit de communicatie-indicator *Morfologie*. Ook verruiming van intergetijdengebieden reduceert de getijslag.
- Ook bodemwrijving leidt tot een geleidelijke dissipatie van getijdenenergie, waardoor de getijslag gaande in bovenstroomse richting afneemt. De bodemruwheid wordt bepaald door de korrelruwheid en de vormruwheid van de bodem, in wisselwerking met de hydraulische condities (waterdiepte, stroomsnelheid). Van Rijn (1993) geeft een aantal ruwheidsvoorspellers, zoals beschikbaar in de literatuur.

De effecten van komberging (inpolderingen en ontpolderingen) worden bijvoorbeeld beschreven in Jeuken *et al.* (2008). In die studie wordt ook de invloed op langere termijn beschreven, als de bodem zich aanpast aan de nieuwe hydrodynamica. De invloed van diverse invloedsfactoren (waaronder menselijke ingrepen) op waterstanden in de Zeeschelde is uitgebreid beschreven in Van Braeckel *et al.* (2012).

2.9.3. Morfologische dynamiek

De morfologische dynamiek wordt beschreven als onderdeel van de communicatie-indicator *Morfologie*. Morfologische veranderingen zoals plaatvallen, sedimentatie op drempels en opschuiven van platen richting de vaargeul kunnen gevolgen hebben voor het baggerwerk in bepaalde delen van het estuarium. Als plotselinge pieken zichtbaar zijn in de tijdreeks met baggervolumes, dient onderzocht te worden of deze een relatie hebben met de in de communicatie-indicator *Morfologie* beschreven morfologische dynamiek in de betreffende periode.

2.10. Parameters voor andere communicatie-indicatoren

De verklarende hydrodynamische parameters voor andere communicatie-indicatoren zijn:

- Verblijftijd (t.b.v. communicatie-indicator *Waterkwaliteit*)
- Getijasymmetrie (t.b.v. communicatie-indicator *Waterkwaliteit*)
- Relatieve getijslag (t.b.v. communicatie-indicator *Waterkwaliteit*)
- Getijweglengte (t.b.v. communicatie-indicator *Morfologie*)
- Verhouding getijvolumes (t.b.v. communicatie-indicator *Morfologie*)
- Stroomsnelheid (t.b.v. hydrodynamiek binnen communicatie-indicator *Leefomgeving*)

Daarnaast spelen de verklarende parameters astronomisch getij, getijslag, rivierafvoer, meteorologie en gemiddeld zeeniveau (zeespiegelstijging), alle beschreven in paragraaf 2.9.1, een rol bij het verklaren van trends in rekenparameters in andere communicatie-indicatoren.

2.10.1. Verblijftijd

De verblijftijd is een hydrodynamische parameter die wordt gebruikt bij het karakteriseren van de waterkwaliteit in diverse compartimenten van het estuarium. Verblijftijd kan eenvoudig gedefinieerd worden als de tijd die een deeltje doorbrengt in een systeem. Voor riviersystemen is dit eenvoudig te bepalen door het volume van het systeem te delen door het netto debiet door het systeem. In estuaria gaat deze eenvoudige werkwijze niet op door de aanwezige getijwerking.

De verblijftijd voor verschillende deeltjes in het estuarium is niet gelijk. In deze methodiek definiëren we verblijftijd als de tijd die een pakketje water nodig heeft om zich te verplaatsen van een bepaald gebied naar een ander gebied. De verblijftijd in een bepaalde zone van het estuarium is afhankelijk van onder andere de getijamplitude, het volume en het netto debiet in die zone.

Soetaert en Herman (1995) hebben voor de 13 meest afwaartse compartimenten van hun MOSES-model de verblijftijden bepaald. Hun werkwijze kan gebruikt worden om in het kader van deze evaluatiemethodiek verblijftijden te bepalen. Bovendien zijn binnen LTV andere hydraulische modellen ontwikkeld die in staat zijn om voor elk compartiment van de Schelde adequate verblijftijden te berekenen. Verblijftijden kunnen modelmatig bepaald worden aan de hand van volgende formule:

$$\frac{V}{(F_{in} - F_{uit})} = t_{verblif} - t_{getij}$$

Met V het watervolume in de beschouwde zone (m^3), F_{in} de inkomende waterflux (m^3/s), F_{uit} de uitgaande waterflux (m^3/s), $t_{verblif}$ de verblijftijd in de beschouwde zone (s) en t_{getij} de verblijftijd van het getij in de beschouwde zone (s). Verblijftijden kunnen ook ingeschat worden via de verhouding tussen het volume en het netto debiet, waarbij dan een correctie wordt uitgevoerd voor het estuariene menggedrag. Die correctie kan benaderd worden aan de hand van de saliniteitsgradiënt die een resultante is van de estuariene menging. Dit geeft volgende formule:

$$t_{verblif} = \frac{V}{F} \cdot \frac{S_0 - S}{S_0}$$

Met $t_{verblif}$ de verblijftijd in de beschouwde zone (s), V het watervolume in de beschouwde zone (m^3), F de netto (zoet)waterflux in de zone (m^3/s), S_0 het zoutgehalte in de monding en S het zoutgehalte in de beschouwde zone.

Een mogelijke bron voor de watervolume V in de berekening van de verblijftijd is een gestandaardiseerde numerieke modelberekening, waaruit de benodigde fluxen kunnen worden onttrokken. Zie bijlage A.4. Indien een modelberekening niet beschikbaar is, dan kunnen watervolumes op basis van de bathymetrie worden bepaald.

Het is zinvol om onderscheid te maken tussen de Westerschelde, de Beneden-Zeeschelde en de Boven-Zeeschelde. Indien er geen gegevens van de saliniteit beschikbaar zijn, dan kan men terugvallen op metingen van het chloridegehalte (zie de formule in B.5.4).

2.10.2. Getijasymmetrie

Getijasymmetrie is een belangrijke indicator voor onder andere vertroebeling van het estuarium. Daarmee kan getijasymmetrie dienen als verklarende parameter binnen de communicatie-indicator *Waterkwaliteit*. De getijasymmetrie kan worden berekend door de duur van het opgaande tij (tijdsverschil tussen hoogwater en het voorafgaande laagwater) te delen door de tijdsduur van het afgaande tij (tijdsverschil tussen laagwater en het voorafgaande hoogwater) op een bepaalde locatie. Vervolgens kan een jaargemiddelde getijasymmetrie worden berekend.

2.10.3. Relatieve getijslag

De relatieve getijslag is de getijslag op een locatie in het estuarium gedeeld door de getijslag in de monding bij Vlissingen. Deze hydrodynamische parameter heeft een sterke invloed op de slibhuishouding (turbiditeit, concentraties, suspensief transport en slibgehalte in de bodem) en kan daarom gebruikt worden als verklarende parameter in het hoofdstuk *Waterkwaliteit*.

2.10.4. Getijweglengte

De getijweglengte volgt uit de ratio tussen het dominantvolume (DV) en het doorstroomoppervlak (A_c) van een bochtgroep. Het dominante getijvolume is het grootste volume bij eb (EV) of vloed (FV) door het bijbehorende doorstroomoppervlak (A_c). Deze hydrodynamische parameter dient als verklarende parameter in de communicatie-indicator *Morfologie*, omdat deze aangeeft in hoeverre geulen in evenwicht zijn.

De getijweglengte GWL wordt als volgt berekend:

$$GWL = \frac{DV}{A_c}$$

Hierin is A_c het gemiddelde doorstroomoppervlak bij het grootste volume bij eb of vloed:

$$A_c = \frac{V}{L}$$

Hierin is V het volume (m^3) en L de lengte van het morfologisch segment (m).

Een mogelijke bron voor de getijweglengte is een gestandaardiseerde numerieke modelberekening, waaruit eb- en vloedvolumes kunnen worden onttrokken. Zie bijlage A.4.

2.10.5. Verhouding getijvolumes

De verhouding van getijvolumes tussen de hoofd- en de nevengeul wordt bepaald door het getijvolume in de hoofd- en nevengeul afzonderlijk te bepalen. Elke 3 jaar wordt in elke macrocel een 13-uursmeting uitgevoerd, waarmee het getijvolume berekend kan worden. Er kan onderscheid gemaakt worden tussen een eb- en vloedvolume.

Tevens kan het totale getijvolume worden beschouwd. Het getijvolume kan (als alternatief voor de 13-uursmeting) eventueel ook eenvoudiger worden afgeleid uit een gestandaardiseerde numerieke modelberekening, waarbij ebvolumes, vloedvolumes en totale volumes worden berekend voor de verschillende macrocellen. Zie bijlage A.4.

2.10.6. Stroomsnelheid

Stroomsnelheid is op zichzelf geen verklarende parameter, maar wordt indirect gebruikt om onderscheid te maken tussen hoog-dynamische en laag-dynamische milieus in het sublitoraal en het litoraal (paragraaf 5.2.2). Dit wordt weergegeven op de ecotopenkaarten, die gebruikt worden binnen Hoofdstuk 5 over de communicatie-indicator *Leefomgeving*.

2.11. Literatuurlijst Hydrodynamiek

Baart, F., Van Gelder, P.H.A.J.M., De Ronde, J.G., Van Koningsveld, M. & Wouters, B. (2012). The effect of the 18.6-year lunar nodal cycle on regional sea-level rise estimates. *Journal of Coastal Research*, 28(2), 511-516.

Chen, C., Delefortrie, G. & Lataire, E. (2020). Experimental investigation of practical autopilots for maritime autonomous surface ships in shallow water. *Ocean Engineering* 218 (2020) 108246.

Friedrichs, C.T. (2011). Tidal flat morphodynamics: a synthesis. In: Wolanski E., McLuskyDonald (Eds.), *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, Chapter 3.06, Elsevier, Waltham (2011), pp. 137-170.

Jeuken, M.C.J.L., Wang, Z.B. & Keiller, D. (2008). Impacts of setbacks on the estuarine morphology. *River, Coastal and Estuarine Morphodynamics: RCEM 2007*, Dohmen-Janssen en Hulscher (eds), Taylor & Francis Group, London.

Kuijper, K. & Lescinski, J. (2013). Data analyses water levels ebb and flood volumes and bathymetries Western Scheldt. LTV V&T rapport G-05, VNSC, Antwerpen, maart 2013.

Soetaert, K. & Herman, P. (1995). Estimating estuarine residence times in the Westerschelde (The Netherlands) using a box model with fixed dispersion coefficients. *Hydrobiologia* (311), 215-224.

Van Rijn, L.C. (1993). *Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas*. Aqua Publications, Amsterdam.

Van Rijn, L.C. (2010). *Tidal phenomena in the Scheldt Estuary*. Rapport 1202016, Deltares, Delft.

Van Braeckel A., Coen L., Peeters P., Plancke Y., Mikkelsen J. en Van den Bergh E. (2012). Historische evolutie van Zeescheldehabitats. Kwantitatieve en kwalitatieve analyse van invloedsfactoren. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2012 (59). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel i.s.m. het Waterbouwkundig Laboratorium, Antwerpen.

Vandenbruwaene, W., Pauwaert, Z., Meire, D., Plancke, Y., Deschamps, M. & Mostaert, F. (2019). Agenda voor de Toekomst – Historische evolutie getij en morfologie Schelde estuarium: Deelrapport 1 – Evolutie van het getij over de periode 1888-2017. Versie 5.0. WL Rapporten, 14_147_1. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen.

Verwilligen, J. & Meire, D. (2021). Beoordeling van bevaarbaarheid van de Schelde via onbemande simulaties. Memo 19_065_1, versie 4.0, Waterbouwkundig Laboratorium, Antwerpen.

3. Morfologie

3.1. Inleiding

3.1.1. Achtergrondkader

Dit hoofdstuk beschrijft de morfologie als drager van de drie LTV functies (Veiligheid, Toegankelijkheid en Natuurlijkheid). Het is een zelfstandige communicatie-indicator, maar deze heeft in tegenstelling tot de andere communicatie-indicatoren, geen piramide en geen beoordeling. De reden hiervoor is dat de evaluatie en waardering afhankelijk is van de functie van waaruit ze bekeken wordt. Er bestaan dan ook geen concrete doelstellingen voor morfologie die een basis geven voor een ondubbelzinnig oordeel.

Voor dit hoofdstuk dient men met een aantal verklarende parameters (Tabel 12) tot een volledige morfologische systeembeschrijving te komen. Anders dan bij de andere communicatie-indicatoren, waar een indeling in toetsparameters is aangehouden, wordt in dit hoofdstuk een indeling naar deelsysteem gehanteerd. Er is onderscheid in de drie deelsystemen van het Schelde-estuarium: de monding zeewaarts de lijn Vlissingen-Breskens, het meergeulensysteem van de Westerschelde en het ééngelensysteem van de Zeeschelde dat vervolgens nog eens onderverdeeld is in de Beneden- en Boven-Zeeschelde⁷.

Monding	Meergeulensysteem	Ééngelensysteem
1. Dieptekaart	1. Dieptekaart	1. Dieptekaart
2. Erosie/sedimentatie-kaart	2. Erosie/sedimentatie- & DVD verschilkaart	2. Erosie/sedimentatie- & DVD verschilkaart
3. Bodemsamenstelling	3. Hellingskaart	3. Hellingskaart
4. Geologie	4. Bodemsamenstelling	4. Bodemsamenstelling
5. Sedimentbalans	5. Geologie	5. Geologie
6. Menselijke activiteiten (H7)	6. Dimensionering	6. Dimensionering
	7. Watervolume geulen i.r.t. volume van ingrepen	7. Kronkelfactor
	8. Zand-/sedimentbalans	8. Watervolume geulen i.r.t. volume van ingrepen
	9. Sedimenttransport-capaciteit	9. Sedimentbalans
	10. Menselijke activiteiten (H7)	10. Sedimenttransport-capaciteit
	11. Hydrodynamica (H2)	11. Menselijke activiteiten (H7)
		12. Hydrodynamica (H2)

Tabel 12: Overzicht van verklarende parameters voor de verschillende deelsystemen.

⁷ Ze maken beiden deel uit van het ééngelensysteem, maar kennen een verschillend beheer, gebruik en natuurwaarden.

3.1.2. Werkwijze

Het **analyserapport** omvat een samenhangende morfologische systeembeschrijving. In Tabel 12 is aangegeven welke verklarende parameters voor welk deel van het estuarium bepaald moeten worden. De temporele dekking is bij voorkeur op basis van jaarlijkse gegevens. Louter een opsomming van de afzonderlijke parameters is echter niet gewenst: de parameters vormen de basis voor de beschrijving van het morfologisch systeem in zijn geheel. Als houvast schrijft de evaluatiemethodiek, per deelsysteem, een minimale set aan kernvragen voor. Merk op dat voortschrijdend inzicht aanleiding kan geven tot bijkomende vragen.

De morfologische evolutie die optrad tijdens de beschouwde evaluatieperiode wordt in detail beschreven. De opvallende wijzigingen worden daarna gerelateerd aan de historische lange termijn trend (sinds het begin van de metingen).

Men berekent steeds de volledige set aan verklarende parameters. Doch, niet alle resultaten dienen in de eigenlijke tekst terecht te komen. Het analyserapport focust namelijk op de morfologische systeembeschrijving: enkel deze noodzakelijk om de minimale set aan kernvragen te behandelen dienen dus hierin terecht te komen. De volledige reeks aan grafieken en kaartmateriaal wordt dan gebundeld in de bijlage van het analyserapport. Met het oog op efficiëntie wordt er aanbevolen om maximaal aansluiting te zoeken bij de zogenaamde eerstelijnsrapporten. Voor het hoofdstuk morfologie zijn de belangrijkste:

- MONEOS monitoringsoverzicht en eerstelijnsrapportage geomorfologie en diversiteit habitatten opgesteld door het INBO, e.g. Van Ryckegem *et al.* (2020);
- Voortgangsrapporten gerelateerd aan het onderhoudsbaggerwerk opgesteld in opdracht van aMT, e.g. IMDC (2020a) en IMDC (2020b);
- Semi-periodieke rapporten die de morfologische ontwikkeling van de Westerschelde beschrijven, e.g. Taal *et al.* (2019);
- De rapporten die Rijkswaterstaat Zee en Delta uitbrengt over de sedimentbalans van de Westerschelde: e.g. Schrijver (2020).

Het **evaluatierapport** focust op de evaluatie: *in casu* de beoordeling van de toetsparameters en het geven van een achterliggende verklaring. De samenhangende morfologische beschrijving uit het analyserapport wordt – waar mogelijk – aangewend om de link te leggen tussen enerzijds waargenomen wijzigingen in de toetsparameters van andere communicatie-indicatoren en anderzijds morfologische veranderingen inclusief de doorvertaling van menselijke activiteiten uit hoofdstuk 7 met een impact op de morfologie.

3.2. Monding

3.2.1. Inleiding

De monding van het Schelde-estuarium strekt zich westwaarts uit vanaf de lijn Vlissingen-Breskens. Voor de westelijke begrenzing wordt er soms gebruik gemaakt van de -20m dieptecontour, maar dit wordt als onnatuurlijk beschouwd. In praktijk zal men bij de systeembeschrijving afhankelijk zijn van de databeschikbaarheid: met andere woorden de beschikbare vaklodingskaarten.

Concreet betekent dit dat zowel Sierra Ventana als de baggerstortplaats nabij Westkapelle onderdeel zijn van het deelsysteem, maar dat de Haven van Zeebrugge en bijhorende toegangsgeul hierbuiten vallen.

Van der Werf *et al.* (2020) verdeelde de Schelde-monding in 4 systemen op basis van morfologie en dominante morfodynamische processen:

1. Noord: plaat-geul systeem rondom Oostgat/Sardijngeul. De geulen worden gedomineerd door het getij, terwijl voor de plaatdynamiek ook de golfwerking een belangrijke rol speelt. De kust van Walcheren is erosief en wordt op zijn plek gehouden door kustverdediging, strandsuppleties en, meer recent, geulwandsuppleties.
2. Centraal: Vlake van de Raan. Deze ligt relatief stabiel en golven spelen hier een relatief belangrijke rol. Deze wordt doorsneden door (oude) getijgeulen, zoals Deurloo West, Geul van de Walvischstaart en Spleet.
3. Zuid: (Zeeuws-)Vlaamse kust en Appelzak. Het is niet geheel duidelijk in welke mate golven en getij van belang zijn. Er is hier een belangrijk rol weggelegd voor sedimentbeheer en menselijke ingrepen: de haven van Zeebrugge, het onderhoud van de vaargeulen en het storten van het gebaggerde sediment en kustverdediging.
4. Oost: instroming Westerschelde. Het bestaat uit de getij-gedomineerde geulen Wielingen-Honte die de samenhang tussen de Schelde-monding en de Westerschelde bepalen, zoals de netto sedimentuitwisseling.

De monding bepaalt in grote mate de randvoorwaarden voor het getij in het estuarium en sedimentuitwisseling naar de rest van het Schelde-estuarium. Dit komt vooral tot uiting in hydrodynamische en morfologische parameters (w.o. getijslag, sedimentbalans). Er is in de 'situatieschets korte termijn' van de langetermijnvisie 2030 (LTV2030, 2000) geconstateerd dat kennis van de rol van de monding in morfologische zin vergroot moet worden, met een focus op (i) de gevolgen van bagger- en stortactiviteiten en (ii) de sedimentuitwisseling tussen Westerschelde en monding. In het Werkplan Onderzoeksprogramma 2020-2023 zijn kennisvragen opgenomen met betrekking tot de werking van de monding.

3.2.2. Werkwijze Systeembeschrijving Monding

De systeembeschrijving van de monding dient minstens in te gaan op onderstaande kernvragen:

1. Hoe evolueerden de morfologische elementen in de monding tijdens de beschouwde periode?
2. Verandert de lokale bodemsamenstelling?
3. Welke menselijke activiteiten zijn uitgevoerd die een impact hadden op de morfologie? Kan je deze linken met de waargenomen morfologische evolutie?
4. Welke nieuwe kennis heeft men vergaard over de rol als overgangsgebied en sedimentuitwisseling met de Westerschelde?

Bovenstaande vragen worden in detail behandeld voor de beschouwde evaluatieperiode. De globale trend wordt daarna gerelateerd aan de historische lange termijn trend.

Hiervoor kan men gebruik maken van:

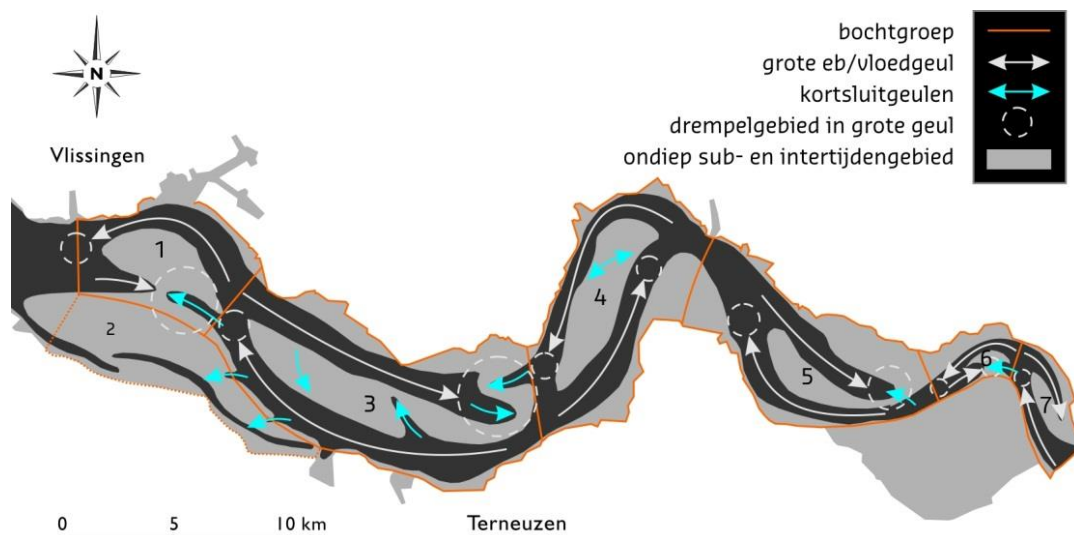
- Bathymetrische en erosie/sedimentatie-kaarten;
- De bodemsamenstelling en sedimenteigenschappen, gebaseerd op monsternames en labo-onderzoek van bijhorende minerale fracties;
- Beschrijving van de lokale Geologie ter ondersteuning bij het verklaren van de waargenomen morfologische wijzigingen. Van der Vegt *et al.* (2021) vormt hiervoor een goede houvast.
- Beschikbare sedimentbalansen
- De gerapporteerde menselijke activiteiten uit Hoofdstuk 7.

3.3. Meergeulensysteem

3.3.1. Inleiding

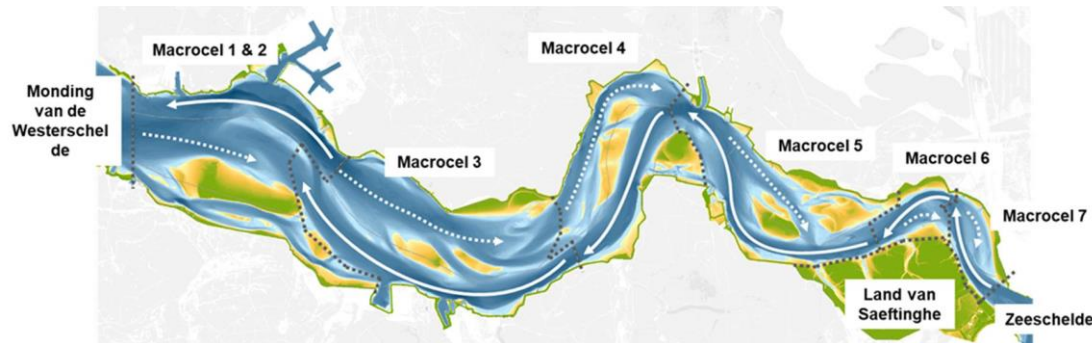
Het deelsysteem meergeulensysteem bevindt zich tussen de monding en het ééngeulensysteem en komt grotendeels overeen met de geografische spreiding van de Westerschelde: Het strekt zich uit van de lijn Vlissingen-Breskens tot de Belgisch-Nederlandse grens.

Het meergeulensysteem wordt gekenmerkt door een stelsel van meerdere geulen met geleidelijke overgangen naar de intergetijdengebieden (platen en slikken). Dit stelsel van geulen en platen manifesteert zich in een regelmatig patroon (Van Veen, 1950) van zogenoemde bochtgroepen (Jeuken 2000), zie Figuur 15. Iedere bochtgroep bestaat uit een grote gekromde ebgeul met daarnaast een rechte vloedgeul, gescheiden door langgerekte intergetijdengebieden en verbonden door kortsluitgeulen. De vloedgeulen eindigen landwaarts in een relatief ondiepe zone: een drempel met vertakkende drempelgeulen. De ebgeulen hebben zeewaarts een drempel. De kleinere kortsluitgeulen vormen dynamische verbindingen tussen de grote eb- en vloedgeul.



*Figuur 15: Schematisatie van het meergeulensysteem. Gebied 2 is een nevengeulengebied gerelateerd aan het verlanden en inpolderen van voormalig intergetijdengebied rondom de huidige Braakmanhaven en het ontstaan van bochtgroep 1 tussen 1800 en 1865. (Bron: Maris *et al.*, 2014, gebaseerd op Van Veen, 1950 en Jeuken, 2000).*

Het bestaande systeem van hoofd- en nevengeulen draagt bij aan scheiding van scheepvaart en daarmee de toegankelijkheid van het estuarium. De grote zeescheepvaart maakt gebruik van het vaargeultracé in de hoofdgeul (overwegend de ebgeulen, Figuur 16). De kleine scheepvaart kan gebruik maken van de nevengeulen (overwegend de vloedgeulen en grotere kortsluitgeulen). Dit draagt bij aan de verkeersveiligheid op het water.



Figuur 16: De macrocellen in de Westerschelde, met de belangrijkste geulen. Doorgaande pijlen: vaargeul, gestippelde pijlen zijn nevengeulen. (Bron: Taal et al., 2019).

Het meergeulensysteem draagt ook bij aan de bescherming tegen overstromingen, dit komt terug in de communicatie-indicator *Hydrodynamiek*. Ondieptes in de watervoerende laag van de geulen, vormen een hindernis voor de getijgolf en reduceren zo de getijindringing. Ook de intergetijdengebieden spelen hier een belangrijke rol, zowel lokaal als op systeemniveau: De intergetijdengebieden vóór een waterkering dempen namelijk op natuurlijke wijze de hydrodynamische energie. Op systeemniveau beïnvloeden de (kombergende) intergetijdengebieden de veiligheid tegen overstroming door buffering van water en verlaging van de hoogwatergolf. Een systeem met veel intergetijdengebied kent bijgevolg een kleinere getijdoordringing en lagere hoogwaterstanden dan een systeem met weinig intergetijdengebieden.

Tenslotte dragen intergetijdengebieden bij aan een meer ebdominant en minder vloeddominant estuarium. Bij een vloeddominant systeem zijn de stroomsnelheden tijdens vloed hoger dan tijdens eb en *vice versa* voor een ebdominant systeem. Een sterk vloeddominant systeem importeert veel slib (Winterwerp, 2013). Als er veel slib wordt geïmporteerd en de bodem daardoor gladder wordt, kan het getij verder opslingeren (minder demping). Ook kan het nadelige gevolgen hebben voor de waterkwaliteit.

Het systeem van geulen, platen en slikken in combinatie met de heersende hydrodynamiek is een kenmerkend onderdeel van de natuurlijkheid van het systeem. Het biedt een divers leefgebied voor verschillende flora en fauna en daarmee een basis voor het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium. In de communicatie-indicatoren *Leefomgeving* en *Ecologie* zijn deze onderwerpen uitgewerkt.

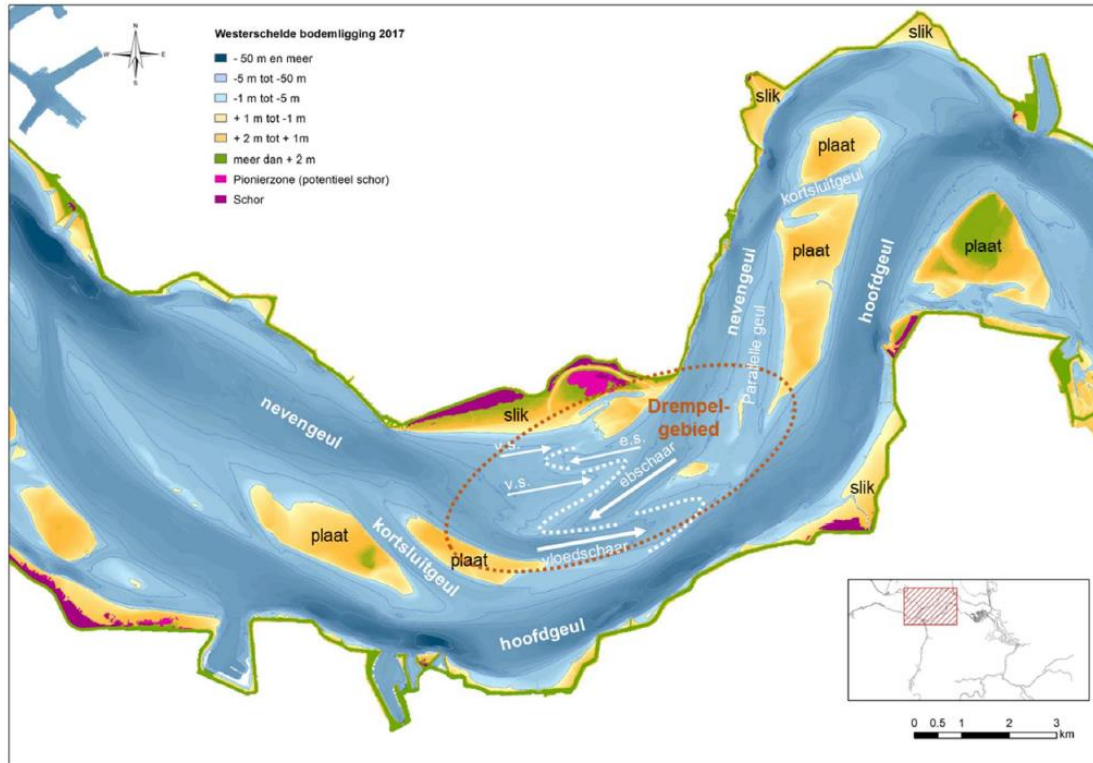
3.3.2. Werkwijze Systeembeschrijving Meergeulensysteem

Bij het beschrijven van de morfologie van de Westerschelde wordt al sinds het begin van de 21^{ste} eeuw het concept van de macrocellen gebruikt (Figuur 16). De indeling in macrocellen en het cellenconcept borduurt voort op het concept van de sedimentcirculatiecellen, dat in de jaren '40 van de 20^{ste} eeuw door Van Veen (1944, 1950) is geïntroduceerd. De beschrijving van de macrocellen is ontleend aan Jeuken *et al.* (2002). Een macrocel (of *estuariene sectie*, *bochtgroep* of *sedimentcirculatiecel*) bestaat uit een, veelal wat grotere, ebgeul met daarnaast een vloedgeul. Daar waar de eb- en vloedgeulen elkaar ontmoeten, liggen de grenzen tussen de macrocellen. Iedere macrocel kent een eigen morfologische ontwikkeling. Ze kan worden beschouwd als een morfologische eenheid op tijdschalen tot tientallen jaren (Jeuken, 2000; Winterwerp *et al.*, 2000).

De morfologische dynamiek van het meergeulensysteem manifesteert zich op verschillende tijdschalen (maanden, jaren, decennia, eeuwen) onder invloed van natuurlijke processen en menselijke ingrepen. De verdeling naar dergelijke schalen is een sterke schematisatie van het systeem. De grenzen tussen de verschillende schalen zijn ook niet altijd even scherp te trekken en bovendien vindt men in de literatuur verschillende verdelingen van de schalen. Voorliggende evaluatiemethodiek schrijft een schematisatie conform Taal *et al.* (2019) voor, waarbij:

- Veranderingen van beddingvormen, zoals ribbels en duinen op de bodem, kunnen als ontwikkelingen op de kleinste schaal, de '**microschaal**', worden beschouwd. Deze vallen buiten de scope van deze evaluatie.
- De veranderingen op de schaal van het gehele estuarium worden beschouwd op de '**megaschaal**'.
- De macrocellen vormen dan de elementen op '**macroschaal**' die de verschillende morfologische elementen op mesoschaal omvatten.
- Het begrip '**mesoschaal**' wordt gebruikt voor de morfologische onderdelen binnen een macrocel, overeenkomstig het begrip '*mesoscale features*', zoals gehanteerd door Hibma (2004). De mesoschaal is een ordeniveau kleiner dan de macrocellen. De karakteristieke morfologische elementen staan gepresenteerd in Figuur 17. Op de mesoschaal vinden menselijke ingrepen plaats, in het bijzonder de uitvoering van de sedimentstrategie, voor zowel zand als slib. Ook komen op deze schaal veel gebruiksfuncties tot uitdrukking.

Morfologische ontwikkelingen op de verschillende schalen gebeuren niet geïsoleerd van elkaar. Veranderingen op kleinere schalen vormen onderdelen van de veranderingen op grotere schalen en die veranderingen zijn weer een belangrijke aandrijvende kracht voor veranderingen op de schalen daaronder. Omgekeerd beïnvloeden veranderingen op de kleinere schaal weer de evolutie op een grotere schaal via een veranderende waterbeweging. Bijvoorbeeld: verlaging of verhoging van een plaat binnen een estuarium (een mesoschaal ontwikkeling) beïnvloedt het getijprisma en kan ook de getijasymmetrie beïnvloeden. Zo heeft dit weer invloed op de sedimentimport en -export bij de monding van het estuarium en dus op de megaschaal ontwikkeling.



Figuur 17: Schets van verschillende elementen op de mesoschaal aan de hand van de Macrocellen 3 en 4. (Bron: Taal et al. 2019).

De evaluatiemethodiek schrijft een systeembeschrijving voor tot op niveau van de individuele geulen (mesoschaal ontwikkelingen). Dit komt neer op een analyse op megaschaal en macroschaal, alvorens in te zoomen op de individuele elementen binnen iedere macrocel.

De samenhangende analyse van de morfologische dynamiek van het meergeulensysteem gaat minstens in op volgende kernvragen:

1. Hoe verandert de sediment- of zandbalans op mega- en macroschaal?
2. Hoe verandert de dimensionering van het meergeulensysteem op macroschaal?
3. Hoe vertaalt zich dit door naar de morfologische elementen binnen een macrocel? Verandert de configuratie of de interne dimensionering? Wat betekent dit voor het relatieve belang van de nevengeul en de globale configuratie van het meergeulensysteem?
4. Verandert de lokale bodemsamenstelling?
5. Welke menselijke activiteiten zijn uitgevoerd die een impact hadden op de morfologie? Kan je deze linken met de waargenomen morfologische evolutie?
6. Zijn de waargenomen wijzigingen veroorzaakt, versterkt of tegengewerkt door hydrodynamische wijzigingen?

Bovenstaande vragen worden in detail behandeld voor de beschouwde evaluatieperiode. De globale trend wordt daarna gerelateerd aan de historische lange termijn trend.

Hiervoor kan men gebruik maken van:

- Bathymetrische, erosie/sedimentatie-, droogvalduurverschil en/of hellingskaarten;
- De bodemsamenstelling en sedimenteigenschappen, gebaseerd op monsternames en labo-onderzoek van bijhorende minerale fracties;
- Beschrijving van de lokale Geologie ter ondersteuning bij het verklaren van de waargenomen morfologische wijzigingen; Van der Vegt *et al.* (2020) vormt hiervoor een goede houvast.
- Hypsometrische curves;
- Wijzigingen in de dimensionering van het meergeulensysteem: in het kombergend en watervoerend deel, de kantelindex en het relatief areaal intergetijdengebied vs. Breedte-diepte verhouding;
- Watervolume in de geulen i.r.t. volume van ingrepen;
- Beschikbare sedimentbalansen;
- De sedimenttransportcapaciteit;
- De gerapporteerde menselijke activiteiten uit Hoofdstuk 7;
- Hydrodynamische parameters gerapporteerd in Hoofdstuk 2.

3.4. Ééngesysteem

3.4.1. Inleiding

Het ééngesysteem wordt voornamelijk gevormd door de Zeeschelde: het Belgische deel van de Schelde waar de invloed van het getij nog merkbaar is. Op basis van beheer, gebruik en natuurwaarden wordt ze verder opgesplitst in de Boven- en Beneden-Zeeschelde waarbij de overgang zich nabij de monding van de Rupel bevindt. In de zijrivieren van de Zeeschelde, zoals de Durme, de Rupel, de Dijle, de Netes en de Zenne, zijn er metershoge verschillen tussen hoog en laag tij. Bij Gent bedraagt dit verschil nog ongeveer drie meter (Vandenbruwaene *et al.*, 2020). Bovenstrooms van Gent zorgt het stuwcomplex ervoor dat er in de bovenlopen van de Schelde, de Boven-Schelde en de Leie, geen getij-invloed meer is. De Zeeschelde is een unieke getijdenrivier, met kenmerkende slikken en schorren. Het streefbeeld van de LTV 2030 (LTV, 2000) is:

"De Boven-Zeeschelde is van nature een meanderende rivier en dat bochtige karakter is in 2030 behouden. De daarbij behorende afwisseling van steile en flauwe oevers is in ruime mate aanwezig. De rivier heeft voldoende "ruimte" om grotere getij-indringing en hoogwatergolven moeiteloos te verwerken. Bij het onderhoud van de vaarweg wordt hier scherp op gelet."

Voor het ééngesysteem zijn de ontwikkeling van de geometrie en bathymetrie (dimensionering) in samenspel met de grootschalige hydrodynamica van belang. De geometrie kan goed worden beschreven door het aantal bochten, rivier- of oeverlengte en de getijkarakteristieken. Naast een historisch/landschappelijke waarde, zijn de vele bochten ook belangrijk voor het functioneren van het estuariene systeem. Tevens is het meanderende karakter van belang voor de getijdoordringing, de afvoersnelheid en de omvang van het intergetijdengebied. Het functioneren van de meanders is moeilijk te kwantificeren, maar dat ze een waarde hebben voor het ecologisch functioneren staat vast. Meandering zorgt voor wrijving en dissipeert daardoor energie. Dit heeft invloed op de grootschalige hydrodynamica: zowel op hoogwaterstand (Veiligheid) als laagwaterstand (Toegankelijkheid) als de asymmetrie van het getij (invloed op sedimenthuishouding en van daar op waterkwaliteit).

3.4.2. Werkwijze Systeembeschrijving Ééngesysteem

De systeembeschrijving van het ééngesysteem dient minstens een antwoord te bieden op onderstaande kernvragen:

1. Hoe verandert de dimensionering van het ééngesysteem?
2. Verandert de lokale bodemsamenstelling in de geul of op de intergetijdengebieden?
3. Welke menselijke activiteiten zijn uitgevoerd die een impact hadden op de morfologie? Kan je deze linken met de waargenomen morfologische evolutie?
4. Zijn de waargenomen wijzigingen veroorzaakt, versterkt of tegengewerkt door hydrodynamische wijzigingen?

Bovenstaande vragen worden in detail behandeld voor de beschouwde evaluatieperiode, waarbij men inzoomt op niveau van de waterlichamen zoals gedefinieerd door de Kaderrichtlijn Water. De globale trend wordt daarna gerelateerd aan de historische lange termijn trend.

Hiervoor kan men gebruik maken van:

- Bathymetrische, erosie/sedimentatie-, droogvalduurverschil en/of hellingskaarten;
- De bodemsamenstelling en sedimenteigenschappen, gebaseerd op monsternames en labo-onderzoek van bijhorende minerale fracties;
- Beschrijving van de lokale Geologie ter ondersteuning bij het verklaren van de waargenomen morfologische wijzigingen;
- Wijzigingen in de dimensionering van het ééngesysteem: in het kombergend en watervoerend deel en het relatief areaal intergetijdengebied vs. Breedte-diepte verhouding;
- De kronkelfactor of mate van meandering van het ééngesysteem;
- Watervolume in de geulen i.r.t. volume van ingrepen;
- Beschikbare sedimentbalansen;
- De sedimenttransportcapaciteit;
- De gerapporteerde menselijke activiteiten uit Hoofdstuk 7;
- Hydrodynamische parameters gerapporteerd in Hoofdstuk 2.

3.5. Verklarende parameters

3.5.1. Inleiding

In dit hoofdstuk worden alle verklarende parameters toegelicht. Deze parameters worden niet beoordeeld, maar hiermee kan wel worden bekeken wat de oorzaken zijn van bepaalde veranderingen in het morfologische systeem.

3.5.2. Diepte- erosie/sedimentatie en DVD-verschilkaarten

Kaartmateriaal laat toe om snel een kwalitatieve indruk op te wekken van de morfologische dynamiek op diverse schalen (incl. het patroon en migratie van de kortsluit- of drempelgeulen):

- Op bathymetrische kaarten kan men de morfologische elementen situeren.
- Op erosie/sedimentatiekaarten kan men de belangrijkste morfologische wijzigingen duiden. Deze bevinden zich eerder in of nabij de geulen.

- Door deze te koppelen met droogvalduurverschilkaarten kan men inzoomen op wijzigingen op of nabij de intergetijdengebieden. Zo verkrijgt men niet enkel een coherent beeld van de volledige morfologische evolutie, maar dit vormt ook een opstapje naar de evaluatie van de ecotopen in het hoofdstuk Leefomgeving (hoofdstuk 5). Merk op dat deze droogvalduurverschilkaarten enkel een verklarende parameter zijn voor het meergeulensysteem en ééngeulensysteem.
- Hellingskaarten (*in casu* rasters) worden op resolutie van de respectievelijke bathymetrische rasters berekend via een eenvoudige GIS-bewerking. Deze kunnen een handig hulpmiddel zijn bij de bespreking van de morfologische evolutie en vormen ook een bijkomende link met de evaluatie in hoofdstuk Leefomgeving.

Met behulp van bathymetrische dwars- of langsdoorsneden kan men de waargenomen veranderingen verder duiden. Voor het meergeulen- en ééngeulensysteem stelt men minstens een grafiek op die de waterdiepte langsheen de thalweg (van de hoofdvaargeul) presenteert en relateert deze tot zowel de grafiek van voorgaande evaluatieperiode als de aanleg- of onderhoudsbaggerwerken in de beschouwde periode.

3.5.3. Bodemsamenstelling en sedimenteigenschappen

De bodemsamenstelling en sedimenteigenschappen kan men beschrijven met behulp van de monsternames en labo-onderzoek van bijhorende minerale fracties. Aan de hand van een exploratieve data-analyse bespreekt men de trends in mediane korrelgrootte (D50), het slibgehalte (percentage van het staalvolume dat een korrelgrootte heeft die kleiner is dan 63µm) en het organisch materiaal (percentage verbrand bij 550°C). Hierbij houdt men rekening met mogelijk wijzigende bemonsteringstechnieken, analyseprocedures en/of verwerkende laboratoria. De procedure voor dergelijke datacorrectie wordt uitvoering besproken in Van Ryckegem *et al.* (2017).

Merk op dat bemonsteringscampagnes vaak een andere methodiek hanteren en men deze bijgevolg anders moet behandelen:

- Bij bemonstercampagne gerelateerd aan het onderhoudsbaggerwerk tracht men steeds een bodemonster te nemen nabij quasi dezelfde locatie in of nabij de geulen: *in casu* de bagger- of stortlocaties. De data-exploratie wordt op puntniveau uitgevoerd.
- Staalnamecampagnes RWS: tot 2014 nam men jaarlijks stalen op de MONEOS-locaties (platen en slikken). Vanaf 2021 start men opnieuw met een bemonstering van deze locaties op 2 en 10 cm diepte. De data-exploratie wordt op puntniveau uitgevoerd.
- Waterbodestalen routinemeetnet VMM t.b.v. de triade-beoordeling: De VMM bemonstert zowel de vaargeul als de intergetijdengebieden. Eenzelfde locatie wordt aan een minimum-frequentie van 6 jaar bemonstert. De data-exploratie wordt op puntniveau uitgevoerd.
- Bij de Belgische bemonstercampagne voor het macrozoöbenthos hanteert men een *stratified random* techniek met steeds wijzigende meetlocatie. Voor dergelijke campagnes wordt daarom een aggregatie voorgeschreven: gealloceerd naar fysiotop en op niveau van de waterlichamen van de Kaderrichtlijn Water voor het ééngeulensysteem (conform MONEOS Monitoringsoverzicht en 1^{ste} lijnsrapport Geomorfologie van het INBO, Van Ryckegem *et al.*, 2020) of op macrocelniveau voor het meergeulensysteem.

- Ook in Nederland neemt men sedimentmonsters in functie van het macrozoöbenthos (i.k.v. MWTL). De gehanteerde methode is gelijkaardig aan deze van het INBO: per saliniteitsgebied wordt er voor iedere ecotoop een vast aantal stalen genomen. Voor dergelijke campagnes wordt daarom ook een aggregatie voorgeschreven, weliswaar geaggregeerd naar ecotoop en op niveau van de saliniteitszones.

3.5.4. Geologie

De onderliggende geologie kan hulp bieden bij de morfologische systeembeschrijving: zo zullen dagzomende harde lagen beter resistent zijn tegen het erosieve karakter van de getijgolf. Een diepgaand geologisch onderzoek valt buiten de scope van de systeembeschrijving. De geologische kaarten van de dagzomende lagen worden in bijlage gestoken zodat men er, waar nuttig, naartoe kan verwijzen bij de systeembeschrijving. Daarnaast kunnen ze een interessante aanvulling zijn van de bathymetrische dwars- of langsdoorsneden in §3.5.2.

Men kan hiervoor zowel geologische kaarten als doorsneden van de beschikbare geologische 3D-modellen aanwenden.

Volgende rapporten vormen een goede basis om de link te leggen tussen de harde lagen en de waargenomen morfologische wijzigingen:

- Van der Vergt *et al.* (2020): voor de Westerschelde.
- Van der Vergt *et al.* (2021): voor de monding.

3.5.5. Dimensionering

Kuberingen en areaalberekningen zijn een handig hulpmiddel om trendveranderingen in specifieke onderdelen van het morfologisch systeem toe te lichten. Volgende hoofdstukken beschrijven de verklarende parameters die men minimaal moet berekenen om de morfologische systeembeschrijving en/of verklaring van rekenparameters in andere communicatie-indicatoren tot een goed eind te brengen.

Deze parameters houden een berekening in t.o.v. het referentieniveau dat verschilt afhankelijk van deelsysteem. Voor de correcte begrenzing wordt verwezen naar paragraaf 1.2.5.

3.5.5.1. Kombergend en watervoerend deel

In de rivierdoorsnede wordt onderscheid gemaakt tussen het stroomvoerend deel onder de laagwaterlijn en het kombergend deel bovenop de intergetijdengebieden. Om de focus puur op de morfologische verandering te houden, wordt er voorgesteld om deze zones af te bakenen aan de hand van een vaste diepte/hoogte t.o.v. de referentiepeilen NAP en TAW. Deze grenzen zijn vastgelegd voor verschillende zones in het estuarium (zie ook paragraaf 1.2.5) en variëren bijgevolg niet doorheen de tijd.

Via kuberingen wordt er een lange termijntrend van het watervolume in de geulen (op zowel macrocelniveau, als voor de individuele hoofd- en nevengeul binnen een macrocel) en bovenop het intergetijdengebied (op macrocelniveau) opgesteld. De trends kunnen zowel absoluut als relatief ten opzichte van het volume tijdens het beginjaar opgesteld worden. Dit laatste helpt bij het visualiseren van beperkte wijzigingen.

Merk op: gecontroleerde gereduceerde getijdegebieden (GGG's), horen ook bij het intergetijdengebied, maar de gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG's) GOG-landbouw en GOG-wetland niet, zie ook paragraaf 7.2.

Door verder in te zoomen op het wateroppervlak bij de bovengrens van resp. watervoerend en kombergend deel en de geuldiepte, kan men de waargenomen volumeverandering beter duiden. Het wateroppervlak kan men berekenen met een eenvoudige GIS-bewerking. De gemiddelde geuldiepte bekomt men door het watervolume te delen door het respectievelijke wateroppervlak.

3.5.5.2. Kantelindex

De kantelindex is de verhouding tussen de gemiddelde diepte in de ebgeul en de gemiddelde diepte in de vloedgeul. Deze verklarende parameter geeft inzicht in het relatieve belang van de nevengeul en wordt voor het meergeulensysteem berekend met:

$$kantelindex = \ln \left(\frac{h_{ebgeul}}{h_{vloedgeul}} \right)$$

3.5.5.3. Relatief areaal intergetijdengebied vs. breedte-diepte verhouding (r_s - β)

Een meergeulensysteem kan ontstaan wanneer een estuarium bepaalde dimensies en verhoudingen heeft. Allersma (1994) suggereert op basis van veldwaarnemingen dat wanneer de dwarsdoorsnede van een onbelemmerde geul groter wordt dan ca. 25 000 m² deze de neiging krijgt zich te splitsen in meerdere geulen. Toffolon en Crosato (2007) hebben een kwantitatieve analyse van de dimensies en verhoudingen van de geulen in de Westerschelde gemaakt op basis van de dieptekaart van 1996. Op basis hiervan is de volgende verklarende parameter opgesteld:

De verhouding tussen het **wateroppervlak bij hoogwater en laagwater (r_s)**, als karakterisering van het (relatieve) areaal intergetijdengebied, en de **breedte-diepte verhouding (β)** ten opzichte van gemiddeld zeeniveau.

Deze relatie geeft inzicht in de mate van grootschalige verandering van de geometrie van het estuarium. Grenswaarden zijn niet expliciet gegeven, maar het gaat om het waarnemen van de lange termijn trend per macrocel. Deze kan vervolgens vanuit het historische perspectief geïnterpreteerd en beoordeeld worden:

- Bij een afname van de parameter r_s neemt het areaal intergetijdengebied af. Hierbij neemt het wateroppervlak bij hoogwater af of het wateroppervlak bij laagwater toe.
- Een afname van de parameter β betekent dat het gebied dat dieper wordt bij gelijkblijvende breedte, wat een versteiling van de geulwanden impliceert.

De verhouding tussen het wateroppervlak op hoog- en laagwater (r_s) als karakterisering van het (relatieve) areaal intergetijdengebied wordt gegeven door onderstaande formule. Bij de berekening kan men voortbouwen op de eerder berekende dimensionering in §3.5.5.1.

$$r_s = \frac{S_{hw}}{S_{lw}}$$

Met:

S_{hw} wateroppervlak bij jaarlijks gemiddeld hoogwater [m^2]
 S_{lw} wateroppervlak bij jaarlijks gemiddeld laagwater [m^2]

De breedte/diepte verhouding (β) ten opzichte van een referentieniveau:

$$\beta = \frac{B}{h}$$

Met:

B gemiddelde breedte [m] bij referentieniveau
 h gemiddelde diepte [m] bij referentieniveau

De gemiddelde breedte (B) is:

$$B = \frac{S}{L}$$

Met:

S wateroppervlak [m^2] bij referentieniveau
 L representatieve lengte [m] van het morfologisch segment

De gemiddelde diepte (h) is:

$$h = \frac{V}{S}$$

Met:

V watervolume [m^3] bij referentieniveau
 S wateroppervlak [m^2] bij referentieniveau

Combinatie van bovenstaande formules, leidt tot de volgende formule voor de breedte/diepte verhouding (β):

$$\beta = \frac{B}{h} = \frac{S^2}{V \cdot L}$$

3.5.5.4. Hypsometrische curve

De hypsometrische curve toont het wateroppervlak in functie van waterpeil. Hierbij wordt het areaal cumulatief uitgezet ten opzichte van de waterdiepte, zodat in één oogopslag een beeld kan worden verkregen van de hoeveelheid areaal die onder een bepaalde diepte aanwezig is. De hypsometrische curve geeft in estuaria een typerende S-vorm. Veranderingen in de hypsometrische curve laten zien in welke dieptezone er areaal is bijgekomen of verdwenen.

De hypsometrische curve dient enkel opgesteld te worden voor het meergeulensysteem en wel op macrocelniveau. Door hypsometrische curves te normaliseren door de arealen te delen door het totale wateroppervlak (bij +3,5m NAP) binnen het beschouwde gebied, kunnen verschillen tussen gebieden worden bekeken.

Om veranderingen op korte termijn (binnen de beschouwde evaluatieperiode) waar te nemen, wordt het genormaliseerd areaal verminderd door de eindsituatie van vorige evaluatieperiode. Om deze te relateren aan de veranderingen op lange termijn wordt de globale verandering sinds het begin der metingen, afzonderlijk geplot.

3.5.6. Kronkelfactor

De kronkelfactor parametrizeert de mate van meandering van een rivier. De mate van meandering wordt namelijk bepaald door het aantal bochten, de lengte van de thalweg (stroomvoerende geulen) en de lengte van de vallei. Door Van Braeckel *et al.* (2006) is de mate van meandering beschreven:

Als parameter voor het meanderend karakter van de rivierdelen is de sinuositeit of kronkelfactor S gebruikt. Sinuositeit wordt gedefinieerd als de verhouding van de lengte van de rivier tot de lengte van de vallei. Op basis van de sinuositeit kunnen waterlopen in 3 typen worden ingedeeld (Leopold & Wolman, 1957):

1. Een rivier wordt als recht geklasseerd indien de sinuositeit kleiner is dan 1,1;
2. Kronkelend indien de waarde tussen 1,1 en 1,5 ligt;
3. Meanderend indien groter dan 1,5.

S is dus gelijk aan de verhouding tussen de werkelijke rivierlengte (RL) en de valleilengte (VL), gemeten langs de vallei-as.

$$S = \frac{RL}{VL}$$

Voor de bepaling van de vallei-as wordt uitgegaan van de afbakening van het valleigebied op basis van de natuurlijke overstroomde zones van de Zeeschelde, de 5 mTAW hoogtegrens van het DTM Vlaanderen, aangevuld met gekarteerde overstroomde gebieden. Voor het valleigebied is dan een centrale lijn bepaald op gelijke afstand van beide valleigrenzen aan weerszijden van de rivier. In praktijk werd de valleilengte tijdens het opstellen van T2015 (Barneveld *et al.*, 2018) opgevraagd bij het INBO om zo, via uniformering, bijkomende ruis ten gevolge van de toegepaste methodiek te reduceren. De thalweg kan men, mits het nodige manuele opkuiswerk, berekenen via een GIS-bewerking.

De meandering van een rivier verandert niet snel en zal, in de huidige setting van de Zeeschelde, het gevolg zijn van menselijke ingrepen. De kronkelfactor hoeft daarom niet voor elk jaar berekend te worden. Het aanvullen van de lange termijntrend met de situatie aan het einde van de evaluatieperiode volstaat.

3.5.7. Watervolume van geulen i.r.t. volume van ingrepen

Door de trend in watervolume van de geulen (zie §3.5.5.1) te relateren aan het volume van ingrepen, verkrijgt men meer zicht op de mogelijke impact van antropogene ingrepen in de morfologie. Volgende lange termijn trends worden uitgezet voor zowel de hoofd- als nevengeul van iedere macrocel binnen het meergeulensysteem of gewoon de hoofdgeul in het ééngeulensysteem:

- De waargenomen trend in het watervolume in de geulen (V_{tot}).
- Het volume aan antropogene ingrepen (V_i): omvat de volumes baggeren, zandwinning (beide positief = toename van het watervolume) en storten (negatief = afname van het watervolume). Hiervoor hanteert men de *in situ* profielvolumes, zoals gerapporteerd in Hoofdstuk 7.
- Om de antropogene impact te kunnen definiëren wordt het "natuurlijke" geulvolume (V_{net}) berekend door het verschil te nemen van V_{tot} en het cumulatieve volume van de menselijke ingrepen doorheen de tijd (ΣV_i): $V_{net} = V_{tot} - \Sigma V_i$.

Op basis van de volumeveranderingen van V_{tot} (ΔV_{tot}) en V_{net} (ΔV_{net}) kan de ontwikkeling van de geulen worden gekwalificeerd volgens Tabel 13: een uitbreiding op het kwalificatiesysteem uit Maris *et al.* (2014), zoals toegepast in Barneveld *et al.* (2018). ΔV_{tot} en ΔV_{net} worden berekend door het verschil te berekenen van de volumes tussen 2 opeenvolgende jaren. Deze afleiding geeft inzicht in de mate waarin de geulontwikkelingen worden gestuurd of beïnvloed door ingrepen.

Om na te gaan of een trend neutraal dan wel stijgend of dalend is, wordt de tijdsgemiddelde geulevolutie (volumeverandering) eerst genormaliseerd door het tijdsgemiddelde geulvolume: beide uitgemiddeld over de beschouwde 6-jarige evaluatieperiode. Daarna worden volgende grenzen toegepast:

- Sedimentatie: $\Delta V < -0,1\%$
- Geen evolutie/stabiel: $-0,1\% < \Delta V < 0,1\%$
- Erosie: $\Delta V > 0,1\%$

ΔV_{tot}	ΔV_{net}	Kwalificatie	Additie relatie ingrepen	Omschrijving
0	+ of -	3	o	Stabiel, ondanks ingrepen
0	+ of -	3	d	Stabiel, dankzij ingrepen
0	0	0	-	Evenwicht (geen verandering, geen ingrepen)
-	0 of +	-2	-	Sedimentatie, gestuurd door ingrepen
-	-	-1	s	Natuurlijke tendens tot sedimentatie, versterkt door ingrepen
-	-	-1	a	Natuurlijke tendens tot sedimentatie, verzwakt door ingrepen
+	0 of -	2	-	Erosie, gestuurd door ingrepen
+	+	1	s	Natuurlijke tendens tot erosie, versterkt door ingrepen
+	+	1	a	Natuurlijke tendens tot erosie, verzwakt door ingrepen

Tabel 13: Kwalificatie van de macroschaal dynamiek op basis van de waargenomen (ΔV_{tot}) en netto volumeveranderingen (ΔV_{net}) in de geulen met: "+" = sedimentatie, "0" = geen evolutie en "-" = erosie (aangepast uit Maris et al., 2014).

3.5.8. Sedimentbalans

Sedimentbalansen geven een inzicht in de grootschalige sedimentdynamiek binnen het Schelde-estuarium. Men onderscheidt typisch een zandbalans die enkel de zandfractie behandelt en/of aanneemt dat al het sediment zand is versus een sedimentbalans die de waargenomen veranderingen opsplijt in de verschillende sedimentfracties: *in casu* zand en slib. De eerste integrale zandbalans voor zowel Westerschelde als de Beneden-Zeeschelde werd opgesteld door Haecon (2006) met behulp van de volgende gegevens:

- volumeveranderingen per deelgebied op basis van lodingsgegevens
- baggervolumina
- stortvolumina
- volumina van zandwinning
- volumina verplaatst materiaal t.g.v. wrakverwijdering

Rijkswaterstaat Zee en Delta en het Waterbouwkundig Laboratorium stellen momenteel een sedimentbalans op voor het volledige Schelde-estuarium. Deze zal 3jaarlijks opgesteld worden, in afstemming, en afhankelijk van de beschikbaarheid van peilingen. Ze zal echter nog niet afgewerkt zijn tegen de eerstvolgende evaluatiecyclus (T2021). Men zal zich bijgevolg nog moeten behelpen met de individuele zand- en sedimentbalansen die specifiek focussen op één of meerdere deelsystemen. Voor een gedetailleerd historisch overzicht wordt verwezen naar Meire et al. (2020). Hierbij alvast de voor T2021 beschikbare, recente modellen:

1. Het sedimentmodel van de Voordelta (Elias et al., 2017);
2. De zandbalans van de Westerschelde die beheerd wordt door Rijkswaterstaat Zee en Delta (Schrijver, 2020);
3. De gecombineerde sedimentbalans van Westerschelde en Monding (Deltares, *in prep.*);
4. De sedimentbalans van de Zeeschelde (Vandenbruwaene et al., 2017; Vos et al., *in prep.*).

Voorliggende evaluatiemethodiek schrijft een volgende analyse voor op niveau van zowel het volledige deelsysteem, als macrocellen in de Westerschelde en minimum op niveau van de KRW-waterlichamen in de Zeeschelde:

1. Trends in zandvolumes binnen specifieke dieptezones van de beschouwde zone: de geulen versus het intergetijdengebied plus (supra)litoraal.
2. Transversaal transport tussen enerzijds subtidaal en anderzijds intertidaal plus litoraal binnen iedere beschouwde zone.
3. Lateraal transport tussen de deelsystemen en op niveau van de macrocellen in de Westerschelde en minimum op niveau van de KRW-waterlichamen in de Zeeschelde.

Hierbij dient men ook rekening te houden met de gehanteerde randvoorwaarden van iedere specifieke sediment/ of zandbalans. Bovendien maakt men onderscheidt tussen (a) de waarneming, (b) het volume aan of sedimentverplaatsing door ingrepen en (c) het netto “natuurlijk” volume dat berekend wordt door de waarneming te verminderen met de antropogene ingreep.

3.5.9. Sedimenttransportcapaciteit

De sedimenttransportcapaciteit legt de link tussen de waargenomen hydrodynamische verandering (t.g.v. o.m. een wijzigende morfologie) en de feedbackloop (erosie/sedimentatie) naar de morfologische verandering. De sedimenttransportcapaciteit wordt afgeleid met behulp van numerieke modellen. Het benodigde kaartmateriaal zal door het Waterbouwkundig Laboratorium aangeleverd worden (meer detail in Bijlage A). Per macrocel (meergeulensysteem) of op niveau van de KRW-waterlichamen (ééngeulensysteem: op zijn minst op deze resolutie) bespreekt men de belangrijkste wijzigingen tijdens de beschouwde evaluatieperiode en relateert deze aan de historische lange termijn trend.

3.5.10. Menselijke activiteiten

Waar mogelijk maakt men gebruik van de relevante menselijke activiteiten die gerapporteerd staan in Hoofdstuk 7. Dit zijn onder meer:

- Baggerwerk en zandwinning;
- Inpoldering, ontpoldering (incl. afsluiting en heraanpakking van rivierarmen of het aanleggen van winterbedden) en het in werking treden van gecontroleerde gereduceerde getijdegebieden;
- Rechttrekking en hermeandering van thalweg;
- Erosiemitigerende maatregelen zoals breuksteenstortingen of het aanleggen van kribben en strandhoofden.

Hierbij dient men ook rekening te houden met de historische activiteiten.

3.5.11. Hydrodynamica

Het Schelde-estuarium wordt gekenmerkt door een intense wisselwerking tussen morfologische processen en de hydrodynamica. Een wijzigende hydrodynamica ten gevolge van veranderende hydrodynamische randvoorwaarden kan een impact hebben op de morfologie.

Anderzijds kan er ook een feedbackloop ontstaan waarbij een morfologische verandering t.g.v. een menselijke ingreep, een hydrodynamische verandering te weeg brengt, die dan op zijn beurt opnieuw de oorspronkelijke morfologische verandering versterkt of afzwakt.

Volgende hydrodynamische parameters die gerapporteerd staan in Hoofdstuk 2, kunnen een hulpmiddel zijn voor de morfologische systeembeschrijving:

1. Zeespiegelstijging;
2. Getijslag;
3. Getijasymmetrie;
4. Getijweglengte;
5. Verhouding getijvolumes tussen de hoofd- en de nevengeul binnen iedere macrocel;
6. Looptijd hoogwater, looptijd laagwater en de gerelateerde getijasymmetrie;
7. De golfwerking in het estuarium.

3.6. Literatuurlijst Morfologie

Allersma, E. (1994). Geulen in estuaria, 1D modellering van evenwijdige geulen. Rapportnummer H1828, WL|Delft Hydraulics, Delft. In opdracht van Rijkswaterstaat, Directie Zeeland en Dienst Getijdewateren.

Barneveld, H.J., Nicolai, R.P., van Veen, M., van Haaster, S., Boudewijn, T.J., de Jong, J.W., van Didden, K., van de Haterd, R.J.W., Middenveld, P.P., Michielsen, S., van de Moortel, I., Velez, C. & De Wilde, E. (2018). Analyserapport: T2015-rapportage Schelde-estuarium. Vlaams-Nederlandse Scheldecommissie.

Van der Werf, J., Meijer-Holzhauer, H., van der Spek, A., van Weerdenburg, R., Craeymeersch, J., Tulp, I. & Ysebaert, T. (2020). Plan van aanpak globaal ontwerp proefsuppletie Schelde-monding. Deltares Memo 11203725-000-ZKS-0014, 4 september 2020.

Dijkstra, J.T. & Holzhauer, H. (2015). Nauwkeurigheid en precisie Ecotopenkaarten Westerschelde. Deltares rapportkenmerk 1209394-000-ZKS-0026.

Elias, E., Van der Spek, A., & Lazar, M. (2017). The 'Voordelta', the contiguous ebb-tidal deltas in the SW Netherlands: Large-scale morphological changes and sediment budget 1965–2013; impacts of large-scale engineering. *Netherlands Journal of Geosciences*, 96(3), 233-259.

Haecon (2006). Actualisatie van de zandbalans van de Zee- en Westerschelde. Haecon rapport 124976008/lvp.

Hibma, A., Stive, M.J.F. & Wang, Z.B. (2004). Estuarine morphodynamics. *Coastal Engineering*, Volume 51, Issues 8–9, Pages 765-778.

IMDC, UA, HWE & GeoHydroData (2020a). Monitoringprogramma Flexibel Storten Westerschelde en Monitoringprogramma Beneden-Zeeschelde: Voortgangsrapportage 2018-2019: Data- en analyserapport. IMDC rapport I/RA/11498/20.096/MMO/.

IMDC, UA, HWE & GeoHydroData (2020b). Monitoringprogramma Flexibel Storten Westerschelde en Monitoringprogramma Beneden-Zeeschelde: Voortgangsrapportage 2018-2019: Syntheserapport. IMDC rapport I/RA/11498/20.109/API.

Jeuken, M.C.J.L. (2000). On the morphologic behaviour of tidal channels in the Westerschelde estuary, PhD-thesis, University of Utrecht.

Jeuken, C., Tanczos, I., Thoolen, P., van Helvert, M., Rozemeijer, M. & Wang, Z.B. (2002). Onderbouwing van het cellenconcept Westerschelde als instrument voor beleid en beheer (1). Rapport WL | Delft Hydraulics Z2838 / Z3288.

Leopold, L.B. & Wolman, M.G. (1957). River channel patterns - Braided, Meandering and Straight. United States Geological Survey, Professional paper 282B.

LTV2030 (2000). Langetermijnvisie Schelde-estuarium. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat, Directie Zeeland en Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, departement Leefmilieu en Infrastructuur, administratie Waterwegen en Zeewezen, 29 november 2000.

Maris, T., Bruens, A., van Duren, L., Vroom, J., Holzhauer, H., De Jonghe, M., Van Damme, S., Nolte, A., Kuijper, K., Taal, M., Jeuken, C., Kromkamp, J., van Wesenbeeck, B., Van Ryckegem, G., Van den Bergh E., Wijnhoven, S. & Meire, P. (2014). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, update 2014. Deltares rapportnummer 1209394. Deltares, Universiteit Antwerpen, NIOZ en INBO.

Meire, D., Schrijver, M., Plancke, Y. & Mostaert, F. (2020). Update evaluatiemethodiek: Sedimentbalans. Versie 1.0. WL Rapporten, 19_065_3. Waterbouwkundig Laboratorium Antwerpen.

Schrijver, M. (2020) De Balans Opgemaakt - De ontwikkelingen in de Westerschelde tot 2019 gezien vanuit de sedimentbalans. Rijkswaterstaat Zee en Delta, Middelburg.

Taal, M., Mastbergen, D., Cleveringa, J., Schrijvershof, R., Plancke, Y., Wang, Z., van der Werf, J. & van der Spek, A. (2019). Mesoschaal Westerschelde, Integratierapport 2014-2018. Deltares, maart 2019.

Toffolon, M. & Crosato, A. (2007). Developing Macroscale Indicators for Estuarine Morphology: The Case of the Scheldt Estuary, Journal of Coastal Research, Vol. 23, No. 1, pp. 195-212.

Van Braeckel, A., Piesschaert, F. & Van den Bergh, E. (2006). Historische analyse van de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren (19de eeuw tot heden), INBO.R.2006.29

Vandenbruwaene, W., Levy, Y., Plancke, Y., Vanlede, J., Verwaest, T. & Mostaert, F. (2017). Integraal plan Boven- Zeeschelde: Deelrapport 8 – Sedimentbalans Zeeschelde, Rupel en Durme. Versie 4.0. WL Rapporten, 13_131_8. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen

Vandenbruwaene, W., Thant, S., Michiels, S., Van de Moortel, I., Brackx, M., Hertoghs, R., Claeys, S., Plancke, Y., Vereecken, H., Meire, D., Deschamps, M. & Mostaert, F. (2020). Monitoring Effecten Ontwikkelingsschets (MONEOS) – Jaarboek monitoring 2019: Factual data rapportage van monitoring waterbeweging en fysische parameters in het Schelde estuarium in 2019. Versie 4.0. WL Rapporten, PA047_9. Waterbouwkundig Laboratorium Antwerpen.

Van der Vergt, H., Mastbergen, D. & van der Werf, J. (2020). Moeilijk-erodeerbare lagen in de Westerschelde: Onzekerheden en gevolgen voor morfodynamiek. Deltares rapport 1210301-015-ZKS-0014.

Van der Vergt, H., van Onselen, E. & van der Spek, A.J.F. (2021). Erosie-resistente lagen in het Westerschelde mondingsgebied en de invloed daarvan op de pilot-suppletie. Deltares rapport 11203725-001-ZKS-0012.

Van Ryckegem G., Van Braeckel A., Elsen R., Speybroeck J., Vandevoorde B., Mertens W., Breine J., Spanoghe G., Buerms D., De Beukelaer J., De Regge N., Hessel K., Soors J., Terrie T., Van Lierop F. & Van den Bergh E. (2017). MONEOS – Geïntegreerd datarapport INBO: Toestand Zeeschelde 2016: monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2017 (37). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Ryckegem G., Van Braeckel A., Elsen R., Vanoverbeke J., Van de Meutter F., Vandevoorde B., Mertens W., Breine J., Speybroeck J., Bezdenjesnj O., Buerms D., De Beukelaer J., De Regge N., Hessel K., Soors J. & Van Lierop F. (2020). MONEOS – Datarapport INBO: toestand Zeeschelde 2018-2019. Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapport Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2020 (38). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van Veen, J. (1944). Schelderegiem en Schelderegie; Opmerkingen over Scheldepublicaties, (1945), Rijkswaterstaat, Heruitgave: Middelburg, 1993.

Van Veen, J. (1950). Eb en vloed-systeem in de Nederlandse Getijdenwateren. Tijdschrift Koninklijk Aardrijkskundige Genootschap, pp. 303-325

Vos *et al.* (in prep). Sedimentbalans Zeeschelde, Rupel en Durme voor de periode 2011 – 2015. Versie 4.0. WL Rapporten, 17_088_3. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen.

Winterwerp, J.C., Jeuken, M.C.J.L., van Helvert, M.A.G., Kuijper, C., van der Spek, A., Stive, M.J.F., Thoolen, P.M.C. & Wang, Z.B. (2000). Lange Termijnvisie Schelde-estuarium. Cluster Morfologie. Uitvoeringsfase. Deel 1: Hoofdrapport en Deel 2: Appendices. Z2878. WL | Delft Hydraulics.

Winterwerp, J.C. (2013). On the response of tidal rivers to deepening and narrowing. Basisrapport grootschalige ontwikkeling G-14. 1 oktober 2013.

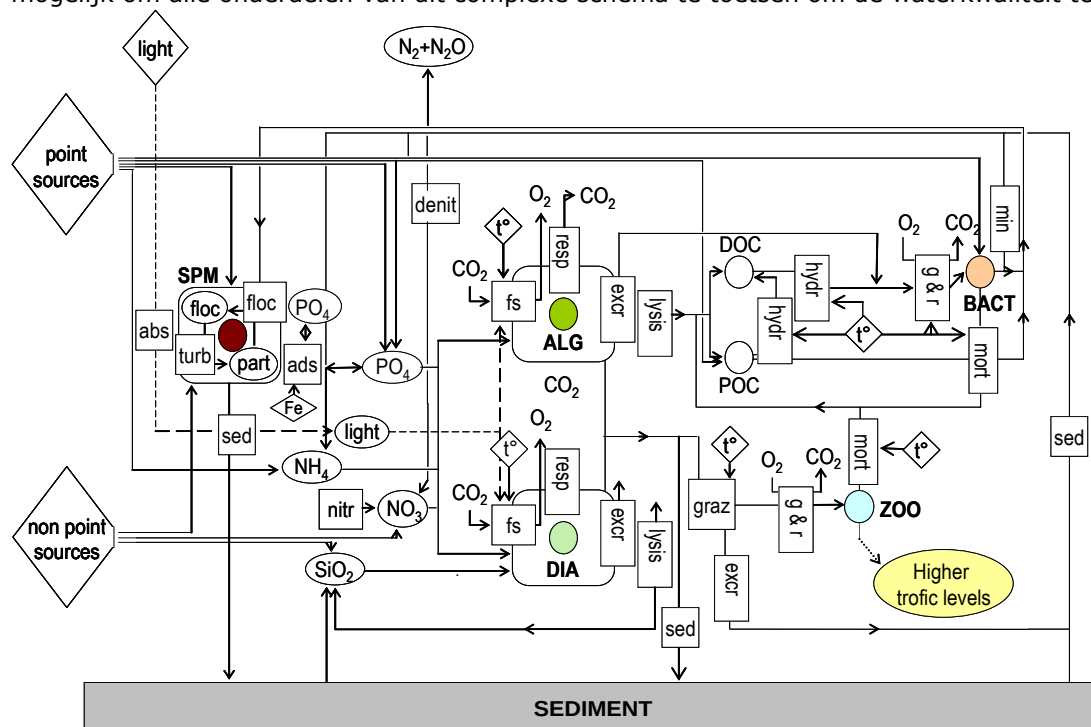
4. Waterkwaliteit

4.1. Inleiding

De communicatie-indicator *Waterkwaliteit* moet de status weergeven van de klassieke fysicochemie (chemische waterkwaliteit) in de waterkolom van het Schelde-estuarium. Bij het opstellen van de voorliggende evaluatiemethodiek wordt de lijn van de geïntegreerde systeemmonitoring van het Schelde-estuarium doorgetrokken: de evaluatie is gestoeld op het functioneren van het ecosysteem. Voor de fysicochemie is dit de meest logische keuze, aangezien de evaluatie van de fysicochemie geen doel op zich is, maar ten dienste staat van de evaluatie van het globale functioneren van het ecosysteem. Ze mag dan ook niet gelden als een surrogaat voor een evaluatie van het ecosysteem. De evaluatie moet bovendien toelaten te kunnen discrimineren tussen de verschillende beïnvloedende factoren.

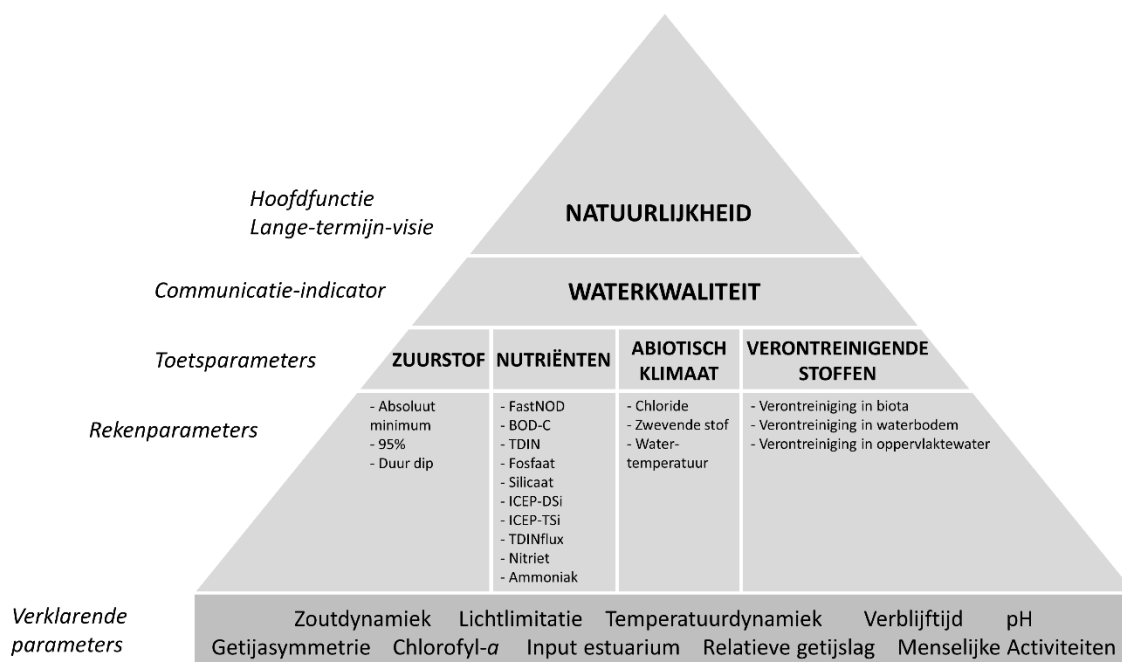
4.1.1. Werkwijze communicatie-indicator Waterkwaliteit

Figuur 18 toont de belangrijkste stofstromen in het estuarium. Het is niet wenselijk en ook niet mogelijk om alle onderdelen van dit complexe schema te toetsen om de waterkwaliteit te beoordelen.



Figuur 18: Belangrijkste stofstromen in het estuarium. Omkaderd staan processen (abs: absorptie; floc: flocculatie; sed: sedimentatie; ads: adsorptie; nitr: nitrificatie; denitr: denitrificatie; fs: fotosynthese; resp: respiratie; excr: excretie; hydr: hydrolyse; g&r: groei en respiratie; mort: afsterven; min: mineralisatie), omcirkeld zijn toestandsvariabelen (PO₄: fosfaten, NH₄: ammonium; NO₃: nitraat; SiO₂: silicaat; DOC: opgeloste organische koolstof; POC: particulier organische koolstof). Overgenomen van Maris et al. (2014).

Hoewel elk onderdeel van dit schema determinerend kan zijn voor het goed functioneren van het pelagiale ecosysteem, worden voor de communicatie-indicator *Waterkwaliteit* slechts vier toetsparameters geselecteerd: *Zuurstof*, *Nutriënten*, *Abiotisch klimaat* en *Verontreinigende stoffen* (Figuur 19). Al deze parameters kunnen interfereren met verschillende pelagiale processen of kunnen rechtstreeks een invloed hebben op hogere trofische niveaus, waardoor ze determinerend kunnen zijn voor de globale kwaliteit van het ecosysteem.



Figuur 19: Schematische weergave van de Communicatie-indicator Waterkwaliteit. De verklarende parameter Input estuarium verschilt van de overige verklarende parameters, aangezien deze geen specifieke parameter analyseert. Het omvat de grensstations in het estuarium waarvoor de verschillende rekenparameters eveneens afgeleid kunnen worden, zonder deze effectief te evalueren (zie ook Sectie 4.6.2). Merk op dat voor de parameters gerelateerd aan het zoutgehalte en de watertemperatuur zowel rekenparameters (respectievelijk Chloride en Watertemperatuur) als verklarende parameters (respectievelijk Zoutdynamiek en Temperatuurdynamiek) voorkomen. Voor beide parameters wordt een algemene evaluatie voorgeschreven, maar ook de inherente dynamiek van beide parameters (bijv. zoutschommelingen op korte en middellange termijn, seizoensgemiddelde watertemperatuur, minimale wintertemperatuur) blijft een belangrijke factor voor het gedrag van de overige parameters (zie ook Sectie 4.4.2.1 en Sectie 4.4.2.2).

De communicatie-indicator *Waterkwaliteit* kan daarom pas positief beoordeeld worden als de vier toetsparameters elk een gunstige evaluatie krijgen. Voor deze vier toetsparameters zijn werkbare rekenparameters opgesteld met duidelijke toetsingscriteria. De uitdaging voor een goede evaluatiemethodiek is het vinden van de grenzen waarbinnen de toetsparameters mogen fluctueren zodat het ecosysteem goed kan functioneren. De gemeten of berekende waarden voor elke parameter zullen getoetst worden aan specifieke criteria. Voor de beoordeling van de pelagiale kwaliteit zal het Schelde-estuarium niet vergeleken worden met een pristiene referentiesituatie. De Schelde is immers een dermate door de mens gewijzigd systeem, dat historische of ongerepte referenties niet van toepassing kunnen zijn.

De fysicochemische toestand zal positief beoordeeld worden als ze een goede ondersteuning vormt voor het globale ecologisch functioneren. Een afwijking van pristiene situaties vormt geen probleem, zolang dit geen hypotheek legt op het bereiken van een goede ecologische status in de Schelde. Met andere woorden, de indicator *Waterkwaliteit* moet een positieve evaluatie voor andere communicatie-indicatoren ondersteunen.

De implementatie van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) gaf aanleiding tot diverse publicaties (bijv. Devlin *et al.* (2007), Dauvin *et al.* (2007)) over het gebruik van indicatoren en criteria. Voor de KRW moet immers ook de ecologische status van elk waterlichaam bepaald worden. Voor estuaria is dit een complexe materie, omdat deze van nature sterk onderhevig zijn aan grote variaties en stress, onder andere ten gevolge van de input van zowel zout als zoet water. Vele organismen hebben zich weten aan te passen aan de grote temporele en systeem-specifieke verschillen in fysicochemische parameters. Het is dan ook niet evident om criteria voor de fysicochemische waterkwaliteit op te stellen, gebaseerd op een pristiene referentie. Een afwijking van de pristiene situatie staat immers niet per definitie een goed ecologisch functioneren in de weg. Bovendien is het reconstrueren van de historische evolutie van het Schelde-ecosysteem geen voor de hand liggende opdracht. Het is een puzzel met veel ontbrekende stukjes, waardoor het ook voor een groot deel giswerk blijft. Dauvin en Ruellet (2009) stellen zich dan ook de vraag of het wel mogelijk is om voor deze van nature variabele en sterk antropogeen verstoorde systemen een ecologische status te definiëren. Daarom wordt er sinds de opstelling van de Geïntegreerde Systeemmonitoring Schelde-estuarium (Meire en Maris, 2008) voluit de kaart van het ecosysteemfunctioneren gekozen.

4.1.2. Ruimtelijk en temporeel bereik

De waterkwaliteit wordt in het hele estuarium geanalyseerd en geëvalueerd. De resolutie in tijd en ruimte kan echter sterk verschillen voor de verschillende rekenparameters. De resolutie is immers afgestemd op het voorkomen van bepaalde fenomenen die we wensen op te nemen in de evaluatie. Dit gaat van continue metingen van zuurstof tot jaargemiddelde fosfor- of stikstofconcentraties, van metingen per compartiment (niveau 4) tot vrachtbepalingen voor het gehele estuarium (niveau 1). Deze details worden bij elke toetsparameter toegelicht. Als verklarende parameter wordt ook steeds naar de trends in de grenzen van het estuarium gekeken. Kortom, er wordt in de evaluatie van waterkwaliteit rekening gehouden met de variatie in zowel de ruimte als de tijd.

Teneinde een uniforme weergave van de analyses te bekomen over alle communicatie-indicatoren heen, wordt er voorgesteld om resultaten in de stroomrichting te bespreken. Met andere woorden, er wordt gestart met de zone *Zoet, korte verblijftijd* en geëindigd met de zone *Sterk polyhalien* of (indien beschikbaar) het deelsysteem *Monding*. Bovendien wordt het voor deze communicatie-indicator nuttig geacht om zowel tabellen en grafieken (bijv. *surface plots*) te voorzien voor de analyse en evaluatie. Het loont hierbij zeker de moeite om de interactieve dataproducten van de [Scheldemonitor](#) te overwegen.

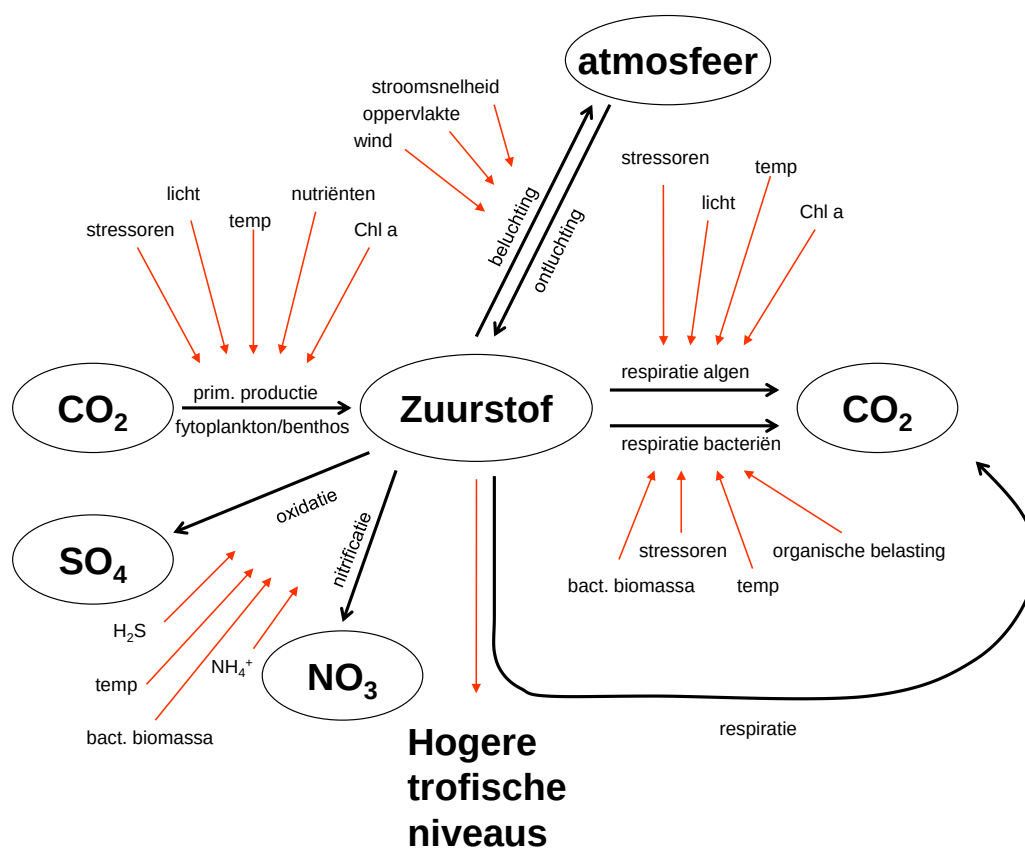
4.2. Toetsparameter *Zuurstof*

4.2.1. Inleiding

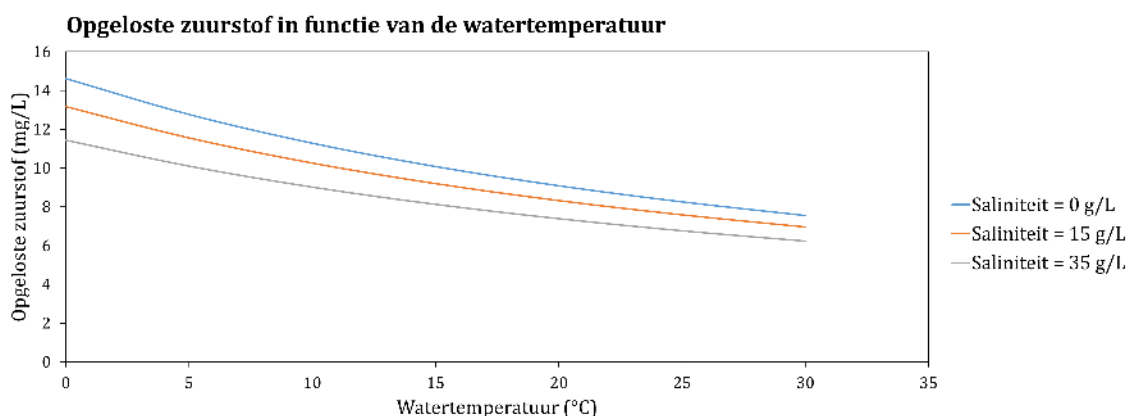
Zuurstof behoort tot een van de meest essentiële levensbehoeften van heterotrofe organismen. Indien er iets schort aan de zuurstofhuishouding, dan kan het gehele ecosysteem hiervan gevolgen ondervinden. Zuurstof vormt daarom een cruciale indicator voor de kwaliteit van het ecosysteem en krijgt bijgevolg een centrale rol in de evaluatie van de waterkwaliteit. Het is hierbij belangrijk om op te merken dat de hoeveelheid zuurstof die nodig is om een goed functioneren van het ecosysteem toe te laten, kan variëren in de tijd en ruimte. Bijvoorbeeld, tijdens periodes van vismigratie kan de zuurstofvereiste hoger liggen dan in periodes zonder migratie. Gelijkaardig kunnen zones met een hoog potentieel als kraamkamer voor vissen gekenmerkt worden door een hogere zuurstofvereiste (zie ook Bijlage B.2). Door deze zaken in rekening te brengen, kan een kwalitatieve evaluatie van de zuurstofhuishouding bekomen worden.

De hoeveelheid opgeloste zuurstof in natuurlijke waterlichamen is het resultaat van (1) fysische uitwisseling van atmosferische zuurstof, (2) zuurstof geproduceerd tijdens fotosynthese (o.a. door algen en macrofyten), (3) consumptie van zuurstof door respiratie van aquatische organismen en (4) consumptie van zuurstof door (bio)chemische processen (bijv. afbraak van organisch materiaal, nitrificatie, de oxidatie van sulfide) (Figuur 20). Deze dynamiek wordt beïnvloed door een reeks factoren, waaronder temperatuur, licht(klimaat), zoutgehalte, nutriënten en verontreinigende stoffen (stressoren), waardoor zij eveneens een plaats verdienen in deze evaluatiemethodiek (zie verder). De oplosbaarheid van zuurstof in estuaria wordt in hoofdzaak bepaald door de temperatuur en het zoutgehalte (Figuur 21). Zo daalt de oplosbaarheid van zuurstof bij toenemende temperatuur of zoutgehalte.

Het zuurstofgehalte kan worden gerapporteerd als concentratie (bijv. mg/L) of als procentuele verzadiging (%). Deze laatste beschrijft de verhouding van de gemeten concentratie ten opzichte van de maximale concentratie bij evenwicht met de atmosfeer. Echter, door de simultane werking van bovenstaande biologische en biochemische processen is het Schelde-estuarium in realiteit bijna nooit exact 100% verzadigd met zuurstof. Specifiek spreekt men over onderverzadiging (< 100%) en oververzadiging (> 100%) wanneer respectievelijk consumptie of productie – voor een korte periode of bij stratificatie van de waterkolom – de bovenhand haalt. Zo kan in de zomer overdag oververzadiging ontstaan door overmatige algenbloei en de bijhorende zuurstofproductie. Bovendien zorgt de verhoogde watertemperatuur ervoor dat het verzadigingspunt sneller bereikt wordt in de zomer (zie Figuur 21).



Figuur 20: Overzicht van de belangrijkste stofstromen (zwarte pijlen) bij de toetsparameter Zuurstof en de belangrijkste factoren met invloed op of beïnvloed door zuurstof (rode pijlen). Verklaring van gebruikte afkortingen: temp = temperatuur, Chl a = Chlorofyl a, bact biomassa = bacteriële biomassa. Onder stressoren worden zoutstress en verontreinigende stoffen gerekend.



Figuur 21: Verband tussen opgeloste zuurstof, temperatuur en saliniteit.

Voor zuurstof bestaan reeds verschillende wettelijke kaders met bijhorende normen en criteria. Sommige normen of richtlijnen leggen maxima op voor zuurstof, doorgaans uitgedrukt als een maximaal toelaatbare verzadiging (bijv. KRW of normen voor schelpdierwater (Rijkswaterstaat, 2009)). Evaluatiemethodieken die maxima opleggen voor zuurstofverzadiging gaan niet uit van een potentieel schadelijk effect van de hoge zuurstofwaarde op zich, maar gebruiken de oververzadiging als indicator voor het onderliggende probleem, namelijk overmatige algenbloei. Een overmatige algenbloei kan wel leiden tot problemen, maar wordt in deze evaluatie op een andere wijze benaderd (zie verder in het Hoofdstuk *Ecologie*, sectie 6.3). Er zijn echter geen aanwijzingen dat de hoge zuurstofconcentraties, zoals ze kunnen voorkomen bij sterke algenbloei in de zomer, directe schade kunnen veroorzaken aan aquatische organismen in de Schelde. Het opstellen van grenswaarden en criteria voor de maximale zuurstofconcentratie wordt dan ook niet verder beschouwd in deze evaluatiemethodiek.

4.2.2. Rekenparameters en criteria voor *Zuurstof*

In de voorliggende evaluatiemethodiek wordt gebruik gemaakt van de zuurstofconcentratie, aangezien deze bepalend is voor het functioneren van het ecosysteem. Met andere woorden, er wordt geen gebruik gemaakt van de zuurstofverzadiging, ondanks het feit dat deze een maat is voor hoe ver de zuurstofconcentratie van het theoretische maximum is verwijderd. De zuurstofcriteria in deze evaluatiemethodiek zijn daarom opgesteld aan de hand van absolute zuurstofconcentraties. Als uitgangspunt wordt voortgebouwd op de voorgaande evaluatiemethodiek (Maris *et al.*, 2014), de bepalingen uit de Kaderrichtlijn Water en de vereisten voor Natura 2000.

Een eerste rekenparameter die bepaald dient te worden, is de laagste zuurstofconcentratie die gemeten wordt. De grenswaarde voor dit absoluut minimum wordt gelegd op 2,5 mg/L en wordt gehanteerd omdat deze waarde leidt tot de mortaliteit van organismen die niet kunnen ontsnappen aan hypoxische condities. Hoewel vis en sommige crustaceeën in staat zijn te migreren, leidt het voor de meeste benthische gemeenschappen tot mortaliteit. Dit zal het eerst optreden bij crustaceeën en echinoïden, daarna bij de meer gevoelige anneliden en uiteindelijk bij tweekleppige schelpdieren (Gray *et al.*, 2002). De bepaling van het absoluut minimum wordt uitgevoerd per compartiment (niveau 4) in de Zeeschelde. Voor de Westerschelde volstaat een analyse per zone (niveau 3).

Gezien de vraag naar zuurstof voor diverse soorten afhankelijk is van het seizoen, wordt voor de overige rekenparameters binnen de toetsparameter *Zuurstof* een opdeling gemaakt tussen de zomer (vanaf april tot en met september) en de winter (vanaf oktober tot en met maart).

4.2.2.1. Zomer

In het zomerhalfjaar (vanaf april tot en met september) moet een minimum van 5 mg/L het overleven van alle doelsoorten mogelijk maken. Dit criterium geldt zowel overdag als 's nachts, waardoor preferentieel met continue data gewerkt wordt. Hierdoor wordt de temporele dekking gegarandeerd door (een beperkt aantal) continue meetstations, terwijl de spatiale dekking voorzien wordt door de staalnames per schip. Bij de evaluatie worden de staalnames van het schip (ruimtelijke dekking) en de continue data (temporele dekking) afzonderlijk getoetst: zowel voor de ruimtelijke als temporele metingen is 5 mg/L noodzakelijk om zuurstofproblemen te vermijden.

Doorheen het estuarium kunnen kortstondige afwijkingen van het minimum van 5 mg/L optreden, weliswaar zonder grote gevolgen voor het ecosysteem.

Zo kunnen vele organismen een korte periode van hypoxie overleven door veranderingen in het metabolisme of door tijdelijk te migreren naar locaties met betere zuurstofwaarden. Teneinde deze tolerantie te integreren in de methodiek, dient 95% van de metingen hoger te zijn dan de vooropgestelde 5 mg/L, te bepalen in elk compartiment (niveau 4) van de Zeeschelde. Voor de Westerschelde volstaat een analyse per zone (niveau 3).

Deze tolerantie voor lage zuurstofconcentratie is echter beperkt in tijd en ruimte, waardoor een dergelijke zuurstofdip preferentieel niet langer dan 48 uur duurt. Indien dit toch voorvalt, dan kan dit wijzen op een lokale toename in de zuurstofconsumptie, hetgeen zich mogelijks uitstrekt over een brede zone van het estuarium. Wanneer deze zone te uitgestrekt wordt in tijd en/of ruimte, dan wordt een barrière gevormd waardoor het ecologisch functioneren negatief beïnvloed wordt. Bijgevolg zijn zowel de lokale als uitgestrekte situatie ongewenst, waardoor een dip die langer dan 48 uur duurt een negatieve evaluatie krijgt.

Een uitzondering op de 5 mg/L grens wordt gemaakt voor de zone *Sterke saliniteitsgradiënt* (Z4; compartimenten 7b t.e.m. 12), hetgeen van nature een zone is met veel respiratie en een verhoogde kans op lage zuurstofconcentraties. Modellerings van de pristiene toestand van de Zeeschelde (geen antropogene belasting, maar dezelfde morfologie als vandaag) toont dat het seizoenaal minimum tot 6 mg/L kan zakken (Adriaensen *et al.*, 2005). Gezien de pristiene toestand per definitie geldt als de best mogelijke, kan de limiet moeilijk hoger gesteld worden. Deze modellering rekende bovendien met dagwaarden wat impliceert dat er zelfs in pristiene toestand lagere minima kunnen voorkomen in zones met veel respiratie. Daarom geldt hier voor de temporele dekking (op basis van continue data) en voor de ruimtelijke dekking (op basis van de staalname per schip) dat slechts 90% van de metingen hoger moet liggen dan 5 mg/L.

4.2.2.2. Winter

Tijdens het winterhalfjaar (vanaf oktober tot en met maart) wordt de zuurstofdrempel opgetrokken tot 6 mg/L zuurstof in het pelagiaal in het gehele estuarium, te bepalen in elk compartiment (niveau 4) van de Zeeschelde. Voor de Westerschelde volstaat een analyse per zone (niveau 3). Dit minimum is essentieel voor het migreren, paaien en opgroeien van bepaalde soorten in deze periode van het jaar. Sommige soorten, zoals de dunlipharder (*Chelon ramada*) en spiering (*Osmerus eperlanus*), stellen nog hogere eisen aan hun omgeving. Als het absolute zuurstofminimum nooit onder 6 mg/L zakt, zullen er vele momenten kunnen optreden met hogere zuurstofwaarden, hetgeen de migratie van onder andere zalmachtigen of karperachtigen toelaat. Lagere zuurstofconcentraties (< 6 mg/L) kunnen tijdelijk getolereerd worden, maar de maximale duur van de zuurstofdip blijft ongewijzigd op 48 uur.

4.2.3. Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter *Zuurstof*

De toetsparameter *Zuurstof* wordt bepaald door drie rekenparameters: (1) Absoluut minimum, (2) 95% en (3) Duur zuurstofdip. Voor elk van deze rekenparameters zijn specifieke criteria afgeleid (zie paragraaf 4.2.2) en samengevat in Tabel 14. Deze criteria dienen als basis voor de evaluatie van de omvattende toetsparameter *Zuurstof*, die positief beoordeeld zal worden als alle criteria voor de drie bovenstaande rekenparameters vervuld zijn. Er dient hierbij opgemerkt te worden dat de voorgestelde evaluatie afwijkt van sommige bestaande normen en daardoor soms minder strikt lijkt, voornamelijk met betrekking tot de voorkeur van specifieke vissen. Dit wordt verder geïllustreerd in Bijlage B.2.

Rekenparameter	Beoordeling	Type
Absoluut minimum	Een daling van het zuurstofgehalte onder het zuurstofminimum van 2,5 mg/L kan ernstige gevolgen hebben voor het ecosysteem van de Schelde. Deze rekenparameter wordt geanalyseerd in elk compartiment (niveau 4) van de Zeeschelde en elke zone (niveau 3) in de Westerschelde. De evaluatie vindt plaats voor de data voor ruimtelijke dekking en voor alle data voor temporele dekking (continue meetstations).	1
95%	In het zomerhalfjaar (vanaf april tot en met september) wordt het zuurstofgehalte positief geëvalueerd als 95% (90% in saliniteitszone 4 – <i>Sterke saliniteitsgradiënt</i>) van de metingen boven 5 mg/L blijven. In de winter wordt dit 6 mg/L. Voor de ruimtelijke dekking wordt deze rekenparameter geëvalueerd in elk compartiment (niveau 4) van de Zeeschelde en elke zone (niveau 3) van de Westerschelde. Praktisch dient het percentiel in elk station voor elk jaar berekend te worden, waarna de minimale waarde per segment of zone gerapporteerd wordt. Voor de temporele dekking wordt deze rekenparameter afzonderlijk bepaald en geëvalueerd voor elk continu meetstation.	1
Duur van de zuurstofdip	Zakken de zuurstofwaarden onder 5 mg/L in de zomer of 6 mg/L in de winter, dan spreken we van een zuurstofdip. Wordt deze dip langer dan 48 uur (op basis van de continue metingen), dan volgt een negatieve evaluatie.	1

Tabel 14: Beoordeling van de verschillende rekenparameters onder de toetsparameter *Zuurstof*.

4.3. Toetsparameter *Nutriënten*

4.3.1. Inleiding

De aanwezigheid van nutriënten vormt een belangrijke basis voor de doorstroom van energie en het functioneren van het ecosysteem. Met andere woorden, er is een minimale aanwezigheid en vracht aan nutriënten vereist voor het onderhouden van de voedselketen. Primaire producenten (algen, macrofyten) zijn in staat om – via fotosynthese – CO₂ om te zetten in biomassa, op voorwaarde dat er voldoende nutriënten aanwezig zijn om deze biomassa op te bouwen.

Bij overschrijding van de optimale hoeveelheid nutriënten vindt eutrofiëring plaats, hetgeen doorheen het volledige Schelde-estuarium wordt waargenomen.

De onderliggende oorzaak van dit eutrofiëringsverhaal is de sterk verhoogde input van nutriënten uit antropogene activiteiten die vanuit het bekken het estuarium bereiken, aangevuld met de organische verbindingen die het estuarium instromen (Soetaert *et al.*, 2006). Zo blijkt dat de zuiveringsgraad van huishoudelijk afvalwater in Vlaanderen jaarlijks toeneemt, maar dat de snelheid van deze toename afvlakt. Specifiek werd in 2019 bijna 84% van het huishoudelijke afvalwater verzameld en gezuiverd, terwijl dit in 2014 reeds 81% was (VMM, 2020). De afbraak van deze verbindingen kan leiden tot een verhoogde zuurstofvraag en een verhoogde vrijstelling van nutriënten.

Bovendien levert de Schelde, tezamen met de bekkens van de Seine en de Somme (Lancelot *et al.*, 2009; Passy *et al.*, 2013), een belangrijke bijdrage aan de eutrofiëring van de kustzone (zie ook Bijlage B.3). Gezien ook de kwaliteit van de kustwateren dient te voldoen aan de vereisten uit de KRW, moet bij de evaluatie van de pelagiale kwaliteit in de Schelde ook de bijdrage aan de vervuiling van de Noordzee in rekening gebracht worden. De kwaliteit van het uitstromende Scheldewater mag namelijk geen hypotheek leggen op een goede waterkwaliteit in de Vlakte van de Raan en de kustzone. Door deze input mee te nemen in de evaluatiemethodiek worden restricties opgelegd voor de output van de Schelde. Bijgevolg gaat deze toetsparameter verder dan het louter analyseren van de gemeten nutriëntconcentraties en worden zowel de jaarlijkse nutriëntenstromen als de organische koolstofvracht ingesloten in de evaluatie. Specifiek vertrekken de evaluatiecriteria voor nutriënten deels vanuit de vereisten voor de kustzone en worden deze verder afgeleid in functie van het ecosysteemfunctioneren binnen elke deelzone.

4.3.2. Rekenparameters en criteria voor *Nutriënten*

Het uitwerken van criteria voor de evaluatie van de toetsparameter *Nutriënten* impliceert dat grenzen worden gezocht waarbinnen nutriëntconcentraties en -stromen mogen fluctueren zonder het goed functioneren van het ecosysteem te belemmeren. Hierbij wordt voornamelijk gedacht aan (1) zuurstoftekorten als gevolg van eutrofiëring, (2) verschuivingen in de fytoplanktongemeenschap en (3) de aanwezigheid van nutriënt-gerelateerde toxische componenten. Met de huidige kennis is het echter niet mogelijk om deze grenzen volledig en onderbouwd af te bakenen. Wel is het mogelijk om de krijtlijnen voor het afleiden van criteria uit te zetten. Dit laat toe om in de volgende secties relevante rekenparameters te selecteren en bijhorende criteria uit te werken.

4.3.2.1. Gevaar voor zuurstoftekorten ten gevolge van eutrofiëring

De zuurstofconcentratie is de resultante van (1) uitwisseling met de atmosfeer en (2) primaire productie enerzijds, aangevuld met (3) consumptie door respiratie en (4) oxidatiereacties anderzijds (zie toetsparameter *Zuurstof*, Figuur 20). De respiratie is in hoofdzaak bacteriële respiratie voor de afbraak van de organische belasting (*Biochemical Oxygen Demand – Carbon*; BOD-C) en zuurstofvraag voor nitrificatie (*Nitrogen Oxygen Demand*; NOD). Respiratie door hogere organismen is relatief klein en wordt niet mee geëvalueerd, net zoals de nachtelijke respiratie door algen. Hierbij dient evenwel opgemerkt te worden dat de respiratie door bentische organismen een belangrijke factor kan zijn indien een toename van hypoxische condities aan de bodem plaatsvindt.

Beide processen (koolstofmineralisatie en nitrificatie) verlopen aan een verschillende snelheid, waarbij nitrificatie een snellere daling in het zuurstofgehalte kan veroorzaken in vergelijking met koolstofmineralisatie (uren in plaats van dagen, respectievelijk).

Bijgevolg wordt het bovenstaande onderscheid tussen BOD-C en NOD behouden binnen deze methodiek. Bovendien zijn metingen van de BOD-C en NOD aan de opwaartse systeemgrenzen een goede indicator voor de allochtone vracht vanuit het bekken. De autochtone vracht wordt dan weer bepaald door de primaire productie, welke sterk afhankelijk is van de nutriëntbeschikbaarheid. De concentraties aan opgeloste anorganische stikstof en opgeloste anorganische fosfor zijn daarom goede indicatoren voor het risico op overmatige algenbloei en het ontstaan van een grote autochtone zuurstofvraag. Deze rekenparameters worden in de volgende secties kort besproken, waarbij telkens ook de criteria worden afgeleid.

Zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie (*Biochemical Oxygen Demand – Carbon; BOD-C*)

Afbraak van organisch materiaal verloopt trager dan nitrificatie en is sterk afhankelijk van het type organisch materiaal dat aanwezig is. Hierdoor zijn modelstudies vereist om een beter inzicht te krijgen in de snelheid waarmee zuurstoftekorten door koolstofmineralisatie zich kunnen voordoen. Als alternatief wordt in deze methodiek gebruik gemaakt van de BOD-C als enige indicator voor de zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie. Deze indicator is losgekoppeld van de zuurstofvraag voor nitrificatie en wordt bepaald door het toedienen van een nitrificatieremmer bij de start van het BOD experiment.

Als alternatief kan BOD-C ook afgeleid worden uit BOD-metingen zonder toevoeging van een nitrificatieremmer, waarbij het originele BOD-resultaat wordt verminderd met de zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD, zie verder). Deze methode is enkel toepasbaar in de zomer, omdat dan de nitrificerende bacteriën actief zijn. Aanbevolen wordt om beide methodes toe te passen in de zomer om extra info te bekomen over de diverse fracties. Bij zeer lage BOD meetresultaten wordt de nauwkeurigheid van de metingen evenwel twijfelachtig, waardoor ook het nut beperkt kan zijn.

In de KRW Vlaanderen wordt 6 mg/L als norm gehanteerd voor BOD (zie Bijlage B.1), hetgeen in deze methodiek als bovengrens voor de BOD-C wordt ingesteld. Wanneer metingen of modelresultaten uitwijzen dat deze grenswaarde onverzoenbaar is met het goed ecologisch functioneren van het estuarium, dient de waarde aangepast te worden. Deze nieuwe grenswaarde kan later opnieuw geëvalueerd worden en desnoods aangepast worden aan de veranderende systeemkenmerken van het estuarium.

De zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie wordt in de Zeeschelde bepaald in elk compartiment (niveau 4). In de Westerschelde dient er geen analyse van de BOD-C uitgevoerd te worden omdat de gemeten BOD-waarden zeer laag zijn ten gevolge van de sterke verdunning die optreedt (zie bijv. Stolte en van Rongen (2019)). Aangezien de nauwkeurigheid van de metingen twijfelachtig wordt bij zeer lage BOD-waarden is een analyse en evaluatie van deze zones overbodig.

Zuurstofvraag voor nitrificatie (*Nitrogen Oxygen Demand; NOD*)

Bij zomerse temperaturen treedt nitrificatie snel op en onttrekt in korte tijd veel zuurstof aan het water. Een hoge ammoniumvracht kan, wanneer de omstandigheden voor nitrificatie gunstig zijn, in enkele uren tijd het zuurstofgehalte drastisch naar beneden trekken. Ammoniumconcentraties zijn daarom essentieel voor het bepalen van het gevaar op zuurstoftekorten. Ook voor nitriet zal nog zuurstof opgenomen worden voor de productie van nitraat. Op basis van de concentraties aan NH_4^+ en NO_2^- kan een indicatie van de "stikstof-zuurstofvraag" bekomen worden.

Echter, deze indicator omvat niet de totale stikstof-zuurstofvraag, maar enkel deze voor de snelle omzetting van de anorganische stikstofcomponenten ammonium en nitriet. Er bestaat ook een traag omzetbare stikstoffractie, welke vervat zit in organische verbindingen. Daarvoor is eerst decompositie vereist om het ammonium vrij te stellen, waarna nitrificatie kan optreden. Dit proces consumeert ook zuurstof, maar veel langzamer. Wat betreft het Schelde-estuarium, is de kennis over deze fractie relatief beperkt en wordt deze niet verder beschouwd bij de evaluatie (zie ook Bijlage voor meer informatie). Bijgevolg wordt de zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD) benaderd op basis van de concentraties aan NH_4^+ en NO_2^- (zijnde de *fastNOD*), gebruik makend van Vergelijking 4.1.

$$\text{fastNOD} = 4,33 \cdot [\text{NH}_4^+ - N] + \frac{16}{14} \cdot [\text{NO}_2^- - N] \quad (4.1)$$

Wettelijke bepalingen voor NOD bestaan niet, maar evaluatiecriteria kunnen wel afgeleid worden van de richtlijnen voor de totale biochemische zuurstofvraag (BOD). De gemeten BOD omvat zowel de BOD-C (zie eerder) en de NOD, en mag niet hoger zijn dan 6 mg/L. Als de NOD 6 mg/L zou bedragen, dan kan dit bij zomerse temperaturen onmiddellijk tot zuurstofproblemen leiden. Daarom wordt hier gesteld dat deze snel omzetbare NOD-fractie maximaal 1/3 mag zijn van de totale zuurstofvraag, hetgeen tot een bovengrens van 2 mg/L leidt.

De zuurstofvraag voor nitrificatie (NOD) wordt in de Zeeschelde bepaald in elk compartiment (niveau 4). In de Westerschelde is een analyse per zone (niveau 3) voldoende.

Stikstof (*Total Dissolved Inorganic Nitrogen*; TDIN) en fosfor (*orthophosphate*; oPO_4^{3-})

Stikstof is aanwezig in meerdere vormen in het Schelde-estuarium, inclusief organische en anorganische verbindingen. Het gebruik van stikstof als een indicator voor de autochtone vracht en het potentieel op algenbloei leidt tot het samenbrengen van de verschillende anorganische verbindingen (TDIN), zijnde ammonium, nitriet en nitraat (Vergelijking 4.2). In tegenstelling tot stikstof is het aantal anorganische verbindingen van fosfor beperkter, waardoor hier enkel orthofosfaat als rekenparameter beschouwd wordt.

$$\text{TDIN} = [\text{NH}_4^+ - N] + [\text{NO}_2^- - N] + [\text{NO}_3^- - N] \quad (4.2)$$

De focus voor de beoordeling van de rekenparameters *TDIN* en *fosfaat* ligt niet in de identificatie van prieste situaties, maar in de vereiste om algenbloei in het estuarium niet te laten ontspreiden met zuurstofgebrek als gevolg. Hiervoor zijn geen pasklare normen voorhanden. De beoordeling voor deze indicator zal erin bestaan eerst na te gaan welke waarden TDIN en oPO_4^{3-} mogen aannemen opdat geen zuurstoftekorten zullen ontstaan. Voor elke zone (niveau 3) dient bepaald te worden welke minimale primaire productie vereist is om voldoende zuurstof te genereren voor de huidige organische belasting en om voldoende voedsel te voorzien voor de hogere trofische niveaus.

Een terugkoppeling naar verblijftijden en lichtklimaat is hierbij essentieel. De opgebouwde algenbiomassa mag niet te groot worden, anders ontstaat het risico op zuurstoftekorten bij plots afsterven van de populatie. Grenswaarden voor algenbiomassa dienen daarom afgeleid te worden, wat beperkingen zal opleggen aan een complex samenspel van nutriënten, verblijftijd en lichtklimaat. Het is op dit moment nog niet mogelijk de criteria voor deze rekenparameters uit te diepen, waardoor elke status quo of daling voor de rekenparameters TDIN en oPO_4^{3-} positief geëvalueerd wordt.

Om schommelingen tussen natte en droge jaren te ondervangen, stellen we dat het 6-jaarlijks gemiddelde niet mag stijgen ten opzichte van de T2009 periode (2004-2009), waarbij extra nuance aan de evaluatie kan toegevoegd worden door vergelijking met de voorgaande T-periode. Deze benadering wordt uitgevoerd voor elke zone (niveau 3).

In het huidige estuarium zijn nutriënten meestal niet limiterend en wordt de aanwezigheid van lichtlimitatie verondersteld. In de Zeeschelde zijn naast lichtbeschikbaarheid ook temperatuur, zout en begrazing cruciale factoren voor de primaire productie (Cox, 2008), evenals verblijftijd. Bij een korte verblijftijd (hoog debiet) wordt minder fytoplanktonbiomassa opgebouwd dan bij lange verblijftijd (laag debiet). Een lange verblijftijd verhoogt zo de effecten van eutrofiëring (hoge algenbiomassa's, siliciumdepletie, verhoogde relatieve abundantie van niet-diatomeeën, verhoogde zuurstofconsumptie door autotrofe respiratie). Een korte verblijftijd daarentegen vermindert de potentie voor primaire productie en zo ook de beschikbaarheid van voedsel voor hogere trofische niveaus. Bij het beoordelen van de nutriënten moeten daarom verblijftijd en lichtklimaat mee in beschouwing genomen worden als verklarende parameters. Een diepgravende studie van de effecten van veranderend lichtklimaat of verblijftijd op het ecologisch functioneren van het estuarium en de vergelijking met een (historische) referentiesituatie is vooralsnog niet voorhanden.

4.3.2.2. Gevaar voor verschuivingen in de fytoplanktonsamenstelling

Silicium (Si) speelt een sleutelrol bij verschuivingen in de fytoplanktonsamenstelling. De relatieve beschikbaarheid van Si ten opzichte van N en P bepaalt grotendeels of de fytoplanktongemeenschap bestaat uit een diatomeeën- of een niet-diatomeeëngemeenschap. Silicium wordt in de vorm van silicaat (SiO_2) opgenomen door diatomeeën, waarna het omgezet wordt naar biogeen silicium (BSi). Een tekort aan silicaat leidt tot een toename van het relatieve belang van niet-diatomeeënsoorten in een fytoplanktongemeenschap, hetgeen een negatief gevolg is van eutrofiëring. Voor een goed begrip van alle stofstromen binnen het ecosysteem dient dan ook aandacht gegeven te worden aan de silicaatconcentratie en het biogeen silicium. De silicaatconcentratie is een belangrijke component van de totale hoeveelheid opgelost silicium (DSi), waardoor deze als een alternatieve benadering beschouwd kan worden. Theoretisch omvat DSi naast silicaat ook de meer complexe silicaatverbindingen, maar het verschil tussen SiO_2 en DSi is in de meeste gevallen zeer klein.

Het bepalen van de silicaatconcentratie is essentieel om lokaal het eutrofiëringsprobleem te evalueren. Echter, bij sterke planktonbloei bestaat minstens 85% van de vracht uit BSi, waardoor het grootste deel van silicium als BSi getransporteerd wordt richting de kustzone (Struyf *et al.*, 2007). Bovendien kan BSi tijdelijk of definitief neerslaan in recent aangelegde overstromingsgebieden (Jacobs *et al.*, 2008). Bijgevolg zijn zowel DSi als BSi noodzakelijk om een compleet beeld te krijgen van het eutrofiëringsplaatje, de nutriëntverhoudingen en de processen die silicium beïnvloeden. Bovendien kan het belang van BSi nog toenemen door diatomeeënbloei in de bovenstroomse zones, waardoor de kans op lokale DSi-tekorten en verschuivingen in de planktongemeenschap in de Westerschelde of kustzone vergroot. Simultane metingen van DSi en BSi geven dan ook indicaties in welke mate een daling van DSi verschuift naar een toename in BSi. Deze metingen laten eveneens toe om na te gaan of veranderingen in de toevoer van BSi naar de Westerschelde een invloed heeft op het lokale ecosysteem. Zowel voor veranderingen in het Schelde-estuarium zelf als voor de beïnvloeding van het ecosysteem in de Noordzee zijn metingen van DSi en BSi een noodzaak.

Verschuiving in het estuarium veroorzaakt door silicium

Veranderingen in de silicaatconcentratie (SiO_2) liggen aan de basis van verschuivingen in de fytoplanktongemeenschap. Vanaf 0,6 mg/L (of 0,01 mM silicium) kan silicaat immers limiterend worden voor de groei van diatomeeën. Deze grenswaarde wordt daarom als beoordelingscriterium gehanteerd voor het acute risico op een lokale shift in de fytoplanktongemeenschap van diatomeeën naar niet-diatomeeën. Het is echter zeer waarschijnlijk dat de limiterende silicaatconcentratie varieert tussen soorten en locaties. Zo wordt verwacht dat de zoete, brakke en zoute zone gekenmerkt worden door verschillende limiterende silicaatconcentraties. Zolang echter de juiste kennis hieromtrent niet voorhanden is, wordt 0,6 mg/L (of 0,01 mM silicium) gebruikt als algemene grenswaarde.

Ook de duur van de depletie is van belang. Een beperkte periode van siliciumlimitatie is onschadelijk zolang het relatieve belang van diatomeeën in de fytoplanktongemeenschap niet te sterk afneemt. Sinds het snelle herstel van de Zeeschelde in het begin van deze eeuw, zien we verlengde periodes van zeer lage siliciumconcentraties. Uit analyse van de gegevens uit 2004 blijkt bijvoorbeeld dat na een periode van 4 maanden van lage siliciumconcentraties het relatieve aandeel van diatomeeën in de totale gemeenschap in de Zeeschelde tot onder de 60% zakte. Daarom wordt de rekenparameter *Silicaat* pas negatief beoordeeld als de waarde langer dan 4 weken (= 2 opeenvolgende meetcampagnes in het zomerhalfjaar) onder 0,6 mg/L (of 0,01 mM silicium) daalt, te bepalen in elk compartiment (niveau 4) in de Zeeschelde en elke zone (niveau 3) in de Westerschelde.

Verschuiving in de kustzone door silicium

Om een indicatie te hebben van het risico op ongewenste verschuivingen in de algengemeenschap in afwaartse gebieden en vooral de kustzeeën, ontwikkelden Billen en Garnier (2007) de *Indicator of Coastal Eutrophication Potential* (ICEP). Voor deze indicator gaan zij ervan uit dat er geen schadelijke algen tot bloei zullen komen zolang er voldoende opgelost silicium is. Deze vereenvoudiging is niet volledig correct, aangezien ook de totale stikstofvracht een rol zal spelen (dit wordt opgevangen in de rekenparameter *TDINflux*, zie verder). De ICEP bepaalt de potentiële koolstofbiomassa die zich kan ontwikkelen in de afwaartse gebieden ten gevolge van ongewenste algenbloei op basis van de resterende hoeveelheden stikstof of fosfor, nadat alle silicium werd geconsumeerd.

Om verschillende estuaria met elkaar te kunnen vergelijken, wordt de ICEP uitgedrukt per oppervlakte van het stroomgebied (i.e. (kg C)/km²/dag). De ICEP is gebaseerd op de molaire Redfield ratio's waarbij C:N:P:Si zich verhouden als 106:16:1:20. Een onderscheid kan gemaakt worden voor systemen waarbij stikstof limiterend is (Vergelijking 4.3) en systemen waarbij fosfor limiterend is (Vergelijking 4.4). Gezien de huidige fosforlimitatie in het Schelde-estuarium zal voornamelijk de tweede berekeningswijze van toepassing zijn (Passy *et al.*, 2013).

$$ICEP = \left(\frac{N_{flux}}{14 \cdot 16} - \frac{Si_{flux}}{28 \cdot 20} \right) \cdot 106 \cdot 12, \text{ als } \frac{N}{P} < 16 \quad (4.3)$$

$$ICEP = \left(\frac{P_{flux}}{31} - \frac{Si_{flux}}{28 \cdot 20} \right) \cdot 106 \cdot 12, \text{ als } \frac{N}{P} > 16 \quad (4.4)$$

Met N_{flux} , P_{flux} en Si_{flux} de gemiddelde fluxen voor totaal stikstof, totaal fosfor en opgelost silicium aan de monding (Billen en Garnier, 2007). Indien niet direct beschikbaar, kunnen deze fluxen berekend worden zoals aangegeven in Bijlage B.5.3.

Door gebruik te maken van opgelost silicium wordt evenwel een onderschatting gemaakt van de siliciumflux, waardoor het eutrofiëringsprobleem mogelijks wordt overschat.

Daarom wordt een ICEP berekend met (1) de DSi-waarden (ICEP-DSi) en (2) de totale siliciumflux, zijnde DSi + BSi (ICEP-TSi). In onverstoorde milieus levert de ICEP-DSi stevast negatieve waarden op, aangezien silicium steeds in overmaat aanwezig is. In sterk eutrofe systemen wordt de ICEP-DSi positief tot circa 20 à 30 (kg C)/km²/dag, hetgeen wijst op een groot potentieel voor schadelijke algenbloei (Billen en Garnier, 2007). Bijgevolg wordt een negatieve ICEP-DSi positief geëvalueerd. Echter, de vracht aan BSi is hierbij niet in rekening gebracht, waardoor een positieve ICEP-DSi niet noodzakelijk problematisch is. Zo daalt het risico op eutrofiëringsproblemen als de ICEP-TSi negatief is. Het is echter nog niet duidelijk of al dit biogeen silicium steeds terug beschikbaar zal komen als DSi, noch binnen welke tijdsspanne dit gebeurt. BSi kan mogelijk snel recycleren (bijvoorbeeld via zoöplankton), het kan evengoed traag recycleren na depositie in schorren en voor zeer lange tijd uit de siliciumkringloop verdwijnen.

Volgende criteria zijn daarom geselecteerd voor de rekenparameters *ICEP-DSi* en *ICEP-TSi*: negatieve waardes voor ICEP-TSi en ICEP-DSi krijgen een positieve evaluatie, terwijl een positieve ICEP-TSi negatief geëvalueerd wordt. Een positieve ICEP-DSi wordt enkel negatief geëvalueerd als in de meest afwaartse zone van de Schelde (zone *Sterk Polyhalien*) siliciumdepletie optreedt, met ander woorden als de rekenparameter *Silicaat* daar negatief scoort.

Verschuiving in de kustzone door stikstof (*Flux total dissolved inorganic nitrogen; TDINflux*)

Niet enkel de verhouding van de nutriënten, ook hun absolute concentraties kunnen een rol spelen in de verstoring van de fytoplanktongemeenschap in de kustzone. Lancelot *et al.* (2009) hebben hieromtrent onderzoek verricht, waarbij *Phaeocystis* als indicatorspecies voor schadelijke algenbloei werd gebruikt. Echter, *Phaeocystis* vormt van nature ook een belangrijk onderdeel van de fytoplanktongemeenschap. Wanneer deze soort niet overmatig tot bloei komt, zullen geen grote kolonies (> 400 µm) gevormd worden en wordt deze soort eveneens begraasd door het zoöplankton, waardoor het een gewenste soort is. Grote kolonies kunnen daarentegen niet meer begraasd worden en brengen de trofische efficiëntie van het ecosysteem in het gedrang.

Lancelot *et al.* (2009) bepaalden een grens van 4×10^6 cellen per liter vanaf wanneer grote, niet-begraasbare kolonies de bovenhand krijgen. Dit getal komt ook overeen met de maximale *Phaeocystis*-dichtheden die in ongerepte situaties voorkwamen volgens hun modelberekeningen. Vervolgens werd bepaald wat de maximale nutriëntvracht naar de Noordzee mag zijn om deze grenswaarde voor *Phaeocystis*-bloei niet te overschrijden, met als resultaat dat de totale TDINflux die de Noordzee bereikt maximaal 60 kton per jaar mag bedragen. Modellen wezen uit dat deze totale flux bij het begin van dit millennium nog zowat 80 kton/jaar bedroeg, met een significante bijdrage van de Schelde. Zowel de berekeningen met Riverstrahler (Billen *et al.*, 2005; Lancelot *et al.*, 2009; Passy *et al.*, 2013) als de berekeningen van Soetaert (Hofman *et al.*, 2008) gaven aan dat die flux vanuit de Zeeschelde tot meer dan 30 kton/jaar bedroeg. Deze flux is evenwel sterk onderhevig aan schommelingen gerelateerd aan het debiet van de Zeeschelde. Bovendien zal, bij toenemende debieten, de flux naar de kustzone ook toenemen door een verhoogde uitspoeling van nutriënten uit het bekken (Struyf *et al.*, 2004).

Het is uiteraard moeilijk of misschien onmogelijk te bepalen wat de natuurlijke of relatieve bijdrage van de Schelde aan de totale TDINflux zou moeten zijn.

Rekenen we met de verhoudingen van het jaar 2000, dan betekent een reductie van 25% dat de maximale flux nog 22,5 kton/jaar mag bedragen. Gezien de zeer slechte reputatie van de Schelde, is de kans reëel dat de Schelde anno 2000 een proportioneel te grote bijdrage leverde aan de eutrofiëring ten opzichte van Seine en Somme. Gezien ook het relatief kleine netto debiet van de Schelde (circa 5 maal kleiner dan Seine), mag de flux vanuit de Schelde beduidend lager zijn. Daarom wordt in deze evaluatiemethodiek, zolang de relatieve bijdrage van de diverse estuaria niet beter ingeschat kan worden, een maximale TDINflux vanuit de Schelde aan de monding van 15 kton/jaar voorgesteld. Voor fluxen hoger dan 15 kton/jaar, wordt deze indicator negatief beoordeeld. Indien niet direct beschikbaar, kan deze flux ook berekend worden zoals aangegeven in Bijlage B.5.3

Om de relatieve bijdrage aan de eutrofiëring van de kustzone te kennen voor de verschillende delen van het estuarium kan eventueel de jaarlijkse flux ook in elke zone (niveau 3) bepaald worden. Zo kan men aangeven waar een probleem zich situeert of waar eventueel een reductie te realiseren valt. Criteria voor de verschillende zones zijn evenwel niet voorhanden.

4.3.2.3. Gevaar voor toxische omstandigheden

De stikstofcyclus wordt gekenmerkt door het creëren van (tussen)producten die toxisch kunnen zijn in een aquatische leefomgeving. Dit betreft voornamelijk de stoffen nitriet (NO_2^-) en ammoniak (NH_3). Voor beide stoffen kunnen duidelijke richtlijnen geïdentificeerd worden ter bescherming van het ecologisch functioneren (zie Tabel 15).

Rekenparameter	Criterium
Ammoniak	Ammoniak (NH_3) heeft bij concentraties boven 0,025 mg/L $\text{NH}_3\text{-N}$ een schadelijke invloed op diverse organismen in het aquatische ecosysteem. De evaluatie van ammoniak stelt daarom 0,025 mg/L als criterium en wordt uitgevoerd op maandbasis in elk compartiment (niveau 4) van de Zeeschelde en elke zone (niveau 3) van de Westerschelde. Indien enkel ammonium gemeten wordt, dan kan ammoniak alsnog hiervan afgeleid worden (zie Bijlage B.5.2).
Nitriet	Voor viswater stelt men dat vanaf een concentratie aan nitrietstikstof ($\text{NO}_2\text{-N}$) van 0,1 mg/L er schadelijke effecten kunnen zijn. Daarom geldt de norm van 0,1 mg/L hier als criterium voor de toxiciteit van nitriet. De evaluatie wordt uitgevoerd op maandbasis in elk compartiment (niveau 4) van de Zeeschelde en elke zone (niveau 3) van de Westerschelde.

Tabel 15: Overzicht van de nutriënt-gerelateerde verbindingen die toxische effecten kunnen hebben.

4.3.3. Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter *Nutriënten*

De toetsparameter *Nutriënten* wordt bepaald door tien rekenparameters: (1) BOD-C, (2) NOD, (3) TDIN, (4) Fosfaat, (5) Silicaat, (6) ICEP-DSi, (7) ICEP-TSi, (8) TDINflux, (9) Ammoniak en (10) Nitriet. Voor elk van deze rekenparameters zijn specifieke criteria afgeleid (zie paragraaf 4.2.2) en samengevat in Tabel 16. Deze criteria dienen als basis voor de evaluatie van de omvattende toetsparameter *Nutriënten*, die positief beoordeeld zal worden als alle criteria voor de tien bovenstaande rekenparameters vervuld zijn. Er dient hierbij opgemerkt te worden dat de voorgestelde evaluatie afwijkt van sommige bestaande normen en daardoor soms minder strikt lijkt.

Rekenparameter	Beoordeling	Type
BOD-C	De zuurstofvraag voor koolstofmineralisatie wordt bepaald in elk compartiment (niveau 4) in de Zeeschelde en mag 6 mg/L niet overschrijden voor een positieve evaluatie. Geen evaluatie in de Westerschelde.	1
fastNOD	De zuurstofvraag voor nitrificatie wordt bepaald in elk compartiment (niveau 4) in de Zeeschelde en mag 2 mg/L niet overschrijden voor een positieve evaluatie. In de Westerschelde volstaat een evaluatie per zone (niveau 3).	1
TDIN	De 6-jaarsgemiddelde TDIN-concentratie wordt bepaald in elke zone (niveau 3). Deze mag niet stijgen ten opzichte van de periode 2004-2009 (T2009), met nuancering van de evaluatie door vergelijking met voorgaande T-periode.	2
Fosfaat	De 6-jaarsgemiddelde fosfaatconcentratie wordt bepaald in elke zone (niveau 3). Deze mag niet stijgen ten opzichte van de periode 2004-2009 (T2009), met nuancering van de evaluatie door vergelijking met voorgaande T-periode.	2
Silicaat	Silicaat wordt negatief beoordeeld als de waarde langer dan vier weken onder 0,01 mM zakt, te bepalen in elk compartiment (niveau 4) in de Zeeschelde of elke zone (niveau 3) in de Westerschelde.	1
ICEP-TSi	ICEP-TSi wordt jaarlijks bepaald aan de monding (niveau 1). Deze dient negatief te zijn voor een positieve evaluatie.	1
ICEP-DSi	ICEP-DSi wordt jaarlijks bepaald aan de monding (niveau 1). Deze dient negatief te zijn voor een positieve evaluatie. ICEP-DSi > 0 wordt enkel negatief beoordeeld als de rekenparameter <i>Silicaat</i> in de meest afwaartse zone van het estuarium negatief scoort (zijnde depletie).	1
TDINflux	Overschrijdt de TDINflux vanuit de Schelde, bepaald aan de monding, 15 kton/jaar wordt deze rekenparameter negatief beoordeeld. Jaarlijks te bepalen op niveau 1 (Schelde).	1
Ammoniak	Ammoniakstikstof (NH ₃ -N), maandelijks te bepalen in elk compartiment (niveau 4) in de Zeeschelde of elke zone (niveau 3) in de Westerschelde. Deze mag 0,025 mg/L niet overschrijden voor een positieve evaluatie.	1
Nitriet	Nitrietstikstof (NO ₂ ⁻ -N), maandelijks te bepalen in elk compartiment (niveau 4) in Zeeschelde of elke zone (niveau 3) in Westerschelde. Deze mag 0,1 mg/L niet overschrijden voor een positieve evaluatie.	1

Tabel 16: Beoordeling van de verschillende rekenparameters onder de toetsparameter *Nutriënten*.

De toetsparameter *Nutriënten* kan pas positief geëvalueerd worden als alle rekenparameters een positieve evaluatie krijgen. De representativiteit van de maandelijkse en tweewekelijkse monitoring, vereist voor de evaluatie, wordt als voldoende beschouwd. Extra inspanningen om bandbreedtes te bepalen zijn niet vereist. Voor de rekenparameters waar fluxen worden bepaald (*ICEP-DSi*, *ICEP-TSi* en *TDInflux*) zal er wel een grotere onzekerheid op het analyseresultaat bestaan. Een exacte bepaling van die foutenmarge is echter geen evidentie en daarom geen vereiste. Wel dient de uitvoerder van de methodiek, op basis van zijn expertise, de nodige nuancering te vermelden bij de bespreking van deze rekenparameters.

4.4. Toetsparameter Abiotisch klimaat

4.4.1. Inleiding

Het functioneren van aquatische organismen wordt in grote mate bepaald door de heersende omgevingscondities. De abiotische omstandigheden waarin organismen zich voeden, verschuilen en reproduceren bepalen de efficiëntie waarmee deze ecologische processen plaatsvinden. In optimale omstandigheden kan er meer energie afgeleid worden voor de opbouw van biomassa en de reproductie, hetgeen de ontwikkeling van robuuste populaties en gemeenschappen ondersteunt. Echter, suboptimale omstandigheden ondermijnen deze ontwikkeling en zetten de bestaande populaties en interacties onder druk, waardoor energieverlies optreedt. Om een optimale energiedoorstroming te bekomen, dient dit energieverlies zo veel mogelijk beperkt te worden. Bijgevolg is het dan ook nuttig om een analyse en evaluatie van de heersende omstandigheden uit te voeren.

4.4.2. Rekenparameters en criteria voor *Abiotisch klimaat*

De habitatkwaliteit is een essentiële factor in het ondersteunen van de fauna en flora in het Schelde-estuarium. Naast de determinerende rol die zuurstof (zie paragraaf 4.2) en nutriënten (zie paragraaf 4.3) spelen in het definiëren van de habitatkwaliteit, dienen er nog verscheidene andere factoren beschouwd te worden. Zo kan de groei van algen (als basis van de voedselketen) sterk beïnvloed worden door variaties in het chloridegehalte, hetgeen op korte termijn kan leiden tot stress en een verminderde productie. Ook een toename in zwevende stof heeft een negatieve invloed op de primaire productie door een reductie van de eufotische diepte en een algemene afname van de lichtbeschikbaarheid. Hierdoor worden zowel de zoutgradiënt als de troebelheid beschouwd als belangrijke sturende factoren van de energiedoorstroming in het Schelde-estuarium.

Deze twee sturende factoren worden in het kader van deze toetsparameter verder aangevuld met de watertemperatuur. Deze heeft een rechtstreekse invloed op de stofwisseling van veel organismen en bijgevolg op de algemene habitatkwaliteit. Zo leidt een toename in watertemperatuur tot een afname van de zuurstofconcentratie (zie Figuur 21). Bijgevolg wordt in de voorliggende methodiek gebruik gemaakt van de volgende drie abiotische omgevingsvariabelen: chloride, watertemperatuur en zwevende stof.

Het uitwerken van criteria voor de evaluatie van het abiotische klimaat botst op gelijkaardige drempels als de uitwerking van criteria voor de toetsparameter *Nutriënten*. Het is met de huidige kennis namelijk (nog) niet mogelijk om deze grenzen volledig en onderbouwd af te bakenen. Ook hier kunnen evenwel klijtlijnen uitgezet worden voor het afleiden van criteria. Op basis hiervan worden in de volgende secties criteria uitgewerkt voor de geselecteerde rekenparameters.

4.4.2.1. Chloride

Het chloridegehalte (en de geassocieerde zoutgradiënt) is een essentieel kenmerk van het Schelde-estuarium en bepaalt in sterke mate de structurele en functionele kenmerken van het aquatische ecosysteem. Stroomopwaarts zorgt de instroom van verscheidene zoetwaterrivieren voor een lage zoutconcentratie, dewelke gradueel toeneemt in afwaartse richting door binnendringen van het getij. Het spatiale verloop van deze gradiënt kan evenwel verschuiven door veranderingen in de morfologie en zoetwatertoevoer. Zo blijkt het zoutgehalte in Dendermonde sinds 2009 niet meer gecorreleerd te zijn met de Boven-Zeeschelde, maar eerder met het meer stroomafwaarts gelegen Temse (Cox *et al.*, 2015). Deze verschuivingen op lange termijn (enkele jaren tot decennia) kunnen leiden tot verschuivingen in de soortendiversiteit en in het functioneren van het volledige ecosysteem. Bovendien is de huidige volledige gradiënt van een zoet over een brak naar een zout estuarien ecosysteem zeer waardevol en vrij zeldzaam geworden in Europa. De langetermijnvisie vermeldt dan ook duidelijk dat deze karakteristieke gradiënt zo goed mogelijk behouden dient te worden.

De dynamische eigenschappen van het estuarium zorgen echter voor een uitdaging bij het definiëren van een criterium dat tijdens de evaluatie gebruikt kan worden. De benadering die hier voorgesteld wordt, maakt gebruik van de saliniteitszones (niveau 3), de geassocieerde zone-specifieke bovengrenzen en het chloridegehalte dat doorheen het jaar wordt waargenomen. Zo wordt voor de zoete, mesotidale zone de grenswaarde van 200 mg chloride per liter gehanteerd binnen de bestaande milieukwaliteitsnormen (zie Bijlage B.1, Tabel 65), waaraan 90 % van de waarnemingen dient te voldoen. Voor de overige zones kan het chloridegehalte geëvalueerd worden op basis van de grenswaarden die aangewend worden voor de opdeling in saliniteitszones (zie Figuur 6). Zo kan er bijvoorbeeld gesteld worden dat de chlorideconcentratie in de oligohaliene zone onder de 3 g/L moet blijven om een positieve evaluatie te bekomen. Enkel voor de zone *Sterke saliniteitsgradiënt* wordt een alternatieve benadering gehanteerd, aangezien deze gemiddeld gezien een A-mesohalien (3 – 5,5 g/L) karakter vertoont. Hierdoor wordt voorgesteld om de grenswaarde voor de zone *Mesohalien* over te nemen (zijnde 10 g/L). Aangezien tijdelijke variaties kunnen optreden in elke zone, wordt er eveneens met de 90-percentielwaarde gewerkt. Er dient hierbij opgemerkt te worden dat ook een tijdelijke afname in het chloridegehalte kan voorkomen, hetgeen wijst op een verhoogde afvoer vanuit het bekken (bijv. na hevige regenval) of via de Bathse spuisluis. Er wordt echter niet verwacht dat deze afnames zullen leiden tot verschuivingen op langere termijn, waardoor geen ondergrenzen worden gedefinieerd. Een overzicht van de zone-specifieke criteria wordt gegeven in Tabel 17.

Saliniteitszone	Chloridegehalte (P_{90})
Durme [#]	200 mg/L
Zoet kort verblijf [#]	200 mg/L
Zoet lang verblijf [#]	200 mg/L
Oligohalien	3 g/L
Rupel	3 g/L
Sterke saliniteitsgradiënt	10 g/L
Mesohalien	10 g/L
Zwak polyhalien	17 g/L
Sterk polyhalien	17 g/L

Tabel 17: Overzicht van de 90-percentiel grenswaarden (P_{90}) voor het chloridegehalte per saliniteitszone, op basis van de bestaande indeling van het Schelde-estuarium. #: Criterium is gebaseerd op bestaande milieukwaliteitsnormen (zie ook Bijlage B.1).

Om verschuivingen in het zoutgehalte te detecteren, wordt per compartiment (niveau 4) in de Zeeschelde en per zone (niveau 3) in de Westerschelde het chloridegehalte (i.e. chlorositeit in g per liter) bepaald. Een toename in het chloridegehalte wijst op een algemeen indringen van het getij in het estuarium, waardoor de stroomopwaartse zoete zones verkleinen. Bijgevolg dient een overschrijding van de zone-specifieke bovengrens door de 90-percentielwaarde van de maandelijkse chloridegehalten als negatief te worden geëvalueerd. Voor de spatiale dekking wordt hiervoor gebruik gemaakt van de langsvaarten en de periodieke metingen, terwijl de continue meetstations voor de temporele dekking individueel worden geanalyseerd en geëvalueerd. Het chloridegehalte wordt bij voorkeur rechtstreeks gemeten, maar kan voor zoute zones ook uit saliniteitsmetingen afgeleid worden (zie B.5.4). Voor de continue metingen is een omrekening steeds noodzakelijk.

Naast deze verschuivingen in het zoutgehalte op lange termijn dient ook aandacht besteed te worden aan de zoutdynamiek op kortere termijn, waaronder (1) schommelingen in het zoutgehalte (middellange termijn) en (2) zoutstress (korte termijn). Voor deze variaties is het echter niet mogelijk om eenduidige criteria op te zetten, waardoor deze dynamiek als verklarende parameter (*Zoutdynamiek*) een plaats krijgt binnen deze communicatie-indicator (zie Sectie 4.6.3).

4.4.2.2. Watertemperatuur

De watertemperatuur heeft een belangrijke invloed op het functioneren van een aquatisch ecosysteem. Enerzijds beïnvloedt het de maximale opgeloste zuurstofconcentratie en anderzijds heeft het een effect op de respiratie en activiteit van organismen (zie ook Bijlage B.4.2). Een verhoogde temperatuur leidt tot een gereduceerde capaciteit voor het vasthouden van zuurstof en een verhoogde activiteit bij meerdere micro-organismen. Deze verhoogde activiteit kan enerzijds leiden tot zuurstofverzadiging (en eventueel oververzadiging) indien er voldoende licht en nutriënten aanwezig zijn voor het ondersteunen van algengroei. Anderzijds kan het leiden tot een reductie in zuurstof door een verhoogd verbruik door heterotrofe, nitrificerende en nitriet-oxiderende bacteriën. Hierdoor beïnvloedt watertemperatuur direct én indirect de aanwezigheid van heterotrofe organismen.

Voor vele hogere organismen in het Schelde-estuarium zijn hoge watertemperaturen eerder ongewenst. Zo toont het merendeel van de wetenschappelijke literatuur aan dat vissen het minst tolerant zijn voor hoge temperaturen. Echter, uit een literatuurstudie uitgevoerd door het RIVM bleek dat de maximale temperatuurwaarde voor macrofauna lager ligt dan voor vis (respectievelijk 22 – 25 °C tegenover 26 °C). Bij het opstellen van deze waarden was evenwel minder literatuur beschikbaar met betrekking tot de maximale watertemperatuur voor vis in vergelijking met macrofauna (Evers, 2006). Daarnaast worden ook de massale kokkelsterftes in de Oosterschelde en Waddenzee tijdens de zomers van 2018, 2019 en 2020 gezien als een potentieel gevolg van een verhoogde watertemperatuur (> 25 °C), doordat de ondiepe wateren boven de platen snel kunnen opwarmen (Troost *et al.*, 2021). Meer informatie omtrent de maximale watertemperatuur voor organismen kan gevonden worden in Bijlage B.4.2.

De bestaande milieukwaliteitsnormen identificeren een maximale watertemperatuur van 25 °C (zie Bijlage B.4.1). Om veranderingen te detecteren, wordt de maximale watertemperatuur per compartiment (niveau 4) in de Zeeschelde geanalyseerd, terwijl een analyse per zone (niveau 3) volstaat voor de Westerschelde. Voor de temporele dekking worden de continue meetpunten individueel geanalyseerd en geëvalueerd. Een positieve evaluatie wordt bekomen wanneer de maximale jaartemperatuur niet hoger is dan 25 °C.

Naast deze maximale watertemperatuur dient ook aandacht besteed te worden aan de temperatuurdynamiek, waaronder (1) de gemiddelde seizoentemperatuur, (2) het winterminimum en (3) de eerste keer 12 °C (ter ondersteuning van vismigratie). Voor deze variaties is het echter niet mogelijk om eenduidige criteria op te zetten, waardoor deze dynamiek als verklarende parameter (*Temperatuurdynamiek*) een plaats krijgt binnen deze communicatie-indicator (zie sectie 4.6.5).

4.4.2.3. Zwevende stof

De hoeveelheid en de aard van de zwevende stof in het water bepalen de troebelheid, en samen met de mengdiepte in de waterkolom geven ze een maat voor de lichtlimitatie. Die lichtlimitatie is een van de meest sturende factoren in het estuariene ecosysteem. Primaire productie door fytoplankton is immers zeer sterk afhankelijk van de hoeveelheid licht in de waterkolom. In het Schelde-estuarium blijkt licht de limiterende factor te zijn voor het gros van de primaire productie. Veranderingen in de hoeveelheid zwevende stof (en bijgevolg het lichtklimaat) zullen dus bepalend zijn voor de primaire productie en bijgevolg voor het volledige ecosysteem.

In het Schelde-estuarium en in het Scheldebekken worden tal van maatregelen genomen die de hoeveelheid zwevende stof kunnen beïnvloeden. Zo is er de vrees dat een veranderende morfologie en hydrodynamiek (bijv. door baggeren, storten en infrastructuurwerken in de havens) in de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde tot een verhoogde troebelheid van het systeem kunnen leiden (Depreiter *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2019). Zo kan het verder doordringen van het getij leiden tot een verhoogde input van zwevende stof vanuit de stroomafwaartse zones (Wang *et al.*, 2019). Anderzijds wordt er in de Zeeschelde naar een daling van het slibgehalte gestreefd door doorgedreven waterzuivering en erosie-beperkende maatregelen die de input van zwevende stof naar het estuarium moeten verminderen (bijv. de installatie van bufferstroken, grasbermen en opvangbekkens (zie ook Hoofdstuk 7 omtrent menselijke activiteiten)).

Deze maatregelen kunnen resulteren in een significante afname van de sedimentvracht die vanuit het bekken in het estuarium komt, echter deze aanvoer blijkt ondergeschikt te zijn aan de estuariene sedimentvracht. Het is daarom niet eenvoudig te voorspellen hoe de hoeveelheid zwevende stof in de waterkolom in de komende jaren zal evolueren.

Een toename in de hoeveelheid zwevende stof blijft evenwel een ongewenste evolutie, ongeacht de beschouwde zone. Zo werd voor de Boven-Zeeschelde waargenomen dat een toename in de hoeveelheid zwevende stof gepaard ging met een afname in algenbiomassa. Op basis van deze observaties werd afgeleid dat een 6-maandelijks glijdend gemiddelde van 130 mg/L een veilige bovengrens voor de hoeveelheid zwevende stof is, met 200 mg/L als maximale bovengrens (Maris *et al.*, 2018). Voor de overige deelgebieden zijn er evenwel nog geen gelijkaardige empirische criteria opgesteld.

De evaluatie van de rekenparameter *Zwevende stof* is gebaseerd op zone-specifieke analyses (niveau 3) op maandbasis, waarbij een toename als een negatieve evolutie wordt beschouwd. Een status quo of afname in de hoeveelheid zwevende stof leidt bijgevolg tot een positieve evaluatie. Als referentieperiode wordt de T2009-periode (2004-2009) gehanteerd, aangevuld met de voorgaande T-periode voor het inbrengen van extra nuance tijdens de evaluatie. Zo kan bepaald worden of er een achteruitgang wordt waargenomen of eerder een verbetering ten opzichte van de voorgaande periode. Twee additionele criteria worden voorzien voor de zones *Zoet, korte verblijftijd* en *Zoet, lange verblijftijd*, namelijk (1) het 6-maandelijks glijdend gemiddelde niet hoger mag zijn dan 130 mg/L en (2) het maandelijks gemiddelde niet hoger mag zijn dan 200 mg/L. De analyses worden uitgevoerd op basis van de gegevens uit de getijonafhankelijke langsvaarten. Deze worden aangevuld met aparte, individuele analyses van de continue metingen.

Naast de hoeveelheid zwevende stof in de waterkolom kunnen ook andere parameters aangewend worden om het lichtklimaat te beschrijven. Zo worden doorzicht, turbiditeit en de extinctiecoëfficiënt eveneens opgevolgd in het estuarium, maar niet opgenomen als rekenparameters. Er wordt namelijk verwacht dat deze parameters gelijkaardige signalen als de hoeveelheid zwevende stof aanleveren. Deze additionele parameters worden echter wel deels aangewend in de verklarende parameter *Lichtlimitatie* binnen deze communicatie-indicator (zie sectie 4.6.4). Bovendien wordt binnen deze verklarende parameter ook aandacht gegeven aan de mengdiepte, aangezien deze in combinatie met de eufotische diepte een indicatie geeft van de lichtlimitatie.

4.4.3. Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter *Abiotisch klimaat*

De toetsparameter *Abiotisch klimaat* wordt bepaald door drie rekenparameters: (1) Chloride, (2) Watertemperatuur en (3) Zwevende stof. Voor elk van deze rekenparameters zijn specifieke criteria afgeleid (zie sectie 4.4.2) en samengevat in Tabel 18. Deze criteria dienen als basis voor de evaluatie van de omvattende toetsparameter *Abiotisch klimaat*, die positief beoordeeld zal worden als alle criteria voor de drie bovenstaande rekenparameters vervuld zijn.

Rekenparameter	Beoordeling	Type
Chloride	De 90-percentielwaarde wordt bepaald per compartiment (niveau 4) in de Zeeschelde en per zone (niveau 3) in de Westerschelde en mag de zone-specifieke bovengrens niet overschrijden. Een overschrijding leidt tot een negatieve evaluatie. De zone-specifieke criteria zijn: <i>Durme[#], Zoet kort verblijf[#] & Zoet lang verblijf[#]</i> 200 mg/L (P_{90}) <i>Oligohalien & Rupel</i> 3 g/L (P_{90}) <i>Sterke saliniteitsgradiënt & Mesohalien</i> 10 g/L (P_{90}) <i>Zwak polyhalien & Sterk polyhalien</i> 17 g/L (P_{90})	1
Watertemperatuur	Het jaarmaximum van temperatuur mag 25 °C niet overschrijden. Te bepalen in elk compartiment (niveau 4) in de Zeeschelde en in elke zone (niveau 3) in de Westerschelde. Voor de temporele dekking wordt deze rekenparameter afzonderlijk bepaald en geëvalueerd voor elk continu meetstation.	1
Zwevende stof	De hoeveelheid zwevende stof mag niet toenemen ten opzichte van de referentieperiode (2004-2009). Voor de zones <i>Zoet, korte verblijftijd</i> en <i>Zoet, lange verblijftijd</i> mag bovendien (1) het 6-maandelijks glijdend gemiddelde de grens van 130 mg/L niet overschrijden en (2) het maandelijks gemiddelde niet hoger liggen dan 200 mg/L. De hoeveelheid zwevende stof wordt geëvalueerd in elke Scheldezone (niveau 3).	2

Tabel 18: Beoordeling van de verschillende rekenparameters onder de toetsparameter Abiotisch klimaat. #: Criterium is gebaseerd op bestaande milieukwaliteitsnormen (zie ook Bijlage B.1).

4.5. Toetsparameter Verontreinigende stoffen

4.5.1. Inleiding

Naast de determinerende invloed die organische belasting en nutriëntaanwezigheid uitoefenen op het ecosysteem, dient ook aandacht besteed te worden aan de aanwezigheid van verontreinigende stoffen. Deze stoffen kunnen eveneens interfereren met de groei of voortplanting van diverse organismen en zijn in bepaalde gevallen zelfs acuut toxisch. Daarnaast worden deze stoffen doorgegeven in de voedselketen naar hogere trofische niveaus, waar accumulatie kan optreden met potentieel toxische gevolgen. Monitoring en evaluatie van deze stoffen is daarom essentieel, maar een evaluatie vanuit het functioneren van het ecosysteem is echter niet vanzelfsprekend. In tegenstelling tot vervuiling door nutriënten of organische belasting zal het ecosysteem zelf weinig of geen invloed kunnen uitoefenen op deze vorm van vervuiling. Vervuiling met verontreinigende stoffen is in hoofdzaak namelijk een probleem uit het hele bekken, waar men met het beheer van het estuarium maar weinig vat op heeft. De impact van geplande ingrepen in het estuarium op deze verontreinigende stoffen wordt dan ook klein geacht.

Het is evenwel mogelijk dat ingrepen in het estuarium indirect een invloed hebben op het gedrag van verontreinigende stoffen. Zo kan de historische contaminatie die in de bodem is opgeslagen, vrijkomen door erosie ten gevolge van veranderingen in de hydromorfologie. Ook door veranderingen in het zuurstofgehalte of de redoxpotentiaal kunnen verontreinigende stoffen adsorberen aan het sediment of terug in oplossing komen, waardoor deze beschikbaar worden voor de biotische componenten. Bijkomend kunnen ook de effecten van een vervuilde stof beïnvloed worden door veranderingen in het ecosysteem. Zo kan de gevoeligheid van een organisme voor een bepaalde verontreiniging toenemen bij een wijzigend zoutgehalte. Ook kunnen organismen die reeds aanzienlijke stress ondervinden ten gevolge van bijvoorbeeld zuurstoftekorten of toenemende zoutschommelingen, een grotere gevoeligheid hebben voor diverse verontreinigende stoffen. Dit toont aan dat de analyse en evaluatie van deze toetsparameter allesbehalve rechtlijnig is.

4.5.2. Rekenparameters en criteria voor *Verontreinigende stoffen*

De monitoring en evaluatie van verontreinigende stoffen is een complexe materie. Helaas is meestal niet alle kennis voorhanden om de effecten van potentieel verontreinigende stoffen correct in te schatten. Dit wordt nog bemoeilijkt doordat er frequent nieuwe stoffen opduiken die potentieel toxische gevolgen kunnen hebben voor het ecosysteem. Binnen deze evaluatiemethodiek wordt daarom de logica uit het VLIZ-IDO rapport (VLIZ, 2010) gevolgd en aangevuld met de Kaderrichtlijn Water.

In het VLIZ-IDO (Indicatoren van Duurzame Ontwikkeling voor het Schelde-estuarium) rapport (VLIZ, 2010) werden de volgende metingen voorgesteld voor de indicator "Belasting door milieuverontreinigende stoffen":

- Emissies van nutriënten naar het oppervlaktewater in het Schelde-estuarium;
- Waterbodempkwaliteit in het Schelde-estuarium;
- Zwemwaterkwaliteit in het Schelde-estuarium;
- Milieuverontreinigende stoffen in het voedselweb van het Schelde-estuarium.

Voor de toetsparameter *Verontreinigende stoffen* worden echter emissies van nutriënten niet beschouwd. Nutriënten worden in de optiek van deze evaluatiemethodiek immers niet als toxisch of verontreinigend beschouwd en vormen het onderwerp van de toetsparameter *Nutriënten* (zie sectie 4.3). Andere schadelijke emissies naar het oppervlaktewater worden wel binnen de toetsparameter *Verontreinigende stoffen* behandeld. Aangezien zwemmen slechts in een beperkt aantal locaties in het estuarium toegelaten is, wordt het beoordelen van de zwemwaterkwaliteit als minder relevant beschouwd binnen deze methodiek. Deze parameter kan in de Westerschelde wel continu [online](#) geraadpleegd worden. Dit leidt tot de volgende rekenparameters voor de toetsparameter

Verontreinigende stoffen:

- Verontreinigende stoffen in de waterbodem;
- Verontreinigende stoffen in het oppervlaktewater;
- Verontreinigende stoffen in biota.

Doorheen de hierop volgende analyses en evaluaties van de betreffende rekenparameters wordt gebruik gemaakt van het veiligheidsprincipe. Dit wil zeggen dat metingen die onder de rapportagegrens (ook gekend als bepalingsgrens of kwantificeringslimiet) vallen, gelijkgesteld worden aan deze grenswaarde⁸. Dit ondersteunt een completere analyse en opvolging van de gemeten stoffen, maar kan leiden tot een negatieve evaluatie doordat de analytische grenswaarde hoger ligt dan de beschouwde referentie- of normwaarde. Bijgevolg wordt een parallelle analyse zonder deze verbindingen uitgevoerd, waardoor twee individuele evaluaties plaatsvinden. Op basis van de vier mogelijke combinaties worden de volgende drie eindevaluaties bekomen: (1) een positieve evaluatie van alle stoffen leidt tot een finale positieve evaluatie, (2) een negatieve evaluatie voor beide analyses leidt tot een finale negatieve evaluatie en (3) een negatieve evaluatie van alle stoffen in combinatie met een positieve evaluatie van de gereduceerde parallelanalyse leidt tot een neutrale evaluatie. Een overzicht van de mogelijke combinaties van deze parallelle analyses wordt gegeven in Figuur 22.

EVALUATIE STOFFEN > GW	POSITIEF	NEUTRALE EVALUATIE	POSITIEVE EVALUATIE
	NEGATIEF	NEGATIEVE EVALUATIE	POSITIEVE EVALUATIE
		NEGATIEF	POSITIEF
		EVALUATIE ALLE STOFFEN	

Figuur 22: Finale evaluatie op basis van de individuele evaluaties met (kolommen) en zonder (rijen) de stoffen die onder de grenswaarde (GW) vallen.

4.5.2.1. Verontreinigende stoffen in de waterbodem

In het Vlaamse deel van het Schelde-estuarium bestaat een waterbodemmeetnet voor het evalueren van de waterbodemkwaliteit, waarbij in het zoete deel gebruik gemaakt wordt van het triade-concept. Deze triade bestaat uit drie componenten: een fysicochemische, een ecotoxicologische en een biologische component die samen voldoende informatie geven voor een integrale beoordeling van de waterbodemkwaliteit (De Deckere *et al.*, 2000). Op basis van de signalen van deze drie afzonderlijke componenten wordt vervolgens een totale kwaliteitsbeoordeling van de waterbodem bekomen. Recentelijk werd ook een gelijkaardige benadering gehanteerd bij de ontwikkeling van een triade-methodologie voor brakke en zoutwaterbodems (uitgevoerd door UA in opdracht van VMM). Deze uitbreiding wordt in de loop van 2021 gefinaliseerd, waardoor deze mee als basis gebruikt kan worden voor de analyse en evaluatie van verontreinigende stoffen in de waterbodem.

In de Westerschelde worden metingen van de waterbodem elke drie jaar uitgevoerd op een 12-tal locaties. Daarnaast worden ook metingen uitgevoerd tijdens het baggeren van de aanwezige drempels (teneinde de passage van schepen te garanderen), conform de Waterwet.

⁸ Merk op dat deze rapportagegrens verschilt van de detectiegrens. Deze detectiegrens is de laagste concentratie waarbij de aanwezigheid van een bepaalde stof in het monster kan worden opgemerkt (ook gekend als de aantoonbaarheidsgrens). Een stof die aangetoond/gedetected wordt, is bijgevolg niet noodzakelijk kwantificeerbaar. Aangezien de analyses berusten op kwantitatieve metingen (concentraties) wordt hier gewerkt met de rapportagegrens.

Hierbij wordt gebruik gemaakt van de Zoute-BaggerToets (ZBT) om te bepalen of gebaggerd materiaal elders teruggestort mag worden. De ZBT is de opvolger van de Chemie-ToxiciteitsToets (CTT), waarbinnen ook enkele ecotoxicologische analyses werden uitgevoerd. Tegenwoordig wordt echter enkel gekeken naar de aanwezige chemische componenten en wordt de toetsing uitgevoerd tegenover de normen en criteria gedefinieerd in de Regeling bodemkwaliteit. De lijst van beschouwde componenten is evenwel relatief beperkt in vergelijking met de Vlaamse methodiek en ook de criteria zijn minder strikt. Daarnaast dient opgemerkt te worden dat deze metingen voornamelijk uitgevoerd worden op zandige monster afkomstig van locaties waar relatief meer sedimentatie optreedt, waardoor deze monitoring niet representatief is voor de hele Westerschelde.

Binnen deze Evaluatiemethodiek wordt voorgesteld om gebruik te maken van de ontwikkelde triade-methodologie, voor zover de benodigde gegevens beschikbaar zijn. Dit betekent dat iedere component (fysicochemie, ecotoxicologie en biologie) individueel wordt geanalyseerd, hetgeen leidt tot het toekennen van een signaal aan de beschouwde component. Deze individuele signalen worden vervolgens gecombineerd en vertaald in een kwaliteitsklasse (zie verder), waardoor steeds alle componenten nodig zijn om een finale beoordeling te bekomen. Dit is evenwel beperkend voor de gebieden waar momenteel nog onvoldoende gegevens ter beschikking zijn, waardoor een component-specifieke analyse en evaluatie aangeraden wordt.

Methodologie

De fysicochemische beoordeling uit de triade-methodiek bestaat uit het toetsen van een aantal verontreinigende stoffen ten opzichte van gedefinieerde referentiewaardes. Deze referentiewaardes zijn voornamelijk gebaseerd op de Vlaamse waterbodembank, waardoor een ecotoxicologische en biologische onderbouwing wordt bekomen. Voor sommige stoffen zijn er ook strengere stof-specifieke sedimentkwaliteitsrichtlijnen ontwikkeld, waardoor deze een relevantere basis vormen voor het afleiden van grenswaarden. De volledige procedure omtrent het afleiden van deze grenswaarden ligt evenwel buiten het doel van deze methodiek, maar meer informatie kan gevonden worden in het rapport met betrekking tot de ontwikkeling van de triade-methodiek voor brakke en zoute waterbodems (De Schamphelaere *et al.*, in voorbereiding).

De ontwikkeling van voormelde grenswaarden laat toe om aan iedere stof een score toe te kennen, gaande van 1 (geen effecten verwacht) tot en met 4 (grote effecten verwacht), zie Tabel 19. Bij de ontwikkeling van de brakke en zoute triade werd evenwel opgemerkt dat er onvoldoende gegevens ter beschikking waren om voor alle stoffen verschillende grenswaarden op te stellen in functie van de heersende saliniteit (zie ook Bijlage B.6.1 voor de stof-specifieke grenswaarden). Met andere woorden, de analyse en evaluatie maakt gebruik van **dezelfde grenswaarden voor zoete, brakke en zoute zones**, tenzij expliciet anders aangegeven. Er wordt verwacht dat dit in de toekomst verder gespecificeerd kan worden, doordat de waterbodembank steeds verder aangroeit. Naast deze Vlaamse criteria zijn er ook normen ter beschikking uit de zoute-baggertoets (ZBT), die als basis kunnen dienen voor het afleiden van specifieke grenswaarden (zie Bijlage B.6.1). Echter, voor de meeste stoffen blijken de Vlaamse normen strikter te zijn, waardoor deze voor het volledige estuarium worden overgenomen.

Range	Score	Betekenis (verwacht ecotoxicologisch effect)
$C < C_{R1}$	1	Geen effect
$C_{R1} \leq C < C_{R2}$	2	Gering effect
$C_{R2} \leq C < C_{R3}$	3	Frequent effect
$C_{R3} \leq C$	4	Groot effect

Tabel 19: Scoretoekenning voor verontreinigende stoffen in de waterbodem, component fysicochemie.

Op deze manier wordt er per staal een score bekomen voor elke beschouwde chemische parameter. Een samenvattende score per staal wordt vervolgens afgeleid door de hoogste score van alle chemische parameters over te nemen. Een staal kan evenwel terugvallen tot een lagere score, namelijk wanneer aan maximaal twee parameters de hoogste score wordt toegekend en de concentraties van deze twee parameters kleiner zijn dan het midden van die klasse. Een illustratie van deze benadering wordt gegeven in Voorbeeld 1.

Voorbeeld 1: Gebruik score-indeling

Een analyse wordt uitgevoerd met betrekking tot een selectie aan metalen en levert de resultaten weergegeven in Tabel 20. Het globale eindoordeel is 2 omdat de concentratie van Cd = 3,21 µg/(kg ds) kleiner is dan het midden van klasse 3 (zijnde 4,635 µg/(kg ds)). Het staal valt terug van score 3 naar score 2. Bijgevolg wordt slechts een gering ecotoxicologisch effect verwacht van de waterbodem uit het voorbeeld, op basis van de chemische parameters.

Parameter	Concentratie (mg/kg ds)	Score
Cr	32,45	1
Pb	21,5	1
As	6,3	1
Cd	3,21	3
Cu	15,24	1
Hg	0,12	1
Ni	7,9	1
Zn	198,8	2
Totaal		2

Tabel 20: Scorebepaling op basis van de gemeten concentraties voor een selectie aan metalen.

Zoals eerder vermeld, wordt deze fysicochemische component aangevuld met een ecotoxicologische en biologische beoordeling van de waterbodem. In de ecotoxicologische beoordeling worden in het laboratorium gekweekte organismen voor een bepaalde tijdspanne blootgesteld aan poriënwater of de waterbodem zelf. Na deze blootstelling wordt gekeken naar het percentage van de organismen dat een effect vertoont of sterft. Voor de biologische beoordeling wordt de aanwezigheid van specifieke bodemdieren met behulp van indices onderzocht en eventueel aangevuld met een analyse van specifieke morfologische karakteristieken. Beide componenten zijn ook zo opgebouwd dat er voor elk staal een score bekomen wordt, lopende van 1 (geen effect) tot 4 (sterk effect). Alle component-specifieke scores kunnen vervolgens omgezet worden in een signaal (zie Tabel 21), dat de basis vormt voor de finale beoordeling (zie Tabel 22).

Score/Klasse	Signaal		
	Fysicochemie	Ecotoxicologie	Biologie
1	-	-	-
2	-	+	+
3	+	+	+
4	+	+	+

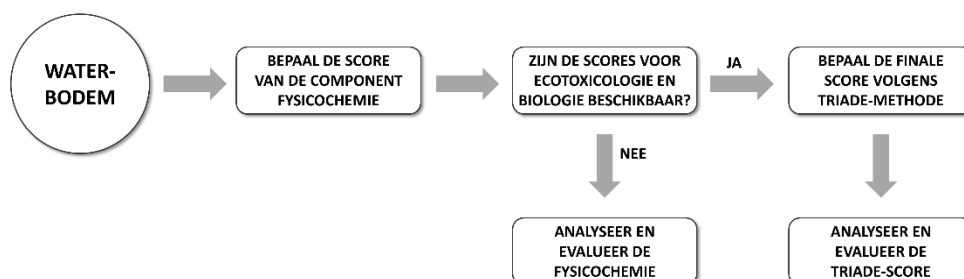
Tabel 21: Toekenning van een signaal (-: beperkte afwijking/effect; +: sterke afwijking/effect) aan de bekomen score, opgedeeld per component.

Component			Finale beoordeling
Fysicochemie	Ecotoxicologie	Biologie	
+	+	+	4
-	+	+	3
+	-	+	
+	+	-	
-	-	+	2
-	+	-	
+	-	-	
-	-	-	1

Tabel 22: Finale beoordeling gebaseerd op de component-specifieke signalen. De finale beoordeling loopt van score 1 (geen/beperkte verontreiniging) tot 4 (sterke verontreiniging).

Evaluatie

De rekenparameter omvat minstens het toekennen van een score op basis van de bovenvermelde methodiek voor de fysicochemische component. Deze individuele score kan uitgebreid worden naar een triade-score indien de scores voor de ecotoxicologische en biologische component direct beschikbaar zijn. Zo zijn er voor de zones *Zoet, korte verblijftijd* en *Zoet, lange verblijftijd* reeds component-specifieke scores beschikbaar in de Scheldemonitor (zie Fiche [S-FC-V-017](#)). Een herrekening van de fysicochemische component blijft hierbij wel noodzakelijk, aangezien scores op een andere manier worden toegekend in de methodiek voor zoete waterbodems. De benadering voor de evaluatie wordt grafisch weergegeven in Figuur 23.



Figuur 23: Stappenplan voor de analyse en evaluatie van de waterbodem. De fysicochemie wordt individueel gescoord en eventueel aangevuld met de scores van de ecotoxicologische en biologische component (indien beschikbaar).

Voor de beoordeling van de rekenparameter *Verontreinigende stoffen in de waterbodem* wordt een analyse uitgevoerd per zone (niveau 3). Een positieve evaluatie wordt toegekend aan waterbodems die nauwelijks verontreinigd zijn (score 1 en 2). Waterbodems die verontreinigd tot sterk verontreinigd zijn (score 3 en 4), krijgen een negatieve evaluatie. De finale evaluatie wordt bekomen door de combinatie van de twee parallelle evaluaties gebaseerd op (1) alle stoffen en (2) alle stoffen met meetwaarden boven de analytische grenswaarde (zie Figuur 22). Additioneel wordt ook aangeraden om naast deze score-gebaseerde evaluatie een overzicht te geven van alle stoffen die een score 3 toegewezen krijgen en in welke zone/jaar dit werd waargenomen.

Kanttekeningen met betrekking tot de toetsparameter *Verontreinigende stoffen in de waterbodem*

- De voorgelegde triade-methodiek voor brakke en zoute waterbodems is momenteel nog in ontwikkeling en wordt gezien als een 'levend document'. Met andere woorden, de grenswaarden kunnen steeds bijgewerkt worden indien nieuwe gegevens beschikbaar zijn. Een raadpleging van de meest recente stoffenlijst en gerelateerde grenswaarden op het moment van de analyse en evaluatie is bijgevolg opportuun;
- De tweede grenswaarde is afgeleid van de eerste grenswaarde en bijgevolg relatief arbitrair. Er wordt momenteel gewerkt aan een meer (ecologisch) onderbouwde set aan grenswaarden, zodat een opdeling in vier of vijf klassen op een onderbouwde manier uitgevoerd kan worden;
- De triade-methodiek voor zoete waterbodems hanteert een andere benadering voor het toekennen van een score voor de fysicochemie. Er wordt evenwel verwacht dat deze methodiek op korte termijn een update kent, waarbij eveneens een opdeling in vier of vijf klassen mogelijk wordt op basis van stof-specifieke grenswaarden.

4.5.2.2. Verontreinigende stoffen in het oppervlaktewater

Het merendeel van de verontreinigende stoffen wordt geïntroduceerd in de waterkolom alvorens terecht te komen in de waterbodem en/of de aanwezige biota. Ook binnen de KRW wordt veel aandacht gegeven aan de aanwezigheid van deze stoffen, waarbij de mogelijkheid wordt gegeven om zowel jaargemiddelden (JG-MKN) als piekbelastingen (MAC-MKN) te toetsen. Deze gecombineerde toetsing maakt het mogelijk om een beter inzicht te verkrijgen in hoeverre de ecologie wordt belast met verontreinigende stoffen.

Verontreinigende stoffen horen niet thuis in het Schelde-estuarium en er zijn dan ook zone-specifieke normen voorhanden. De tabel in Bijlage B.6.2 bundelt de normen per Scheldezone voor alle verontreinigende stoffen die beschouwd dienen te worden binnen deze methodiek. Voor de zones *Zoet, korte verblijftijd* en *Zoet, lange verblijftijd* worden de Vlaamse normen voor oppervlaktewaters en meren gehanteerd, terwijl voor de zones *Oligohalien* en *Sterke saliniteitsgradiënt* de normen voor overgangswateren gelden (VLAREM-normen; Vlaamse Regering, 2012). Voor de zones *Mesohalien*, *Zwak polyhalien* en *Sterk polyhalien* wordt gebruik gemaakt van de Nederlandse normen voor overgangswateren. Wanneer geen Nederlandse normen voorhanden zijn, worden de Vlaamse normen voor overgangswateren overgenomen. Een overschrijding van deze zone-specifieke normen leidt tot een negatieve beoordeling voor deze rekenparameter.

Methodologie

De grote hoeveelheid aan stoffen maakt een trendbepaling en vergelijking met voorgaande jaren of een vergelijking tussen zones onoverzichtelijk. Voor een snel en alomvattend beeld wordt daarom het gebruik van toxische eenheden (*Toxic Units*; TU) voorgesteld. Hierbij worden de concentraties van de gemeten verontreinigende stoffen gedeeld door hun respectievelijke milieukwaliteitsnorm (MKN) (Bijlage B.6.2), zoals getoond in Vergelijking 4.5.

$$TU_i = \frac{C_i}{C_{R,i}} \quad (4.5)$$

Met TU_i de toxische eenheid voor stof i (-), C_i de concentratie van stof i en $C_{R,i}$ de respectievelijke referentieconcentratie (zijnde de MKN) van deze stof. Belangrijk hierbij is dat C_i en $C_{R,i}$ in dezelfde eenheid uitgedrukt zijn.

Voor een trendbepaling is het niet aangewezen om elke individuele verontreinigende stof op te volgen. Om de totale vracht van de gemeten stoffen in oppervlaktewater in te schatten en deze te vergelijken met vroegere metingen, kan een globale score worden berekend (TU_t , zie Vergelijking 4.6). Hierbij wordt dus één waarde bekomen die de toxische lading in het oppervlaktewater weergeeft, onafhankelijk van het aantal metingen. Deze onafhankelijkheid is een belangrijke factor aangezien het aantal gemeten stoffen in oppervlaktewater soms sterk kan verschillen per meetcampagne. Hierdoor kan een ruwe vergelijking tussen meetplaatsen en in de tijd uitgevoerd worden. Een nadeel van deze benadering is evenwel het introduceren van een uitmiddeling.

$$TU_t = \frac{1}{N} \sum_i^N TU_i = \frac{1}{N} \sum_i^N \frac{C_i}{C_{R,i}} \quad (4.6)$$

Met TU_t de totale toxische eenheid (-), N het totaal aantal beschouwde parameters (-), TU_i de toxische eenheid voor stof i (-), C_i de concentratie van stof i en $C_{R,i}$ de respectievelijke referentieconcentratie van deze stof. Belangrijk hierbij is dat C_i en $C_{R,i}$ in dezelfde eenheid uitgedrukt zijn.

Bovenstaande benadering wordt best toegepast per stoffengroep (bijv. metalen, PAK's, hydrofiele pesticiden, ...), waardoor groep-specifieke TU_t 's verkregen worden (bijv. $TU_{t,metaal}$, $TU_{t,PAK}$, $TU_{t,pesticiden}$, ...). Een voorbeeld van het gebruik van het voorgestelde TU-concept wordt gegeven in Voorbeeld 2.

Voorbeeld 2: Gebruik TU

Een analyse wordt uitgevoerd met betrekking tot een selectie aan metalen en levert de resultaten weergegeven in Tabel 23. Op basis van de metingen van drie metalen Cr, Ni en Cd wordt in het jaar X een $TU_{t,metaal}$ verkregen van 2.1. Op basis van de metingen van het volgende jaar (X+1), waarbij ook Zn wordt meegenomen in de analyse en de concentraties van de andere metalen weinig veranderen, blijft de $TU_{t,metaal}$ 2.1.

Jaar	Stof	C_i (µg/L)	$C_{R,i}$ (µg/L)	TU_i
X	Cr	20	5	4
	Ni	30	20	1,5
	Cd	0,2	0,25*	0,8
Totaal				2,1
X+1	Cr	18	5	3,6
	Ni	33	20	1,7
	Cd	0,12	0,25*	0,5
	Zn	50	20	2,5
Totaal				2,1

*: De weergegeven MKN voor Cd is gebaseerd op een waterhardheid ≥ 200 (mg $CaCO_3$)/L

Tabel 23: TU-bepaling voor metaalanalyses met variërend aantal metalen. Met C_i de gemeten concentratie van stof i , $C_{R,i}$ de referentieconcentratie van stof i (i.e. de milieukwaliteitsnorm) en TU_i de toxische eenheid van stof i .

De berekende TU_t 's zijn dimensieloos en de grenzen worden op 1 en 100 ingesteld. Waarden kleiner dan 1 worden aan 1 gelijkgesteld, waarden groter dan 100 worden gelijk aan 100 gesteld. Van elke TU_t wordt vervolgens de logaritme genomen om een normale verdeling van de TU_t 's te bekomen (zie Vergelijking 4.7). De grenzen worden aldus respectievelijk 0 en 2.

$$\text{LogIndex}_i = \log(TU_t) \quad (4.7)$$

Om het staal per chemische parameter te klasseren, wordt de (arbitraire) klasseindeling gebruikt zoals getoond in Tabel 24. Op deze manier wordt per staal een klasse bekomen. De hoogste van alle klassen van alle verontreinigende stoffen wordt de globale klasse van het staal.

LogIndex	Klasse	Betekenis (afwijking t.o.v. referentie)
$0 \leq \text{LogIndex} < 0,4$	1	Niet afwijkend
$0,4 \leq \text{LogIndex} < 0,8$	2	Licht afwijkend
$0,8 \leq \text{LogIndex} < 1,2$	3	Afwijkend
$1,2 \leq \text{LogIndex} < 2$	4	Sterk afwijkend

Tabel 24: Klasseindeling voor verontreinigende stoffen in het oppervlaktewater.

Voor de beoordeling van de rekenparameter *Verontreinigende stoffen in het oppervlaktewater* wordt een analyse uitgevoerd per zone (niveau 3). Een positieve evaluatie wordt toegekend aan oppervlaktewaters die niet tot licht afwijkend zijn (klasse 1 en 2). Oppervlaktewaters die afwijkend tot sterk afwijkend zijn (klasse 3 en 4), krijgen een negatieve evaluatie.

De finale evaluatie wordt bekomen door de combinatie van de twee parallelle evaluaties gebaseerd op (1) alle stoffen en (2) alle stoffen met meetwaarden boven de analytische grenswaarde (zie Figuur 22). Additioneel wordt ook aangeraden om naast deze score-gebaseerde evaluatie een overzicht te geven van alle stoffen die een klasse 3 toegewezen krijgen en in welke zone/jaar dit werd waargenomen.

4.5.2.3. Verontreinigende stoffen in biota

Veel milieubelastende stoffen kunnen in hoge concentraties voorkomen in organismen of het voedselweb en zo negatieve effecten teweegbrengen (bijv. metalen, PCB's en pesticiden). Een meting die de hoeveelheden van deze stoffen in organismen weergeeft, vormt een goede aanvulling op de voorgaande analyses en kan in relatie tot de bestaande milieunormen zicht geven op het al of niet optreden van effecten op aquatische organismen.

Geschikte monitoringsprogramma's zijn een eerste voorwaarde voor een goede evaluatie. Voor de Zeeschelde zijn gegevens beschikbaar van paling en baars, terwijl er voor de Westerschelde gebruik gemaakt wordt van mosselen en bot voor de KRW (De Jonge *et al.*, 2014). Hierbij moet men er zich wel van bewust zijn dat de accumulatie van verontreinigende stoffen tussen verschillende soorten sterk kan verschillen, hetgeen met behulp van passieve sampling kan worden opgevangen⁹. Naast deze metingen voor de KRW worden in de Westerschelde ook metingen uitgevoerd in het kader van OSPAR. Hiervoor wordt gebruik gemaakt van onder andere blauwe mosselen, Japanse oester, bot en schol.

Methodologie

Voor een snel en alomvattend beeld van het oppervlaktewater wordt ook hier het gebruik van toxische eenheden (*Toxic Units*; TU) voorgesteld. Hierbij worden de concentraties van de gemeten verontreinigende stoffen gedeeld door hun respectievelijke milieukwaliteitsnorm (zie Bijlage B.6.3), zoals getoond in Vergelijking 4.8.

$$TU_{biota,i} = \frac{C_{biota,i}}{C_{biota,R,i}} \quad (4.8)$$

Met $TU_{biota,i}$ de toxische eenheid voor stof i (-), $C_{biota,i}$ de concentratie van stof i in het weefsel van paling en/of bot en $C_{biota,R,i}$ de respectievelijke referentieconcentratie van deze stof (zie Bijlage B.6.3). Belangrijk hierbij is dat $C_{biota,i}$ en $C_{biota,R,i}$ in dezelfde eenheid uitgedrukt zijn.

Net zoals bij oppervlaktewater, kunnen hier totale $TU_{biota,t}$'s bepaald worden (zie Vergelijking 4.9). Aangezien de gevoeligheid aan verontreinigende stoffen verschillend is voor verschillende weefsels, worden de $TU_{biota,t}$'s best bepaald per weefseltype (of orgaan). Bijgevolg wordt één waarde bekomen die de toxische lading weergeeft, onafhankelijk van het aantal metingen. Hierdoor kan een vergelijking tussen meetplaatsen en in de tijd uitgevoerd worden.

$$TU_{biota,t} = \frac{1}{N} \sum_i^N TU_{biota,i} = \frac{1}{N} \sum_i^N \frac{C_{biota,i}}{C_{biota,R,i}} \quad (4.9)$$

⁹ Passieve sampling wordt door de VMM uitgevoerd in het bioaccumulatiemetnet, maar nog niet voor alle stoffen met een norm.

Met $TU_{biota,t}$ de totale toxische eenheid (-), N het totaal aantal beschouwde parameters (-), $TU_{biota,i}$ de toxische eenheid voor stof i (-), $C_{biota,i}$ de concentratie van stof i en $C_{biota,R,i}$ de respectievelijke referentieconcentratie van deze stof (met $C_{biota,i}$ en $C_{biota,R,i}$ in dezelfde eenheid uitgedrukt).

De berekende $TU_{biota,i}$'s zijn dimensieloos en de grenzen worden op 1 en 100 ingesteld. Waarden kleiner dan 1 worden aan 1 gelijkgesteld, waarden groter dan 100 worden gelijk aan 100 gesteld. Van elke $TU_{biota,i}$ per verontreinigende stof i wordt vervolgens de logaritme genomen om een normale verdeling van de $TU_{biota,i}$'s te bekomen (zie Vergelijking 4.10). De grenzen worden aldus respectievelijk 0 en 2.

$$LogIndex_i = \log(TU_{biota,i}) \quad (4.10)$$

Om het staal per chemische parameter te klasseren, wordt de (arbitraire) klasseindeling gebruikt zoals getoond in Tabel 25. Op deze manier wordt per staal voor elke verontreinigende stof een klasse bekomen. De hoogste van alle klassen van alle verontreinigende stoffen wordt de globale klasse van het staal.

LogIndex	Klasse	Betekenis (afwijking t.o.v. referentie)
$0 \leq LogIndex < 0,4$	1	Niet afwijkend
$0,4 \leq LogIndex < 0,8$	2	Licht afwijkend
$0,8 \leq LogIndex < 1,2$	3	Afwijkend
$1,2 \leq LogIndex < 2$	4	Sterk afwijkend

Tabel 25: Klasseindeling voor geaccumuleerde concentraties aan verontreinigende stoffen in biota.

Voor de beoordeling van de rekenparameter *Verontreinigende stoffen in biota* wordt een analyse uitgevoerd per Scheldedeel (niveau 2). Een positieve evaluatie wordt toegekend aan stalen die niet tot licht afwijkend zijn (klasse 1 en 2). Stalen die afwijkend tot sterk afwijkend zijn (klasse 3 en 4), krijgen een negatieve evaluatie. De finale evaluatie wordt bekomen door de combinatie van de twee parallelle evaluaties gebaseerd op (1) alle stoffen en (2) alle stoffen met meetwaarden boven de analytische grenswaarde (zie Figuur 22).

Additioneel wordt ook aangeraden om naast deze score-gebaseerde evaluatie een overzicht te geven van alle stoffen die een klasse 3 toegewezen krijgen en in welk deel/jaar dit werd waargenomen.

4.5.3. Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter *Verontreinigende stoffen*

De toetsparameter *Verontreinigende stoffen* wordt bepaald door drie rekenparameters: (1) Verontreinigende stoffen in de waterbodem, (2) Verontreinigende stoffen in het oppervlaktewater en (3) Verontreinigende stoffen in biota. Voor elk van deze rekenparameters zijn specifieke criteria afgeleid (zie Sectie 4.5.2) en samengevat in Tabel 26. Deze criteria dienen als basis voor de evaluatie van de omvattende toetsparameter *Verontreinigende stoffen*, die positief beoordeeld zal worden als alle criteria voor de drie bovenstaande rekenparameters vervuld zijn.

Rekenparameter	Beoordeling	Type
Verontreinigende stoffen in de waterbodem	Analyses worden uitgevoerd per Scheldezone (niveau 3) en samengevat door middel van een score. Twee parallelle analyses worden uitgevoerd in functie van het veiligheidsprincipe. Individuele analyses worden positief geëvalueerd wanneer geen (sterk) afwijkend staal wordt waargenomen. De finale evaluatie wordt bepaald door de combinatie van de twee parallelle analyses: • Positief wanneer evaluatie van alle stoffen positief is; • Negatief wanneer de twee parallelle analyses negatief zijn; • Neutraal wanneer evaluatie van alle stoffen negatief is én de evaluatie van alle stoffen boven de rapportagegrens positief is.	1
Verontreinigende stoffen in het oppervlaktewater	Analyses worden uitgevoerd per Scheldezone (niveau 3) en samengevat door middel van een kwaliteitsklasse op basis van toxische eenheden. Twee parallelle analyses worden uitgevoerd in functie van het veiligheidsprincipe. Individuele analyses worden positief geëvalueerd wanneer geen (sterk) afwijkend staal wordt waargenomen. De finale evaluatie wordt bepaald door de combinatie van de twee parallelle analyses: • Positief wanneer evaluatie van alle stoffen positief is; • Negatief wanneer de twee parallelle analyses negatief zijn; • Neutraal wanneer evaluatie van alle stoffen negatief is én de evaluatie van alle stoffen boven de rapportagegrens positief is.	1
Verontreinigende stoffen in biota	Analyses worden uitgevoerd per Schelddedeel (niveau 2) en samengevat door middel van een kwaliteitsklasse op basis van toxische eenheden. Twee parallelle analyses worden uitgevoerd in functie van het veiligheidsprincipe. Individuele analyses worden positief geëvalueerd wanneer geen (sterk) afwijkend staal wordt waargenomen. De finale evaluatie wordt bepaald door de combinatie van de twee parallelle analyses: • Positief wanneer evaluatie van alle stoffen positief is; • Negatief wanneer de twee parallelle analyses negatief zijn; • Neutraal wanneer evaluatie van alle stoffen negatief is én de evaluatie van alle stoffen boven de rapportagegrens positief is.	1

Tabel 26: Beoordeling van de verschillende rekenparameters onder de toetsparameter Verontreinigende stoffen.

4.6. Verklarende parameters

4.6.1. Inleiding

Zoals uit Figuur 18 blijkt, wordt het pelagiale ecosysteem beïnvloed door tal van factoren. Met de vier toetsparameters (*Zuurstof*, *Nutriënten*, *Abiotisch klimaat* en *Verontreinigende stoffen*) wordt de toestand van het pelagiale ecosysteem beoordeeld. Een positieve score voor de vier toetsparameters wijst uit dat het goed gaat met de pelagiale kwaliteit. Bij problemen zullen echter de vier toetsparameters alleen niet de onderliggende oorzaken kunnen aanwijzen.

Bijkomende verklarende parameters zijn hiervoor vereist. Deze verklarende parameters moeten trends in de toetsparameters helpen achterhalen. Voor de verklarende parameters zelf worden geen criteria opgesteld, maar wordt gekeken hoe trends in verband kunnen staan met de waargenomen trends in de reken- en toetsparameters. Binnen de communicatie-indicator *Waterkwaliteit* worden de volgende verklarende parameters betrokken voor het verklaren van de trends in de rekenparameters:

- Input estuarium
- Zoutdynamiek
- Lichtlimitatie
- Temperatuurdynamiek
- Zuurtegraad (pH)
- Chlorofyl *a*
- Verbliftijd
- Getijasymmetrie
- Relatieve getijslag
- Menselijke activiteiten

4.6.2. Input estuarium

Het Schelde-estuarium wordt beïnvloed door verscheidene externe factoren, waaronder de inkomende waterstromen en de geassocieerde fysicochemie. Deze instroom vindt voornamelijk plaats aan de grenzen van het estuarium, waaronder de stroomopwaartse plaatsen waar de getij-invloed stopt, meestal door de bouw van stuwen. Deze grensmeetpunten liggen net buiten het estuarium en aan de rand van het getijdengebied. Het gaat om de bovenstroomse delen (zonder getij-invloed) van de rivieren Bovenschelde, Dender, Dijle, Zenne, Grote Nete en Kleine Nete. Ook het Spuikanaal Bath, het Kanaal Gent-Terneuzen en het Antwerpse havengebied op rechteroever (Haven) worden als grenspunt opgenomen. De kwaliteit en kwantiteit van de afvoer uit deze gebieden kan namelijk een belangrijke invloed hebben op het estuariene ecosysteem.

Het spreekt voor zich dat de waterkwaliteit in het estuarium zeer sterk beïnvloed wordt door wat er toekomt in het ecosysteem vanuit deze zijrivieren en kanalen (Gaulier *et al.*, 2021; Soetaert *et al.*, 2006). Daarom vormen de grenzen van het estuarium een eerste belangrijke verklarende parameter. Alle rekenparameters voor de communicatie-indicator *Waterkwaliteit* met een ruimtelijke resolutie op niveau 3 (zones) of 4 (compartimenten), dienen daarom ook voor de grenzen bepaald te worden (voor zover hiervoor gegevens beschikbaar zijn). Deze analyses kunnen thematisch meegenomen worden per rekenparameter, zonder tot een effectieve evaluatie over te gaan.

4.6.3. Zoutdynamiek

4.6.3.1. Achtergrond

Zoals vermeld in een voorgaande sectie (zie Sectie 4.4.2.1) is de saliniteitsgradiënt een belangrijk kenmerk van het Schelde-estuarium. Deze gradiënt is namelijk bepalend voor het voorkomen van diverse soorten en stuurt daarmee zowel de structurele als functionele kenmerken van de aquatische gemeenschap in estuaria (Lionard *et al.*, 2005; Wolff, 1973). Bovendien beïnvloedt deze gradiënt ook de fysicochemie van het systeem.

Zo zorgt een toename in de saliniteit voor een afname in de hoeveelheid opgeloste zuurstof (zie Figuur 21) en ook de toxiciteit van verschillende metalen neemt doorgaans af wanneer de saliniteit toeneemt. Daar waar zoet met zout water mixt, ontstaat een turbiditeitsmaximum, hetgeen belangrijk is voor sedimentatieprocessen.

De saliniteitsgradiënt is afhankelijk van neerslag, verdamping, zijkanalen (aan- en afvoer) en het getij. Tijdens een warme zomer zal de gradiënt stroomopwaarts schuiven door verminderde afvoerdebieten aan zoetwater. Meer verdamping in de zomer zorgt ook voor stijgende zoutgehaltes, wat zich vooral kan uiten in de intergetijdengebieden. Bijgevolg vertoont de saliniteitsgradiënt een variatie in zowel de ruimte als de tijd, hetgeen inherent is aan estuaria. Toch is het meer dan duidelijk dat fluctuaties in dit zoutgehalte een belangrijke verklarende factor kunnen vormen voor tal van processen en dat menselijke ingrepen een invloed hebben op deze fluctuaties.

Zo kan een verdieping van de vaargeul ervoor zorgen dat het getij verder doordringt (zie ook de verklarende parameter *Relatieve getijslag*, Sectie 4.6.10) en ook de zoetwatertoevoer naar het estuarium is ingrijpend gemanipuleerd door een variëteit aan menselijke ingrepen. Grote debieten zoetwater worden namelijk van het estuarium weggeleid, in hoofdzaak om kanalen te voorzien van een voldoende grote toevoer aan zoetwater. Het debiet van de Bovenschelde wordt 's zomers vaak voor meer dan de helft omgeleid naar kanalen, waardoor het niet meer terechtkomt in de meest stroomopwaartse zone van het estuarium. Bij langdurige droogte zijn er zelfs dagen dat helemaal geen bovendebiet vanuit de Schelderivier in het estuarium komt (Maris *et al.*, 2018). Dit heeft uiteraard significante gevolgen voor het functioneren van het ecosysteem. De verblijftijden nemen sterk toe, waardoor de eutrofiëringsproblematiek extra in de verf wordt gezet en de zoutgrens opschuift in het estuarium (zie ook de verklarende parameter *Verblijftijd*, sectie 4.6.8).

4.6.3.2. Te bepalen parameters

Saliniteit is een maat voor de hoeveelheid opgeloste zouten in water en wordt vaak uitgedrukt in aantal deeltjes per duizend (ppt) of ‰. Natriumchloride speelt hierbij een belangrijke rol, maar ook magnesium, calciumsulfaten en bicarbonaten dragen bij tot de saliniteit. Hierdoor zijn echte metingen van saliniteit complex, waardoor deze meestal niet standaard uitgevoerd worden in het Schelde-estuarium. Vaak worden wel omrekeningen van geleidbaarheid naar saliniteit gemaakt, of van geleidbaarheid naar chloridegehalte (zie bijv. Bijlage B.5.4). Deze benadering van de saliniteit moet met de nodige voorzichtigheid gebeuren, omdat zeker bij lage concentraties aan chloride, deze omrekening niet steeds nauwkeurig is. De geleidbaarheid en saliniteit worden namelijk in hoofdzaak bepaald door de aanwezige chloride-ionen, maar in het zoete gedeelte vormen ook andere ionen een belangrijke bijdrage aan de geleidbaarheid.

Voor deze methodiek wordt voorgesteld om het zoutgehalte steeds uit te drukken in chloridegehalte. In het zoete zijn voldoende chloridemetingen voorhanden. In het brakke en zoute deel van de Schelde is dit minder het geval, maar is de omrekening vanuit saliniteit of specifieke geleidbaarheid betrouwbaar (zie Bijlage B.5.4). Door de invloed die fluctuaties in het zoutgehalte hebben op het functioneren van het ecosysteem, wordt er binnen deze methodiek aandacht gegeven aan zowel de temporele (schommelingen op korte en middellange termijn) als spatiale (stratificatie) gradiënt.

Schommelingen op korte termijn (zoutstress)

Omdat er een zoutgradiënt bestaat langsheen de lengtes van het estuarium, zal door de beweging van het getij het zouthalte op elke plaats in het estuarium op en neer gaan met elke tij-beweging. De intensiteit van deze schommeling wordt in sterke mate bepaald door de sterkte van de zoutgradiënt en de grootte van de tij-exkursie. Zo leidt de combinatie van een sterke zoutgradiënt en een grote tij-exkursie tot intense zoutschommelingen op korte termijn. Dit kan een belangrijke stressfactor zijn voor benthische organismen, aangezien zij binnen 1 tij-beweging een grote range in zoutgehalte moeten trotseren. Pelagiale organismen daarentegen kunnen meebewegen met het getij en kunnen zo min of meer binnen dezelfde saliniteitsklasse blijven.

Voor de bepaling van de zoutstress wordt gebruik gemaakt van continue data. Wanneer we veronderstellen dat de maandelijks opgemeten chloriniteitsprofielen langsheen het estuarium indicatief en relatief constant zijn voor de maand waarin ze opgemeten zijn, dan kunnen continue chloride data rechtstreeks omgezet worden naar de tij-exkursie. Immers, uit deze veronderstelling volgt dat een eenduidig verband tussen chloride en de locatie langsheen het estuarium kan afgeleid worden uit het opgemeten chloriniteitsprofiel. Uit de continue chloridedata kan dan de horizontale beweging van de watermassa afgeleid worden. Door de extremen te bepalen en het verschil ertussen, kennen we voor elke tij-beweging de tij-exkursie. Dit kan gedaan worden voor alle stations met continue data, terwijl interpolatie wordt toegepast voor de locaties tussen de continue meetstations.

Op basis van de maximale tij-exkursie en het chlorideprofiel kan vervolgens per maand de maximale chloridefluctuatie per zone (niveau 3) worden bepaald. Door te delen door het maandgemiddelde chloridegehalte per zone, wordt tevens de relatieve chloride fluctuatie per maand per zone bepaald. Bij stations met lage chloridegehalten en kleine schommelingen worden de afgeleide tij-exkursies minder betrouwbaar. Doordat de zoutstress op deze locaties ook zeer klein is, vormt dit geen probleem voor de verdere evaluatie.

Als maat voor de zoutstress, wordt de maandelijkse chloridefluctuatie per station bepaald. Vervolgens wordt de maximale maandelijkse fluctuatie per periode en per station afgeleid.

Schommelingen op middellange termijn

Een langzame toename van de saliniteit leidt tot verschuivingen in de soortendiversiteit, terwijl schommelingen op kortere termijn kunnen leiden tot toenemende zoutstress met grote gevolgen voor het ecosysteem. Ook op middellange termijn (bijv. seizoenen) kunnen schommelingen voorkomen. Zo kan, na een paar maanden met lage debieten, het zoutgehalte langzaam toenemen, om na een periode van hevige regenval of hoge spuidebieten plots weer sterk te dalen. Bijgevolg worden organismen binnen een periode van enkele maanden blootgesteld aan een brede zoutrange.

Als maat voor de schommelingen in zout, wordt jaarlijks voor elke Scheldezone (niveau 3) de variatie in chlorideconcentratie bepaald volgens Vergelijking 4.11 (Vos & Wolff, 2001).

$$variatie(\%) = \frac{4 \cdot s_x}{\bar{x}} \cdot 100\% \quad (4.11)$$

Met $\bar{x}$ de gemiddelde chlorideconcentratie op jaarbasis (mg/L) en s_x de standaarddeviatie op de gemiddelde chlorideconcentratie op jaarbasis (mg/L)

Stratificatie

Wanneer er onvoldoende menging plaatsvindt, kan er een zoutwig ontstaan die onder een zoetwatermassa door migreert. Dit stratificatieproces kan een grote invloed uitoefenen op het functioneren van het ecosysteem, met onder andere ingrijpende gevolgen voor de toetsparameters *Zuurstof* en *Nutriënten*. De Schelde wordt echter verondersteld een goed gemengd systeem te zijn, waardoor men aanneemt dat er geen stratificatie optreedt. Enkel in de zone waar zout en zoet elkaar tegenkomen (zijnde de zone *Sterke saliniteitsgradiënt*) kan een zwakke stratificatie optreden, die beperkt is in de tijd en bijgevolg geen grote ecologische gevolgen kent.

Gegevens voor het opstellen van deze verticale zoutgradiënten zijn evenwel beperkt beschikbaar, maar worden continu aangevuld. Voornamelijk in de zone *Sterke saliniteitsgradiënt* worden deze gradiënten op een aantal locaties tijdens elke meetcampagne bepaald, waardoor deze mee opgenomen kunnen worden in de rapportage. Maandelijks wordt op basis van het verticale zoutprofiel nagegaan of er sprake is van sterke stratificatie, waarbij de trend in zoutgradiënt (verschil in zoutgehalte tussen oppervlakte en bodem, gedeeld door diepte) in functie van de tijd uitgezet wordt.

4.6.4. Lichtlimitatie

4.6.4.1. Achtergrond

De hoeveelheid en de aard van de zwevende stof in het water bepalen de troebelheid, en samen met de mengdiepte in de waterkolom geven ze een maat voor de lichtlimitatie. Die lichtlimitatie is een van de meest sturende factoren in het estuariene ecosysteem. Primaire productie door fytoplankton is immers zeer sterk afhankelijk van de hoeveelheid licht in de waterkolom. In het Schelde-estuarium is de concentratie aan nutriënten doorgaans meer dan voldoende voor fytoplanktongroei, maar licht blijkt de limiterende factor te zijn voor het gros van de primaire productie. Specifiek bedraagt de maximale lichtpenetratie (eufotische diepte, zijnde de diepte waaronder de hoeveelheid licht onder 1% van de oppervlaktestraling valt (Scheffer, 1998)) tussen 0,5 en 1,5 meter met uitzonderlijke gevallen van maximaal 2,5 meter diep (Barneveld *et al.*, 2018).

Veranderingen in het lichtklimaat zullen dus bepalend zijn voor de primaire productie en bijgevolg voor het volledige ecosysteem. Wanneer gesproken wordt over lichtklimaat, spelen verschillende factoren een rol: het zicht onder water wordt beïnvloed door de hoeveelheid licht dat op een voorwerp valt, wat afhankelijk is van de instraling aan de oppervlakte, de hoek waaronder het licht invalt, de mate van reflectie van het invallende licht en de hoeveelheid licht dat wordt geabsorbeerd. Daarnaast speelt verstrooiing een rol, wat in principe geen invloed heeft op de hoeveelheid licht onder water, maar op de waarneming van een voorwerp onder water. Verstrooiing kan wel indirect bijdragen aan de uitdoving/extinctie doordat het licht meer kans heeft om geabsorbeerd te worden. Hierdoor zijn er verschillende methodes om dit lichtklimaat te beschrijven: doorzicht, extinctie en turbiditeit. De bijhorende benaderingen worden gegeven in Bijlage B.5.5.

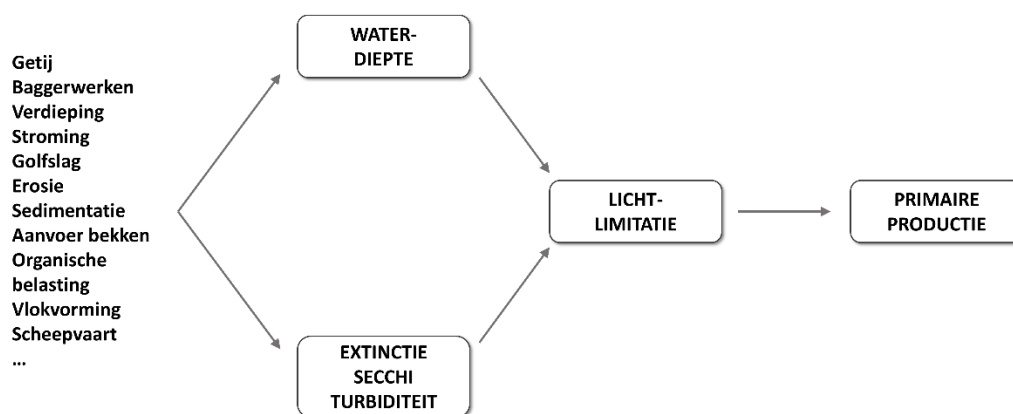
Lichtlimitatie

Niet enkel de extinctie is van belang voor het lichtklimaat, ook de waterdiepte bepaalt de lichtlimitatie in een gemengd systeem. Hoe dieper het water, hoe groter de kans dat het fytoplankton zich in een donkere waterlaag bevindt.

De lichtlimitatie kan ingeschat worden via de verhouding van de eufotische diepte (Z_{eu}) ten opzichte van de mengdiepte (Z_m), waarbij deze laatste in de Schelde benaderd kan worden door de gemiddelde diepte per compartiment (de Schelde is een goedgemengd systeem). Wanneer de mengdiepte veel groter is dan de eufotische diepte, dan is dit nadelig voor de primaire productie. De verhouding tussen deze twee dieptes is zeer ongunstig in de Westerschelde, aangezien het estuarium hier zeer diep is. In de Zeeschelde, waar de turbiditeit zeer groot is, is de verhouding wel relatief gunstig, doordat de gemiddelde diepte kleiner is (Adriaensen *et al.*, 2005).

Lichtlimitatie in het Schelde-estuarium is afhankelijk van de waterdiepte enerzijds en de lichtextinctie anderzijds (Figuur 24). Aangenomen wordt dat de lichtextinctie en de geassocieerde slibgehalten door menselijke invloed worden vergroot. Door veranderingen in het landgebruik is erosie in het bekken toegenomen gedurende de voorbije eeuwen. Veranderingen in de morfodynamiek en het uitvoeren van baggerwerken dragen ook bij tot een verhoging van de slibconcentratie of de troebelheid in het estuarium. Daaruit kan men afleiden dat het lichtklimaat vroeger waarschijnlijk beter was dan nu.

In de Schelde is de huidige lichtlimitatie meestal kleiner dan 0,1 wat betekent dat de Schelde een extreem donker systeem is. Ondanks de grote troebelheid scoort het zoete deel van de Schelde doorgaans nog het beste, dankzij de geringe diepte. De helderdere Westerschelde kent een grotere lichtlimitatie door de veel grotere gemiddelde diepte. In de brakke zone is de lichtlimitatie doorgaans het grootst, door een hoge troebelheid, een reeds grote diepte en de beperkte aanwezigheid van ondiepe zones. Ondanks het grote belang voor primaire productie, en bijgevolg de gehele voedselketen, is de kennis over het lichtklimaat nog vrij beperkt. Ook over de historische trends van het lichtklimaat zijn bitter weinig gegevens te vinden. Wat een natuurlijk of goed lichtklimaat voor de Schelde is, is daarom moeilijk af te leiden. Wel kan aangenomen worden dat, aangezien sommige Natura2000-doelen niet gehaald worden en het feit dat licht de limiterende factor is voor het fytoplankton, elke verbetering van het lichtklimaat als een gunstige evolutie wordt beschouwd.



Figuur 24: Factoren die lichtlimitatie beïnvloeden, met extinctie en waterdiepte als belangrijke elementen.

Effecten van veranderingen in lichtlimitatie

Een toename van de zwevende stof en de troebelheid betekent een toename van de extinctie, met mogelijke gevolgen voor primaire productie en de voedselketen. Afname van de zwevende stof betekent dan weer een verbetering van het lichtklimaat. Op zich is dit een gunstige evolutie, aangezien er duidelijke aanwijzingen zijn dat het lichtklimaat onnatuurlijk troebel is in de Schelde. In het huidige Schelde-ecosysteem heeft een verbetering van het lichtklimaat ook mogelijk een keerzijde. Bij een verbeterd lichtklimaat, zal de primaire productie kunnen toenemen, want de nutriëntvrucht is nog steeds zeer groot. Als de toegenomen primaire productie niet kan doorstromen naar hogere niveaus, kan dit leiden tot verschuivingen in de fytoplanktensamenstelling met gevolgen voor de volledige voedselketen.

Een verandering van het lichtklimaat kan daarom niet onafhankelijk beoordeeld worden, maar moet steeds in combinatie met tal van andere factoren beschouwd worden. Een verbetering van het lichtklimaat moet wellicht gepaard gaan met een daling van de nutriëntvrucht, anders zijn problemen niet uitgesloten. Hoe een verbetering van het lichtklimaat zich ten opzichte van een daling in nutriënten moet verhouden, vergt goede kennis van het ecosysteem. Daarom worden trends in lichtlimitatie hier als verklarende parameter aangewend, zonder de trend in lichtlimitatie zelf te beoordelen of boven- en ondergrenzen af te lijnen. Het is immers cru om een verbetering van het lichtklimaat als ongewenst te beoordelen, ook al leidt dit tot schadelijke algenbloei wanneer de nutriëntvrucht nog ongezond hoog is. Wanneer er een duidelijke trend is van dalende troebelheid, dienen de nutriënten deze trend te volgen. Enkel wanneer overduidelijk is dat dit op korte termijn niet haalbaar is, kan men overwegen om een verbetering van het lichtklimaat tijdelijk als ongewenst te beoordelen. Het ontwikkelen en toepassen van rekenmodellen wordt dan ook als essentieel gezien om de impact van een veranderend lichtklimaat op de planktongemeenschap in te schatten.

4.6.4.2. Te bepalen parameters

Voor de beschrijving van het heersende lichtklimaat zijn metingen van de eufotische diepte (Z_{eu}) en een bepaling van lichtlimitatie (zijnde de verhouding van de eufotische diepte ten opzichte van de mengdiepte; Z_{eu}/Z_m) vereist. De bepaling van Z_{eu} gebeurt bij voorkeur via veldmetingen van de verticale extinctiecoëfficiënt (k_d), zoals beschreven door Vergelijking 4.12. Deze waarde kan vervolgens gebruikt worden voor het bepalen van de lichtlimitatie (zie Vergelijking 4.13), waarin de mengdiepte benaderd kan worden door de gemiddelde diepte per compartiment. De Schelde wordt verondersteld een goed gemengd systeem te zijn voor opgeloste stoffen, maar voor zwevende stof worden vaak hogere waarden waargenomen nabij de bodem. Een diepte-gemiddelde benadering is hierbij aangeraden, indien voldoende gegevens beschikbaar zijn. Alternatieve benaderingen voor het bepalen van de extinctiecoëfficiënt en/of de eufotische diepte worden gegeven in Bijlage B.5.5.

$$Z_{eu} = \frac{-1}{k_d \cdot \ln(0,01)} \approx \frac{4,6}{k_d} \quad (4.12)$$

Met Z_{eu} de eufotische diepte (m) en k_d de lichtextinctiecoëfficiënt (1/m).

$$\text{Lichtlimitatie} = \frac{Z_{eu}}{Z_m} \quad (4.13)$$

Met Z_{eu} de eufotische diepte (m) en Z_m de mengdiepte (m).

Op basis van de bekomen resultaten kunnen spatiale en temporele trends uitgezet worden. Een toespitsing op de maximale en minimale eufotische diepte op jaarbasis laat toe om een beeld te krijgen van de fluctuatie die optreedt, terwijl seizoengemiddelde dieptes verklarend kunnen werken voor de waargenomen patronen in de primaire productie. Aanvullend wordt ook de lichtlimitatie op seizoenbasis opgenomen als verklarende parameter. Met andere woorden, de volgende drie verklarende parameters worden bepaald per compartiment (niveau 4) in de Zeeschelde en per zone (niveau 3) in de Westerschelde:

- Maximale en minimale eufotische diepte;
- Seizoengemiddelde eufotische diepte;
- Seizoengemiddelde lichtlimitatie.

Aangezien het lichtklimaat in grote mate gestuurd wordt door de hoeveelheid zwevende stof, de fytoplanktonbiomassa en de concentratie opgeloste organische stof (*Dissolved Organic Matter*; DOM) (Foden *et al.*, 2008), dienen ook enkele additionele parameters meegenomen te worden. Specifiek wordt er extra aandacht besteed aan de seizoengemiddelde zwevende stof en de positie van het turbiditeitsmaximum. De positie van dit maximum langsheen het lengteprofiel van het estuarium wordt seizoenaal bepaald, op basis van zwevende stof concentraties gemeten aan het oppervlak. Vervolgens wordt de trend in de ligging van de turbiditeitsmaximum geanalyseerd. Indien er voldoende data beschikbaar is, dan worden deze analyses uitgebreid met diepte-geïntegreerde analyses. Met andere woorden, de volgende twee parameters worden eveneens bepaald:

- Seizoengemiddelde zwevende stof (niveau 3);
- Turbiditeitsmaximum (niveau 1).

4.6.5. Temperatuurdynamiek

4.6.5.1. Achtergrond

Hoewel luchttemperatuur belangrijk is voor bepaalde fauna en flora in het Schelde-ecosysteem, beperkt deze verklarende parameter zich tot de dynamiek van de watertemperatuur. De temperatuurregulatie van rivieren is afhankelijk van natuurlijke en antropogene processen. In natuurlijke waterlichamen omvat de regulatie van temperatuur uitwisseling van warmte met de omgeving (lucht, sediment en grondwater), voornamelijk van belang in stromende wateren, en instralingsenergie, voornamelijk van belang in stilstaande wateren. Verlies van warmte vindt plaats in de bovenste centimeters van het waterlichaam en is voor de meeste systemen verwaarloosbaar (Verdonschot *et al.*, 2007). Antropogene factoren omvatten de onttrekking van water, veranderingen van morfologie, lozingen van koelwater in de rivieren en *global warming*, waarbij de verhoging van luchttemperatuur de watertemperatuur doet stijgen. Het aandeel van deze parameters op de watertemperatuur is niet eenvoudig te bepalen.

Het goed functioneren van het ecosysteem is vaak afhankelijk van maximale grenswaarden van temperatuur die organismen stellen voor bepaalde processen. Zo zal er bij te hoge temperaturen bijvoorbeeld geen paai plaatsvinden bij vis. Daarnaast draait het niet alleen om de temperatuur op zich, maar ook om temperatuursveranderingen. Deze kunnen een reeks processen initiëren, zoals zaadkieming, algenbloei of vismigratie. Temperatuur en temperatuurvereisten variëren echter in tijd en ruimte. Belangrijk is om de trends te bekijken ter verklaring van de toetsparameters.

4.6.5.2. Te bepalen parameters

Temperatuur is een maat voor de intensiteit van warmte en wordt gemeten in de eenheid van graden Celsius (°C). Watertemperatuur wordt door vele factoren beïnvloed, doch een verandering van de temperatuur heeft altijd een langzaam verloop, door het grote bufferend vermogen van water.

Bijna alle antropogene ingrepen die een effect hebben op de watertemperatuur van de Schelde, leiden tot een stijging. Daarom zal hier voornamelijk gekeken worden naar stijgingen en bovengrenzen. Hoewel een verklarende parameter niet getoetst dient te worden aan bepaalde criteria, worden hier wel streefwaarden meegegeven. De vergelijking met die waarden geeft aan of de temperatuur in een betreffende periode boven een bepaalde waarde ging en dus mogelijk een verklaring kan bieden voor een bepaalde ongewenste evolutie. Deze analyses werken aanvullend op de rekenparameter *Watertemperatuur* (Sectie 4.4.2.2).

Seizoengemiddelde temperatuur

Trends in seizoengemiddelde temperatuur worden geanalyseerd en vergeleken met het zes-jaarlijks gemiddelde. Het seizoengemiddelde wordt bepaald in elke Scheldezone (niveau 3) en getoetst aan volgende criteria:

- Winter (december-februari): seizoengemiddelde maximaal 8 °C;
- Lente (maart-mei): seizoengemiddelde maximaal 15 °C;
- Zomer (juni-augustus): seizoengemiddelde maximaal 21,5 °C;
- Herfst (september-november): seizoengemiddelde maximaal 17 °C.

Een overschrijding van deze waarden kan nadelige gevolgen hebben voor het ecosysteem.

Winterminima temperatuur

Winterminima worden geregistreerd omdat ze nuttig zijn bij het verklaren van gewijzigde dichtheden van bepaalde organismen (bijv. exoten) na een strenge of zwakke winter. Strenge winters kunnen bovendien ook een invloed uitoefenen op de voedselbeschikbaarheid voor (en bijgevolg de aanwezigheid van) vogels. Het winterminimum van de watertemperatuur wordt bepaald in elke Scheldezone (niveau 3).

Eerste maal 12°

Strenge winters of opwarming van het ecosysteem hebben ook een invloed op de start van het voortplantingsseizoen. De eerste dag dat de watertemperatuur 12 °C overschrijdt is hiervoor een goede maat. De bepaling van deze dag wordt uitgevoerd in elke Scheldezone (niveau 3) en aangevuld met station-specifieke resultaten van de continue meetstations.

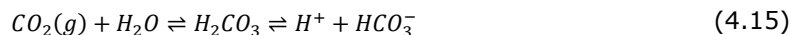
4.6.6. Zuurtegraad (pH)

4.6.6.1. Achtergrond

De pH of zuurtegraad van het water wordt beïnvloed door verschillende ecologische processen, en beïnvloedt zelf tal van processen. Zo daalt de pH door processen zoals zure regen en het oplossen van CO₂ in water (zie Vergelijking 4.15). Dit wordt verder versterkt door de afbraak van organisch materiaal onder anaerobe omstandigheden, doch deze bijdrage wordt beperkt beschouwd in het Schelde-estuarium. Het is eveneens mogelijk dat de pH in het estuarium toeneemt door de

aanwezigheid van algenbloei. Algen maken gebruik van de aanwezige CO₂-moleculen in het water om nieuwe biomassa te vormen (door middel van fotosynthese).

Via dit proces wordt CO₂ onttrokken van het water, waardoor het aantal vrije H⁺-ionen afneemt en de pH-waarde stijgt (zie Vergelijking 4.15). Ook de lozing van zepen en detergents via afvalwater kan leiden tot een toename in de pH.



Alle organismen worden gekarakteriseerd door het verkiezen van een optimale pH-range, waarbij elke afwijking de stofwisseling negatief kan beïnvloeden. Bovendien zorgt een verlaagde pH voor een verhoogde oplosbaarheid van meerdere metalen, hetgeen tot toxische omstandigheden kan leiden. Om deze nefaste omstandigheden te vermijden, bestaan er zone-specifieke milieukwaliteitsnormen die de optimale pH-range afbakenen (zie Bijlage B.1). Een overzicht van deze criteria wordt gegeven in Tabel 27. Deze range is evenwel relatief ruim, waardoor ecologisch relevante veranderingen in de pH nauwelijks opgepikt zullen worden.

Zone	pH-range
Durme	6,5 < pH < 8,5
Zoet kort verblijf	6,5 < pH < 8,5
Zoet lang verblijf	6,5 < pH < 8,5
Oligohalien	7 < pH < 9
Rupel	7 < pH < 9
Sterke saliniteitsgradiënt	7,5 < pH < 9

Tabel 27: Overzicht van de optimale pH-range per saliniteitszone, op basis van milieukwaliteitsnormen (zie Bijlage B.1).

4.6.6.2. Te bepalen parameters

Om veranderingen in de zuurtegraad te detecteren, wordt de pH per zone (niveau 3) en op maandelijkse basis geanalyseerd. Hiervoor kan gebruik gemaakt worden van de periodieke data afkomstig van de langsvaarten. Indien beschikbaar, worden ook de continue data aangewend voor het bepalen van de schommelingen op middellange termijn.

$$\text{variatie}(\%) = \frac{4 \cdot s_x}{\bar{x}} \cdot 100\% \quad (4.16)$$

Met $\bar{x}$ de gemiddelde pH op jaarbasis (-) en s_x de standaarddeviatie op de gemiddelde pH op jaarbasis (-).

4.6.7. Chlorofyl *a*

4.6.7.1. Achtergrond

De hoeveelheid chlorofyl *a* in de waterkolom wordt frequent gebruikt als een maat voor de aanwezige fytoplanktonbiomassa. Het is een selectieve maat, maar de verhouding ten opzichte van biomassa (µg chlorofyl *a* per gram koolstof) kan evenwel variëren in functie van de heersende omstandigheden. Trends in chlorofyl *a* kunnen belangrijke additionele informatie opleveren bij de interpretatie van nutriënten en algenbloei. Daarom wordt chlorofyl *a* hier als verklarende parameter opgenomen, als

maat voor de grootte van de fytoplanktonbloei. Hoge chlorofyl *a* waarden worden niet als schadelijk beschouwd, als er maar goede doorstroming is naar hogere niveaus.

Extreem hoge waarden kunnen wel schadelijk zijn, waaronder problemen van nachtelijke anoxie door respiratie of bij afsterven van een overmatige algenbloei. Echter, extreem hoge waarden kunnen pas bereikt worden als er onvoldoende begrazing is en er geen gezonde zoöplanktonpopulatie is om de algenbloei in toom te houden.

Algen staan in voor de primaire productie in het estuarium (primaire productie door macrofyten kan verwaarloosd worden). De primaire productie vormt de basis van een ecosysteem omdat het zorgt voor de input van organisch materiaal via fotosynthese en opname van nutriënten. De primaire productie bepaalt zo in belangrijke mate de grenzen van de draagkracht. Veel primaire productie kan leiden tot zowel positieve als negatieve effecten. Positief is een grotere productie van de hogere trofische niveaus, zoals bijvoorbeeld een hoge biomassa aan schelpdieren en vissen (beschikbaar voor hogere trofische niveaus en eventueel ook voor de visserij). Een negatief effect is de kans op zuurstoftekorten na zeer hoge primaire productie met als gevolg een eventueel massaal afsterven van hogere trofische niveaus. Een lage primaire productie kan een relatief lage productie van de hogere trofische niveaus tot gevolg hebben, wat vanuit het oogpunt van de biodiversiteit niet slecht hoeft te zijn (Meire en Maris, 2008). Echter, het voedselrijke karakter dat aan estuaria wordt toegeschreven kan hierdoor wel in het gedrang komen. De effecten van algenbloei worden eveneens vermeld bij de toetsparameter *Nutriënten* en komen tevens terug in de toetsparameter *Primaire productie* onder de communicatie-indicator *Ecologie* (zie sectie 6.3).

4.6.7.2. Te bepalen parameters

De concentratie chlorofyl *a* is, thematisch gesproken, een ecologische parameter. Bijgevolg wordt de berekening van deze parameter beschreven in het hoofdstuk *Ecologie* (zie hoofdstuk 6) en wordt deze parameter ook in het analyserapport in het hoofdstuk *Ecologie* besproken per zone (niveau 3).

4.6.8. Verblijftijd

4.6.8.1. Achtergrond

De verblijftijd kan eenvoudig gedefinieerd worden als de tijd die een deeltje doorbrengt in een systeem onder invloed van de heersende hydromorfologie. Deze verblijftijd is van groot belang voor tal van ecologische processen door het bepalen van de verversing van de waterkolom. Bij een korte verblijftijd wordt de waterkolom snel verversd, waardoor nutriënten snel worden aangevuld en er minder snel depletie zal optreden. Tegelijkertijd worden afbraakproducten snel afgevoerd, waardoor er minder ongewenste effecten zullen optreden.

Echter, zeer korte verblijftijden kunnen leiden tot het uitspoelen van de fyto- en zoöplanktongemeenschap, met een ontsporing van de pelagiale waterkwaliteit tot gevolg. Bovendien is bij (zeer) korte verblijftijden ook de tijd voor biochemische processen (bijv. koolstofmineralisatie, nitrificatie en denitrificatie in de waterkolom) en interacties met slik- of schorgebieden korter.

Een grotere verblijftijd voor water kan dan weer leiden tot een depletie van zuurstof (door onder andere koolstofmineralisatie en respiratie) en nutriënten (door primaire productie). Anderzijds kan een

lange verblijftijd leiden tot hoge dichtheden aan fytoplankton, op voorwaarde dat er voldoende nutriënten zijn.

Ook zoöplankton kan hoge dichtheden bereiken omdat dit zoöplankton langer de tijd heeft gekregen om zich te vermenigvuldigen. Bovendien kan een lange verblijftijd, in combinatie met beperkte menging, het uitzakken van zwevende stof en voedingsstoffen bevorderen, waardoor bodemdieren een grotere rol kunnen spelen in de energiedoorstroming.

Voor riviersystemen is de verblijftijd eenvoudig te bepalen door het volume van het systeem te delen door het netto debiet door het systeem. In estuaria gaat deze eenvoudige werkwijze helaas niet op door de aanwezige tij-werking. Bovendien is de verblijftijd in een bepaalde zone van het estuarium afhankelijk van onder andere de tij-amplitude, het volume en het netto debiet in die zone. Alle drie zijn door menselijke ingrepen gewijzigd. Tij-amplitude en volume zijn beïnvloed door grote ingrepen zoals inpolderingen en baggerwerken. Veranderingen in het netto debiet spelen vooral in de opwaartse delen van het estuarium een belangrijke rol. Dit debiet wordt in belangrijke mate beïnvloed door maatregelen in het bekken, waaronder het versneld afvoeren van regenwater versus waterretentie in wachtbekkens. De belangrijkste impact op de verblijftijd vormt wellicht het sluisbeheer. Grote hoeveelheden zoetwater worden vanuit de Bovenschelde omgeleid om kanalen te voeden. In de zomer kan hierdoor het zoetwaterdebiet dat het estuarium te Gent bereikt, kortstondig tot nul herleid worden.

4.6.8.2. Te bepalen parameters

De verblijftijd is, thematisch gesproken, een hydrodynamische parameter. Bijgevolg wordt de berekening van deze parameter beschreven in het hoofdstuk *Hydrodynamiek* (zie sectie 0) en wordt deze parameter ook in het analyserapport in het hoofdstuk *Hydrodynamiek* besproken per zone (niveau 3). De bekomen trends in de verblijftijd zullen bijdragen aan het inzicht in verschillende rekenparameters.

4.6.9. Getijasymmetrie

4.6.9.1. Achtergrond

De getijasymmetrie wordt bepaald door het tijdsverschil van het opgaande tij te delen door het tijdsverschil van het afgaande tij. Het is een belangrijke indicator voor onder andere vertroebeling van het estuarium (Chernetsky *et al.*, 2010; Soetaert *et al.*, 2006) en wordt daarom meegenomen als verklarende parameter. De troebelheid van bijvoorbeeld het Eems-Dollard estuarium is te relateren aan getijasymmetrie, wat weer verband houdt met de verdieping van de vaargeul (Winterwerp *et al.*, 2016). Ook voor het Schelde-estuarium is deze ontwikkeling niet ondenkbaar. Getijasymmetrie zou, in samenwerking met andere hydromorfologische processen, kunnen leiden tot een omslag naar een zogenaamde hypertroebele (*hyperturbid*) toestand (Depreiter *et al.*, 2015; Dijkstra *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2019).

4.6.9.2. Te bepalen parameters

De getijasymmetrie is, thematisch gesproken, een hydrodynamische parameter. Bijgevolg wordt de berekening van deze parameter beschreven in het hoofdstuk *Hydrodynamiek* (zie sectie 0) en wordt deze parameter ook in het analyserapport in het hoofdstuk *Hydrodynamiek* besproken per zone

(niveau 3). De bekomen trends in de getijasymmetrie zullen bijdragen aan het inzicht in de rekenparameter *Zwevende stof*.

In de bovenstroomse delen van het Schelde-estuarium kan verhoogde rivieraafvoer er evenwel voor zorgen dat getijasymmetrie niet leidt tot netto opwaarts transport van sediment. Daar is dus voorzichtigheid geboden met het gebruik van deze verklarende parameter.

4.6.10. Relatieve getijslag

4.6.10.1. Achtergrond

De relatieve getijslag beschouwt de lokale getijslag (het verschil tussen hoog- en laagwater) ten opzichte van de getijslag in Vlissingen. Het heeft een sterke invloed op de slibhuishouding in een estuarium (turbiditeit, concentraties, suspensief transport en slibgehalte in de bodem) en wordt daarom als verklarende parameter mee opgenomen. Zo kan gesteld worden dat een toename in de getijslag leidt tot een afname van de hydraulische weerstand (zijnde de wrijving met de bodem). Deze afname in weerstand leidt dan weer tot een toename in de getijslag (*tidal amplification*), waardoor een positieve feedbackloop wordt bekomen en een regime-shift naar een hypertroebel systeem kan optreden (Van Maren *et al.*, 2015; Winterwerp, 2013). Dit is niet alleen negatief voor de veiligheid, maar ook voor het ecologisch functioneren van het systeem. Een toename kan namelijk leiden tot hogere stroomsnelheden, waardoor de kwaliteit van meerdere ecotopen en het ecologisch functioneren van macrozoöbenthos, vissen en visetende vogels beïnvloed wordt (zie ook het hoofdstuk *Leefomgeving*). Teneinde een meer lokale benadering te hanteren, wordt gebruik gemaakt van de relatieve getijslag.

4.6.10.2. Te bepalen parameters

De relatieve getijslag is, thematisch gesproken, een hydrodynamische parameter. Bijgevolg wordt de berekening van deze parameter beschreven in het hoofdstuk *Hydrodynamiek* (zie sectie 2.10.3) en wordt deze parameter ook in het analyserapport in het hoofdstuk *Hydrodynamiek* besproken per zone (niveau 3). De bekomen trends kunnen bijdragen in het verklaren van de trends binnen de rekenparameter *Zwevende stof*.

4.6.11. Menselijke Activiteiten

Verschillende menselijke activiteiten kunnen een tijdelijk effect uitoefenen op de waterkwaliteit. Hierbij kan gedacht worden aan:

- Waterzuivering (o.a. rioleringsgraad en zuiveringsgraad);
- Spuien van kanaalwater (bijv. Bathse Spuisluis);
- Incidentele verontreinigingen (o.a. door scheepsincidenten en industriële lozingen).

Bovenstaande activiteiten staan beschreven in Hoofdstuk 7 *Menselijke Activiteiten* en worden in het analyserapport ook binnen het hoofdstuk *Menselijke Activiteiten* besproken. Hierbij wordt gebruik gemaakt van een algemene beschrijving van de temporele trends en de incidenten die mogelijk een invloed hebben (gehad) op de reken- en verklarende parameters die binnen de communicatie-indicator *Waterkwaliteit* gehanteerd worden.

4.7. Overige thematische parameters

4.7.1. Particulare organische koolstof (POC)

De parameter *POC* omvat alle koolstof in suspensie die van organische origine is en omvat daardoor enerzijds autochtone organische koolstof (o.a. fytoplankton) en anderzijds allochtone organische koolstof (o.a. van terrestrische oorsprong). De aanwezigheid van POC heeft een belangrijke invloed op de ontwikkeling van de voedselketen in het estuarium. Zo maken het zoöplankton en het macrozoöbenthos gebruik van het POC als voedingsbron, terwijl een toename in POC het heersende lichtklimaat en de geassocieerde primaire productie negatief kan beïnvloeden. Bijgevolg wordt POC als verklarende parameter aangewend in een aantal verhaallijnen uit de communicatie-indicator *Ecologie* (zie ook secties 6.4 en 6.5) en wordt deze binnen de communicatie-indicator *Waterkwaliteit* geanalyseerd. Deze analyse maakt gebruik van jaargemiddeldes die per zone (niveau 3) weergegeven worden.

4.7.2. Nutriëntverhoudingen

De parameter *Nutriëntverhoudingen* omvat de verhoudingen van de belangrijkste nutriënten in het pelagiale systeem, namelijk stikstof, fosfor en silicium. Voor diatomeeën geldt bijvoorbeeld een optimale verhouding van 16:16:1 voor N:Si:P (de Redfield ratio), terwijl de kans op cyanobacteriënbloei toeneemt in geval van een relatieve stikstoflimitatie (i.e. een afname van N:P) (Sharp, 2001; Pick en Lean, 1987; Smith, 1983). Bijgevolg worden de nutriëntverhoudingen **N:Si** en **N:P** als verklarende parameter aangewend in de verhaallijn *Primaire productie* uit de communicatie-indicator *Ecologie* (zie ook sectie 6.3) en wordt deze binnen de communicatie-indicator *Waterkwaliteit* geanalyseerd. Deze analyse maakt gebruik van maandgemiddeldes die per zone (niveau 3) weergegeven worden.

4.8. Link met eerstelijnsrapportages

Informatie omtrent de fysicochemische waterkwaliteit van het Schelde-estuarium wordt door meerdere instanties verzameld en individueel gerapporteerd. Deze eerstelijnsrapporten (ELR's) zijn een weergave van deze beschikbare data en presenteren een eerste – beperkte – analyse en interpretatie van wat deze metingen vertellen. Het merendeel van deze rapporten zoekt echter niet naar onderlinge verbanden om oorzaken en gevolgen te analyseren en te evalueren, maar rapporteert in het kader van wettelijke verplichtingen of voor specifieke vergunningen. Hierdoor ontstaat een potentiële overlap tussen de voorliggende methodiek en de reeds bestaande ELR's, hetgeen een basis is voor het verhogen van de efficiëntie en het verkrijgen van een uniform verhaal. In deze sectie wordt een overzicht gegeven van de ELR's die aangewend kunnen worden (soms mits enige aanpassing) voor de analyse en/of evaluatie van de fysicochemische waterkwaliteit in het Schelde-estuarium. Hierbij dient evenwel opgemerkt te worden dat de gebruikte resolutie (spatiaal en/of temporeel) in de ELR's niet altijd overeenkomt met de voorgestelde resolutie in de EMSE.

Voor de Zeeschelde wordt een duidelijke overlap waargenomen met het ELR dat kadert binnen het Onderzoeksprogramma Milieueffecten Sigmoplan (OMES) van De Vlaamse Waterweg nv (gecoördineerd door de Universiteit Antwerpen), kortweg het **OMES-rapport**¹⁰. Sinds de oprichting van het programma 'MONitoring Effecten OntwikkelingsSchets' (MONEOS), neemt OMES de fysicochemische en ecologische monitoring voor zijn rekening. De volgende rekenparameters binnen de communicatie-indicator *Waterkwaliteit* worden ook in het OMES-rapport beschreven:

- Toetsparameter *Zuurstof: Absoluut minimum* en 95%;
- Toetsparameter *Nutriënten: BOD-C, NOD, TDIN, fosfaat, DSi, Ammoniak* en *Nitriet*;
- Toetsparameter *Abiotisch klimaat: Chloride* en *Watertemperatuur*;
- Verklarende parameters: *Lichtklimaat, Temperatuurdynamiek, pH, Chlorofyl a* en *Verblijftijd*.

Een beperktere overlap voor de Zeeschelde wordt waargenomen met het ELR dat wordt uitgebracht door het Waterbouwkundig Laboratorium (WL), kortweg het **MONEOS-jaarboek**¹¹.

Het ELR focust voornamelijk op continue metingen, maar omvat ook informatie omtrent de sedimentconcentratie op basis van langsvaarten. Deze langsvaarten worden getijafhankelijk uitgevoerd (in tegenstelling tot de getijonafhankelijke langsvaarten binnen het OMES-rapport). De volgende rekenparameters binnen de communicatie-indicator *Waterkwaliteit* worden ook in het MONEOS jaarboek beschreven:

- Toetsparameter *Abiotisch klimaat: Zwevende stof*
- Verklarende parameters: *Lichtklimaat*

Voor de rapportage omtrent de situatie in de Westerschelde kan men terugvallen op het jaarlijkse rapport dat uitgebracht wordt door Deltares en dat focust op de deelsystemen 'Monding' en 'Westerschelde', kortweg **Eerstelijnsrapportage Westerschelde**¹². Het rapport kadert in het landelijk meetnet voor rijkswateren (Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands; MWTL) en geeft een overzicht van de trends van een brede set aan parameters die worden gemeten in water, waterbodem (niet jaarlijks), zwevend stof en biota. Ondanks de uitgebreide rapportage, blijkt de overlap met de EMSE (zowel op basis van parameters als resolutie) echter beperkt. De volgende rekenparameters binnen de communicatie-indicator *Waterkwaliteit* worden ook in het Eerstelijnsrapportage Westerschelde beschreven:

- Toetsparameter *Nutriënten: fosfaat*
- Toetsparameter *Verontreinigende stoffen: Verontreinigende stoffen in de waterbodem* en *Verontreinigende stoffen in biota*

¹⁰ Zie bijvoorbeeld: Maris, T. en Meire, P. (2017). OMES rapport 2016. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmoplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Report Ecosystem Management Research Group ECOBE, 017-R206. Universiteit Antwerpen: Antwerpen.

¹¹ Zie bijvoorbeeld: Vandenbruwaene, W., Hertoghs, R., Michielsen, S., Van de Moortel, I., Brackx, M., Claeys, S., Plancke, Y., Vereecken, H., Meire, D., Deschamps, M. en Mostaert, F. (2019). Monitoring effecten Ontwikkelingsschets (MONEOS) – Jaarboek monitoring 2018: Factual data rapportage van monitoring waterbeweging en fysische parameters in de Zeeschelde in 2018. Versie 4.0. WL Rapporten, 12_070_8. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen.

¹² Zie bijvoorbeeld: Stolte, W. en van Rongen, B. (2019). Eerstelijnsrapportage Westerschelde 2018: Meetgegevens van 1996 t/m 2018. Rapportnr. 1209394.

Naast het analyseren van parameters uit de EMSE kunnen ELR's ook verklaringen aanbieden voor de waargenomen trends. Zo kunnen een aantal ELR's van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM) aangewend worden om de ontbrekende waterkwaliteitsparameters met betrekking tot de toxicologie toe te lichten voor de Zeeschelde. Het gaat hier om vier voortgangsrapporten: (1) *Pesticiden in de waterketen*, (2) *Waterverontreiniging door metalen*, (3) *Veldstudie naar monitoring van biota* en (4) *Chemische kwaliteit van baggerspecie in de beneden-Zeeschelde*. Voor directe toepasbaarheid binnen de T-rapportering, dient men echter wel de gerapporteerde spatiale resolutie af te stemmen met de voorschriften van de EMSE (Pesticiden en metalen) of het gebruik van TUs op te nemen in de rapportering (Biota). Daarnaast kunnen ook de volgende twee rapporten aangewend worden om eventuele trends te verklaren: (1) *Nutriënten in oppervlaktewater in landbouwgebied* en (2) *Waterverontreiniging in Vlaanderen*. Beide rapporten geven een goed overzicht van de externe invloeden (i.e. bronnen van verontreiniging) op de Zeeschelde. Wat betreft verontreiniging in de Westerschelde kunnen eveneens de rapporten **Biotamonitoring Rijkswateren**¹³ geraadpleegd worden. Deze gecombineerde rapportage voor KRW en OSPAR is recentelijk opgestart om een verbeterde afstemming tussen beide programma's te bekomen. De focus is evenwel breder dan enkel de Westerschelde.

4.9. Literatuurlijst Waterkwaliteit

Adriaensen, F., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Van Hove, D., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maes, J., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Van Braeckel, A. & Meire, P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, Universiteit Antwerpen, Rapport Ecobe 05-R82, Antwerpen. Studie uitgevoerd in samenwerking met Instituut voor Natuurbehoud, Vlaamse Gemeenschap (Afdeling Natuur), KU Leuven (Laboratorium Aquatische Ecologie).

Barneveld, H.J., Nicolai, R.P., Van Veen, M., van Haaster, S., Boudewijn, T.J., de Jong, J., Van Dideren, K., van de Haterd, R.J.W., Middelveld, R.P., Michielsen, S., Van de Moortel, I., Velez C. & de Wilde E. (2018). Analyserapport. T2015 rapportage Schelde estuarium. Opdrachtgever VNSC.

Billen, G., Garnier, J. & Rousseau, V. (2005), Nutrient fluxes and water quality in the drainage network of the Scheldt basin over the last 50 years. *Hydrobiologia* 540, 47-67.

Billen, G. & Garnier, J. (2007). River basin nutrient delivery to the coastal sea: Assessing its potential to sustain new production of non-silicious algae. *Marine Chemistry* 106, 148-160.

Chernetsky, A.S., Schuttelaars, H.M. & Talke, S.A. (2010). The effect of tidal asymmetry and temporal settling lag on sediment trapping in tidal estuaries. *Ocean Dynamics*, 60 (5), 1219-1241.

Cox, T. (2008). Zuurstof en primaire productie in de zoete Zeeschelde. PhD thesis, Universiteit Antwerpen.

Cox, T., Maris, T. & Meire, P. (2015). Wijzigingen in slib- en zoutconcentraties in de Boven-Zeeschelde sinds 2009. Universiteit Antwerpen, onderzoeksgroep Ecosysteembeheer, ECOBE 015-R186.

¹³ Zie bijvoorbeeld Sneekes, A. en Kotterman, M.J.J. (2019). Biotamonitoring Rijkswateren t/m 2018. Deel I: Toetsing en Trends. Wageningen Marine Research Rapport C106/19. In opdracht van Rijkswaterstaat.

Dauvin, J.-C., Fisso, C., Garnier, J., Lafite, R., Ruellet, T., Billen, G., Deloffre, J. & Verney, R. (2007). A report card and quality indicators for the Seine estuary: From scientific approach to operational tool. *Marine Pollution Bulletin* 57, 187-201

Dauvin, J.-C. & Ruellet, T. (2009). The estuarine quality paradox: Is it possible to define an ecological quality status for specific modified and naturally stressed estuarine ecosystems? *Marine Pollution Bulletin* 59 (1-3), 38-47.

De Deckere, E.M.G.T., De Cooman, W., Florus, M. & Devroede-Vanderlinden, M.P. (2000). Handboek voor de karakterisatie van de bodems van de Vlaamse waterlopen, volgens Triade. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Brussel.

De Jonge, M., Belpaire, C., Verhaert, V., Dardenne, F., Blust, R. & Bervoets, L. (2014). Veldstudie naar de monitoring van biota in het kader van de rapportage van de chemische toestand voor de Kaderrichtlijn Water. Universiteit Antwerpen (UA) in samenwerking met het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO), in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij (VMM).

Depreiter, D., Lanckriet, T., Van Holland, G., Vanlede, J., Beirinckx, K. & Maris, T. (2015). Mud disposal and suspended sediment concentration in the lower Sea Scheldt-Towards a hyperturbid system? In *E-proceedings of the 36th IAHR World Congress (The Hague)*.

De Schamphelaere, K., Teuchies, J., Bervoets, L., Ysebaert, T., Blust, R. & Meire, P. (in voorbereiding). Opstellen van een triademethode voor de classificatie van waterbodems in brak en zout milieu. Universiteit Antwerpen.

Devlin, M., Painting, S. & Best, M. (2007). Setting nutrient thresholds to support an ecological assessment based on nutrient enrichment, potential primary production and undesirable disturbance. *Marine Pollution Bulletin* 55, 65-73.

Dijkstra, Y.M., Schuttelaars, H.M. & Schramkowski, G.P. (2019). Can the Scheldt river estuary become hyperturbid? *Ocean Dynamics*, 69 (7), 809-827.

European Commission (EC) (2011). Guidance document No. 27 for deriving environmental quality standards under the Water Framework Directive. Common implementation strategy for the Water Framework Directive Technical Report-2011-055.

Europese Commissie (EC) (2013). Richtlijn 2013/39/EU van het Europees parlement en de raad van 12 augustus 2013 tot wijziging van Richtlijn 2000/60/EG en Richtlijn 2008/105/EG wat betreft prioritair stoffen op gebied van het waterbeleid. Publicatieblad van de Europese Unie Nr. L226/1, 24.8.2013.

Foden, J., Sivy, D.B., Mills, D.K. & Devlin M.J. (2008). Spatial and temporal distribution of chromophoric dissolved organic matter (CDOM) fluorescence and its contribution to light attenuation in UK waterbodies. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 79 (4), 707-717.

Gaulier, C., Zhou, C., Gao, Y., Guo, W., Reichstädter, M., Ma, T., Baeyens, W. & Billon, G. (2021). Investigation on trace metal speciation and distribution in the Scheldt estuary. *Science of The Total Environment* 757.

Gray, J.S., Wu, R.S. & Or, Y.Y. (2002). Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238, 249-279.

Hofmann, A. F., Soetaert, K. & Middelburg, J.J. (2008). Present nitrogen and carbon dynamics in the Scheldt estuary using a novel 1-D model. *Biogeosciences* 5 (4), 981-1006.

Jacobs, S., Struyf, E., Maris, T. & Meire, P. (2008). Spatiotemporal aspects of silica buffering in restored tidal marshes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 80, 42-52.

Lancelot, C., Rousseau, V. & Gypens, N. (2009). Ecologically based indicators for Phaeocystis disturbance in eutrophied Belgian coastal waters (Southern North Sea) based on field observations and ecological modelling. *Journal of Sea Research* 61, 44-49.

Lionard, M., Muylaert, K., van Gansbeke, D. & Vyverman, W. (2005). Influence of changes in salinity and light intensity on growth of phytoplankton communities from the Schelde river and estuary (Belgium/The Netherlands). *Hydrobiologia* 540 (1-3).

Maris, T., Bruens, A., van Duren, L., Vroom, J., Holzhauer, H., De Jonge, M., Van Damme, S., Nolte, A., Kuijper, K., Taal, M., Jeuken, C., Kromkamp, J., van Wesenbeeck, B., Van Ryckegem, G., Van den Bergh, E., Wijnhoven, S. & Meire, P. (2014). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, update 2014. Deltares, Universiteit Antwerpen, NIOZ en INBO. Deltares rapportnummer 1209394.

Maris, T., Cox, T. & Meire, P. (2018). Nota Maximaal debiet voor ecologie in de Boven-Zeeschelde. Nota ECOBE 018-R227.

Passy, P., Gypens, N., Billen, G., Garnier, J., Thieu, V., Rousseau, V., Callens, J., Parent, J. Y. & Lancelot, C. (2013). A model reconstruction of riverine nutrient fluxes and eutrophication in the Belgian Coastal Zone since 1984. *Journal of Marine Systems* 128, 106-122.

Pick, F.R. & Lean, D.R.S. (1987). The role of macronutrients (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in temperate lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21 (3), 425-434.

Rijkswaterstaat (2009). Beheer en Ontwikkelplan voor de Rijkswateren (BPRW) 2010-2015.

Scheffer, M. (1998). Ecology of shallow lakes. *Population and community biology series* 22.

Sharp, J.H. (2001). Marine and Aquatic Communities, Stress from Eutrophication. *Encyclopedia of Biodiversity*, Elsevier.

Smith, V.H. (1983). Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Science* 221 (4611), 669-671.

Soetaert, K., Middelburg, J.J., Heip, C., Meire, P., Van Damme, S. & Maris, T. (2006). Long-term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). *Limnology and Oceanography*, 51 (1, part 2)

Stolte, W. & van Rongen, B. (2019). Eerstelijnsrapportage Westerschelde 2018: Meetgegevens van 1996 t/m 2018. Rapportnr. 1209394.

Struyf, E., Temmerman, S. & Meire, P. (2007). Dynamics of biogenic Si in freshwater tidal marshes: Si regeneration and retention in marsh sediments (Scheldt estuary). *Biogeochemistry* 82, 41-53.

Struyf, E., Van Damme, S. & Meire, P. (2004). Possible effects of climate change on estuarine nutrient fluxes: a case study in the highly nutrified Schelde estuary (Belgium, The Netherlands). *Estuarine Coastal and Shelf Science* 60, 649-661.

Troost, K., van Asch, M., Brummelhuis, E., van den Ende, D., van Es, Y., Perdon, K.J., van der Pool, J., van Zweeden, C. & van Zwol, J. (2021). Schelpdierbestanden in de Nederlandse kustzone, Waddenzee en zoute deltawateren in 2020. Stichting Wageningen Research Centrum voor Visserijonderzoek (CVO). CVO-rapport 21.001.

Van Maren, D.S., Winterwerp, J.C. & Vroom, J. (2015). Fine sediment transport into the hyper-turbid lower Ems River: the role of channel deepening and sediment-induced drag reduction. *Ocean Dynamics*, 65(4), 589-605.

Verdonschot, R.C.M., De Lange, H.J.M., Verdonschot, P.F.M. & Besse, A. (2007). Klimaatverandering en aquatische diversiteit; een literatuurstudie naar temperatuur. Alterra-rapport 1451, ISSN 1566-7197.

Vlaamse Regering (2012). Besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende vaststelling van het Vlaamse reglement betreffende de milieuvergunning (VLAREM), zoals gewijzigd bij besluit van 17 juli 2000. Belgisch Staatsblad.

VLIZ (2010). Indicatoren van Duurzame Ontwikkeling voor het Schelde-estuarium. IDO-Schelde. Eindrapport. Vlaams Instituut voor de Zee.

VMM (2020). Zuiveringsgraad in Vlaanderen. Online:
<https://www.milieurapport.be/milieuthemas/waterkwaliteit/andere/zuiveringsgraad> (geraadpleegd op 23/03/2021)

Vos, M. & Wolff, W.J. (2001). Ontwerp-ecotopenstelsel voor brakke Rijkswateren. Mariene Biologie, Rijksuniversiteit Groningen.

Wang, Z.B., Vandenbruwaene, W., Taal, M. & Winterwerp, H. (2019). Amplification and deformation of tidal wave in the Upper Scheldt Estuary. *Ocean Dynamics* 69, 829-839.

Winterwerp, J.C., Vroom, J., Wang, Z. & Krebs, M. (2016). Net sediment transport by tidal asymmetry in the hyper-turbid Ems River. *18th Physics of Estuaries and Coastal Seas Conference*.

Winterwerp, J.C. (2013). On the response of tidal rivers to deepening and narrowing. Basisrapport grootschalige ontwikkeling G-14. Oktober 2013.

Wolff, W.J. (1973). The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. *Zoologische Verhandelingen* 126.

5. Leefomgeving

5.1. Inleiding

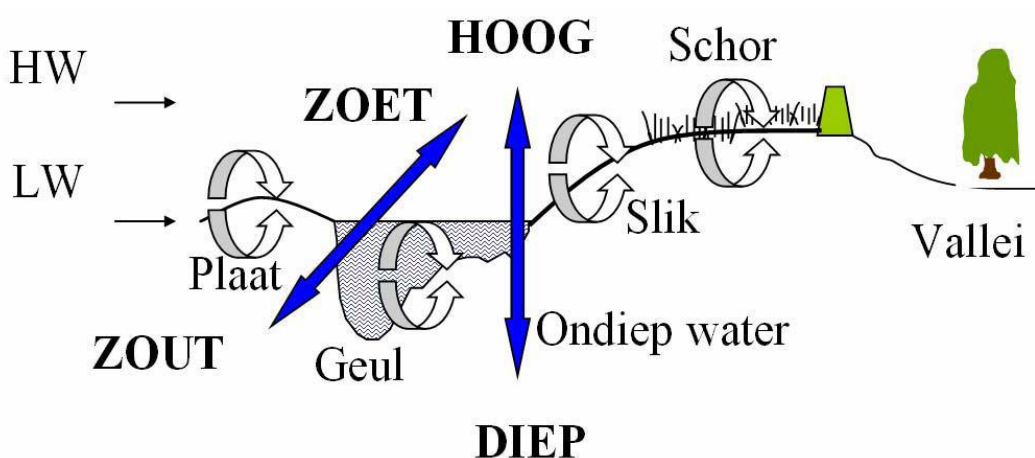
5.1.1. Achtergrondkader

De langetermijnvisie Schelde-estuarium (LTV) beoogt in haar streefbeeld voor 2030 een gezond en dynamisch estuarien ecosysteem:

'...met al zijn typische habitats en levensgemeenschappen langs de zoet-zoutgradiënt, behouden en waar mogelijk versterken'.

De Westerschelde is een meergeulensysteem met verschillende fysische kenmerken. De variatie in deze fysische systeemkenmerken resulteert in een grote diversiteit aan habitats met een diversiteit in soorten. De Zeeschelde is in essentie een één-geulensysteem, hoewel hier en daar vroeger wel kleine nevengeulen en platen voorkwamen (Van Braeckel *et al.*, 2006), met verschillende habitats.

De leefomgeving voor flora en fauna van het Schelde-estuarium wordt gekenmerkt door een grote variatie aan habitats (zie Figuur 25). Deze variatie wordt veroorzaakt door drie grote gradiënten: een oost-west gradiënt van volledig zoet naar volledig zout, een verticale gradiënt van het diepste punt van de geul tot het hoogste deel van het schor, en een interne gradiënt van een cyclische variatie in habitat turn-over en schordynamiek. De habitats en hun kenmerken zijn de resultante van morfo- en hydrodynamiek.



Figuur 25: Overzicht van de verschillende habitats in een estuarium als gevolg van een horizontale zoutgradiënt, een verticale dieptegradiënt en een interne dynamiekgadiënt (Meire en Maris, 2008).

Daarnaast wordt steeds duidelijker dat ook de flora en fauna een belangrijke rol spelen in de vorming van habitats (Jones *et al.*, 1994; Roast *et al.*, 2004). De schorvegetatie speelt een zeer belangrijke rol in de sedimenthuishouding van de intertidale gebieden.

Vegetatie kan het invangen van sedimenten sterk bevorderen en het proces van erosie afremmen (Esselink *et al.*, 1997; Sanchez *et al.*, 2001). Hierdoor vermindert de invloed van de getijdynamiek, wat de groei en successie van de vegetatie bevordert (Bertness *et al.*, 1992; Temmerman *et al.*, 2007). Hogere trofische niveaus, zoals vogels, zijn afhankelijk van deze habitats als broedplaats of als foerageergebied.

De invloed van flora of fauna kan zodanig zijn dat zacht substraat geleidelijk overgaat in hard substraat, gepaard met een verandering in faunagemeenschappen. Deze soorten vallen onder de zgn. eco-elementen. Voorbeelden hiervan zijn schelpdierbanken en sediment vangende vegetatie zoals zeegras. Eco-elementen worden niet apart onderscheiden als habitat, maar zijn wel belangrijke indicatoren voor het ecologisch functioneren van het estuarium. In de Westerschelde is zeegras echter minder van belang omdat het een hoogdynamisch en zeer troebel watersysteem is, waar vestiging en fotosynthese moeilijk kunnen plaatsvinden. De ontwikkeling van zeegrasvegetaties is waarschijnlijk alleen mogelijk in een smalle zone in het hoge litoraal, in concurrentie met pionierschor en in beschutte (haven)gebieden. Uit het verleden zijn nauwelijks meldingen bekend, recent alleen uit de Sloehaven. Door de zeer geringe oppervlakte aan zeegras is de bijdrage hiervan aan het systeem zeer gering. Daarom is het niet opgenomen als criterium. Mochten de oppervlaktes toenemen dan zal het zeegras mogelijk wel opgenomen moeten worden. Andere zogenaamde eco-elementen zoals mosselbanken worden wel apart beschouwd in de piramide *Ecologie*. Echter ook daarvan is de huidige verspreiding in het Schelde-estuarium te gering om een belangrijke invloed op het fysische habitat te hebben.

Het Schelde-estuarium is continu onderhevig aan veranderingen. Veel van deze veranderingen zijn geïnduceerd door menselijk ingrijpen zoals het uitbaggeren van de vaargeul en plaatrandbestortingen. De morfologische veranderingen die als gevolg hiervan optreden worden weerspiegeld in de aan- of afwezigheid van habitats. Om het estuarium in een goede ecologische staat te houden is de aanwezigheid van bepaalde habitats (zoals laagdynamisch intergetijdengebied) en de diversiteit van habitats cruciaal. De diversiteit aan habitats geeft een indicatie over de variatie in fysische kenmerken en deze is gekoppeld aan een goed functionerend plaat- en geulsysteem. In Cleveringa (2007) wordt de ontwikkeling van de morfologie (op de mesoschaal) in de periode 1954 tot 2004 beschreven. De meest in het oog springende veranderingen zijn: het hoger en droger worden van plaatcomplexen, de afname van kortsluitgeulen en van vloed- en ebscharen, de afname van het aantal platen per plaatcomplex, de afname van de grilligheid van de waterlijn en de afname van het ondiep water.

In dit hoofdstuk wordt gesproken van habitats, omdat het voornamelijk gaat om leefgebied voor flora en fauna. De grenzen tussen de verschillende habitats worden bepaald op basis van fysische kenmerken, zoals beschreven in het ZES.1 (Bouma *et al.*, 2005). Er wordt daarom in plaats van habitats ook wel gesproken van fysiotopen of ecotopen. Echter, de splitsingswaarden voor deze fysische parameters zijn grotendeels ingegeven door het voorkomen van bodemdieren en schorvegetatie. Daarom is er, ondanks de vaak fysische splitsingswaarden, voor gekozen om de term habitat te hanteren.

5.1.2. Werkwijze indicator: Leefomgeving

De indicator *Leefomgeving, voor Ecologie*, is een onderdeel van de hoofdfunctie *Natuurlijkheid* van het Schelde-estuarium. Zoals in de inleiding beschreven, zijn alle indicatoren opgebouwd uit drie niveaus (zie Figuur 26).

Voor de evaluatie van *Leefomgeving, voor Ecologie* is het uitgangspunt dat een natuurlijk functionerend Schelde-estuarium aanwezig is, indien het oppervlak aan verschillende habitats evenwichtig verdeeld is, het aanwezige laagdynamisch habitat van voldoende kwaliteit is en er sprake is van stabiliteit van habitats. Met dit laatste wordt bedoeld dat er op een locatie niet te vaak een overgang van het ene habitat in het andere habitat optreedt. Er is echter geen criterium beschikbaar voor welke maat van turn-over is toegestaan, zodat dit geen bruikbare toetsparameter is. De indicator *Leefomgeving* bestaat dan ook uit twee **toetsparameters**: Oppervlak en Kwaliteit.

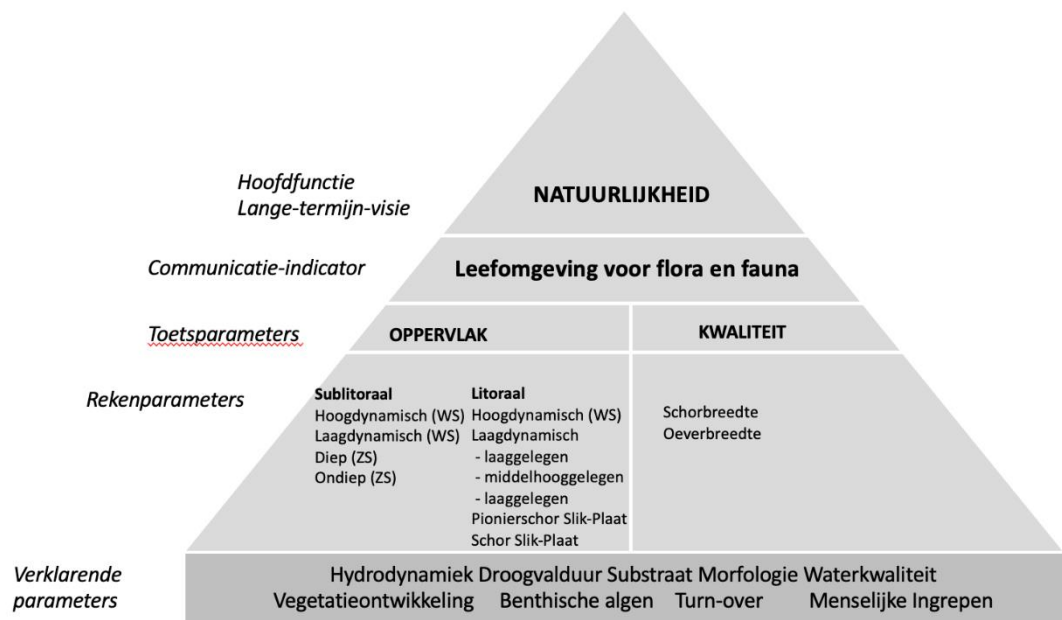
Turn-over werd in het verleden wel gebruikt als toetsparameter, maar wordt hier verder gebruikt als verklarende factor voor veranderingen in oppervlakte en/of kwaliteit. Veranderingen in de oppervlakten van de verschillende onderscheiden habitats geven geen inzicht in de kwaliteit van die habitats. Hiervoor zou de turn-over een indicatie kunnen geven: een stabiel habitat met een hoge natuurkwaliteit kent vermoedelijk een lage turn-over. Indien hier de komende periode criteria voor de maximaal toelaatbare turn-over of de minimaal gewenste turn-over kan in de T2027 mogelijk turn-over weer als rekenparameter per habitat gehanteerd worden.

Aan de hand van de oppervlakte van de verschillende habitats wordt inzicht verkregen in de ruimtelijke verdeling van de verschillende habitats over het estuarium. Tevens is voor het ecologisch functioneren van de afzonderlijke habitats een voldoende groot areaal van goede kwaliteit cruciaal. Hebben vogels bijvoorbeeld wel voldoende tijd om voldoende voedsel binnen te krijgen tijdens het op- en afgaan van het getij? Is er voldoende voedsel aanwezig? Dit maakt dat de kwaliteit van het habitat bestaat uit zowel fysische (vorm en ligging) als biologische (aanwezigheid van voedsel) randvoorwaarden.

In een gezond en dynamisch systeem is er sprake van een wisselwerking tussen de opbouwende processen (sedimentatie) en afbrekende processen (erosie) van platen, slikken en schorren. Hierdoor bestaat er op een locatie een zekere turn-over van het ene habitat in het andere. De trend in de turn-over weerspiegelt in principe of de dynamiek in het systeem (te) groot, (te) klein of in balans is, maar het is onbekend welke turn-over gewenst is. De locatie van de turn-over geeft inzicht waar abiotische of biotische factoren gewijzigd zijn, waardoor er sprake is van overgang in habitats.

Voor elk van de toetsparameters zijn **rekenparameters** gedefinieerd. Waar mogelijk is een kwantitatief criterium afgeleid in de vorm van een exacte waarde of een meer kwalitatief criterium in de vorm van een trendontwikkeling. Alle rekenparameters samen bepalen of de toetsparameter als voldoende beoordeeld wordt. Voor verschillende parameters moeten nog steeds harde criteria bepaald worden, maar in sommige gevallen zal dit een langer onderzoekstraject vergen. Mogelijk kunnen dergelijke onderzoeken een plaats krijgen in de Agenda van de Toekomst.

Op het derde niveau worden de **verklarende parameters** weergegeven. Deze parameters dragen vooral bij aan het begrijpen van de waargenomen ontwikkelingen en geven de onderliggende systeemverklaring.



Figuur 26: Weergave Communicatie-indicator Leefomgeving voor flora en fauna.

Voor de evaluatie moeten altijd alle niveaus worden doorlopen. Wanneer alle toetsparameters als voldoende worden beoordeeld, wordt de Communicatie-indicator *Leefomgeving* als voldoende beoordeeld. Wanneer één van de toetsparameters onvoldoende wordt beoordeeld wordt de Communicatie-indicator *Leefomgeving* als geheel onvoldoende beoordeeld en moet er gekeken worden waar dit aan ligt.

De beleidsafweging met hierin het eventueel nemen van maatregelen of uitzetten van nader onderzoek is geen onderdeel van de evaluatiemethodiek. De evaluatiemethodiek probeert enkel aan te geven waar het probleem zich voor doet en of er voldoende kennis aanwezig is of niet.

5.1.3. Ruimtelijk en temporeel bereik

Alle rekenparameters worden voor het gehele estuarium bepaald binnen de zones. Deze zones zijn gebaseerd op de zoutverdeling en de verblijftijd in het zoete gedeelte van het Schelde-estuarium (zie, Tabel 1 in het hoofdstuk Inleiding). Binnen het zoete gedeelte is de verblijftijd van het water een belangrijke sturende factor voor het voorkomen en functioneren van de verschillende habitats.

De bepaling van het zoutgehalte en de verblijftijd vindt plaats binnen de Communicatie-indicator *Waterkwaliteit*.

Gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG's) zijn niet opgenomen in de ecotopenkaarten aangezien deze zich beperken tot het buitendijkse habitat.

Ontpolderingen en Gecontroleerd Gereduceerd Getijgebieden (GGG's) worden opgenomen vanaf het moment van realisatie.

Tevens zijn er ingrepen t.b.v. natuurontwikkeling mogelijk zoals het afgraven of verlagen van schorren om pionierschor te bevorderen en verzuuring tegen te gaan, zoals in 2020 in het Zuidgors, maar ook de aanleg van strekdammen om de sedimentatie te bevorderen, waardoor hard substraat verandert in laagdynamisch litoraal. Het is van belang om de natuurontwikkelingsprojecten in beeld te hebben ter verklaring van veranderingen in verschillende habitats. De *natuurontwikkelingsprojecten* zijn opgenomen als de verklarende parameter.

De temporele resolutie van de rekenparameters is voor de oppervlaktebepalingen afhankelijk van de frequentie waarmee de ecotopenkaarten en de bathymetrische kaarten gemaakt worden. De ecotopenkaarten voor de Beneden-Zeeschelde worden elk jaar gemaakt, voor de Westerschelde elke 2 jaar, voor de Boven-Zeeschelde, Rupel en Durme om de 3 jaar en voor de bovenlopen elke 6 jaar. De bathymetrische opnames worden voor de Beneden-Zeeschelde jaarlijks gemaakt, de Westerschelde elke twee jaar, voor de Boven-Zeeschelde, Durme en Rupel elke drie jaar en voor de bovenlopen elke 6 jaar. De evaluatie kan dus 1, 2, 3 of 6-jaarlijks worden uitgevoerd afhankelijk van de frequentie van de ecotopenkaart en het gebied.

Door GGG's en ontpolderingen op te nemen in de ecotopenkaarten worden ontwikkelingen in oppervlakte en kwaliteit gemaskeerd. Van Ryckegem *et al.* (2020) geven aan dat men onderscheid moet maken tussen ontwikkelingen in het estuarium zonder laterale uitbreidingen (enge planimetrie) en ontwikkelingen inclusief deze uitbreidingen (ruime planimetrie). Zo neemt het areaal zacht middelhoog slik toe in ruime zin, maar deze toename situeert zich in de nieuwe gebieden (ruime planimetrie), terwijl in de enge planimetrie het areaal stabiel of licht dalend is.

Toetsparameter	Rekenparameter	Ruimtelijk bereik
Oppervlak	• Hoogdynamisch sublitoraal • Laagdynamisch sublitoraal	• Zoute en brakke zones (Westerschelde)
	• Diep sublitoraal • Matig diep sublitoraal • Ondiep sublitoraal	• Zoete en brakke zones (Zeeschelde)
	• Hoogdynamisch litoraal • Laagdynamisch laaggelegen litoraal • Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal • Laagdynamisch hooggelegen litoraal • Litoraal (zacht slik)	• Zoute en brakke zones (Westerschelde) • Zoete en brakke zones (Zeeschelde)
	• Pionierschor slikken • Schor slikken	• Brakke en zoute zones (Westerschelde) • Zoete, brakke en zoute zones (ZS en WS)
	• Pionierschor platen • Schor platen	• Brakke en zoute zones (Westerschelde) • Brakke en zoute zones (Westerschelde)
Kwaliteit	• Draagkracht voor kleine steltlopers • Oeverbreedte • Breedte schorhabitat	• Zoute zones (Westerschelde) • Zoute, brakke en zoete zones (ZS en WS) • Zoute, brakke en zoete zones (ZS en WS)

Tabel 28: Ruimtelijk bereik per toetsparameter.

5.2. Toetsparameter: Oppervlak

5.2.1. Inleiding

Het behoud van en streven naar een optimale habitatverdeling zit vervat in de toetsparameter *Oppervlak*. Onder de toetsparameter *Oppervlak* zijn de habitats gedefinieerd die gezamenlijk een gebiedsdekkend beeld opleveren van het Schelde-estuarium.

Om goed te functioneren moet een habitat voldoende groot zijn en idealiter moet het habitat op meerdere plaatsen binnen een zone worden teruggevonden. De oppervlakte van een habitat wordt beïnvloed door natuurlijke processen van sedimentatie en erosie. Naast de sedimentatie- en erosieprocessen heeft een verandering van de getij-amplitude ook invloed op het habitatoppervlak. Tot slot heeft de mens door zijn activiteiten (zie Hoofdstuk 7 Externe factoren, invloed op de oppervlakte van habitats.

De ontwikkeling van het habitatoppervlak in het Schelde-estuarium wordt bepaald aan de hand van de onderstaande habitats.

Westerschelde	Zeeschelde
Hoogdynamisch sublitoraal	Diep sublitoraal
Laagdynamisch sublitoraal	Matig diep sublitoraal
Hoogdynamisch litoraal	Ondiep sublitoraal
Laagdynamisch laaggelegen litoraal	Litoraal
Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal	Schor
Pionierschor	
Schor	

Om het ecologisch functioneren te waarborgen is niet alleen het areaal van de belangrijkste habitats van belang maar ook de verhouding waarin ze voorkomen en de verdeling over de ruimte. Zo is hoogdynamisch litoraal habitat voor veel vogelsoorten minder interessant dan laagdynamisch litoraal habitat, omdat in de eerstgenoemde habitat de dichtheid en biomassa van bodemfauna beduidend lager is (Craeymeersch & Ysebaert, 2020).

5.2.2. Hydrodynamiek

Hydrodynamiek is één van de meest bepalende stuurfactoren in het Schelde estuarium. De dynamiek ter plaatse wordt voornamelijk vertaald in stroomsnelheid. Ysebaert *et al.* (2009) toonden voor de Plaat van Walsoorden aan dat de tijdsduur dat een bepaalde stroomsnelheid wordt overschreden de variatie binnen het macrozoöbenthos beter verklaart dan de maximale stroomsnelheid. Als verklaring wordt gedacht dat de tijdsduur een maat is voor hoe lang een bepaald sediment in beweging is en daardoor meer zegt over de 'dynamiek' en het potentiële effect op bodemdieren. De maatgevende stroomsnelheid (d.i. stroomsnelheid gekoppeld aan tijdsduur) kan echter ruimtelijk variëren en moet nog verder onderzocht worden. De beschrijving van de *stroomsnelheid* (dynamiek) in het sublitoraal en litoraal is als verklarende parameter opgenomen.

Uit analyses aan de relatie tussen fysische habitatkarakteristieken en de samenstelling van bodemdiergemeenschappen is naar voren gekomen dat naast stroomsnelheid, golven mogelijk een belangrijke bijdrage leveren aan de verklaring van de distributie van biota (Reinders en Van Duren, 2013). Er is echter nog geen hard bewijs dat hoge golven leiden tot een toename in de bodemschuifspanning en dus de verspreiding van bodemdieren beïnvloeden. Daarnaast zijn er nog onzekerheden over de berekende stroomsnelheden in ondiepe gebieden in relatie tot bodenvorming en sedimentsamenstelling. Hierover dient eerst duidelijkheid te zijn voordat golven als verklarende parameter meegenomen kunnen worden.

Binnen de ecotopenkaarten wordt het onderscheid "hoogdynamisch" en "laagdynamisch" areaal in het sublitoraal bepaald door de stroomsnelheid (de splitsingswaarde is vastgesteld op 0,8 m/s) en in het litoraal wordt dit op basis van interpretatie van luchtfoto's gedaan. Voor de evaluatiemethodiek worden nu pragmatisch de gegevens uit de ecotopenkaarten gebruikt.

5.2.3. Effecten van veranderingen in het habitatoppervlak

5.2.3.1. Laagdynamische habitats

Het sublitoraal en het slik herbergen hoge dichtheden aan macrofauna, waarbij de hydrodynamiek een belangrijke variabele is voor de habitat (Bouma *et al.*, 2005). De laagdynamische habitats bevatten over het algemeen een grotere soortenrijkdom dan de hoogdynamische habitats. De morfologische kenmerken van laagdynamische habitats zijn: het ontbreken van grote bodempatronen, relatief vlak, afzetting van fijn sediment (o.a. slib) en beperkte bodemomwerking. Door deze kenmerken bieden laagdynamische gebieden betere leefomstandigheden voor bodemfaunasoorten en soorten met een hyperbenthische leefwijze, zoals jonge vis en (aas)garnalen. Vooral vloedgedomineerde zones met gemiddeld lage stroomsnelheden bleken de meest rijke zones te zijn (Habitatmapping onderzoek intertidaal). In de Zeeschelde is dynamiek niet te onderscheiden van hoogte als verklarende variabele. De meeste slikken zijn ook grotendeels hoogdynamisch (max vloed > 0,8m/s). De morfologische kenmerken van hoogdynamische habitats zijn: grote bodempatronen (ribbelvorming), nauwelijks tot geen afzetting van fijn sediment en bodemomwerking door erosie en sedimentatie.

Voor de Zeeschelde wordt er pas recent een onderscheid gemaakt naar dynamiek. De doorrekening naar historische ecotopenkaarten moet nog starten.

5.2.3.2. Diep- en ondiep water

Vooralsnog werd er binnen het sublitoraal naast dynamiek ook een onderscheid gemaakt tussen diep- en ondiep water. De definitie van de overgang tussen het ondiep en diepwater verschilt in Westerschelde en de Zeeschelde. In de Westerschelde wordt het ondiep water gedefinieerd van de gemiddelde laagwaterlijn tot 5 m beneden de gemiddeld laagwaterlijn (Bouma *et al.*, 2005), maar ook de ondergrens van 5 m beneden NAP wordt gehanteerd. In de Zeeschelde wordt het ondiep water gedefinieerd van de gemiddelde laagwaterlijn tot 2 m beneden LW30 (Van Braeckel *et al.*, 2006). Matig ondiep water heeft als grenzen 2 tot 5 m beneden LW30 en diep water meer dan 5 m beneden LW30 (Van Ryckegem *et al.*, 2017).

Bij een validatie van het Zoutewateren Ecotopen Stelsel (ZES.1) is gekeken naar het belang van de verschillende abiotische variabelen. Het zoutgehalte is de meest bepalende factor, die op de voet gevolgd wordt door de stroomsnelheid. Stroomsnelheid en diepte zijn gecorreleerd, omdat diepte en stroomsnelheid nauw met elkaar verbonden zijn: in de diepste geulen zijn de stroomsnelheden het hoogst (Van Wesenbeeck *et al.*, 2010). Dit is een reden om de scheiding tussen diep- en ondiep water voor de Westerschelde niet op te nemen als rekenparameter.

Voor de Zeeschelde wordt de scheiding tussen diep-, matig diep en ondiep water wel opgenomen als rekenparameter. Mocht uit nadere studie blijken dat hier ook de dynamiek meer sturend is dan diepte dan wordt voorgesteld de scheiding tussen diep- en ondiep water te laten vervallen en over te gaan op een scheiding aan de hand van dynamiek.

5.2.3.3. Habitat voor de kinderkamerfunctie

Sommige habitats hebben een specifieke ecologische functie, zoals de kinderkamerfunctie. De specifieke eisen aan het habitat voor de kinderkamerfunctie is nog onvoldoende gedefinieerd en daarom niet opgenomen als rekenparameter. Aanvullend onderzoek moet inzicht bieden in de randvoorwaarden voor het habitat voor o.a. jonge vis, garnalen en (hyper)benthos. In voorjaar 2021 is onderzoek in afronding voor de Zeeschelde om tot betekenisvolle afbakening te komen voor de meest productieve zones voor hyperbenthos (Van Braeckel *et al.*, 2020 - rapport nog niet gepubliceerd). Vooralsnog wordt er vanuit gegaan dat voldoende grote zones laagdynamisch sublitoraal aansluitend op laagdynamisch litoraal de voorkeur hebben. Zo lang hierin geen achteruitgang plaatsvindt, blijft deze functie intact.

5.2.3.4. Pioniervegetatie

Het voorkomen van pioniervegetatie geeft aan dat natuurlijke processen van schorvorming aanwezig zijn. In natuurlijke estuariene systemen wordt spontane slik- en schorontwikkeling afgewisseld door afkalving en regressie door erosie (Pringle, 1995; Allen, 2000). Verandering in het aanwezige slik- en schorhabitat is dus een inherent systeemkenmerk van estuaria en fluctuatie in oppervlakte is hierdoor, binnen een zekere bandbreedte over tientallen jaren, aanvaardbaar.

De pioniervegetatie bevindt zich langs de rand van het schor op het slik en binnen het schor (in de schorkommen). Beide types van pioniersvegetatie zijn gerelateerd aan andere condities. De pioniervegetatie aan de waterrand van het slik is afhankelijk van de mate van dynamiek als gevolg van stroming en sedimenttoevoer waardoor aangroei en afslag van vegetatie plaatsvindt. Het regelmatig voorkomen van te hoge stromingen is nadelig voor het voorkomen en ontstaan van pioniersvegetatie. De pioniervegetatie binnen het schor ontstaat als gevolg van waterstress en zoutstress (Van Braeckel, pers. comm.).

In het recente verleden (1992 tot 2003) behoorden de afname van pioniersvegetaties (biezen + kolonisatoren) en de toename van climaxvegetaties (zie ook rekenparameter macrofyten onder *Ecologie*) tot de meest opvallende trends zowel in de Westerschelde als in de Zeeschelde (Dijkema *et al.*, 2005; Van Braeckel *et al.*, 2008).

Het voorkomen van pioniervegetatie op de platen ten opzichte van het totaal intertidaal plaatoppervlak is juist een indicator van sterke ophoging en hiermee gepaard gaande verlaging van de dynamiek. Door ophoging van intertidale delen van verschillende platen in de Westerschelde, zoals de Hoge Springer en de Plaat van Walsoorden (Cleveringa, 2007) is een toename van de schorontwikkeling waargenomen. Op de Hoge Springer was in de jaren '60, '70, '80 en '90 slechts sprake van kleine stukjes begroeid gebied. In de periode 2001 tot 2008 nam dit sterk toe tot ca. 10 % van de plaat (pers. med. Dick de Jong). Vanwege de ophoging van de platen wordt een versnelde schorvorming op de platen ten opzichte van de historische ontwikkeling als minder gewenst gezien.

Uit het bovenstaande blijkt dat arealen schorvegetatie en arealen pioniervegetatie in de Westerschelde apart geïnventariseerd en vervolgens geëvalueerd dienen te worden en dat deze ook uitgesplitst dienen te worden naar plaat en slik.

5.2.4. Rekenparameters en criteria

5.2.4.1. Hoog- en laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde)

Hoogdynamisch sublitoraal

Het oppervlak hoogdynamisch sublitoraal kan worden bepaald uit de ecotopenkaarten of uit de dieptekaart in combinatie met een stroomsnelheidskaart. Vooralsnog worden in de Westerschelde alle sublitorale gebieden met een stroomsnelheid boven de 0,8 m/s aangewezen als hoogdynamisch. Beneden deze waarde is het gebied laagdynamisch.

Referentiewaarde

Er is geen exacte referentiewaarde afgeleid voor het gewenste oppervlak hoogdynamisch sublitoraal. Het hoogdynamisch sublitoraal mag in de Westerschelde binnen een zone niet toenemen ten koste van laagdynamisch sublitoraal.

Laagdynamisch sublitoraal

Het laagdynamisch sublitoraal is ecologisch het meest belangrijke sublitorale habitat. Deze zone herbergt een grote diversiteit aan macrofauna, heeft een hoge productiviteit en kan een rol als kinderkamer vervullen. Verder is de zone van specifiek belang als overgang van sublitoraal naar het litoraal voor soorten die met het tij migreren, zoals jonge vis en hyperbenthos. Belangrijk is wel dat het laagdynamische sublitoraal grenst aan het laagdynamische litoraal.

Het oppervlak laagdynamisch sublitoraal kan voor de Westerschelde worden bepaald uit de ecotopenkaarten of uit de dieptekaart in combinatie met de stroomsnelheid.

Referentiewaarde

Een referentiewaarde voor het gewenste oppervlak laagdynamisch sublitoraal in het gehele Schelde-estuarium is nog niet voorhanden. In het kader van de Kaderrichtlijn Water wordt wel een onderscheid gemaakt tussen diep (47% Westerschelde) en ondiep water (15% Westerschelde, 1.438 ha (MEP) tot 1.150 ha (GEP) Zeeschelde en de getijdezijsrivieren) (Van Hoey *et al.*, 2007; Breys *et al.*, 2005; Speybroeck *et al.*, 2008) maar niet tussen sublitorale gebieden met een lage of hoge dynamiek.

Voor het bepalen van de exacte gewenste waarde voor het laagdynamisch sublitoraal per zone in de Westerschelde zal gekeken moeten worden naar het wenselijk areaal voor het goed functioneren van het estuarium. Omdat een exacte waarde voor het gewenst laagdynamisch sublitoraal nog niet beschikbaar is wordt er uitgegaan van een trendanalyse. Een toename van het laagdynamisch sublitoraal is gewenst.

Voor de Zeeschelde wordt op dit moment al wel onderscheid gemaakt tussen hoog- en laagdynamische gebieden in het sublitoraal en dit is afhankelijk van de dieptezone (Van Braeckel *et al.*, 2018). In ondiepere zones mag de stroomsnelheid iets hoger zijn om toch nog een ecologisch waardevol laagdynamisch karakter te hebben - in diep water is dat 0,8 m/s, ook in de Zeeschelde. De kaarten zijn echter niet nog niet beschikbaar voor evaluatie. Dat komt pas in de volgende cyclus. Dit maakt dat in de beoordeling van de Zeeschelde dit onderscheid in de T2021 niet meegenomen kan worden.

5.2.4.2. Diep-, matig diep en ondiep water (Zeeschelde)

Het oppervlak diep-, matig diep en ondiep sublitoraal in de Zeeschelde kan worden bepaald uit de ecotopenkaart, of uit de dieptekaart. Zoals eerder beschreven wordt het ondiep water in de Zeeschelde gedefinieerd van de gemiddelde laagwaterlijn tot 2 m beneden de gemiddelde laagwaterlijn, matig diep tussen 2 en 5 m beneden LW30 en diep beneden 5 m LW30 (Van Ryckegem *et al.*, 2018). Matig diep en diep water worden conform de EMSE 2014 gezamenlijk als diep water genomen.

Referentiewaarde

In het kader van de Kaderrichtlijn Water wordt voor Zeeschelde en de getijddezijrivieren een onderscheid gemaakt naar diep- en ondiep water waarbij voor het ondiepe water een MEP van 1.438 ha en een GEP van 1.150 ha aangegeven wordt (Brys *et al.*, 2005, Speybroeck *et al.* 2008). Maris *et al.* (2014) geven waarden voor het minimumareaal ondiep water voor de afzonderlijke zones: Sterke saliniteitsgradiënt 540 ha, Oligohalien 150 ha, Zoet lange verblijftijd 120 ha en Zoet korte verblijftijd 60 ha. Diep en matig diep water zijn geen doelhabitat voor de Zeeschelde. Er is hiervoor dan ook geen minimum areaal afgeleid. Een toename van diep water (diep sublitoraal) ten koste van ondiep water (Ondiep sublitoraal) per zone is ongewenst.

5.2.4.3. Hoogdynamisch litoraal (Westerschelde)

Het oppervlak hoogdynamisch litoraal kan worden bepaald uit de ecotopenkaarten. Vooralsnog wordt in de Westerschelde de dynamiek in de litorale gebieden afgeleid uit het reliëf zichtbaar in de geomorfologische kaarten. In de Zeeschelde wordt nog geen onderscheid gemaakt naar dynamiek waardoor dit habitat (nog) niet bepaald kan worden voor de Zeeschelde.

Referentiewaarde

Voor het hoogdynamisch litoraal is geen exacte referentiewaarde afgeleid. Het hoogdynamisch litoraal binnen een zone mag niet toenemen ten koste van laagdynamisch litoraal.

5.2.4.4. Laagdynamisch laag-, middelhoog-, en hooggelegen litoraal

Voor de Zeeschelde wordt geen onderscheid gemaakt tussen hoog- en laagdynamische gebieden in het litoraal.

Het oppervlak laagdynamisch laag-, middelhoog-, en hooggelegen litoraal in de Westerschelde kan worden bepaald uit de ecotopenkaarten of uit de geomorfologische kaart in combinatie met de droogvalduurkaart. Hiervoor wordt eerst het laagdynamische litoraal bepaald aan de hand van de geomorfologische kaart waarna op basis van de droogvalduurkaart bepaald wordt of het gebied laag-, middelhoog- of hooggelegen is.

Droogvalduur	Habitat
< 25 % van de tijd	laaggelegen
tussen de 25 en 75 % van de tijd	middelhooggelegen
> 75 % van de tijd	hooggelegen

De droogvalduur wordt bepaald aan de hand van het getij en de hoogteligging van het litorale gebied. In de verklarende parameters is de beschrijving van het belang van de droogvalduur opgenomen.

Referentiewaarde

Een exacte waarde voor het gewenste oppervlak laagdynamisch laag-, middelhoog- en hooggelegen litoraal in de Westerschelde is nog niet voorhanden. Er wordt uitgegaan van een trendanalyse. Op basis van de historische ontwikkeling en de ecologische waarde van deze habitats wordt gesteld dat een toename van het laagdynamisch litoraal (laag, middelhoog en hoog gecombineerd) gewenst is.

Voor de Zeeschelde geven Maris *et al.* (2014) als het gewenste minimum voor de totale oppervlakte slik in de verschillende zones: Sterke saliniteitsgradiënt 457 ha, Oligohaliene zone 269ha, Zoet lange verblijftijd 161 ha en Zoet korte verblijftijd 82 ha.

5.2.4.5. Pioniervegetatie

De oppervlakte van pioniervegetatie wordt afgeleid uit de ecotopenkaarten van de Westerschelde. De pionierzone (potentieel schor) heeft een vegetatiebedekking van 2-50% (Paree, 2017). De ecotopenkaarten van de Zeeschelde maken geen onderscheid tussen schor- en pioniervegetatie.

Referentiewaarde op de slikken

Het gewenste oppervlak aan pioniersvegetatie is een percentage van het totale schor oppervlak per zone. De boven- en ondergrens zijn gesteld op 35 respectievelijk 5 procent van het totale schoroppervlak binnen een zone. Een groot oppervlak pionierschor in een zone kan wijzen op een groot aandeel laagdynamisch habitat (bv. nieuwe ontpolderingen), maar zou ook een gevolg kunnen zijn van schorverdrinking door een verhoging van de waterstand. Daarom zal naast het oppervlak pionierschor ook de waterstandontwikkeling bekeken moeten worden. Binnen de Communicatie-indicator *Dynamiek waterbeweging* wordt de ontwikkeling van de hoog- en laagwaterstanden weergegeven.

De bovengrens van 35% pioniersvegetatie van het totale schoroppervlak binnen een compartiment is gebaseerd op de situatie 1920-1930 in het gedeelte van de Zeeschelde van de Nederlandse grens tot aan de Kennedytunnel. Hier ontstond een groot pioniersschor (Groot Buitenschoor) door de gewijzigde dynamiek in het systeem ten gevolge van inpolderingen op de rechteroever Antwerpen (Van Braeckel *et al.*, 2006).

De ondergrens van 5% pioniersvegetatie van het totale schoroppervlak binnen een zone is in de Westerschelde afgeleid door Dijkema *et al.* (2005).

Referentiewaarde op de platen

Het pionierschor op de platen wordt gezien als een minder gunstige ontwikkeling, omdat dit het resultaat is van het hoger en droger worden van de platen. Een versnelde toename van het oppervlaktepercentage pioniersvegetatie op de platen is daarom niet gewenst.

5.2.4.6. Schorvegetatie

In het kader van de Kaderrichtlijn Water (KRW) zijn voor zowel de gehele Westerschelde als ook voor de verschillende zones in de Zeeschelde eisen ten aanzien van de gewenste oppervlakte schor gedefinieerd. Deze criteria kunnen zowel bij *Leefomgeving* als bij vegetatie in Hoofdstuk 6 *Ecologie* gebruikt worden. In overleg met de PGER is besloten om het oppervlaktecriterium voor schoroppervlakte alleen in Hoofdstuk 6 te hanteren.

Het is ongewenst om hetzelfde criterium twee keer terug te laten komen. De ecotopenkaarten van de Westerschelde en de Zeeschelde zijn niet volledig vergelijkbaar. Bij de Westerschelde wordt voor de begroeide delen onderscheid gemaakt tussen schor en pioniervegetatie, waarbij het onderscheid gebaseerd is op het bedekkingspercentage door de vegetatie, terwijl bij de Zeeschelde alle begroeide delen tot het schor worden gerekend. De vegetatiekaarten van de Westerschelde en de Zeeschelde geven wel een vergelijkbare benadering van de begroeide delen, zodat de vegetatiekaarten als uitgangspunt worden gebruikt voor de beoordeling of er voldoende schorvegetatie aanwezig is. Dit onderdeel wordt dan ook beoordeeld in Sectie 6.2 *Toetsparameter Vegetatie*.

Hier wordt alleen gekeken naar de ontwikkeling van schor op slikken en platen afzonderlijk in de Westerschelde. De oppervlakte van de schorren wordt afgeleid uit de ecotopenkaarten.

Referentiewaarde

Voor het bepalen van de exacte gewenste oppervlaktes per zone dient bekend te zijn bij welke verdeling van schor op slikken en platen het systeem ecologisch goed functioneert. Aangezien een exacte referentiewaarde per zone niet beschikbaar is, wordt een trendanalyse gebruikt. Het afnemen van het schorhabitat op slikken binnen een zone wordt als onwenselijk ervaren. Het toenemen van het areaal schorren op de platen wordt ook als onwenselijk gezien.

5.2.5. Samenvatting en beoordeling toetsparameter: Oppervlak

5.2.5.1. Tolerantiegrens oppervlakte bepaling

Door de natuurlijke omstandigheden in het Schelde-estuarium is er een jaarlijkse variatie van ca. 5% van de habitatoppervlaktes te verwachten. Dit is gebaseerd op de tolerantiegrens die voor de Westerschelde wordt gehanteerd om de areaalafwijkingen voor het bepalen van het MEP en GEP voor schoroppervlakte binnen de Kaderrichtlijn Water op te vangen (Dijkema *et al.*, 2005).

Echter door Dick de Jong (pers. comm.) wordt aangegeven dat 5% variatie per jaar binnen het schorhabitat vrij veel is. Voor de overige habitats is de 5% marge goed bruikbaar.

De tolerantiegrens wordt binnen de evaluatiemethodiek ook toegepast. Er is pas sprake van een verandering wanneer het habitatoppervlak over een tijdsperiode van 6 jaar meer dan 5% is gewijzigd. Daarnaast is een cumulatieve af- of toename van het oppervlak over een langere periode dan zes jaar

niet wenselijk. De oppervlakte schorvegetatie wordt in Hoofdstuk 6.2 Toetsparameter *Vegetatie* beoordeeld.

5.2.5.2. Bestaande wetgeving en normen

In het kader van de Kaderrichtlijn Water zijn normen opgesteld voor gewenste oppervlaktes van specifieke habitats. Voor de vegetatie worden deze besproken in Sectie 6.2 en niet in dit hoofdstuk. In Tabel 29 is voor elke rekenparameter aangegeven of er normen gegeven zijn of niet. De evaluatiemethodiek kan niet in alle gevallen direct gebruik maken van deze normen omdat de evaluatiemethodiek werkt met andere specifieke habitats en/of een andere opdeling in zones die niet direct overeenkomt met de opdeling gebuikt voor de gestelde norm.

Toetsparameter: Oppervlak	
Rekenparameter	Wettelijk kader
Hoogdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	<u>Westerschelde</u>: KRW MEP, 15% ondiep sublitoraal en 47% diep subtidaal (van Hoey <i>et al.</i>, 2007).
Laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	
Diep sublitoraal (Zeeschelde)	<u>Zeeschelde + getijdezijsrivieren</u>: KRW MEP, 1438 ha ondiep sublitoraal (Breys <i>et al.</i>, 2005; Speybroeck <i>et al.</i>, 2008).
Ondiep sublitoraal (Zeeschelde)	
Hoogdynamisch litoraal (Westerschelde)	<u>Westerschelde</u>: KRW MEP, 15% slibrijk en 12% zandig litoraal (van Hoey <i>et al.</i>, 2007) <u>Westerschelde</u>: 114 ha extra laagdynamisch habitat binnen 5 jaar na de start van de verdiepingswerkzaamheden (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, 2009). <u>Zeeschelde</u>: IHD, 500 ha extra slik in 2030 t.o.v. 2010 (Adriaensen <i>et al.</i>, 2005) <u>Zeeschelde + getijdezijsrivieren</u>: KRW MEP 1943 ha slik (Breys <i>et al.</i>, 2005; Speybroeck <i>et al.</i>, 2008)
Laagdynamisch laaggelegen litoraal	
Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal	
Laagdynamisch hooggelegen litoraal	

Tabel 29: Overzicht wettelijke kaders voor de rekenparameters binnen de toetsparameter Oppervlak.

5.2.5.3. Beoordeling rekenparameters

Toetsparameter: Oppervlak	
Rekenparameter	Beoordeling
Hoogdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	<u>Trendontwikkeling</u>: Een toename van hoogdynamisch sublitoraal ten koste van laagdynamisch gebied per zone is onwenselijk.
Laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	- Een exacte referentiewaarde per compartiment is nog niet voorhanden. <u>Trendontwikkeling</u>: Een toename van laagdynamisch sublitoraal per zone is wenselijk. Een afname wordt als negatief beoordeeld.
Ondiep sublitoraal (Zeeschelde)	<u>Sterke saliniteitsgradiënt, zone 4; compartiment 9-12</u>: 540 ha <u>Oligohaliene zone, zone 5; compartiment 13,14</u>: 150 ha <u>Zoet, verblijftijd lang, zone 6; 15, 16</u>: 120 ha <u>Zoet, verblijftijd kort, zone 7; 17-19</u>: 60 ha <u>Zeeschelde totaal</u>: 880 ha
Diep en matig sublitoraal (Zeeschelde)	<u>Trendontwikkeling</u>: Een toename van diep en matig diep sublitoraal ten koste van ondiep sublitoraal per zone is onwenselijk.
Hoogdynamisch litoraal (Westerschelde)	<u>Trendontwikkeling</u>: Een toename van hoogdynamisch litoraal ten koste van laagdynamisch gebied per zone is onwenselijk.
Laagdynamisch laaggelegen litoraal (WS)	- Exacte referentiewaardes per zone zijn nog niet voorhanden. <u>Trendontwikkeling</u>: Een toename van (laagdynamisch) litoraal (laag-, middelhoog- en hooggelegen) per zone is wenselijk.
Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal (WS)	
Laagdynamisch hooggelegen litoraal	
Slik (Zeeschelde)	<u>Sterke saliniteitsgradiënt, zone 9-12</u>: 457 ha <u>Oligohaliene zone, zone 13, 14</u>: 269 ha <u>Zoet, verblijftijd lang, zone 15, 16</u>: 161 ha. <u>Zoet, verblijftijd kort, zone 17-19</u>: 82 ha.
Pionierschor	- Minimaal 5 % en maximaal 35% van het schorareaal per zone op de slikken. <u>Trendontwikkeling</u>: Een toename van het oppervlak pioniersvegetatie op de platen is minder gewenst.
Schor	<u>Trendontwikkeling</u>: Een afname van het schorhabitat op de slikken per zone is onwenselijk; een toename op de platen is tevens onwenselijk.

Tabel 30: Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter Oppervlak.

5.3. Toetsparameter: Kwaliteit

5.3.1. Inleiding

De kwaliteit van het habitat wordt bepaald door de structuur (abiotische kwaliteit) en de aanwezigheid van verschillende organismen (biologische kwaliteit). De structurele kwaliteit van het habitat wordt voornamelijk beïnvloed door de fysische processen die zich afspelen in het estuarium. De biologische

kwaliteit wordt bepaald door de diversiteit van aanwezige soorten en de aanwezigheid en beschikbaarheid van voedsel voor hogere trofische niveaus.

De kwaliteit van het habitat wordt dus bepaald door de aanwezige hydrodynamiek, de morfologie van het habitat, de aanwezigheid van hoogtegradiënten, de spreiding in droogvalduur, de ruimte voor en aanwezigheid van zonering, en de diversiteit en biomassa van de aanwezige flora en fauna voor hogere trofische niveaus. De kwaliteit van het habitat is gebaat bij geleidelijke overgangen in vorm, ligging en hoogtegradiënten (Dyer *et al.*, 2000; Brys *et al.*, 2005). Daarnaast wordt de samenstelling en productiviteit van de aanwezige levensgemeenschappen mede gestuurd door de saliniteit, sedimentsamenstelling van een habitat en de dynamiek ter plaatse. In hoogdynamische zones is de biodiversiteit en de biomassa van de aanwezig macrozoöbenthos aanzienlijk lager dan in vergelijkbare laagdynamische hoogtezones (Craeymeersch en Ysebaert, 2020).

De focus van deze toetsparameter ligt op de abiotische kwaliteit, gezien de biotische aspecten onderdeel vormen van de integrale analyse in communicatie-indicator *Ecologie*.

5.3.2. Effecten van verandering in de kwaliteit

5.3.2.1. Het slibpercentage

Het slibpercentage in de laagdynamische gebieden is een parameter voor de habitatverdeling. In de lagergelegen gebieden bepaalt het slibpercentage mede welke soorten er voorkomen. In de hogere delen van de plaat bepaalt het wel of niet aanwezig zijn van slib of dat er wel of geen bodemdieren voorkomen. Dit bepaalt mede welke vogels er globaal voorkomen binnen een habitat. Zo kunnen in slibrijke delen veel meer bergeenden en kluten voorkomen dan in slibarme delen.

Het is echter nog steeds erg lastig om het slibpercentage gebiedsdekkend nauwkeurig genoeg te bepalen. De ruimtelijke verschillen binnen een habitat zijn vaak erg groot, wat maakt dat een monsterpunt onvoldoende beeld geeft van het slibpercentage binnen het habitat. Ook kan het slibgehalte in een korte tijd veranderen. Hierdoor kan de momentopname waarin het slibpercentage bepaald is een verkeerd beeld schetsen.

Tenslotte zijn er sterke aanwijzingen dat het percentage slib ook niet de meest sturende variabele is, op bodemdiergemeenschappen. Zoutgehalte, hydrodynamiek en hoogteligging (droogvalduur) zijn veel sterker bepalend. Slibgehalte co-varieert meestal met hydrodynamiek al zijn er zeer lokaal uitzonderingen mogelijk. Naast deze variabelen draagt slibgehalte relatief weinig extra bij aan het verklaren van de variatie op systeemsschaal (Reinders en Van Duren, 2013). Om deze redenen is het slibpercentage niet opgenomen als rekenparameter voor de habitatkwaliteit maar als verklarende parameter.

5.3.2.2. Fysische habitatkenmerken laagdynamisch gebied

Slikken en platen zijn belangrijke foerageergebieden voor steltlopers. Daarbij zijn vooral de laagdynamische zones in het intergetijdengebied van belang omdat zich daar de grootste abundantie aan bentische organismen bevindt die de voedselbron zijn voor deze vogels (Alkyon, 2006; Lanckriet *et al.*, 2014). De geschiktheid van een slik of plaat als foerageergebied wordt dus in grote mate bepaald door de grootte en de kwaliteit van de intertidale laagdynamische zone. Onder kwaliteit verstaan we hier de spreiding in droogvalduren die binnen de laagdynamische zone van het

intergetijdengebied vallen. De droogvalduur is de periode dat de bodem in het intergetijdengebied boven de waterlijn ligt.

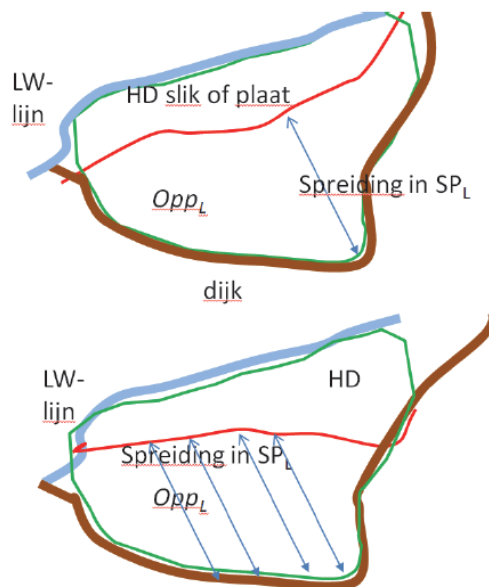
Hoe groter en gelijkmatiger de spreiding in droogvalduren binnen de laagdynamische zone is, hoe langer de periode is dat de op- en afgaande waterlijn binnen een getijcyclus zich binnen de laagdynamische zone bevindt. Dit is van belang omdat de vogels al foeragerend vaak de waterlijn volgen. Een grotere en gelijkmatiger spreiding in droogvalduur binnen de laagdynamische zone betekent dat de vogels een langere periode kunnen foerageren langsheen de waterlijn gedurende een getijcyclus.

Vooraf voor kleinere steltlopersoorten zou dit bepalend kunnen zijn, omdat kleine steltlopers meer tijd nodig hebben om te foerageren dan grote steltlopers (Zwarts *et al.*, 2011; Schellekens *et al.*, 2013). De hoogdynamische zones bevinden zich hoofdzakelijk in de lageregelegen delen van de slikken en platen. In de Westerschelde wordt het laagdynamisch litoraal dus afgebakend door (onderaan) de bovengrens van het hoogdynamisch litoraal en (bovenaan) de bovengrens in droogvalduur van het slik of van de plaat.

Vanoverbeke en Van Ryckegem (2015) onderzochten welke fysische eigenschappen van slikken en platen in het midden en het westelijke deel van de Westerschelde bepalend zijn voor de draagkracht van steltlopers. Hun statistische analyse toonde aan dat:

1. Het aantal foeragerende steltlopers toeneemt met het areaal laagdynamisch litoraal en met een toenemende spreiding in droogvalduren binnen de laagdynamische zone. De maximale droogvalduur laagdynamisch of totale spreiding in droogvalduur (inclusief hoogdynamisch) worden minder relevant geacht vanwege multicollineariteit.
2. Het belang van oppervlakte laagdynamisch litoraal onafhankelijk is van de grootte van de foeragerende steltlopers. In tegenstelling tot de oppervlakte is de nood aan voldoende spreiding in droogvalduren in de laagdynamische zones wel afhankelijk van de grootte van de soorten. De analyse bevestigt dat vooral kleine soorten steltlopers (< 0,5 kg) gevoelig zijn voor de spreiding in droogvalduren. Vooral de aanwezigheid van drieteenstrandloper en bontbekplevier blijkt kritisch bepaald te worden door de beschikbare oppervlakte aan laagdynamisch litoraal en spreiding in droogvalduren in het studiegebied.

Toch gaven ze ook aan dat er nood is aan vervolgonderzoek. Hun bepaling houdt nog geen rekening met de vorm of bovengrens van de laagdynamische zone. Het kan bijgevolg goed zijn dat er slechts op een kleiner deel van een gebied een optimale spreiding in droogvalduurpercentages is (zie Figuur 27). Ze stuurden dan ook aan op een diversiteitsindex als maat voor de beschikbare foerageertijd van steltlopers. Gezien het noodzakelijke vervolgonderzoek om robuuste evaluatiecriteria te bekomen, worden deze (voorlopig) enkel opgenomen als aanvullende, verklarende parameters onder 'Droogvalduur'.



Figuur 27: Voorbeeld van gebieden met eenzelfde oppervlakte aan laagdynamisch areaal (onderaan begrensd door het hoogdynamisch areaal, rode lijn) maar met een verschillend voorkomen van de maximale spreiding in droogvalduur (blauwe pijlen) met SP_L : spreiding laagdynamisch litoraal en Opp_L : oppervlakte laagdynamisch litoraal (Bron: Vanoverbeke & Van Ryckegem, 2015).

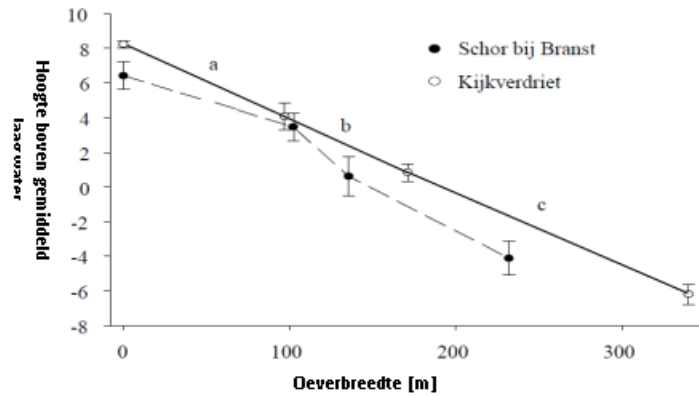
5.3.2.3. Oeverbreedte t.b.v. zonering van schorren

Een schor wordt beschouwd als opgebouwd uit vier opeenvolgende schorzones, gaande van het slik naar de *pionierzone* in de laagste delen, via het *laag-* en *middelhoge schor*, naar het *hoge schor*. De ontwikkeling van slik naar schor zet zich voort tot het schor uitgroeit tot de gemiddelde hoogwaterlijn bij springtij en een evenwichtstoestand bereikt wordt (Allen, 2000; French, 1993). In de Schelde houdt de ophoging van de oude schorren gelijke tred met de verhoging van de gemiddelde hoogwaterstand (Stapel en de Jong, 1998; Temmerman *et al.*, 2007).

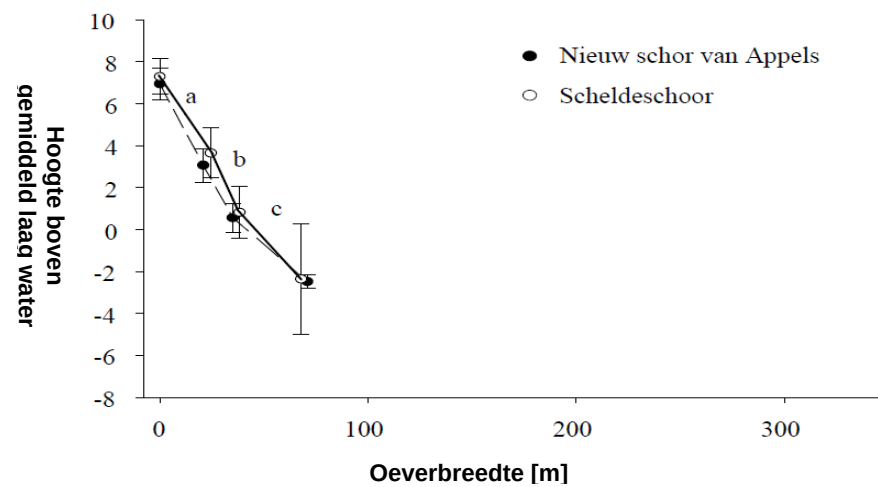
De zones vertegenwoordigen niet alleen een hoogtezoningering binnen een schor, maar ook een leeftijdsontwikkeling. Deze laatste wordt op bepaalde momenten teruggedreven, als een onderdeel van een cyclisch proces van opbouw en afbraak. Een specifiek schor kan aan het begin, het midden of het einde van de cyclus verkeren, maar binnen het schor van een zone moet er een zeker evenwicht zijn tussen de diverse schorzones. Sterke oververtegenwoordiging van een schorzone duidt in de regel op verstoring van de natuurlijke processen in het waterlichaam. In de meest gunstige situatie is er sprake van een dynamisch evenwicht tussen de schorzones, omdat er voldoende ruimte is voor het doorlopen van de cyclus.

Een goede zonering is gekoppeld aan het verloop van de helling. Zoals eerder aangegeven kan een te steil profiel ervoor zorgen dat er te weinig breedte is voor geleidelijke overgangen tussen de habitats. Zowel in de Westerschelde als in de Zeeschelde is er sprake van het fenomeen 'coastal squeeze'. Dit houdt in dat door de hogere waterstanden en de vastlegging van het estuarium door dijken intertidale habitats, en met name schorren, verdrinken doordat ze niet meer kunnen migreren naar

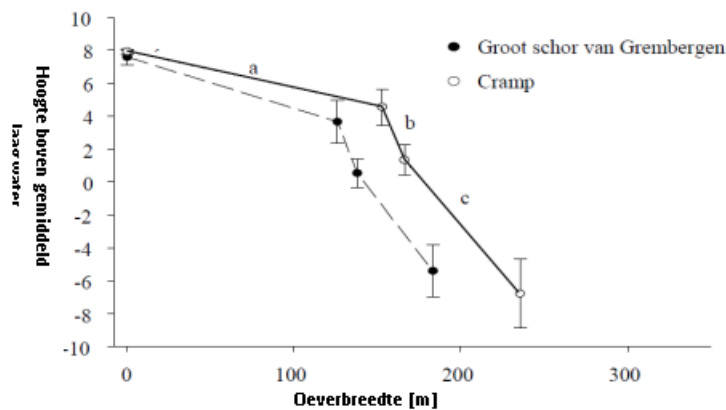
hoger gelegen delen. De benodigde breedte is afhankelijk van de geuldiepte, hoogwaterstanden en stroomsnelheden (zie Figuur 28).



a) Natuurlijk schor in de Zeeschelde.



b) Geërodeerd schor in de Zeeschelde.



c) Beschermd schor in de Zeeschelde.

Figuur 28: Voorbeelden van schorontwikkeling en oeverbreedte van schorren in de Zeeschelde.

Voldoende brede slikken en schorren resulteren in een voldoende groot oppervlak aan waardevolle estuariene natuur waar garantie is voor gradiënten tussen de verschillende habitats, voldoende rust en mogelijkheden tot het voltrekken van de fysische en ecologische processen. Binnen het schorhabitat zorgt bijvoorbeeld de reliëfdiversiteit voor zones met andere hydrologische regimes die zorgen voor een verhoogde vegetatiediversiteit. De reliëfdiversiteit op schorren wordt in belangrijke mate gestuurd door erosie- en sedimentatieprocessen vanuit de kreken die het gebied in meer of mindere mate doorsnijden. Vanuit de kreken worden vaak oeverwallen gevormd en ontstaat een variatie in standplaatsfactoren op een transversale gradiënt van de kreek naar het schor. Kreken zorgen op deze manier voor een complexe topografische mozaïek, met als resultaat een grote heterogeniteit in structuur, hydrologie en chemische samenstelling (Bledsoe en Shear, 2000). De kreekverwevenheid, het vertakkingspatroon en de reliëfdiversiteit staan in relatie tot de breedte en oppervlakte die schorren hebben (Brys *et al.*, 2005).

Daarnaast zorgen brede, hoger gelegen gebieden voor een buffering tegen overstroming, het dempen van de getij-energie en als natuurlijke bescherming van de dijk, waardoor bespaard kan worden op dijkonderhoudswerken (Hoffmann en Meire, 1997).

5.3.2.4. Diversiteit van flora en fauna binnen de verschillende habitats

Diversiteit soorten en biomassa zijn een indicator voor een gezond habitat dat voldoende en geschikt voedsel levert voor hogere trofische niveaus. In het estuarium zijn macrozoöbenthos, macrofyten, macroalgen en microfytobenthos sturende componenten. Het macrozoöbenthos speelt een belangrijke rol in het biologisch actief maken/houden van de bodem door bioturbatie die zorgen voor beluchting en/of het opbreken van het substraat. Krabben (Chinese wolhandkrab) zijn actieve gravers en bespoedigen waarschijnlijk de erosie van de schorranden. Macro- (bv. *Vaucheria*) en microalgen kunnen als sedimentstabilisator eveneens belangrijk zijn (Paterson, 1989) en komen voornamelijk voor in gebieden die laagdynamisch zijn.

Het uitgangspunt voor de kwaliteit van schorren is dat vegetatiediversiteit per schorzone voldoende hoog is met een evenwichtige verdeling van schorzones. Een afname in vegetatiediversiteit wijst op een uniformering van een schorgebied.

Dit gaat vaak gepaard met een toename in de oppervlakte aan climaxvegetatie. Beheer kan de vegetatiediversiteit beïnvloeden, erosie kan vegetatietypen uit de pionierszone, laag en zelfs midden schor wegslaan.

De diversiteit van het aanwezige macrozoöbenthos en de verschillende vegetatietypen worden uitgewerkt in de communicatie-indicator *Ecologie*.

5.3.2.5. Benthische microalgen

De primaire producenten, fytoplankton en microfytobenthos, vormen de basis van een ecosysteem omdat ze zorgen voor de input van organisch materiaal in het ecosysteem via de fotosynthese en opname van nutriënten. De primaire productie bepaalt zo in belangrijke mate de grenzen van de draagkracht van het ecosysteem.

De evaluatie van de primaire productie in de waterkolom wordt behandeld in de toetsparameter *Primaire productie* (zie *Ecologie*). De daar gevolgde logica wordt hier, voor de op de bodem levende algen, in grote lijnen gevolgd. Echter, omdat het monitoringsprogramma minder uitgebreid is voor benthische algen kan de benthische primaire productie nog niet worden toegepast als rekenparameter.

Het microfytobenthos zijn de algen die leven op de bodem, al dan niet gehecht aan sedimentpartikels. De primaire productie van microfytobenthos kan 50% of meer bedragen van de totale primaire productie in een estuarium als de Waddenzee. In de Westerschelde wordt de bijdrage aan de primaire productie geschat op 17% (Underwood en Kromkamp, 1999). Microfytobenthos zijn ook belangrijke ecosysteembouwers omdat ze relatief grote hoeveelheden extracellulaire polymere substanties uitgescheiden met name tijdens de verticale migratie. Hiermee stabiliseren ze het sediment (Paterson 1989; Underwood en Kromkamp, 1999; Underwood en Paterson, 2003). Behalve stabilisatie van het sediment vangt het extracellulaire polymere substanties ook fijn sediment in, waardoor het lichtklimaat in de waterkolom verbetert.

Er zijn drie vormen microfytobenthos:

- Epipsammon, vnl. kleine pennate diatomeeën ($< 10 \mu\text{m}$), die zich stevig aan zandkorrels hechten. Dit type vindt men vooral in de gebieden met een grotere getijde-energie.
- Epipelon, vnl. pennate diatomeeën ($> 10 \mu\text{m}$). Deze pennate diatomeeën vertonen verticale migratie. Deze migratie lijkt onder controle te staan van een endogene klok, omdat het migratieritme doorgaat als een sediment-core in het donker wordt geplaatst in afwezigheid van een getij (Serôdio *et al.*, 1997). De diatomeeën migreren alleen naar de oppervlakte als het laagwater overdag valt. Epipelon vindt men vooral op het zachtere sediment met een hoog silt/fijn zand gehalte. Maar ook in zandiger sediment komt epipelon voor, mits het gebied laagdynamisch is.
- Tychoplanktonisch microfytobenthos: deze algen hebben zowel een bentische als pelagische levenswijze.

Het belang van microfytobenthos in estuaria is voor een deel afhankelijk van het oppervlak aan intergetijdengebied. Epipelon is meestal in hogere concentraties aanwezig dan epipsammon. Epipelische diatomeeën dragen een eigen, deels bentisch voedselweb (slakken als *Peringia* sp., garnaltjes als *Corophium* sp., en predatoren als zagers (*Nereis* sp.)). Daarnaast is het type sediment belangrijk. In zandigere sedimenten vindt men vooral borstelwormen als *Arenicola* sp. en soorten met filtrerende voedingswijze waaronder vele schelpdiersoorten, deze organismen zijn vooral afhankelijk van het fytoplankton, de rest van epipelon.

De Benthische microalgen worden verder uitgewerkt in de communicatie-indicator *Ecologie*.

5.3.3. Rekenparameters en criteria

5.3.3.1. Breedte schorhabitat

Voor het goed functioneren van het schorhabitat is er een minimale breedte nodig, zodat de verschillende kenmerkende onderdelen van het habitat, zoals de verschillende hoogte- en vegetatiezones, maar ook krekens en prielen naast elkaar kunnen bestaan. Voor het Schelde-estuarium wordt aangenomen wordt dat de minimale breedte van een schor 75 tot 100 m is. Deze waarde is

ontleend aan waarnemingen aan de Zeeschelde en toegepast op de Westerschelde. Bij deze breedte is er voldoende ruimte voor de aanwezigheid van een kreek. Schorren die smaller zijn dan 75-100 m tonen een steiler profiel en zijn vaak onderhevig aan erosieprocessen (Piesschaert *et al.*, 2008). Voor de Westerschelde is een nadere onderbouwing van de minimumbreedte voor aanwezigheid van kreken, de verschillende hoogtezones en pionierschor gewenst.

In een memo met aanbevelingen voor communicatieparameter *Leefomgeving* van Cleveringa (2014b) wordt gesteld dat in deze parameter weinig ontwikkeling zit in het tijdsbestek van jaren. Deze evaluatie kan eventueel over een periode van meer dan zes jaar plaatsvinden.

5.3.3.2. Oeverbreedte t.b.v. schorhabitat

Een natuurlijke schordynamiek bestaat uit: (a) de vestiging van pioniervegetatie op een hooggelegen slik, (b) de ontwikkeling daarvan tot een schor en (c) de geleidelijke erosie van het schor door (klif)erosie. Een voldoende brede oever is noodzakelijk voor de sedimentatie op het slik, zodanig dat de vestiging van pioniervegetatie mogelijk is en voor verdere ontwikkeling van het schor. De voorgeschreven minimale breedte van de oever, bestaande uit slik én schor tot aan de laagwaterlijn, is:

- Westerschelde: In de Westerschelde wordt uitgegaan van veel bredere oevers van 1 tot 2 km. Deze breedte is gebaseerd op de vuistregel dat de schorgebieden in de Westerschelde hiermee voldoende ruimte hebben voor de afbrekende en opbouwprocessen van de schorontwikkeling (pers. Comm. Dick de Jong).
- Zeeschelde: Voor de Zeeschelde wordt de minimale oeverbreedte ontleend aan de instandhoudingsdoelstellingen (Adriaensens *et al.*, 2005); de sommatie van de voorgeschreven slik- en schorbreedte. Deze staan weergegeven in Tabel 31.

Bij de evaluatie dient men rekening te houden met de aanwezigheid van geulen (Geul Zimmerman) en geulrelicten (Boerengat, Geul van Baarland) die de potentiële ontwikkeling van schor beperken.

OMES-segment	Oeverbreedte (m)
9	464,25
10	319,30
11	313,24
12	260,85
13	245,31
14	229,86
15	224,43
16	213,47
17	200,89
18	185,24
19	172,77

Tabel 31: Voorgeschreven minimale oeverbreedte (gebaseerd op Adriaensens *et al.*, 2005)

5.3.4. Samenvatting en beoordeling toetsparameter Kwaliteit

5.3.4.1. Bestaande wetgeving en normen

De rekenparameters binnen de toetsparameter kwaliteit zijn niet opgenomen in wettelijke kaders, m.u.v. de parameters voor minimale oeverbreedtes voor schorren in de Zeeschelde die zijn ontleend aan de KRW (Cleveringa, 2014a).

5.3.4.2. Beoordeling rekenparameters

Toetsparameter Kwaliteit	
Rekenparameter	Beoordeling
Breedte schorhabitat	• 75-100 meter
Oeverbreedte voor schorhabitat	• Westerschelde: 1 kilometer • Zeeschelde: zie Tabel 31

Tabel 32: Beoordeling van de rekenparameters binnen de toetsparameter Kwaliteit.

5.4. Verklarende parameters

De fysische leefomgeving binnen een ecosysteem wordt beïnvloed door tal van factoren. Met de twee toetsparameters (oppervlak en kwaliteit) wordt de toestand van het morfologische ecosysteem beoordeeld. Een positieve score voor de twee toetsparameters wijst uit dat het goed gaat met de kwaliteit van de leefomgeving. Bij problemen zullen echter de toetsparameters alleen niet de onderliggende oorzaken kunnen aanwijzen. Bijkomende verklarende parameters zijn hiervoor vereist. Deze verklarende parameters moeten trends in de toetsparameters helpen achterhalen. Voor de verklarende parameters zelf worden hier geen criteria opgesteld, maar wordt gekeken hoe trends in deze verklarende parameters in verband kunnen staan met trends in de toetsparameters. In een aantal gevallen kunnen gehele communicatieparameters (bijvoorbeeld "Waterkwaliteit" en "Morfologie" verklaringen bieden voor afwijkingen in waarnemingen van de verwachte toestand. De verklarende parameters die voor deze communicatieparameter zijn geïdentificeerd zijn:

- Hydrodynamiek: Stroomsnelheid en Golven
- Droogvalduur: Droogvalduurverschilkaarten en Diversiteitsindex droogvalduur Laagdynamisch.
- Substraat
- Morfologie
- Waterkwaliteit (inclusief zoutgehalte)
- Vegetatieontwikkeling
- Benthische microalgen
- Turn-over
- Menselijke activiteiten

Deze parameters worden hieronder verder toegelicht.

5.4.1. Hydrodynamiek

(naar Bouma *et al.*, 2005)

5.4.1.1. Stroomsnelheid

De hydrodynamiek bepaalt in grote mate of bodemdieren kunnen voorkomen of niet. Wanneer de stroomsnelheid of de golfwerking dusdanig hoog is dat het sediment regelmatig in beweging en/of in suspensie wordt gebracht, moeten bodemdieren moeite doen om op hun plaats te blijven. Dit kan door zich dieper in te graven, maar als dit niet lukt worden de bodemdieren weggespoeld. Op plaatsen waar de bovenste laag van de bodem vrijwel continu in beweging is, komen alleen enkele soorten voor die aan dergelijke hoogdynamische omstandigheden goed aangepast zijn.

De hydrodynamiek beïnvloedt ook de vestiging van bodemdieren. Veel bodemdieren verblijven de eerste weken van hun leven als larven in de waterkolom. De plaats waar de postlarvale bodemdierpjes zich kunnen vestigen in het sediment wordt voornamelijk bepaald door de stroomsnelheid en turbulentie van het water en de daardoor veroorzaakte beweging van het sediment (Bouma *et al.*, 2001a). In een later levensstadium komen veel bodemdieren, zoals kokkels (*Cerastoderma edule*) en nonnetjes (*Macoma balthica*), nogmaals in de waterkolom terecht. Dit kan zowel actief als passief gebeuren. Via de waterkolom kunnen deze, in principe in het sediment levende, dieren zich toch verplaatsen naar andere gebieden. De getijdenstromingen hebben een grote invloed op deze secundaire verspreiding.

Indirect is de hydrodynamiek (hier: stroming) van invloed op het voedselaanbod voor bodemdieren. Dit geldt vooral voor de bodemdieren die de voedseldeeltjes (fytoplankton) uit het water filteren (filter-feeders). Het voedselaanbod van deze dieren wordt voor een deel bepaald door de hoeveelheid water, en daarmee de hoeveelheid voedsel, die langs stroomt. Bij een te lage stroomsnelheid en te weinig menging kan, vooral in het geval van hoge dichtheden, voedseltekort optreden. Aan de andere kant kan een te hoge stroomsnelheid en een te grote hoeveelheid gesuspendeerd sediment negatieve effecten op de groei hebben. In zeer troebele estuaria komen dan ook weinig filter-feeders voor.

In de geulen

Voor het bepalen van de stroomsnelheden in de geulen kan gebruik gemaakt worden van de huidige stromingsmodellen. Wanneer de stroomsnelheid boven de 0,8 m/s uitkomt wordt dit gezien als een hoogdynamisch gebied. Deze 0,8 m/s is gebaseerd op het feit dat boven deze stroomsnelheid ribbels worden gevormd waardoor een groot deel van het zand in beweging is en getransporteerd wordt. Op dergelijke hoogdynamische locaties is de bodem tot op een zekere diepte voortdurend in beweging.

In het litoraal

De stromingsmodellen die tot nu toe gebruikt werden om ecotopenkaarten mee te genereren (ScalWEST) geven in het litoraal onvoldoende nauwkeurigheid. Daarom wordt er gebruik gemaakt van een alternatieve manier om de mate van dynamiek te bepalen. Er wordt gebruik gemaakt van de geomorfologische kaarten. De geomorfologie wordt gekarteerd met behulp van luchtfoto's, die genomen zijn bij een zo laag mogelijke waterstand. Op deze foto's zijn allerlei fenomenen te onderscheiden die samenhangen met de invloed van stroming en golven.

Bijvoorbeeld zal bij lage hydrodynamische omstandigheden de bodem op de foto (nagenoeg) vlak lijken, terwijl bij hoge stroomsnelheden er (mega)ribbelpatronen te zien zijn.

Verandering in de stroming komt tot uiting in de ecotopenkaarten. Uit de vergelijking van opeenvolgende ecotopenkaarten kan een verandering in stroomsnelheid afgeleid worden. Een overgang van laagdynamisch in hoogdynamisch slik geeft aan dat de stroming plaatselijk is toegenomen, terwijl een omgekeerde verandering wijst op een afname van de stroming. Beide vallen onder Turn-over (zie paragraaf 5.4.8).

5.4.1.2. Golven

De manier waarop het ecotopenstelsel wordt toegepast bij het maken van ecotopenkaarten in de Schelde wordt voor de parameter hydrodynamiek het onderscheid tussen hoog- en laagdynamisch alleen gemaakt op basis van stroomsnelheid. In ondiep water en zeker in het intertidaal hebben golven een belangrijk aandeel in de hydrodynamische stress op de bodem. Golven verklaren dan ook een deel van de variantie van de ruimtelijke verdeling van bodemdieren (Reinders en Van Duren, 2013). In de nabije toekomst zal meer gericht onderzoek op golven (zowel wind-gedreven als scheepsgolven) de relatie tussen deze parameter en ecologie moeten verduidelijken. Indien nodig moeten golven ook meegenomen worden in de parameter hydrodynamiek (in het onderscheid tussen hoog- en laagdynamisch), hetzij naast stroomsnelheid, hetzij als geïntegreerde parameter. Dit onderwerp staat al aangegeven als een belangrijk punt in de Agenda van de Toekomst. Op dit moment is er echter nog onvoldoende kennis over de relatie golven en ecologie om golven als verklarende parameter te kunnen gebruiken.

5.4.2. Droogvalduur

(naar Bouma *et al.*, 2005)

De droogvalduur is een belangrijke factor voor het gedrag van vogels en bodemdieren. Verder is het ook bepalend voor het voorkomen van bepaalde (water-)plantensoorten. De droogvalduur heeft een directe invloed op het voorkomen en op de groei van bodemdieren in het zachte substraat. Er is duidelijk een grens waarboven bodemdieren niet voor kunnen komen doordat ze daar te kort onder water staan om te kunnen overleven (Reise, 1985).

Droogvalduur wordt bepaald door twee andere parameters: bathymetrie en waterstand. Zowel een verandering in bodemhoogte (zie §5.6) als een verandering in waterstand kan een verandering in droogvalduur geven.

Voor het verband tussen habitatgeschiktheid (meeste bodemdieren, steltlopers) en droogvalduur is de relatie tussen de hoogteligging en de droogvalduur tussen de 20 en 80% van de tijd het meest van belang. De droogvalduur is onderverdeeld in drie klassen. Eén van de redenen hiervoor is dat de dichtheid en de biomassa aan bodemdieren in het midden-litoraal vaak hoger is dan in het lage en in het hoge litoraal (Beukema, 1976; Wolff & De Wolf, 1977).

- Het lage litoraal is het gebied tussen de gemiddelde laagwaterlijn bij springtij en de 25% droogvalduurlijn;
- Het middelhoge litoraal is de zone tussen 25% en 75% droogvalduur;

- Het hoge litoraal loopt van de 75% droogvalduurlijn tot de gemiddelde hoogwaterlijn bij doortij. In het supralitoraal is in de laagdynamische delen de overspoelingsfrequentie een belangrijke factor voor voorkomen van schorvegetatie. De specifieke fysiologie van elke plantensoort bepaalt hoe vaak en hoe lang deze overspoeld kan worden (in verband met zouttolerantie en de overspoelingsduur). Op schorren is een gradiënt in de vegetatie aanwezig van laag naar hoog, waarbij de successie van de vegetatie steeds verder gevorderd is. Op de lage delen komen de pionierplanten voor, op de hoge delen is de vegetatie hoger en 'ruiger'.

De soortenrijkdom aan planten is in het middengebied het hoogst. Als exacte variabele voor de onderverdeling van schorren is het aantal keren overspoeling per jaar van belang (Maris *et al.*, 2014).

- de pionierzone en potentiële pionierzone wordt vrijwel elk tij overspoeld (GHWD - > 300 keer per jaar);
- de lage kwelders/schorren regelmatig (300-150 keer per jaar);
- de middelhoge kwelders/schorren af en toe (150-50 keer per jaar);
- de hoge kwelders/schorren zelden (50-5 keer per jaar).

5.4.2.1. Droogvalduurverschilkaarten

Hoewel de droogvalduurkaarten meestal worden berekend voor perioden van één kalenderjaar, zijn kaarten van meerdere seizoenen (bijvoorbeeld de winterperioden van 2001 tot 2003) voor de ecologie veel meer van belang.

De Droogvalduurverschilkaarten uit het hoofdstuk Morfologie (hoofdstuk 3) verschaffen inzicht in hoe het systeem evolueert.

5.4.2.2. Draagkracht voor kleine steltlopers

Het statistisch onderzoek van Vanoverbeke & Van Ryckegem (2015) leverde een functie op waarmee men de draagkracht voor iedere gemonitorde steltlopersoort kan voorspellen op basis van de relevante fysische habitatkenmerken: oppervlakte laagdynamisch habitat (Opp_L) en de spreiding in droogvalduur (SP_L) in de Sterk en Zwak polyhalieen deel van de Westerschelde. De spreiding wordt berekend door de bovengrens (in droogvalduurpercentage) van de laagdynamische zone te verminderen met de ondergrens van de laagdynamische zone: *in casu* de bovengrens van de hoogdynamische zone. De bekomen formule vormt een *Generalized Linear Mixed Model* (GLMM):

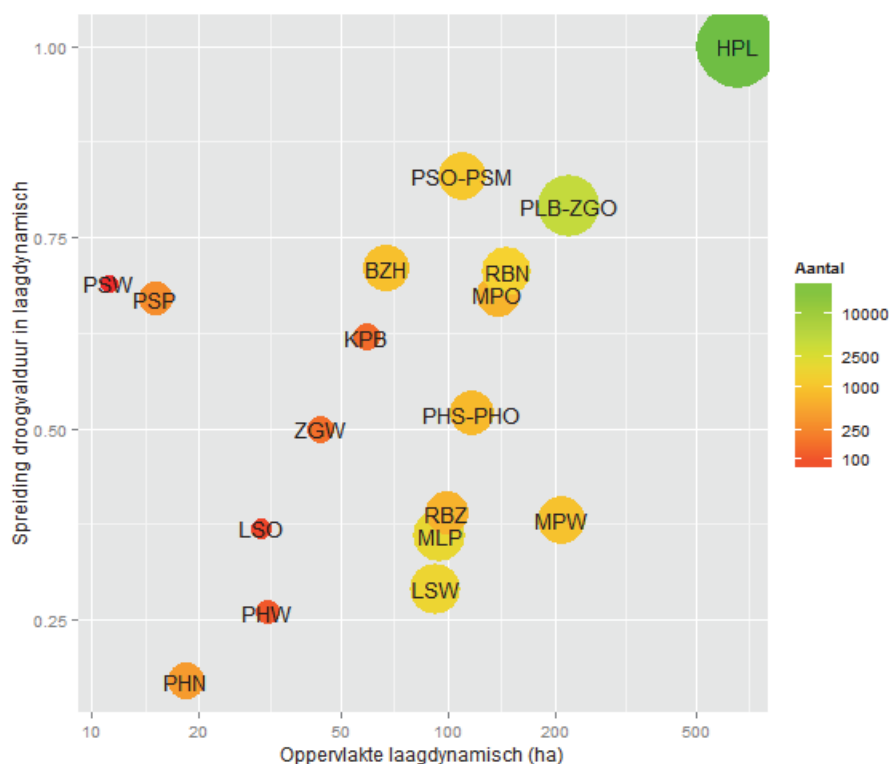
$$\log \hat{Y} = \beta_0 + \beta_1 \cdot \log_{10} Opp_L + \beta_2 \cdot SP_L + \beta_3 \cdot Gewicht + \beta_4 \cdot SP_L \cdot Gewicht + \gamma_1 \cdot Soort$$

Waarbij Y gelijk staat met de verwachte gemiddelde abundantie, de β staan voor de coëfficiënten geassocieerd met de voorspellende variabelen, de γ staan voor coëfficiënten geassocieerd met de random variabelen en *Gewicht* dient als maat voor de grootte van iedere *Soort* steltloper.

Merk op dat hier hun formule voor arbitraire slikken en platen wordt toegepast op louter de gemonitorde gebieden. Dit laat toe om de rekenparameter toe te passen op alleen het Sterk en Zwak polyhalieen deel van de Westerschelde.

Gezien vooral de kleine soorten steltlopers (< 0.5 kg) gevoelig zijn voor de spreiding in droogvalduren, focust deze rekenparameter louter op: de drieteenstrandloper, de bontbekplevier en

de bonte strandloper. De abundantie van grotere steltlopers hangt hoofdzakelijk samen met de oppervlakte laagdynamisch gebied, wat al aan bod komt onder de toetsparameter Oppervlak. Door de formule van elke soort (kleine steltloper) toe te passen op iedere slik of plaat in de Sterk en Zwak polyhalieene delen van de Westerschelde, bekomt men de verwachte abundantie op basis van de relevante fysische habitatkenmerken. Deze kan men daarna eenvoudig omrekenen naar het totaal aantal vogels per locatie (Figuur 29).



Figuur 29: Verwachte totale aantallen per gebied (som over soorten) in functie van de oppervlakte laagdynamisch litoraal (Opp_L) en van de spreiding in droogvalduur (SP_L) voor elk gemonitord telgebied. (Bron: Vanoverbeke & Van Ryckegem (2015)).

5.4.2.3. Diversiteitsindex Droogvalduur Laagdynamisch

Zoals aangegeven in §5.3.2.2, gaven Vanoverbeke & Van Ryckegem (2015) aan dat er nood is aan een bijkomende maat voor de spreiding in droogvalduurpercentages die niet alleen rekening houdt met de range maar ook met de gelijkmatigheid in het voorkomen van deze range. Ze stelden voor om in een gebied per droogvalduurklasse de proportie p_D van pixeloppervlakte laagdynamisch areaal met een gegeven droogvalduur te berekenen. Op basis van deze proportie p_D kan een index (DD_L = Diversiteit Droogvalduur Laagdynamisch) berekend worden, gebaseerd op de Simpson-index:

Waarbij p_D hier de proportie van elke droogvalduurklasse in het laagdynamisch intertidaal voorstelt. Deze diversiteitsindex kan gebruikt worden als een maat voor de beschikbare foerageertijd van steltlopers in de laagdynamische intertidale zone van een gebied.

De maximale waarde van de index DD_L is gelijk aan de maximale spreiding in droogvalduur SP_L . Dit is het geval indien alle droogvalduurklassen een gelijke proportie hebben in het gebied. Hoe meer een beperkte set aan droogvalduurklassen het gebied domineert, hoe meer de index afneemt (tot minimumwaarde 1). Een grote waarde voor DD_L betekent dus dat een groot deel van het laagdynamisch gebied een grote spreiding aan droogvalduur vertoont en er dus gedurende een groot deel van de getijcyclus optimaal kan gefoerageerd worden. Een kleine waarde voor DD_L betekent dat in een groot deel van het gebied de range in droogvalduren beperkt is en er slechts gedurende een korte periode van de getijcyclus optimaal kan gefoerageerd worden. Merk op dat deze index deels rekening houdt met de morfologie van een slik of plaat. Een gelijkmatige gradiënt (helling) zal resulteren in een grotere waarde van DD_L dan een gebied met een convexe of concave gradiënt.

5.4.3. Substraat

(naar Bouma *et al.*, 2005)

Er worden in het Schelde-estuarium twee typen substraat onderscheiden: hard substraat (steen, hout, veen etc.) en zacht substraat (bodem van sediment, zoals zand en/of slib).

Het harde substraat bestaat veelal uit natuursteen of betonelementen, eventueel met een laag asfalt, en hout. Voorbeelden van natuurlijk hard substraat zijn veen- en kleibanken, schelpenbanken en grindbanken die eveneens vestigingsmogelijkheden bieden voor typische hard substraat soorten. Onder zacht substraat wordt een bodem van sediment verstaan. Een kartering naar zacht of hard substraat vindt men terug bij de geomorftypes van de ecotopenkaart. Een verandering in geomorftype – al-dan-niet gekoppeld met menselijke activiteiten – kan een verklaring geven voor wijzigingen in de toetsparameters.

5.4.4. Morfologie

De morfologische ontwikkelingen vormen uiteindelijk de basis voor de piramide *Leefomgeving*. Vrijwel alle factoren die binnen dit hoofdstuk beschreven worden, kunnen onderliggende verklaringen bieden voor toets- of rekenparameters binnen *Leefomgeving*. De bathymetrie van het systeem samen met de getijslag en de waterstand bepaalt de arealen die berekend worden onder de toetsparameter "Oppervlak". De korrelgrootte verdeling van het zachte substraat zal vaak correleren met de stroomsnelheid, maar kan in bepaalde omstandigheden ook afwijken. Dit kan lokaal voor een andere kwaliteit van de leefomgeving zorgen.

5.4.5. Waterkwaliteit

Zoutgehalte is van alle parameters in het Zoute Wateren Ecotopenstelsel de meest sturende factor op biota (Bouma *et al.*, 2005; Van Wesenbeeck *et al.*, 2010). Niet voor niets is zoutgehalte de belangrijkste basis voor de zone-indeling van het estuarium. Zie zowel de inleiding als de verklarende parameters in paragraaf 4.6 in de sectie over de communicatieparameter *Waterkwaliteit*. Deze zal dus altijd meegenomen moeten worden als verklarende parameter. Veranderingen in zoutgehalte kunnen optreden door natuurlijke oorzaken (bijvoorbeeld veranderingen in zoetwaterbelasting door klimaatverandering) of kunnen worden veroorzaakt door directe menselijke activiteiten. Deze parameter zal daarom als verklarende parameter meegenomen moeten worden.

Naast de verschillende morfologische en hydrodynamische parameters kunnen ook andere parameters uit de communicatie indicator *Waterkwaliteit* een verklaring bieden voor aan- of afwezigheid van bepaalde soorten, ecologische kenmerken of processen. Meestal is laagdynamisch habitat rijker dan hoogdynamisch habitat. Echter als het water zuurstofloos is, of sterk vervuild, dan kunnen soortensamenstelling en de andere kwaliteitsparameters sterk afwijken van de te verwachten situatie. Waterkwaliteit moet dan ook integraal als kwaliteitsparameter worden meegenomen voor de piramide *Leefomgeving*.

5.4.6. Vegetatieontwikkeling

De verandering van pionierschor naar schor is een ontwikkeling die plaatsvindt door de combinatie van vegetatieontwikkeling en sedimentatie. De omzetting van pionierschor naar litoraal is ook een logische ontwikkeling, omdat dan sprake is van tijdelijke vestiging van vegetatie op de hogere delen van de platen. De waargenomen overgang van schor naar pionierschor kan te maken hebben met de waarnemingen en met natuurlijke variatie in de vegetatieontwikkelingen. Variatie door de waarnemingen kunnen een kwestie zijn van de foto-opnamedatum en weersomstandigheden. Vroeg in het jaar is er relatief meer pioniervegetatie omdat de vegetatie nog te weinig bedekking heeft en onder de 50% blijft; laat betekent meer schor omdat de vegetatie net boven de 50% komt. Variatie in waarnemingen kan ook optreden bij grensgevallen rond de 50% bedekking, waarbij de persoonlijke interpretatie een rol speelt. Natuurlijke variatie heeft bijvoorbeeld te maken met factoren als strenge winters met veel plantensterfte, of verlate of vervroegde vegetatieontwikkeling in koude dan wel warme voorjaren (Cleveringa, 2014). Naast de fysisch-morfologische parameters is dus ook vestiging en ontwikkeling van schorvegetatie een verklarende factor.

5.4.7. Benthische microalgen

De parameter benthische microalgen wordt voorlopig opgenomen als verklarende parameter. Als in de toekomst wel een goede dataset (voldoende primaire productie data en chlorofyl-a data) beschikbaar is, kunnen benthische algen wel opgenomen bij de toetsparameters en geëvalueerd worden aan de hand van hun P:B-ratio.

5.4.8. Turn-over

Natuurlijke estuaria ontwikkelen zich niet tot een stadium van homeostase, maar doorlopen steeds een cyclus van ontwikkeling en degeneratie. Het bestaan van habitats wordt dus bepaald door een dynamische wisselwerking van processen die geassocieerd zijn met de accumulatie en erosie van sedimenten. Sedimentatie leidt meestal tot een verticale groei van het intergetijdengebied en is één van de belangrijkste factoren voor de ecologische processen binnen deze systemen (Reed, 1989).

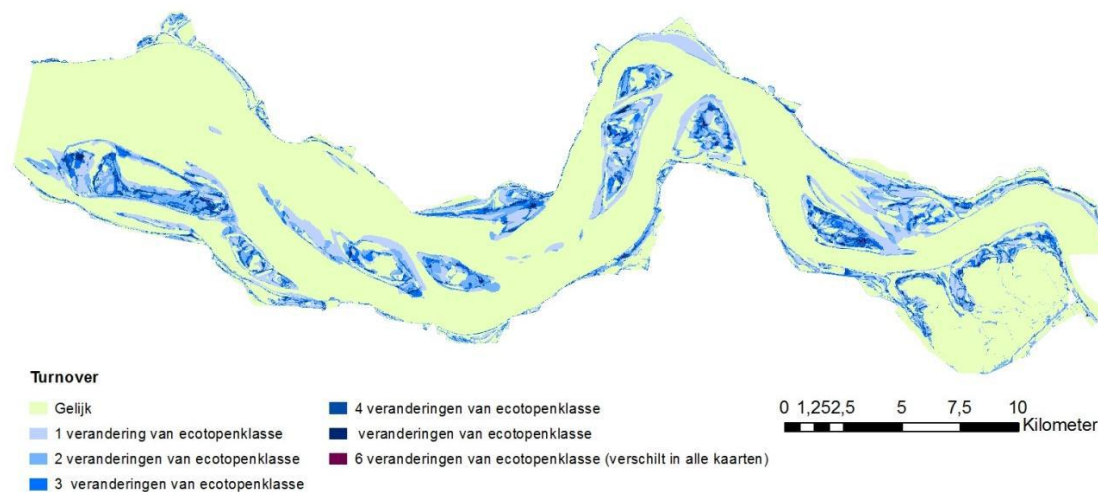
Habitat turn-over is de omzettingsdynamiek van het ene habitat naar het andere op een specifieke locatie. Dit geeft inzicht in de vraag of er een evenwicht is tussen de afbrekende en opbouwende processen in het estuarium. In een gezond en dynamisch systeem is er sprake van een zekere mate van habitat turn-over, maar er moet ook sprake zijn van stabiliteit van het habitat op een locatie. Bij de beoordeling moet gekeken worden naar systematische verandering van het habitat op een locatie.

Systematische veranderingen kunnen een lokaal fenomeen zijn, maar kunnen ook worden gestuurd door fysische krachten op de macro- en megaschaal.

De habitat turn-over op middellange termijn kan initieel veroorzaakt worden door directe ingrepen in het systeem zoals bodemberoerende activiteiten (baggeren, zandwinning of storten) en/of door indirecte effecten die de hydro-morfodynamiek beïnvloeden. Afhankelijk van de tijdsduur en de overgang tussen specifieke habitats kan de turn-over in een gebied groter of kleiner zijn.

Een hoge mate van habitat turn-over over een korte tijdsperiode is nadelig voor de vestiging en ontwikkeling van bodemdiergemeenschappen en van vegetatie. Bodemdieren zijn doorgaans kortlevend (behalve langlevende schelpdieren) of hebben nood aan stabiele bodems om zich te kunnen vestigen (Ysebaert, 2000).

De turn-over binnen de compartimenten kan worden bepaald aan de hand van de ecotopenkaarten (dit bepaalt meteen de tijdsduur waarover de mate van turn-over bepaald kan worden). Hiervoor wordt voor elk gebied bepaald welke overgangen van het ene ecotoop naar het andere op een locatie heeft plaatsgevonden. Een voorbeeld voor de Westerschelde is gegeven in Figuur 30. Deze figuur laat zien hoe vaak een gebied van ecotopenklasse is veranderd. De morfologie van de Westerschelde is nog steeds duidelijk afleesbaar in deze afgeleide kaart, omdat de hoofd- en nevengeul en het Land van Saeftinghe voornamelijk langs de randen van ecotopenklasse veranderen. De meeste veranderingen vinden plaats op de plaatcomplexen en langs de randen van de slikken (Cleveringa, 2014). Deze figuur is gebaseerd op een analyse van de ecotopenkaarten van 1996, 2001, 2004, 2008, 2010, 2011 en 2012.



Figuur 30: Turnoverkaart waarin aangegeven hoe vaak een gebied van ecotopenklasse is veranderd in de periode 1996-2012 (Cleveringa 2014).

Aan de hand van de locaties met turn-over per zone wordt een beeld van de stabiliteit binnen een zone gegeven. De turn-over per plaat of slik binnen een zone geeft inzicht in de stabiliteit van de afzonderlijke gebieden. Hiermee wordt inzichtelijk waar veranderingen in abiotische factoren hebben plaatsgevonden, die van invloed kunnen zijn op biotische factoren. Hierbij wordt vooral gekeken naar de overgangen van hoogdynamisch litoraal naar laagdynamisch litoraal en omgekeerd in de te beschouwen tijdsperiode.

5.4.9. Menselijke Activiteiten

Verschillende menselijke activiteiten kunnen een tijdelijk effect hebben op de omgeving. Bijvoorbeeld een plaatrandstorting zal kort na de ingreep vrijwel geen bodemdieren bevatten, maar zal na een aantal jaren pas vergelijkbaar zijn in soortensamenstelling met gebieden met hetzelfde ecotoop. Relatief recent uitgevoerde ingrepen kunnen dus een verklaring vormen voor de ecologische kwaliteit van een (deel)gebied.

Enige speciale aandacht gaat uit naar natuurontwikkelingsprojecten. Deze dragen bij aan de verbetering van de leefomgeving voor flora en fauna. Om goed te kunnen achterhalen of een bepaalde ontwikkeling in een habitat oppervlakte of kwaliteit het gevolg is van een ontwikkeling binnen het oorspronkelijke Schelde-estuarium of door de inwerkingtreding van een natuurontwikkelingsproject is het van belang hiervan een duidelijk overzicht bij te houden.

Natuurontwikkelingsprojecten kunnen zowel binnen als buiten het huidige Scheldesysteem plaatsvinden en een verschuiving van het ene naar het andere ecotoop veroorzaken. Een voorbeeld hiervan kan zijn: het afplaggen en verlagen van een stuk schor om veroudering tegen te gaan en vorming van pionierschor te bevorderen. Er zijn echter ook projecten die binnendijs areaal toevoegen aan het Scheldesysteem. Deze projecten beïnvloeden dan ook het totale areaal van de Schelde. Bij vergelijking van perioden dient men rekening te houden met deze nieuw toegevoegde delen, omdat deze van invloed kunnen zijn op de oppervlakte van de verschillende onderscheiden habitats.

Bovenstaande activiteiten staan gedetailleerd beschreven in Hoofdstuk 7 *Menselijke Activiteiten*.

5.5. Literatuurlijst Leefomgeving

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.

Alkyon. (2006). Plaatmorfologie Westerschelde; Veranderingen in de plaatmorfologie van de Westerschelde en de gevolgen voor het steltloperhabitat. Alkyon.

Allen, J.R.L. (2000). Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coast of Europe. *Quaternary Science Reviews* 19, 1155-1231.

Bertness, M.D., Wikler, K. & Chatkupt, T.O.M. (1992). Flood tolerance and the distribution of *Iva frutescens* across New England salt marshes. *Oecologia* 91, 171-178.

Beukema, J.J. (1976). Biomass and species richness of the microbenthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 16, 236-261.

Bledsoe, B.P. & Shear, T.H. (2000). Vegetation along hydrologic and edaphic gradients in a North Carolina coastal plain creek bottom and implications for restoration. *Wetlands* 20, 126-147.

Bouma, H., de Jong, D.J., Twisk, F. & Wolfstein, K. (2005). Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1); voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. Rapport RIKZ, 2005.024. RIKZ.

Brys, R., Jacquemyn, H., Endels, P., de Blust, G. & Hermy, M. (2005). Effect of habitat deterioration on population dynamics and extinction risks in a previously common perennial. *Conserv. Biol.* 19(5), 1633-1643.

Cleveringa, J. (2007). Milieueffectrapport verruiming vaargeul Beneden-Zeeschelde en Westerschelde. Achtergronddocument Morfologische ontwikkeling Westerschelde.

Cleveringa, J. (2014a). T2009-Rapport Schelde estuarium - addendum Leefomgeving Arcadis 077667527:A, Arcadis.

Cleveringa, J. (2014b). Addendum Leefomgeving: Evaluatie van de methodiek, Arcadis Memo kenmerk 077667562: A. Arcadis.

Cox, R., Wadsworth, R.A. & Thomson, A.G. (2003). Long-term changes in a salt marsh extent affected by channel deepening in a modified estuary. *Continental Shelf Research* 23, 1833-1846.

Craeymeersch, J.A. & Ysebaert T. (2020). Foerageergebieden voor steltlopers in de Westerschelde. Voedselbeschikbaarheid en advies over bodemdierbemonstering t.b.v. het laagwatervogeltelprogramma. WMR.

De Jong, D.J. (2007). Kaderrichtlijn Water, bepaling referentiesituatie en P-REF/P-GET en opstellen maatlatten voor planten in de zoute en brakke watertypen K1, K2, K3, O2 en M32 in Nederland. Versie juni 2007. Werkdocument RIKZ/ZDO/2007.803w

De Smedt, P. (1969). Geomorfologie van slikken en schorren langs het Schelde-estuarium op Belgisch grondgebied. *Acta Geographica Lovaniensia* 7, 49-63.

Dijkema, K.S., de Jong, D.J., Vreeken-Buijs M.J. & van Duin, W.E. (2005). Kwelders en Schorren in de Kaderrichtlijn Water. RIKZ.

Dyer, K.R., Christie, M.C. & Wright, E.W. (2000). The classification of intertidal mudflats. *Continental Shelf Research* 20, 10, 1039-1060.

Esselink, P., Helder, G.J.F., Aerts, B.A. & Gerdes, K. (1997) The impact of grubbing by Greylag Geese (*Anser anser*) on the vegetation dynamics of a tidal marsh. *Aquatic Botany* 55, 261-279.

French, J.R. (1993) Numerical simulation of vertical marsh growth and adjustment to accelerated sea-level rise, north Norfolk, U.K. *Earth Surface Processes and Landforms* 18, 63-81.

Hoffmann, M. & Meire, P. (1997). De oevers langs de Zeeschelde: inventarisatie van de huidige oeverstructuren. *Water* 95, 131-137.

Jones, C.G., Lawton, J.H. & Shachak, M. (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, 373-386

Langkriet T., de Winter J., Santermans J., Gruwez V., van den Eeden, S. Pandelaers, C. & Depreiter D. (2014). Voortgangsrapport monitoringsprogramma flexibel storten.

Maris, T., Wijnhoven, S., Damme, S.V., Beauchard, O., Van den Bergh, E. & Meire, P. (2013). Studie naar "Ecotooppervlaktes en intactness index". ECOBE 013-R156, Universiteit Antwerpen, Antwerpen.

Meininger, P.L., Witte, R.H. & Graveland, J. (2003). Zeezoogdieren in de Westerschelde: knelpunten en kansen. Rapport RIKZ/2003.041. RIKZ.

Meire, P. & Maris, T. (2008). Moneos – geïntegreerde monitoring van het Scheldeestuarium. Onderzoeksgroep Ecosysteembeheer. Universiteit Antwerpen. ECOBE08-R-113.

Paree, E. (2017). Toelichting op de zoute ecotopenkaart Westerschelde 2016. Rijkswaterstaat CIV.

Paterson, D.M. (1989). Short-Term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behavior of epipellic diatoms. *Limnology and Oceanography*, 34, 223-234.

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.

Plancke, Y., Vos, G. & Ysebaert, T.J. (2010). Analysis of multibeam echo sounding data on bed forms near the Walsoorden sandbar, a first phase in the subtidal habitat classification for the Western Scheldt. In: Dittrich, Andreas; Koll, Katinka; Aberle, Jochen; Geisenhainer, Peter (Hg.): River Flow 2010. Karlsruhe: Bundesanstalt für Wasserbau. pp. 921-928

Pringle, A.W. (1995). Erosion of a cyclic saltmarsh in Morecambe Bay, north-west England. *Earth Surface Processes & Landforms* 20, 387-405.

Reed, D.J. (1989) Patterns of sediment deposition in subsiding coastal marshes, Terrebonne Bay, Louisiana: the role of winter storms. *Estuaries* 12, 222-227.

Reinders, J. & Van Duren, L.A. (2013). Benthic habitat classification in the Westerschelde; Optimal descriptors and splitting values for hydrodynamics. *Deltares*.

Roast, S.D., Widdows, J., Pope, N. & Jones, M.B. (2004). Sediment-biota interactions: mysid feeding activity enhances water turbidity and sediment erodability. *Marine Ecology Progress Series* 281, 145-154.

Sanchez, J.M., SanLeon, D.G. & Izco, J. (2001). Primary colonisation of mudflat estuaries by *Spartina maritima* (Curtis) Fernald in Northwest Spain: vegetation structure and sediment accretion. *Aquatic Botany* 69, 15-25.

Schellekens T., Ens B., & Ysebaert T. (2013). Energiehuishouding van steltlopers en de effecten van verandering in foerageer-oppervlak op populaties. IMARES.

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.

Stapel, J. & de Jong, D.J. (1998). Sedimentatiemetingen op het schor bij Waarde en het Verdrongen Land van Saeftinghe, Westerschelde (ZW Nederland). Rijkswaterstaat-RIKZ, Rapport RIKZ-98.022.

Temmerman, S., Govers, G., Bouma, T., De Vries, M., Wartel, S. & Meire, P. (2007). Opslibbing van schorren en overstromingsgebieden langs de Schelde: een onvermijdelijk natuurlijk proces. *Water: Tijdschrift voor waterproblematiek* 26, 2-9.

Twisk, F. (2004). De geschiktheid van platen in de Westerschelde als rustplaats voor de Gewone Zeehond (1931 en 2001). Werkdocument RIKZ/OS/2003.838x.

Underwood, G.J.C. & Kromkamp, J. (1999). Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. *Advances in Ecological Research*, 29, p93-153

Underwood, G.J.C. & Paterson, D.M. (2003). The importance of extracellular carbohydrate production by marine epipelagic diatoms. *Advances in Botanical Research* 40, 183-240.

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.

Van Braeckel, A., Vandevoorde, B. & E. Van den Bergh, E. (2008). Schorecotopen van de Schelde; Aanzet tot de ontwikkeling van één schorecotopenstelsel voor Vlaanderen en Nederland. INBO.R.2008.29, Instituut voor Natuur en Bosonderzoek.

Van Braeckel, A., Coen, L.D., Peeters, P., Y. Plancke, Y., Mikkelsen, J. & E. Van den Bergh, E. (2012). Historische evolutie van Zeescheldehabitats; Kwantitatieve en kwalitatieve analyse van invloedsfactoren. INBO.R.2012.59, Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Braekel, A., Speybroeck, J., Vanoverbeeke, J., Van Ryckegem, G. & Van den Bergh, E. (2018). Habitatmapping Zeeschelde subtidaal; relatie tussen bodemdieren en hydro- en morfodynamiek. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (19).

Van de Koppel, J., van der Wal, D., Bakker, J.P. & Herman, P.M.J. (2005). Selforganization and vegetation collapse in salt marsh ecosystems. *The American Naturalist* 165: E1-E12 (e-article).

Vandenneucker, T., Vandevoorde, B., Verbessem, I. & Van den Bergh, E. (2008). Nieuwe slikken en schorren langs de Zeeschelde, in: INBO (2008). INBO jaarboek 2007. pp. 10-11.

Van der Wal, D. Wielemaker-Van den Dool, A. en Herman, P.M.J. (2008). Spatial patterns, rates and mechanisms of saltmarsh cycles (Westerschelde, The Netherlands). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76: 357-368.

Van der Wal, D., Wielemaker-van den Dool, A. & Herman, P.M.J. (2010). Spatial Synchrony in Intertidal Benthic Algal Biomass in Temperate Coastal and Estuarine Ecosystems. *Ecosystems* 13, 338-351.

Van Duren, L.A. & Reinders, J. (2013). Draagkrachtmodellering Vogels - Verslag LTV-N en ANT-OS workshop, 12 juni 2013. 1207720-000-ZKS-0014, Deltares.

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. 244 pp.

Vanoverbeke, J. & Van Ryckegem, G. (2015). Statistische analyse van het gebruik van het litoraal door steltlopers in de Westerschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.11358580).

Van Ryckegem, G., Van Braeckel, A., Elsen, R. Speybroeck, J., Vandevoorde, B., Mertens, W., Breine, J., Spanoghe, G., Bezdenjesnji, O., Buerms, D., De Beukelaer, J., De Regge, N., Hessel, K., Lefranc, C., Soors, J., Terrie, T., Van Lierop, F. & Van den Bergh, E. (2018). MONEOS – Geïntegreerd datarapport INBO; Toestand Zeeschelde 2017: monitoringsoverzicht en 1^{ste} lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteits Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (74).

Van Wesenbeeck, B.K., Holzhauer, H. & Troost, T. 2010. Using habitat classification systems to assess impacts on ecosystems; Validation of the ZES.1 for the Westerschelde. 1200254-002-ZKS-0001, Deltares.

Ysebaert, T. (2000). Chapter 7. Subtidal macrobenthos in the mesohaline part of the Schelde estuary (Belgium): influence by man? 98-110. In *Macrobenthos and waterbirds in the estuarine environment*:

Spatio-temporal patterns at different scales. PhD thesis, University of Antwerp. Communications of the Institute of Nature Conservation, 16: 175p.

Ysebaert, T., Plancke, Y., Bolle, L., De Mesel, I., Vos, G., Wielemaker, A., Van der Wal, D. & Herman P.M.J. (2009). Habitatmapping Westerschelde – Deelrapport 2: Ecologische karakteristieken en ecotopen in het sublitoraal van de Westerschelde. Studie in opdracht van LTV OenM. Rapport Nederlands Instituut voor Ecologie (NIOO-KNAW), Centrum voor Estuariene en Mariene Ecologie.

Van Wesenbeeck, B.K., Holzhauer, H. & T. Troost, T. (2010). Using habitat classification systems to assess impacts on ecosystems; Validation of the ZES.1 for the Westerschelde. 1200254-002-ZKS-0001, Deltares.

Zwarts L., Blomert A.-M., Bos D. & Sikkema M. (2011). Exploitation of intertidal flats in the Oosterschelde by estuarine birds. Rijkswaterstaat.

6. Ecologie

6.1. Inleiding

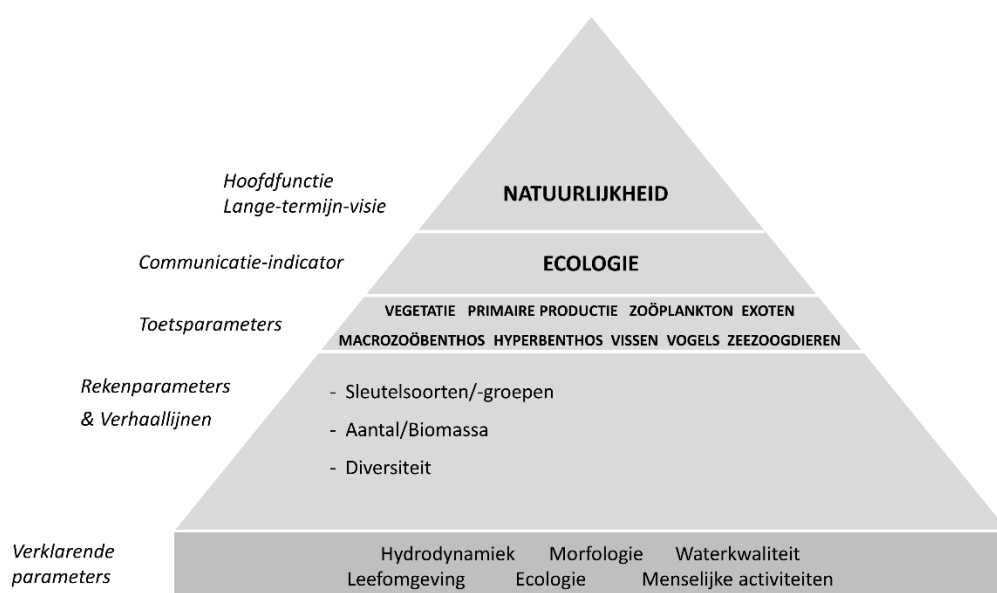
De communicatie-indicator *Ecologie* is een onderdeel van de hoofdfunctie *Natuurlijkheid* van het estuarium en omvat de evaluatie van het luik "Diversiteit soorten" uit de systeemmonitoring MONEOS. Binnen deze Evaluatiemethodiek is doelbewust gekozen om de term "diversiteit soorten" niet te hanteren, onder andere omdat "Ecologie" duidelijker klinkt als communicatie-indicator. Bovendien ligt de focus binnen dit hoofdstuk (in tegenstelling tot de voorgaande evaluatiemethodiek, zie Maris *et al.* (2014)) niet langer op de diversiteit, maar op het opvolgen van veranderingen en verschuivingen binnen functionele groepen en het zoeken van potentiële verklaringen hiervoor in de onderliggende sturende abiotische factoren. Deze relaties werden in het kader van de hernieuwing van de methodologie conceptueel neergeschreven in de vorm van verhaallijnen, uitgewerkt door Deltares en het consortium Schelde-in-Beeld (Taal *et al.*, 2020).

De uitwerking van deze verhaallijnen heeft er eveneens toe geleid dat de communicatie-indicatoren *Flora en Fauna* en *Ecologisch functioneren* uit de voorgaande methodiek (Maris *et al.*, 2014) nu in een enkelvoudig hoofdstuk vervat zitten. Een direct gevolg van deze heroriëntering en samensmelting is dat er minder rekenparameters geëvalueerd moeten worden en dat een meer kwalitatieve benadering gehanteerd wordt. Ondanks de verschuiving naar een meer kwalitatieve aanpak, blijft er in dit hoofdstuk ook ruimte voor de analyse en evaluatie van specifieke soorten en groepen, waarbij het aantal soorten (of groepen) weliswaar zo beperkt mogelijk wordt gehouden. Bijgevolg wordt voor de analyse en evaluatie van de communicatie-indicator *Ecologie* dan ook voornamelijk gekeken naar (1) specifieke soorten en groepen en (2) groep-specifieke verhaallijnen.

Een additioneel aandachtspunt binnen deze communicatie-indicator is de aanwezigheid van exoten. Deze soorten komen oorspronkelijk niet voor in het Schelde-estuarium, maar zijn door menselijke activiteiten in het estuarium terecht gekomen. Deze toevoeging kan als een verrijking van het systeem gezien worden (een toename in diversiteit), maar kan ook leiden tot het ondermijnen van de gewenste functies (wegconcurreren van inheemse soorten). Het is dan ook belangrijk een onderscheid te maken tussen schadelijke en niet-schadelijke exoten, hoewel dit laatste niet altijd eenduidig te definiëren is. Onder de schadelijke exoten worden de soorten gerekend die een (potentieel) ontwrichtend effect hebben op andere organismen of functies, de zogenaamde 'invasieve exoten'. Daar het risico op de aanwezigheid van invasieve exoten toeneemt bij de binnenkomst van iedere nieuwe soort, zijn de aanwezige exoten als een extra toetsparameter toegevoegd aan dit hoofdstuk. De continue invoer (en standhouding) van exoten in het estuarium creëert namelijk een additionele sturende factor die binnen alle biotische groepen een rol speelt.

6.1.1. Werkwijze communicatie-indicator Ecologie

De biotiek van het Schelde-estuarium is een complex samenspel van trofische groepen, gestuurd door een variëteit aan abiotische parameters. Het ligt niet voor de hand om deze complexiteit op een heldere manier te analyseren en te evalueren, waardoor een vereenvoudiging een logische eerste stap is. Het heeft echter weinig zin om organismen die te sterk van elkaar verschillen samen in een analyse en/of index te stoppen, aangezien zo'n analyse of index-waarde dan niets meer zegt. Daarom worden binnen de communicatie-indicator *Ecologie* de volgende toetsparameters geïdentificeerd: (1) *Vegetatie*, (2) *Primaire productie*, (3) *Zoöplankton*, (4) *Macrozoöbenthos*, (5) *Hyperbenthos*, (6) *Vissen*, (7) *Vogels*, (8) *Zeezoogdieren* en (9) *Exoten* (Figuur 31). Deze toetsparameters worden ook in deze volgorde doorheen dit hoofdstuk behandeld.

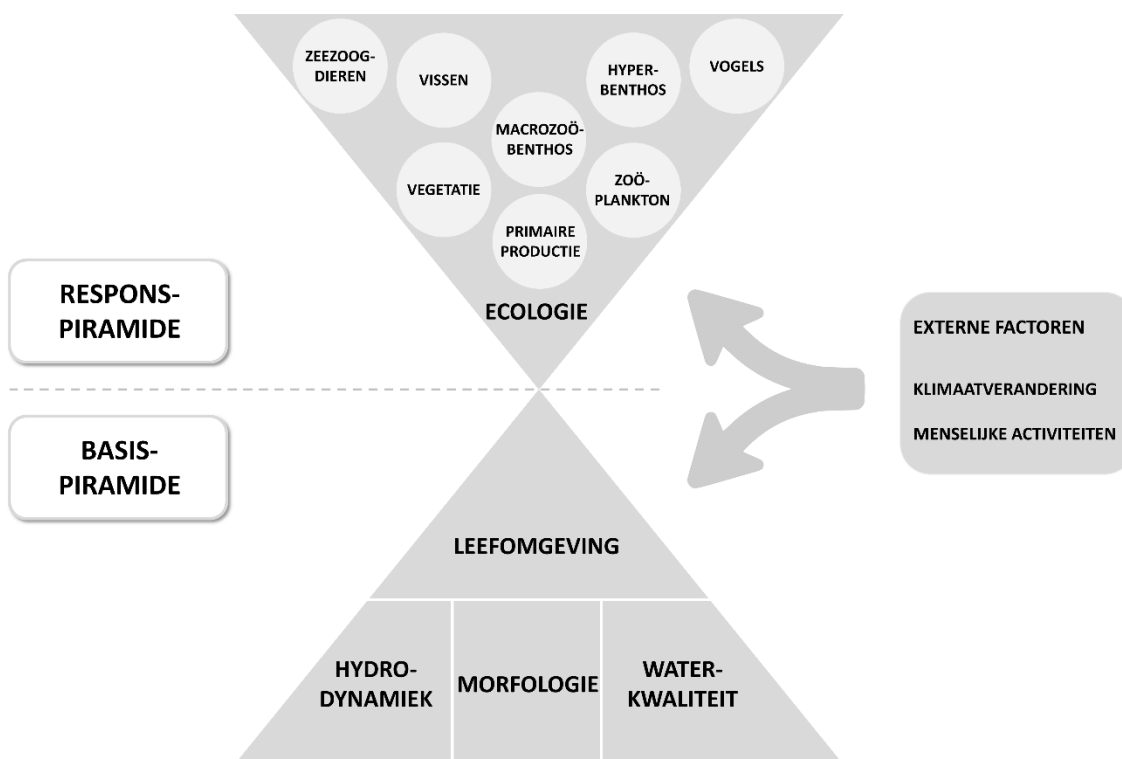


Figuur 31: Schematische weergave van de Communicatie-indicator Ecologie.

De werkwijze voor deze toetsparameters (met uitzondering van de toetsparameter *Exoten*) volgt een tweeledige aanpak (Figuur 31). Ten eerste wordt gekeken naar soorten die een sleutelfunctie vervullen binnen het estuarium of die bijzondere bescherming genieten. Voor deze sleutelsoorten wordt daarom een kwantitatieve analyse en evaluatie uitgevoerd, waarbij het aantal te evalueren sleutelsoorten wordt beperkt. De criteria die hiervoor worden gebruikt, zijn (1) officieel vastgelegd vanuit de Kaderrichtlijn Water, (2) gebruikt voor de aanwijzing als Natura2000-gebied of (3) overgenomen uit relevante literatuur. Ten tweede wordt gekeken naar de relatie tussen de biotiek en de abiotiek in de vorm van de verhaallijnen. Deze verhaallijnen kunnen beschouwd worden als (verzamelingen van) hypothesen over het effectieve functioneren van het estuarium, waarbij zowel de trofische relaties als de afhankelijkheden van hydromorfologie, waterkwaliteit en leefomgeving worden beschouwd. Samen beschrijven de verhaallijnen de (belangrijkste) wijzen waarop veranderingen in de abiotische condities doorwerken op de lokale en regionale flora en fauna. Deze relaties worden conceptueel weergegeven in de vorm van een zandloper, waarbij de responspiramide (*Ecologie*) steunt op de abiotische omstandigheden (*Morfologie*, *Hydrodynamiek*, *Waterkwaliteit* en *Leefomgeving*) (Figuur 32).

Beide delen worden bovendien beïnvloed door een reeks externe factoren, waaronder ook verschillende menselijke activiteiten (bijv. baggeren en storten, puntlozingen en oeververdedigingen; zie ook Hoofdstuk 7 *Menselijke Activiteiten*).

Het doel van de analyses gerelateerd aan de verhaallijnen richt zich voornamelijk op het observeren van veranderingen in de biotiek (bijv. biomassa, diversiteit) en tracht deze veranderingen te verklaren met behulp van veranderingen in de onderliggende sturende variabelen. Op basis hiervan kan getracht worden om uitspraken te doen over (1) het functioneren van het estuarium in brede zin en (2) de invloed van menselijke activiteiten in het bijzonder. De verhaallijnen vormen zo een soort routekaart door de data, waarbij enige afstand genomen wordt van de zogenaamde 'kookboekbenadering' (vaste criteria die leiden tot een evaluatie) en waarbij ruimte gelaten wordt voor interpretatie en nuance.



Figuur 32: Zandloperbenadering als conceptuele weergave van de verhaallijnen. De communicatie-indicator Ecologie vertegenwoordigt hierin de responspiramide die gestuurd wordt door de onderliggende abiotiek in de basispiramides (Morfologie, Hydrodynamiek, Waterkwaliteit en Leefomgeving). Verschillende externe factoren hebben bovendien een invloed op de individuele piramides en de intensiteit van de onderliggende relaties.

6.1.1.1. Specifieke soorten en groepen

Natuurlijke gemeenschappen zijn continu onderhevig aan verandering, waardoor het opvolgen van specifieke soorten individueel (de zogenaamde 'sleutelsoorten') en/of als groep (de 'sleutelgroepen') een indicatie kan geven van onderliggende veranderingen of verschuivingen in het systeem. In sommige gevallen kan het namelijk waardevoller en indicatiever zijn om sleutelgroepen te beoordelen in plaats van individuele soorten (bijv. op basis van voedselvoorkeur).

Ondanks dit onderscheid wordt doorheen deze methodiek de term 'sleutelsoorten' als overkoepelende term gehanteerd, waarbij trends inzicht kunnen verschaffen in de veranderende kwaliteit van het voedselaanbod.

Het begrip 'sleutelsoorten' blijft evenwel vaag en wordt meestal gebruikt voor soorten waarvan men weet (of denkt) dat hun voorkomen (1) een zeer grote impact heeft op de structuur en de functie van het beschouwde ecosysteem of (2) als belangrijke indicator voor het functioneren van het ecosysteem kan worden gezien. In deze evaluatiemethodiek wordt er voornamelijk gewerkt met soorten (of groepen) die zijn opgenomen in bepaalde richtlijnen (onder andere omdat er een belangrijke functie of waarde aan wordt toegeschreven en omdat ze met een zekere betrouwbaarheid waarneembaar zijn). Zo zullen soorten met specifieke instandhoudingsdoelstellingen vanuit de aanwijzing als Natura2000-gebied opgenomen worden als sleutelsoorten.

Bij sleutelsoorten is het belangrijk om de populatiegrootte te evalueren, aangezien het Schelde-estuarium een belangrijke rol vervult in het behoud van de populatie. Waar mogelijk worden aantallen getoetst aan streefcijfers, maar ook de evaluatie van trends kan aangewend worden bij het ontbreken van deze streefcijfers. Omdat verschillende soorten niet exclusief van het estuarium afhankelijk zijn (denk maar aan de trekvogels), dient de soort ook in relatie tot de ruimere populatie buiten het estuarium beoordeeld te worden.

De evaluatie van sleutelsoorten is van belang voor (1) soorten die een cruciale rol spelen in het ecologisch functioneren van het estuarium of (2) soorten waarvoor het Schelde-estuarium een belangrijke rol speelt bij de instandhouding van de totale wereldpopulatie en/of een substantieel deel van de wereldpopulatie huisvest. De rol en/of functie van bepaalde soorten kan in bepaalde gevallen in principe worden ingevuld door andere soorten ook al zijn er allerlei ecologische processen die er voor kunnen zorgen dat een optimale overname (tijdelijk) kan worden vertraagd of uit evenwicht kan zijn.

6.1.1.2. Verhaallijnen

De verhaallijnen brengen de waarnemingen in de piramide *Ecologie* op een gestructureerde manier met elkaar en met de veranderingen in de abiotische condities in verband (Figuur 32). De verwachting is dat het zo mogelijk is een meer samenhangende evaluatie van het systeem-functioneren uit te voeren, inclusief het genereren van inzicht in de belangrijke knelpunten. Dit maakt het mogelijk om vragen te beantwoorden als 'liggen de oorzaken van veranderingen in trends binnen het estuarium?' en 'zijn de trends aangedreven door menselijke activiteiten?'. De laatste vraag beantwoorden is een belangrijk doel van de systeemmonitoring en -evaluatie.

Bij de ontwikkeling van de verhaallijnen werd getracht om een zo uniform mogelijke benadering te hanteren. Specifiek wordt voor elke toetsparameter bekeken welke (a)biotische factoren een sturende invloed hebben op de kwantiteit (aantallen, biomassa) en kwaliteit (diversiteit) van de beschouwde biotische groep. Het aantal individuen en/of de biomassa volgen nagenoeg rechtstreeks uit de gerapporteerde dichtheid, maar voor de diversiteit zijn er nog enkele additionele aggregatiestappen vereist. Zo kan geopteerd worden om dieper in te gaan op de taxonomische of functionele classificatie, waarmee klasse-specifieke trends afgeleid kunnen worden.

Anderzijds kan men trachten de diversiteit samen te vatten in een index-waarde, die een indicatie geeft van veranderingen in de gemeenschapssamenstelling (zie ook Bijlage C.1). Een algemene index die hiervoor aangewend wordt in dit hoofdstuk is de Shannon-index (Vergelijking 6.1).

Deze index geeft een direct beeld van de structuur en samenstelling van de beschouwde gemeenschap en wordt frequent toegepast in de wetenschappelijke literatuur (Shannon, 1948; Spellerberg en Fedor, 2003; Lamb *et al.*, 2009; Daly *et al.*, 2018).

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i \quad (6.1)$$

Met H' de Shannon-index, S het aantal soorten/taxa/klassen/... in het beschouwde monster en p_i de proportie die de soort/taxon/klasse/... inneemt in het beschouwde monster.

Een aandachtspunt bij het gebruik van deze index is het feit dat er geen specifieke aandacht besteed wordt aan de exoten die deel uitmaken van de geobserveerde gemeenschap. Deze soorten dragen echter wel bij aan de algemene diversiteit (en bijgevolg ook het ecologisch functioneren), waardoor geopteerd wordt om geen onderscheid te maken tussen uitheemse en inheemse soorten bij het berekenen van de Shannon-index. Bovendien dient opgemerkt te worden dat (1) de aanwezigheid van exoten in een aparte sectie besproken wordt (zie Sectie 6.1.1.3) en (2) de aanwezigheid van soorten die een sterk ontwrichtend effect hebben op de gemeenschap (de zogenaamde 'invasieve exoten') zich eveneens zal vertalen in een afname van de diversiteit en de geassocieerde Shannon-index.

Het is echter niet eenvoudig om een streefwaarde voor de Shannon-index te definiëren, aangezien dit een diepgaande kennis van de gewenste gemeenschapssamenstelling vereist. Bovendien kan een gemeenschap gekenmerkt worden door een volledige *turn-over* zonder dat dit in de index zichtbaar is (de soorten/taxa/klassen/... worden als het ware geanonimiseerd), waardoor de onderliggende gegevens nog steeds noodzakelijk zijn om dit op te merken. Bijgevolg wordt de Shannon-index dan ook als basisindex voor de diversiteit gehanteerd, maar wordt deze vervangen indien andere indices met een betere signaalfunctie voorhanden zijn. Deze indices worden binnen de relevante biotische groep geïntroduceerd en besproken.

6.1.1.3. Exoten

De toenemende globalisering heeft ervoor gezorgd dat soorten over een grote afstand getransporteerd kunnen worden, waarna ze in een nieuwe omgeving worden geïntroduceerd. Met andere woorden, exoten zijn organismen die zich als gevolg van menselijke activiteiten gevestigd hebben in een ander gebied dan waar ze oorspronkelijk voorkomen. Ze zijn hier door de mens accidenteel (bijv. via ballastwater) of doelbewust (bijv. voor oestercultuur) gebracht, met zelfvoorzienende populaties tot gevolg. Deze processen vinden ook plaats in het Schelde-estuarium, waar verscheidene uitheemse soorten reeds werden waargenomen en ondertussen deel uitmaken van de aanwezige gemeenschappen. Zo rapporteerden Wijnhoven *et al.* (2017) recentelijk dat maar liefst 90 verschillende uitheemse soorten (met een focus op macrofauna, algen en plankton) in de voorbije 25 jaar in de Westerschelde zijn waargenomen. Bovendien wordt verwacht dat verscheidene soorten in de nabije toekomst het estuarium zullen binnendringen, aangezien niet minder dan 178 uitheemse soorten in de Nederlandse Noordzee werden geïdentificeerd (Gittenberger *et al.*, 2017).

Exoten kunnen in strikte zin bijdragen aan de diversiteit. Zo draagt de Japanse oester (*Magallana gigas*, vroeger *Crassostrea gigas*) bij aan substraatontwikkeling voor mosselen in de Waddenzee, inclusief op plaatsen waar deze mosselen vroeger niet voorkwamen (Waser, 2018).

Aan de andere kant kunnen exoten, waaronder ook voornoemde Japanse oester, concurreren met inheemse soorten om voedsel of ruimte en kan de onstuimige groei van een populatie exoten leiden tot het verdwijnen van deze inheemse organismen. Zo'n exoot die zich massaal verspreidt in zijn nieuwe omgeving en een bedreiging vormt voor de biodiversiteit, valt dan onder de categorie "invasieve exoten". Het blijft evenwel onvoldoende duidelijk en weinig waarschijnlijk dat een gemeenschap met veel exoten, hoewel ze misschien eenzelfde diversiteit vertoont, ook dezelfde functies kan vervullen als de oorspronkelijke inheemse populatie. Daarom beschouwen we de vestiging van exoten in het systeem doorgaans als ongewenst.

Een belangrijk verschil moet gemaakt worden met soorten die hun natuurlijk verspreidingsgebied veranderen en zo in het Schelde-estuarium belanden (en later terug verdwijnen). Door de opwarming van het klimaat kunnen bijvoorbeeld meer zuidelijke soorten nu ook hier gedijen. Deze soorten, die we hier verschuivers noemen, zullen in principe niet als exoot beschouwd worden, tenzij ze een sterk invasief karakter hebben. Verschuivers bevinden zich immers op de rand van hun verspreidingsgebied, zodat bijvoorbeeld een strenge winter de soort de das kan omdoen. Het gevoerde beleid in het estuarium heeft maar weinig invloed op deze evoluties. Dit staat in sterk contrast tot de echte exoten, waar bijvoorbeeld reglementering van het lozen van ballastwater een belangrijke rol kan spelen in het vermijden van vestiging van exoten.

6.1.2. Ruimtelijk en temporeel bereik

De waargenomen diversiteit is sterk afhankelijk van de monitoringsinspanning, de methodiek en de uitvoerder. Hoe meer men meet, hoe groter de kans wordt om meerdere soorten aan te treffen. Het is daarom van groot belang dat ruimtelijke en temporele resolutie van de monitoring zeer goed gedocumenteerd wordt, alsook de gevolgde methodiek en de analyserende instantie. Idealiter wordt steeds eenzelfde monitoringsinspanning aangehouden. Wijzigt de monitoringsinspanning, dan dient dit goed gedocumenteerd te worden voor een correcte interpretatie van trends en ontwikkelingen. Teneinde een uniforme weergave van de analyses te bekomen over alle communicatie-indicatoren heen, wordt er voorgesteld om resultaten in de stroomrichting te bespreken. Met andere woorden, er wordt gestart met de zone *Zoet, korte verblijftijd* en geëindigd met de zone *Sterk polyhalien*. Bovendien wordt het voor deze communicatie-indicator nuttig geacht om zowel tabellen en grafieken te voorzien voor de analyse en evaluatie.

6.2. Toetsparameter Vegetatie

6.2.1. Inleiding

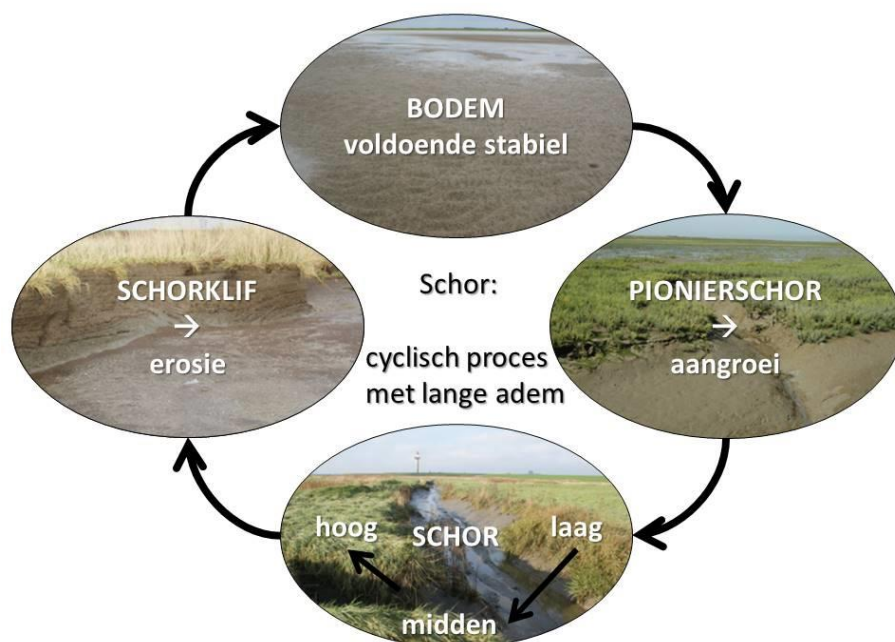
Onder vegetatie verstaan we de macrofyten die groeien op de schorren in het estuarium. Er bestaan weliswaar ook macrofyten die leven in de waterkolom zelf, maar in het Schelde-estuarium ontbreekt deze groep vooralsnog. Ook macroalgen groeien voornamelijk in de waterkolom, maar sluiten thematisch beter aan bij het fytoplankton en fytoebenthos uit de toetsparameter *Primaire productie* (zie Sectie 6.3).

Zeegrassen maken deel uit van deze evaluatiemethodiek waar het de potentieel aanwezige intertidale zeegrasvelden betreft. Momenteel vinden we echter nauwelijks zeegrassen in het Schelde-estuarium.

Macrofyten vormen de structurerende levensvorm op de schorren van het Schelde-estuarium. De soortensamenstelling en productie bepalen in belangrijke mate het belang en de functie van de schorren in het ecosysteem. Hierbij spelen het areaal van de schorren (en vegetatietypes), de structurele habitatkwaliteit (topografische index, connectiviteit) en de biologische habitatkwaliteit (vegetatiediversiteit en de verdeling van de vegetatiezones of ecotopen) een rol. Deze elementen komen deels aan bod in de communitie-indicator *Leefomgeving*.

Schorren hebben een belangrijke rol in het functioneren van een estuarium, voornamelijk als leefgebied c.q. ecotoop, als zuiveringsmechanisme, leverancier van silicium, als foerageer-, rust- en broedgebied. De richtinggevende hypothesen over het ontstaan en de evolutie van het areaal schorvegetatie gaan in op de relatie tussen waterbeweging, sedimentaanbod en aangroei of erosie van schorren. Aanname is dat voor de vestiging van schorvegetatie er gedurende één (of meer) jaren een *window of opportunity* moet zijn. Na de blijvende komst van vegetatie zullen de planten zelf hun leefgebied vergroten, in het bijzonder door de invang van sediment. Dan ontstaat een niet-lineair proces, dat op enkele platen (bijvoorbeeld de Plaat van Walsoorden) goed zichtbaar is. Er loopt ook gericht onderzoek naar de situatie in het Schelde-estuarium, waarbij gekeken wordt naar veerkracht van schorgebieden. Voor de Zeeschelde is een oeverbeheerplan beschikbaar dat criteria aandraagt voor besluitvorming over bescherming van schorranden tegen erosie (Van Ryckegem *et al.*, 2021).

Een belangrijk aspect aan schorvorming is dat er sprake is van een dynamisch proces, waardoor er ruimte moet zijn voor verandering in het ecosysteem. Schorren in het Schelde-estuarium zouden zich in de ideale situatie moeten kunnen ontwikkelen en weer afkalven, zodat er dynamiek ontstaat. Het voorkomen van pioniervegetaties bijvoorbeeld, geeft aan dat het natuurlijk proces van schorvorming plaatsvindt. Daarom is het van cruciaal belang dat bij een eventuele beoordeling niet alles te veel binnen strakke grenzen wordt vastgelegd. In de Nederlandse Kaderrichtlijn Water (KRW)-maatlatten zijn er ruime grenzen voor slechts enkele vegetatiezones vastgelegd. Hierdoor conflicteren de KRW-maatlatten met de Natura 2000-maatlatten, die van behoud uitgaan. Binnen de evaluatiemethodiek moet er dus ruimte zijn voor dynamiek en veranderingen, omdat dit de essentie van een schorsysteem is. In Figuur 33 wordt dit nog eens schematisch weergegeven.



Figuur 33: Overzicht van de cyclische processen die een rol spelen bij de schorren van de Westerschelde.

6.2.2. Beschrijvende variabelen en sturende factoren

Vegetatie staat enerzijds aan de basis van de voedselketen, maar anderzijds is het een belangrijke sturende factor in de ontwikkeling van de hoogte van slikken en platen. Vegetatie bevordert de sedimentatie, waardoor de verdere vegetatie-ontwikkeling wordt gestimuleerd. Dit versterkt de verdere invang van zwevend materiaal, totdat het schor zo hoog komt te liggen dat er nauwelijks nog overspoeling plaatsvindt en de vegetatie steeds meer uit soorten van een zoet milieu bestaat. Belangrijke aspecten zijn de oppervlakte en de kwaliteit van de vegetatie. Onder dit laatste wordt de verhouding van de verschillende vegetatiezones verstaan. De biotische responsvariabelen kwantiteit en kwaliteit vegetatie worden dan ook in meer of mindere mate beïnvloed door verschillende omgevingsvariabelen, de zogenoemde verklarende parameters. Deze zijn genoemd in Taal *et al.* (2020) en worden hier in licht aangepaste vorm besproken.

6.2.2.1. Oppervlakte en kwaliteit

De schorren in een estuarium zijn de resultante van een dynamisch proces, waarbij spontane slik- en schorontwikkeling wordt afgewisseld door afkalving en regressie door erosie. Dit betekent dat fluctuatie in oppervlakte aanvaardbaar is, maar er dient wel sprake te zijn van een cyclisch proces, waarbij schorvorming gevolgd wordt door afkalving (Pringle, 1995; Allen, 2000). Verandering in het aanwezige slik- en schorhabitat is dus een inherent systeemkenmerk van estuaria. Fluctuatie in oppervlakte is hierdoor, binnen een zekere bandbreedte over tientallen jaren, aanvaardbaar. In dit kader noemt De Jong (2007) een bandbreedte van 5%, maar hiervoor wordt geen verdere onderbouwing gegeven.

In de Zeeschelde vormen de schorren een beperkte bron voor silicium. Indien zich depletie voordoet in het voorjaar of zomer is de bijdrage van de schorren belangrijk. Diatomeeën zijn voor de ontwikkeling van hun kiezelpantser afhankelijk van silicium. Daarnaast zijn schorren belangrijk voor denitrificatie (Brys *et al.*, 2005). Voor de Zeeschelde zijn door Adriaensen *et al.* (2005) ondergrenzen geformuleerd voor het areaal schorren dat minstens nodig is om de ecologische estuariene processen en functies te ondersteunen. Voor de Westerschelde wordt de actuele situatie beoordeeld als percentage van het waterlichaam. Deze maatlat is gebaseerd op het referentieareaal ten opzichte van de gemiddelde geschatte grootte van het waterlichaam omstreeks het jaar 0 en 1000 na Chr. (9.000 ha). Voor de referentiesituatie wordt een percentage van 15% aangehouden en voor een goede situatie een percentage van 11% (Van der Molen *et al.*, 2018).

Voor de kwaliteit is een evenwichtige verdeling van de vegetatiezones belangrijk (Brys *et al.*, 2005; Wielakker *et al.*, 2011). Het uitgangspunt hierbij is dat binnen een waterlichaam als geheel een evenwichtige schorzoning aanwezig moet zijn. Sterke oververtegenwoordiging van een vegetatiezone of climaxvegetatie duidt op verstoring van de natuurlijke processen en het ontbreken van een evenwichtige balans tussen schoropbouw en -afbraak in het hele waterlichaam (Van der Molen *et al.*, 2018).

6.2.2.2. Abiotische omstandigheden

Hydrodynamiek

De hydrodynamiek is opgebouwd uit verschillende hydrodynamische drukken. Het is over het algemeen golfslag die de directe erosie veroorzaakt. Hoge stroomsnelheden in de lengterichting van het riviersysteem werken veelal via verlaging van het voorland, waardoor de golven meer effect hebben op het schorklif. De hoge stroomsnelheden meer dwars op de lengterichting zorgen voor aanvoer van zwevend materiaal naar het schor, waar het zwevend stof tussen de vegetatie sedimenteert.

Overstromingsfrequentie

Op schorren kan een duidelijke vegetatiezonering worden onderscheiden, gekarakteriseerd door de hoogteligging t.o.v. gemiddeld hoogwater. Bij stijging van het gemiddelde hoogwater neemt de inundatiefrequentie toe, waardoor verschuiving van vegetatiezones kan optreden. In combinatie met de geomorfologie levert dit een opbouw in kreken, oeverwallen en kommen. Een oeverwal en een kom van gelijke hoogteligging hebben echter door verschillen in geomorfologie en drainage van de bodem een andere vegetatiesamenstelling.

Breedte slikoever

Voor een vitaal schor is een voldoende brede slikoever tot aan de laagwaterlijn noodzakelijk. De breedte moet voldoende zijn voor het ontstaan van pioniervegetatie en vervolgens andere schorzones. De noodzakelijke breedte is mede afhankelijk van de mate van golfaanval en expositie op de overheersende windrichting en stormen.

Hoogteverdeling slik

Bij een geleidelijk oplopend sliktalud wordt de golfaanval geremd. Dit biedt enerzijds de mogelijkheid voor het schor om zich uit te breiden en tevens wordt voorkomen dat door stroming het sliktalud erodeert en op termijn het schor afkalft.

Zoutgehalte

Voor de samenstelling van schorvegetaties is het zoutgehalte één van de belangrijkste sturende factoren, terwijl de inundatiefrequentie van secundaire invloed is (Rozema *et al.*, 1985). Het zoutgehalte bepaalt welke soorten er kunnen groeien, terwijl de hoogte en geomorfologie bepalen waar de soorten kunnen groeien. Er is dus sprake van een samenspel.

De invloed van het zoutgehalte wordt vooral zichtbaar in het voorkomen van soorten. Enerzijds zijn dit soorten die, wanneer het zoutgehalte een ondergrens onderschrijdt, niet meer voorkomen, zoals lamsoor dat in het verleden in Saeftinghe-west nog voorkwam (schrift. med. D. de Jong) en anderzijds zijn dit soorten die door de zoutinvloed in de Zeeschelde verdwijnen (overschrijding zouttolerantie). In de permanente vegetatiequadraten (pq's) in de oligohaliene zone ter hoogte van de polders van Kruibeke was in de periode 2013-2019 de gemiddelde bedekking van wilgen afgenomen, terwijl de reuzenbalsemien in een deel van de pq's was verdwenen. Deze wijzigingen in bedekking kunnen een korte tot middellange verandering in de saliniteit signaleren (Van Ryckegem *et al.*, 2020).

Vooraf in de overgangszones (*Mesohalien*, *Sterke saliniteitsgradiënt*, *Oligohalien* en *Zoet, lange verblijftijd*) komen grote schommelingen in het zoutgehalte voor. Het zoutgehalte in de Zeeschelde hangt vooral af van de bovenafvoer en de getij-indringing (Barneveld *et al.*, 2018a). In Saeftinghe zijn sommige delen zo verhoogd dat de zoutinvloed verminderd is en de invloed van zoet water (regen) overheerst. Er zijn zelfs delen met opslag van wilg en vlier die niet meer als zout/brak schor kwalificeren, omdat de overspoelingsfrequentie lager is dan 5 keer per jaar.

Sediment

De zwevende stof in de waterkolom bezinkt onder rustige omstandigheden, waardoor op het schor sedimentatie plaatsvindt. Hierdoor is de breedte van het voorliggend intergetijdengebied van invloed op de sedimentatie in het achter liggende schor. Op het schor zelf vindt tegen de dijk minder sedimentatie plaats dan direct langs de schorrand en midden op het schor. Er kan ook sediment door de stroming verplaatst worden, maar dit komt niet direct op het schor. Alleen in uitzonderlijke situaties, zoals bij stormen, kan sediment losgewoeld worden en op het schor terecht komen.

Nutriënten

Nutriënten zijn over het algemeen in het estuarium niet beperkend voor de groei van hogere planten door de relatief hoge gehalten aan stikstof en fosfaat. Bij een verdere nutriëntentoeename wordt de opbouw van de bovengrondse biomassa door planten verhoogd en van de ondergrondse wortelbiomassa verlaagd. Dit beperkt de geomorfologische stabiliteit, waardoor kreekoevers inzakken en de oppervlakte schor langs kreekoevers afneemt (Deegan *et al.*, 2012).

6.2.2.3. Antropogene factoren

Aanleg oeververdediging

De aanwezigheid van een oeververdediging vermindert de golfaanval op het schor. Hierdoor wordt de erosie verminderd. Achter een voorliggende oeververdediging kan versneld sedimentatie optreden. Echter, een oeververdediging kan ook nieuwbouwing van schor verhinderen. In systemen met een smalle slikzone kan een oeververdediging het schor behouden, maar in een brede slikzone kan hierdoor uitbreiding van de schorzone juist verhinderd worden.

Begrazing door grote grazers

Als beheermaatregel kan begrazing met grote grazers worden toegepast. Dit heeft verschillende effecten. In eerste instantie verdwijnt biomassa die wordt geconsumeerd door de grazers, waardoor de concurrentieverhoudingen wijzigen en dus de samenstelling van de vegetatie. Vertrapping van boven- en ondergrondse delen kan zorgen voor een typisch microreliëf van bulten en slenken, de realisatie van microhabitats en dus vergroting van de biodiversiteit mits de begrazing niet te intensief is. Daarnaast kan maaiveldverdichting door grote grazers het maaiveld verlagen. Op grote schorren kan ver van de schorrand in de richting van de dijk minder sedimentatie plaatsvinden, omdat het sediment 'op' is als het overstromingswater dit deel van het schor bereikt. Beide processen kunnen ervoor zorgen dat lokaal het schor niet 'meegroeit' met de zeespiegelstijging met 'verdrinking' als gevolg.

Maaien en snoeien

De effecten van maaien zijn deels vergelijkbaar met begrazing. Er vindt echter geen maaiveldverlaging plaats en in tegenstelling tot begrazing is het effect veel uniformer. Op dit moment vindt langs de Zeeschelde alleen wintermaaien van rietland plaats ten behoud van dit rietland (schrift. med. B. Vandevoorde). Ook in sommige GGG's worden schorren gemaaid (schrift. med. T. Maris). Langs de Zeeschelde vindt ook het afzetten van wilgen, een extreme vorm van snoeien, plaats als vorm van natuurbeheer (schrift. med. T. Maris).

6.2.2.4. Biotische factoren

Naast begrazing door grote grazers vindt er ook natuurlijke begrazing plaats door herbivore watervogels. Grauwe ganzen foerageren op de ondergrondse stengeldelen van heen (Castelijns en Jacobusse, 2010). Dit werd wel genoemd als oorzaak van de achteruitgang van heen in Saeftinghe, maar nadere analyse liet zien dat opslibbing medeverantwoordelijk was, aangezien heen vooral in de laaggelegen vegetatiezones voorkomt (Elschot *et al.*, 2017).

Met de uitbreiding van de bever langs de Zeeschelde neemt ook het effect van deze soort op de vegetatie toe: plaatselijk kan een aanzienlijk aantasting van de wilgopslag plaatsvinden (schrift. med. T. Maris).

In delen van de Nete worden waterplanten door de Chinese wolhandkrab afgeknipt, waardoor de onderwatervegetatie grotendeels is verdwenen. Het effect van deze soort op schorvegetatie is nog onvoldoende gekend en wordt momenteel onderzocht (schrift. med. T. Maris).

6.2.2.5. Exoten

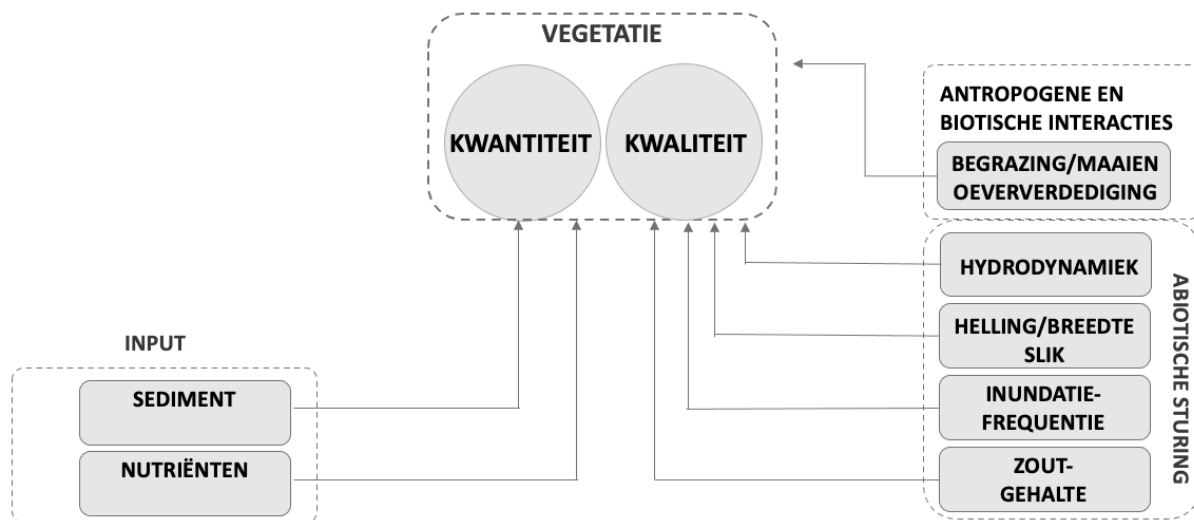
De aanwezigheid van uitheemse soorten in het estuarium creëert een additionele sturende factor op de vegetatie en kan leiden tot veranderingen hierin. Voorbeelden hiervan zijn de invasieve exoten reuzenbalsemien en Japanse duizendknoop, die langs de Zeeschelde zich plaatselijk sterk hebben kunnen uitbreiden (Van Ryckegem *et al.*, 2020).

Volgens de T2015 kwamen langs de Westerschelde vier soorten voor die mogelijk tot de exoten gerekend kunnen worden en langs de Zeeschelde bleef het aantal beperkt, aangezien alleen de reuzenbalsemien hier in de zoete delen toenam (Barneveld *et al.*, 2018a). De (ongewenste) ontwikkeling van reuzenbalsemien wordt gebruikt als criterium voor de vegetatie-ontwikkeling langs

de Zeeschelde. De aanwezigheid van exoten wordt verder behandeld in een aparte sectie in dit hoofdstuk (zie Sectie 6.10).

6.2.2.6. Samenvatting van de verhaallijn Vegetatie

Figuur 34 geeft schematisch de verhaallijn *Vegetatie* met verklarende parameters weer.



Figuur 34: Schematische weergave verhaallijn *Vegetatie*. De twee responsvariabelen kwantiteit (oppervlakte) en kwaliteit (diversiteit) worden beïnvloed door input, antropogene en biotische interacties en abiotische condities.

6.2.3. Rekenparameters voor de toetsparameter Vegetatie

Vanuit de KRW worden de Westerschelde en Zeeschelde op verschillende wijzen beoordeeld: waar de Westerschelde als geheel wordt beoordeeld, wordt de Zeeschelde op drie niveaus beoordeeld (Zeeschelde als geheel, per saliniteitszone en elk individueel schor). Voor een overzicht van de beoordeling in het kader van de KRW in de Westerschelde en de Zeeschelde wordt verwezen naar Bijlage C.2.

De Westerschelde wordt beoordeeld op oppervlak schor, waarbij minimaal 2.300 ha schor aanwezig moet zijn, waarvan 500 ha in het midden en westen van het waterlichaam moet liggen. De Zeeschelde wordt op oppervlakte schor, maar ook op breedte van het schor beoordeeld. De achterliggende gedachte bij beide waterlichamen is dat er voldoende ruimte moet zijn voor alle processen van schorvorming en -afslag. Naast kwantiteit wordt ook beoordeeld op kwaliteit: in de Westerschelde moet elke vegetatiezone (pionier, laag, middelhoog en hoog schor) 5-35% van het totale oppervlak schor bedragen, waarbij de climaxvegetatie maximaal 50% van het totale oppervlak hoog schor mag zijn. In de Zeeschelde wordt gebruik gemaakt van de Shannon-index voor vegetatie-eenheden (pionier, ruigte, riet, struweel- en bos). Daarnaast wordt ook de soortendiversiteit en de floristische kwaliteitsindex van zeldzame soorten meegenomen.

Voor de beoordeling van vegetatie bij de T2021 is het wenselijk dat de Westerschelde en Zeeschelde op een vergelijkbare manier beoordeeld worden. Daarom worden drie rekenparameters gebruikt: 1) kwantiteit, 2) kwaliteit en 3) sleutelsoorten. Voor kwantiteit kan de oppervlakte schor gebruikt worden, waarbij rekening gehouden dient te worden met de verdeling in het waterlichaam en de

continuïteit. Voor kwaliteit kan de Shannon-index voor vegetatiezones gebruikt worden. Hierbij worden de officiële vegetatietypes (associaties etc.) en de praktische karteringstypen uit de SALT-typologie geclusterd op een vrij hoog niveau. Vervolgens wordt de Shannon-index berekend aan de hand van het oppervlak per vegetatiezone.

Er wordt zoveel mogelijk aangesloten bij de criteria van de KRW. Zowel voor de Westerschelde als de Zeeschelde wordt op een vergelijkbare manier de kwantiteit, in ha oppervlakte schorvegetatie, beoordeeld. Hierop wordt in Sectie 6.2.3.1 nader ingegaan.

Zoals al eerder is aangegeven, wordt de kwaliteit van schorvegetaties in Nederland en Vlaanderen op verschillende wijzen berekend. Hierdoor is het niet mogelijk om volledig aan te sluiten bij de KRW in zowel Nederland als Vlaanderen. Wel wordt bij beide beoordelingswijzen gekeken naar de verhouding van de verschillende vegetatiezones. Hiervoor wordt de Shannon-index berekend. Vervolgens worden voor de Westerschelde de criteria uit de KRW voor de kwaliteit van de vegetatiezones gebruikt. Voor de Zeeschelde hebben Brys *et al.* (2005) een koppeling gemaakt tussen de waarden van de Shannon-index en de beoordeling in het kader van de KRW. Dit wordt gebruikt voor de beoordeling van de kwaliteit in de zones van de Zeeschelde.

De sleutelsoorten/-vegetatietypen worden gebruikt voor een verdiepingsslag van de kwalitatieve analyse. Hierbij beperken we ons tot soorten/vegetaties die een indicatieve waarde hebben voor een bepaald deel van het ecosysteem en/of een bepaalde waarde hebben als habitat of voedselbron voor fauna. Zo wordt een toename van soorten/vegetaties, die als ongewenst worden beschouwd, als negatief beoordeeld en van soorten/vegetaties die vanuit de verhaallijn als gewenst worden beoordeeld, juist als positief.

6.2.3.1. Oppervlakte

Binnen de KRW wordt voor het gewenste schoroppervlak in de Zeeschelde en de getijde zijrivieren uitgegaan van 7.512 ha (Maximaal Ecologisch Potentieel; MEP) tot 2.392 ha (Goed Ecologisch Potentieel; GEP; Brys *et al.*, 2005). De instandhoudingsindicatoren gaan uit van een toename van 1.500 ha schor in 2030 t.o.v. 2001 in de Zeeschelde (Adriaensen *et al.*, 2005).

Voor de Westerschelde wordt oorspronkelijk in de KRW 3.100 ha (MEP) tot 2.300 ha (GEP) als het gewenste schoroppervlak genoemd, waarvan minimaal 500 ha ten westen van Hansweert moet liggen (Dijkema *et al.*, 2005; De Jong, 2007). In het meest recente beoordelingsdocument van de KRW wordt alleen de eis van 2.300 ha schor voor de gehele Westerschelde nog genoemd (Van der Molen *et al.*, 2018) en ontbreekt de eis van 500 ha schor ten westen van Hansweert. In de evaluatiemethodiek wordt deze eis toch gehandhaafd, omdat hierdoor een evenwichtiger verdeling van het schor over de Westerschelde ontstaat.

Voor de kwantiteit van de vegetatie in de Zeeschelde gelden de volgende criteria, die zijn opgesteld door Maris *et al.* (2013) ten behoeve van de evaluatiemethodiek en die voor de uniformiteit ook zijn overgenomen voor de KRW:

- Sterke saliniteitsgradiënt: 500 ha (Maris *et al.*, 2013)¹⁴;
- Oligohalien: 280 ha;
- Zoet, Lange verblijftijd: 210 ha;
- Zoet, Korte verblijftijd: 110 ha;
- Rupelbekken:
 - Rupel: 160 ha;
 - Dijle & Zenne: 148 ha,
 - Grote & Kleine Nete: 195 ha;
- Durme: 69 ha.

De beoordeling vindt dus plaats op niveau 3, maar voor het Rupelbekken vindt de beoordeling plaats op niveau 4.

6.2.3.2. Kwaliteit vegetatie

Door het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is voorgesteld om de Shannon-index te gebruiken voor het berekenen van de schorkwaliteit. De waarde van de Shannon-index geeft aan of de verschillende vegetatiezones met elkaar in evenwicht zijn. Nadeel hierbij is dat voor Nederland geen beoordeling gekoppeld is aan de waarde van Shannon-index, terwijl voor de verschillende zones van de Zeeschelde dit wel het geval is (Brys *et al.*, 2005). Voor Nederland wordt de KRW-beoordeling, die relatief simpel is en voor de gehele Westerschelde geldt, gehanteerd. De verschillende vegetatiezones dienen binnen een bepaalde bandbreedte te liggen en in de zone hoog schor mag strandkweek niet meer dan de helft domineren.

Om de beoordelingswijzen deels op elkaar af te stemmen en toch aan te sluiten bij de KRW-beoordeling van de waterlichamen wordt eerst de Shannon-index berekend en vervolgens de beoordeling van de KRW toegepast.

Berekening Shannon-index

In de Zeeschelde wordt onderscheid gemaakt tussen brakwaterschorren en zoetwaterschorren. De zone *Sterke saliniteitsgradiënt* bevat brakwaterschorren en de overige zones zoetwaterschorren. In de brakwaterschorren worden drie vegetatiezones onderscheiden: pionier, kruiden en riet. De vegetatietypen worden op het niveau van de formaties in deze drie zones ingedeeld. De Shannon-index wordt berekend op basis van de oppervlakte van deze drie zones. Bij de zoetwaterschorren wordt nog een vierde vegetatiezone onderscheiden: struweel-bosvegetaties. De Shannon-index wordt hier berekend over de oppervlakte van deze vier zones.

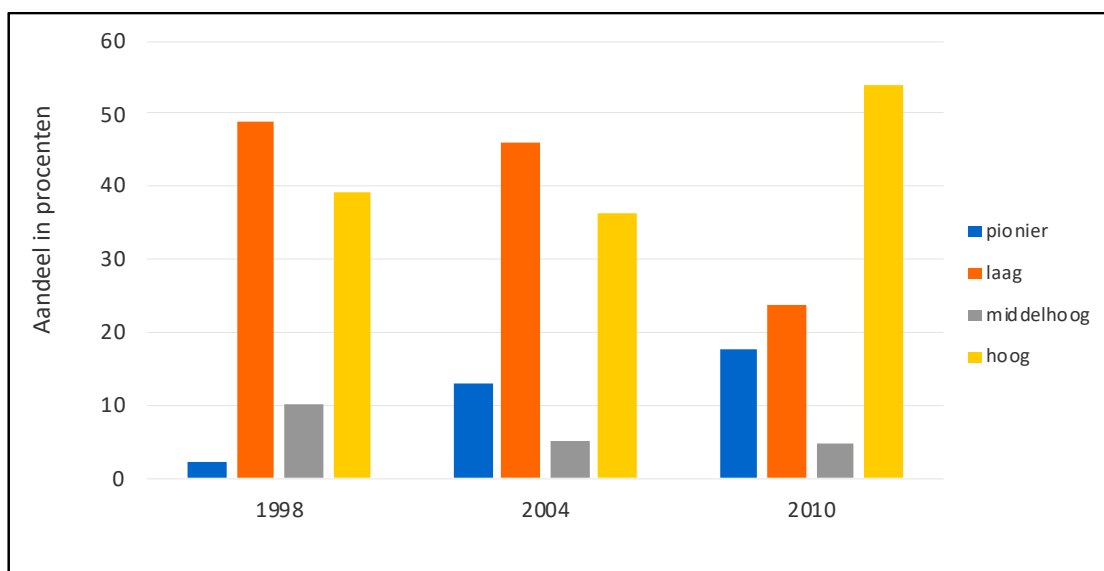
Een afname van de Shannon-index is een indicatie dat er een verschuiving heeft plaatsgevonden in de gewenste evenwichtige verdeling van de verschillende vegetatiezones in het waterlichaam.

Beoordeling kwaliteit schorvegetaties

In Nederland dienen de verschillende vegetatiezones binnen een bepaalde bandbreedte te liggen en in de zone hoog schor mag strandkweek niet meer dan de helft domineren. Deze beoordeling is ontleend aan de KRW-beoordeling (zie Van der Molen *et al.*, 2018). Boudewijn (2020) heeft laten zien dat in de Westerschelde in de ontwikkeling van de verschillende vegetatiezones trends zijn te onderscheiden

¹⁴ In Maris *et al.* (2014) werd ten onrechte een oppervlakte van 920 ha genoemd. De correcte bron is Maris *et al.* (2013) (schrift. med. Van Ryckegem, INBO).

(Figuur 35). In 1998 domineert het lage schor, terwijl de oppervlakte pionierschor zeer gering is. Sindsdien is de oppervlakte pionierschor echter sterk toegenomen en de oppervlakte laag schor gehalveerd. De oppervlakte middelhoog schor neemt steeds verder af en de oppervlakte hoog schor neemt toe.



Figuur 35: Ontwikkeling van de verhouding van de verschillende vegetatiezones in de Westerschelde op basis van vegetatiekaarten (Boudewijn 2020).

Aangenomen wordt dat in de Westerschelde sprake is van een evenwichtige situatie indien het aandeel van iedere zone (pionier, laag, midden, hoog+strandkweek) minimaal 5% en maximaal 35% van het totaal schorareaal is, en dat het aandeel climaxvegetatie maximaal de helft is van de zone hoog+strandkweek. Op deze wijze kan per zone en 'per climax-vegetatie', indien aan de specifieke voorwaarde wordt voldaan, 'een punt worden gescoord'. Anders wordt beoordeeld met een '0'. Op basis van het aantal gescoorde punten wordt de waardering vastgesteld. In de Westerschelde kunnen maximaal 5 punten worden gescoord (Tabel 33). De referentiesituatie heeft een Ecologische KwaliteitsRatio (EKR) van 1; de EKR drukt de afstand tot de referentie uit. Er is sprake van een positieve beoordeling indien de schorkwaliteit in de Westerschelde goed of zeer goed is, terwijl een negatieve beoordeling wordt verkregen indien de schorkwaliteit matig of lager is.

Waardering	Schorkwaliteit	EKR
zeer goed	5	0,8-1,0
goed	4	0,6-0,8
matig	3	0,4-0,6
ontoereikend	2	0,2-0,4
slecht	1	>0,2

Tabel 33: Beoordeling waardering schorkwaliteit in de Westerschelde conform de criteria van de KRW (Van der Molen et al., 2018). EKR = Ecologische KwaliteitsRatio: dit drukt de afstand uit tot de referentie (EKR = 1).

Voor de Zeeschelde hebben Brys et al. (2005) voor de zones *Sterke saliniteitsgradiënt*, *Oligohalien+Rupel*, *Zoet lange verblijftijd*, *Zoet korte verblijftijd* en *Durme* een beoordeling gemaakt

conform de KRW op basis van de vegetatiekwaliteit berekend met de Shannon-index. Hierbij wordt onderscheid gemaakt tussen zones met brakwaterschorren en zones met zoetwaterschorren. In de zone *Sterke saliniteitsgradiënt* komen alleen brakwaterschorren voor en in de overige zones zoetwaterschorren. Bij de zoetwaterschorren worden vier vegetatiezones onderscheiden: pionier, kruiden, riet en struweel/bosvegetaties en bij de brakwaterschorren ontbreekt de zone struweel/bosvegetaties. Tabel 34 geeft een overzicht van de EKR-waardering op basis van de Shannon-index.

Waardering	EKR	Zoetwaterschorren Shannon-index	Brakwaterschorren Shannon-index
zeer goed	1	1,4	1,2
goed	>0,75	>1,2	>0,9
matig	>0,50	>1,05	>0,6
slecht	>0,25	>0,8	>0,3
zeer slecht	<0,25	<0,8	<0,3

Tabel 34: Grenzen voor de EKR-waardering schorkwaliteit in de Zeeschelde conform de criteria van de KRW voor zoetwaterschorren (4 vegetatiezones) en brakwaterschorren (3 vegetatiezones) op basis van de Shannon-index (Brys et al., 2005)).

Bij een goede kwaliteit van de schorren in een zone is sprake van een positieve evaluatie voor die zone en bij een matige kwaliteit of lager is sprake van een negatieve evaluatie.

6.2.3.3. Sleutelsoorten/-vegetaties

De analyse van sleutelsoorten richt zich op de evaluatie van de ontwikkeling van vooraf geselecteerde sleutelsoorten of vegetatietypen met een indicatieve waarde voor een bepaald deel van het ecosysteem en/of een bepaalde waarde als habitat. De volgende indicatorsoorten/vegetatietypen zijn geselecteerd:

Zeeschelde

- Reuzenbalsemien: Indicator voor verzuiming: de oppervlakte hiervan mag niet verder toenemen. Een afname kan een indicatie zijn voor toenemende zoutinvloed (Van Ryckegem et al., 2020).
- Grote brandnetel: Indicator voor verzuiming en verdroging: de oppervlakte hiervan mag niet verder toenemen.
- Zilt grasland: Soortenrijke vegetatie; een aantal zeldzame soorten komt juist voor in dit ecotoop. Een toename van dit ecotoop is dan ook gewenst.
- Wilg: Een afname kan een indicatie zijn voor toenemende zoutinvloed (Van Ryckegem et al., 2020).
- Driekantige bies: Indicator voor pioniervegetatie in zoet dynamisch slikmilieu (zoetwatergetijdengebied): een toename is gewenst.
- Rode en blauwe waterereprijs: Soorten van spaarzaam begroeide oevers van kreken en geulen, maar ook voorkomend als pioniersoorten op onbegroeide en schaars begroeide delen (in GGG's): een toename is gewenst.

Westerschelde

Riet:	indicator voor verzoeting (geringere invloed zout): ongewenst
Strandkweek:	indicator voor verruiging hoog schor: een toename van strandkweek is ongewenst.
Zeekraal:	pionier en voedselbron herbivore watervogels. Ook is zeekraal een indicator voor nieuwe schorvorming, hetgeen als positief moet worden beoordeeld, omdat er dan voldoende dynamiek is voor de vorming van nieuw schor.

Berekeningswijze

Voor de Westerschelde wordt de gemiddelde opname per vegetatietype berekend, gebruikmakend van de totale set opnames per vegetatietype uit de Westerschelde (dus van alle jaren samen). De opnames worden geacht representatief te zijn voor het vegetatietype (methodische eis SALT-kartering) en in de praktijk blijken ze samen een goed gemiddeld beeld te geven (mond. med. D. de Jong). De bedekkingspercentages per soort uit deze gemiddelde opnames zijn vervolgens vermenigvuldigd met de oppervlaktes van de vegetatietypes in de verschillende jaren en de resulterende oppervlaktes per soort zijn gesommeerd.

Voor de Zeeschelde wordt enerzijds gebruik gemaakt van de permanente kwadraten (pq's; op vaste locaties). Per zone wordt de gemiddelde bedekking van een soort in de pq's berekend. In de loop van de jaren hebben in een aantal zones grote verschuivingen in pq's plaats gevonden (pq's vervallen en nieuwe toegevoegd), hetgeen potentieel grote invloed heeft op de uitkomsten. Het beperken van de analyse tot de pq's die in alle jaren zijn opgenomen is niet zinvol, omdat daardoor te weinig pq's overblijven voor een goede analyse. Daarom zijn alle pq's meegenomen en is bij de interpretatie rekening gehouden met de wisselingen in pq's.

Voor een soort als de driekantige bies en voor rode en blauwe waterereprijs kan geen gebruik gemaakt worden van de pq's, omdat deze soorten hierin niet voorkomen. Hiervoor dient de vegetatiekaart gebruikt te worden, waarmee de ontwikkeling van de vegetatie-eenheden, waarin de genoemde indicatorsoorten voorkomen, in beeld kan worden gebracht.

Aangezien voor de Zeeschelde met vaste pq's wordt gewerkt kan de evaluatie op zoneniveau (niveau 3) plaatsvinden. Ook voor soorten waarvan het voorkomen gebaseerd wordt op de vegetatiekaart, is het mogelijk om de ruimtelijke ontwikkeling te koppelen aan de zones. In de Westerschelde zijn geen vaste pq's, zodat de evaluatie op niveau 2 (gehele Westerschelde) plaatsvindt.

Indien er door ontpoldering of door de realisatie van GGG's grote oppervlakten natuur bijkomen, kan dit van invloed zijn op de evaluatie. Het is dan noodzakelijk om twee evaluatieslagen te maken. De eerste slag richt zich op een vergelijking met de T2015, waarbij dezelfde gebiedsbegrenzing wordt aangehouden en bij de tweede rekenslag wordt uitgegaan van de nieuwe gebiedsbegrenzing. De eerste vergelijking geeft inzicht in de ontwikkeling van indicatorsoorten zonder toevoeging van nieuwe gebieden (de "nauwe" vergelijking) en de tweede vergelijking geeft inzicht in het effect van het toevoegen van extra gebieden (de "ruime" vergelijking).

6.2.3.4. Beschikbare data en kennis

Voor de evaluatie worden vlakdekkende vegetatiekaarten gebruikt. Zowel in Nederland als in Vlaanderen is er momenteel een frequentie van eens per 6 jaar van vlakdekkende inventarisaties.

Dit betekent dat er voor elke zesjaarlijkse evaluatieperiode in principe één nieuwe vegetatiekaart beschikbaar is voor elke zone.

De vegetatie van de Zeeschelde en alle bovenlopen is alleen in 2007 en 2013 volledig gekarteerd. Van de Zeeschelde zelf zijn er vier bruikbare kaarten. De vegetatiekaart uit 2007 is gemaakt op basis van remote sensing. Door deze methodiek zijn de oppervlaktes niet goed te vergelijken en zijn er uitschieters (schrift. med. G. Van Ryckegem, INBO). De kartering van 2019 is gestart in 2020 en omvat alleen de Zeeschelde, de Durme en de Rupel. De volgende vegetatiekaart van het volledige estuarium, inclusief de Grote Nete, Kleine Nete, Dijle en Zenne, is voorzien in 2025 (Van Ryckegem *et al.*, 2020). Voor de ontwikkeling van soorten is voor de Zeeschelde gebruik gemaakt van vegetatie-opnamen van permanente kwadraten. De kwadraten zijn aanvankelijk om de 3 jaar opgenomen. Na 2013 wordt dit 6-jaarlijks gedaan.

Sigmagebieden met getijwerking (ontpolderingen en GGG's) worden steeds meegenomen vanaf het moment dat ze 100% functioneel zijn. Voor ontpolderingen is dat het moment dat (een deel van) de dijk teruggelegd is en voor GGG's na minimaal 1 jaar getij-aansluiting, zodat onder invloed van het getij zich slik- en schorgrenzen hebben ontwikkeld. GOG's en wetland/landbouwgebieden worden niet meegenomen.

Voor de Westerschelde zijn ten minste 5 bruikbare vlakdekkende vegetatiekaarten aanwezig van respectievelijk de jaren 1993, 1998, 2004, 2010 en 2016 (Reitsma, 2006; Spronk, 2011; Ysebaert *et al.*, 2013; Reitsma en de Jong, 2018).

Tabel 35 geeft een overzicht van de beschikbare vegetatiekaarten voor (delen van) de Zeeschelde.

Deelgebied	1992	1993	1996	1998	2003	2004	2007	2010	2011	2013	2016	2019
Beneden-Zeeschelde	x		x		x		x		x	x		x*
Boven-Zeeschelde	x		x		x		x			x		x*
Durme			x		x		x			x		x*
Rupel					x		x			x		x*
Zenne							x			x		
Dijle							x			x		
Kleine Nete							x			x		
Grote Nete							x			x		
Westerschelde		x		x		x		x			x	

*Tabel 35: Overzicht van de vegetatiekaarten van deelgebieden van de Zeeschelde, die in verschillende jaren zijn gekarteerd, aangevuld met een overzicht van de vegetatiekaarten van de Westerschelde. * De karteringen van 2019 zijn gestart in 2020 (bron: Van Ryckegem *et al.*, 2020).*

In Vlaanderen wordt de vegetatie beschreven volgens de Frans-Zwitserse methode (Schaminée *et al.*, 1995), waarmee per soort de abundantie in pq's wordt weergegeven in combinatie met de algehele

vegetatiebedekking. De methodiek is in eerste instantie bedoeld voor de rapportages in het kader van de KRW.

In Nederland worden geen vegetatieopnames op vaste locaties verricht. Er vinden echter bij iedere kartering (iedere 6 jaar) veldvalidaties plaats door middel van een groot aantal vegetatieopnames die representatief zijn voor specifieke vegetatietypes. Opnames worden verricht volgens vaste coderingen waarbij per soort het aantal exemplaren in klassen van 1-2, 3-20, 20-80, >80 wordt aangegeven. Bij algemeen aanwezige soorten wordt het bedekkingspercentage in klassen van 5-10, 10-25, 25-50, 50-75 en 75-100% ingedeeld (in principe ook volgens de Frans-Zwitserse methodiek).

6.2.3.5. Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter Vegetatie

Voor een positieve evaluatie moet worden voldaan aan de onderstaande rekenparameters.

Rekenparameter	Beoordeling
Oppervlakte	De Westerschelde wordt beoordeeld op niveau 2, waarbij voor een positieve beoordeling de totale oppervlakte schorvegetatie niet beneden 2.300 ha mag komen en hiervan moet 500 ha ten westen van Hansweert liggen. In de Zeeschelde wordt beoordeeld op niveau 3 (zones). - Sterke saliniteitsgradiënt: 500 ha (Maris <i>et al.</i>, 2013). - Oligohalien: 280 ha - Zoet, Lange verblijftijd: 210 ha - Zoet, Korte verblijftijd: 110 ha - Rupelbekken; - Rupel: 160 ha - Dijle & Zenne: 148 ha - Grote & Kleine Nete 195 ha - Durme: 69 ha Voor een positieve evaluatie dient de hierboven genoemde oppervlakte schorvegetatie per zone behaald te worden.
Kwaliteit	Westerschelde: de kwaliteitsscore dient 4 of hoger te zijn voor een positieve evaluatie. Zeeschelde en zijrivieren: voor de brakwaterschorren (Sterke saliniteitsgradiënt) dient de Shannonindex >0,9 voor een positieve evaluatie en voor de zoetwaterschorren (overige saliniteitszones) dient de Shannonindex >1,2 te zijn.
Sleutelsoorten	Voor een positieve beoordeling dient de beoordeling per sleutelsoort/ vegetatietype aan de specifiek gestelde voorwaarden te voldoen. De Westerschelde wordt beoordeeld op niveau 2 en de Zeeschelde op niveau 3 (zones) Reuzenbalsemien (ZS): geen verdere toename Brandnetelruigte (ZS): geen verdere toename Zilt grasland (ZS): geen afname Strandkweek (WS): geen verdere toename Zeekraal (WS): geen afname Riet (WS) geen verdere toename Driekantige bies (ZS): toename gewenst Rode en blauwe waterereprijs (ZS): toename gewenst

Tabel 36: Overzicht van de rekenparameters en gerelateerde criteria.

6.2.4. Additionele analyses en verklarende parameters

6.2.4.1. Biotische responsvariabelen

Aangezien de biotische responsvariabelen integraal ingesloten zitten in de evaluatie van de toetsparameter *Vegetatie* (zie Tabel 36) dienen er geen additionele analyses voor de responsvariabelen uitgevoerd te worden. De onderliggende verklarende parameters worden in de volgende sectie behandeld.

6.2.4.2. Verklarende parameters

De biotische responsvariabelen *kwantiteit* en *kwaliteit* vegetatie, maar ook de sleutelsoorten, worden in meer of mindere mate beïnvloed door verschillende omgevingsvariabelen, de zogenoemde verklarende parameters. Een verandering in deze laatste is van invloed op de responsvariabelen. De ontwikkeling van het schor wordt beïnvloed door de ontwikkelingen op de voorliggende slikken en onderling uitwisselen van sediment. De slikken worden op hun beurt dan weer beïnvloed door ontwikkelingen op het schor en de voorliggende getijdegeulen (Storm, 1999). Een samenvattend overzicht van deze sturende variabelen wordt gegeven in Tabel 37, inclusief het belang van de variabele en verwijzingen naar de secties waar deze variabele wordt beschreven.

Verhaallijn	Opmerking
Hydrodynamiek	De hydrodynamiek is opgebouwd uit verschillende hydrodynamische drukken, zoals golfslag en stroomsnelheid. Zo kunnen deze factoren de vestiging van vegetatie op ogenschijnlijk geschikte plaatsen tegnaan. Golfslag is een rekenparameter in Hoofdstuk 2 <i>Hydrodynamiek</i> . Stroomsnelheid wordt gebruikt om onderscheid te maken in hoogdynamische en laagdynamische milieus in het sublitoraal en het litoraal. Dit wordt weergegeven op de ecotopenkaarten, die de basis vormen voor Hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i> .
Inundatiefrequentie	Bij stijging van gemiddeld hoogwater neemt de inundatiefrequentie toe, waardoor verschuiving van vegetatiezones kan optreden. Deze frequentie wordt bepaald door hoogteligging, droogvalduur en de jaargemiddeld hoogwaterstand. Informatie over jaargemiddeld hoogwater is te vinden in Hoofdstuk 2 <i>Hydrodynamiek</i> . Hoogteligging en veranderingen in inundatiefrequentie komen aan de orde in Hoofdstuk 3 <i>Morfologie</i> .
Breedte slik	Voor een vitaal schor is een voldoende brede slikoever tot aan de laagwaterlijn noodzakelijk. De noodzakelijke breedte is mede afhankelijk van de mate van golfaanval en expositie op de overheersende windrichting en stormen. De slikbreedte vormt een rekenparameter van het onderdeel kwaliteit in Hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i> .
Hoogteverdeling slik	De hoogteverdeling van het slik is van invloed op de ontwikkelingsmogelijkheden van vegetatie. Een hoge waarde voor de droogvalduurindex (rekenparameter hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i>) wijst op een gelijkmatig oplopend sliktalud.
Oeververdediging	De aanwezigheid van een oeververdediging vermindert de golfaanval op het schor en kribben kunnen ter plaatse de stroomsnelheid doen afnemen. Zie Hoofdstuk 2 <i>Hydrodynamiek</i> en Hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i> voor ecotopenkaarten.
Zoutgehalte	Het zoutgehalte is één van de belangrijkste sturende factoren voor de samenstelling van schorvegetaties. Zo ontbreekt in het zoute en brakke deel de bos/struweelclimax en ook het voorkomen van riet wordt gestuurd door het zoutgehalte. Het chloridegehalte wordt gebruikt als proxy voor het zoutgehalte (Hoofdstuk 4 <i>Waterkwaliteit</i>).
Sediment	De zwevende stof in de waterkolom bezinkt onder rustige omstandigheden. De dynamiek ter plaatse, veelal de stroomsnelheid, is van grote invloed op de sedimentsamenstelling. Voor de dynamiek zie Hoofdstuk 2 <i>Hydrodynamiek</i> en Hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i> .
Nutriënten	De Nutriënten bepalen de hoeveelheid voedingsstoffen die beschikbaar zijn voor groei van de vegetatie. De essentiële elementen zijn stikstof en fosfaat , alsook de N:P-verhouding . Zie hoofdstuk 4 <i>Waterkwaliteit</i> .
Begrazing	Vegetatie wordt begraasd met runderen als beheermaatregel. Daarnaast kan er natuurlijke begrazing door herbivore watervogels plaatsvinden. De ontwikkeling van de herbivore watervogels kan uit Sectie 6.8 <i>Vogels</i> afgeleid worden.
Maaien	Op dit moment vindt langs de Zeeschelde wintermaaien van rietland plaats ten behoud van dit rietland (schrift med. B. Vandevoorde). Er is op dit moment geen informatie beschikbaar waar wintermaaien plaatsvindt. Deze parameter wordt dan ook niet meegenomen.

Tabel 37: Overzicht van de sturende omgevingsvariabelen voor de verhaallijn Vegetatie. Voor iedere variabele wordt het belang en eventuele proxy-variabelen weergegeven.

6.3. Toetsparameter Primaire productie

6.3.1. Inleiding

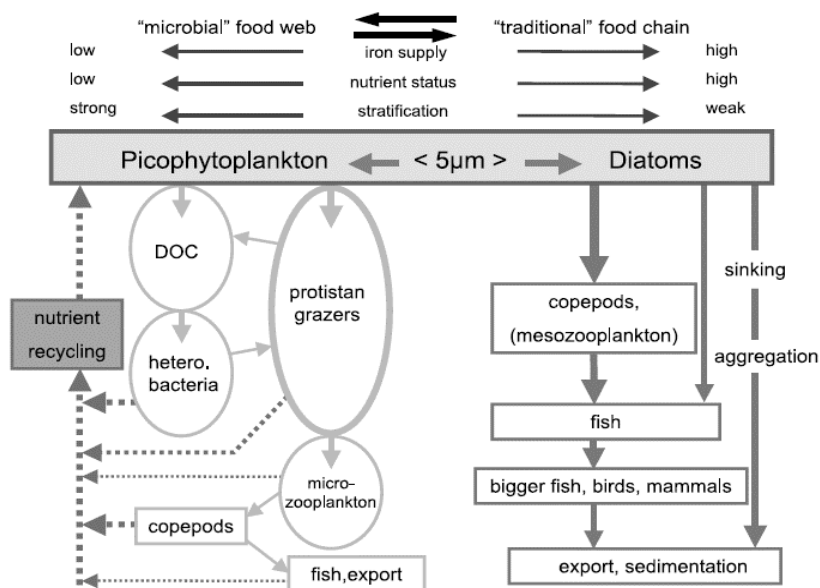
De primaire productie vormt de basis van een ecosysteem omdat het zorgt voor de input van organisch materiaal via fotosynthese en de opname van nutriënten. Hiermee bepaalt de primaire productie in belangrijke mate de grenzen van de draagkracht, waarbij een hoge primaire productie kan leiden tot zowel positieve als negatieve effecten. Zo is een verhoogde productie van de hogere trofische niveaus een positief effect, met bijvoorbeeld een hoge biomassa aan schelpdieren en vissen. Anderzijds kan een verhoogde primaire productie leiden tot een toename in respiratie, met zuurstoftekorten en een eventueel massaal afsterven van de hogere trofische niveaus als gevolg. Aan de andere kant kan een lage primaire productie leiden tot een relatief lage productie van de hogere trofische niveaus, wat vanuit het oogpunt van de biodiversiteit niet slecht hoeft te zijn (Meire en Maris, 2008). Ook onder deze omstandigheden kan de doorstroming van energie namelijk relatief efficiënt verlopen.

In het Schelde-estuarium wordt de primaire productie voornamelijk voorzien door algen. Deze algen bevatten chlorofyl *a* en accessorische pigmenten (bijv. antennepigmenten en beschermende pigmenten), waardoor fotosynthese kan plaatsvinden. Binnen de algen wordt een onderscheid gemaakt tussen het fyto benthos (benthische algen op de bodem) en het fytoplankton (pelagische algen in de waterkolom), waarbij deze laatste aan de basis ligt van de pelagiale voedselketen. Begrazing door hogere trofische niveaus, waaronder het zoöplankton (zie verder en Sectie 6.4), zorgt er namelijk voor dat de opgeslagen energie aan (top)predatoren beschikbaar wordt gesteld.

Naast de cruciale rol van het fytoplankton mag ook het belang van het (micro)fyto benthos (MPB) niet worden vergeten. Dit MPB is een belangrijke groep van primaire producenten, aangezien het verantwoordelijk kan zijn voor 50% of meer van de totale primaire productie in een estuarium (Underwood en Kromkamp, 1999). Bovendien stabiliseert het MPB het sediment door het uitscheiden van relatief grote hoeveelheden extracellulaire polymere substanties (EPS; voornamelijk koolhydraten), waardoor het een belangrijke rol als ecosysteembouwer opneemt (Paterson, 1989; Underwood en Kromkamp, 1999; Underwood en Paterson, 2003). Naast de voormelde stabilisatie van het sediment vangt het EPS ook fijn sediment op, waardoor het lichtklimaat in de waterkolom verbetert (Vos, 1986; Van de Koppel, 2001; Stal, 2010). De bijdrage van het MPB blijft evenwel sterk afhankelijk van de beschikbare intertidale oppervlakte die ingenomen kan worden.

Beide algengroepen staan aan de basis van de voedselketen en zijn dan ook van cruciaal belang voor het gehele estuariene ecosysteem. De diatomeeën (ook gekend als kiezelwieren) vertegenwoordigen een belangrijke fractie in beide groepen, aangezien ze een significante rol spelen in de nutriëntopname in het pelagiale voedselweb en de fixatie van nutriënten uit de waterkolom naar het sediment (zie Figuur 36). Hiermee bufferen zij in feite het systeem voor andere potentiële fytoplanktonsoorten (waaronder plaagalgen) die ten gevolge van verrijking van het systeem kunnen voorkomen. Deze competitie tussen diatomeeën enerzijds en plaagalgen anderzijds wordt voornamelijk bepaald door de beschikbare hoeveelheid silicium. Zo ondersteunt de aanwezigheid van opgelost silicium (DSi) de productie van diatomeeën en een efficiënte energiedoorstroming naar hogere trofische niveaus, terwijl een tekort aan opgelost silicium tot een bloei van plaagalgen kan leiden.

Desalniettemin maken ook deze potentiële probleemalgen (of plaagalg) deel uit van de primaire productie in de waterkolom, ondanks dat zij minder eenvoudig te begrazen zijn.



Figuur 36: Schematische weergave van het pelagisch voedselweb. De 'klassieke' voedselketen (startend van de 'grotere' diatomeeën) wordt rechts weergegeven, terwijl de 'microbiële loop' (startend vanaf het picofytoplankton) links wordt weergegeven. Afkomstig uit Barber en Hiscock (2006).

De soortensamenstelling en abundantie van het fytoplankton en -benthos is afhankelijk van tal van factoren. Zo zijn de soorten van het fytoplankton veelal gebonden aan bepaalde saliniteitszones, waarbij de rivierafvoer ervoor zorgt dat soorten op een gegeven moment in ongunstige omstandigheden terecht komen en sterven (Muylaert *et al.*, 2000). Bovendien wordt de algenproductie bepaald door de heersende temperatuur en de lichtintensiteit, wat samenhangt met de troebelheid van het systeem. Ondanks een hoge primaire productie kan het fytoplankton en het microfytobenthos in toom worden gehouden wanneer er een flinke begrazingsdruk van zoöplankton en macrozoöbenthos aanwezig is. Die organismen zijn echter vaak weer afhankelijk van goede zuurstofcondities, hetgeen sterk wordt beïnvloed door de sterfte van algen. Hierdoor zijn verschuivingen in de algengemeenschap dan ook niet ondenkbeeldig en ook de komst van uitheemse algen of nieuwe predatoren kan een invloed hebben.

6.3.2. Beschrijvende variabelen en sturende factoren

De algengemeenschap is een essentiële schakel in de energieproductie en -voorziening naar de hogere trofische niveaus. Hierdoor geeft de samenstelling van de gemeenschap een indicatie van (1) de kwaliteit van het estuarium als habitat en (2) de kwaliteit van de algen als voedselbron. Het inzicht in algen is dan ook cruciaal om de relaties met hogere trofische niveaus (bijv. zoöplankton, macrozoöbenthos en vissen) te doorgronden. Voor een goede weerspiegeling van de algengemeenschap wordt daarom gekeken naar de aspecten *kwantiteit* (biomassa) en *kwaliteit* (diversiteit), aangevuld met de primaire productie.

Bovendien worden deze aspecten in meer of mindere mate beïnvloed door een aantal abiotische en biotische factoren, waaronder de verblijftijd, de waterkwaliteit (bijv. zuurstofgehalte, zout, lichtklimaat, verontreinigende stoffen), het voedselaanbod en de predatie. Daarom worden voormelde aspecten in de volgende sectie in meer detail behandeld, aangevuld met de belangrijkste sturende variabelen.

6.3.2.1. Biomassa, diversiteit en primaire productie

De verhaallijn *Primaire productie* beschouwt de volgende drie groepen: (1) fytoplankton, (2) fyto benthos en (3) macroalgen. Elk van deze groepen draagt bij aan de totale hoeveelheid biomassa die geproduceerd wordt via fotosynthese, waarbij het relatieve aandeel duidelijk verschilt. Zo kan gesteld worden dat fytoplankton de grootste bijdrage levert aan de totale primaire productie in het Schelde-estuarium, terwijl fyto benthos voornamelijk in de intergetijdengebieden een belangrijke bijdrage levert. Het aandeel van macroalgen doorheen het estuarium wordt als relatief klein geschat, vooral door het slechte lichtklimaat en de sterke dynamiek in het estuarium (Brys *et al.*, 2005; Van der Molen *et al.*, 2018). Hierdoor wordt enkel aandacht besteed aan de deelverhaallijnen *Fytoplankton* en *Fyto benthos*, waarbij voornamelijk wordt gekeken naar de primaire productie, aangevuld met de biomassa en diversiteit. Diverse algensoorten kunnen namelijk verschillend reageren op verstoring en ook de voorkeur van grazers kan verschillen (Lionard *et al.*, 2005; Muylaert *et al.*, 2009). Grondige verschuivingen in de algengemeenschap kunnen bijgevolg een significante invloed hebben op het functioneren van de voedselketen.

Biomassa

De algengemeenschap is sterk afhankelijk van verschillende abiotische en biotische factoren, hetgeen in combinatie met een snelle *turnover* kan leiden tot grote fluctuaties in de aanwezige biomassa. Door deze invloeden is het dan ook niet eenvoudig om een bepaalde algenbiomassa als gewenst of ongewenst te beschouwen. Zo kan een extreem lage biomassa een indicatie zijn van een goede begrazing (gewenst) of een beperkte productie door nutriënt- en/of lichtlimitatie (ongewenst). Ook een hoge algenbiomassa is niet noodzakelijk schadelijk, aangezien er een goede doorstroming naar hogere trofische niveaus kan plaatsvinden. Enkel wanneer deze hoge biomassa het resultaat is van een te beperkte doorstroming (bijv. de afwezigheid van een gezonde macrozoöbenthospopulatie), dan kan deze als schadelijk beschouwd worden. Deze hoge biomassa kan namelijk blijven aangroeien en leiden tot zuurstoftekorten ten gevolge van een verhoogde nachtelijke respiratie en de degradatie van afgestorven algenmateriaal (zie ook Bijlage C.3.1).

Diversiteit

In de Westerschelde zijn ongeveer 500 verschillende taxa van microfytoplankton aangetroffen en worden er per jaar en per station ongeveer 100 taxa gerapporteerd. Dit staat in contrast met de 78 fytoplanktonsoorten die in 1996 in de Zeeschelde werden gevonden door Muylaert *et al.* (2000) en met de 97 fytoplanktonsoorten die doorheen het volledige estuarium werden waargenomen door Muylaert *et al.* (2009). Het microfyto benthos wordt minder intens bemonsterd, maar toont voornamelijk de aanwezigheid van diatomeeën, groenalgen en Euglenophyta (Maris en Meire, 2018).

Primaire productie

Door de snelle *turnover* en de grote fluctuaties in de samenstelling van de gemeenschap zijn veranderingen in de primaire productie niet altijd zichtbaar in grote veranderingen in de biomassa (in (g C)/m³), waardoor het belangrijk is om ook de productie (in (g C)/m²/d) te meten. De verhouding van deze productie ten opzichte van de biomassa (P:B) geeft dan weer informatie over de productiviteit van het aanwezige plankton en is een indicatie van hoe goed het plankton begraasd wordt. Zo kan een lage gemiddelde P:B ratio duiden op (1) een sterke limitatie (van nutriënten of licht) of (2) langzaam groeiende soorten, welke vaak minder goed voedsel vormen voor zoöplankton.

Deze parameter moet enigszins voorzichtig gehanteerd worden. In gebieden met een korte verblijftijd kan bij lage biomassa toch een hoge relatieve productie gemeten worden. Deze productie hoeft niet te leiden tot een trofisch goed functionerend systeem. Het is waarschijnlijk dat de productie wordt doorgegeven naar een stroomafwaarts gelegen gebied met langere verblijftijd waar het alsnog begraasd wordt. Het verdient dan ook de aanbeveling om bij de beoordeling daarmee rekening te houden. Bovendien kan het interessant zijn om ook de algenbiomassa te betrekken bij de beoordeling. Zo kunnen onder meer de volgende scenario's voorvallen en als dusdanig besproken worden:

- Hoge P:B en zeer lage biomassa: goede productie, maar hoge begrazing (overbegrazing);
- Hoge P:B en lage biomassa: goede productie en goede doorstroming;
- Hoge P:B en hoge biomassa: goede productie, maar geen doorstroming;
- Matige/lage P:B en lage biomassa: minder goede productie, maar goede doorstroming;
- Matige/lage P:B en hoge biomassa: minder goede productie en geen doorstroming.

6.3.2.2. Abiotische omstandigheden

Nutriënten

Het onderhouden van de voedselketen vereist een minimale aanwezigheid en vracht aan nutriënten. Algen zijn in staat om via fotosynthese CO₂ om te zetten in biomassa, op voorwaarde dat er voldoende nutriënten aanwezig zijn. Voor deze omzetting is er evenwel een heel gamma aan nutriënten vereist, doch vaak wordt de meeste aandacht gegeven aan de aanwezigheid van stikstof, fosfor en silicium. Deze nutriënten zijn essentieel voor het in stand houden van de voedselketen, maar kunnen onder hoge concentraties leiden tot ongewenste algenbloei (Dodds en Whiles, 2010). Daarnaast spelen ook de verhoudingen een rol in de opbouw van het fytoplankton. Zo wordt de optimale verhouding voor diatomeeën voorgesteld door de Redfield ratio van 16:16:1 voor N:Si:P, terwijl de kans op cyanobacteriënbloei toeneemt in geval van een relatieve stikstoflimitatie (i.e. een afname van N:P) (Sharp, 2001; Pick en Lean, 1987; Smith, 1983).

Lichtklimaat

Gesuspenderd materiaal in de waterkolom heeft een sterke invloed op het heersende lichtklimaat. Een toename in zwevende stof leidt tot een toename van de lichtuitdoving en een afname van de eufotische diepte (zijnde de diepte waarop 1% van het licht doordringt). Aangezien algen alleen groeien wanneer ze zich in deze eufotische zone bevinden, speelt de verhouding van de eufotische diepte (Z_e) t.o.v. de mengdiepte (Z_m) een belangrijke rol. Bij een vaste eufotische zone geldt dat een toename in de mengdiepte leidt tot een afname van de tijd die algen in de eufotische zone doorbrengen. Onder een kritische waarde zijn de verliesprocessen door respiratie en mortaliteit dan ook groter dan de groeiprocessen en kan er geen extra biomassa worden opgebouwd.

Zo is er in de veel troebelere zoete zone van de Zeeschelde meer fytoplanktongroei omwille van de geringe mengdiepte, in tegenstelling tot de helderdere (maar diepere) Westerschelde (Barneveld *et al.*, 2018; Gypens *et al.*, 2013). Naast deze interne processen speelt ook de lichtinstraling aan de oppervlakte een rol. Deze vertoont namelijk een seizoenaal variërend patroon, waarbij in sommige zones (*Oligohalien*, *Mesohalien*) enkel in de zomer een voldoende hoge intensiteit wordt gehaald om primaire productie en positieve groei te ondersteunen.

Rivierafvoer

De rivierafvoer beïnvloedt de biomassa van fytoplankton op een complexe manier, waarbij de verblijftijd een belangrijke rol speelt. De fytoplanktonbiomassa neemt slechts toe als de groei groter is dan het verlies door uitspoeling (aangevuld met de verliezen door graas en mortaliteit). Theoretisch gezien is een hoge rivierafvoer dan ook niet gunstig voor de opbouw van fytoplanktonbiomassa, aangezien het leidt tot het transporteren van fytoplankton naar ongunstige omstandigheden. Anderzijds wordt een hoge rivierafvoer geassocieerd met een hoge toevoer van silicaat, hetgeen een essentieel element is voor diatomeeëngroei (Arndt *et al.*, 2007). Een te lage rivierafvoer ligt dan weer aan de basis van de depletie van de aanwezige nutriënten (inclusief silicium), hetgeen kan leiden tot een verandering in de soortensamenstelling van het fytoplankton (Muylaert *et al.*, 2000). Op basis van deze theoretische benadering wordt bij gematigde rivierafvoer de hoogste productie verwacht, omdat zowel nutriëntentoevoer als uitspoeling gunstig zijn (Arndt *et al.*, 2007; Liu en de Swart, 2015).

Ook indirect heeft de rivierafvoer een invloed op de algengemeenschap. Zo verhoogt een zeer lage afvoer de troebelheid in de zoete zone omdat slib door *tidal pumping* stroomopwaarts in verhoogde concentraties voorkomt en hierdoor de eufotische zone (en de geassocieerde primaire productie) beperkt. Bovendien kan het fytoplankton uit de Noordzee door het indringen van het getij geïntroduceerd worden in het estuarium, hetgeen reeds voor zoöplankton werd aangetoond (Soetaert en Herman, 1994).

Temperatuur

De watertemperatuur beïnvloedt de groei, respiratie en mortaliteit van het fytoplankton. Over het algemeen wordt aangenomen dat een Q10-formulering deze afhankelijkheid beschrijft. Dit betekent dat, binnen zekere temperatuurgrenzen, de snelheid van het proces met een constante factor toeneemt per 10 graden temperatuurstijging, wat resulteert in een exponentieel verband (Brauer *et al.*, 2009; Dodds en Whiles, 2010). In de praktijk wordt ook vaak een zwakker, namelijk lineair verband van groeisnelheid met temperatuur gezien (Montagnes en Franklin, 2001).

Daarnaast is ook luchttemperatuur sturend voor de biomassa van het microfytobenthos, waarbij De Jonge *et al.* (2012) een significante correlatie observeerden met de jaargemiddelde luchttemperatuur. Bovendien bleek ook de verhouding van koolstof ten opzichte van de hoeveelheid chlorofyl *a* positief gecorreleerd te zijn met de luchttemperatuur. Bijgevolg kan gesteld worden dat een stijging van de luchttemperatuur (binnen bepaalde grenzen) een positieve invloed heeft op de primaire productie door het (micro)fytobenthos.

Zoutgehalte

Het zoutgehalte is van belang omdat algen een beperkte tolerantierange voor zout hebben (Lionard *et al.*, 2005). Dit betekent dat er in het estuarium, vanaf de zoete tot de zoute zijde, een volledige *turnover* van typische zoetwatersoorten naar typische zoutwatersoorten plaatsvindt. Daartussen zijn er wel specifieke residente estuariene soorten die vooral in de brakwaterzone groeien. In de zone van maximale turbiditeit, bij lage zoutgehaltes (niet zoet), is er meestal een minimum in de biomassa van het fytoplankton (Gypens *et al.*, 2013; Lionard *et al.*, 2005). De hoge turbiditeit remt de fotosynthese en groei van de algen af door de beperkte eufotische diepte ten opzichte van de heersende mengdiepte. Bijgevolg is de mortaliteit in deze zone groot, omdat het lichtklimaat beperkend is en zowel zoet- als zoutwatersoorten er voorbij hun tolerantiegrenzen komen.

Zuurstofgehalte

Het zuurstofgehalte is een belangrijke factor gebleken voor de groei en overleving van het fytoplankton (Cox *et al.*, 2009). In het verleden werden doorheen de Zeeschelde zeer lage zuurstofwaarden waargenomen, maar door doorgedreven waterzuivering en het terugdringen van de allochtone vuilvracht nam ook de zuurstofvraag (en -consumptie) af. Dit resulteerde in een nieuwe stabiele toestand zonder continue zuurstofloosheid en met producerend fytoplankton (Cox *et al.*, 2009). Op dit moment is daarom niet te verwachten dat variaties in zuurstofgehalte nog een grote rol spelen voor de primaire productie.

Areaal

De aanwezigheid van microfytobenthos lijkt vooral gestuurd te worden door het beschikbare intertidale areaal (Kromkamp *et al.*, 1995). De biomassa en productiviteit worden bepaald door de bodemdynamiek en -samenstelling (meer of minder slib en meer of minder nutriënten in de bodem), de hoogteligging en de begrazing door hogere trofische niveaus. In de Westerschelde is er een sterke gradiënt van hoog- (veel microfytobenthos) naar laaggelegen (geen microfytobenthos) en van laag- (veel) naar hoogdynamisch (geen) intertidaal.

6.3.2.3. Biotische factoren

Begrazing

De ontwikkeling van de fytoplanktongemeenschap wordt sterk bepaald door de soort-specifieke mortaliteit en de begrazing door hogere trofische niveaus. Sinds de jaren 1980 zijn die factoren in de Zeeschelde fundamenteel veranderd als gevolg van de verschuiving in zuurstofconcentraties. Vooral de aanwezigheid en de samenstelling van de zoöplanktongemeenschap is sterk veranderd, waardoor ook de begrazing van het fytoplankton van aard is veranderd. Hierdoor is het mogelijk dat in sommige delen van de Schelde de begrazing door zoöplankton de fytoplanktodynamiek beïnvloedt (Kromkamp en Van Engeland, 2009). De begrazing van het fytoplankton door het filterend macrozoöbenthos speelt dan weer een belangrijke rol in de Westerschelde, hetgeen in de loop der jaren niet fundamenteel van aard is veranderd. Bovendien kan het fytoplankton zowel in de Zeeschelde als in de Westerschelde onderhevig zijn aan parasitisme, met onderdrukking van algenbloei tot gevolg (Frenken *et al.*, 2016; Rasconi *et al.*, 2012).

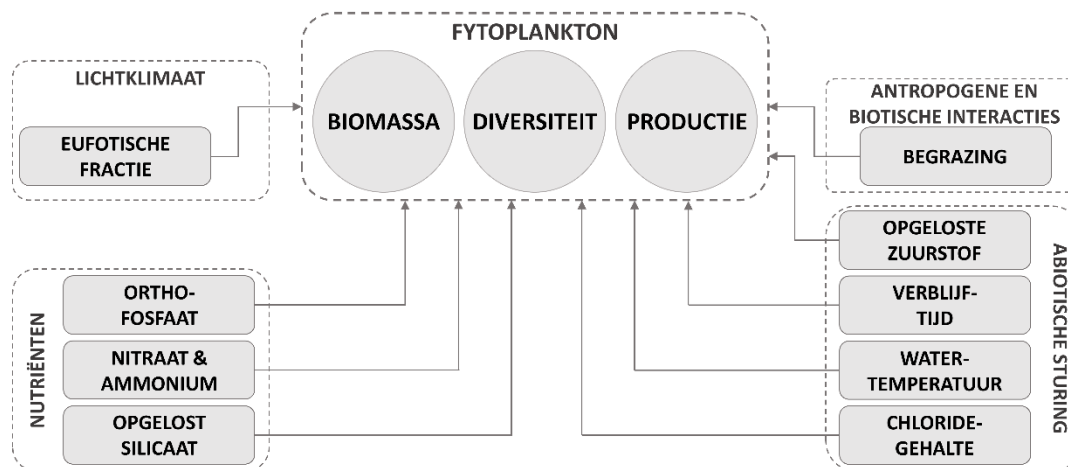
Er zijn ook potentieel veel dieren die het microfytobenthos kunnen begrazen, maar er is niet veel bekend over de mate waarin dit het voorkomen of de productie reguleert. Experimentele studies met defaunatie (van Colen *et al.*, 2015; Montserrat *et al.*, 2008) en in relatie tot patroonvorming door microfytobenthos op platen (Weerman *et al.*, 2011) hebben aangetoond dat begrazing van het microfytobenthos door macrobenthos een belangrijke structurerende factor is. In dit proces speelt *sloppy feeding* (het verstoren van het fyto­benthos waardoor delen verloren gaan en terug in suspensie komen) waarschijnlijk een belangrijke rol. Ook het verstoren van de fysieke stabiliteit van de fyto­benthoslaag kan ertoe leiden dat heersende stromingen de laag verder afbreken.

Exoten

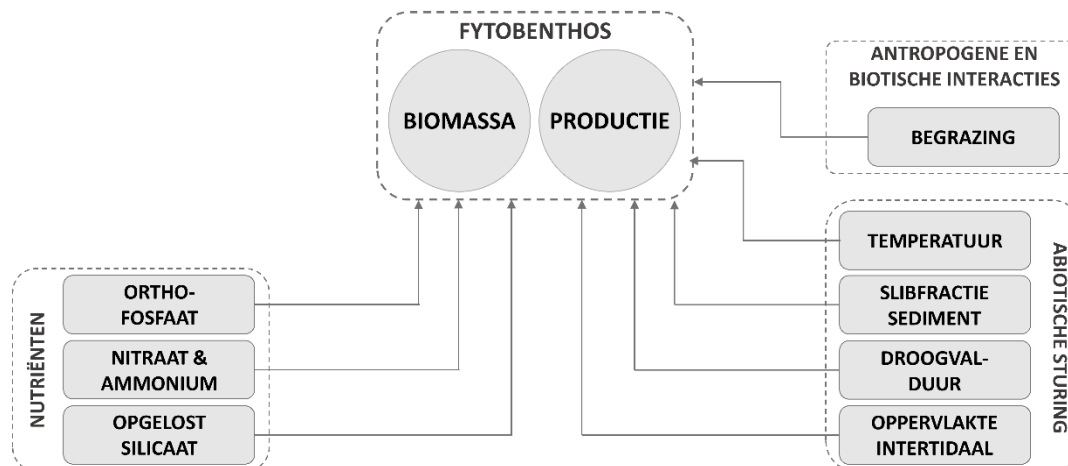
De aanwezigheid van uitheemse soorten in het estuarium creëert een additionele sturende factor op de algengemeenschap. In de T2015-rapportage werden een aantal uitheemse soorten geïdentificeerd in het estuarium, waaronder *Mediopyxis helysia* en *Odontella longicruris* (Barneveld *et al.*, 2018). Door de uitmiddeling per monster werd een maximum van 2,5 exotensoorten gevonden, zonder een expliciete vermelding van het totale aantal. Een specifieke studie naar de aanwezigheid van uitheemse soorten in het estuarium vermeldt evenwel de (historische) aanwezigheid van een vijftien-tal exoten (Wijnhoven *et al.*, 2017). De aanwezigheid van exoten wordt verder behandeld in een aparte sectie in dit hoofdstuk (zie Sectie 6.10).

6.3.2.4. Samenvatting van de verhaallijn Primaire productie

Figuur 37 en Figuur 38 vatten het voorgaande samen met het oog op het verbinden van de toetsparameter *Primaire productie* met de overige communicatie-indicatoren binnen de evaluatiemethodiek. De deelverhaallijnen geven aan welke reken- en/of verklarende parameters gebruikt worden in de verhaallijn van de primaire productie (zie ook verder, Sectie 0). Vanwege de verschillen tussen het fytoplankton en fyto­benthos zijn deze soortgroepen als aparte deelverhaallijnen weergegeven.



Figuur 37: Schematische weergave van de deelverhaallijn Fytoplankton. De drie responsvariabelen (Biomassa, Diversiteit en Productie) worden beïnvloed door een samenspel van het heersende lichtklimaat, de beschikbare nutriënten, de algemene abiotische condities en de biotische relaties.



Figuur 38: Schematische weergave van de deelverhaallijn Fytobenthos. De twee responsvariabelen (Biomassa en Productie) worden beïnvloed door een samenspel van de beschikbare nutriënten, de karakteristieken van de leefomgeving en de biotische relaties.

6.3.3. Rekenparameters voor de toetsparameter Primaire productie

Volgens de werkwijze binnen dit hoofdstuk dienen een aantal sleutelsoorten en/of -groepen geselecteerd te worden, waarvan de temporele trends worden beoordeeld. Deze trends kunnen echter niet ondubbelzinnig beoordeeld worden, aangezien de algengemeenschap afhankelijk is van verschillende abiotische en biotische factoren. Zo kan een daling van een bepaalde sleutelsoort of -groep als negatief beschouwd worden indien deze daling het gevolg is van een achteruitgang van de waterkwaliteit. Echter, als de daling wordt veroorzaakt door een betere doorstroming in de voedselketen ten gevolge van toegenomen begrazing, dan kan dit wel positief zijn. Een kwantitatieve beoordeling van algensoorten of -groepen is daarom niet aan de orde, met uitzondering van ongewenste soorten en plaagalgen. Bijgevolg wordt binnen deze methodiek aandacht besteed aan de primaire productie enerzijds en de aanwezigheid van plaagalgen anderzijds. Indien er plaagalgen optreden die hierin niet vermeld worden, dan dienen deze aan de methodiek te worden toegevoegd.

6.3.3.1. Primaire productie

De primaire productie wordt weergegeven door de P:B-verhouding en staat in verhouding met de eufotische fractie (Z_e/Z_m). Voor de berekening van deze P:B-verhouding wordt gebruik gemaakt van het aanwezige chlorofyl *a* in de waterkolom (geïntegreerd over de diepte) als proxy voor de algenbiomassa (in (g C)/(μg Chl *a*)/d).

Uit voorgaande T-rapportages blijkt dat de P:B-verhouding in de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde (zones *Mesohalien*, *Zwak polyhalien* en *Sterk polyhalien*) in het begin van de jaren 1990 hoger lag dan de voorbije jaren (Barneveld *et al.*, 2018; Depreiter *et al.*, 2014). Er is evenwel een mogelijkheid dat deze verschillen voor een deel artificieel zijn, aangezien de metingen voor 2009 verschillend zijn van de huidige technieken (Depreiter *et al.*, 2014). Een stijging van de P:B-verhouding is dus wenselijk, bij voorkeur terug tot de waarden die toen gemeten werden. Best zelfs hoger, want in de jaren 1990 was er wellicht geen sprake van de meest optimale situatie. Welke waarde de P:B-verhouding idealiter bereikt in een goed functionerend systeem, zal hopelijk aan het

licht komen door de verdere ontwikkeling van ecosysteemmodellen. In afwachting wordt elke stijging van de gemiddelde P:B-verhouding van de voorbije 6 jaar ten opzichte van de voorgaande periode, positief geëvalueerd. Bij deze berekeningen wordt enkel de periode met potentieel sterke primaire productie in het zomerhalfjaar (april tot en met september) beschouwd. Richtwaarden voor de P:B-verhouding op basis van historische metingen zijn beschikbaar in Bijlage C.3.4, maar worden niet aangewend voor de evaluatie.

6.3.3.2. Aanwezigheid *Phaeocystis* bloei

Vanaf bepaalde concentraties kan *Phaeocystis* als een (mariene) plaagsoort omschreven worden en nadelige effecten hebben op het ecosysteem. Zo is er vanaf een cellendichtheid van meer dan 4×10^6 cellen per liter sprake van problematische *Phaeocystis* bloei. *Phaeocystis* wordt daarom maandelijks geëvalueerd in het zomerhalfjaar (april tot en met september) per Scheldezone in de Westerschelde (niveau 3).

6.3.3.3. Aanwezigheid cyanobacteriënbloei

Cyanobacteriën kunnen toxines uitscheiden die schadelijk zijn voor het ecosysteem. Ook voor de mens kunnen deze cyanotoxines zeer schadelijk zijn. In verschillende landen zijn normen opgesteld voor deze cyanotoxines in drinkwater (voor een overzicht, zie Chorus *et al.*, 2005). In deze evaluatiemethodiek worden geen toxines geëvalueerd. Wel wordt gekeken naar het maximaal aantal cellen per liter dat mag voorkomen om problemen voor de mens (recreatie) of vee (drinkwater) te vermijden. Als criterium wordt een cellendichtheid van 2×10^7 cellen per liter gehanteerd, waarbij een problematische cyanobacteriebloei optreedt bij overschrijding. De evaluatie wordt uitgevoerd op maandelijks basis per Scheldezone (niveau 3).

6.3.3.4. De Algal genus pollution index

De *Algal genus pollution index* geeft een indicatie van de mate van organische verrijking en bevat hiervoor een aantal "sleutelgenera" (Palmer, 1969). De index scoort het voorkomen van een 20-tal genera in de fytoplanktongemeenschap, elk met een specifieke waarde (Tabel 38). Door de waarden van de genera die in het monster aanwezig zijn op te tellen, verkrijgt men de index-score voor de beschouwde gemeenschap.

Genus	Waarde
<i>Anacystis</i>	1
<i>Ankistrodesmus</i>	2
<i>Chlamydomonas</i>	4
<i>Chlorella</i>	3
<i>Closterium</i>	1
<i>Cyclotella</i>	1
<i>Euglena</i>	5
<i>Gomphonema</i>	1
<i>Lepocinclis</i>	1
<i>Melosira</i>	1

Genus	Waarde
<i>Micractinium</i>	1
<i>Navicula</i>	3
<i>Nitzschia</i>	3
<i>Oscillatoria</i>	5
<i>Pandorina</i>	1
<i>Phacus</i>	2
<i>Phormidium</i>	1
<i>Scenedesmus</i>	4
<i>Stigeoclonium</i>	2
<i>Synedra</i>	2

Tabel 38: Overzicht ingesloten genera in de 'Algal genus pollution index' volgens Palmer (1969). Voor ieder genus wordt de bijbehorende waarde vermeld.

Indicatief kan worden gesteld dat een finale score hoger dan 20 aangeeft dat er sprake is van ernstige organische verrijking, terwijl een score van 15 tot en met 19 aangeeft dat er wellicht sprake is van organische verrijking. Lagere waarden duiden er op dat er nauwelijks sprake is van organische verrijking. Het plotseling sterk afnemen van de score van het ene op het andere jaar kan overigens ook duiden op andere problemen waardoor algen verdwijnen (en is dan niet noodzakelijkerwijs een verbetering). Eventuele verschillen tussen zones hebben uiteraard ook te maken met de aard van het systeem, aangezien bepaalde delen van het estuarium gevoeliger zijn voor organische verrijking dan andere. Het zijn met name de veranderingen die in bepaalde zones wel of niet optreden, die interessant zijn.

Het voordeel van deze index is de brede toepassing en het gebruik van een groot aantal studies als basis. Uiteraard kunnen andere factoren (bijv. temperatuur, turbiditeit, zuurstofgehalte, zoutgehalte en stroomsnelheid) enig effect hebben op de uitkomst van de index, maar er wordt evenwel verwacht dat de index zeer robuust is. Bovendien wordt verwacht dat, door niet specifiek de waarde van de index te evalueren maar juist de trend, de indicatiewaarde en specificiteit groot zijn. De evaluatie vindt plaats op basis van de gemiddelde score per maand op het niveau van de Scheldezones (niveau 3), waarbij de index-waarde voor een positieve beoordeling niet mag toenemen ten opzichte van de periode 2004-2009. Een extra analyse ten opzichte van de voorbije cyclus (2010-2015) laat toe om het resultaat verder te nuanceren.

6.3.3.5. Beschikbare data

Fytoplankton

In de Zeeschelde (en zijrivieren) wordt de fytoplanktongemeenschap sinds 1994 relatief continu bemonsterd en opgevolgd, waarbij de beschrijving uitgevoerd wordt tot op het niveau van genera of soort. Op de Scheldemonitor worden hiervoor een 30-tal locaties vermeld, startende vanaf 2002. In de Westerschelde wordt de fytoplanktongemeenschap sinds 1990 opgevolgd door Rijkswaterstaat (RWS). Hiervoor worden drie locaties bemonsterd, waarbij de samenstelling van de gemeenschap uitgedrukt wordt op soortniveau voor alle taxa, in aantal per liter. Echter, data van voor 2000 wijken af van de data die daarna zijn verzameld door een wijziging van het meetbureau, waardoor deze moeilijker te matchen zijn op soortbasis. Gegevens vanaf 2000 zijn wel geharmoniseerd door RWS. De algenaantallen kunnen worden omgerekend naar biovolumes en uiteindelijk koolstofbiomassa met behulp van sjabloonwaarden. Als alternatief kan er gebruik gemaakt worden van de gemeten concentraties van chlorofyl *a*, die zowel in de Zeeschelde (sinds 2002) als in de Westerschelde (sinds 1972) zijn uitgevoerd.

In aanvulling op de beschrijving van de gemeenschap wordt de primaire productie opgevolgd in 14 locaties doorheen de Zeeschelde (en zijrivieren), gebruik makende van de ¹⁴C-methode. In de Westerschelde voerde NIOZ in opdracht van RWS metingen van de primaire productie uit. Deze werden uitgevoerd op regelmatige tijden en op een vijftal locaties met behulp van de ¹⁴C-techniek (in g C)/m²/d). De laatste van deze metingen vonden plaats in 2013, gevolgd door metingen in de periode 2016-2019 die werden uitgevoerd met behulp van *Fast Repetition Rate Fluorometry* (FRRF) (zie bijv. Kromkamp en Philippart (2015)). Tabel 39 vat deze beschikbare data samen, doch een recente discussie omtrent de vergelijkbaarheid en complementariteit van de ¹⁴C- en FRRF-methode ontbreekt op dit moment.

Locatie	Parameter	Grootheid (Eenheid)	Methode	Kwaliteit	Sinds
Westerschelde	Fytoplankton soort	Aantal (n/l)	Microscoop- telling	+	1990
Zeeschelde	Fytoplankton genus	Aantal (n/l)		+	1994
Westerschelde	Chlorofyl-A en feofytine-A	Concentratie (µg/l)	HPLC	+	1978 (chl-B in 2019)
Zeeschelde	Chlorofyl-A en accessorische pigmenten	Concentratie (µg/l)	HPLC		1995
Westerschelde	Primaire productie	C-incorporatie (gC/m ² /d)	14C	+	2010 (einde in 2013)
Zeeschelde	Primaire productie	C incorporatie (gC/m ² /d)	14C	+	2010 (jaarrond) en eerder (groei seizoen)
Westerschelde	Primaire productie	C-incorporatie (gC/m ² /d)	FRRF	+/- *	2016

Tabel 39: Overzicht beschikbare gegevens van de fytoplanktongemeenschap. * Nog niet consistent gemaakt met 14C-methode.

(Micro)fytobenthos

Momenteel zijn er slechts een beperkt aantal metingen met betrekking tot het microfytobenthos. Zo wordt in Nederland de primaire productie van het microfytobenthos niet gemeten, terwijl dit in de Zeeschelde en geassocieerde zijrivieren sinds 2010 wel wordt gedaan. Deze beperkte beschikbaarheid zorgt evenwel voor een praktische beperking, waardoor de P:B-verhouding voor het (micro)fytobenthos geen onderdeel uitmaakt van de evaluatie van de rekenparameter *Primaire productie* (Sectie 6.3.3.1). Indien in de toekomst wel een goede dataset beschikbaar is, dan kan de P:B-verhouding van het (micro)fytobenthos wel mee opgenomen worden bij de analyse en evaluatie van de toetsparameter *Primaire productie*. Een intensieve monitoring blijft echter essentieel om veranderingen op te merken en in kaart te brengen.

Naast de primaire productie is er ook slechts een beperkte hoeveelheid informatie beschikbaar omtrent de aanwezige microfytobenthosgemeenschap op zich. Deze gemeenschap wordt slechts 4x per jaar bepaald in de Westerschelde, met de voornaamste focus op de biomassa door middel van pigmentbepalingen. In Vlaanderen wordt het microfytobenthos sinds 2007 maandelijks bemonsterd in het zomerhalfjaar op een vijftal locaties. Ook hier is een intensieve monitoring van het microfytobenthos essentieel, gezien de invloed die de weersomstandigheden hebben op de metingen.

Locatie	Parameter	Grootheid (Eenheid)	Methode	Sinds
Westerschelde	Chlorofyl-A en feofytine-A	Concentratie (µg/l)	HPLC	1978 (chl-B in 2019)
Zeeschelde	Primaire productie	C incorporatie (gC/m ² /d)	14C	2010 (april-september)
Zeeschelde	Chlorofyl-A, chlorofyl-B en chlorofyl-C	Concentratie (µg/l)	HPLC	2007 (april-september)

Tabel 40: Overzicht beschikbare gegevens van de fyto benthosgemeenschap.

6.3.3.6. Samenvatting en beoordeling

Voor een positieve beoordeling van de toetsparameter *Primaire productie* moet voldaan zijn aan de rekenparameters uit Sectie 6.3.3, zoals samengevat in Tabel 41. Merk op dat de gegevensbeschikbaarheid van het (micro)fyto benthos hiervoor momenteel te beperkt is, waardoor deze rekenparameters enkel van toepassing zijn op het fytoplankton.

Rekenparameter	Beoordeling	Type
Primaire productie (P:B-verhouding)	P:B wordt per zone (niveau 3) bepaald per maand tijdens de periode april tot en met september (zomerhalfjaar). Indien per zone het zes-jaarlijkse gemiddelde toeneemt ten opzichte van de voorgaande evaluatieperiode, wordt deze rekenparameter positief geëvalueerd.	3
<i>Phaeocystis</i>	Vanaf een cellendichtheid van meer dan 4×10^6 cellen per liter volgt een negatieve evaluatie. Maandelijks te bepalen in het zomerhalfjaar (april tot en met september) per Scheldezone in de Westerschelde (niveau 3).	1
Cyanobacteriën	Vanaf een cellendichtheid van meer dan 2×10^7 cellen per liter volgt een negatieve evaluatie. Maandelijks te bepalen per Scheldezone (niveau 3; brak en zoet).	1
Algal genus pollution index	Het gemiddelde over de voorbije zes jaar mag niet hoger liggen dan het gemiddelde over de periode 2004-2009 voor een positieve evaluatie. Te bepalen per Scheldezone (niveau 3).	2

Tabel 41: Overzicht van de rekenparameters en criteria voor de toetsparameter *Primaire productie*. Deze dienen enkel uitgewerkt te worden voor het fytoplankton, door beperkte gegevensbeschikbaarheid van het (micro)fyto benthos.

6.3.4. Additionele analyses en verklarende parameters

6.3.4.1. Biotische responsvariabelen

Binnen de deelverhaallijnen *Fytoplankton* en *Fyto benthos* wordt er voornamelijk gekeken naar de primaire productie als responsvariabele, aangevuld met biomassa om een relatief uniforme benadering over alle biotische groepen heen te bekomen. Het is hierbij belangrijk om op te merken dat de voorgestelde additionele analyses uit deze sectie de evaluatie van het estuarium ondersteunen, zonder dat deze individueel aan bepaalde criteria getoetst worden.

Aldus werken de deelverhaallijnen verder op het aspect primaire productie waarbij sterk aangeraden wordt om ook een beeld te vormen van de aanwezige biomassa (zie Sectie 6.4.2.1), waardoor ook deze per zone (niveau 3) op maandbasis wordt weergegeven.

Voor fytoplankton kan bovendien een verdere specificatie op klasse-niveau uitgevoerd worden, als basis voor het berekenen van de Shannon-index. Samengevat wordt voor beide deelverhaallijnen (*Fytoplankton* en *Fytobenthos*) de biomassa als additionele biotische responsvariabele grafisch weergegeven, aangevuld met de diversiteit van het fytoplankton. Door de beperkte gegevensbeschikbaarheid (zie ook Sectie 6.3.3.5) wordt ook de P:B-verhouding van het (micro)fytobenthos tijdelijk aan deze sectie toegevoegd. Op langere termijn dient deze evenwel als rekenparameter meegenomen te worden. Een overzicht van de additionele analyses en manier van weergave wordt gegeven in Tabel 42.

Respons	Weergave
Biomassa	De biomassa werkt aanvullend op de reeds vermelde rekenparameter, waarbij een algemeen beeld gevormd wordt. De biomassa wordt per deelverhaallijn weergegeven als de hoeveelheid chlorofyl <i>a</i> per zone (niveau 3) en per maand.
Diversiteit fytoplankton	De diversiteit wordt bepaald door middel van de Shannon-index op klasse-niveau. De diversiteit van het fytoplankton wordt weergegeven per zone (niveau 3) en per maand.
P:B-verhouding (micro)fytobenthos	De P:B-verhouding geeft de primaire productie van het (micro)fytobenthos weer ten opzichte van de biomassa. De P:B-verhouding wordt enkel voor het (micro)fytobenthos weergegeven per zone (niveau 3) en per maand.

Tabel 42: Overzicht van de additionele biotische responsvariabelen. Voor elke variabele wordt vermeld hoe deze weer te geven in het kader van de ontwikkelde (deel)verhaallijnen.

6.3.4.2. Verklarende parameters

De responsvariabelen uit voorgaande sectie worden in meer of mindere mate beïnvloed door verschillende abiotische en biotische omgevingsvariabelen, zoals reeds getoond in Figuur 37 en Figuur 38. Een verandering binnen de toestand van deze variabelen heeft bijgevolg een invloed op de responsvariabele, hetgeen de basis vormt voor de ontwikkeling van voormelde (deel)verhaallijnen. Een samenvattend overzicht van deze sturende variabelen wordt gegeven in Tabel 43, inclusief het belang van de variabele en verwijzingen naar de secties waar deze variabele wordt beschreven.

Verhaallijn	Opmerking
Areaal	Het areaal beschrijft de hoeveelheid substraat dat beschikbaar is voor de fytoënthosgroei. Logischerwijze bepaalt de beschikbare oppervlakte de totale biomassa in het estuarium. Deze oppervlakte wordt verder gekarakteriseerd door de droogvalduur, de samenstelling en de dynamiek ervan. Hierdoor wordt voorgesteld om te kijken naar Oppervlakte intertidaal , Droogvalduur en Slibfractie sediment .
Begrazing	Algen worden begraasd door hogere trofische groepen, waarbij Zoöplankton en Macrozoëbenthos belangrijke grazers zijn. Deze worden in aparte delen binnen dit hoofdstuk behandeld (alsook apart geanalyseerd).
Chloridegehalte	Het Chloridegehalte wordt hier aangewend als een proxy voor het zoutgehalte. Dit zoutgehalte is als een natuurlijke gradiënt aanwezig in het estuarium en beïnvloedt de gemeenschapssamenstelling. Chloride is een belangrijke component binnen deze gradiënt.
Eufotische fractie	De Eufotische fractie (ook gekend als 'lichtlimitatie') geeft de verhouding weer van de eufotische diepte over (meng)diepte. Veranderingen in de eufotische fractie kunnen het resultaat zijn van veranderingen in de eufotische zone en de onderliggende hoeveelheid zwevende stof.
Nutriënten	De nutriënten bepalen de hoeveelheid voedingsstoffen die aanwezig zijn ter ondersteuning van de primaire productie. De essentiële elementen zijn stikstof, fosfor en silicium. Bijgevolg wordt voorgesteld te kijken naar Ammonium , Nitraat , Orthofosfaat , Silicaat en de verhoudingen N:Si en N:P .
Temperatuur	De temperatuur bepaalt de groei van het fytoplankton, maar ook de respiratie en mortaliteit. Deze wordt voorgesteld als Watertemperatuur en aangevuld met Luchttemperatuur voor het fytoënthos.
Verblijftijd	De (water) verblijftijd vertegenwoordigt de tijd dat een deeltje doorbrengt in een systeem, hetgeen bepaald wordt door het volume van de beschouwde zone, het debiet en het menggedrag.
Zuurstof	De Zuurstof concentratie bepaalt de activiteit en mortaliteit van verscheidene organismen, inclusief het fytoplankton. Deze wordt voorgesteld als opgeloste zuurstof, maar aandacht dient ook te gaan naar de duur van een eventuele zuurstofdip.

Tabel 43: Overzicht van de sturende omgevingsvariabelen voor de verhaallijn *Primaire productie*. Voor iedere variabele worden het belang en eventuele proxy-variabelen weergegeven.

6.3.4.3. Link met overige trofische niveaus

De toetsparameter *Primaire productie* wordt gekenmerkt door een set rekenparameters met concrete evaluatiecriteria (Sectie 6.3.3) en een reeks additionele parameters die toelaten om de toestand van de primaire productie te beschrijven en te verklaren aan de hand van de ontwikkelde verhaallijn (Sectie 6.3.2). Daarnaast kunnen ook in de overige biotische groepen parameters geïdentificeerd worden die thematisch sterk gelinkt zijn aan de toetsparameter *Primaire productie*, maar niet als reken- of additionele parameter zijn opgenomen. Deze parameters worden in deze sectie behandeld.

De doorstroming van energie naar hogere trofische niveaus (onder andere naar zoöplankton, macrozoëbenthos en vissen) wordt bepaald door de begraasbaarheid van de aanwezige algen. Zo zijn diatomeeën kwalitatiever als voedselbron en eenvoudiger te begrazen dan groenalgen, waardoor een dominantie van groenalgen over diatomeeën kan leiden tot een verminderde efficiëntie van de doorstroming van energie. Onder andere verschuivingen van kleine naar grotere diatomeeënsoorten of van kiezelwieren naar groenwieren kunnen belangrijke ecologische gevolgen hebben. De aanwezigheid van diatomeeën wordt dan ook als verklarende parameter opgenomen in de verhaallijn *Zoöplankton* (zie Sectie 6.4), maar past in het analyserapport thematisch binnen de toetsparameter *Primaire productie*.

Deze parameter wordt bijgevolg geanalyseerd per Scheldezone (niveau 3), met weergave van de temporele trend op maandbasis. Ook de trend in de verhouding van kiezelwieren ten opzichte van groenwieren wordt opgevolgd per Scheldezone (niveau 3).

6.4. Toetsparameter Zoöplankton

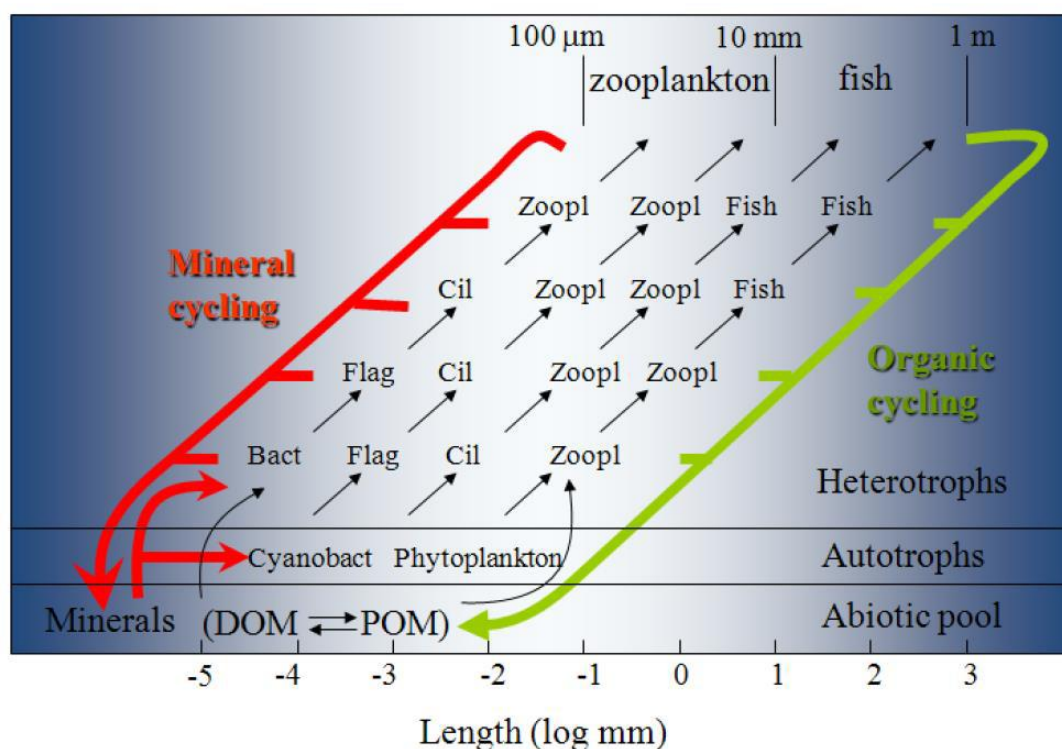
6.4.1. Inleiding

Zoöplankton is een paraplueterm voor protisten en diersoorten die zich niet onafhankelijk in de waterkolom kunnen voortbewegen. Voor hun verspreiding zijn ze dus onderhevig aan de dominante waterstromingen in een systeem. Een opdeling van het zoöplankton in subcategorieën kan uitgevoerd worden op basis van (1) de levenscyclus en (2) de grootte. De eerste benadering hanteert een onderscheid tussen soorten die gedurende hun hele leven tot het plankton behoren (het holoplankton) en soorten die slechts een deel van hun leven tot het plankton behoren (het meroplankton). Het holoplankton omvat onder andere de copepoden, rotiferen, ciliaten en heterotrofe flagellaten, terwijl het meroplankton de adulte stadia van kwallen (met een vastzittend larvaal stadium) en de larvale stadia van kreeftachtigen, schelpdieren, borstelwormen en meerdere vissen omvat. Deze laatste categorie wordt hier echter niet mee onder het zoöplankton beschouwd en in aparte secties binnen dit hoofdstuk behandeld (zie verder). Een alternatieve indeling maakt dan weer gebruik van de grootte, waarbij een onderscheid gemaakt wordt tussen (1) microzoöplankton ($< 200 \mu\text{m}$), (2) mesozoöplankton ($200 \mu\text{m} - 20 \text{mm}$) en (3) macrozoöplankton ($> 20 \text{mm}$).

Elk van deze groepen draagt bij aan de totale zoöplanktonbiomassa via begrazing van micro-organismen (fytoplankton, bacteriën) of door de opname van gesuspendeerd particulier organisch materiaal (detritus). Het merendeel van het zoöplankton wordt dan ook beschouwd als primaire consumenten, aangevuld met enkele predatoren (bijv. kwallen). Hierdoor vormt het zoöplankton de link tussen de primaire producenten (fytoplankton) en de hogere trofische niveaus (hyperbenthos, vissen) (Langenberg, 2010), waardoor het een essentiële parameter binnen het ecosysteem is. Een gelijkaardige essentiële rol wordt vervuld door het macrozoöbenthos op de slikken en schorren (zie verder, Sectie 6.5).

Deze trofische verbinding gebeurt direct via het mesozoöplankton (copepoden, cladoceren) en indirect via het microzoöplankton (rotiferen, ciliaten, heterotrofe flagellaten) als deel van de microbiële loop (Arndt, 1993). In de Schelde (en andere Europese estuaria) is reeds aangetoond dat, ondanks de hoge concentraties aan detritus, de dominante mesozoöplanktonorganismen zich inderdaad selectief voeden met voornamelijk grote algensoorten (diatomeeën) (Tackx *et al.*, 2005). De efficiëntie van deze graasactiviteit wordt beïnvloed door de samenstelling van het fytoplankton en de verhouding van het aanwezige fytoplankton ten opzichte van de hoeveelheid zwevende stof (Gasparini *et al.*, 1999). De selectieve voeding op fytoplankton is dan ook een belangrijke factor in het succes van de opbouw van zoöplanktonstocks. Zo zijn de copepoden uit de Gironde (een estuarium met een lage fytoplankton /detritus ratio) kleiner en lichter dan die uit de Schelde of de Elbe (Sautour en Castel, 1995). De verhouding van het fytoplankton ten opzichte van de hoeveelheid zwevende stof is eveneens één van de karakteristieken die wordt beïnvloed door verscheidene natuurlijke en menselijke activiteiten (bijv. controle van debieten, baggerwerken, waterzuivering).

Wanneer kleinere fytoplanktonsoorten domineren, is de fytoplanktonbiomassa minder opneembaar door het mesozoöplankton, hetgeen de detritus-productie en de microbiële loop bevordert. Deze microbiële loop vormt een interactief voedselweb, waarbij detritus en bacteriën belangrijke voedselbronnen zijn en het aanwezige dood organische materiaal weer in het voedsel-web belandt. Gezien het belang van de rotiferenpopulatie in de Schelde, mag worden verwacht dat een link tussen de microbiële loop en de hogere trofisch niveaus (in dit geval mesozoöplankton, hyperbenthos, vis) zal worden gehandhaafd, maar hoe dan ook zal dit de efficiëntie van de energiedoorstroming verminderen (minstens één trofisch niveau meer, Figuur 39). Het simultaan monitoren en evalueren van de fyto- en zoöplanktonpopulaties is dus noodzakelijk om deze ontwikkeling te kunnen opvolgen.



Figuur 39: Het microbiële voedselweb. De horizontale as is de logaritme van de grootte van organismen. Op de verticale as is het trofische niveau aangegeven. Dunne pijlen geven de trofische interacties weer, dikke pijlen de fluxen van dood organisch en anorganisch materiaal. Aangepast naar Mann (2000).

Het belang van de zoöplanktonstock als voedselbron voor hyperbenthos en vissen is in de Westerschelde duidelijk aangetoond (Fockedeij en Mees, 1999). Zo vormt de copepodenstock in het brakwatergebied de belangrijkste component van het voedsel van haring en sprat. Er zijn ook aanwijzingen dat deze vissoorten in de herfst en de winter geconfronteerd worden met een beperkte zoöplanktonstock (Maes *et al.*, 2005a).

In de Zeeschelde behoort de zoöplanktonmonitoring sinds halfweg de jaren negentig tot de standaard monitoring, terwijl staalname in de Westerschelde slechts relatief recent werd ingevoerd (zie verder). Echter, gegevens omtrent het voorkomen van kwallen zijn relatief beperkt, ondanks de impact die deze organismen kunnen hebben op het micro- en mesozoöplankton. Kwallen kunnen in bepaalde tijden van het voorjaar namelijk in hoge aantallen voorkomen, met de oorkwal (*Aurelia aurita*) en de

zeedruif (*Pleurobrachia pileus*) als dominante soorten en de Amerikaanse ribkwal (*Mnemiopsis leidyi*) als uitheemse soort. Hierdoor kunnen ze de biomassa in de waterkolom volledig domineren (Burger, 2007) en een enorme predatiedruk uitoefenen op het mesozoöplankton. Deze waarnemingen zijn evenwel sterk anekdotisch en er is weinig systematisch onderzoek beschikbaar over de rol van deze diergroep in het functioneren van het Schelde-ecosysteem.

6.4.2. Beschrijvende variabelen en sturende factoren

Inzicht in de zoöplanktongemeenschap is cruciaal om de energiedoorstroming en het ecologisch functioneren te doorgronden. De samenstelling van de gemeenschap geeft tevens een indicatie van (1) de kwaliteit van het fytoplankton als voedselbron en (2) de kwaliteit van het zoöplankton als voedselbron. Voor een goede weerspiegeling van de zoöplanktongemeenschap en de relatie met hogere trofische niveaus (bijv. hyperbenthos, vissen) wordt daarom gekeken naar de aspecten *kwantiteit* (biomassa) en *kwaliteit* (diversiteit). Bovendien worden beide aspecten in meer of mindere mate beïnvloed door een aantal abiotische en biotische factoren, waaronder verblijftijd, waterkwaliteit (bijv. zuurstofgehalte, zout, toxische stoffen), voedselaanbod en predatie. Daarom worden beide aspecten in de volgende sectie in meer detail behandeld, aangevuld met de belangrijkste sturende variabelen.

6.4.2.1. Biomassa en diversiteit

De verhaallijn *Zoöplankton* volgt de indeling op basis van grootte en omvat bijgevolg de volgende drie groepen: (1) microzoöplankton ($< 200 \mu\text{m}$), (2) mesozoöplankton ($200 \mu\text{m} - 20 \text{ mm}$) en (3) macrozoöplankton ($> 20 \text{ mm}$). In de deelverhaallijnen *Microzoöplankton* en *Mesozoöplankton* wordt voornamelijk gekeken naar de biomassa als responsvariabele, aangevuld met diversiteit. De deelverhaallijn *Macrozoöplankton* wordt niet verder beschouwd in deze sectie door de beperkte gegevensbeschikbaarheid. Bovendien omvat deze groep voornamelijk kwallen, dewelke moeilijk via standaard bemonsteringstechnieken verzameld en geanalyseerd kunnen worden. Kwalitatieve gegevens van goed herkenbare soorten worden evenwel verzameld met behulp van de ankerkuilmonitoring, maar een systematische identificatie van alle soorten (en bijgevolg de volledige macrozoöplanktongemeenschap) vereist een significante tijdsinvestering en specialisatie (de Boois en Couperus, 2017).

Biomassa

Zoöplankton vormt de schakel tussen de primaire producenten (fytoplankton) en secundaire consumenten (o.a. benthos, vissen). De zoöplanktonbiomassa geeft daardoor een indicatie van de energie die beschikbaar is voor de hogere trofische niveaus en kan al snel een dichtheid bereiken van 10^5 individuen per m^3 (Le Coz *et al.*, 2017). Echter, de zoöplanktonbiomassa is afhankelijk van tal van abiotische en biotische factoren, waarbij een stijging in de biomassa een gevolg kan zijn van betere waterkwaliteit en beter voedselaanbod (bijv. meer diatomeeën) of van een afname in de predatie (bijv. minder predatoren). Een stijging of daling kan dus in principe niet eenduidig als een positieve of negatieve evolutie beschouwd worden.

Diversiteit

Voor het door OMES gemonitorde traject (57,5 – 155 km stroomopwaarts van Vlissingen) zijn momenteel meerdere zoöplanktontaxa gekend (55 rotifera, 16 copepoda en 31 cladocera), waarvan 96 tot op soortniveau gedetermineerd. In het zoutwatertraject zijn een 13-tal mesozoöplanktonsoorten gekend, voornamelijk copepoden (Soetaert en van Rijswijk, 1993; Langenberg 2010).

6.4.2.2. Abiotische omstandigheden

Zout

Zoöplanktonsoorten zijn aangepast aan specifieke saliniteitsregimes en vrijwel alle soorten hebben een eigen optimum voor het zoutgehalte (Tackx *et al.*, 2004). Zo kwamen in het verleden in het zoetwaterdeel voornamelijk Cyclopoida en Cladocera voor (Appeltans *et al.*, 2003; Tackx *et al.*, 2004), terwijl het zoute deel van de Schelde wordt gedomineerd door copepoden. Sinds 2007 is het relatieve aandeel van Calanoida in het zoetwaterdeel evenwel sterk toegenomen ten koste van het aandeel aan Cyclopoida, zonder tot een duidelijke toename in de totale biomassa van het mesozoöplankton te leiden (Maris *et al.*, 2020). Ook (rib)kwallen prefereren de zoute zone en komen niet of nauwelijks voor in de zoetere delen van het estuarium. Het brakke deel van de Schelde is evenwel relatief arm aan zoöplanktonsoorten (Le Coz *et al.*, 2017). Bovendien treft men doorheen de gehele gradiënt ook rotiferen aan als vertegenwoordigers van het microzoöplankton (Le Coz *et al.*, 2017), aangevuld met tintiniden in het mariene en brakke gedeelte.

Temperatuur

Via verschillende biologische mechanismen kan zoöplankton negatief beïnvloed worden door te hoge of te lage temperaturen. Zo vermindert een te hoge temperatuur de tolerantie van copepoden voor (1) lage zuurstofconcentraties (Vargo en Sastry, 1978) en (2) hoge saliniteits-waardes (Kimmel en Bradley, 2001), waardoor deze migreren naar zoetere delen van het estuarium (Bradley, 1975). In de zoetere delen van het estuarium wordt het effect van verhoogde temperatuur evenwel nog betwijfeld (Tackx *et al.*, 2005). Aan de andere kant is een te lage temperatuur ook niet wenselijk, aangezien uit labo-experimenten blijkt dat de reproductie van de copepode *Eurytemora affinis* hierdoor afneemt (Devreker *et al.*, 2009). Ook voor andere groepen en soorten (bijv. rotiferen) is bekend dat de soortensamenstelling beïnvloed wordt door de temperatuur (Azémar *et al.*, 2010).

Zuurstof

In het zoetwatertraject van de Schelde is vanaf 1990 een sterke toename te zien in de abundantie van onder andere copepoden en rotiferen (Azémar *et al.*, 2007; Tackx *et al.*, 2014). Deze toename in het zoetere gedeelte is waarschijnlijk te verklaren door de toegenomen zuurstofconcentratie (Appeltans *et al.*, 2003), hetgeen een positieve invloed van zuurstof op de zoöplanktonpopulatie suggereert. Deze positieve invloed wordt tevens bevestigd door Maris *et al.* (2020), die vermelden dat abundante populaties van *E. affinis* (> 3000 individuen per m³) in de Zeeschelde slechts voorkomen indien de zuurstofconcentratie hoger is dan 5 mg/L. Aan de andere kant wordt zuurstof ook vermeld als een negatieve predictor voor de zoöplanktonbiomassa, voornamelijk door de verbeterde trofische omstandigheden en een verhoogde predatie (Le Coz *et al.*, 2017).

Verblijftijd

De rivierafvoer beïnvloedt de biomassa van zoöplankton op een complexe manier, waarbij de verblijftijd een belangrijke rol speelt. De zoöplanktonbiomassa neemt slechts toe als de groei groter is dan het verlies door uitspoeling (aangevuld met de verliezen door predatie en mortaliteit). Zo worden bij lage verblijftijden voornamelijk rotiferen geobserveerd, doordat deze gekarakteriseerd worden door een relatief hoge reproductiesnelheid. Indien de verblijftijd toeneemt, neemt ook de kans en biomassa van crustaceeën (o.a. cladocera en copepoden) toe, aangezien zij competitief sterker zijn ten opzichte van rotiferen (Doubek *et al.*, 2019; Thorp en Mantovani, 2005). De lagere reproductiesnelheid van zoöplankton kan er tevens toe leiden dat het sneller uitspoelt dan fytoplankton, waardoor bij bepaalde debieten algenbloei kan doorgaan, maar zoöplankton verdwijnt.

Turbulentie en turbiditeit

De samenstelling van de zoöplanktongemeenschap wordt sterk beïnvloed door turbiditeit en turbulentie. Zo kunnen verhoogde sedimentconcentraties leiden tot het verlagen van de consumptiesnelheden (Turner en Tester, 1989) of een negatieve invloed uitoefenen op de eiproductie van copepoden (White en Dagg, 1989). Echter, een toename in turbiditeit kan eveneens de primaire productie beperken, hetgeen waarschijnlijk een belangrijkere factor is voor de zoöplanktongemeenschap. Daartegenover staat wel dat een verhoogde hoeveelheid zwevende stof de kans op detectie (en dus predatie) verkleint door de beperkte zichtbaarheid. De invloed van turbiditeit op de zoöplanktongemeenschap is bijgevolg niet eenduidig af te leiden.

Bovendien wordt de turbiditeit beïnvloed door de turbulentie, hetgeen op zich eveneens een invloed uitoefent op de zoöplanktongemeenschap. Zo kan turbulentie de "ontmoetingskans" tussen zoöplankton en voedseldeeltjes (algen of microzoöplankton) bevorderen (Alcaraz, 1997). Wel is het zo dat het metabolisme ook wordt verhoogd, dus deze copepoden hebben meer voedsel nodig (bij gelijkblijvende temperatuur) om in hun energiebehoeften te voorzien (Caparroy en Carlotti, 1996; Alcaraz, 1997). Voor soorten die prederen op ciliaten of naupliuslarven en hun prooi op afstand waarnemen, zijn de effecten van turbulentie groter.

Eutrofiëring

Stoffen als ammonium (NH_4^+), nitraat (NO_3^-), nitriet (NO_2^-) en fosfaat (PO_4^{3-}) zijn indicatief voor de waterkwaliteit en kunnen aanleiding geven tot verschuivingen in de zoöplankton-gemeenschap. Zo worden eutrofe condities gekarakteriseerd door een verhoogde aanwezigheid van onder andere Cladocera en Cyclopoida, terwijl oligotrofe condities een relatief hogere abundantie van Calanoida ondersteunen (Ejsmont-Karabin en Karabin, 2013; Gannon en Stemberger, 1978). Bovendien kunnen deze stoffen in hoge concentraties toxische waarden aannemen in estuariene systemen (Borja *et al.*, 2010) en een negatieve invloed uitoefenen op de zoöplanktongemeenschap (Mialet *et al.*, 2011). Zo blijkt dat een abundante populatie van *E. affinis* (> 3.000 individuen per m^3) in de Schelde slechts zelden voorkomt wanneer $\text{NH}_4^+\text{-N}$ hoger is dan $0,8 \text{ mg/L}$ (Maris *et al.*, 2020).

6.4.2.3. Biotische factoren

Fytoplankton

Fytoplankton is de belangrijkste voedselbron voor het grootste deel van het mesozöplankton. Vooral copepoden zijn zeer selectief en hebben vaak een voorkeur voor hoogwaardig vers algenmateriaal (diatomeeën) en microzoöplankton (Tackx *et al.*, 2005). Materiaal dat niet verteerbaar of potentieel giftig is, wordt dan ook niet opgegeten.

Bovendien heeft de verhouding van het fytoplankton ten opzichte van de hoeveelheid zwevende stof een belangrijke invloed op de efficiëntie van de graasactiviteit van copepoden (Gasparini *et al.*, 1999). Deze verhouding weerspiegelt de voedselkwaliteit en vertoont een sterke relatie met de grootte van copepoden (Sautour en Castel, 1995). Een afname van deze verhouding door een toename van detritus kan leiden tot een afname van de efficiëntie van de energiedoorstroming, aangezien hiervoor de rotiferenpopulatie via de microbiële loop een extra schakel dient te voorzien (zie Figuur 39).

Predatie

Zoöplankton functioneert als een belangrijke voedselbron voor (1) overige zoöplanktonsoorten en (2) meerdere hogere trofische niveaus. De resulterende predatie door deze organismen leidt dan ook tot de controle van de zoöplanktonbiomassa en –gemeenschap.

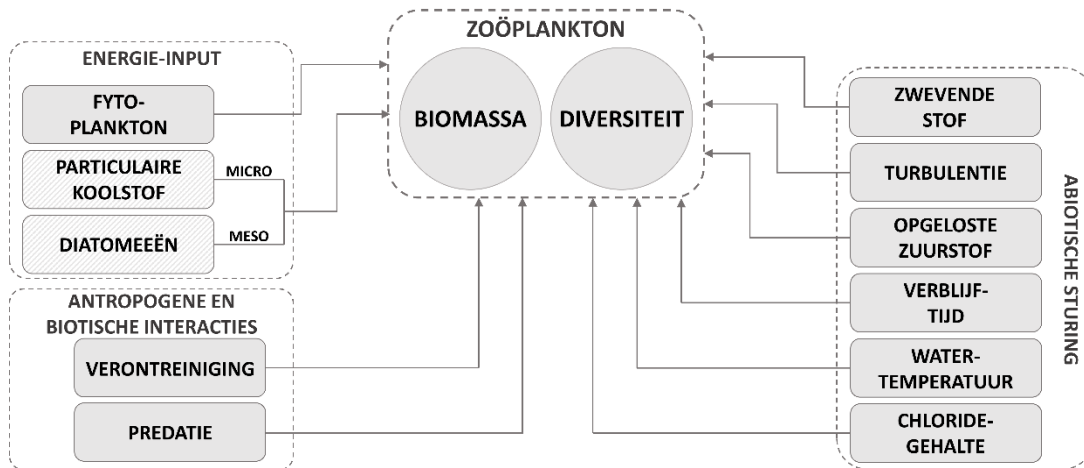
Zo komen macro-zoöplanktonsoorten als de oorkwal (*Aurelia aurita*) en de uitheemse Amerikaanse ribkwal (*Mnemiopsis leidyi*) sporadisch voor in het brakke deel van het Schelde-estuarium (Burger, 2007), maar een sterke toename van deze soorten wordt als een zorgwekkende evolutie beschouwd (Van Walraven *et al.*, 2015). Deze (rib)kwallen kunnen namelijk een aanzienlijke predatiedruk uitoefenen op de aanwezige micro- en mesozoöplanktonpopulaties (Riisgård en Goldstein, 2014; Shiganova, 1998). Daarnaast zijn copepoden belangrijke bronnen van voedsel voor de dominante vissoorten in de Schelde (Maes *et al.*, 2003). Zo oefenen migrerende vissen (bijv. haring en sprong) seizoensale predatiedruk uit op de copepodenpopulaties in de Schelde (Focke dey en Mees, 1999; Maes *et al.*, 2005). Deze zoöplanktonstock is evenwel limiterend in de herfst en winter, hetgeen ook een effect kan hebben op de vispopulaties die hiervan afhankelijk zijn.

Exoten

Er zijn reeds waarnemingen van de uitheemse ribkwal (*Mnemiopsis leidyi*) in de Noordzee en het Schelde-estuarium, met dichtheden tot 1,9 individuen per m³ in de Westerschelde (Vansteenbrugge *et al.*, 2015). Echter, in de T2015-rapportage werden slechts twee uitheemse zoöplanktonsoorten geïdentificeerd in het estuarium, namelijk *Pseudodiaptomus marinus* en *Acartia tonsa* (Barneveld *et al.*, 2018). Beide vertoonden een afname in functie van de tijd en werden in de periode 2010-2015 niet meer geobserveerd. Uitheemse kwallen werden hierin niet vermeld door de slechts anekdotische waarnemingen. Sinds het hanteren van ankerkuilvisserij (zie verder, Sectie Vissen) worden kwallen evenwel op een gestandaardiseerde wijze gemonitord, hetgeen een degelijke basis biedt voor het verkrijgen van een indicatie met betrekking tot hun potentiële impact. De aanwezigheid van exoten wordt verder behandeld in een aparte sectie in dit hoofdstuk (zie Sectie 6.10).

6.4.2.4. Samenvatting van de verhaallijn Zoöplankton

Figuur 40 vat het voorgaande samen met het oog op het verbinden van de toetsparameter *Zoöplankton* met de overige communicatie-indicatoren binnen de evaluatiemethodiek. Het geeft aan welke reken- en/of verklarende parameters gebruikt worden in de verhaallijn van het zoöplankton (zie ook verder, Sectie 6.4.3). Vanwege de geringe verschillen tussen het microzoöplankton en mesozoöplankton worden beide deelverhaallijnen samen weergegeven.



Figuur 40: Schematische weergave van de verhaallijn Zoöplankton. De deelverhaallijnen voor Microzoöplankton en Mesozoöplankton lopen grotendeels gelijk, met uitzondering van Particulare koolstof (verklarend voor Microzoöplankton) en Diatomeeën (verklarend voor Mesozoöplankton). De twee responsvariabelen (Biomassa en Diversiteit) worden beïnvloed door een samenspel van input-gerelateerde variabelen en de algemene abiotische condities.

6.4.3. Rekenparameters voor de toetsparameter Zoöplankton

6.4.3.1. Jaarmaximum totale biomassa

Er wordt verwacht dat een verbetering van de energiedoorstroming en het ecologisch functioneren leidt tot een toename in de zoöplanktonbiomassa, waardoor gesteld wordt dat de totale zoöplanktonbiomassa in geen enkele zone (niveau 3) mag afnemen. Specifiek wordt de trend in het waargenomen jaarmaximum geëvalueerd, waarbij een negatieve evaluatie bekomen wordt indien het 6-jaarlijkse gemiddelde lager ligt dan de referentieperiode (2004-2009). Een vergelijking met de voorgaande periode (2010-2015) laat toe om een nuance op korte termijn toe te voegen. Indien een toename niet wordt veroorzaakt door een verbeterde waterkwaliteit maar door een achteruitgang in het aantal predatoren, dan verwachten we dat dit signaal elders in de beoordeling wordt opgepikt (bijv. bij de evaluatie van de vissen, zie Sectie 6.7).

6.4.3.2. Jaarmaximum *Eurytemora affinis*

De verbetering van de waterkwaliteit in het Schelde-estuarium heeft ervoor gezorgd dat de copepode *Eurytemora affinis* zich meer stroomopwaarts begeeft, waardoor deze ook in het zoete deel van het estuarium in hoge aantallen aanwezig is. *E. affinis* speelt in het brakke deel van het estuarium reeds een belangrijke rol en kan zeer goed omgaan met fluctuaties in zoutgehalte (Driessen *et al.*, 2018). Hierdoor is *Eurytemora affinis* een goede indicator voor de veranderende waterkwaliteit, waardoor deze mee als rekenparameter opgenomen wordt.

Analoog aan de totale zoöplanktonbiomassa is ook de trend in *E. affinis* afhankelijk van tal van factoren, waarbij een stijging of daling in principe niet eenduidig als positief of negatief beoordeeld kan worden. Toch wordt ook hier een positieve beoordeling bekomen indien het 6-jaarlijks gemiddelde van de waargenomen jaarmaxima in de zones *Oligohalien*, *Zoet, lange verblijftijd*, *Zoet, korte verblijftijd*, *Rupel* en *Durme* niet afneemt ten opzichte van de referentieperiode (2004-2009), aangevuld met een vergelijking tegenover de voorbije periode (2010-2015) voor enige nuance.

6.4.3.3. Verhoudingen

Verhoudingen geven een indicatie van de eutrofiëringsgraad van het systeem en de eventuele aanwezigheid van toxische stoffen. Zo leidt een toename in nutriënten tot een stijging van de verhoudingen 'Cladocera t.o.v. Calanoida' en 'Cyclopoida t.o.v. Calanoida' (Ejsmont-Karabin en Karabin, 2013). Deze verhoudingen kunnen dan ook ingezet worden als indicator voor de trofische condities. Hiervoor wordt per jaar en per zone (niveau 3) de gemiddelde dichtheid aan Cladocera, Calanoida en Cyclopoida bepaald, waarna de verhoudingen op basis van de gemiddelden worden berekend. Een negatieve evaluatie wordt bekomen indien het 6-jaarlijkse gemiddelde lager ligt dan de referentieperiode (2004-2009). Een vergelijking met de voorgaande periode (2010-2015) laat ook hier toe om een nuance op korte termijn toe te voegen.

6.4.3.4. Beschikbare data

De monitoringscampagne *Onderzoek Milieueffecten Sigmaplan (OMES)* verzamelt in opdracht van de Vlaams Waterweg (DVW) al sinds 1996 gegevens over zoöplankton in de Zeeschelde, terwijl voorgaande monitoringsstudies teruggaan tot 1967. Binnen OMES worden een 20-tal locaties in de Zeeschelde continu gemonitord (doch niet allemaal sinds 1996) voor het beschrijven van de mesozöoplanktongemeenschap. De microzoöplanktongemeenschap wordt slechts om de drie jaar bemonsterd. Het zoöplankton wordt in deze gegevensreeksen gerapporteerd als aantal individuen per volume-eenheid (dm^3), met identificatie tot op genus-niveau.

In opdracht van het Nederlandse Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat Centrale Informatievoorziening (CIV) wordt de mesozöoplanktongemeenschap ook in de Westerschelde sinds 2011 op een vijftal locaties bemonsterd. Zo zijn er gegevens voor de jaren 2011, 2012, 2013, 2016, 2017 en 2018 (Bijkerk en Brochard, 2018, 2019; Driessen *et al.*, 2018). Daarbovenop heeft Bureau Waardenburg in 2018 28 stalen genomen op 4 locaties, namelijk (1) Schaar van Ouden Doel, (2) Hansweert, (3) Terneuzen en (4) Vlissingen (Driessen *et al.*, 2018). Het zoöplankton wordt ook in deze gegevensreeksen gerapporteerd als aantal individuen per volume-eenheid (dm^3), met identificatie tot op genus-niveau. Door de relatief recente opstart van deze monitoringsactiviteiten in de Westerschelde kan de periode 2004-2009 niet als referentieperiode gehanteerd worden, waardoor uitzonderlijk de periode 2010-2015 als referentieperiode dient.

Het aanleveren van de data in de vorm van waargenomen densiteiten (aantal individuen per volume-eenheid) zorgt ervoor dat het bepalen van de zoöplanktonbiomassa steunt op een omzetting van de aangeleverde data naar een natgewicht per volume-eenheid. Hiervoor dient gebruik gemaakt te worden van een omreken tabel met gemiddelde soortelijke gewichten, waarna het drooggewicht naar natgewicht kan omgerekend worden. Voor de omrekening binnen deze methodiek zijn omreken tabellen uit de voorgaande T-rapportages beschikbaar.

6.4.3.5. Samenvatting en beoordeling

Voor een positieve beoordeling van de toetsparameter *Zoöplankton* moet voldaan zijn aan de rekenparameters uit Sectie 6.4.3, zoals samengevat in Tabel 44.

Rekenparameter	Beoordeling	Type
Biomassa	Het 6-jaarlijkse gemiddelde van de waargenomen jaarmaxima aan zoöplankton mag voor een positieve beoordeling niet lager zijn dan in de periode 2004-2009 (2010-2015 voor de Westerschelde). Uit te voeren in elke zone (niveau 3).	2
<i>Eurytemora affinis</i>	Het 6-jaarlijkse gemiddelde van de waargenomen jaarmaxima aan <i>E. affinis</i> mag voor een positieve beoordeling niet lager zijn dan in de periode 2004-2009 voor de zones (niveau 3) <i>Oligohalien</i> , <i>Zoet, lange verblijftijd</i> , <i>Zoet, korte verblijftijd</i> , <i>Rupel</i> en <i>Durme</i> .	2
Verhoudingen	Het 6-jaarlijkse gemiddelde van de verhoudingen van de jaargemiddelde dichtheden aan Cladocera ten opzichte van Calanoida en Cyclopoida ten opzichte van de Calanoida mag voor een positieve beoordeling niet lager zijn dan in de periode 2004-2009 (2010-2015 voor de Westerschelde). Uit te voeren in elke zone (niveau 3).	2

Tabel 44: Overzicht van de rekenparameters en criteria voor de toetsparameter Zoöplankton.

6.4.4. Additionele analyses en verklarende parameters

6.4.4.1. Biotische responsvariabelen

Binnen de groepen *Microzoöplankton* en *Mesozoöplankton* wordt er voornamelijk gekeken naar de biomassa als responsvariabele, aangevuld met diversiteit. Het is hierbij belangrijk om op te merken dat deze additionele analyses een basis vormen voor de evaluatie, zonder dat deze individueel aan bepaalde criteria getoetst worden. Aldus werken de verhaallijnen verder op het aspect biomassa waarbij, in tegenstelling tot de rekenparameter (Sectie 6.4.3.1), de maandelijkse totale biomassa per zone (niveau 3) weergegeven wordt. Een verdere specificatie van deze biomassa op orde-niveau geeft een indicatie van de diversiteit in de zoöplanktongemeenschap. Samengevat worden voor beide deelverhaallijnen (*Microzoöplankton* en *Mesozoöplankton*) de biomassa en diversiteit als biotische responsvariabelen grafisch weergegeven zoals vermeld in Tabel 45.

Zowel biomassa en diversiteit kunnen theoretisch binnen elke deelverhaallijn behandeld worden, maar niet voor elke variabele is de nodige informatie beschikbaar. Zo blijkt dat voornamelijk het mesozoöplankton gerapporteerd wordt, met specifieke focus op de Zeeschelde. Het microzoöplankton werd enkel in 2012 bemonsterd en werd daarom ook niet meegenomen in de T2015-rapportage analyses (Barneveld *et al.*, 2018). In de Westerschelde werd het mesozoöplankton in de periode 2011 – 2013 bemonsterd, aangevuld met een vervolgmonitoring in 2016 – 2018. Dit voorziet een ruimere basis voor een toestandsanalyse, maar maakt langjarige trendanalyses nog steeds uitdagend.

Respons	Weergave
Biomassa	De biomassa werkt aanvullend op de reeds vermelde rekenparameter (Sectie 6.4.3.1). De biomassa wordt per deelverhaallijn weergegeven als de totale biomassa (natgewicht) per zone (niveau 3) en per maand.
Diversiteit	De diversiteit voorziet een verdere detaillering van voormelde biomassa door een opdeling op orde-niveau uit te voeren. De diversiteit wordt per deelverhaallijn weergegeven als de totale biomassa (natgewicht) per orde, per zone (niveau 3) en per maand.

Tabel 45: Overzicht van de biotische responsvariabelen. Voor elke variabele wordt vermeld hoe deze weer te geven in het kader van de ontwikkelde (deel)verhaallijnen.

6.4.4.2. Verklarende parameters

De responsvariabelen uit voorgaande sectie worden in meer of mindere mate beïnvloed door verschillende abiotische en biotische omgevingsvariabelen, zoals reeds getoond in Figuur 41. Een verandering binnen de toestand van deze variabelen heeft bijgevolg een invloed op de responsvariabele, hetgeen de basis vormt voor de ontwikkeling van voormelde verhaallijnen. Een samenvattend overzicht van deze variabelen wordt gegeven in Tabel 46 inclusief het belang van de variabele en verwijzingen naar de secties waar deze variabele wordt beschreven.

Verhaallijn	Opmerking
Chloridegehalte	Het Chloridegehalte wordt hier aangewend als een proxy voor het zoutgehalte. Dit zoutgehalte is als een natuurlijke gradiënt aanwezig in het estuarium en beïnvloedt de gemeenschapssamenstelling. Chloride is een belangrijke component binnen deze gradiënt.
Diatomeeën	De Diatomeeën zijn een onderdeel van het fytoplankton, maar worden door het merendeel van de copepoden geprefereerd als voedselbron. Bijgevolg bepaalt de aanwezigheid van diatomeeën mee de energiedoorstroming van de primaire producenten naar de hogere trofische niveaus.
Fytoplankton	Het Fytoplankton is de voornaamste voedingsbron van het zoöplankton en bepaalt bijgevolg ook de energiedoorvoer van de primaire producenten naar de hogere trofische niveaus.
Particulare koolstof	De hoeveelheid Particulare koolstof wordt aangewend als proxy voor de aanwezigheid van detritus. Dit detritus is een voedingsbron voor het microzoöplankton, dewelke direct of indirect (via begrazing van bacteriën) kan aangesproken worden. Deze vorm van energiedoorstroming is minder efficiënt dan directe begrazing van fytoplankton en wordt voornamelijk voorzien door de rotiferen.
Predatie	Verscheidene trofische groepen maken gebruik van het zoöplankton als voedingsbron. Zelfs binnen het zoöplankton zijn er soorten die als predator geklasseerd kunnen worden, waaronder enkele copepoden (<i>Acartia tonsa</i> , <i>Eurytemora affinis</i>) en meerdere kwallen. Daarnaast zijn er ook verscheidene vis- en benthossoorten die het zoöplankton als voedselbron gebruiken.
Temperatuur	De temperatuur bepaalt de tolerantie van zoöplankton tegenover lage zuurstofconcentraties en hoge zoutgehaltes, waardoor het een invloed uitoefent op de gemeenschapssamenstelling en reproductie. Specifiek wordt hiermee verwezen naar de Watertemperatuur .
Turbulentie	De Turbulentie is een onderdeel van het stromingsregime en beïnvloedt de ontmoetingskansen tussen zoöplankton en het fytoplankton (of detritus). Een verhoogde turbulentie leidt tot een verhoogde kans, maar zorgt er tevens voor dat ook het metabolisme verhoogt (en dus meer voedsel nodig is). Deze variabele wordt niet mee opgenomen in de methodiek door de complexiteit van de berekening. Bovendien wordt aangenomen dat deze niet problematisch is in het estuarium.
Verblijftijd	De (water) verblijftijd vertegenwoordigt de tijd dat een deeltje doorbrengt in een systeem, hetgeen bepaald wordt door het volume van de beschouwde zone, het debiet en het menggedrag.
Zuurstof	De Zuurstof concentratie bepaalt de activiteit en mortaliteit van het zoöplankton. Deze wordt voorgesteld als opgeloste zuurstof, maar aandacht dient ook te gaan naar de duur van een eventuele zuurstofdip.
Zwevende stof	De hoeveelheid Zwevende stof wordt hier aangewend als een proxy voor de heersende turbiditeit. Zo kunnen verhoogde sedimentconcentraties leiden tot een gereduceerde consumptie-efficiëntie enerzijds en een verminderde kans op detectie door predatoren anderzijds.

Tabel 46: Overzicht van de sturende omgevingsvariabelen voor de verhaallijn Zoöplankton. Voor iedere variabele worden het belang en eventuele proxy-variabelen weergegeven.

6.5. Toetsparameter Macrozoöbenthos

6.5.1. Inleiding

Tot het macrozoöbenthos behoren de dieren die in of op de bodem van watersystemen leven en groter zijn dan 1 mm. Het macrozoöbenthos is talrijk genoeg om statistisch gezien goed te kunnen worden bemonsterd met een beperkt aantal monsters, soortenrijk genoeg om informatief te zijn over de toestand van het systeem en groot genoeg om redelijk gemakkelijk identificeerbaar te zijn. Omdat de bodemdieren bovendien weinig mobiel zijn (zeker over grotere afstanden), zijn zij een goede indicator voor de toestand van het systeem ter plaatse. De meeste bodemdieren behoren tot de fyla Annelida (wormen), Mollusca (schelpdieren en slakken) en Arthropoda. In de Zeeschelde komen met name Oligochaeta (wormen), Amphipoda (vlokreeften), garnaalachtigen (arthropoden) en larven van Diptera (vliegen- en muggenlarven) voor.

In de Westerschelde komen ongeveer 100 soorten voor, waarvan enkele tientallen soorten frequent worden gevonden. Dichtheden en biomassa's zijn zeer variabel en afhankelijk van de bemonsterde ecotoop.

In de Zeeschelde werden tot voor 1990 zeer weinig bodemdieren aangetroffen door ernstig zuurstoftekort als gevolg van een hoge vuilvracht. De omslag kwam in 2003, na veel investeringen in de afvalwaterzuivering, waardoor het zuurstofgehalte toenam. De hoge vuilvracht zorgde voor hoge aantallen Oligochaeten, die weer sterk afnamen tussen 2005 en 2008 door de verdere verbetering van de waterzuivering (Cox *et al.*, 2009).

Macrozoöbenthos kan op verschillende manieren ingedeeld worden, bijvoorbeeld op fenotype en op voedselgroep. Een indeling op fenotype (wormen, tweekleppigen, epibenthos) is nuttig als een link gemaakt moet worden met predatoren als vissen en vogels, terwijl een indeling in voedselgroepen (carnivoren, depositie-eters en suspensie-eters) nuttig is als een link gemaakt dient te worden met het voedsel dat door het macrozoöbenthos wordt gegeten.

Suspensie-eters voeden zich door het water te filteren en daaruit algen en organisch materiaal te verzamelen. Veel-voorkomende suspensie-eters zijn de kokkel, de mossel, de Japanse oester en enkele kokerwormen. In het zoete gedeelte van de Zeeschelde komen bijna geen suspensie-eters voor. Depositie-eters voeden zich met organisch materiaal dat op of in de bodem aanwezig is. Dit zijn zowel detritus en algen uit de waterkolom als microfytobenthos. Voorkomende depositie-eters zijn amphipoden, het wadslakje, het nonnetje, oligochaeten en diverse andere wormen. Carnivoren voeden zich met andere organismen, meestal ander macrozoöbenthos. Nemertinen en enkele polychaete wormen als *Nephtys hombergii* zijn algemeen voorkomende carnivoren.

In deze evaluatie worden grijze garnalen, steurgarnalen, aasgarnalen en krabben tot het hyperbenthos gerekend en dus niet meegenomen binnen de toetsparameter *Macrozoöbenthos*.

6.5.2. Beschrijvende variabelen en sturende factoren

De macrozoöbenthosgemeenschap is naast de zoöplanktongemeenschap een essentiële schakel tussen primaire productie en hogere trofische niveaus. Daarom is de grootte en samenstelling van de macrozoöbenthosgemeenschap een indicatie voor de energiedoorstroming en het ecologisch functioneren van het ecosysteem. Bijgevolg moet zowel naar de kwantiteit (abundantie en biomassa) als naar de kwaliteit (diversiteit) van het aanwezige macrozoöbenthos gekeken worden. Zowel kwantiteit als kwaliteit worden beïnvloed door abiotische en biotische factoren.

6.5.2.1. Abundantie, biomassa en kwaliteit

Abundantie en biomassa van het macrozoöbenthos geven inzicht in de kwantiteit van het macrozoöbenthos. Abundantie geeft weer hoeveel organismen er aanwezig zijn, biomassa geeft weer hoeveel gewicht er aanwezig is. Deze laatste parameter kan gebruikt worden als rekenparameter voor energiedoorstroming, terwijl de eerste inzicht kan geven in dichtheden. De kwaliteit van het macrozoöbenthos is wat lastiger te bepalen. Hierbij wordt gewerkt met het aantal soorten, relatieve dominantie van soorten en sleutelsoorten. Een soortenrijk systeem wordt gezien als robuuster, terwijl een systeem waarin één soort domineert van lagere kwaliteit is. Daarom wordt binnen de toetsparameter *Macrozoöbenthos* zowel gekeken naar abundantie, biomassa, aantal soorten als naar de Shannon-index voor het bepalen van de relatieve dominantie van soorten. Daarnaast zijn voor de Westerschelde de sleutelsoorten kokkel en mossel opgenomen. Beide spelen een belangrijke rol in het voedselweb van de Westerschelde, en zijn daarom als kwaliteitsparameters toegevoegd. Voor de Zeeschelde wordt ervan uitgegaan dat er een minimumbiomassa van macrozoöbenthos aanwezig moet zijn voor een positieve evaluatie.

6.5.2.2. Abiotische omstandigheden

Zoutgehalte

De belangrijkste gradiënt in het estuarium is de zoutgradiënt. De soortensamenstelling en biomassa variëren sterk tussen de verschillende saliniteitszones, waarbij een afname in biomassa en diversiteit te zien is van zout richting zoet. In de brakke gedeeltes kan de saliniteit sterk variëren in de tijd, wat een stressfactor is voor zowel zoete als zoute soorten (Ysebaert *et al.*, 2003).

Dynamiek

Een andere belangrijke verklarende parameter is dynamiek. Stroomsnelheid en de daaraan gerelateerde morfologische stabiliteit en sedimentsamenstelling zorgen voor verschillende habitats. Zo zijn er laag- en hoogdynamische gebieden, die elk hun eigen macrozoöbenthosgemeenschappen bevatten (Cozoli *et al.*, 2014; Ysebaert *et al.*, 2003, Craeymeersch en Ysebaert, 2020). In laagdynamische gebieden, die een aanzienlijke slibfractie bevatten, is de biomassa en dichtheid van macrozoöbenthos hoger. Ook zijn de litorale delen van de Westerschelder rijker aan bodemdieren dan de sublitorale delen. Droogvalduur bepaalt zowel de soortensamenstelling als de mate van predatie door onder andere krabben, garnalen, vissen en vogels. In de Westerschelde is deze dynamiek en hoogteligging de basis voor een ecotopenkaart, en er vindt ecotoopgerichte bemonstering plaats.

Temperatuur

Temperatuur is een belangrijke parameter voor overleving en broedval van diverse bodemdieren. Broedval treedt met name op na koude winters. Tegelijkertijd komen jonge garnalen en krabben, belangrijke predatoren van broedval, na koude winters minder talrijk in het intergetijdengebied voor dan na zachte winters (Beukema en Dekker, 2014). Hoge zomertemperaturen kunnen juist voor sterfte zorgen (Troost *et al.*, 2021).

Zuurstof

Zuurstof heeft in het verleden een belangrijke rol gespeeld in de ontwikkeling van het macrozoöbenthos in de Zeeschelde. Hier werden tot voor 1990 zeer weinig bodemdieren aangetroffen door ernstig zuurstoftekorten als gevolg van een hoge vuilvracht. Nadat zuurstofconcentraties verbeterden door de ingebruikname van waterzuiveringssystemen en de daaraan gekoppelde verbetering van de waterkwaliteit is de macrozoöbenthosgemeenschap drastisch veranderd.

6.5.2.3. Biotische factoren

Primaire productie door fytoplankton en fyto­benthos heeft een effect op de dichtheden en biomassa van het macrozoöbenthos. Suspensie-eters voeden zich direct met fytoplankton en detritus uit de waterkolom. In estuariene systemen is er een algemene correlatie tussen primaire productie en biomassa van macrozoöbenthos (Herman *et al.*, 1999). Op kleinere schaal (binnen ecotopen en deelgebieden) is deze correlatie niet altijd even sterk, omdat suspensie-eters vooral voorkomen in gebieden waar sediment stabiel is en er voldoende waterverversing is. Doordat in een estuarien systeem het water continu in beweging is, is er niet altijd een directe link tussen primaire productie en macrozoöbenthos op dezelfde locatie.

Een deel van het fytoplankton bezinkt en wordt gegeten door depositie-eters. Deze depositie-eters voeden zich daarnaast met ander detritus en fyto­benthos dat op de bodem aanwezig is. Zo foerageren oligochaeten in de Zeeschelde op organisch materiaal in de bodem en op benthische algen (Van de Meutter *et al.*, 2019).

Predatie en concurrentie zijn twee belangrijke processen binnen de macrozoöbenthosgemeenschap, maar deze zijn lastig te bestuderen. Schelpdieren hebben een larvale fase waarin ze zich in de waterkolom bevinden en gevoelig zijn voor filtratie door adulte suspensie-eters. Als deze larven dit stadium overleven, proberen ze zich te vestigen op de bodem. Hier zijn ze met name in het eerste jaar, als ze nog klein zijn, zeer gevoelig voor predatie door garnalen, krabben en andere predatoren als vogels en vissen. Wanneer ze groter zijn dan 10 mm, neemt deze kwetsbaarheid af. In de Waddenzee is de timing van de aankomst van garnalen uit diepere wateren bepalend voor het reproductie-succes van kokkels en mosselen (Beukema en Dekker, 2014). Schelpdier-etende vogels kunnen in een slecht broedvaljaar switchen naar andere prooien of uitwijken naar andere gebieden. In de Zeeschelde is er met name predatie op oligochaeten door brakwatergrondels, grijze garnalen en steurgarnalen (Van de Meutter *et al.*, 2019).

Concurrentie speelt een rol binnen en tussen macrozoöbenthische soorten, maar het is onduidelijk op welke schaal. Japanse oesters kunnen ook mosselen faciliteren door een geschikt habitat te creëren (Van der Meer *et al.*, 2019). In de Zeeschelde is bekend dat er concurrentie en zelfs mogelijk kannibalisme is bij een oligochaeten-soort (Van de Meutter *et al.*, 2019).

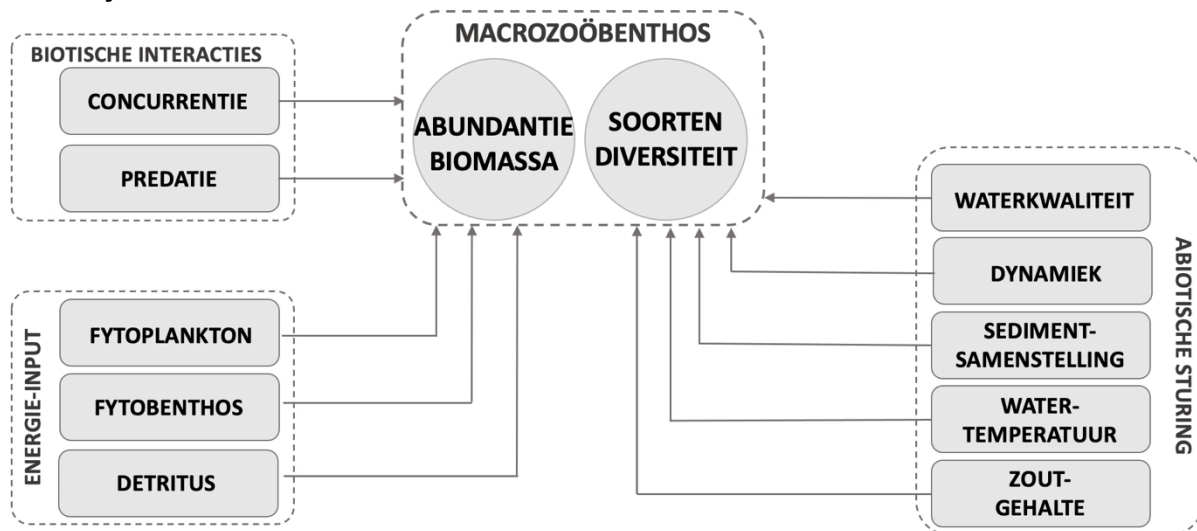
Exoten

De aanwezigheid van uitheemse soorten in het estuarium creëert een additionele sturende factor op niet alleen de macrozoöbenthosgemeenschap maar ook op hogere trofische niveaus. De Japanse oester is door de mens geïntroduceerd in de Oosterschelde, maar heeft zich sindsdien ook gevestigd in de Westerschelde. In de Oosterschelde vindt concurrentie plaats met inheemse schelpdieren om fytoplankton (Troost, 2009). Daarnaast vormt de Japanse oester harde structuren die niet voor alle andere organismen ruimte bieden, waardoor ook voor vogels de foerageermogelijkheden kunnen afnemen (Dankers *et al.*, 2006). De Japanse oester kan anderzijds ook mosselen en ander macrozoöbenthos faciliteren op plekken waar deze anders niet kunnen overleven, waardoor het ook mogelijk is dat ze foerageergebieden van vogels juist vergroten (Van der Meer *et al.*, 2019).

In de T2015-rapportage werden voor de Westerschelde 13 verschillende uitheemse taxa genoemd en voor de Zeeschelde 9 uitheemse soorten in met name de brakke zones. In het Mesohalieu was sprake van een toename van het aantal soorten en het aantal individuen, terwijl in het Oligohalieu alleen het aantal individuen toenam (Barneveld *et al.*, 2018a). Een specifieke studie naar de aanwezigheid van uitheemse soorten in het estuarium vermeldt evenwel de (historische) aanwezigheid van een zeven-tal uitheemse bivalven en 13 Polychaeten (Wijnhoven *et al.*, 2017). De aanwezigheid van exoten wordt verder behandeld in een aparte sectie in dit hoofdstuk (zie Sectie 6.10).

6.5.2.4. Samenvatting van de verhaallijn Macrozoöbenthos

Figuur 41 vat het voorgaande samen met het oog op het verbinden met andere piramides van de evaluatiemethodiek. Het geeft aan welke reken- en/of verklarende parameters gebruikt worden in de verhaallijn van het macrozoöbenthos.



Figuur 41: Schematische weergave van de verhaallijn Macrozoöbenthos. De twee responsvariabelen kwantiteit (abundantie en biomassa) en kwaliteit (soorten en diversiteit) worden beïnvloed door energie-input, biotische interacties en abiotische condities.

6.5.3. Rekenparameters voor de toetsparameter Macrozoöbenthos

De rekenparameters voor de verhaallijn Macrozoöbenthos worden berekend per zone in het litoraal en sublitoraal. Dit zijn dus de deelgebieden sterk polyhalien sublitoraal, sterk polyhalien litoraal, zwak polyhalien sublitoraal, zwak polyhalien litoraal, etc. Omdat er ecotoopgerichte monitoring plaatsvindt maar er niet altijd voldoende bemonsteringslocaties per ecotoop beschikbaar zijn voor trendanalyse, worden waarden van een ecotoop van een deelgebied omgerekend naar een gemiddelde waarde voor het litoraal en sublitoraal van een zone, waarbij de verhouding van de ecotopen binnen deze zone als wegingsfactor wordt gebruikt.

6.5.3.1. Abundantie en biomassa

De abundantie en biomassa per oppervlakte-eenheid worden beïnvloed door onder andere waterkwaliteit en voedselaanbod. Een afname in abundantie en biomassa wordt vaak gezien als een afname in ecologische kwaliteit, omdat er enerzijds een verminderde energiedoorstroming vanuit onderliggend trofisch niveau is en anderzijds er minder voedselaanbod is voor hogere trofische niveaus. Daarom wordt een afname in abundantie en biomassa binnen deze beoordeling als negatief beoordeeld.

De abundantie en biomassa van het gehele macrozoöbenthos per oppervlakte-eenheid worden in zowel het litoraal als sublitoraal per zone (niveau 3) bepaald. De biomassa en abundantie van het gehele macrozoöbenthos per m² in het sublitoraal en litoraal per zone wordt jaarlijks vastgesteld door de MWTL- en MONEOS-monitoring in respectievelijk de Westerschelde en Zeeschelde. Per deelgebied per zone (litoraal en sublitoraal) mogen de abundantie en biomassa in de periode T2021 (2016-2021) niet lager zijn dan die in de periode T2009. Voor kortetermijntrends wordt daarnaast gecontroleerd of de waarden niet lager zijn dan in de T2015. Omdat er in de Zeeschelde drastische veranderingen zijn geweest in de periode van de T2009 dient dit tijdens de evaluatie uitgelegd te worden.

6.5.3.2. Aantal soorten en diversiteit

Het totaal aantal soorten per deelgebied per zone (litoraal en sublitoraal) is een indicator voor de soortenrijkdom. Dit totaal aantal soorten per deelgebied per zone wordt bepaald door het aantal soorten (of taxa) te tellen. Deze waarde mag voor een goede beoordeling niet afnemen tussen 2016-2021 ten opzichte van de vorige beoordeling (T2015) en de langere termijn (T2009).

De Shannon-index wordt gebruikt om inzicht te krijgen in het relatieve voorkomen van soorten. De waarde van de Shannon-index is hoog als meerdere soorten evenredig veel voorkomen, de index is laag als één soort dominant is. Voor deze rekenparameter wordt de Shannon-index berekend op basis van de abundantie (aantal per m²) van alle soorten (of taxa) van het macrozoöbenthos. Dit wordt per deelgebied per zone (litoraal en sublitoraal) berekend. Deze Shannon-index mag niet significant afnemen ten opzichte van de vorige beoordelingsperiode. Daarnaast wordt een Shannon-index berekend op basis van biomassa (g AFDW per m²) van alle soorten (of taxa) van het macrozoöbenthos. De combinatie van deze twee indices geeft zowel inzicht in het relatieve voorkomen van soorten als hun relatieve biomassa-dominantie.

6.5.3.3. Sleutelsoorten en -factoren

Net als in de T2015 wordt voor de Westerschelde gewerkt met sleutelsoorten. Dit zijn de kokkel en de mossel. Beide soorten zijn belangrijke links met zowel lagere als hogere trofische niveaus en zijn daarom een goede indicatie van de draagkracht en het ecologisch functioneren van de Westerschelde. Er dient minimaal 4 miljoen kg versgewicht aan kokkels aanwezig te zijn in de gehele Westerschelde voor een positieve beoordeling (Maris *et al.*, 2014). Voor mosselen geldt dat de gemiddelde biomassa per periode van zes jaar in de gehele Westerschelde niet mag afnemen ten opzichte van de biomassa tijdens de T2015 en de T2009 periodes.

Voor de Zeeschelde worden geen sleutelsoorten beoordeeld. Wel is er een minimale biomassa per zone vereist (Tabel 47). Deze minimale biomassa per zone is afgeleid uit de minimale biomassa-vereiste voor de gehele Zeeschelde uit de T2015 (30 ton), waarbij het minimumareaal intergetijdengebied per zone is gebruikt als factor om een minimumbiomassa per zone te berekenen.

Zone	Minimumareaal intergetijdengebied (in ha)	Minimum biomassa per zone (ton AFDW)
Sterke saliniteitsgradiënt	457	14,2
Oligohalien	269	8,3
Zoet lange verblijftijd	161	5,0
Zoet korte verblijftijd	82	2,5
Zeeschelde totaal	969	30

Tabel 47: Overzicht van de minimum biomassa (ton asvrij drooggewicht – AFDW) per zone.

6.5.3.4. Beschikbare data

In de Zeeschelde wordt het macrozoöbenthos bemonsterd binnen het MONEOS-programma. Hierbij worden jaarlijks de dichtheid en biomassa bepaald. Eens in de drie jaar wordt een aanvullende monitoring uitgevoerd waarbij de soortensamenstelling van oligochaeten wordt vastgelegd. Historische macrozoöbenthosgegevens (1999, 2002, 2005) zijn beperkt beschikbaar.

Sinds 2008 wordt jaarlijks met behulp van een random gestratificeerde verdeling macrozoöbenthos bemonsterd, waarbij per waterlichaam per fysiotop (hoog, middelhoog, laag etc.) wordt gemonsterd. Jaarlijks worden per locatie de densiteit (abundantie) en biomassa bepaald met behulp van een steekbuis in het litoraal (intertidaal) en met een steekbuismonster uit een Reineck boxcorer in het sublitoraal (subtidaal) (Van Ryckegem *et al.*, 2018). Naast deze bemonstering wordt elke drie jaar (2008, 2011, 2014, ...) een aanvullend monster op elke locatie genomen. Deze aanvullende monsters worden gebruikt om oligochaeten te determineren (Van Ryckegem *et al.*, 2018). Oligochaeten bestaan voor het overgrote deel uit slechts één soort, waardoor het determineren van oligochaeten op dit moment weinig effect heeft op het totaal aantal soorten en op de Shannon-index. Daarom kunnen de jaarlijkse gegevens gebruikt worden voor het bepalen van de biomassa, abundantie, aantal soorten en Shannon-indices. Vanaf 2018 worden de zijrivieren Dijle, Nete en Zenne slechts 3-jaarlijks bemonsterd. De laatste bemonstering heeft hier in 2020 plaatsgevonden (Van Ryckegem *et al.*, 2020). Hierdoor kan voor de volledige bepaling van de gehele Zeeschelde slechts gebruik gemaakt worden van de gegevens uit 2017 en 2020.

Macrozoöbenthos wordt in de Westerschelde gemonitord onder de programma's Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL) en Wettelijke Onderzoekstaken (WOT) schelpdiersurvey. MWTL is een jaarlijkse campagne die sinds 1990 wordt uitgevoerd. Sinds 2007 wordt de monitoring uitgevoerd op basis van het voorkomen van ecotopen. Jaarlijks worden er 135 locaties in het litoraal bemonsterd met een steekbuis en 60 locaties in het sublitoraal met een boxcore. De WOT-monitoring wordt sinds 2008 uitgevoerd waarbij de totale oogstbare biomassa van mossel, kokkel en sinds 2011 van Japanse oester in kaart wordt gebracht. Litorale banken worden te voet en met luchtfoto's in kaart gebracht, sublitoraal wordt met een bodemschaaf en aangepaste zuigkor gemonsterd in de Westerscheldemonding (Troost *et al.*, 2021).

Bij de MWTL-bemonstering wordt jaarlijks op basis van een ecotopenkaart (laagdynamisch laag litoraal, hoogdynamisch litoraal etc.) macrozoöbenthos bemonsterd in het litoraal en sublitoraal, waarbij organismen waar mogelijk tot op soort worden gedetermineerd, en abundantie en biomassa bepaald worden. MWTL wordt sinds 1992 jaarlijks uitgevoerd, waarbij men sinds 2009 is overgegaan op een ecotoopgerichte bemonstering. Naast deze MWTL-gegevens wordt er in het kader van de Wettelijke Onderzoekstaken (WOT) ook meerjaarlijks onderzoek gedaan naar schelpdierbestanden in de Westerschelde. Deze gegevens kunnen gebruikt worden om het bestand aan kokkels en mosselen te toetsen.

6.5.3.5. Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter Macrozoöbenthos

Tabel 48 geeft de rekenparameters die voor het macrozoöbenthos worden beoordeeld.

Rekenparameter	Beoordeling
Biomassa (g AFDW) per m ²	Het waargenomen gemiddelde aan macrozoöbenthos mag voor een positieve beoordeling niet afnemen (t.o.v. T2009 en T2015). Uit te voeren voor elke zone (niveau 3) voor het litoraal en sublitoraal.
Abundantie (aantallen) per m ²	Het waargenomen gemiddelde aan macrozoöbenthos mag voor een positieve beoordeling niet afnemen (t.o.v. T2009 en T2015). Uit te voeren voor elke zone (niveau 3) voor het litoraal en sublitoraal.
Aantal soorten	Het aantal soorten mag niet significant afnemen ten opzichte van de T2009 en T2015. Uit te voeren voor elke zone (niveau 3) voor het litoraal en sublitoraal.
Shannon-index	De Shannon-index op abundantie en op biomassa mag niet significant afnemen ten opzichte van de T2015 en T2009. Uit te voeren voor elke zone (niveau 3) voor het litoraal en sublitoraal.
Kokkel (<i>Cerastoderma edule</i>)	In de hele Westerschelde moet minimaal 4 miljoen kg versgewicht aan kokkels aanwezig zijn.
Mossel (<i>Mytilus edulis</i>)	Er mag in de gehele Westerschelde geen afname zijn van het gemiddelde versgewicht van mosselen per periode van zes jaar ten opzichte van eerdere perioden.
Minimum biomassa Zeeschelde	De Zeeschelde-zones bevatten minimaal onderstaande biomassa's (asvrij drooggewicht): Saliniteitsgradiënt: 14,2 ton Oligohalien: 8,3 ton Zoet Lange Verblijftijd: 5 ton Zoet Korte Verblijftijd: 2,5 ton

Tabel 48: Overzicht van de rekenparameters en criteria voor de toetsparameter Macrozoöbenthos voor Zeeschelde en Westerschelde.

6.5.4. Additionele analyses en verklarende parameters

6.5.4.1. Biotische responsvariabelen

Een verandering in biomassa en abundantie wordt meestal verklaard door veranderingen in één of enkele soorten. Daarom kan bij een gesignaleerde afname onderzocht worden welke soorten hier verantwoordelijk voor zijn, door voor de acht meest voorkomende soorten een uitsplitsing te maken. Mogelijk hebben veranderingen te maken met voedselbeschikbaarheid, waardoor een weergave waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen suspensie-eters, depositie-eters en carnivoren inzicht gegeven kan worden in welke macrozoöbenthosgroep verandert. Anderzijds kan er ook sprake zijn van toegenomen predatie, waardoor een onderscheid tussen schelpdieren, wormen en epibenthos hier meer inzicht in kan geven. Deze groepen zijn meer gericht op leefwijze en predatoren. Onder schelpdieren wordt onder andere kokkel, mossel en nonnetje verstaan. Wormen zijn polychaeten en anneliden. Epibenthos zijn diersoorten die op de bodem leven en geen schelpdieren of hyperbenthos zijn, zoals wadslakjes of *Corophium*.

6.5.4.2. Verklarende parameters

De responsvariabelen uit voorgaande sectie worden in meer of mindere mate beïnvloed door verschillende abiotische en biotische omgevingsvariabelen, zoals weergegeven in Figuur 41. Een verandering in deze parameters heeft invloed op de responsvariabelen. Een samenvattend overzicht van deze variabelen wordt gegeven in Tabel 49.

Verhaallijn	Opmerking
Dynamiek	Bij een stroomsnelheid van meer dan 0,8 m/sec is het voor sommige macrozoöbenthossoorten moeilijk of zelfs onmogelijk om zich te vestigen en in leven te blijven, terwijl mobielere soorten dit juist wel kunnen. De ecotopenkaarten van de Westerschelde maken onderscheid in hoogdynamisch en laagdynamisch sublitoraal en litoraal. De oppervlakten komen beschikbaar in Hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i> .
Ecotopen	Bodemhoogte, droogvalduur en dynamiek bepalen het voorkomen van macrozoöbenthosgroepen. Deze parameters zijn meegenomen in de ecotopen kaarten. Zie Hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i> .
Watertemperatuur	De watertemperatuur is van grote invloed op de broedval van schelpdieren. De luchttemperatuur is van invloed op de overleving van schelpdieren in intergetijdengebieden. Zie Hoofdstuk 4 <i>Waterkwaliteit</i> .
Zoutgehalte	Het zoutgehalte is als een natuurlijke gradiënt aanwezig in het estuarium en beïnvloedt de gemeenschapssamenstelling. De diversiteit en de biomassa van het macrozoöbenthos zijn het grootst in de polyhaline zone van de Westerschelde en nemen af met afnemend zoutgehalte. In de brakwaterzone komen meer kleine en opportunistische soorten voor. Het chloridegehalte wordt gebruikt als proxy voor het zoutgehalte. Zie Hoofdstuk 4 <i>Waterkwaliteit</i> .
Waterkwaliteit	Zuurstof en verontreinigingen kunnen een sterk effect hebben op het voorkomen van macrozoöbenthos. Met name in het verleden zijn sterke verschuivingen in het macrozoöbenthos waargenomen als gevolg van de waterkwaliteit. Zie Hoofdstuk 4 <i>Waterkwaliteit</i> .
Fytoplankton	Het fytoplankton vormt een belangrijke voedselbron voor de suspensie-eters, die met name in de zones <i>Sterk polyhalien</i> en <i>Zwak polyhalien</i> voorkomen. Zie Sectie 6.3 <i>Primaire productie</i> .
Fytobenthos	Dit zijn de diatomeeën die op of in de bovenste laag van het intergetijdengebied voorkomen. Het fyto benthos is een belangrijke voedselbron voor detritus-eters en epibenthos (macrozoöbenthos zich voortbewegend over het oppervlak). Zie Sectie 6.3 <i>Primaire productie</i> .
Detritus	Dit is de organische stof in en op de bodem die door detritus -eters wordt geconsumeerd. De biomassa van detritus-eters is laag in de mariene zones en hoog in de brakke zones. Zie Hoofdstuk 4 <i>Waterkwaliteit</i> .

Verhaallijn	Opmerking
Predatie	Macrozoöbenthos wordt zowel door hyperbenthos, vogels als door vissen geconsumeerd. Predatie door vissen vindt vooral plaats in het sublitoraal en bij hoogwater op de lage delen van het litoraal en door vogels op het litoraal met laag water.

Tabel 49: Overzicht van de sturende omgevingsvariabelen voor de verhaallijn Macrozoöbenthos. Voor iedere variabele wordt het belang en eventuele proxy-variabelen weergegeven.

6.5.4.3. Link met overige trofische niveaus

De biomassa van bepaalde benthosgroepen is een verklarende parameter in de verhaallijnen *Vogels* en *Vissen*. Daarom dient voor deze verhaallijnen berekend te worden wat de biomassa per oppervlakte is in elke zone in het litoraal en sublitoraal van de benthosgroepen wormen (Annelida en Polychaeta), tweekleppigen (Bivalvia) en epibenthos. Ook bij de berekening van deze parameters wordt de relatieve grootte van ecotopen binnen een zone gebruikt om een gecorrigeerd gemiddelde te berekenen.

6.6. Toetsparameter Hyperbenthos

6.6.1. Inleiding

Hyperbenthos bestaat uit kleine diersoorten die afhankelijk zijn van de bodem maar ook goed kunnen zwemmen. Binnen deze rapportage rekenen we aasgarnalen (*Mysida*), steurgarnalen (*Palaemonidae*), grijze garnalen (*Crangon crangon*) en krabben tot het hyperbenthos. Het hyperbenthos foerageert onder andere op zoöplankton, macrozoöbenthos en detritus, terwijl het voor vogels en vissen een voedselbron is. In de evaluatiemethodiek van de Westerschelde en Zeeschelde is hyperbenthos tot dusver niet meegenomen en beoordeeld, met name door een gebrek aan gegevens.

In de Zeeschelde wordt sinds 2013 specifiek onderzoek gedaan naar het voorkomen van hyperbenthos (onderdeel van MONEOS) op zes locaties gedurende juli, augustus, september en oktober. In de Westerschelde wordt hyperbenthos niet specifiek onderzocht maar meegenomen tijdens andere monitoringsactiviteiten, zoals de demersale visbemonstering van het Centrum voor Visserijonderzoek en de zoöbenthosbemonstering van het MWTL-programma.

Hyperbenthos wordt in de Zeeschelde bemonsterd met een bongonet (maaswijdte 1 mm, diameter 50 cm), dat tijdens springtij met laagwater over een vast traject door het water over de bodem wordt getrokken. Deze bemonstering vindt tussen juli en oktober maandelijks plaats op vijf vaste locaties langs de Zeeschelde en op één locatie langs de Rupel.

Hierbij wordt representatief en kwantitatief gemonitord. Data van deze monitoring is beschikbaar vanaf 2013, als abundantie en biomassa (Van de Meutter *et al.*, 2019). Voor garnalen en Chinese wolhandkrab is een langere tijdsreeks beschikbaar als bijvangst van de fuikmonitoring voor de vissen. De temporele patronen van het bongonet en de fuikbemonsteringen zijn vergelijkbaar.

6.6.2. Beschrijvende variabelen en sturende factoren

De hyperbenthosgemeenschap is een belangrijke predator van de macrozoöbenthosgemeenschap, en wordt zelf weer gegeten door vissen en vogels. Hierdoor is hyperbenthos een belangrijke schakel in het voedselweb. Voor een goede weerspiegeling van de hyperbenthische gemeenschap wordt gekeken naar kwantiteit (abundantie en biomassa) en kwaliteit (diversiteit). Te veel krabben ("verkrabbing") wordt gezien als verstoring van een ecosysteem, te veel garnalen kan duiden op overbevissing. Hoe veel "te veel" is, is op dit moment onbekend voor de Zeeschelde en Westerschelde.

6.6.2.1. Abundantie en biomassa

De abundantie en biomassa per oppervlakte-eenheid worden beïnvloed door onder andere waterkwaliteit en voedselaanbod. Een afname in abundantie en biomassa wordt vaak gezien als een afname in ecologische kwaliteit, omdat er enerzijds een verminderde energiedoorstroming vanuit onderliggend trofisch niveau is en anderzijds er minder voedselaanbod is voor hogere trofische niveaus. Daarom wordt een afname in abundantie en biomassa binnen deze beoordeling als negatief beoordeeld. Een drastische toename kan echter ook een teken zijn van verschuivingen in het ecosysteem. Daarom wordt een substantiële toename binnen de evaluatieperiode ($\geq 25\%$) als ongunstig beoordeeld.

6.6.2.2. Aantal soorten en diversiteit

Het aantal soorten is een indicator voor de soortenrijkdom en mag voor een goede beoordeling niet afnemen tussen 2016-2021 ten opzichte van de vorige beoordeling (T2015) en de langere termijn voor de Westerschelde (T2009). Deze parameter wordt per zone (niveau 3) berekend, omdat de resolutie mogelijk anders te laag wordt. Bij het bepalen van het aantal soorten worden exoten (zie Sectie 6.10) uitgesloten, omdat bij introductie van exoten het aantal soorten anders omhoog zou gaan.

De Shannon-index wordt gebruikt om inzicht te krijgen in het relatieve voorkomen van soorten. De Shannon-index is hoog als meerdere soorten evenredig veel voorkomen, de index is laag als één soort dominant is. De Shannon-index (berekend op abundantie) mag niet significant afnemen ten opzichte van de vorige beoordelingsperiode. In tegenstelling tot de rekenparameter Aantal soorten worden voor de Shannon-index de exoten wel meegenomen.

6.6.2.3. Abiotische omstandigheden

Zuurstof

In de Zeeschelde hebben detritus en zuurstofgehalte een sterk effect gehad op niet alleen de aanwezigheid van macrozoöbenthos maar ook van hyperbenthos. Door de hoge vuilvracht van de Zeeschelde was de biochemische zuurstofvraag (BOD) voor mineralisatie hoog, waardoor het zuurstofgehalte in de Zeeschelde laag was.

Met het verlagen van de vuilvracht steeg het zuurstofgehalte, waardoor ook hyperbenthos de Zeeschelde kon koloniseren (Van de Meutter *et al.*, 2019). De toenemende zuurstofconcentraties in de Zeeschelde hebben, zoals aangegeven, een sterk positief effect gehad op het voorkomen van steuren en aasgarnalen.

Zoutgehalte

De saliniteitsgradiënt in de Zeeschelde heeft ook een sterk effect op het voorkomen van hyperbenthos. De hoogste biodiversiteit komt voor bij Antwerpen in het brakke gedeelte van de Zeeschelde, in het zoete gedeelte komen slechts enkele soorten voor (Van de Meutter *et al.*, 2019). De saliniteit is ook een controlerende parameter voor de verspreiding van de wolhandkrab in het Schelde-estuarium, omdat reproductie en de eerste levensstadia stroomafwaarts plaatsvinden, en grotere krabben verder stroomopwaarts voorkomen (Van Ryckegem *et al.*, 2018). Ook is saliniteit een verklarende parameter voor de verspreiding van de brakwatersteurgarnaal en aasgarnalen. In 2017 werden de grootste aantallen van *Neomysis integer* (een brakwatersoort) ver stroomopwaarts aangetroffen, waarschijnlijk als gevolg van verdere zoutindringing in vergelijking met andere jaren.

Temperatuur

Krabben worden sterk beïnvloed door de wintertemperatuur. Koude winters zorgen voor relatief hoge krabbensterfte. Daarnaast is de snelheid van de larvale ontwikkeling positief gecorreleerd met temperatuur (Dawirs *et al.*, 1985). Ook voor de grijze garnaal zijn wintertemperaturen een belangrijke parameter in de mortaliteit. Garnalen overwinteren in diepe geulen van de Westerschelde, waar koude winters een hogere mortaliteit veroorzaken.

Stroomsnelheid

In de Zeeschelde zijn met name stroomsnelheid en debiet bepalend voor het voorkomen van hyperbenthos. Gebieden met lagere gemiddelde stroomsnelheden en vloeddominantie zijn gebieden met meer hyperbenthos. Of deze hypothesen ook gelden voor de Westerschelde is onbekend.

6.6.2.4. Biotische factoren

Voedselbeschikbaarheid

In de Zeeschelde eten wolhandkrabben zowel wormen als plantaardig materiaal (Van Ryckegem *et al.*, 2018; Van de Meutter *et al.*, 2019). In de Westerschelde wordt door krabben onder andere gefoerageerd op endobenthos en schelpdieren. In de Zeeschelde bestaat het voedsel van de aasgarnalen vooral uit detritus en algen en niet uit zoöplankton, zoals in andere gebieden, terwijl de steurgarnalen, op basis van isotopen-analyse, prederen op oligochaeten (Van de Meutter *et al.*, 2019). Op de slikken van de Zeeschelde kan de steurgarnaal tot hoog in het intergetijdengebied foerageren en hier qua gewicht de belangrijkste soort zijn (Van de Meutter *et al.*, 2019). In de Zeeschelde lijkt de grijze garnaal zich te voeden met zoöplankton (Van de Meutter *et al.*, 2019). In de Westerschelde foerageren grijze garnalen op broedval van schelpdiersoorten en ander zoëbenthos.

Predatie

Predatie door vogels en vissen is afhankelijk van het seizoen en van de grootte. Krabben overwinteren in geulen en zijn daardoor minder bereikbaar voor vogels. De jonge dieren komen in het voorjaar en de zomer voor in het intertidaal gebied van de Westerschelde, terwijl de grote dieren vooral tot aan de laagwaterlijn voorkomen. Ook jonge grijze garnalen komen in het voorjaar en in de zomer in het intergetijdengebied voor, terwijl de grote dieren met opkomend water de platen bezoeken en met afgaand water zich in de geulen terugtrekken. Diverse vogelsoorten kunnen in juli-augustus krabben en garnalen eten (Zwarts *et al.*, 2011; Duijns en Boudewijn, 2020), maar in hoeverre krabben op jaarbasis een substantieel onderdeel zijn van hun energie-opname is grotendeels onbekend.

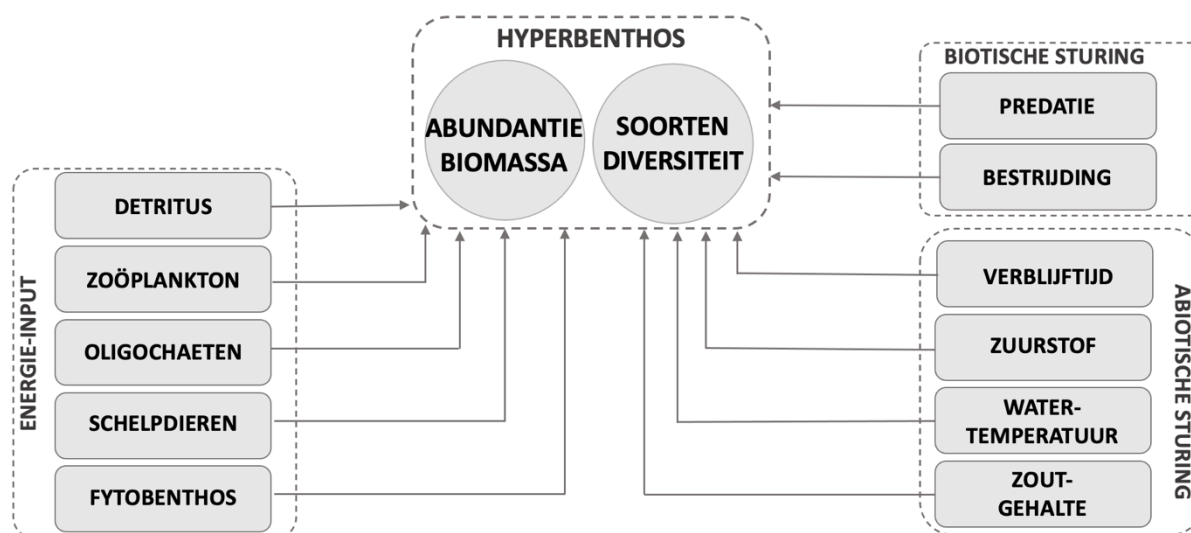
Van wolhandkrabben is op dit moment onbekend in hoeverre hierop predatie plaatsvindt en door welke soorten in de Zeeschelde. Uit eerdere studies is gebleken dat ze door verschillende zoogdieren, vogels en vissen gegeten worden (Soes *et al.*, 2007). Daarnaast worden ze op dit moment door middel van een onderwatergeleidingssysteem in de Kleine Nete in Grobbendonk gevangen en afgevoerd. Hierbij wordt 73% van de krabben in de Kleine Nete gevangen (Schoelynck *et al.*, 2020).

Exoten

De aanwezigheid van exotische soorten in het estuarium creëert een additionele sturende factor op de hyperbenthosgemeenschap en kan leiden tot ingrijpende gevolgen voor het volledige ecosysteem. Een goed voorbeeld hiervan is de Chinese wolhandkrab, die met name in de Zeeschelde talrijk is en op alle monsterstations en tijdens alle seizoenen wordt gevangen (Van Ryckegem *et al.*, 2019). De Chinese wolhandkrab vreet waterplanten kaal, graaft in oevers en woelt de bodem om. Hierdoor verdwijnen waterplanten in de Zeeschelde. In Vlaanderen wordt niet zozeer ingezet op het bestrijding van de soort alswel op het bestrijden van overlast (Vercammen en Verreydt, 2017). In de T2015-rapportage werd het hyperbenthos niet apart gerapporteerd (Barneveld *et al.*, 2018a), maar voor 2016 vermelden Wijnhoven *et al.* (2016) 4 soorten uitheemse kreeftachtigen voor de Westerschelde. De aanwezigheid van exoten wordt verder behandeld in een aparte sectie in dit hoofdstuk (zie Sectie 6.10). De Chinese wolhandkrab wordt dan ook niet meegenomen in de rekenparameter Hyperbenthos, maar apart in de Sectie *Exoten*.

6.6.2.5. Samenvatting van de verhaallijn Hyperbenthos

Figuur 42 vat het voorgaande samen met het oog op het verbinden met andere piramides van de evaluatiemethodiek. Het geeft aan welke reken- en/of verklarende parameters gebruikt worden in de verhaallijn van het hyperbenthos.



Figuur 42: Schematische weergave van de verhaallijn Hyperbenthos. De twee responsvariabelen kwantiteit (abundantie en biomassa) en kwaliteit (soorten en diversiteit) worden beïnvloed door energie-input, antropogene/biotische interacties en abiotische condities.

6.6.3. Rekenparameters voor de toetsparameter Hyperbenthos

Voor hyperbenthos worden trends in abundantie en biomassa van de soortgroepen krabben, garnalen, steurgarnalen en aasgarnalen geanalyseerd. Hierbij wordt enkel gekeken naar de gebieden waar gemonitord is. In de Zeeschelde en Rupel is dit op zes locaties rond laagwater, waarbij garnalen, aasgarnalen en steurgarnalen meegenomen worden. Voor de Westerschelde worden krabben, grijze garnalen en aasgarnalen in het subtidaal meegenomen in de beoordeling. Voor de Zeeschelde wordt gebruik gemaakt van de MONEOS-monitoring voor hyperbenthos en voor de Chinese wolhandkrab van de bijvangstgegevens in de fuikregistraties. Voor de Westerschelde wordt gebruik gemaakt van de bijvangst-gegevens van de Demersal Fish Survey (DFS) en van de MWTL-macrozoöbenthosgegevens. Voor de DFS gegevens geldt voor de krabben dat abundanties met behulp van metingen van het rugschild omgerekend moeten worden naar biomassa's.

6.6.3.1. Abundantie en biomassa

De abundantie en biomassa per oppervlakte-eenheid worden beïnvloed door onder andere waterkwaliteit en voedselaanbod. Een afname in abundantie en biomassa wordt vaak gezien als een afname in ecologische kwaliteit, omdat er enerzijds een verminderde energiedoorstroming vanuit onderliggend trofisch niveau is en anderzijds er minder voedselaanbod is voor hogere trofische niveaus. Daarom wordt een afname in abundantie en biomassa binnen deze beoordeling als negatief beoordeeld. Anderzijds wordt een substantiële toename van het hyperbenthos gezien als een verschuiving van het ecosysteem. Daarom wordt een substantiële toename ($\geq 25\%$) ook als negatief beoordeeld.

De abundantie en biomassa van het hyperbenthos per oppervlakte-eenheid worden per zone (niveau 3) bepaald. Hierbij wordt een gemiddelde waarde voor de zone berekend, zonder correctiefactoren. Per zone mogen de abundantie en biomassa in de periode T2021 (2016-2021) niet lager of $\geq 25\%$ hoger mag zijn dan in de periode T2015.

Daarnaast wordt voor de Westerschelde additioneel bepaald of de waarden voor de periode T2021 niet lager of $\geq 25\%$ hoger zijn dan die in de periode T2009. Voor de Zeeschelde zijn enkel gegevens vanaf 2013 beschikbaar en daarom kan geen vergelijking met de T2009 gemaakt worden.

6.6.3.2. Aantal soorten en diversiteit

Het aantal soorten is een indicator voor de soortenrijkdom en mag voor een goede beoordeling niet afnemen tussen 2016-2021 ten opzichte van de vorige beoordeling (T2015) voor zowel Westerschelde als Zeeschelde, en op de langere termijn voor de Westerschelde (T2009). Bij het bepalen van het aantal soorten worden exoten (zie Sectie 6.10) uitgesloten, omdat bij introductie van exoten het aantal soorten anders omhoog zou gaan.

De Shannon-index wordt gebruikt om inzicht te krijgen in het relatieve voorkomen van soorten. De Shannon-index is hoog als meerdere soorten evenredig veel voorkomen, de index is laag als één soort dominant is. De Shannon-index wordt berekend op basis van de gemiddelde abundantie van alle hyperbenthische soorten binnen een zone. Deze index mag niet significant afnemen ten opzichte van de vorige beoordelingsperiode. In tegenstelling tot de rekenparameter Soorten worden voor de Shannon-index wel exoten meegenomen.

6.6.3.3. Beschikbare data

Voor de Westerschelde kan op basis van de Demersal Fish Survey (DFS) gegevens een overzicht gemaakt worden van de abundantie en biomassa van de grijze garnaal (*Crangon crangon*) in het sublitoraal. In deze survey wordt van krabben de abundantie en schildbreedte bijgehouden, maar niet altijd biomassa's. Ontbrekende biomassa's van krabben kunnen berekend worden aan de hand van schildbreedte-gewicht relaties uit MWTL-gegevens of uit de literatuur. Wel moet voor de analyse een lijst gemaakt worden met de soorten en taxa die tot de krabben behoren. Aasgarnalen (*Mysidae*) worden in het sublitoraal aangetroffen in de MWTL-bemonstering. Voor een inschatting van abundantie en biomassa van deze groep kan dus enkel een overzicht gemaakt worden van het sublitoraal per zone. Steurgarnalen (*Palaemonidae*) worden niet adequaat bemonsterd in de Westerschelde en moeten dus buiten beschouwing gelaten worden.

Voor de Zeeschelde geldt dat het hyperbenthos specifiek wordt bemonsterd met een hyperbenthos-monitoring. Daarom kan voor de Zeeschelde per locatie een korte en langere trendanalyse uitgevoerd worden op abundantie en biomassa, en de relatieve verhouding van de soortgroepen. Deze monitoring is gestart in 2013 en sindsdien wordt consistent op dezelfde locaties gemonitord. Er wordt een analyse voor de grijze garnaal (*Crangon crangon*), steurgarnalen (*Palaemonidae*), en aasgarnalen (*Mysidae*) uitgevoerd.

De Chinese wolhandkrab is een invasieve exoot die het ecosysteem ernstig kan verstoren. Deze soort wordt veel aangetroffen in de Zeeschelde maar wordt weinig gevangen tijdens de hyperbenthosbemonstering. Abundantie- en biomassa-ontwikkelingen kunnen afgeleid worden uit bijvangst van de fuik-gegevens (Van Ryckegem *et al.*, 2018). Het voorkomen van de Chinese wolhandkrab wordt apart gerapporteerd binnen het onderdeel *Exoten*.

6.6.3.4. Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter Hyperbenthos

Voor het hyperbenthos worden biomassa en abundantie beoordeeld, voor zover er goede gegevens beschikbaar zijn. Dit geldt alleen voor de Rupel, Zoet korte verblijftijd, Zoet lange verblijftijd, Oligohaliene zone en de Saliniteitsgradiënt. Er wordt enkel gekeken naar korte (6 jaar) en langere trends voor de volgende parameters:

Rekenparameter	Beoordeling
Biomassa per m ²	De trend in het waargenomen gemiddelde aan hyperbenthos mag voor een positieve beoordeling niet dalen (t.o.v. T2015) of meer dan 25% toenemen. Uit te voeren voor elke zone (niveau 3).
Abundantie per m ²	De trend in het waargenomen gemiddelde aan hyperbenthos mag voor een positieve beoordeling niet dalen (t.o.v. T2015) of meer dan 25% toenemen. Uit te voeren voor elke zone (niveau 3).
Aantal soorten	Het aantal soorten (exclusief exoten) mag niet significant dalen ten opzichte van de T2015. Uit te voeren voor elke zone (niveau 3).
Shannon-index	De Shannon-index op abundantie mag niet significant dalen ten opzichte van de T2015. Uit te voeren voor elke zone (niveau 3).

Tabel 50: Overzicht van de rekenparameters en criteria voor de toetsparameter Hyperbenthos.

6.6.4. Additionele analyses en verklarende parameters

6.6.4.1. Biotische responsvariabelen

Binnen de toetsparameter hyperbenthos wordt enkel gekeken naar de biomassa en abundantie van de gehele hyperbenthosgemeenschap, terwijl de biomassa en abundantie van de afzonderlijke soortgroepen inzicht kunnen geven in achterliggende factoren. Daarom is het voor inzicht in het systeem ook relevant om een analyse te doen op de ontwikkeling van krabben, garnalen, steurgarnalen en aasgarnalen per zone in het estuarium. Eventuele trends binnen deze soortgroepen kunnen waarschijnlijk eenvoudiger gelinkt worden aan biotische en abiotische omgevingsfactoren dan het hyperbenthos als geheel, omdat er binnen het hyperbenthos sterke verschillen zijn in leefwijze en dieet.

6.6.4.2. Verklarende parameters

De responsvariabelen uit voorgaande secties worden in meer of mindere mate beïnvloed door verschillende abiotische en biotische omgevingsvariabelen, zoals weergegeven in Figuur 42. Een verandering in deze parameters heeft invloed op de responsvariabelen. Een samenvattend overzicht van deze variabelen wordt gegeven in Tabel 51. Voor de wolhandkrab geldt dat actief beheer en wegvangen een belangrijke parameter is voor het voorkomen van deze soort. Omdat de wolhandkrab apart behandeld wordt in het hoofdstuk Exoten wordt er op deze plek niet verder op ingegaan.

Verhaallijn	Opmerking
Verblijftijd	De verblijftijd vertegenwoordigt de tijd dat een deeltje doorbrengt in een systeem, hetgeen bepaald wordt door het volume van de beschouwde zone, het debiet en het menggedrag. Zie Hoofdstuk 2 <i>Hydrodynamiek</i> .
Waterkwaliteit	Zuurstof en verontreinigingen kunnen een sterk effect hebben op het voorkomen van hyperbenthos. Zie Hoofdstuk 4 <i>Waterkwaliteit</i> .
Watertemperatuur	De watertemperatuur is van grote invloed op de broedval van schelpdieren. Broedval treedt met name op na koude winters. Tegelijkertijd komen jonge garnalen en krabben, belangrijke predatoren van broedval, na koude winters minder talrijk in het intergetijdengebied voor dan na zachte winters (Beukema en Dekker, 2014). Zie Hoofdstuk 4 <i>Waterkwaliteit</i> .
Zoutgehalte	Het zoutgehalte is als een natuurlijke gradiënt aanwezig in het estuarium en beïnvloedt de gemeenschapssamenstelling. Zie Hoofdstuk 4 <i>Waterkwaliteit</i> .
Detritus	Detritus bestaat uit organische stof die in het water zweeft en op de bodem kan bezinken. Belangrijke voedselbron voor aasgarnalen in de Zeeschelde (Van de Meutter <i>et al.</i> , 2019). Zie Hoofdstuk 4 <i>Waterkwaliteit</i> .
Oligochaeten	Oligochaeten vormen in de Zeeschelde een belangrijke voedselbron voor de grijze garnaal en de steurgarnaal (Van de Meutter <i>et al.</i> , 2018). Zie Deelhoofdstuk 6.5 <i>Macrozoöbenthos</i> .
Schelpdieren	Met name broedval van schelpdieren vormt een belangrijke voedselbron voor jonge garnalen en krabben in de intergetijdengebieden (Beukema en Dekker, 2014). Deelhoofdstuk 6.5 <i>Macrozoöbenthos</i> .
Predatie	Hyperbenthos wordt zowel door vogels als door vissen geconsumeerd. Predatie door vissen vindt vooral plaats in het sublitoraal en bij hoogwater op de lage delen van het litoraal en door vogels op het litoraal met laag water. Deelhoofdstukken 6.7 <i>Vissen</i> en 6.8 <i>Vogels</i> .
Microfytobenthos	De diatomeeën die op of in de bovenste laag van het intergetijdengebied voorkomen vormen het microfytobenthos . Ze vormen een belangrijke voedselbron voor detritus-eters en epibenthos (benthos zich voortbewegend over het oppervlak). Deelhoofdstuk 6.3 <i>Primaire productie</i> .

Tabel 51: Overzicht van de sturende omgevingsvariabelen voor de verhaallijn Hyperbenthos. Voor iedere variabele worden het belang en eventuele proxy-variabelen weergegeven.

6.6.4.3. Link met overige trofische niveaus

De grijze garnaal is één van de belangrijkste soorten van de epibenthische gemeenschap in de Westerschelde (Catrijsse *et al.*, 1997). Volwassen garnalen foerageren op detritus, plantmateriaal, aasgarnalen en bodemdieren. Juvenielen prederen op broedval van diverse schelpdieren, klein zoöbenthos en microfyto-benthos (Pihl en Rosenberg, 1984 Catrijsse *et al.*, 1997; Beukema en Dekker, 2005; Van de Meutter *et al.*, 2019). Garnalen zijn een belangrijk onderdeel van het dieet van vissen en vogels. Onder andere grondels, wijting, tong en zeebaars foerageren op garnalen (Molinero en Flos, 1992; Catrijsse *et al.*, 1997). Mogelijk zijn garnalen een belangrijke voedselbron voor diverse vogels (Zwarts *et al.*, 2011). De parameter "Biomassa per oppervlakte-eenheid grijze garnaal" per zone (niveau 3) is daarom een belangrijke parameter voor de verhaallijnen *Vogels*, *Vissen* en *Macrozoöbenthos*.

De meeste soorten steurgarnalen (*Palaemonidae*) zijn kleiner dan de grijze garnaal, en leven vaak in rustigere gebieden. Ze foerageren op wormen, kleine kreeftachtigen, plantmateriaal en detritus. Steurgarnalen worden onder andere gegeten door vissen. In het Schelde-estuarium komen verschillende soorten voor (Chavatte, 2001; D'Acoz *et al.*, 2005). In de Zeeschelde worden alleen grotere steurgarnalen aangetroffen (mond. med. F. Van de Meutter), maar het is onbekend waar de soort zich voortplant. Met de huidige monitoring worden ze nauwelijks aangetroffen in de Westerschelde, maar dit is waarschijnlijk een methodisch probleem. De parameter "Biomassa per oppervlakte-eenheid steurgarnalen" per deelgebied (niveau 3) is daarom een belangrijke parameter voor de verhaallijn Macrozoöbenthos voor de Zeeschelde.

Aasgarnalen (*Mysidae*) zwemmen vlak boven de bodem en foerageren op detritus of kleine organismen, zoals mesozoöplankton (Fockedeij en Mees, 1999). Ze worden tussen de 6 en 25 mm groot en zijn een voedselbron voor garnalen, vissen en vogels. Het grootste gedeelte van het hyperbenthos in de Westerschelde bestond in ieder geval in het verleden uit aasgarnalen, in abundantie zo'n 95% (Mees *et al.*, 1993; Chavatte, 2001).

Ook in de Zeeschelde komen meerdere soorten voor en domineren aasgarnalen de hyperbenthosgemeenschap in stroomopwaarts gelegen gebieden (Van Ryckegem *et al.*, 2018). Aasgarnalen benutten in het verleden in het oostelijke deel van de Westerschelde de SPM (suspended particulate matter, inclusief fytoplankton), die aangevoerd werd door de Zeeschelde. Door de lage zuurstofgehalten ontbraken aasgarnalen in de Zeeschelde. Waarschijnlijk was de situatie al sinds 2003 aan het verbeteren maar rond 2007 vond de grote verandering plaats. Het zuurstofgehalte in de Zeeschelde was zodanig verbeterd, dat aasgarnalen nu ook in de Zeeschelde SPM en mesozoöplankton (o.a. veel *Eurytemora affinis*) konden benutten (De Muetter *et al.*, 2019). Vermoed wordt dat de dichtheden van aasgarnalen in de oostelijke Westerschelde sinds begin deze eeuw sterk zijn afgenomen.

Krabben zijn een belangrijke schakel in het voedselweb van het intertidaal en subtidaal (Reise, 1985; Raffaelli *et al.*, 1989). In de Zeeschelde komt vooral de invasieve exoot Chinese wolhandkrab voor, in de Westerschelde zijn zowel exoten als inheemse soorten aanwezig: onder andere de inheemse gewone strandkrab (*Carcinus maenas*), de gewimperde zwemkrab (*Liocarcinus navigator*) en de exoot penseelkrab (*Hemigrapsus takanoi*). De Chinese wolhandkrab is een omnivoor, en heeft het habitat op een aantal plaatsen in de Zeeschelde (de Nete) sterk veranderd door begrazing van waterplanten. Ook draadalg en diatomeeën worden gegeten. De wolhandkrab is waarschijnlijk tevens een belangrijke

predator van bodemdieren in de Zeeschelde (Van de Meutter *et al.*, 2019). Strandkrabben en penseelkrabben foerageren in de Westerschelde met name op jonge exemplaren van kokkel, mossel en strandgaper, en kunnen hierbij een significant effect hebben op het succes van broedval van deze soorten (Reise, 1977). De grootte van een krab bepaalt de predatiedruk door vogels. Grote krabben kunnen door slechts enkele vogelsoorten gegeten worden, terwijl kleine krabbetjes door veel meer soorten gegeten worden (Schamoun-Baranes en Camphuysen, 2013; Garthe *et al.*, 1996; Van de Kam *et al.*, 1999; Zwarts *et al.*, 2011).

6.7. Toetsparameter Vissen

6.7.1. Inleiding

Vissen spelen een cruciale rol binnen het voedselweb van het Schelde-estuarium en worden gekenmerkt door een sterke diversiteit (RWS, 2007; Adriaenssens *et al.*, 2002; Calle *et al.*, 2020). Het aanbod aan vis in het estuarium bepaalt mede de draagkracht van het estuarium voor soorten uit de Habitatrichtlijn (bijv. de gewone zeehond en de bruinvis) en uit de Vogelrichtlijn (bijv. zwartkopmeeuw, grote stern, visdief, dwergstern en fuut) (LNV, 2006). De centrale rol in het voedselweb in combinatie met de gevoeligheid voor veranderingen in de kwaliteit van de leefomgeving en de afhankelijkheid van meerdere aspecten van het estuarium, maken van vissen een geschikte toetsparameter.

Het aanbod aan vis bepaalt daarnaast ook het rendement van de estuariene visserij en deels van de visserij in de Noordzee voor soorten waarvan juvenielen in het estuarium opgroeien (kraamkamerfunctie van het estuarium). Vissoorten die ten minste een gedeelte van hun levenscyclus in het Schelde-estuarium volbrengen en van commercieel belang zijn, zijn onder andere spiering, haring, bot, sprot, schol, paling, tong, schar en zeebaars (Breine, 2009; Werkgroep Westerschelde, 2000).

Het estuarium is een complex getij-gedreven systeem met belangrijke longitudinale, transversale, seizoenale en dagelijkse variaties in omgevingscondities, waarbinnen visgemeenschappen leven. Verschillen in habitatvereisten, gedrag, voedings- en reproductievereisten tussen vissoorten en binnen vissoorten (o.a. doorheen de levenscyclus) zijn dan ook zeer uitgesproken, en gaan gepaard met spatiotemporele variaties in aanwezigheden over meerdere spatiale en temporele schalen. Naast de variatie in omgevingscondities en vis aantallen, is het ook belangrijk om de variatie die te wijten is aan de meetmethode niet te verwaarlozen. Het gebruik van verschillende vangstmethoden in verschillende zones van het estuarium, soortspecifieke vangstefficiëntie en spatiotemporele variatie in bemonsteringsinvestering voegen bijkomende onzekerheid aan de data toe. Ondanks de vermelde moeilijkheden blijft het noodzakelijk om een goed inzicht te krijgen in de toestand van de visgemeenschappen van het estuarium. Daarom werd gezocht naar een optimale benadering voor het evalueren van de visgemeenschappen. Om het ecologisch functioneren te begrijpen is het aangewezen om soorten samen te brengen in zinvolle functionele groepen die zoveel mogelijk van deze diversiteit/variatie omkaderen.

In overeenstemming met de Kaderrichtlijn Water (KRW) en de voorgaande evaluatiemethodiek (Maris *et al.*, 2014), wordt een eerste indeling gemaakt op basis van de saliniteitsvoorkeur. Aangezien de saliniteitsgradiënt in het estuarium een uitgesproken longitudinaal karakter heeft, komt deze indeling

overeen met de verschillende Scheldezones. In overeenstemming met de evaluatie van de andere trofische groepen, gebeurt een tweede indeling op vlak van het dieet van de vissen met als doel om de energiedoorstroming tussen de trofische groepen optimaal te kunnen analyseren. Vissen worden evenwel gekenmerkt door opportunistisch foerageergedrag dat bovendien sterk afhankelijk is van het levensstadium, waardoor deze indeling niet evident is. Na meerdere overlegmomenten met experts is de volgende indeling vastgelegd (zie Bijlage C.5 voor meer informatie):

- Diadroon
 - Benthivoor
 - Piscivoor
 - Omnivoor
- Estuariene soorten en mariene migranten
 - Benthivoor
 - Piscivoor
 - Planktivoor
- Zoetwatersoorten
 - Benthivoor
 - Piscivoor
 - Omnivoor

6.7.2. Beschrijvende variabelen en sturende factoren

6.7.2.1. Abiotische omstandigheden

Zuurstof

De meeste vissen blijken zeer gevoelig te zijn voor lage zuurstofconcentraties. Tot op zekere hoogte kunnen vissen hypoxie ontwijken, maar niet alle soorten zijn daar even succesvol in (bijv. bot). Wanneer gehele zones een lage zuurstofconcentratie kennen, zullen de residente soorten niet meer aan een zuurstoftekort kunnen ontkomen. Voor trekvisserij betekent een zone met hypoxie een barrière op hun trekroute, waardoor hun voortplanting in gedrang komt. Zo vonden Gray *et al.* (2002) dat een lange blootstelling aan 4 mg/L zorgt voor acute mortaliteit in vele niet-zalmachtige visembryo's, terwijl 3 mg/L voor acute mortaliteit zorgt in niet-zalmachtigen. In de Elbe werd vastgesteld dat sterfte van volwassen estuariene vissoorten bij een concentratie van 3 mg/L een reëel gevaar is, terwijl in Nieuw-Zeeland vismortaliteit uitsluitend optrad bij concentraties van 2 mg/L of lager (Dean en Richardson, 1999). Ook in het Schelde-estuarium komen meerdere gevoelige soorten voor, waaronder fint, spiering en bot (Maes *et al.*, 2005, 2007, 2008). Deze kritische zuurstofwaarden werden ook als basis gebruikt voor het afleiden van de criteria voor de toetsparameter *Zuurstof*.

Zoutgehalte

Het zoutgehalte is een cruciale factor die de longitudinale habitatvoorkeur sterk beïnvloedt. De voorkeur voor specifieke zoutgehaltes wordt meegenomen voor de indeling van de vissoorten in functionele groepen.

Doorzicht

Doorzicht speelt een belangrijke rol voor piscivore vissen (en hun prooivissen), gezien de zichtbaarheid mee de predatie bepaalt. Recent onderzoek toonde aan dat er meer algemeen bij de vissen diverse types stress en zelfs mortaliteit kunnen optreden, en reeds bij kleine veranderingen in

doorzicht er belangrijke gedragsveranderingen kunnen optreden (Van Den Bergh *et al.*, 2018). Het doorzicht wordt beïnvloed door sedimentconcentraties en algendichtheden in de waterkolom, alsook het aanwezige organisch materiaal (Taal *et al.*, 2020). De hoeveelheid zwevende stof speelt evenwel een belangrijke rol hierin.

Watertemperatuur

De watertemperatuur kan één van de oorzaken zijn van verslechterde zuurstofcondities. Een structureel verhoogde temperatuur kan er tevens voor zorgen dat bepaalde inheemse 'koudwater-soorten' competitief minder scoren ten opzichte van frequent in de Schelde opduikende exoten. Temperatuur bepaalt eveneens de migratie- en paaiperiode voor vele soorten. Daardoor migreren en paaieren soorten op verschillende tijdstippen. De temperatuurstijging onder invloed van klimaatsverandering heeft voorlopig nog geen duidelijk effect op vispopulaties in de Zeeschelde, maar dit zou ook kunnen zijn omdat het effect wordt afgezwakt door een verbeterde waterkwaliteit, vooral met betrekking tot de zuurstofconcentraties. In de Westerschelde zijn er evenwel migratiepatronen (shift naar het Noorden en naar grotere diepten) vastgesteld die wijzen op het belang van temperatuur (Bruneel *et al.*, 2019).

Dynamiek

De getijdendynamiek wordt beschouwd als cruciaal voor de huidige toestand van visfauna en een wijziging ervan zal onvermijdelijk gevolgen hebben (Bruneel *et al.*, 2019). Daarenboven kunnen veel vissen zich enkel handhaven binnen een stroomsnelheidsrange. Dit heeft direct te maken met zwemcapaciteit en lichaamsvorm, maar tevens indirect met gerelateerd substraat en zuurstofgehalte (Taal *et al.*, 2020).

Areaal

De verschillende types arealen zijn belangrijk voor vissen omwille van verschillende redenen. Bijvoorbeeld, hoogdynamisch sublitoraal zorgt voor de verspreiding van nutriënten en plankton en laat vissen toe om te bewegen naar paaigebieden. Het aandeel van het intertidaal of litoraal gebied is van belang voor foeragerende vissen en voor de voortplanting (Teichert *et al.*, 2018). Echter, er heerst onduidelijkheid over het gebruik van de Westerschelde door verschillende soorten. Haring en sprat worden in grote hoeveelheden gevangen in de monding, maar gebrek aan kennis met betrekking tot biomassaverhoudingen van Noordzee, monding en Westerschelde maken het moeilijk om het belang van de verschillende subsystemen voor deze vissoorten te beoordelen. Bovendien is het niet geweten of de vistoestand in de Westerschelde indicatief is voor de vistoestand in de Noordzee en vice versa. Naast de kennisleemtes omtrent de relatieve verhoudingen van leefgebieden in de Noordzee, monding en Westerschelde voor verschillende vissoorten, zijn er ook onduidelijkheden met betrekking tot het absolute belang van intergetijdengebieden voor vissen. De kreken in de schorren in het Land van Saeftinghe en de verschillende sigmagebieden kunnen bijvoorbeeld van groot belang zijn voor juveniele vissen. De monitoring van recent voor natuur bestemde ontpolderde gebieden kunnen hier meer inzichten verschaffen. Bijvoorbeeld de komende ontpoldering van de Hedwigepolder die kadert in het sigma plan, is een uitgelezen kans om de evolutie voor visgemeenschappen te beschrijven. De functie van het Schelde-estuarium als kraamkamer of paaigebied en als kinderkamer of opgroeigebied voor juvenielen, dient op een systematische manier beoordeeld te worden (Bruneel *et al.*, 2019; VNSC, 2019).

6.7.2.2. Biotische factoren

Voedselaanbod

Vissen worden gekenmerkt door een sterk opportunistisch foerageergedrag, waardoor de gevolgen van veranderingen in het voedselaanbod moeilijk te bepalen is. Desalniettemin wordt er geprobeerd om een onderscheid te maken tussen benthivore, piscivore, planktivore en omnivore vissen.

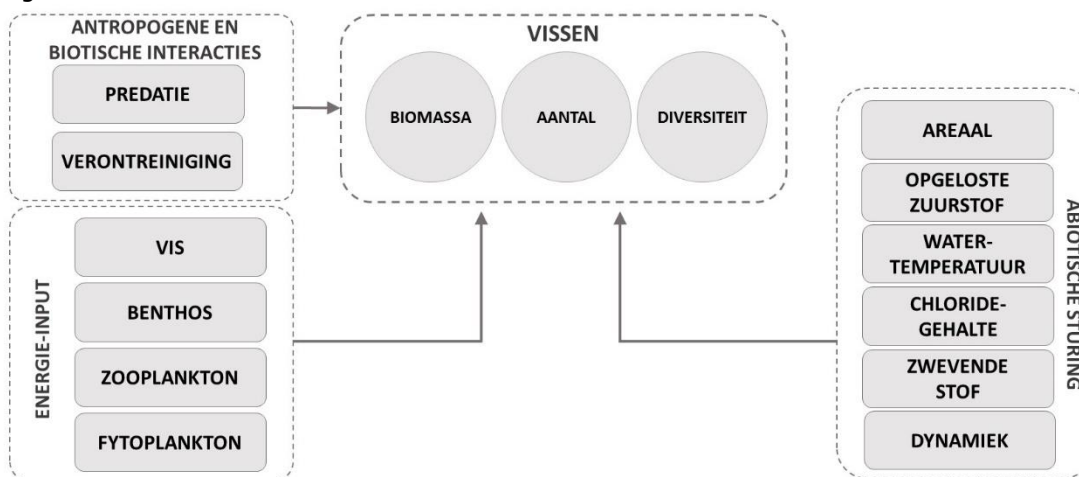
Exoten

Exotische vissen geven aanleiding tot hoge ecologische en economische schade en zijn moeilijk uit te roeien (Britton en Brazier, 2006). In de T2015-rapportage werden volgende geobserveerde exoten vermeld: blauwband, bruine dwergmeerval, gibel, karper, kleine koornaarvis, snoekbaars, zonnebaars, zwartbekgrondel en *Rutilus aula* (Barneveld *et al.*, 2018a). De meeste exoten komen voor in het zoetwatergedeelte van het estuarium.

6.7.2.3. Samenvatting van de verhaallijn Vissen

Figuur 43 vat het voorgaande samen met het oog op het verbinden van de toetsparameter *Vissen* met de overige communicatie-indicatoren binnen de evaluatiemethodiek. Het geeft aan welke reken- en/of verklarende parameters gebruikt worden in de verhaallijn van de vissen.

Terwijl bepaalde omgevingsvariabelen direct ingrijpen op de habitatgeschiktheid voor vissen, spelen andere variabelen een meer indirecte rol door in te grijpen op de trofische groepen die dienst doen als voeding voor vissen.



Figuur 43: Schematische weergave van de verhaallijn Vissen. De drie responsvariabelen (Biomassa, Aantal en Diversiteit) worden beïnvloed door abiotische variabelen (i.e. abiotische sturing) en biotische variabelen (energie-input).

6.7.3. Rekenparameters voor de toetsparameter Vissen

6.7.3.1. Trends in aantallen/biomassa functionele groepen

Per bemonsteringsmethode worden de trends in jaargemiddelde aantallen en biomassa van de verschillende functionele groepen geanalyseerd. Soorten die door meerdere methodes bemonsterd worden, dienen enkel voor de meest relevante methode meegenomen te worden. Doordat paling bv. eerder met fuiken dan met de ankerkuil gevangen wordt, is het zinvoller om te werken met

fuikevangsten voor deze soort. Voor soorten waarvoor dit niet eenduidig af te lijnen is, worden beide technieken meegenomen.

6.7.3.2. Shannon-index functionele groepen

Per bemonsteringsmethode worden de trends in Shannon-index (op basis van de jaargemiddelde aantallen) van de verschillende functionele groepen geanalyseerd. Soorten die door meerdere methodes bemonsterd worden, dienen enkel voor de meest relevante methode meegenomen te worden. Voor soorten waarvoor dit niet eenduidig af te lijnen is, worden beide technieken meegenomen.

6.7.3.3. Sleutelsoorten

De keuze van de sleutelsoorten is tot stand gekomen door het beschouwen van juridische (status), ecologische en methodologische criteria en de relevantie voor het begrijpen van het ecologisch functioneren (verhaallijnen). Het spreekt voor zich dat er voornamelijk veel overlap is tussen de criteria, maar dat er zich soms ook conflicten voordoen. De kleine modderkruiper bijvoorbeeld is een Natura-2000-doelsoort (juridisch), maar wordt niet gevangen met de beschikbare technieken (methodologisch). Deze soort wordt daarom niet meegenomen als sleutelsoort.

Een verdere uitwerking van de criteria voor sleutelsoorten staat beschreven in Bijlage C.5.3. Volgende soorten worden als sleutelsoorten meegenomen.

- Diadroom
 - Benthivoor: bot, elft, fint, spiering
 - Piscivoor: bot, elft, fint, spiering, rivierprik (parasiet), zeeprik (parasiet)
 - Omnivoor: paling
- Estuariene soorten en mariene migranten
 - Benthivoor: brakwatergrondel, dikkopje, puitaal, slakdolf, zeedonderpad, zeebaars, wijting, schol
 - Piscivoor: zeedonderpad, wijting, zeebaars
 - Planktivoor: haring, glasgrondel
- Zoetwatersoorten
 - Benthivoor: snoekbaars, tiendoornige stekelbaars, brasem, pos, bittervoorn
 - Piscivoor: snoekbaars, Europese meerval
 - Omnivoor: kolbei, blankvoorn

6.7.3.4. Beschikbare data

Bemonstering van de visgemeenschap in de Westerschelde en de Zeeschelde is in de voorbije jaren uitgevoerd met behulp van verschillende methodes en overspant een variabele tijdspanne (zie Tabel 81). Zowel boomkor- en ankerkuildata van de Westerschelde als fuik- en ankerkuildata van de Zeeschelde zijn voorhanden. Daarbovenop kan een verschil in intensiteit waargenomen worden, waardoor er per methode een variërend aantal vangsten bekomen wordt. Zo worden er voor de boomkor in de Westerschelde tussen de 20 en 50 individuele vangsten per jaar geregistreerd, terwijl dit voor de ankerkuilen in de Zeeschelde beperkt blijft tot vier of acht vangsten per jaar.

Omwille van de uitgesproken verschillen tussen de bemonsteringstechnieken, is ervoor gekozen om de trends van elke techniek apart te onderzoeken. In de vorige T-rapportages werd de relatief recente

ankerkuil data nog niet meegenomen, maar voor deze en volgende T-rapportages wordt het gebruik ervan aangeraden. Het pelagische karakter van de ankerkuil is namelijk sterk complementair met het bentische karakter van de boomkor en van de fuik. Daarnaast wordt in de Zeeschelde opgemerkt dat vangsten van ankerkuil typisch meer vissen en soorten bevatten dan fuiken, wat een meer accurate lengte-frequentie-inschatting mogelijk maakt (Goudswaard en Breine, 2011).

6.7.3.5. Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter Vissen

Voor een positieve beoordeling van de toetsparameter *Vissen* moet voldaan zijn aan de rekenparameters uit Sectie 6.7.3, zoals samengevat in Tabel 52.

Rekenparameter	Beoordeling	Type
Aantallen/biomassa functionele groepen	De jaargemiddelde biomassa en aantallen mogen voor een positieve beoordeling niet dalen en worden in elke Scheldezone (niveau 3) beoordeeld t.o.v. de voorgaande T-periode (hier T2015).	3
Shannon-index functionele groepen	De Shannon-index (op basis van de jaargemiddelde aantallen) mag voor een positieve beoordeling niet dalen en wordt in elke Scheldezone (niveau 3) beoordeeld t.o.v. de voorgaande T-periode (hier T2015).	3
Sleutelsoorten	De trends in de sleutelsoorten mogen voor een positieve beoordeling niet dalen en worden per Scheldezone (niveau 3) beoordeeld. In de overzichtstabel van de sleutelsoorten (zie Tabel 83) wordt aangegeven welke sleutelsoorten voor welke zone bekeken moeten worden. Er wordt gebruik gemaakt van de meest relevante monitoringmethode.	4

Tabel 52: Overzicht van de rekenparameters en criteria voor de toetsparameter *Vissen*.

6.7.4. Additionele analyses en verklarende parameters

6.7.4.1. Biotische responsvariabelen

Binnen de verhaallijn *Vissen* werden drie biotische responsvariabelen geïdentificeerd: (1) *Biomassa*, (2) *Aantal* en (3) *Diversiteit*. Aangezien deze responsvariabelen integraal ingesloten zijn in de evaluatie van de toetsparameter *Vissen* (zie ook Tabel 52) dienen er geen additionele analyses voor de responsvariabelen uitgevoerd te worden. De onderliggende verklarende parameters worden in de volgende sectie behandeld.

6.7.4.2. Verklarende parameters

De responsvariabelen uit de verhaallijn *Vissen* worden in meer of mindere mate beïnvloed door verschillende abiotische en biotische omgevingsvariabelen, zoals weergegeven in Figuur 43. Een verandering in deze parameters heeft invloed op de responsvariabelen. Een samenvattend overzicht van deze variabelen wordt gegeven in Tabel 53.

Verhaallijn	Opmerking
Aeraal	De verschillende types arealen zijn belangrijk voor vissen. Zo zorgt het hoogdynamisch sublitoraal voor de verspreiding van plankton, terwijl het intertidaal of litoraal gebied van belang is voor foeragerende vissen en voor de voortplanting.
Benthos	Het benthos vormt een belangrijke voedselbron voor de benthivore (en omnivore) vissen. Hierbij wordt gekeken naar de biomassa Macrozoöbenthos (Sectie 6.5.3.1) en Hyperbenthos (Sectie 6.6.3.1).
Chloridegehalte	Het Chloridegehalte wordt hier aangewend als een proxy voor het zoutgehalte. Dit zoutgehalte is als een natuurlijke gradiënt aanwezig in het estuarium en

Verhaallijn	Opmerking
	beïnvloedt de longitudinale habitatvoorkeur van vissen. Chloride is een belangrijke component binnen deze gradiënt.
Fytoplankton	Het fytoplankton (Sectie 6.3.4.1) vormt eveneens een voedselbron voor de planktivore (en omnivore) vissen.
Predatie	Meerdere trofische groepen maken gebruik van de vissen als voedingsbron. Zelfs binnen de vissen zijn er soorten die als predator geklasseerd kunnen worden. Daarnaast zijn er ook verscheidene vogels en zeezoogdieren die de vissen als voedselbron gebruiken.
Dynamiek	De getijdendynamiek wordt beschouwd als cruciaal voor de huidige toestand van visfauna. Veel vissen kunnen zich enkel handhaven binnen een bepaalde stroomsnelheidsrange, hetgeen sterk bepaald wordt door de zwemcapaciteit en lichaamsvorm.
Verontreinigende stoffen	De aanwezigheid van verontreinigende stoffen in de waterkolom , de waterbodem en biota kan de populatiegrootte en reproductie-efficiëntie beperken.
Zoöplankton	Het zoöplankton vormt een belangrijke voedselbron voor de planktivore (en omnivore) vissen. Hierbij wordt gekeken naar de biomassa Mesozoöplankton (Sectie 6.4.4.1).
Zuurstof	De Zuurstof concentratie bepaalt de activiteit en mortaliteit van verscheidene organismen, inclusief de vissen. Deze wordt voorgesteld als opgeloste zuurstof, maar aandacht dient ook te gaan naar de duur van een eventuele zuurstofdip.
Zwevende stof	De hoeveelheid Zwevende stof wordt hier aangewend als een proxy voor de heersende turbiditeit. De turbiditeit speelt een belangrijke rol voor piscivore vissen, gezien de zichtbaarheid mee de predatie bepaald.

Tabel 53: Overzicht van de sturende omgevingsvariabelen voor de verhaallijn Vissen. Voor iedere variabele worden het belang en eventuele proxy-variabelen weergegeven.

6.8. Toetsparameter Vogels

6.8.1. Inleiding

Estuaria vormen een cruciaal habitat voor doortrekkende en overwinterende eenden, ganzen en steltlopers. Daarnaast vormen estuaria ook het broedgebied van typische kustbroedvogels, die aangepast zijn aan het broeden in veelal hoogdynamische milieus, waar over het algemeen weinig grondpredatoren aanwezig zijn. Het Schelde-estuarium is een belangrijk gebied voor vogels, waar veel soorten een deel of zelfs het hele jaar door van afhankelijk zijn (Van der Winden *et al.*, 2017). Echter, veel soorten laten een afname zien, waarvan de onderliggende oorzaken soms lokaal (o.a. verstoring of verandering voedselaanbod) en soms extern zijn (o.a. klimaatsverandering voor trekvogels). Vogels worden daarom gezien als belangrijke indicatoren voor het functioneren van een ecosysteem. Voor het duiden van ontwikkelingen in de vogelpopulatie is het van belang om breder te kijken dan alleen naar lokale ontwikkelingen; bijvoorbeeld ook naar die van binnendijkse gebieden en voor trekvogels ook naar ontwikkelingen in vergelijkbare systemen zoals de (Nederlandse) Waddenzee of zelfs op *flyway* niveau. Daarnaast is er spreiding van voorkomen in tijd (seizoenpatronen voor met name trekvogels) en ruimte, waardoor men er ook bedacht op moet zijn dat de ontwikkelingen in de aantallen van de verschillende soorten ook door factoren buiten het Schelde-estuarium kunnen worden bepaald.

Voor de gehele Scheldevallei, dus inclusief de Zeeschelde en de Sigmagebieden, en ook waterrijke gebieden buiten de estuariene sfeer, zijn instandhoudingsdoelstellingen voor zowel broed- als niet-broedvogels geformuleerd. Er zijn geen criteria voor de estuariene delen apart. In Maris *et al.* (2014) zijn wel instandhoudingsdoelen voor broedvogels van het estuarium afgeleid. Het Natura 2000-gebied

Westerschelde & Saeftinghe is zowel aangewezen voor broedvogelsoorten als een aantal niet-broedvogelsoorten. Voor deze vogelsoorten zijn instandhoudingsdoelen (IHD's) opgesteld (Adriaensen *et al.*, 2005; Anoniem, 2010; Ministerie van I&M, 2016).

6.8.2. Beschrijvende variabelen en sturende factoren

6.8.2.1. Broedvogels

De broedvogels met een instandhoudingsdoel bestaan in de Westerschelde grotendeels uit kustbroedvogelsoorten van het lage en middelhoge schor, aangevuld met de bruine kiekendief en blauwborst, die meer in rietvelden op het brakke hoge schor voorkomen. In de Zeeschelde bestaan de soorten met een instandhoudingsdoel met name uit moeras-gebonden soorten, uitzonderingen hierop zijn de kluut en tureluur. Voor de Zeeschelde is op basis van de T2009 reeds voorgesteld om alleen de broedvogelsoorten kluut en tureluur als indicatorsoort te gebruiken. De overige soorten zijn meer gebonden aan moeras-ecotopen die ruimtelijk gescheiden zijn van de Zeeschelde, maar door hun ligging in Gecontroleerde OverstromingsGebieden met natuurfunctie (GOG-wetland) of Gecontroleerde OverstromingsGebieden met Gecontroleerd Gereduceerd Getij (GOG-GGG's), wel een duidelijke relatie met de Zeeschelde hebben.

De kustbroedvogels zijn over het algemeen gebonden aan dynamische milieus met een relatief beperkte vegetatiegroei. De aantallen broedvogels in het Schelde-estuarium lijken vooral bepaald te worden door het aanbod van geschikte broedlocaties.

De kustbroedvogels in de Westerschelde en de Zeeschelde hebben te maken met vegetatiesuccessie, ophoging door sedimentatie en toename van verstoring door zowel predatoren als door recreatie. Dit zorgt ervoor dat broedgebieden ongeschikt en/of onveilig worden. Daarnaast speelt ook de toename van de hoogwaterstanden een rol, omdat de broedlocaties van de kustbroedvogels veelal laaggelegen zijn en daardoor kwetsbaar voor hoge waterstanden.

Vegetatiesuccessie

Voor de Hooge Platen in de Westerschelde heeft Beijersbergen (2016) laten zien dat onder invloed van de vegetatiesuccessie de broedplaatsen van dwergstern, visdief en grote stern verschuiven en dat de soorten verschillen in habitatvoorkeur. Dwergsterns maken gebruik van pionierstadia en de grote sterns van de meerjarige vegetaties van biestarwegras en strandkweek. Ook soorten als plevieren en kluut prefereren de jongste ontwikkelingsstadia. Met de ontwikkeling van de vegetatie neemt de stroomsnelheid af, waardoor het door het water meegevoerde slib en zand kan bezinken en waardoor het schor geleidelijk ophoogt en meerjarige plantensoorten zich kunnen vestigen.

Predatoren

Belangrijke broedgebieden voor kustbroedvogels zijn de begroeide platen en schorren in de Westerschelde. Met het ouder worden van de vegetatie kunnen kokmeeuwen maar ook zwartkopmeeuwen, kleine mantelmeeuwen en zilverbmeeuwen zich vestigen. Deze soorten kunnen prederen op eieren en jongen van plevieren, kluten en sterns.

Ook grondpredatoren als ratten en vos zijn van belang. Met name de broedvogels van schorren op slikken zijn kwetsbaar hiervoor. In 2004 begon de vos Saeftinghe te koloniseren. Predatiegevoelige soorten namen in aantal af of verplaatsten zich naar vosluwe delen (Calle & Castelijns, 2013). Bij de

inventarisatie in 2018 bleken vossen geheel Saeftinghe te bestrijken en waren bontbekplevier en strandplevier als broedvogel verdwenen en soorten als visdief en kluut grotendeels naar elders uitgeweken (Van den Bergh *et al.*, 2018).

Aanbod geschikt broedgebied

De aantallen broedvogels in het Schelde-estuarium lijken vooral bepaald te worden door enerzijds het aanbod van geschikte broedlocaties en anderzijds door het optreden van verstoring, waardoor geschikte broedlocaties niet benut kunnen worden. Dit speelt met name langs de dijken van de Westerschelde, waar door de openstelling van de buitendijkse onderhoudswegen de verstoring zodanig is toegenomen dat de dijken ongeschikt zijn geworden als broedlocatie voor de bondbekplevier en strandplevier. Zoals hierboven aangegeven hebben de kustbroedvogels in de Westerschelde en de Zeeschelde te maken met vegetatiesuccessie, ophoging door sedimentatie en toename van predatoren en recreatief medegebruik. Voor de verschillende vormen van menselijke verstoring, zie Walles en Ysebaert (2019).

6.8.2.2. Niet broedvogels

Intergetijdengebieden worden veelal gekenmerkt door een hoge primaire en secundaire productie. De bij laagwater droogvallende slikken en zandplaten vormen een belangrijk foerageergebied voor steltlopers, meeuwen en eenden. De geschiktheid als foerageergebied wordt bepaald door drie variabelen:

1. Het areaal intergetijdengebied;
2. De droogvalduur (hoogte maar ook de vorm (bijv. steilheid) van het intergetijdengebied is belangrijk), die bepaalt hoeveel tijd per getij de vogels op de platen en slikken kunnen foerageren;
3. De voedselbeschikbaarheid, ofwel de hoeveelheid en kwaliteit van het beschikbare voedsel (Craeymeersch & Ysebaert, 2020).

Daarnaast spelen ook factoren als de beschikbaarheid van hoogwatervluchtplaatsen en de mate van verstoring een rol. Het voedsel bestaat in hoofdzaak uit bodemdieren zoals schelpdieren, wormen en kreeftachtigen. Het voorkomen hiervan wordt bepaald door factoren zoals hydro- en morfodynamiek, droogvalduur en sedimentsamenstelling.

In de T2015 is het ecologisch functioneren van de niet-broedvogels in het Schelde-estuarium geëvalueerd op basis van een indeling in benthivore en omnivore watervogels (Barneveld *et al.*, 2020). Taal *et al.* (2020) hebben laten zien dat een opsplitsing van de niet-broedvogels in voedselgroepen meer inzicht geeft in het ecologisch functioneren. Gezien het specialistische dieet van sommige soorten en hun plaats in het voedselweb is een indeling mogelijk in de volgende ecologische voedselgroepen:

- Schelpdiereters
- Wormeneters
- Hyperbenthoseters
- Epibenthoseters
- Benthoseters: indien geen nadere specificatie voor de benthos prosoorten wordt gehanteerd
- Viseters
- Vleeseters
- Herbivoren
- Omnivoren

De vogels van deze voedselgroepen worden over het algemeen goed gemonitord, en de trends hierin kunnen dus onderling vergeleken worden en vergeleken worden met de trend van de onderliggende voedselgroep (het voedsel). Deze indeling in voedselgroepen is mede gebaseerd op Hornman *et al.* (2020), aanvullend veldonderzoek (Duijns en Boudewijn, 2020) en de indeling die in de MONEOS-rapportages wordt gehanteerd. De vogelsoorten, die regelmatig tijdens de maandelijkse hoogwatertellingen in de Westerschelde en de laagwatertellingen in de Zeeschelde geteld worden en karakteristiek zijn voor beide delen van het estuarium, zijn ingedeeld in deze ecologische voedselgroepen (Bijlage C.6). Hierbij dient opgemerkt te worden dat sommige soorten in verschillende perioden van het jaar verschillende voedselbronnen kunnen benutten, waardoor ze uiteindelijk bij de omnivoren worden ingedeeld. In de Zeeschelde zijn alle vogelsoorten die alleen benthos benutten ingedeeld bij de benthoseters, waarmee alle benutte benthosgroepen worden samengevat. Hiermee wordt ook aangesloten bij de MONEOS-rapportage. Uit de zoute gebieden is bekend dat veel steltlopers en ook de bergeend grote hoeveelheden hyperbenthos kunnen benutten. Deze prooien zijn vooral talrijk in het zomerhalfjaar, terwijl de meeste steltlopersoorten hun aantalspiek in het winterhalfjaar hebben. In bijlage C6 is tevens aangegeven welke steltlopersoorten in het zomerhalfjaar hyperbenthos kunnen benutten.

Areaal foerageergebied en droogvalduur

Voor de macrozoöbenthos-etende soorten (schelpdier-, worm-, epibenthos- en hyperbenthos- etende soorten en de omnivoren) is de beschikbaarheid van geschikt foerageergebied belangrijk (Kraan *et al.*, 2009). Kleine steltlopersoorten beginnen met foerageren zodra de eerste slik- en plaatgebieden droogvallen en zetten dit voort totdat de slik- en plaatgebieden weer bijna onder water verdwenen zijn. Voor deze soorten is het aanbod van zowel hooggelegen als laaggelegen intergetijdengebieden, die in elkaar overgaan of vrijwel aan elkaar grenzen, belangrijk. Voor de grotere steltlopersoorten geldt dat zij afhankelijk van weersomstandigheden en jaargetijde 2-3 uur na hoogwater beginnen met foerageren, rond laagwater enige tijd rusten om te verteren (e.g. Van Gils *et al.*, 2005; Duijns *et al.*, 2015) en vervolgens weer foerageren tot 2-3 uur voor hoogwater, waarna ze naar de hoogwatervluchtplaats vertrekken.

De hoogte en steilheid van het gebied bepaalt de droogvalduur. Indien in een slikgebied alleen delen met een lange droogvalduur aanwezig zijn, kunnen kleine steltlopersoorten hier alleen foerageren vlak voor of vlak na hoogwater. Vervolgens moeten ze uitwijken naar andere gebieden. Ook voor grotere steltlopers is het gebied ongeschikt. Gebieden met een geleidelijk aflopend talud, zodat de gehele periode gefoerageerd kan worden, zijn essentieel voor steltlopers en andere slikgebonden watervogels.

Hoogwatervluchtplaatsen (hvp's)

De slik-gebonden watervogels volgen met afgaand water over het algemeen de waterlijn en doen dat ook met opkomend water. Door het opkomende water worden ze samengedreven op de hoge delen van platen en slikken en ook kunnen ze uitwijken naar binnendijkse gebieden. Veelal wordt op hoogwatervluchtplaatsen in dichte groepen het afgaande getij afgewacht. Ook kan een soort verspreid langs de hoogwaterlijn laagwater afwachten. Sommige soorten staan knie- tot buikdiep in het water, terwijl andere soorten op droge platen zonder vegetatie staan. Een deel van de soorten heeft minder moeite met de aanwezigheid van vegetatie en deze kunnen ook binnendijs overtuigen, waarbij wel vaak een voorkeur voor plekken met een korte of geen vegetatie aan de dag wordt gelegd. Het

gebruik van hoogwatervluchtplaatsen wordt negatief beïnvloed door de kans op verstoring. Langs de Oosterschelde bleken 's nachts andere hoogwatervluchten, zoals fietspaden en dijkovergangen, benut te worden dan overdag (Wolf *et al.*, 2000). Per soort kan de afstand tussen foerageergebied en hoogwatervluchtplaatsen sterk verschillen. Kanoeten die hoge eisen aan hun hvp's stellen, moeten vaak een tiental kilometers vliegen naar hun hvp, terwijl de steenloper slechts korte afstanden aflegt (Berrevoets *et al.*, 2002). Indien geschikte hoogwatervluchtplaatsen ontbreken, kan dit van invloed zijn op het gebruik van foerageergebieden.

Voedselaanbod

De vogels die foerageren in het intergetijdengebied benutten hier voor een belangrijk deel het macrozoöbenthos. Het voorkomen van het macrozoöbenthos wordt door verschillende factoren gestuurd (Sectie 6.5). In hoogdynamische gebieden is de soortenrijkdom, totale dichtheid en totale biomassa van het macrozoöbenthos lager dan in laagdynamische gebieden, omdat suspensie-eters, vooral schelpdieren, met name voorkomen in zones met een lage bodemschuifspanning. In zowel de hoog- als laagdynamische gebieden is er een toename van de bodemdierdichtheid met de droogvalduur. In het zoute midden- en hooglitoraal is de biomassa beduidend hoger dan in de brakke delen, zodat er stroomopwaarts gaandeweg de biomassa afneemt. Ook het voorkomen van specifieke soorten is aan het zoutgehalte gerelateerd. Zo komt de kokkel, een belangrijke prooi-soort voor de scholekster, alleen in de polyhalie delen van de Westerschelde voor, terwijl het nonnetje, prooi-soort voor o.a. de kanoet, in alle drie de zones van de Westerschelde voorkomt (Craeymeersch en Ysebaert, 2020).

De voedselbeschikbaarheid voor visetende vogelsoorten wordt gestuurd door het aanbod van pelagische vis. De vangbaarheid van vis wordt gestuurd door het doorzicht, waarbij waarschijnlijk per vogelsoort een optimum in doorzicht geldt (o.a. Baptist en Leopold, 2007). Ook hyperbenthos, met name garnalen, zijn voor soorten als dwergstern en lepelaar belangrijk.

Herbivore watervogels als smienten en wintertalingen foerageren in de herfst op zaden van schorplanten op het lage en middelhoge schor. Smienten en wilde eenden foerageren de rest van de winterperiode vooral in binnendijkse gebieden op grasland en benutten de Westerschelde vooral als rustplaats. Wintertalingen foerageren vooral in slikrijke gebieden. De afname van de grauwe gans in de Westerschelde gaat samen met de afname van heen in Saeftinghe (Elschot *et al.*, 2017) en de toename van de vos (Van den Bergh *et al.*, 2018).

De ontwikkelingen in de Zeeschelde laten zien dat eendachtigen opportunisten kunnen zijn. De piek in de aantallen wintertalingen, tafeleenden, krakeenden en pijlstaarten in het begin van deze eeuw viel samen met de piek van oligochaeten in de Zeeschelde. Deze soorten eenden kunnen zowel plantaardige als dierlijke voedselbronnen benutten. Aangenomen wordt dat deze soorten tot ongeveer 2010 voornamelijk oligochaeten als voedselbron benutten en daarna uit het gebied verdwenen (tafeleend, pijlstaart) of weer overschakelden op andere voedselbronnen in de Zeeschelde en een meer herbivore voedselkeuze hebben (De Meutter *et al.*, 2019).

Substraat

Bij voedselaanbod is reeds aangegeven dat de dynamiek van invloed is op het aanbod van macrozoöbenthos; in hoogdynamische gebieden vindt meer bodemberoering door golven en stroming plaats, waardoor lang niet alle soorten macrofauna zich hier kunnen handhaven. Tevens vindt in

laagdynamisch gebieden meer sedimentatie van slib plaats, waardoor de laagdynamische gebieden een meer kleiige bodem hebben en de hoogdynamische gebieden een meer zandige bodem. Zandige bodems drogen bij droogval sneller uit dan kleiige bodems. Kleiige bodems hebben dan ook een hogere benthosbiomassa.

Verstoring

De aanwezigheid van verstoringbronnen kan het gebiedsgebruik door getij-afhankelijke vogelsoorten sterk beïnvloeden. De gevoeligheid voor verstoringen en daarmee de verstoringafstand is per soort en per situatie zeer verschillend (zie Krijgsveld *et al.* (2008) en Walles en Ysebaert (2019) voor een overzicht). Verstoring kan zowel foeragerende vogels als hoogwatervluchtplaatsen (hvp's) beïnvloeden (o.a. Arts *et al.*, 2018). Indien geschikte hvp's ontbreken wordt een gebied ook minder gebruikt als foerageergebied. Het openstellen van buitendijkse onderhoudswegen voor recreatie heeft zowel een negatieve invloed op het foerageren door vogels op het slik onderlangs de dijk als op het gebruik van hoogwatervluchtplaatsen (Arts *et al.*, 2018).

Weersomstandigheden

De verspreiding van overwinterende eenden en steltlopers wordt in hoge mate bepaald door temperatuur, omdat deze soorten afhankelijk zijn van ijsvrije voedselgronden om te kunnen foerageren (Schummer *et al.*, 2010). De Delta, waarvan de Westerschelde deel uitmaakt, kan een belangrijk overloopgebied zijn voor vogels uit noordelijker gelegen gebieden bij strenge vorst. Het is echter niet duidelijk of de draagkracht al bereikt is en of er dan ruimte overblijft voor deze tijdelijke bezoekers. Ook nemen soorten die in het verleden voornamelijk ten zuidwesten van Nederland overwinterden toe, terwijl soorten die vooral ten noordoosten van Nederland overwinterden een daling in aantallen laten zien (Hornman *et al.*, 2020), omdat ze Nederland minder als overwinteringsgebied zijn gaan gebruiken.

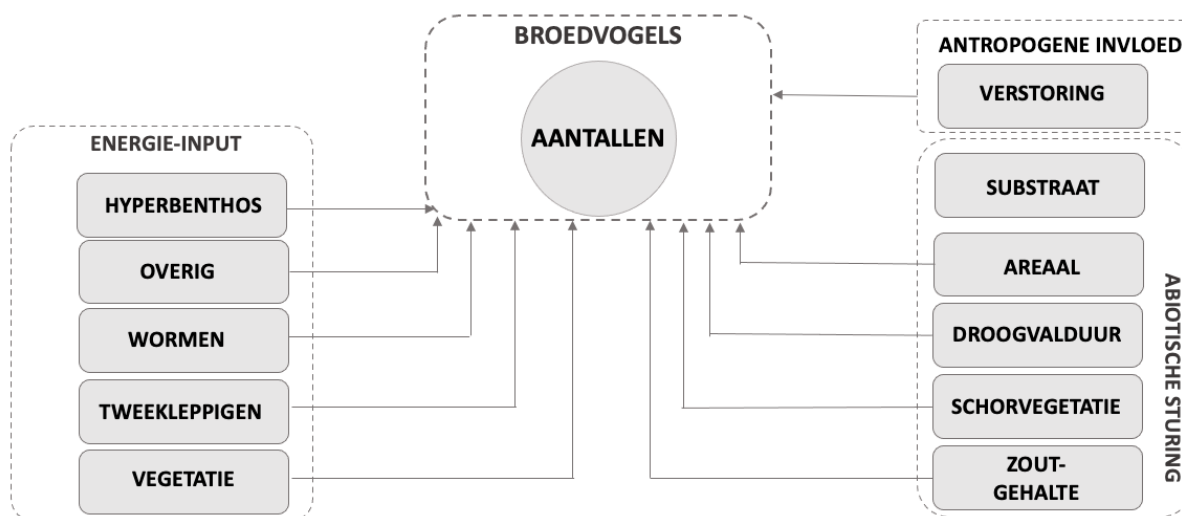
6.8.2.3. Exoten

De aanwezigheid van exotische soorten in het estuarium kan van invloed zijn op de onderlinge verhoudingen tussen vogelsoorten en kan wanneer dezelfde voedselbronnen of nestlocaties worden benut tot negatieve effecten leiden.

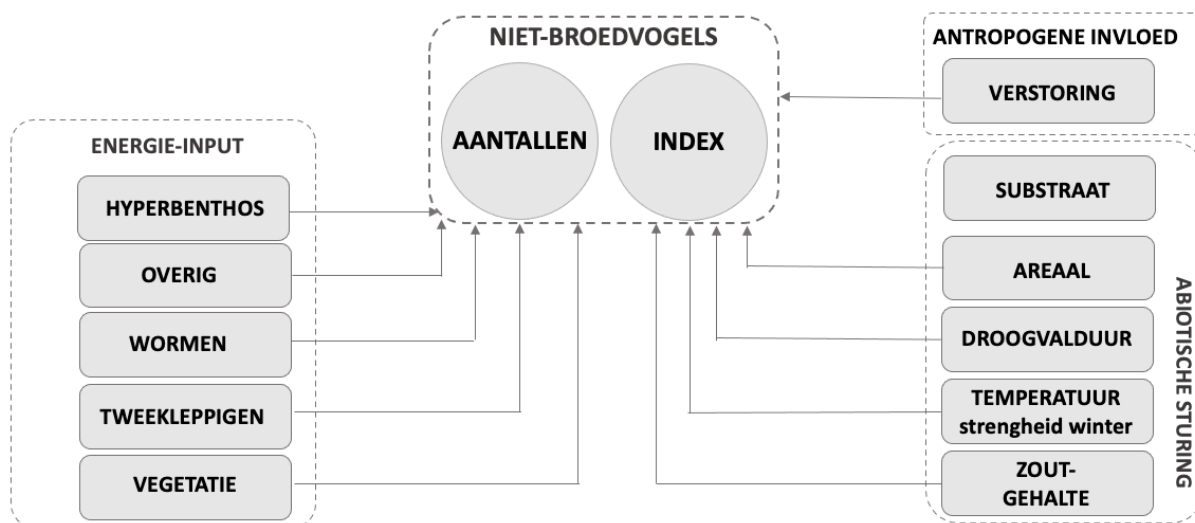
In de Westerschelde bedroeg het aantal exoten in de rapportageperiode van de T2015 12 soorten en in de Zeeschelde 23 soorten, maar de aantallen namen niet verder toe (Barneveld *et al.*, 2018a). Er zijn op dit moment geen aanwijzingen dat exoten van grote invloed zijn op het ecosysteem van het Schelde-estuarium. De Canadese gans is één van de talrijkste exoten, maar de aantallen zijn stabiel of lopen terug (Barneveld *et al.*, 2018a). De soort heeft een vergelijkbaar habitatgebruik als de grauwe gans, maar de aantallen Canadese ganzen liggen een factor 10 lager dan de aantallen van grauwe gans, die ook sterk zijn teruggelopen (Barneveld *et al.* 2018a). De aanwezigheid van exoten wordt verder behandeld in een aparte sectie in dit hoofdstuk (zie Sectie 6.10).

6.8.2.4. Samenvatting van de verhaallijn Vogels

Figuur 44 en Figuur 45 vatten het voorgaande samen met het oog op het verbinden van de toetsparameter *Vogels* met de overige communicatie-indicatoren binnen de evaluatiemethodiek. Het geeft aan welke reken- en/of verklarende parameters gebruikt worden in de verhaallijn van de vogels (zie ook verder, Sectie 6.8.3).



Figuur 44: Schematische weergave van de deelverhaallijn Broedvogels. De responsvariabelen Aantallen wordt beïnvloed door een samenspel van input-gerelateerde variabelen, de algemene abiotische condities en antropogene invloed.



Figuur 45: Schematische weergave van de deelverhaallijn Niet-broedvogels. De responsvariabelen Aantallen en Index worden beïnvloed door een samenspel van input-gerelateerde variabelen, de algemene abiotische condities en antropogene invloed.

6.8.3. Rekenparameters voor de toetsparameter Vogels

Het is gewenst dat de evaluatie wordt opgesplitst in de beoordeling van de broedvogels en van de niet-broedvogels voor zowel Natura 2000-gebied Zeeschelde als Westerschelde & Saeftinghe. De lijst van sleutelsoorten omvat zowel broedvogels als 'niet-broedvogels', en de ontwikkelingen worden op de volgende punten geëvalueerd:

- Sleutelsoorten: evaluatie omvat aantallen van de soorten (zowel broedvogel als 'niet-broedvogel') met instandhoudingsdoelstellingen (Sectie 6.8.3.1 en 6.8.3.2);

- Ontwikkeling index (per voedselgroep) voor niet-broedvogels op basis van aantallen (Sectie 6.8.4.2).

6.8.3.1. Broedvogels

Broedvogels worden niet meegenomen in de Index-berekening, aangezien deze soorten reeds afzonderlijk als sleutelsoorten worden beoordeeld. Een bijkomende evaluatie in de vorm van een standaardindex-berekening is overbodig.

Sleutelsoorten

Een vergelijking van de aantallen broedvogels met de minimum doelaantallen (Westerschelde) en de instandhoudingsdoelstellingen (IHD) in de Zeeschelde wordt jaarlijks uitgevoerd. Een positieve evaluatie voor deze rekenparameter volgt wanneer door alle soorten in 3 van de 6 jaar de streefdoelen of IHD worden bereikt. Wanneer twee of meer soorten in minder dan 3 jaren de streefdoelen behalen, volgt een negatieve evaluatie.

Als sleutelsoorten is de selectie van soorten met een minimum doelaantal of een instandhoudingsdoelstelling (IHD) genomen, samengevat in Tabel 54. Er wordt een beoordeling uitgevoerd op de schaal van Westerschelde en Zeeschelde (niveau 2).

Voor de Westerschelde betreft het zeven soorten kustbroedvogels (bontbekplevier, dwergstern, grote stern, kluut, strandplevier, visdief, zwartkopmeeuw), met IHD voor de gehele Delta (regiodoel). Daarnaast is het Natura 2000-gebied *Westerschelde & Saeftinghe* tevens aangewezen voor bruine kiekendief en blauwborst. Voor de evaluatie van bruine kiekendief en blauwborst kunnen de IHD's als criteria gehanteerd worden (Tabel 54). Voor de zeven soorten kustbroedvogels in de Westerschelde zijn geen IHD's voor de Westerschelde gespecificeerd, maar wel voor de gehele Delta. Daarom werden door Maris *et al.* (2014) voor de evaluatie van de kustbroedvogels in de Westerschelde streefdoelen gebruikt (Tabel 54). In het Beheerplan Westerschelde & Saeftinghe (Ministerie I&M, 2016) zijn op basis van de regiodoelstellingen op basis van de aantallen broedparen in de periode 2007-2011 in de Westerschelde minimale doelaantallen geformuleerd die benodigd zijn om de regionale instandhoudingsdoelen te realiseren. In tegenstelling tot de T2015 worden in de T2021 niet de streefdoelen uit Maris *et al.* (2014) gehanteerd voor de Westerschelde, maar de minimale doelaantallen uit het beheerplan. Dit dient ook met terugwerkende kracht toegepast te worden. De minimale doelaantallen hebben betrekking op de vogelaantallen binnen de begrenzing van het Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe. Vogels hierbuiten worden niet meegerekend. Een deel van de kustbroedvogels broedt echter net buiten de grenzen van het Natura 2000-gebied maar foerageert daar wel binnen. Dit geldt bijvoorbeeld voor de dwergsternen, visdieven en grote sterns die in Waterdunen broeden. Deze vogels hebben ecologisch gezien wel een relatie met de Westerschelde. Voor de kustbroedvogels is gekeken naar zowel de aantallen broedvogels die binnen de Natura 2000 begrenzing broeden als naar de vogels die er net buiten broeden maar wel een relatie met de Westerschelde hebben.

Voor de Zeeschelde werden initieel IHD's afgeleid, die een veel ruimer gebied omvatten dan enkel het buitendijkse, estuariene deel dat binnen deze Evaluatiemethodiek wordt geëvalueerd. Zo zijn ook voor broedvogels in de Zeeschelde IHD's geformuleerd voor soorten die weinig of geen relatie hebben met het estuariene functioneren. Indien we ons beperken tot de soorten die een binding met het estuariene deel van de Zeeschelde hebben, dan worden alleen kluut en tureluur in de evaluatie

meegenomen. In overleg met de gebiedsdeskundigen wordt ook een aantal specifieke soorten meegenomen, die representatief zijn voor moerasgebieden langs de estuariene delen van de Zeeschelde en die met name in de Sigmagebieden te vinden zijn. Deze zijn ook in Tabel 54 opgenomen onder het kopje Zeeschelde overige soorten. Hiervoor zijn de instandhoudingsdoelen genoemd in Van Ryckegem *et al.* (2020) overgenomen. Deze sleutelsoorten worden niet alleen positief beoordeeld als de genoemde aantallen (criteria) worden gehaald, maar ook wanneer deze niet worden gehaald, maar er wel sprake is van een toenemende trend van het aantal broedparen (Maris *et al.*, 2014).

Soort	Westerschelde	Zeeschelde estuariene soorten	Zeeschelde overige soorten
blauwborst	450		550 (140)
bontbekplevier	10/ 28		
bruine kiekendief	20		
dodaars			50 (26)
dwergstern	100/ 226		
grote stern	2.800/ 3.866		
kluut	150/ 203	350 (150)	
rietzanger			170 (106)
scholekster			190 (92)
slobeend			150 (15)
strandplevier	40/ 23		
tureluur		160 (26)	
visdief	1.600/ 1.410		
zomertaling			20 (5)
zwartkopmeeuw	4/ 419		

*Tabel 54: Sleutelsoorten voor broedvogels met criteria voor aantal broedparen in Westerschelde (WS) en Zeeschelde (ZS). Voor de Westerschelde zijn zowel de streefdoelen genoemd in Maris *et al.* (2014) opgenomen als de minimale doelaantallen (cursief en vet) uit het Beheerplan (Ministerie I&M (2016)). De aantallen voor de Zeeschelde zijn ontleend aan Van Ryckegem *et al.* (2021). Deze getallen zijn vet weergegeven, terwijl de oorspronkelijke aantallen, genoemd in Maris *et al.* (2014) tussen haakjes zijn weergegeven.*

6.8.3.2. Niet-broedvogels

Sleutelsoorten

De sleutelsoorten niet-broedvogels in de Westerschelde zijn soorten met een instandhoudings--doelstelling (IHD). De instandhoudingsdoelstellingen zijn gebaseerd op de gemiddelde aantallen uit de periode 1999-2003, met uitzondering van slechtvalk en zeearend waarvoor een maximumaantal geldt (Tabel 55). Voor de Zeeschelde zijn acht niet-broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoelstelling aangewezen, waarvan vijf soorten een sterke connectie hebben met de estuariene habitats van de Zeeschelde: pijlstaart, wintertaling, krakeend, tafeleend en bergeend. Net als in de MONEOS-rapportage laten we kleine zwaan, slobeend en kokmeeuw buiten beschouwing. In het aanwijzbesluit voor de Zeeschelde staat hoe de instandhoudingsdoelstelling moet worden berekend, maar er worden geen aantallen genoemd. In de MONEOS-rapportage over 2022 heeft INBO deze aantallen berekend en deze zijn overgenomen (Tabel 56).

Soort	IHD	Soort	IHD	Soort	IHD
bergeend	4.500	kluut	540	steenloper	230
bontbekplevier	430	kolgans	380	strandplevier	80
bonte strandloper	15.100	krakeend	20	tureluur	1.100
drieteenstrandloper	1.000	lepelaar	30	wilde eend	11.700
fuut	100	middelste zaagbek	30	wintertaling	1.100
goudplevier	1.600	pijlstaart	1.400	wulp	2.500
grauwe gans	16.600	rosse grutto	1.200	zeearend*	2
groenpootruiter	90	scholekster	7.500	zilverplevier	1.500
kanoet	600	slechtvalk*	8	zwarte ruiter	270
kievit	4.100	slobeend	70		
kleine zilverreiger	40	smient	16.600		

* behoudsdoelstelling in de vorm van een jaarmaximum.

Tabel 55: Instandhoudingsdoelstellingen (IHD's) voor niet-broedvogelsoorten Natura 2000-gebied Westerschelde & Saeftinghe (bron: Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2016).

Soort	Te gebruiken telseizoenen	2014
bergeend	1992/93 - 2006/07	1.272
krakeend	2002/03 - 2006/07	2.408
pijlstaart	2000/01 - 2005/06	487
tafeleend	2001/02 - 2006/07	3.864
wintertaling	1998/99 - 2005/06	14.584

Tabel 56: instandhoudingdoelen van niet-broedvogels waarvoor de Zeeschelde is aangewezen. Tevens is de periode aangegeven waarop het instandhoudingsdoel is gebaseerd (winter seizoen gemiddelde telseizoenen) en de door het INBO berekende waarde.

Het Schelde-estuarium is een cruciaal habitat voor doortrekkende en overwinterende eenden, ganzen en steltlopers. Mede daarom is het voor het duiden van ontwikkelingen in de vogelpopulatie van belang om breder te kijken dan alleen naar lokale ontwikkelingen; bijvoorbeeld ook naar die van binnendijkse gebieden en voor trekvogels ook naar ontwikkelingen in vergelijkbare systemen zoals de (Nederlandse) Waddenzee of zelfs op flyway niveau. Daarom mag de trend van de sleutelsoorten niet dalen ten opzichte van de internationale trend (Tabel 56) voor een positieve beoordeling.

Voor de sleutelsoorten van de Westerschelde kunnen vanaf 2013 niet de getelde aantallen gebruikt worden, omdat in een deel van de telgebieden niet maandelijks meer geteld wordt. Hiervoor kunnen de door Sovon Vogelonderzoek Nederland gecorrigeerde aantallen vogels per telgebied voor de gehele Westerschelde gebruikt te worden. Hiervoor geldt wel dat niet alle soorten zijn meegenomen. Dit geldt voor de volgende soorten met een instandhoudingsdoelstelling: goudplevier, grauwe gans, kievit, kleine zilverreiger, kolgans, krakeend, lepelaar, slechtvalk en zeearend. Voor deze soorten zij alleen de getelde aantallen beschikbaar.

Standaard-index

Om de ontwikkeling van een vogelsoort of vogelgroep weer te geven worden vaak indexen gebruikt (BTO, SOVON, Vogelwarte, Eurostat). Hierbij wordt tegenwoordig veelal gebruik gemaakt van de Living Planet Index (LPI). Deze index laat zowel veranderingen in aantallen zien van individuele soorten als verschuivingen in de verhouding tussen soorten. Hierbij weegt een weinig talrijke soort even zwaar als een zeer talrijke soort. De index geeft dus aan of er sprake is van een evenwichtige samenstelling. De index berekenen we op twee manieren. Bij de eerste berekeningswijze worden voor resp. Westerschelde en Zeeschelde alle geselecteerde soorten met een instandhoudingsdoel genomen. Bij de tweede berekeningswijze berekenen we een index per voedselgroep. Hierbij wordt de hoofdingeling in voedselgroepen gehanteerd. In de additionele analyses wordt de hoofdgroep benthoseters verder opgesplitst. Dit is alleen relevant voor de Westerschelde, omdat alle soorten met een instandhoudingsdoel voor de Zeeschelde tot de omnivoren wordt gerekend.

De LPI-index geeft veranderingen in de aantallen weer ten opzichte van historische cijfers, waarbij het aantal in het basisjaar de referentie is en op 100% is gesteld. Een daling van vijf procent in de totale index kan betekenen dat de populatiegrootte van soorten die in de indicator zijn opgenomen, gemiddeld met vijf procent is afgenomen. Dit betekent overigens bij het gebruik van vogelgroepen niet noodzakelijk dat elke soort met vijf procent is afgenomen, of dat het totale aantal vogels met vijf procent is afgenomen. Voor de Westerschelde kan vervolgens ook per zone LPI-index berekend worden.

Wanneer de gegevens van de eerste jaren betrouwbaar en compleet zijn, heeft het de voorkeur om een zo vroeg mogelijk jaar als basisjaar te kiezen, zodat voor een zo lang mogelijke periode de trend berekend kan worden. Voor de index per voedselgroep worden de algemeen voorkomende soorten van de Westerschelde en de Zeeschelde gebruikt. Als criterium voor algemeen voorkomen is gesteld dat soorten minstens >30 keer zijn waargenomen. Hiermee worden zeldzaamheden uitgesloten. Besloten is de tellingen van het seizoen 1991/1992 te gebruiken als referentiejaar, zodat de Westerschelde en Zeeschelde goed met elkaar te vergelijken zijn op lange termijn. Dit is alleen mogelijk indien de soort in het seizoen 1991/1992 is waargenomen. Slechtvalk en zeearend zijn dan ook niet gebruikt voor de indexberekening. Daarnaast zal de evaluatie op 2 tijdschalen geëvalueerd worden:

- Lange termijn trend (1991- heden);
- Korte termijn trend (laatste 6 seizoenen uit evaluatieperiode).

Hiermee wordt inzichtelijk of de korte termijn trend van de evaluatieperiode ook afwijkt van de lange termijn trend van de voedselgroep.

Evaluatie van de niet-broedvogels vindt plaats op basis van telseizoenen die lopen van juli tot en met juni van het daaropvolgende jaar. Voor bijvoorbeeld de T2021 evaluatie betekent dit dat de vogelaantallen van juli 2020 tot en met juni 2021 gelden als de vogelaantallen voor het watervogelseizoen 2020.

6.8.3.3. Beschikbare data

Broedvogels

Overzichten van broedvogelgegevens uit gebieden langs de Zeeschelde worden in de MONEOS-rapporten van het INBO weergegeven. Oudere gegevens van voor de broedvogelatlas (periode 2000-2002) zijn afkomstig uit verslagen en de Broedvogeldatabank. Recente gegevens zijn afkomstig uit diverse bronnen en uit onderzoek van het INBO. Voor een aantal soorten worden waarnemingen uit waarnemingen.be geïnterpreteerd volgens de criteria in Van Dijk & Boele (2011) en in het overzicht opgenomen (Van Ryckegem *et al.*, 2020).

In de Westerschelde worden jaarlijks integraal de kustbroedvogels geïnventariseerd en gerapporteerd door Deltamilieu Projecten in opdracht van Rijkswaterstaat. De bruine kiekendief wordt bijna jaarlijks geïnventariseerd op Saeftinghe. Dit is het belangrijkste broedgebied van de bruine kiekendief langs de Westerschelde. Ook voor de blauwborst is Saeftinghe een belangrijk gebied, maar Stichting Het Zeeuwse Landschap inventariseert om de 6-9 jaar integraal de belangrijkste broedvogels van Saeftinghe, zodat voor de evaluatieperiode slechts 1 inventarisatie beschikbaar is. Uit de volgende jaren zijn broedvogelgegevens van Saeftinghe beschikbaar: 1997, 2004, 2012 en 2018 (Van den Bergh *et al.*, 2018).

Niet-broedvogels

De niet-broedvogels van de Zeeschelde worden sinds 1991 met een boot met laagwater geteld. Aanvankelijk werd er alleen in de wintermaanden geteld, maar vanaf 1993 wordt jaarrond geteld. Vanaf 1999 worden ook de meeuwen en sterns volledig meegenomen. Sinds de zomer van 2019 wordt er echter alleen in het winterhalfjaar geteld omdat de aantallen watervogels zeer sterk terug waren gelopen. Daarnaast wordt in juni nog een gebieddekkende laagwatertelling verricht. Alleen het traject Antwerpen tot aan de grens wordt nog maandelijks geteld (Van Ryckegem *et al.*, 2020).

De Westerschelde wordt sinds 1978 maandelijks tijdens hoogwater geteld. Vanaf maart 2013 wordt een aangepast telprogramma gehanteerd, waarbij in 15 steekproefgebieden alleen in de maanden oktober, november, december, januari, februari en mei geteld wordt. In alle overige telgebieden wordt wel maandelijks geteld. Meeuwen en sterns werden aanvankelijk alleen tijdens de midwintertelling meegenomen (januari-telling), maar sinds 2017 worden ook alle meeuwen en sterns maandelijks geteld.

Gebied	Groep	Type	Gebieds- dekkend	Kwaliteit	Sinds	Interval
Zeeschelde	Broedvogels met instandhoudingsdoel	Inventarisatie	Nee	±	1995 -	Jaarlijks
Zeeschelde	Niet-broedvogels	Laagwatertelling Antwerpen-grens	Ja	+	1991 -	maandelijks: aanvankelijk winterhalfjaar vanaf 1993 jaarrond meeuwen van 1999
		Laagwatertelling Gent-Antwerpen	Ja	+	1991-zomer 1991	maandelijks: aanvankelijk winterhalfjaar vanaf 1993 jaarrond meeuwen vanaf 1999
		Laagwatertelling Gent-Antwerpen	Ja	+	zomer 1991 - zomer 2019	Maandelijks: aanvankelijk winterhalfjaar vanaf 1993 jaarrond
		Laagwatertelling Gent-Antwerpen	Ja	+	zomer 2019 - heden	Maandelijks in het winterhalfjaar en in het zomerhalfjaar alleen in juni
		Laagwatertelling Sigmagebieden	Ja	+	1991 -	maandelijks alleen winterhalfjaar
Westerschelde	Kustbroedvogels	Inventarisatie	Ja	+	1979	Jaarlijks
	bruine kiekendief	Inventarisatie	Ja	+	1991	Bijna jaarlijks
	blauwborst	Inventarisatie	Ja	+	1997	interval 6-9 jaar
Westerschelde	Niet-broedvogels	Hoogwatertelling	Ja	+	1978 - 2013	Maandelijks: meeiwen alleen in januari
Westerschelde	Niet-broedvogels	Hoogwatertelling	Nee	±	2-13 -	Maandelijks: in maart, april, juni, juli, september en oktober alleen steekproef Meeuwen in januari, vanaf 2017 volledig

Tabel 57: Overzicht van de data van vogels die in de Zeeschelde en Westerschelde verzameld worden.

Voor de index kunnen voor de Westerschelde niet de werkelijke telgegevens gebruikt worden, maar dienen de gecorrigeerde telgegevens gebruikt te worden, welke door Sovon Vogelonderzoek Nederland op telvakniveau vanaf het seizoen 2012/2013 beschikbaar zijn gesteld. Ontbrekende gegevens worden door Sovon via imputing op telvakniveau berekend voor de gehele Westerschelde. Imputing levert grotere betrouwbaarheidsintervallen op en onderschat mogelijk soorten die buiten de steekproefmaanden hun piek hebben. Bij verschuivingen in seizoenpatronen of gebiedsgebruik is imputing minder gewenst. Sovon berekent aan het eind van het telseizoen via imputing gecorrigeerde gegevens op telvakniveau voor de gehele Westerschelde. Deze gegevens worden jaarlijks beschikbaar gesteld. Bij voorkeur zou weer jaarrond maandelijks geteld moeten worden. Zoals in paragraaf 6.8.3.2 is aangegeven zijn niet voor alle soorten met een instandhoudingsdoel voor de Westerschelde geïmpute gegevens beschikbaar. Hiervoor zijn de werkelijk getelde aantallen gebruikt. Zoals al eerder aangegeven zijn slechtvalk en zeearend zijn niet meegenomen in de index, omdat deze soorten bij de startjaar van de index (seizoen 1991/1992) nog niet aanwezig waren.

De meeuwen worden sinds 2017 maandelijks geteld in de Westerschelde en daarvoor alleen in januari. Er is daarom nog te weinig data om deze mee te nemen in de evaluatie en wordt daarom voor de T2021 buiten beschouwing gelaten. Voor de Zeeschelde geldt echter dat deze vanaf oktober 1999 worden geteld, maar apart worden gepresenteerd (Van Ryckegem *et al.*, 2018). Daarom is besloten de meeuwen in de T2021 rapportage ook apart te presenteren (ontwikkeling seizoengemiddelde) en

pas wanneer er een langere tijdreeks is opgebouwd, ze dan te integreren in de verschillende voedselgroepen voor de T2027 rapportage.

6.8.3.4. Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter Vogels

Voor een positieve beoordeling van de in de toetsparameter *Vogels* onderscheiden rekenparameters moet voldaan zijn aan de criteria beschreven in Sectie 6.8.3 en samengevat in Tabel 58.

Rekenparameter	Beoordeling
Index vogels	Voor een positieve beoordeling mag de trend op basis van de jaarlijks berekende Index niet significant afnemen voor zowel de korte als de lange termijn trends. Westerschelde niveau 2 en 3, Zeeschelde alleen niveau 2.
Index voedselgroepen	Voor een positieve beoordeling mag de trend op basis van de jaarlijks berekende Index niet significant afnemen voor zowel de korte als de lange termijn trends. Westerschelde niveau 2 en 3.
Sleutelsoorten vogels	Voor een positieve evaluatie dienen de streefaantallen voor alle soorten broedvogels gehaald te worden in 3 van de 6 te evalueren jaren. Indien 2 of meer soorten hieraan niet voldoen volgt een negatieve evaluatie. Voor de Zeeschelde geldt dat ook sprake is van een positieve beoordeling, wanneer de aantallen niet worden gehaald, maar er wel sprake is van een toenemende trend van het aantal broedparen. Ook voor de niet-broedvogels geldt dat in 3 van de 6 te evalueren seizoenen de aantallen dienen te voldoen aan de IHD of het 1% criterium. Verder mag de trend niet dalen ten opzichte van de internationale trend voor een positieve beoordeling.

Tabel 58: Overzicht van de rekenparameters en criteria voor de toetsparameter *Vogels*.

6.8.4. Additionele analyses en verklarende parameters

6.8.4.1. Broedvogels

De kustbroedvogels in de Westerschelde en de Zeeschelde hebben te maken met vegetatiesuccessie, ophoging door sedimentatie en toename van predatoren. Dit zorgt ervoor dat broedgebieden ongeschikt en/of onveilig worden. De visetende vogels zijn afhankelijk van het doorzicht, zodat een koppeling met de trend in het doorzicht in de relevante zones voor de hand ligt. Aangezien de biotische responsvariabelen integraal ingesloten zitten in de evaluatie van de toetsparameter *Broedvogels* (zie Tabel 58) dienen er geen additionele analyses voor de responsvariabelen uitgevoerd te worden.

6.8.4.2. Niet-broedvogels

Voor de niet-broedvogels in de Westerschelde is het voedselaanbod sturend voor de verspreiding van een soort tijdens laagwater op de slikken en platen. Bij voedselaanbod gaat het niet alleen om de aan- of afwezigheid van bodemdieren maar ook om de kwaliteit en dichtheid van de bentische soorten (Zwarts *et al.*, 1996; Bijleveld *et al.*, 2016). Daarnaast zijn er meer verklarende factoren voor het voorkomen en de verspreiding van vogels in intergetijdengebieden, zoals de oppervlakte en variatie in droogvalduur van de slikken en platen en de aanwezigheid van verstoringbronnen. In de periode 2018-2021 is in opdracht van Rijkswaterstaat en Provincie Zuid-Holland de verspreiding van slikgebonden watervogels in het middendeel en het westelijke deel van de Westerschelde vastgelegd, terwijl Stichting Het Zeeuwse Landschap de verspreiding in het oostelijke deel heeft vastgelegd. De

verzamelde gegevens worden nog gecombineerd met gegevens over bodemfauna-aanbod, hoogteligging etc. De resultaten van deze analyse zijn nog niet beschikbaar.

Voor de beoordeling van de ontwikkelingen in het estuarium is het wenselijk de ontwikkeling van de vogels te beschrijven in de vorm van voedselgroepen, waarmee (in)direct een relatie met een onderliggende voedselbronnen in beeld wordt gebracht. Dit vindt plaats op niveau 3 voor Westerschelde op basis van het seizoengemiddelde. Voor de Zeeschelde is dit met uitzondering van de zone Sterke saliniteitsgradiënt alleen mogelijk voor het winterseizoengemiddelde, omdat de laatste jaren de tellingen in het zomerhalfjaar grotendeels ontbreken.

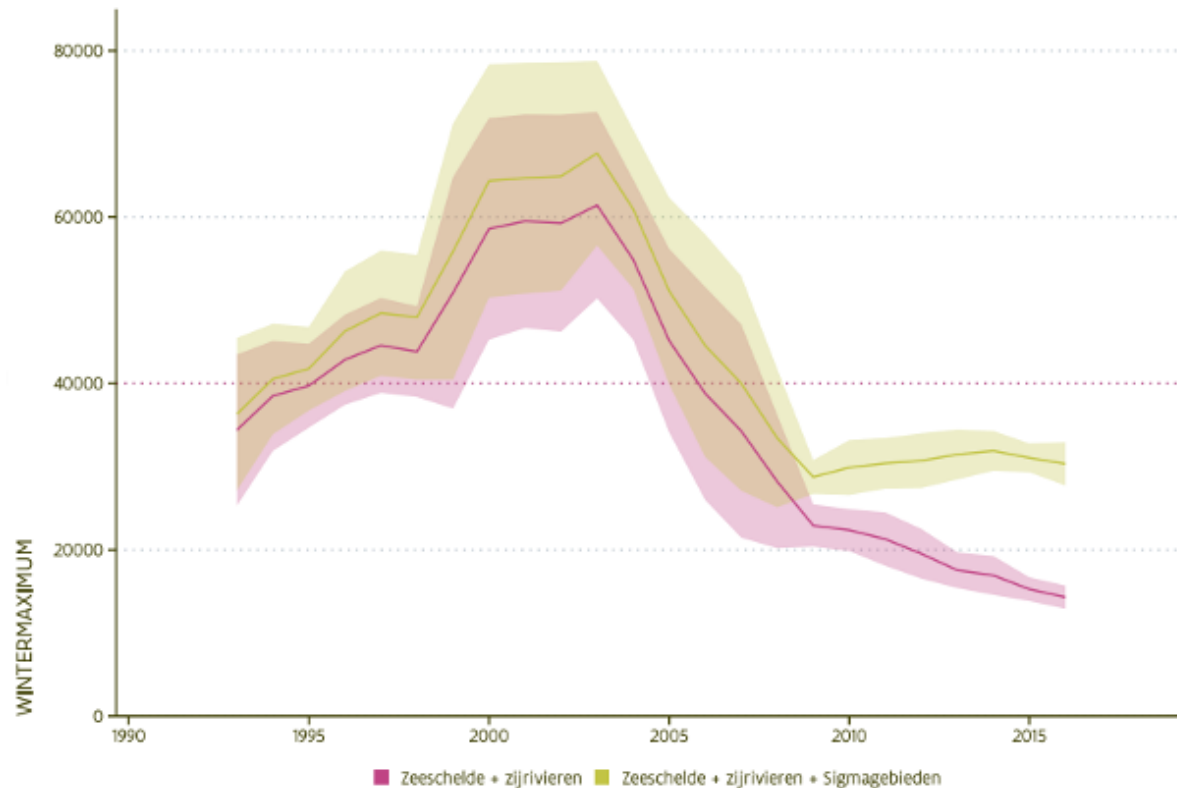
Indien in de onderliggende voedselbron geen verandering optreedt, is het zeer waarschijnlijk dat een andere factor verantwoordelijk is voor eventuele wijziging in vogelaantallen. Van de in Tabel 59 aangegeven onderliggende prooigroepen dient de ontwikkeling per zone beschreven te worden, aangevuld met de hierop foeragerende vogelgroepen. De vergelijking tussen vogels en prooidieren vindt plaats op basis van de index. Voorbeelden van deze manier van uitwerken zijn te vinden in Bijlage C.6.

Groep	Koppeling
Schelpdieren	Correleren van de ontwikkeling van schelpdieretende vogels met de beschikbaarheid (aanbod) en ruimtelijke verspreiding (zone) van schelpdieren (Sectie 6.5).
Wormen	Correleren van de ontwikkeling van wormetende vogels met de beschikbaarheid (aanbod) en ruimtelijke verspreiding (zone) van wormen (Sectie 6.5).
Epibenthos	Correleren van de ontwikkeling van epi-benthosetende vogels met de beschikbaarheid (aanbod) en ruimtelijke verspreiding (zone) van epibenthos (Sectie 6.5).
Hyperbenthos	Correleren van de ontwikkeling van hyperbenthosetende vogels met de beschikbaarheid (aanbod) en ruimtelijke verspreiding (zone) van hyperbenthos (Sectie 6.6).
Pelagische vis	Correleren van de ontwikkeling van visetende vogels met de beschikbaarheid (aanbod) en ruimtelijke verspreiding (zone) van (Pelagische) vis (Sectie 6.7).
Omnivoor	Correleren van de ontwikkeling van niet-specifieke schelpdier- en wormeneters (omnivoren) met de beschikbaarheid (aanbod) en ruimtelijke verspreiding (zone) van overige benthos (Sectie 6.5).
Vegetatie	Correleren van de ontwikkeling van herbivore vogels (voornamelijk ganzen en eenden) met de aanwezigheid en oppervlakte en ruimtelijke verspreiding (zone) van met name heen, en van gras en zaden van schorplanten op het lage en middelhoge schor (Sectie 6.2).

Tabel 59: Evaluatie van de ecologische voedselgroepen voor de vogels en hoe deze gekoppeld kunnen worden aan de prooi-soorten.

In de Zeeschelde is een zekere afname van de aantallen watervogels als gevolg van de verminderde eutrofiëring in het estuarium aanvaardbaar en kan minstens gedeeltelijk gecompenseerd worden door natuurontwikkeling op andere plaatsen. De overkoepelende natuurindicator wordt wel opgevolgd en gerapporteerd door het INBO. Op de website van de Vlaamse natuurindicatoren worden de geaggregeerde gegevens van de Zeeschelde en de Sigmagebieden gepresenteerd. Ook de onderliggende dataset is hier beschikbaar. Figuur 46 geeft hiervan een beeld. Aanvankelijk is de Zeeschelde + zijrivieren verreweg het belangrijkste gebied en zijn de aantallen in de Sigmagebieden laag. Na 2003 nemen de aantallen in de Zeeschelde af en rond 2009 neemt het belang van de Sigmagebieden toe doordat nieuwe gebieden wordt gerealiseerd. Weliswaar zit het maximumaantal watervogels beneden het gewenste maximum van 40.000 vogels (exclusief meeuwen), maar het beeld is duidelijk positiever voor de Scheldevallei dan wanneer alleen naar de Zeeschelde + zijrivieren wordt gekeken. Er vindt een verschuiving van de Zeeschelde naar de Sigmagebieden plaats. De figuur

verklaart deels de waargenomen ontwikkelingen in de Zeeschelde. De meest recente figuur kan van de website van de Vlaamse natuurindicatoren worden overgenomen in het analyserapport.



Figuur 46: Glijdend gemiddelde (5 jaar) van wintermaxima van het aantal vogels in het Schelde-estuarium inclusief zijrivieren tussen 1993 en 2016: waarnemingen, gemodelleerde trend en 95% betrouwbaarheidsinterval. De paarse lijn toont het aantal vogels aanwezig in de zeeschelde. De groene lijn toont de aantallen voor de Zeeschelde en de Sigmagebieden samen. De stippellijn duidt de instandhoudingsdoelstelling van een maximum van 40.000 vogels aan. Bron: www.vlaanderen.be/INBO/natuurindicatoren.

Shannon-index

Met de Shannon-index worden de ontwikkelingen van groepen niet-broedende vogelsoorten, die elk een specifieke voedselbron benutten, met elkaar vergeleken. De Shannon-index geeft een algemene waarde voor de diversiteit tussen en binnen ecologische voedselgroepen. Als vuistregel geldt dat wanneer de waarde van de Shannon-index hoog is, de verschillende soorten/groepen een vergelijkbaar aandeel innemen. Een veranderende waarde van de Shannon-index geeft aan dat er een verschuiving in de samenstelling van de voedselgroep plaatsvindt. Dit kan door een wijziging van het voedselaanbod veroorzaakt worden maar ook door een veranderend gebiedsgebruik door een soort onder invloed van klimaatverandering (zie bijvoorbeeld Hornman et al. 2022). Ook is de Shannon-index afhankelijk van het aantal onderscheiden eenheden, hoe meer hoe hoger de index. Naast de standaard-index (Sectie 6.8.3.2), welke gebruikt zal worden voor de ontwikkeling van een soort of soortgroep, zal de Shannon-index per zone berekend worden op basis van getelde vogels (inclusief geschatte data; zie ook Sectie 6.8.3.4), net als bij de standaard-index).

Daarnaast zijn er nog enkele verklarende abiotische en biotische variabelen, die de verspreiding van de niet-broedvogels beïnvloeden. Tabel 60 vat deze samen en geeft de relaties weer.

Verhaallijn	Opmerking
Voedselbeschikbaarheid	De voedselbeschikbaarheid wordt enerzijds bepaald door de dichtheid van benthos en anderzijds door het beschikbare areaal en de tijd dat het voedsel beschikbaar is. Het voedselaanbod wordt weergegeven in Secties 6.5 <i>Macrozoöbenthos</i> , 6.6 <i>Hyperbenthos</i> en 6.7 <i>Vissen</i> .
Verstoring	Verstoring is van invloed op het gebruik van hoogwatervluchtplaatsen (hvp's) en foerageergebieden. Verstoringen worden de laatste jaren wel genoteerd tijdens hoogwatertellingen langs de Westerschelde. Door Walles en Ysebaert (2019) is een overzicht gemaakt van verstoringbronnen langs de Westerschelde, maar dit is nog niet in interactieve vorm beschikbaar.
Doorzicht	Dit is met name van belang voor visetende vogelsoorten. Het doorzicht wordt bepaald door de lichtlimitatie, die in grote mate gestuurd door de hoeveelheid zwevende stof, de fytoplanktonbiomassa en de concentratie opgeloste organische stof. De hoeveelheid zwevende stof wordt gebruikt als een proxy voor de heersende turbiditeit, zie Hoofdstuk 4 <i>Waterkwaliteit</i> .
Areaal slikken en platen	Het areaal slikken en platen bepaalt met de dichtheid van de prooidieren en de droogvalduur de voedselbeschikbaarheid voor slikgebonden watervogels. Met name de oppervlakte laagdynamisch slik is belangrijk. De oppervlakte hiervan is bepaald in hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i> .
Zoutgehalte	Vogels hebben een indirecte relatie met het zoutgehalte. In het Schelde-estuarium bestaat een sterke zoutgradiënt, en veel prooi-soorten (macrozoöbenthos en hyperbenthos), hebben specifieke leefomstandigheden. Het chloridegehalte wordt gebruikt als een proxy voor het zoutgehalte; zie Hoofdstuk 4 <i>Waterkwaliteit</i> .
Droogvalduur	De droogvalduur bepaalt met het beschikbare areaal foerageergebied en het voedselaanbod de voedselbeschikbaarheid. De ecotopenkaart uit Hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i> combineert de informatie uit Hoofdstuk 2 <i>Hydrodynamiek</i> en Hoofdstuk 3 <i>Morfologie</i> .
Substraat	De ruimtelijke verspreiding van vogels wordt deels direct bepaald door de beschikbaarheid van geschikt substraat en deels door de voorkeur van prooidieren voor een bepaald substraat. De substraatsamenstelling hangt samen met de dynamiek van de omgeving. De dynamiek wordt weergegeven in de ecotopenkaarten. Zie hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i> . De substraatsamenstelling wordt deels aangegeven in de ecotopenkaarten en deels in hoofdstuk 2 <i>Morfologie</i> .
Aanwezigheid hvp	Veel watervogels overtuigen tijdens hoogwater op hvp's . Indien de afstand tot foerageergebieden te groot is, worden deze niet optimaal benut.

Tabel 60: Overzicht van de sturende omgevingsvariabelen voor de verhaallijn Vogels. Voor iedere variabele wordt het belang en eventuele proxy-variabelen weergegeven.

6.9. Toetsparameter Zeezoogdieren

6.9.1. Inleiding

In het Schelde-estuarium bestaan diverse monitoringsprogramma's voor zoogdieren. Deze richten zich hoofdzakelijk op zeezoogdieren, naast een beperkt aantal andere soorten die vermeld staan in een annex van de Habitatrichtlijn (o.a. de Noordse woelmuis, bever, otter en een aantal vleermuissoorten). De relatie van deze laatste soorten met het ecologisch functioneren van het estuariene systeem is beperkt en deze soorten worden hier verder buiten beschouwing gelaten.

De Nederlandse wateren tellen in totaal 31 verschillende soorten zeezoogdieren, waarvan er 21 sporadisch worden waargenomen in de Schelde-estuarium. Drie soorten zijn permanent aanwezig: gewone zeehond, grijze zeehond en bruinvis (Witte, 2001). Deze drie soorten hebben een bijzondere

status met specifieke instandhoudingsdoelen in het kader van Natura 2000. De overige soorten worden slechts incidenteel waargenomen.

De drie permanent in de Westerschelde aanwezige soorten staan alle aan de top van hun voedselketen. Ze reguleren de aantallen van hun prooidieren en als toppredatoren zijn ze, vanwege de afhankelijkheid van het hele onderliggende voedselweb, een goede indicator voor het algehele functioneren van het ecosysteem. Dat maakt monitoren van deze soorten belangrijk. Van deze drie soorten is de bruinvis niet goed bruikbaar als indicator; de aantallen zijn moeilijk in te schatten, omdat ze slechts kort boven water komen om adem te halen. De grijze zeehond wordt sinds 2005 regelmatig in de Westerschelde waargenomen en sinds 2018 is hiervoor dan ook een behoudsdoelstelling geformuleerd (Ministerie van LNV, 2018). Voor de gewone zeehond bestond al een instandhoudingsdoel (Ministerie van I&M, 2016). Daarom worden de aantallen van de gewone zeehond en de grijze zeehond gebruikt bij de toetsing.

De zeezoogdieren beperken zich in hoofdzaak tot de Westerschelde. Er zijn weliswaar regelmatig meldingen van zeehonden en bruinvissen in de Zeeschelde, en dit zegt wel iets over de toestand van het ecosysteem, maar het gaat nog altijd om dwaalgasten. Er vindt in de Zeeschelde van deze soorten, net als van bever en otter, geen systematische monitoring plaats (Van Ryckegem *et al.*, 2020). Daarom worden deze waarnemingen in de Zeeschelde niet betrokken in de evaluatie in het kader van de T2021. De otter is een toppredator in delen van de Zeeschelde, terwijl de bever door zijn activiteiten opslag van bomen kan terugzetten. Beide soorten zouden als indicator voor de Zeeschelde gebruikt kunnen worden, mits er een goede monitoring plaatsvindt. Indien dit het geval is en toetsingscriteria zijn geformuleerd zouden beide soorten in de T2027 geëvalueerd kunnen worden.

Belang

Voor de gewone zeehond in het Deltagebied geldt een regionale populatiedoelstelling van tenminste 200 exemplaren, waarbij de Voordelta de grootste bijdrage levert. In Natura 2000-gebied *Westerschelde & Saeftinghe* moet het areaal aan ongestoord gebied toenemen zodat het beter geschikt wordt voor de voortplanting van de gewone zeehond.

De gewone zeehond was tot in de 18^e eeuw zeer talrijk aanwezig in het Schelde-estuarium. In het begin van de 20^e eeuw waren er naar schatting 1.000 gewone zeehonden in de Westerschelde. In de periode 1940-1960 liepen de aantallen terug tot enkele honderden dieren en in de periode 1960-1990 waren slechts enkele dieren aanwezig (Meininger *et al.*, 2003). De oorzaken lagen bij menselijk handelen: de jacht (tot 1961 in Nederland en in de Duitse Waddenzee, tot 1974 in de Deense Waddenzee), verontreiniging van oppervlaktewater met PCB's (Polychloorbifenylen) (Reijnders, 1986), de toename in beroepsvaart en watertoerisme. Begin jaren '90 werd herstel zichtbaar, de aantallen namen weer toe in de Westerschelde. Dit werd deels veroorzaakt door immigratie vanuit de groeiende populatie in de Waddenzee en deels door de verbeterde waterkwaliteit en de daardoor veroorzaakte toename in visaantallen.

Gewone zeehonden staan aan de top van de voedselketen, en jagen voornamelijk op bodemvissen, zodat het (bodem)visaanbod belangrijk is. Er moet daarnaast geschikt habitat zijn: het areaal plaatoppervlak is van belang, maar ook de droogvalduur, de vluchtmogelijkheden en de bereik-

baarheid van foerageergronden en diepere wateren. Er moet sprake zijn van een compleet, goed functionerend voedselweb, zonder in kwaliteit achterblijvende factoren, alvorens behoorlijke aantallen van deze dieren zich permanent in de Westerschelde kunnen vestigen. Zij zijn daarom geschikte indicatoren voor de algehele ecologische kwaliteit van het systeem.

De grijze zeehond was eeuwen afwezig in de Nederlandse wateren, maar in de vroege jaren tachtig van de vorige eeuw keerde de grijze zeehond terug in de Waddenzee (Brasseur, 2017). Vanaf 2003 werd de grijze zeehond weer regelmatig in de Voordelta waargenomen (Fijn *et al.*, 2013) en vanaf 2005 weer regelmatig, maar in lage aantallen, in de Westerschelde (Arts *et al.*, 2019). De populatiegroei wordt voor een belangrijk deel veroorzaakt door immigratie vanuit het Verenigd Koninkrijk (Brasseur, 2017). De grijze zeehond kent een piek in aantallen in maart en april in het Deltagebied; dit zijn dieren die tijdelijk van elders komen. In de maanden juni-augustus zijn de aantallen in het deltagebied stabiel (Fijn *et al.*, 2013).

6.9.2. Beschrijvende variabelen en sturende factoren

De gewone en de grijze zeehond staan aan het eind van de aquatische voedselketen en zijn daardoor deels afhankelijk van de energiedoorstroming uit lagere trofische niveaus. De aantallen in het estuarium en de mate van voortplanting zijn niet alleen afhankelijk van abiotische en biotische factoren in het estuarium, maar de populaties van beide soorten zijn in feite deelpopulaties van de populaties in de zuidelijke Noordzee, inclusief waddengebied. Tussen de deelpopulaties vindt uitwisseling plaats. Ontwikkelingen in de Waddenzee en de Voordelta hebben dan ook hun weerslag op de aantallen in de Westerschelde. Voor een zichzelf in standhoudende populatie dienen er voldoende pups geboren te worden om de natuurlijke sterfte te compenseren.

De aantallen in de Westerschelde worden mede bepaald door habitatbeschikbaarheid. Voor het rusten van de zeehonden en het voeden van de pups dienen geschikte ligplaatsen aanwezig zijn, die ook gevrijwaard zijn van verstoring in de vorm van beroepsscheepvaart, recreatievaart en betreding. Daarnaast dient er voldoende voedsel aanwezig te zijn en dit dient van voldoende kwaliteit te zijn. In het verleden werd de voortplanting van de zeehond negatief beïnvloed door verontreinigingen die met het voedsel werden opgenomen. Het aantal pups is dan ook een goede indicator van goede voedselomstandigheden en van een voldoende waterkwaliteit.

6.9.2.1. Aantallen zeehonden en pups

Van de gewone zeehond dienen de aantallen in de Westerschelde een goede weerspiegeling te zijn van de ontwikkeling van de totale populatie. De populatie in de Westerschelde dient minstens 1% te zijn van de Waddenzee-populatie. Om niet afhankelijk te zijn van immigratie dient de reproductie in de Westerschelde voldoende te zijn om de populatie duurzaam in stand te houden. Dit kan indien de reproductie minstens 9% van de aanwezige populatie is (Fijn *et al.*, 2013).

De grijze zeehond behoort ook tot de instandhoudingsdoelen voor de Westerschelde en het streven is gericht op het realiseren van een duurzame populatie. De populatie is zich nog aan het ontwikkelen, zodat de trend in aantallen inzicht geeft in de ontwikkeling van de lokale populatie.

6.9.2.2. Abiotische omstandigheden

Gewone en grijze zeehonden zijn afhankelijk van de aanwezigheid van zandbanken met steile randen die grenzen aan diepe geulen. Het gaat om het totaal toegankelijke areaal aan schorren, slikken,

platen en geulen in de Schelde. Doordat er zandbanken droog komen te vallen tijdens laagwater, kunnen de gewone zeehonden deze gebruiken om te rusten, jongen te werpen en te zogen. De morfologie van een zandbank bepaalt hoe lang de zeehonden kunnen rusten, want de ligplaatsen kunnen overspoelen tijdens hoog water. Een hogere ligplaats betekent een kortere en minder frequente overspoeling.

6.9.2.3. Biotische factoren

Voedselbeschikbaarheid

Gewone zeehonden vinden hun prooi door hun snorharen te gebruiken, waarna ze instaat zijn hun prooi te vangen (Kastelein, 1998; Miersch *et al.*, 2011). Rond 1930 bleken gewone zeehonden met name grondels, bot, schol en zeedonderpad te eten. In mindere mate werden ook haring, wijting, kabeljauw en garnaal gegeten (Meininger *et al.*, 2003). Recente gegevens uit het Deltagebied ontbreken. In de Wash (Verenigd Koninkrijk) bestaat het dieet vooral uit wijting, tong, pitvis en dikkopje, maar ook andere platvissoorten, kabeljauwachtigen, zeedonderpad en zandspieringachtigen worden gegeten (Brown en Pierce, 1998). De vissoort die het meest algemeen is in het gebied waar de zeehond foerageert, komt ook het meest voor in het dieet van de zeehond (Tollit en Thompson, 1996). Gewone zeehonden eten met name vissen die groter zijn dan 7,5 cm. De soorten waarvan exemplaren groter dan 7,5 cm voorkomen, zijn voornamelijk tong, schar, schol en zandspiering.

De gewone zeehond eet 5 kg versgewicht aan vis per dag, zodat op jaarbasis 1.825 kg versgewicht wordt geconsumeerd. Meininger *et al.* (2003) berekenden op basis van platvisgegevens uit 1996 dat de draagkracht van de Westerschelde voldoende is voor ongeveer 185 gewone zeehonden, uitgaande van een versgewicht aan platvis in de gehele Westerschelde van bijna 340 ton.

De grijze zeehond benut een grotere variatie aan prooien, waarbij de samenstelling overeenkomt met de samenstelling in het foerageergebied (Smout *et al.*, 2013). Ze eten voornamelijk rondvis, zoals zandaal, kabeljauw, schelvis, koolvis, zandspiering en wijting, en platvissen, zoals bot. Per dag eet de grijze zeehond ongeveer 5,7 kg voedsel (www.zoogdiervereniging.nl).

6.9.2.4. Antropogene invloed

Verstoring

Factoren als scheepvaart en recreatie kunnen van invloed zijn op de aanwezige zeehonden op de ligplaatsen. Een ligplaats die qua morfologische karakteristieken goed is kan door deze factoren minder geliefd zijn.

De invloed van verstoring door beroepsvaart lijkt op 200 tot 300 m nog aanwezig te zijn (Meininger *et al.*, 2003). De algemene opinie is echter dat de effecten in de praktijk gering zijn, omdat geluid en beweging van de schepen regelmatig op de Westerschelde plaatsvinden en omdat de beroepsvaart zich beperkt tot vaargeulen.

Betreding van mensen van platen waar de zeehonden rusten lijkt verstorender. De zeehonden willen uit zicht blijven en tolereren grote groepen mensen tot afstanden van 150 – 500 m (Brasseur en Reijnders, 1994). Bijkomend effect is dat bij verstoring de zeehonden in het water vluchten en jongen niet gezoogd kunnen worden. Jongen kunnen alleen op platen worden gezoogd.

Waterkwaliteit

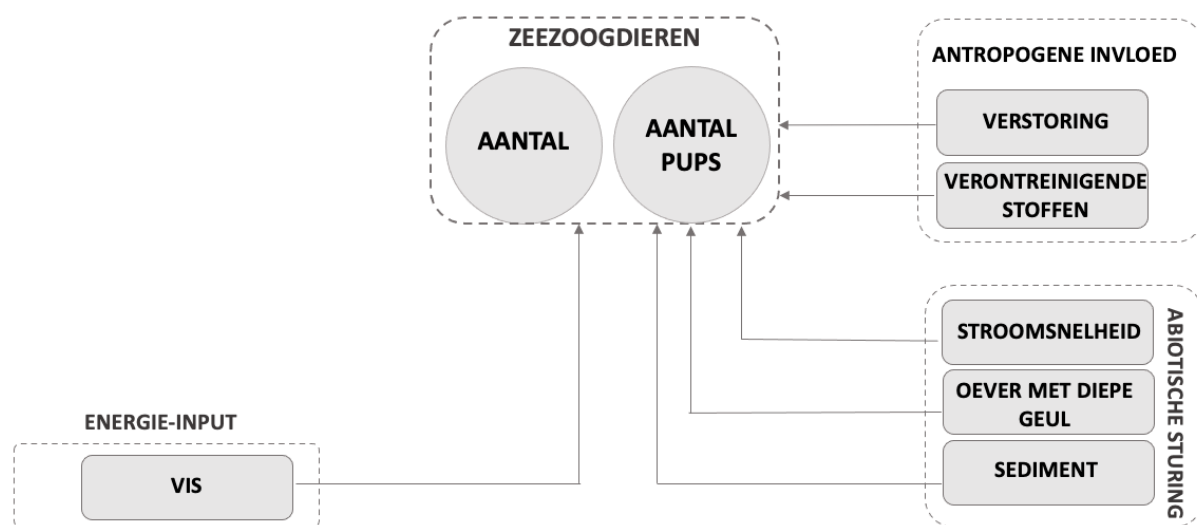
Bio-accumulatie van schadelijke stoffen in de vetten van hogere trofische soorten kan ook optreden bij zeehonden. Zware metalen, PCB's en PAK's (Polycyclische Aromatische Koolwaterstoffen) kwamen in het verleden in hoge concentraties voor en hadden een versturende werking op de voortplanting (Reijnders, 1986).

Exoten

Voor de verschillende delen van het Schelde-estuarium bestaat geen systematische monitoring van uitheemse zoogdieren. Ongetwijfeld zullen soorten voorkomen als de nerts en de bisamrat in met name de zoete delen, maar hier bestaan geen samenvattende rapportages over. In de T2015 (Barneveld *et al.*, 2018a) is hier niet over gerapporteerd. Aangezien er geen gegevens beschikbaar zijn in gepubliceerde vorm zal er in de Sectie *Exoten* ook geen specifieke aandacht aan deze groep besteed worden.

6.9.2.5. Samenvatting van de verhaallijn Zeezoogdieren

Figuur 47 vat het voorgaande samen met het oog op het verbinden met andere piramides van de evaluatiemethodiek. Het geeft aan welke reken- en/of verklarende parameters gebruikt worden in de verhaallijn van de zeezoogdieren.



Figuur 47: Schematisch weergegeven verhaallijn van de zeehonden. De twee responsvariabelen (Aantal en Aantal Pups*) worden beïnvloed door een samenspel van de beschikbare energie-input, de karakteristieken van de leefomgeving en antropogene invloed. * = alleen gewone zeehond.

6.9.3. Rekenparameters voor de toetsparameter Zeezoogdieren

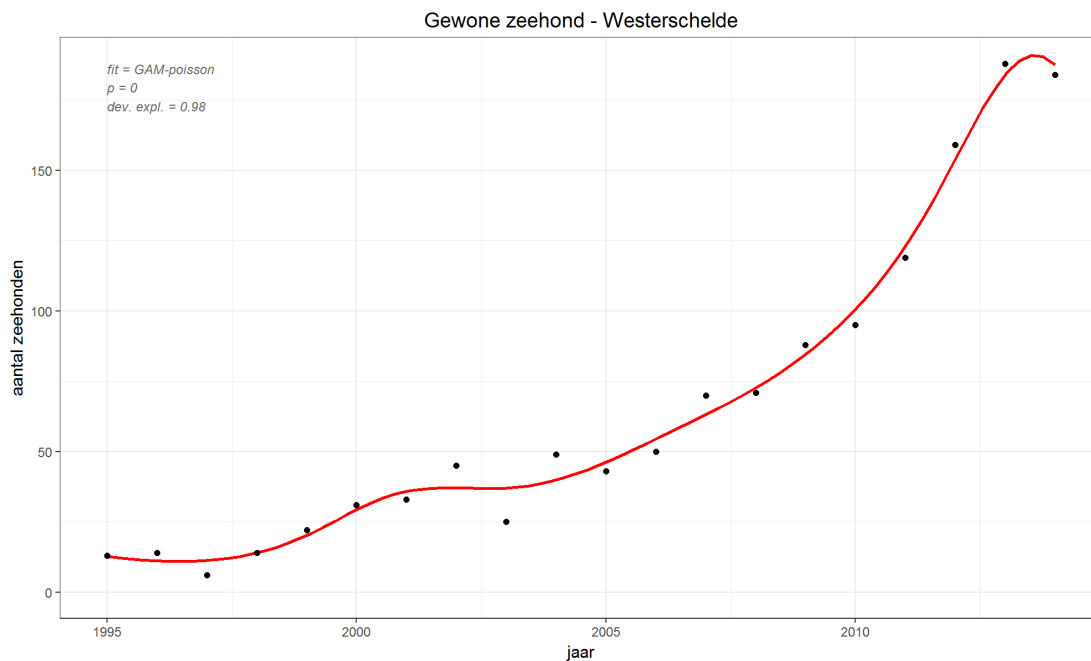
Twee soorten, de gewone zeehond en de grijze zeehond, zijn geselecteerd voor de evaluatie. Er wordt enkel naar trends gekeken. Er bestaan weliswaar wel doelstellingen voor het gehele Deltagebied, maar niet voor het estuarium op zich. De genoemde aantallen van de gewone zeehond rond het jaar 1900 (1.000 individuen) worden niet als referentie gehanteerd voor de Westerschelde.

Voor de grijze zeehond ontbreken aantallen uit deze periode. Het systeem is de voorbije 100 jaar dermate gewijzigd, dat historische situaties moeilijk als referentie gebruikt kunnen worden.

Aangezien de groepen gewone en grijze zeehonden in de Westerschelde deel uitmaken van de Deltapopulatie en die weer een onderdeel vormen van de Zuidelijke Noordzee-populatie is er een grote uitwisseling tussen de verschillende delen van de populaties (Brasseur, 2017). We dienen dan ook in de evaluatie rekening te houden met de dynamiek van beide populaties en met invloeden en ontwikkelingen waarvan de oorzaken zich buiten het Schelde-estuarium kunnen situeren. Een evaluatie van de toestand in de Westerschelde moet daarom steeds relatief aan de volledige populatie gebeuren.

6.9.3.1. Aantal zeehonden

Voor de bepaling van het aantal zeehonden wordt jaarrond, met een onderbreking in het najaar, maandelijks een vliegtuigtelling uitgevoerd tijdens laagwater. Er blijkt een vrij grote schommeling te zitten in de waargenomen aantallen. Uit onderzoek is gebleken dat tijdens de maand augustus de kleinste variatie in totale aantallen optreedt, zodat op basis van het aantal in die maand de meest zinvolle uitspraak mogelijk is over de aantalsontwikkeling van het aantal gewone zeehonden in de Schelde, die de afgelopen decennia een duidelijke toename heeft laten zien (Figuur 48).

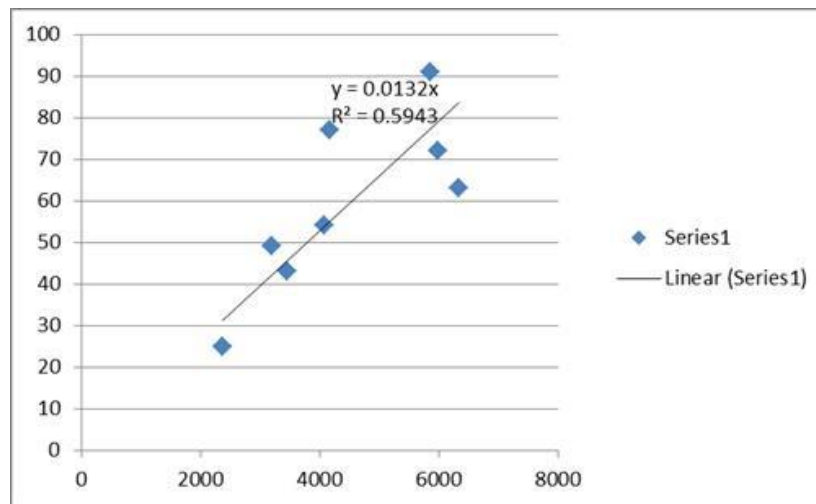


Figuur 48: De ontwikkeling van het aantal gewone zeehonden in de Westerschelde geteld tijdens de laagwatertelling in augustus (Barneveld et al., 2018a).

Aangezien de gewone zeehonden in de Westerschelde deel uitmaken van een grotere populatie, wordt de lokale trend uitgezet tegenover de gehele populatie. In eerste instantie zou naar de Deltapopulatie gekeken kunnen worden, maar die maakt echter deel uit van de Zuidelijke Noordzee-populatie.

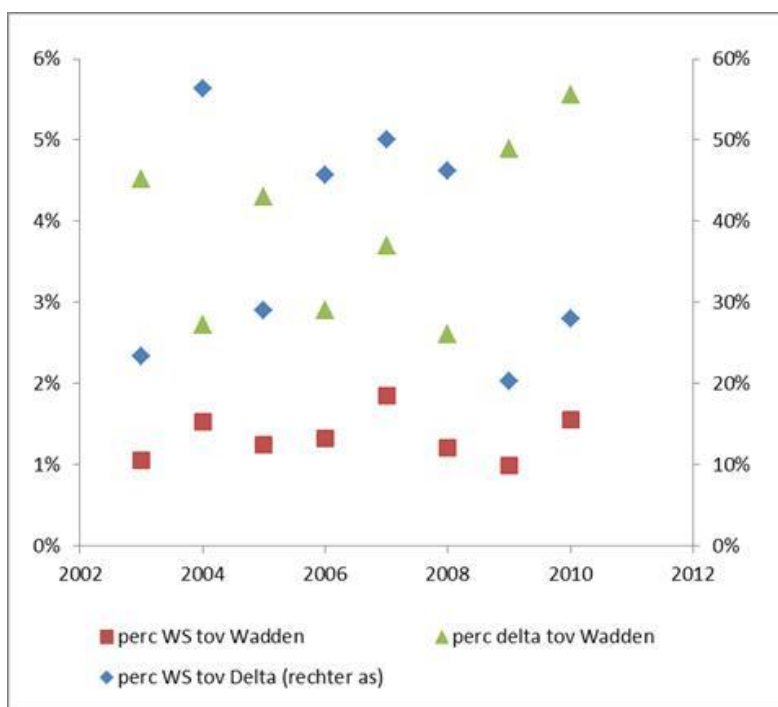
Rond de eeuwwisseling zou door het lage geboorte- en het hoge sterftcijfer de populatie in de Delta uitsterven. De Waddenzee, en vermoedelijk ook de Britse populaties, moeten als bron worden gezien voor de Delta-populatie.

Uit de T2009 evaluatie en bijhorende Evaluatie van de Evaluatiemethodiek blijkt dat de variatie in het aandeel zeehonden in de Westerschelde ten opzichte van de gehele Delta groot is, zodat de Delta-populatie ongeschikt is als referentie. Daarom dienen de veranderingen in de Westerschelde vergeleken te worden met een ruimere populatie, zoals de Zuidelijke Noordzee-populatie. Aangezien de gegevens van Britse zeehondentellingen niet vrij toegankelijk zijn, gaat de voorkeur uit naar een vergelijking met de aantallen in de Waddenzee. In het kader van T2009 is gekeken naar een verband tussen het aantal gewone zeehonden in de Westerschelde en in de Nederlandse Waddenzee over de periode 2002-2010 (Figuur 49), welke gecorreleerd zijn.

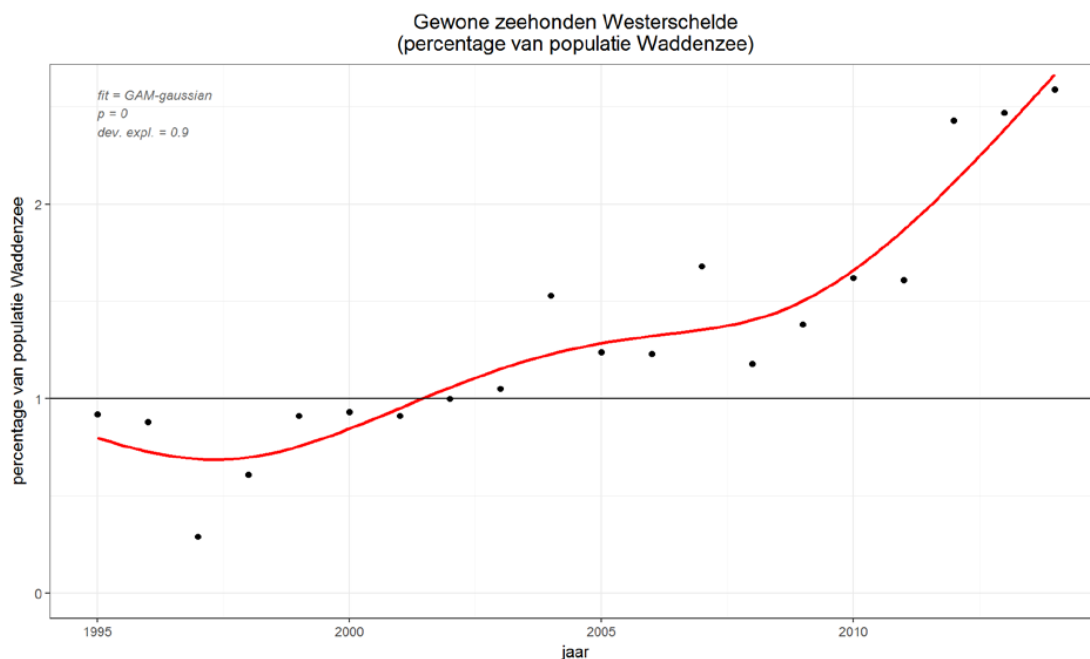


Figuur 49: Aantal gewone zeehonden in de Westerschelde (Y-as) ten opzichte van de Waddenzee (X-as) (data 2003-2010).

Figuur 50 toont de verhouding tussen de verschillende gewone zeehondpopulaties in de Nederlandse wateren. Hieruit blijkt dat het aandeel Westerschelde ten opzichte van de Delta zeer sterk fluctueert en dus niet geschikt is voor een trendvergelijking. Het aantal gewone zeehonden in de Westerschelde ten opzichte van de Waddenzee blijft wel redelijk constant en varieert tussen de 1% en 2%, met een gemiddelde van 1,32%. Enkel in 2009 lag de verhouding iets lager (0,99%). Uit deze analyse blijkt een relevante ondergrens waaraan de populatie in de Westerschelde ten opzichte van de Noordzee moet voldoen, namelijk de 1% grens (Figuur 51): wanneer de aantallen gewone zeehonden in de Westerschelde lager zijn dan 1% van de Waddenzee, moet de situatie als negatief beschouwd worden, hetgeen de laatste jaren niet het geval is.



Figuur 50: Verhouding (%) tussen verschillende gewone zeehondpopulaties in de Nederlandse wateren.

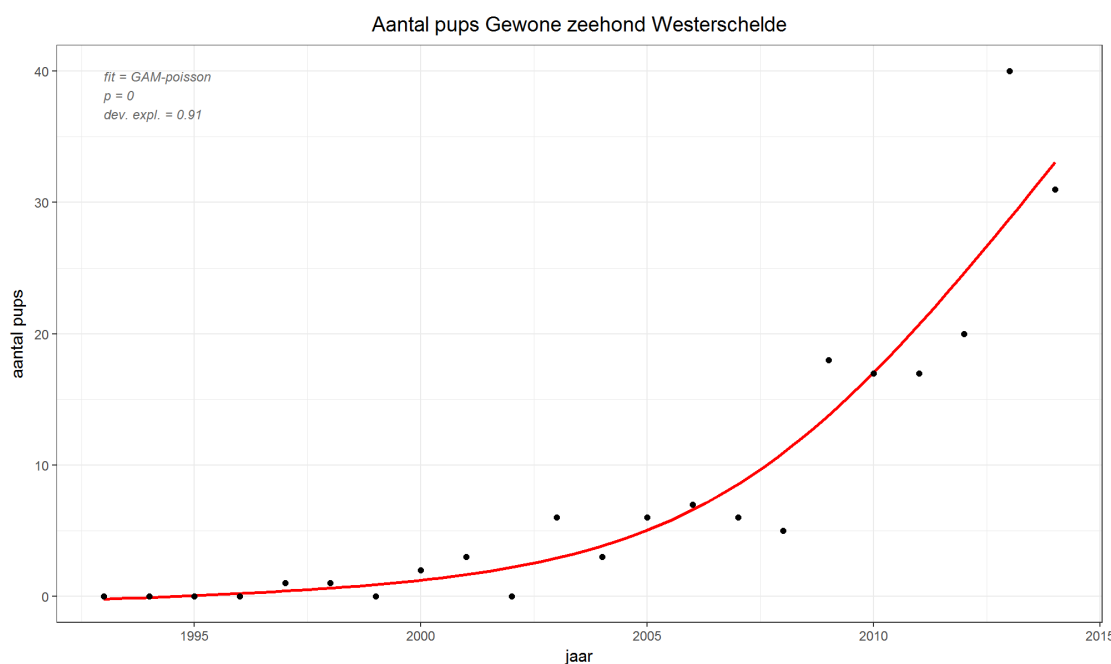


Figuur 51: Verhouding tussen het aantal gewone zeehonden geteld in augustus in de Westerschelde en het aantal geteld in de Waddenzee. De zwarte lijn is de 1% lijn (Barneveld et al., 2018a).

Voor de grijze zeehond geldt dat de populatie in de Westerschelde zich nog aan het ontwikkelen is. Voor deze soort geldt dat er uitwisseling plaatsvindt met de populatie in het Verenigd Koninkrijk en met de Waddenzee. In het Ontwerp aanwijzingsbesluit wordt aangegeven dat voor de grijze zeehond in de Westerschelde een behoudsdoelstelling geldt. Als criterium wordt dan ook aangehouden dat de aantallen in augustus geen negatieve trend mogen vertonen.

6.9.3.2. Aantal pups gewone zeehond

Aangezien het aanwijzingsbesluit van het Natura 2000-gebied *Westerschelde & Saefthinge* specifiek vermeldt dat het areaal onverstoord gebied moet toenemen zodat het gebied beter geschikt wordt voor de voortplanting, kan het aantal pups van de gewone zeehond als rekenparameter gehanteerd worden. Het aantal pups wordt bij vliegtuigtellingen fotografisch vastgelegd en later geanalyseerd. Verontreinigende stoffen hebben een negatieve invloed op de voortplanting van zeehonden. Indien de voortplanting hoog genoeg is om de populatie in stand te houden, is de invloed van verontreinigende stoffen zo laag is dat de populatie niet beïnvloed wordt. Als maat voor de voortplanting van de gewone zeehond in de Westerschelde wordt het aantal jongen in juli gebruikt.



Figuur 52: Jaarlijkse productie van pups van de gewone zeehond in de Westerschelde op basis van het maximaal aantal waargenomen pups tijdens de juli-telling (Barneveld et al., 2018a).

Het aantal pups van de gewone zeehond dat geboren wordt in de Westerschelde is mede bepalend voor de ontwikkeling van de populatie in de Westerschelde. In 1994 werden voor het eerst weer jonge gewone zeehonden in de Westerschelde gevonden (Meininger et al., 2003). Sindsdien worden er jaarlijks jongen geboren, maar dit was volgens de T2009 onvoldoende om de groei van de populatie in de Westerschelde te verklaren, zodat er nog steeds sprake was van immigratie uit de Voordelta en waarschijnlijk de Waddenzee. Sinds 2003 ligt het aandeel pups rond de 10% en de laatste jaren zelfs tussen 15-20% (Figuur 51 en Figuur 52).

Dit wordt ook weerspiegeld in de groei van de populatie in de Westerschelde. Fijn *et al.* (2013) geven aan dat in een stabiele populatie jaarlijks circa 9% van de populatie uit jongen moet bestaan.

Het aantal pups dat op dit moment jaarlijks in de Westerschelde wordt geboren is ruim voldoende om de Westerscheldepopulatie van de gewone zeehond in stand te houden. Het aantal pups kan gebruikt worden als rekenparameter. Als criterium geldt dat de reproductie minstens 9% moet bedragen van de populatie in augustus om de populatie van de gewone zeehond in de Westerschelde in stand te houden. Indien het aantal pups hier beneden ligt, is sprake van een negatieve evaluatie.

Van de grijze zeehond worden incidenteel pups in de Westerschelde gezien (Arts *et al.*, 2019). Het is nog niet mogelijk om hieraan een beoordeling te koppelen.

6.9.3.3. Beschikbare data

De zeehonden worden met uitzondering van een onderbreking in het najaar (september-oktober) maandelijks vanuit een vliegtuig geteld in de Westerschelde door medewerkers van Deltamilieu Projecten (Arts *et al.*, 2018). Sinds 2004 zijn deze tellingen structureel opgenomen in het biologisch monitoringprogramma van de Zoute Rijkswateren. Daarvoor werden zeezoogdieren in het kader van diverse projecten geteld. Per jaar kan het aantal tellingen verschillen. In het seizoen 2019/2020 werd er niet in oktober en november geteld, terwijl de telling van april vanwege corona-maatregelen werd afgelast. In september werd er in het kader van een aanvullende opdracht wel geteld. In juni en juli werd er twee keer geteld in de Westerschelde (Hoekstein *et al.*, 2021).

6.9.3.4. Samenvatting en beoordeling van de toetsparameter Zeezoogdieren

Voor een positieve beoordeling moet voldaan zijn aan de eerder genoemde rekenparameters, zoals samengevat in Tabel 61.

Rekenparameter	Beoordeling
Aantal gewone zeehonden	Op basis van de aantallen in de maand augustus, moet in de periode 2016-2021 de Scheldepopulatie minstens 1% bedragen van de Waddenzeepopulatie.
Aantal pups gewone zeehond	Op basis van de aantallen pups in juli in de Westerschelde dient in de periode 2016-2021 het aantal pups minstens 9 % te bedragen van de populatie van de gewone zeehond in augustus in de Westerschelde.
Aantal grijze zeehonden	Op basis van de aantallen in de maand augustus, mag de trend niet negatief worden in de periode 2016-2021.

Tabel 61: Overzicht van de rekenparameters voor de toetsparameter Zeezoogdieren.

6.9.4. Additionele analyses en verklarende parameters

6.9.4.1. Biotische responsvariabelen

Aangezien de biotische responsvariabelen integraal ingesloten zitten in de evaluatie van de toetsparameter *Zeezoogdieren* (zie Tabel 62) dienen er geen additionele analyses voor de responsvariabelen uitgevoerd te worden.

6.9.4.2. Verklarende parameters

De responsvariabelen uit voorgaande sectie worden in meer of mindere mate beïnvloed door verschillende abiotische en biotische omgevingsvariabelen, zoals reeds getoond in Figuur 47.

Een verandering binnen de toestand van deze variabelen heeft bijgevolg een invloed op de responsvariabele. Een samenvattend overzicht van deze variabelen wordt gegeven in Tabel 62, inclusief het belang van de variabele en verwijzingen naar de secties waar deze variabele wordt beschreven.

Verhaallijn	Opmerking
Voedselbeschikbaarheid	De voedselbeschikbaarheid bepaalt of zeehonden een gebied kunnen benutten. Gewone zeehonden jagen bij voorkeur op bodemvissen, terwijl grijze zeehonden meer op rondvis foerageren. De visgegevens komen aan de orde in Sectie 6.7 <i>Vissen</i> .
Verstoring	Door verstoring kan een rustplaats, die geschikt is op basis van morfologische kenmerken minder gebruikt of verlaten worden. Door vergelijking van ligplaatsen in opeenvolgende jaren worden veranderingen in ligplaatskeuze zichtbaar.
Verontreinigende stoffen	Er kan bio-accumulatie optreden van verontreinigende stoffen in de vetten van hogere trofische soorten, zoals zeehonden. Gehalten van verontreinigende stoffen in biota worden besproken in hoofdstuk 4 <i>Waterkwaliteit</i> .
Areaal slikken en platen	De zeehond gebruikt zandbanken met steile randen die grenzen aan diepe geulen om te rusten, jongen te werpen en te zogen. Dit is gekoppeld aan stroomsnelheid en sediment. Dit zijn vooral de hoogdynamische locaties . Deze zijn in hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i> terug te vinden.
Stroomsnelheid	Zandbanken met steile randen komen alleen voor in gebieden met hoge stroomsnelheden (zie hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i>).
Droogvalduur	Een hogere ligplaats (een langere droogvalduur) betekent een kortere en minder frequente overspoeling. Informatie over droogvalduur wordt aangeleverd in Hoofdstuk 3 <i>Morfologie</i> en komt deels terug in de ecopenkaarten van Hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i> .
Sediment	Zeehonden maken gebruik van zandbanken om te rusten. Dit hangt samen met een dynamische omgeving waar niet of weinig slib sedimenteert en waar het substraat vooral uit zand bestaat (zie ecotopenkaarten in Hoofdstuk 5 <i>Leefomgeving</i>).

Tabel 62: Overzicht van de sturende omgevingsvariabelen voor de verhaallijn Zeezoogdieren. Voor iedere variabele wordt het belang en eventuele proxy-variabelen weergegeven.

6.10. Toetsparameter Exoten

6.10.1. Inleiding

Exoten zijn soorten die door toedoen van menselijk handelen in een nieuwe omgeving worden geïntroduceerd (EU, 2014). Met andere woorden, soorten die door natuurlijke migratie in een nieuwe omgeving terechtkomen (zogenaamde 'verschuivers') worden binnen deze methodiek niet als effectieve exoten beschouwd. Een exoot kan zich evenwel voor geruime tijd vestigen in de nieuwe omgeving en zo de status 'ingeburgerd' verkrijgen (bijv. na drie generaties), maar wordt binnen deze methodiek nog steeds als exoot beschouwd.

Exoten die zich vestigen in het Schelde-estuarium en stabiele populaties opbouwen zijn doorgaans ongewenst. Er dient evenwel een onderscheid gemaakt te worden tussen sporadische aanwezigheid en versturende activiteit. Verstoring treedt voornamelijk op wanneer de uitheemse soort een sterke competitor of predator blijkt te zijn, waardoor de inheemse soorten worden verdrukt en de bestaande gemeenschap uit balans wordt gebracht. Daarom wordt er binnen de analyse en evaluatie van de natuurlijkheid van het Schelde-estuarium ook aandacht besteed aan de aanwezigheid en frequentie van exoten, ongeacht hun potentiële schadelijke impact.

De bewustwording dat exoten een negatief effect kunnen hebben op de lokale gemeenschap heeft ertoe geleid dat er een groot aanbod aan evaluatiekaders is ontstaan voor het evalueren van de impact. Idealiter zouden al deze evaluatiekaders tot eenzelfde conclusie moeten komen, doch een analyse van 11 benaderingen toonde een grote variabiliteit in de toekenning van een impactscore. Deze toekenning bleek in sterke mate afhankelijk te zijn van het aantal impactniveaus en de expertise van de evaluator. Tevens werd er een duidelijke inconsistentie waargenomen onder de evaluatoren, hetgeen als problematisch gezien kan worden voor het prioriteren van beleid (Gonzalez-Moreno, 2019). Een uniformering van deze evaluaties werd in de Europese richtlijn *Regulation EU No. 1143/2014* als een essentieel element in de bestrijding van invasieve exoten beschouwd. Momenteel wordt in België gebruik gemaakt van Harmonia+, dat een uitbreiding is van ISEIA (*Invasive Species Environmental Impact Assessment*) door rekening te houden met de meerdere niveaus van mogelijke impacts (inclusief pathogenen, als deel in Pandora+). In Nederland wordt echter geen eenduidig protocol gebruikt om exoten op basis van hun impact te klasseren.

De ontwikkeling van richtlijnen en protocols heeft er ook toe geleid dat verschillende lijsten met exoten werden opgesteld. Deze lijsten variëren van een loutere opsomming van alle uitheemse soorten tot het insluiten van gedetailleerde informatie met betrekking tot de geobserveerde of verwachte impact. Logischerwijs varieert de inhoud van deze lijsten ook in functie van de beschouwde geografische regio, resulterend in specifieke lijsten voor Europa, België en Nederland. Meer informatie omtrent deze bestaande lijsten kan teruggevonden worden in Bijlage C.8.1.

6.10.2. Beschrijvende variabelen

Exoten kunnen in verschillende categorieën ingedeeld worden, hetgeen als basis gebruikt kan worden voor de analyse en de evaluatie. Idealiter omvat de toetsparameter *Exoten* alle uitheemse soorten die door middel van menselijke activiteiten in het estuarium geïntroduceerd werden. Echter, dit is in de praktijk zo goed als onmogelijk, aangezien de introductie van uitheemse soorten een continu proces is en niet alle soorten direct worden waargenomen (Wijnhoven *et al.*, 2017). Hierdoor zal de analyse en evaluatie steeds achterlopen op de actuele situatie.

Desalniettemin blijft het belangrijk om de achterliggende trends te analyseren en te evalueren. Om deze analyses te ondersteunen, worden de exoten opgedeeld in twee groepen: (1) *Invasieve exoten* en (2) *Overige exoten*. Deze indeling is gebaseerd op bestaande lijsten, waarbij de Europese regulering (de lijst van *Union Concern*) als basis wordt gebruikt voor de groep *Invasieve exoten*. Deze groep kan vervolgens aangevuld worden met regio-specifieke lijsten, waarbij gedacht wordt aan (1) de zwarte lijst, (2) de te-volgen lijst en (3) de aandachtlijst voor België en (4) soorten die een nationaal gecoördineerd aanpak verdienen voor Nederland (zie ook Bijlage C.8.1). Uitheemse soorten die niet op deze lijsten voorkomen, worden onderverdeeld in de groep *Overige exoten*. Deze lijsten worden voorzien in Bijlage C.8.2, waarbij opgemerkt dient te worden dat deze dynamisch van aard zijn. Gezien deze karakteristieke dynamiek wordt er dan ook sterk aangeraden om, bij elke analyse die gebruik maakt van deze groepering, een update van deze soortenlijst in bijlage te voorzien.

Door de opdeling van de uitheemse soorten in *Invasieve exoten* en *Overige exoten* wordt een onderscheid gemaakt tussen de soorten op basis van de gekende of verwachte impact. Dit laat tevens toe om een verbeterde insluiting van de impact van invasieve exoten in de individuele verhaallijnen te bekomen. Zo kan de toename van het aantal invasieve soorten in een specifieke zone een indicatie zijn van een lokale verstoring en een verklaring bieden voor de geobserveerde trends binnen overige biotische groepen. Deze connectie kan eveneens verder uitgediept worden wanneer een specifieke soort of functionele groep een onverwachte trend vertoont. Voorbeelden hiervan zijn de plotse afname van vegetatie door de aanwezigheid van de Chinese wolhandkrab (*Eriocheir sinensis*) en de afname van insecten en weekdieren door de aanwezigheid van de rode Amerikaanse rivierkreeft (*Procambarus clarkii*).

6.10.3. Rekenparameters voor de toetsparameter Exoten

Exoten oefenen niet noodzakelijk een nadelig effect uit op het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium, waardoor voorgesteld wordt om de evaluatie enkel uit te voeren op de subgroep *Invasieve exoten*. De analyse en evaluatie van deze subgroep berust op de rekenparameter *Sleutelsoorten*, waarbinnen de volgende analyses uitgevoerd worden: (1) Aantal soorten en (2) Soort-specifieke evoluties. Algemeen kan gesteld worden dat een toename van invasieve exoten ongewenst is en dus negatief wordt geëvalueerd, hetgeen evenwel als nadeel heeft dat het zeer onwaarschijnlijk is dat het Schelde-estuarium ooit een positieve evaluatie zal krijgen met betrekking tot exoten.

6.10.3.1. Aantal soorten

De opvolging van het aantal soorten laat toe om op een eenvoudige manier de aanwezigheid van invasieve soorten in het Schelde-estuarium te analyseren en te evalueren. Het is hierbij echter belangrijk om op te merken dat dit aantal in sterke mate gestuurd wordt door de gehanteerde bemonsteringsinspanning, waardoor verschillen tussen jaren artificieel gemaskeerd of vergroot kunnen worden. Om dit op te vangen, wordt binnen deze rekenparameter gebruik gemaakt van (1) het absolute aantal en (2) het relatieve aantal invasieve exoten. Zo wordt het relatieve aantal invasieve exoten bekomen door het sommeren van de frequentie van de waarnemingen (Vergelijking 6.2), waarbij opgemerkt moet worden dat het totale aantal stalen kan variëren per zone, per jaar en per biotische groep.

$$N_{rel} = \sum_{i=1}^S f_i = \sum_{i=1}^S \frac{n_{A,i}}{n_{T,i}} \quad (6.2)$$

Met N_{rel} het relatieve aantal invasieve exoten, S het totale aantal invasieve exoten, f_i de frequentie van voorkomen van soort i , $n_{A,i}$ het aantal stalen waarin soort i aanwezig is en $n_{T,i}$ het totale aantal stalen dat voor soort i beschouwd moet worden.

Zowel het absolute als relatieve aantal invasieve exoten kan grafisch voorgesteld worden met een *bar chart* op jaarbasis, waarin het aandeel van elke biotische groep visueel kan worden geïntegreerd. Deze resolutie ondersteunt eveneens de conformiteit met de analyses die uitgevoerd worden binnen de overige trofische groepen.

De evaluatie wordt uitgevoerd op het 6-jarlijks gemiddelde per zone (niveau 3), waarbij een toename van het aantal soorten (absoluut en/of relatief) ten opzichte van de voorgaande periode als negatief wordt geëvalueerd. Enkel wanneer beide aantallen dalen, kan dus een positieve evaluatie bekomen worden.

6.10.3.2. Soort-specifieke evoluties

Naast het aantal soorten is het tevens van belang om veranderingen in de soort-specifieke populatiegroottes op te volgen. Hiervoor wordt de (zone-gemiddelde) abundantie (uitgedrukt als aantal individuen, dichtheid of biomassa) van een specifieke soort in de tijd opgevolgd en geanalyseerd. Een sterke toename kan namelijk een indicatie zijn voor het invasieve karakter van bepaalde exotische soorten, terwijl een sterke afname het gevolg kan zijn van intensieve beheersactiviteiten. Deze specifieke beheersactiviteiten worden in een apart hoofdstuk behandeld (zie ook Hoofdstuk 7 *Menselijke Activiteiten*) en kunnen als verklaring aangewend worden voor soort-specifieke ontwikkelingen. De resultaten kunnen in tabelvorm weergegeven worden, waarbij voor elke zone een aparte kolom voorzien wordt, waarin vermeld wordt of de populatie van de beschouwde soort toeneemt of afneemt ten opzichte van de voorbije periode. De analyse wordt uitgevoerd op basis van het 6-jarlijks gemiddelde per zone (niveau 3), waarbij een toename in de abundantie (aantal individuen, dichtheid of biomassa) ten opzichte van de voorbije periode als negatief wordt geëvalueerd. Hierbij wordt het *one-out-all-out* principe toegepast.

6.10.3.3. Beschikbaarheid data

In tegenstelling tot de overige biotische groepen, zijn er voor de exoten geen aparte gegevensreeksen die aangesproken kunnen worden. De aanwezigheid van exoten wordt namelijk bepaald door (1) specifieke studies naar de aanwezigheid van exoten (zie bijv. Wijnhoven *et al.* (2017)) en (2) repetitieve monitoringscampagnes voor het bemonsteren van de biotische groepen uit voorgaande deelhoofdstukken. In de voorliggende methodiek wordt evenwel aangeraden om enkel de gegevens van de repetitieve campagnes te gebruiken. Deze worden namelijk gekarakteriseerd door een (relatief) uniforme bemonsteringsinspanning. De specifieke studies worden meer *ad hoc* georganiseerd, maar kunnen wel dienen als waardevolle achtergrondinformatie. Voor een meer gedetailleerde beschrijving van de beschikbare gegevens met betrekking tot de aanwezigheid van exoten, wordt verwezen naar de groep-specifieke secties uit de voorgaande deelhoofdstukken. Deze beschikbaarheid wordt besproken voor Vegetatie (Sectie 6.2), Primaire productie (Sectie 6.3), Zoöplankton (Sectie 6.4), Macrozoöbenthos (Sectie 6.5), Hyperbenthos (Sectie 6.6), Vissen (Sectie 6.7), Vogels (Sectie 6.8) en Zeezoogdieren (Sectie 6.9).

6.10.3.4. Samenvatting en beoordeling

Voor een positieve beoordeling van de toetsparameter *Exoten* moet voldaan zijn aan de rekenparameters uit Sectie 6.10.3, zoals samengevat in Tabel 63.

Rekenparameter	Beoordeling	Type
Aantal soorten	Het 6-jarlijks gemiddelde aantal invasieve exoten wordt per zone (niveau 3) bepaald in absolute en relatieve vorm. Een toename van het absolute en/of relatieve aantal invasieve exoten wordt negatief geëvalueerd.	3
Soort-specifieke evoluties	Per soort wordt het 6-jarlijks gemiddelde (aantal individuen, dichtheid of biomassa) per zone (niveau 3) bepaald. Een toename wordt negatief geëvalueerd.	3

Tabel 63: Overzicht van de rekenparameters en criteria voor de toetsparameter *Exoten*.

6.10.4. Additionele analyses

Voor de subgroep *Overige exoten* kan een gelijkaardige benadering als voor de subgroep *Invasieve exoten* gebruikt worden, namelijk een analyse van het aantal soorten (absoluut en relatief) en de soort-specifieke evoluties. Het verschil met de voorgaande analyse voor de subgroep *Invasieve exoten* (Sectie 6.10.3) is dat voor de subgroep *Overige exoten* geen criteria opgesteld worden, aangezien (nog) niet duidelijk is of de ingesloten soorten effectief een negatieve impact uitoefenen op het ecologisch functioneren. Het blijft evenwel nuttig om ook de achterliggende trends op te volgen, aangezien ook hieruit informatie opgehaald kan worden. Een samenvatting van de te beschouwen parameters wordt gegeven in Tabel 64.

Parameter	Weergave
Aantal soorten	Het aantal overige exoten wordt gelijkaardig aan het aantal invasieve soorten opgesteld. Specifiek wordt ook hier gewerkt met het absolute en relatieve aantal soorten. Een grafische weergave per zone (niveau 3) en per jaar is hiervoor voldoende.
Soort-specifieke evoluties	Per soort wordt het 6-jarlijks gemiddelde (aantal individuen, dichtheid of biomassa) per zone (niveau 3) bepaald. Analoog aan de invasieve exoten kan dit in tabelvorm worden weergegeven, weliswaar zonder evaluatie.

Tabel 64: Overzicht van de additionele analyses. Voor elke variabele wordt vermeld hoe deze weer te geven.

6.11. Literatuurlijst Ecologie

Adriaensen, F., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Van Hove, D., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maes, J., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Van Braeckel, A. & Meire, P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium. Report Ecosystem Management Research Group ECOBE, 05-R82. Universiteit Antwerpen, 249 pp.

Adriaenssens, V., Goethals, P., Breine, J., Maes, J., Simoens, I., Ercken, D., Belpaire, C., Ollevier, F. & De Pauw, N. (2002). Ontwikkeling van een estuariene visindex in Vlaanderen.

Alcaraz, M. (1997). Copepods under turbulence: Grazing, behavior and metabolic rates. *Scientia Marina* 61, 177–195.

Allen, J.R.L. (2000). Morphodynamics of Holocene salt marshes: a review sketch from the Atlantic and Southern North Sea coast of Europe. *Quaternary Science Reviews* 19, 1155–1231.

Anoniem (2010). Status van soorten en habitats. Indicatoren voor het Schelde-estuarium. Opgemaakt in opdracht van Afdeling Maritieme Toegang, projectgroep EcoWaMorSe, Vlaams Nederlandse Scheldec commissie. VLIZ Information Sheets, 208. Vlaams Instituut voor de Zee (VLIZ). 14 pp.

Appeltans, W., Hannouti, A., Van Damme, S., Soetaert, K., Vanthomme, R. & Tackx, M. (2003). Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). The distribution of *Eurytemora affinis*: Effect of oxygen? *Journal of Plankton Research* 25, 1441–1445.

Arndt, H. (1993). Rotifers as predators on components of the microbial web (bacteria, heterotrophic flagellates, ciliates) - A review. *Hydrobiologia* 255–256, 231–246.

Arndt, S., Vanderborght, J.P. & Regnier, P. (2007). Diatom growth response to physical forcing in a macro tidal estuary: coupling hydrodynamics, sediment transport, and biogeochemistry. *Journal of Geophysical Research* 112 (C5).

Arts, F.A., Lilipaly, S.J., Hoekstein, M.S.J., van Straalen, K.D., Sluijter, M., Wolf, P.A., Boudewijn, T.J., Grutters, B.M.C. & Middelveld, R.P. (2018). Recreatief medegebruik dijktrajecten Oosterschelde en Westerschelde. Een analyse van watervogeltellingen. Rapport DPM/Bureau Waardenburg.

Arts, F.A., Lilipaly, S.J., Hoekstein, M.S.J., van Straalen, K.D., Wolf, P.A. & Wijnants, L. (2017). Kustgebied in het Deltagebied in 2016. Rapport BM 17.19. Rapport Rijkswaterstaat –Centrale Informatievoorziening.

Arts, F.A., S.J. Lilipaly, S.J., Hoekstein, M.S.J., van Straalen, K.D., Sluijter, M. & Wolf, P.A. (2019). Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2017/2018. Rijkswaterstaat, Centrale informatievoorziening Rapport BM 19.08. Deltamilieu Projecten Rapportnr. 2019-04. Deltamilieu Projecten.

Azémar, F., Maris, T., Mialet, B., Segers, H., Van Damme, S., Meire, P. & Tackx, M. (2010). Rotifers in the schelde estuary (Belgium): A test of taxonomic relevance. *Journal of Plankton Research* 32, 981–997.

Azémar, F., Van Damme, S., Meire, P. & Tackx, M. (2007). New occurrence of *Lecane decipiens* (Murray, 1913) and some other alien rotifers in the Schelde estuary (Belgium). *Belgian Journal of Zoology* 137, 75–83.

Bal, D., Beije, H.M., Fellingier, M., Haveman, R., Van Opstal, A.J.F.M. & van Zadelhoff F.J. (2001). Handboek natuurdoeltypen. Rapport expertisecentrum Inv 20. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

Baptist, M.J. & Leopold, M.F. (2007). De relatie tussen zichtdiepte en vangstsucces van de Grote Sterns van De Petten, Texel. Rapport C097/07. IMARES.

Barber, R.T. & Hiscock, M.R. (2006). A rising tide lifts all phytoplankton: Growth response of other phytoplankton taxa in diatom-dominated blooms, *Global Biogeochemical Cycles* 20, GB4S03.

Barneveld, H.J., Nicolai, R.P., Van Veen, M., van Haaster, S., Boudewijn, T.J., de Jong, J., Van Ditteren, K., van de Haterd, R.J.W., Middelveld, R.P., Michielsen, S., Van de Moortel, I., Velez C. & de Wilde E. (2018a). Analyserapport. T2015 rapportage Schelde estuarium. Opdrachtgever VNSC.

Barneveld, H.J., Nicolai, R.P., Boudewijn, T.J., de Jong, J.W., Van Ditteren, K., van de Haterd, R.J.W., Van de Moortel, I. & Velez, C. (2018b). Evaluatierapport. T2015 rapportage Schelde estuarium. Opdrachtgever VNSC.

Beeftink, W.G. (1984). Geography of European halophytes. In: K.S. Dijkema (ed.). *Salt marshes in Europe*. Council of Europe, European Committee for the Conservation of Nature and Natural Resources, Strasbourg, pp. 15-33.

Beijersbergen, R. (2016). Reizen langs de waterkant. De ecologie van de Dwergstern *Sterna albifrons* op de Hooge Platen. Eburon.

Berrevoets, C.M., Strucker, R.C.W. & Meininger, P.L. (2002). Watervogels in de Zoute Delta 2000/2001. Rapport RIKZ/2002.002. RIKZ.

Beukema, J. J. & Dekker, R. (2014). Variability in predator abundance links winter temperatures and bivalve recruitment: correlative evidence from long-term data in a tidal flat. *Marine Ecology Progress Series*, 513, 1-15.

Beukema, J.J. & Dekker, R. (2005). Decline of recruitment success in cockles and other bivalves in the Wadden Sea: possible role of climate change, predation on postlarvae and fisheries. *Marine Ecology Progress Series* 287, 149-204.

Bijleveld, A.I., MacCurdy, R.B., Chan, Y.-C., Penning, E., Gabrielson, R.M., Cluderay, J., Spaulding, E.L., Dekinga, A., Holthuijsen, S., ten Horn, J., Brugge, M., van Gils, J.A., Winkler, D.W. & Piersma, T. (2016). Understanding spatial distributions: negative density-dependence in prey causes predators to trade-off prey quantity with quality. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 283 (1828): 20151557.

Borja, Á., Dauer, D.M., Elliott, M. & Simenstad, C.A. (2010). Medium-and Long-term Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems: Patterns, Rates and Restoration Effectiveness. *Estuaries and Coasts* 33, 1249-1260.

Boudewijn, T. & Middelveld, R. (2020). NOK-ER4 – Nota 8 Zeezoogdieren. Schelde in Beeld.

Boudewijn, T.J., Zwerver, J., Anema, L.S.A., Teunis, M. & Radstake, Y.N. (2020). Passende Beoordeling snijden zeegroenten en handmatig schelpdieren rapen in de provincie Zeeland. Bureau Waardenburg Rapportnr. 19-183.

Boudewijn, T. (2020). Toetsing nieuwe methodiek verhaallijnen aan datasets. NOK-ER4 – Nota 1 Vegetatie. Schelde in Beeld.

Bradley, B.P. (1975). The anomalous influence of salinity on temperature tolerances of summer and winter populations of the copepod *Eurytemora affinis*. The Biological bulletin 148, 26–34.

Branquart, E. (Ed.) 2020, Alert, black and watch lists of invasive species in Belgium. Harmonia version 1.2, Belgian Forum on Invasive species, accessed on 27/10/2020, from: <http://ias.biodiversity.be>.

Brasseur, S.M.J.M. & Reijnders, P.J.H. (1994). Invloed van diverse verstoringbronnen op het gedrag en habitatgebruik van gewone zeehonden: consequenties voor de inrichting van het gebied. IBN-rapport 113.

Brasseur, S.M.J.M. (2017). Seals in motion. Proefschrift. LUW.

Brauer, V. S., de Jonge, V. N., Buma, A. G. J. & Weissing, F. J. (2009). Does universal temperature dependence apply to communities? An experimental test using natural marine plankton assemblages. *Oikos* 118, 1102–1108.

Breine, J.J. (2009). Fish assemblages as ecological indicator in estuaries: the Zeeschelde (Belgium), Doctoraten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek = PhD theses of the Research Institute for Nature and Forest, T.2009.1.

Brown, E.G. & Pierce, G.J. (1998). Monthly variation in the diet of harbour seals in inshore waters along the southeast Shetland (UK) coastline. *Marine Ecology Prog. Ser.* 167, 275–289.

Britton, J.R. & Brazier, M. (2006). Eradicating the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, from a recreational fishery in northern England. *Fisheries Management and Ecology* 13 (5), 329–335.

Bruneel, S., Cado van der Lelij, A. & Goethals, P. (2019). Samenvatting workshop vissen - Schelde in beeld.

Brys, R., Ysebaert, T., Escaravage, V., Van Damme, S., Van Braeckel, A., Vandevorde, 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, 178 pp.

Burger, E.M. (2007). Bemonstering van vissen, garnalen, sediment, zwevend stof en water uit de Westerschelde bij Terneuzen. Colijnsplaat.

Calle, P. & Castelijns, W. (2013). De opkomst van de vos in Saeftinghe. *De Steltkluut* (4), 8-10.

Calle, P., Calle, L., Kranenbarg, J., van der Velden, J.A., Meijer, A.J.M., de Boois, I., Dubbeldam, M. & Jacobusse, D. (2020). Vissen in Zeeland. *Fauna Zeelandica IX*.

Caparroy, P. & Carlotti, F. (1996). A model for *Acartia tonsa*: Effect of turbulence and consequences for the related physiological processes. *Journal of Plankton Research* 18, 2139–2177.

Castelijns, H. & Jacobusse, C. (2010). Spectaculaire toename van Grauwe ganzen in Saeftinghe. *De Levende Natuur* 111, 45-48.

Catrijsse, A., Dankwa, H.R. & Mees, J. (1997). Nursery function of an estuarine tidal marsh for the brown shrimp *Crangon crangon*. *Journal of Sea Research* 38, 109-121.

Chavatte, N., 2001. Het hyperbenthos van de Oosterschelde en de Westerschelde: seizoenaliteit en patronen op middellange termijn. Studentenscriptie UGent.

Chorus, I. (2005). Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Federal Environment Agency (Umweltbundesamt). 117 pp.

Cox, T.J.S., Maris, T., Soetaert, K., Conley, D.J., Van Damme, S., Meire, P., Middelburg, J.J., Vos, M. & Struyf, E. (2009). A macro-tidal freshwater ecosystem recovering from hypereutrophication: the Schelde case study. *Biogeosciences* 6, 2935–2948.

Cozzoli, F., Eelkema, M., Bouma, T.J., Ysebaert, T., Escaravage, V., & Herman, P.M.J. (2014). A Mixed Modeling Approach to Predict the Effect of Environmental Modification on Species Distributions. *PLoS One* 9.

Craeymeersch, J.A. & Ysebaert, T. (2020). Foerageergebieden voor steltlopers in de Westerschelde. Voedselbeschikbaarheid en advies over bodemdierbemonstering t.b.v. het laagwatervogeltel-programma. WMR.

D'Acoz, C.D.U, Faasse, M., Dumoulin, E. & De Blauwe, H. (2005). Occurrence of the Asian shrimp *Palaemon macrodactylus* in the southern bight of the North Sea, with a key to the Palaemonidae of North-Western Europe (Crustacea: Decapoda: Caridea). *Nederlandse Faunistische Mededelingen* 22, 95-111.

Daly, A.J., Baetens, J.M. & De Baets, B. (2018). Ecological Diversity: Measuring the Unmeasurable. *Mathematics* 6 (7), 119.

Dankers, N., Meijboom, A., de Jong, M., Dijkman, E., Cremer, J., Fey, F., Smaal, A., Craeymeersch, J., Brummelhuis, E., Steenbergen, J. & Baars, D. (2006). De ontwikkeling van de Japanse oester in Nederland (Waddenzee en Oosterschelde). Rapport C040/06. IMARES.

Dawirs, R.R. (1985). Temperature and larval development of *Carcinus maenas* (Decapoda) in the laboratory; predictions of larval dynamics in the sea. *Marine Ecology Progress Series* 24, 297-302.

De Boois, I.J. & Couperus, A.S. (2017). Ankerkuilbemonstering in de Westerschelde Resultaten 2017 en meerjarenoverzichten Wageningen Marine Research Wageningen UR (University & Research centre), Wageningen Marine Research rapport C083/17.

De Jong, D.J. (2007). Kaderrichtlijn Water, bepaling referentiesituatie en P-REF/P-GET en opstellen maatlatten voor planten in de zoute en brakke watertypen K1, K2, K3, O2 en M32 in Nederland. Versie juni 2007. Werkdoc RIKZ/ZDO/2007.803w.

De Jonge, V.N., de Boer, W.F., de Jong D.J. & Brauer, V.S. (2012). Long-term mean annual microphytobenthos chlorophyll a variation correlates with air temperature. *Marine Ecology Progress Series* 468, 43-56.

Dean, T.L. & Richardson, J. (1999). Responses of seven species of native freshwater fish and a shrimp to low levels of dissolved oxygen. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 33, 99-106.

Deegan, L.A., Johnson, D.S., Warren, R.S., Peterson, B.J., Fleeger, J.W., Fagherazzi, S. & Wollheim, W.M. (2012). Coastal eutrophication as a driver of salt marsh loss. *Nature* 490, 388-392.

Depreiter, D., Cleveringa, J., Van der Laan, T., Maris, T., Ysebaert, T. & Wijnhoven, S. (2014). T2009-Rapport Schelde-estuarium. Arcadis, Universiteit Antwerpen, NIOZ, IMDC.

Devreker, D., Souissi, S., Winkler, G., Forget-Leray, J. & Leboulenger, F. (2009). Effects of salinity, temperature and individual variability on the reproduction of *Eurytemora affinis* (Copepoda; Calanoida) from the Seine estuary: A laboratory study. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 368, 113-123.

Dijkema, K.S., de Jong, D.J., Vreeken-Buijs, M.J. & van Duin, W.E. (2005). Kwelders en Schorren in de Kaderrichtlijn Water. Ontwikkeling van Potentiële Referenties en van Potentiële Goede Ecologische Toestanden. Alterra. Texel, Rijkswaterstaat RIKZ (2005.020), Rijkswaterstaat AGI.

Dodds, W. & Whiles, M. (2010). *Freshwater Ecology – Concepts & Environmental Applications of Limnology*. Academic Press, 2nd Edition.

Driessen, F., Duijts, O., van der Jagt, H.A., van Moorsel, G., Kruijt, D.B., Japink, M. & Middelveld, R.P. (2018). Macrozoöbenthosbemonstering in de Zoute Rijkswateren, Hoofdrapport, MWTL 2017. Waterlichamen: Westerschelde en Oosterschelde. Bureau Waardenburg Rapport 18-299.

Duijns, S. & Boudewijn, T. (2020). Verkennend voedsel-ecologisch onderzoek aan zeven slikgebonden watervogels in de Westerschelde. Nota 7 NOK—ER3. Schelde in Beeld.

Duijns, S., Knot, I.E., Piersma, T. & van Gils, J.A. (2015). Field measurements give biased estimates of functional response parameters, but help explain foraging distributions. *Journal of Animal Ecology* 84 (2), 565-575.

Ejsmont-Karabin, J. & Karabin, A. (2013). The suitability of zooplankton as lake ecosystem indicators: Crustacean trophic state index. *Polish Journal of Ecology* 61, 561-373.

Elschot, K., Vermeulen, A., Vandenbruwaene, W., Bakker, J.P., Bouma, T., Stahl, J., Castelijns, H. & Temmerman, S. (2017). Top-down vs. Bottom-up control on vegetation composition in a tidal marsh depends on scale. *PLoS ONE* 12 (2): e0169960.

EU (2019). Commission Implementing Regulation (EU) 2016/1141 of 13 July 2016 adopting a list of invasive alien species of Union concern pursuant to Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council. European Commission. https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2016/1141/2019-08-15

EU (2014). Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. European Commission. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2014/1143/oj>

Fijn, R.C., van Horssen, P.W. & Lensink, R. (2013). Vereiste reproductie van gewone en grijze zeehonden in de Deltaregio voor een stabiele doelpopulatie. Rapport 13-213. Bureau Waardenburg.

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

Frenken, T., Velthuis, M., de Senerpont Domis, L.N., Stephan, S., Aben, R., Kosten, S., van Donk, E. & Van de Waal, D.B. (2016). Warming accelerates termination of a phytoplankton spring bloom by fungal parasites. *Global Change Biology* 22 (1), 299-309.

Gannon, J.E. & Stemberger, R.S. (1978). Zooplankton (Especially Crustaceans and Rotifers) as Indicators of Water Quality. *Transactions of the American Microscopical Society* 97 (1), 16-35.

Garthe, S., Camphuysen, C.J., & Furness, R.W. (1996). Amounts of discards by commercial fisheries and their significance as food for seabirds in the North Sea. *Marine Ecology Progress Series* 136, 1-11.

Gasparini, S., Castel, J. & Irigoien, X. (1999). Impact of suspended particulate matter on egg production of the estuarine copepod, *Eurytemora affinis*. *Journal of Marine Systems* 22, 195-205.

Gittenberger, A., Rensing, M. & Wesdorp, K.H. (2017). Non-indigenous marine species in the Netherlands. GiMaRIS 2017_13. Issued by The Department of Nature & Biodiversity of the Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality & the Office for Risk Assessment and Research of the Netherlands Food and Consumer Product Safety Authority.

González-Moreno, P., Lazarro, L. Vilà M. *et al.* (2019). Consistency of impact assessment protocols for non-native species. *Neobiota* 44

Goudswaard, P.C. & Breine, J. (2011). Kuilen en Schieten in het Schelde-estuarium. Vergelijkend vissen op de Zeeschelde in België en Westerschelde in Nederland.

Gray, J.S., Wu, R.S. & Or, Y.Y. (2002). Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238, 249-279.

Gypens, N., Delhez, E., Vanhoutte-Brunier, A., Burton, S., Thieu, V., Passy, P., Liu, Y., Callens, J., Rousseau, V., & Lancelot, C. (2013). Modelling phytoplankton succession and nutrient transfer along the Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). *Journal of Marine Systems* 128, 89-105.

Herman, P.M.J., Middelburg, J.J., Van de Koppel, J. & Heip, C.H.R. (1999). Ecology of Estuarine Macrofauna. *Advances in Ecological Research*, 195-240.

Hoekstein, M.S.J., Janse, W.M., Sluiter, M. & van Straalen, K.D. (2021). Watervogels en zeezoogdieren in de Zout Delta 2019/2020. Rijkswaterstaat, Centrale informatievoorziening Rapport BM 21.06. Deltamilieu Projecten Rapportnr. 2021-04.

Hornman M., Hustings F., Koffijberg K., van Winden E., van Els P., Kleefstra R., Sovon Ganzen- en Zwanenwerkgroep en Soldaat, L. (2020). Watervogels in Nederland in 2017/18. Sovon rapport 2020/01. RWS-rapport BM 19.18. Sovon Vogelonderzoek Nederland.

Kastelein, R.A. (1998). Food consumption and growth of harbour seals. Proefschrift Landbouw-universiteit Wageningen.

Kimmel, D. & Bradley, B.P. (2001). Specific protein responses in the calanoid copepod *Eurytemora affinis* (Poppe, 1880) to salinity and temperature variation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 266 (2), 135-149.

Kraan, C., van Gils, J.A., Spaans, B., Dekinga, A., Bijleveld, A.I., van Roomen, M., Kleefstra R. & Piersma, T. (2009). Landscape-scale experiment demonstrates that Wadden Sea intertidal flats are used to capacity by molluscivore migrant shorebirds. *Journal of Animal Ecology* 78 (6), 1259-1268.

Krijgsveld, K.L., Smit, R.R. & van der Winden, J. (2008). Verstoringsgevoeligheid van vogels. Bureau Waardenburg.

Kromkamp, J., Peene, J., Van Rijswijk, P., Sandee, A. & Goosen, N. (1995). Nutrients, Light and Primary Production by Phytoplankton and Microphytobenthos in the Eutrophic, Turbid Westerschelde Estuary (The Netherlands). *Hydrobiologia* 311 (1-3), 9-19.

Kromkamp, J.C. & Van Engeland, T. (2009). Changes in Phytoplankton Biomass in the Western Scheldt Estuary During the Period 1978-2006. *Estuaries and Coasts* 33, 270-285.

Kromkamp, J.C. & Philippart, C.J.M. (2015). Primaire productie in het waddengebied: meten en berekenen. NIOZ-rapport, 2015 (3). NIOZ.

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.

Langenberg, V.T. (2010). Mesozooplankton in the Scheldt estuary. Carbon flows through the lower trophic levels. VLIZ

Le Coz, M., Chambord, S., Meire, P., Maris, T., Azémar, F., Ovaert, J., Buffan-Dubau, E., Kromkamp, J.C., Sossou, A.C., Prygiel, J., Spronk, G., Lamothe, S., Ouddane, B., Rabodonirina, S., Net, S., Dumoulin, D., Peene, J., Souissi, S. & Tackx, M. (2017). Test of some ecological concepts on the longitudinal distribution of zooplankton along a lowland water course. *Hydrobiologia* 802, 175–198.

Lionard, M., Muylaert, K., Van Gansbeke, D. & Vyverman, W. (2005). Influence of changes in salinity and light intensity on growth of phytoplankton communities from the Schelde river and estuary (Belgium/The Netherlands). *Hydrobiologia* 540, 105–115.

Liu, B. & de Swart, H.E. (2015). Impact of river discharge on phytoplankton bloom dynamics in eutrophic estuaries: A model study. *Journal of Marine Systems* 152, 64–74.

LNV (2006). Natura 2000 gebied 122 – Westerschelde & Saeftinghe. Gebiedendocument.

Maes, J., De Brabandere, L., Ollevier, F. & Mees, J. (2003). The diet and consumption of dominant fish species in the upper Scheldt estuary, Belgium. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 83, 603–612.

Maes, J., Stevens, M. & Breine, J. (2007). Modelling the migration opportunities of diadromous fish species along a gradient of dissolved oxygen concentration in a European tidal watershed. *Estuarine, Coastal and Shelf Sciences* 75, 151–162.

Maes, J., Stevens, M. & Breine, J. (2008). Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt. *Hydrobiologia* 602, 129–143.

Maes, J., Tackx, M. & Soetaert, K. (2005). The predation impact of juvenile herring *Clupea harengus* and sprat *Sprattus sprattus* on estuarine zooplankton. *Hydrobiologia* 540, 225–235.

Mann, K.H. (2000). *Ecology of coastal waters: with implications for management*. 2nd ed. Blackwell Science.

Maris, T., Bruens, A., van Duren, L., Vroom, J., Holzhauer, H., De Jonge, M., Van Damme, S., Nolte, A., Kuijper, K., Taal, M., Jeuken, C., Kromkamp, J., van Wesenbeeck, B., Van Ryckegem, G., Van den Bergh, E., Wijnhoven, S. & Meire, P. (2014). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, update 2014. Deltares, Universiteit Antwerpen, NIOZ en INBO (2014). Deltares rapportnummer 1209394.

Maris, T., Gelsomini, P., Horemans, D. & Meire, P. (2020). Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2019. ECOBE 020-R265. Universiteit Antwerpen.

Maris, T., Wijnhoven, S., Van Damme, S., Beauchard, O., Van den Bergh, E. & Meire, P. (2013). Referentiematrices en Ecotooppervlaktes. Annex bij de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Studie naar "ecotooppervlaktes en intactness index", behorende bij contractnummer 31069024. Universiteit Antwerpen, ECOBE publicatie 013-R156.

Mees, J., Dewicke, A. & Hamerlynck, O. (1993). Seasonal composition and spatial distribution of hyperbenthic communities along estuarine gradients in the Westerschelde. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 27, 359-376.

Meire, P. & Maris, T. (2008). MONEOS, Geïntegreerde systeemmonitoring van het schelde-estuarium. Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen.

Meininger, P.L., Witte, R.H. & Graveland, J. (2003). Zeezoogdieren in de Westerschelde: knelpunten en kansen. Rapport RIKZ/2003.041. RIKZ.

Mialet, B., Gouzou, J., Azémar, F., Maris, T., Sossou, C., Toumi, N., Van Damme, S., Meire, P. & Tackx, M. (2011). Response of zooplankton to improving water quality in the Scheldt estuary (Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93, 47-57.

Miersch, L., Hanke, W., Wieskotten, S., Hanke, F.D., Oeffner, J., Leder, A., Brede, M., Witte, M. & Dehnhardt, G. (2011). Flow sensing by pinniped whiskers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366, 3077-3084.

Ministerie van I&M (2016). Natura 2000 Deltawateren. Westerschelde & Saeftinghe. Beheerplan 2016-2022.

Molinero, A. & Flos, R. (1992). Influence of season on the feeding habits of the common sole *Solea solea*. *Marine Biology* 113, 499-507.

MONEOS – Geïntegreerd datarapport Toestand Zeeschelde INBO 2011. Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapport INBO.R.2012.20. Instituut voor Natuur-en Bosonderzoek, Brussel.

Montagnes, D. J. S. & Franklin, D. J. (2001). Effect of temperature on diatom volume, growth rate, and carbon and nitrogen content: Reconsidering some paradigms. *Limnology and Oceanography* 46, 2008-2018.

Montserrat, F., Van Colen, C., Degraer, S., Ysebaert, T. & Herman, P.M.J. (2008). Benthic community-mediated sediment dynamics. *Marine Ecology Progress Series* 372, 43–59.

Muylaert, K., Sabbe, K. & Vyverman, W. (2009). Changes in phytoplankton diversity and community composition along the salinity gradient of the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 82 (2), 335–340.

Muylaert, K., Van Mieghem, R., Sabbe, K., Tackx, M. & Vyverman, W. (2000). Dynamics and trophic roles of heterotrophic protists in the plankton of a freshwater tidal estuary. *Hydrobiologia* 432, 25–36.

Palmer, C.M. (1969). A composite rating of algae tolerating organic pollution. *Journal of Phycology* 5, 78–82.

Paterson, D.M. (1989). Short-term changes in the erodibility of intertidal cohesive sediments related to the migratory behaviour of epipelagic diatoms. *Limnology and Oceanography* 34, 223–234.

Pick, F.R. & Lean, D.R.S. (1987). The role of macronutrients (C, N, P) in controlling cyanobacterial dominance in temperate lakes. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 21 (3), 425–434.

Pihl, L. & Rosenberg, R. (1984). Food selection and consumption of the shrimp *Crangon crangon* in some shallow marine areas in western Sweden. *Marine Ecology Progress Series* 15, 159–168.

Pringle, A.W. (1995). Erosion of a cyclic saltmarsh in Morecambe Bay, north-west England. *Earth Surface Processes & Landforms* 20, 387–405.

Rafaelli, D., Conacher, A., McLachlan, H. & Emes, H. (1989). The role of epibenthic crustacean predators in an estuarine food web. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 28, 149–160.

Rasconi, S., Niquil, N. & Sime-Ngando, T. (2012). Phytoplankton chytridiomycosis: community structure and infectivity of fungal parasites in aquatic ecosystems. *Environmental Microbiology* 14 (8), 2151–2170.

Reijnders, P.J.H. (1986). Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature* 324, 456–457.

Reise, K. (1977). Predator exclusion experiments in an intertidal mudflat. *Helgol. Wiss. Meeresunters.* 30, 263–271.

Reise, K. (1985). *Tidal flat ecology. An experimental approach to species interactions.* Springer-Verlag.

Reitsma, J.M. (2006). Toelichting bij de vegetatiekartering Westerschelde 2004; Op basis van false colour-luchtfoto's 1:5000/1:10000. Rapport AGI-2006-GSMH-013, RWS- AGI en ICT, Bureau Waardenburg.

Reitsma, J.M. & de Jong, J. (2018). Toelichting bij de Vegetatiekartering Westerschelde 2016. Op basis van false colour-luchtfoto's 1:5.000. RWS-CIV, Servicedesk Geo-informatie.

Riisgård, H.U. & Goldstein, J. (2014). Jellyfish and ctenophores in Limfjorden (Denmark) – Mini-review, with recent new observations. *Journal of Marine Science and Engineering* 2 (4), 593-615

Rozema, J., Laan, P., Broekman, R., Ernst, W.H.O. & Appelo, C.A.J. (1985). On the lime transition and decalcification in the coastal dunes of the province of North Holland and the island of Schiermonnikoog. *Acta Botanica Neerlandica* 34(4), 393-411.

RWS (2007). Pilot Vergelijkend Estuarium Onderzoek; Verkenning van de mogelijkheid om middels een systeemanalyse van estuaria de draagkracht van het Schelde-estuarium te bepalen.

Sautour, B. & Castel, J. (1995). Comparative spring distribution of zooplankton in three macrotidal European estuaries. *Hydrobiologia* 311, 139-151.

Schaminée, J.H.J., Stortelder, A.H.F. & Westhoff V. (1995). De vegetatie van Nederland. Deel 1 Inleiding tot de plantensociologie: grondslagen, methoden en toepassingen. Opulus Press.

Schoelynck, J., Van Loon, P., Heirmans, R., Jacobs, S. & Keirsebelik, H. (2020). Design and testing of a trap removing Chinese mitten crabs (*Eriocheir sinensis*, H. Milne Edwards, 1853) from invaded river systems. *River Research and Applications* 37, 307-317.

Schummer, M.L., Kaminski, R.M., Raedeke, A.H. & Graber, D.A. (2010). Weather-related indices of autumn–winter dabbling duck abundance in middle North America. *The Journal of Wildlife Management* 74 (1), 94-101.

Sergio, F., Caro T., Brown D., Clucas B., Hunter J., Ketchum J., McHugh K. & Hiraldo F. (2008). Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39, 1-19.

Shannon, C.E. (1948). A Mathematical Theory of Communication. *The Bell System Technical Journal* 27, 379-423.

Sharp, J.H. (2001). Marine and Aquatic Communities, Stress from Eutrophication. *Encyclopedia of Biodiversity*, Elsevier.

Shiganova, T.A. (1998). Invasion of the Black Sea by the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and recent changes in pelagic community structure. *Fisheries Oceanography* 7, 305-310.

Smith, V.H. (1983). Low Nitrogen to Phosphorus Ratios Favor Dominance by Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Science* 221 (4611), 669-671.

Smout, S., Rindorf, A., Hammond, P.S., Harwood, J. & Matthiopoulos, J. (2013). Modelling prey consumption and switching by UK grey seals. *Journal of Marine Science* 71, 81-89.

Soes, D.M., van Horssen, P.T., Bouma, S. & Collombon, M.T. (2007). Chinese wolhandkrab – Een literatuurstudie naar ecologie en effecten. Bureau Waardenburg rapportnummer 07-488.

Soetaert, K & Herman, P.M.J. (1994). One foot in the grave: zooplankton drift into the Westerschelde estuary (The Netherlands). *Marine Ecology Progress Series* 105 (1), 9–29.

Spellerberg, I.F. & Fedor, P.J. (2003). A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the 'Shannon–Wiener' Index. *Global Ecology and Biogeography* 12, 177–179.

Spronk, G. (2011). Verslag Afstemming monitoring – Vegetatiekartering. Kenmerk 27946. VNSC – werkgroep O&M – projectgroep Monitoring en Data, 01 november 2011, Bergen op Zoom, Nederland.

Stal, L.J. (2010). Microphytobenthos as a biogeomorphological force in intertidal sediment stabilization. *Ecological Engineering* 36, 236–245.

Storm, K. (1999). Slinkend onland. Rijkswaterstaat Zeeland NOTA AX-99.007.

Taal, M., Cado van der Lelij, A., Herman, P., Stolte, W., Boudewijn, T., van der Jagt, H., Duijns, S. & Goethals, P. (2020). Update Evaluatiemethodiek: verhaallijnen. Deltares/Schelde in Beeld.

Tackx, M., Azémar, F., Boulêtreau, S., De Pauw, N., Bakker, K., Sautour, B., Gasparini, S., Soetaert, K., Van Damme, S. & Meire, P. (2005). Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands: Long-term trends in spring populations. *Hydrobiologia* 540, 275–278.

Tackx, M.L.M., De Pauw, N., Van Mieghem, R., Azémar, R., Hannouti, A., Van Damme, S., Fiers, F., Daro, N. & Meire, P. (2004). Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands. Spatial and temporal patterns. *Journal of Plankton Research* 26, 133–141.

Teichert, N., Carassou, L., Sahraoui, Y., Lobry, J. & Lepage, M. (2018). Influence of intertidal seascape on the functional structure of fish assemblages: Implications for habitat conservation in estuarine ecosystems. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 28, 798–809.

Tollit, D.J. & Thompson, P.M. (1996). Seasonal and between-year variations in the diet of harbour seals in the Moray Firth, Scotland. *Canadian Journal of Zoology* 74, 1110–1121.

Troost, K. (2009). Pacific Oysters in Dutch Estuaries. Causes of Success and Consequences for Native Bivalves. Proefschrift. Rijksuniversiteit Groningen.

Troost, K., Van Asch, M., Brummelhuis, E., Van den Ende, D., Van Es, Y., Perdon, K.J., Van der Pool, J., Van Zweeden, C. & Van Zwol, J. (2021). Schelpdierbestanden in de Nederlandse kustzone, Waddenzee en zoute deltawateren in 2020. CVO-rapport 21.001, Stichting Wageningen Research Centrum voor Visserijonderzoek.

Turner, J.T. & Tester, P.A. (1989). Zooplankton Feeding Ecology: Copepod Grazing During an Expatriate Red Tide. Novel Phytoplankton Blooms. Springer Berlin Heidelberg. Pages 359–374

Twisk, F. (2004). De geschiktheid van platen in de Westerschelde als rustplaats voor de Gewone Zeehond (1931 en 2001). Werkdocument RIKZ/OS/2003.838x. RIKZ.

Underwood, G.J.C. & Kromkamp, J.C. (1999). Primary Production by Phytoplankton and Microphytobenthos in Estuaries. *Advances in Ecological Research* 29, 93–153.

Underwood, G.J.C. & Paterson, D.M. (2003). The importance of extracellular carbohydrate production by marine epipelagic diatoms. *Advances in Botanical Research* 40, 183–240.

Van Braeckel *et al.* (in prep.). Habitatmapping Zeeschelde slik – Habitatkarakteristieken van bodemdieren en garnaalachtigen. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek.

Van Colen, C., Thrush, S.F., Parkes, S., Harris, R., Woodin, S.A., Wetthey, D.S., Pilditch, C.A., Hewitt, J.E., Lohrer, A.M. & Vincx, M. (2015). Bottom-up and top-down mechanisms indirectly mediate interactions between benthic biotic ecosystem components. *Journal of Sea Research* 98, 42–48.

Van de Kam, J., Ens, B., Piersma, T. & Zwarts, L. (1999). *Ecologische Atlas van de Nederlandse Wadvogels*. Schuyt & Co Uitgevers, Haarlem.

Van de Koppel, J., Herman, P.M.J., Thoolen, P. & Heip, C.H.R. (2001). Do alternate stable states occur in natural ecosystems? Evidence from a tidal flat. *Ecology* 82, 3449–3461.

Van de Meutter F., Bezdenjesnji O., Buerms D., De Beukelaer J., De Regge N., Speybroeck J., Terrie T., Vanoverbeke J., Van Braeckel A., Vandevoorde B., Van den Bergh E. & Van Ryckegem G. (2019). Onderzoek naar trofische relaties in de Zeeschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (1). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Den Bergh, E., Pauwels, I. & Breine, J. (2018). Vissen en sediment in de Zeeschelde Een beknopte risicoanalyse voor het Strategisch-MER Complex Project Extra Containercapaciteit Antwerpen.

Van den Bergh, L., Calle, P. & Castelijns, W. (2018). Broedvogelonderzoek in het verdrinken land van Saeftinghe 2018. Het Zeeuwse Landschap.

Van der Meer, J., Dankers, N., Ens, B.J., Van Stralen, M., Troost, K. & Waser, A.M. (2019). The Birth, Growth and Death of Intertidal Soft-Sediment Bivalve Beds: No Need for Large-Scale Restoration Programs in the Dutch Wadden Sea. *Ecosystems*, 22, 1024–34.

Van der Meijden, R. (2005). *Heukels' Flora van Nederland*. 23 druk. Wolters-Noorhoff.

Van der Molen, D.T., Pot, R., Evers, C.H.M. Van Herpen, F.C.J. & Van Nieuwenburgh, L.L.J. (2018). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027. Rapport 2018-49. Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer (STOWA).

Van der Winden, J., de Fouw J., Dreef C., van Horssen P. & Dirksen S. (2017). Deltagebied: nationaal en internationaal topgebied voor vogels. Status, trends, bedreigingen en toekomst voor watervogels in het Deltagebied. Sjoerd Dirksen Ecology, Utrecht / Vogelbescherming Nederland.

Van Echelpoel, W., van der Jagt, H., Bruneel, S., Duijns, S., Goethals, P. & Boudewijn, T.J. (2020). Analyse implementatie verhaallijnen-systematiek in de T-rapportage. Nota 5 NOK-ER3. Voor de Vlaams-Nederlandse Scheldecommissie. Schelde in Beeld.

Van Gils, J.A., Dekinga, A., Spaans, B., Vahl, W.K. & Piersma, T. (2005). Digestive bottleneck affects foraging decisions in red knots *Calidris canutus*. II. Patch choice and length of working day. *Journal of Animal Ecology* 74 (1), 120-130.

Van Ryckegem, G. (2013). MONEOS – Geïntegreerd datarapport Toestand Zeeschelde INBO (2012). Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorphologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Ryckegem, G., Van Braeckel, A. & Van den Bergh, A. (2015). Duurzaam beheerplan – oeverbeheer getijdennatuur Zeeschelde. Schorrand- en slikbeheer van de Boven-Zeeschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.

Van Ryckegem, G., Van Braeckel, A., Elsen, R., Speybroeck, J., Vandevoorde, B., Mertens, W., Breine, J., Spanoghe, G., Bezdenjesnji, O., Buerms, D., De Beukelaer, J., De Regge, N., Hessel, K., Lefranc, C., Soors, J., Terrie, T., Van Lierop, F. & Van den Bergh, E. (2018). MONEOS – Geïntegreerd datarapport INBO: Toestand Zeeschelde 2017: monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (74).

Van Ryckegem, G., Van Braeckel, A., Elsen, R., Vanoverbeke, J., Van de Meutter, F., Vandevoorde, B., Mertens, W., Breine, J., Speybroeck, J., Bezdenjesnji, O., Buerms, D., De Beukelaer, J., De Regge, N., Hessel, K., Soors, J. & Van Lierop, F. (2020). MONEOS – Datarapport INBO: toestand Zeeschelde 2018-2019. Monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapport Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (38).

Van Walraven, L., Langenberg, V., Dapper, R., Witte, J.I., Zuur, A.F. & Van Derveer, H. (2015). Long-Term patterns in 50 years of scyphomedusae catches in the western Dutch Wadden Sea in relation to climate change and eutrophication. *Journal of Plankton Research* 37, 151–167.

Vanderhoeven, S., Adriaens, T., D'hondt, B., Van Gossum, H., Vandeghehuchte, M., Verreycken, H., Cigar, J. & Branquart E. (2015) A science-based approach to tackle invasive alien species in Belgium – the role of the ISEIA protocol and the Harmonia information system as decision support tools. *Management of Biological Invasions* 6 (2).

Vandevoorde, B. (2012). Diversiteit hogere planten. p. 8-12 In Van Ryckegem, G. (red.).

Vansteenbrugge, L., Ampe, B., De Troch, M., Vincx, M. & Hostens, K. (2015). On the distribution and population dynamics of the ctenophore *Mnemiopsis leidyi* in the Belgian part of the North Sea and Westerschelde estuary. *Marine Environmental Research* 110, 33–44.

Vargo, S. L. & Sastry, A.N. (1978). Interspecific differences in tolerance of *Eurytemora affinis* and *Acartia tonsa* from an estuarine anoxic basin to low dissolved oxygen and hydrogen sulfide. *Physiology and Behaviour of Marine Organisms*. Elsevier. Pages 219–226.

Verbrugge, L.N.H., de Hoop, L., Leuven, R.S.E.W., Aukema, R., Beringen, R., Creemers, R.C.M., van Duinen, G. A., Hollander, H., Scherpenisse, M., Spikmans, F., van Turnhout, C.A.M., Wijnhoven, S. & de Hullu, E. (2015) Expertpanelbeoordeling van (potentiële) risico's en managementopties van invasieve exoten in Nederland: Inhoudelijke input voor het Nederlandse standpunt over de plaatsing van soorten op EU-verordening 1143/2014. Projectnummer Be0020.

VNSC (2019). Systeemanalyse natuur Schelde-estuarium. Gezamenlijk feitenonderzoek van stakeholders, deskundigen en de Vlaams-Nederlandse Scheldecommissie 64.

Vos, P.C. (1986). De sediment stabiliserende werking van benthische diatomeeën in het intergetijdengebied van de Oosterschelde. Rapport RWS-86-03

Wallès, B. & Ysebaert, T. (2019). Potentiële verstoringsbronnen voor vogels in de Westerschelde: een interactieve kaart. Wageningen Marine Research Wageningen UR (University & Research centre), Wageningen Marine Research rapport C047/19.

Waser, A.M. (2018). Predation on intertidal mussels. Influence of biotic factors on the survival of epibenthic bivalve beds. PhD thesis. Vrije Universiteit Amsterdam.

Weerman, E.J., Herman, P.M.J. & Van De Koppel, J. (2011). Macrobenthos abundance and distribution on a spatially patterned intertidal flat. *Marine Ecology Progress Series* 440, 95–103.

White, J.R. & Dagg, M.J. (1989). Effects of suspended sediments on egg production of the calanoid copepod *Acartia tonsa*. *Marine Biology* 102, 315–319.

Wielakker, D., Bak, A. & Reitsma, J.M. 2011. Herziening referenties en doelen Kaderrichtlijn Water voor zeegras en kwelders in K2, O2 en M32 meren. Rapport nr. 11-196. Bureau Waardenburg.

Wijnhoven, S., Gittenberger, A., Faasse, M. & Schellekens T. (2017) Overview alien species monitoring in the Western Scheldt: Current status of monitoring efforts and presence of alien species among macrofauna and algae. Ecoauthor Report Series. Report 2017 – 01.

Witte, R.H. (2001). De functie van de Westerschelde voor zeezoogdieren: kansen en bedreigingen voor met name de gewone zeehond en bruinvis. Rapport 01-116. Bureau Waardenburg.

Wolf, P., Lilipaly, S., Poot, M.J.M. & Boudewijn, T.J. (2000). Atlas vogelconcentraties en vliegbewegingen Delta. Onderzoek naar het nachtelijk gebruik van hoogwatervluchtplaatsen door steltlopers rond de Oosterschelde. Rapport 00-023. Bureau Waardenburg.

Ysebaert, T., de Mesel, I., Wijnhoven, S. & Kromkamp, J. (2013). Flora en fauna. Hoofdstuk 9 in Depreiter, D., Cleveringa, J., van der Laan, T., Maris, T., Ysebaert, T., Wijnhoven, S (eds). T2009 rapportage Schelde estuarium. IMDC, ARCADIS, Universiteit van Antwerpen, IMARES, NIOZ.

Ysebaert, T., Herman, P.M.J., Meire, P., Craeymeersch, J., Verbeek, H. & Heip, C.H.R. (2003). Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 57, 335- 55.

Zwarts, L., Ens, B.J., Goss-Custard, J.D., Hulscher, J.B. & le V. Dit Durrell, S.A.E. (1996). Causes of variation in prey profitability and its consequences for the intake rate of the Oystercatcher *Haematopus ostralegus*. *Ardea* 84A, 229-268.

7. Menselijke activiteiten

Het Schelde-estuarium is al sinds mensenheugenis onderhevig aan menselijke activiteiten: in- en ontpoldering, onderhoud van de vaargeul, het zuiveren van geloosd afvalwater enzovoort. Dergelijke activiteiten kunnen een impact hebben op verschillende aspecten van het systeem. Om een doordachte evaluatie van de andere hoofdstukken te bewerkstelligen, dient men rekening te houden met zowel de directe als indirecte effecten van menselijke activiteiten.

Dit hoofdstuk omvat geen evaluatie op zich, maar beoogt louter één duidelijk, centraal overzicht van de relevante menselijke activiteiten. Het vormt zo een ondersteunend hoofdstuk voor de evaluatie van de piramides. Het analyserapport geeft een gedetailleerde beschrijving van de recente¹⁵ activiteiten en plaatst deze in historisch perspectief. Hiervoor kan men zich baseren op – o.m. de tijdslijnen in – voorgaande T-rapporten. Het gebruik van kaartmateriaal wordt sterk aanbevolen.

Als houvast schrijft de evaluatiemethodiek een niet-limitatieve lijst aan relevante activiteiten voor, waarvan men steeds controleert of deze plaatsvonden tijdens de beschouwde periode. Volgende paragrafen beschrijven welke informatie noodzakelijk is per – recente – activiteit. Merk op hoe voortschrijdend inzicht aanleiding kan geven tot bijkomende activiteiten die (mogelijk) een impact hebben op de evaluatie van overige hoofdstukken.

7.1. Sedimentbeheer

Om de toegankelijkheid te verbeteren, brengt men de vaargeulen en havens op gewenste diepte waarna men deze diepte onderhoudt. Samen met zandwinning heeft dit een aanzienlijke invloed op het netto sedimentvolume en de ruimtelijke verdeling ervan.

We onderscheiden 6 types:

1. Aanlegbaggerwerk: sinds 2006 registreert men niet enkel het volume, maar ook het doel van de baggerwerken: aanleg- of onderhoudsbaggerwerk. Het aanlegbaggerwerk beoogt een uitruiming van de vaargeul en/of het aanleggen of uitbreiden van havendokken.
2. Onderhoudsbaggerwerk spitst zich toe op het in stand houden van de vaargeul. Deze focussen voornamelijk op kritieke locaties zoals de drempels.
3. Havenstortingen: de baggerinspanning in de Nederlandse havens en het Kanaal Gent-Terneuzen. De propere specie uit de havens en net achter de sluizen wordt teruggestort op specifieke locaties in de Westerschelde.
4. Zandwinning: zandwinning op de Westerschelde en Zeeschelde zorgt voor een verlies aan sediment van het systeem.
5. Sedimentextractie: bij een aantal onderhoudsbaggerwerken wordt een deel van het sediment niet opnieuw teruggestort in het systeem maar afgevoerd en/of aangewend voor bouwwerken. Deze volumes worden afzonderlijk gerapporteerd als sedimentextractie.

¹⁵ Uitgevoerd tijdens de beschouwde evaluatieperiode.

6. Slibslepen: op specifieke locaties in het estuarium – e.g. de toegangsgeul naar sluizen – wordt er slib verplaatst door middel van slibsluizen.

Per type ingreep moeten minstens volgende aspecten gerapporteerd worden:

- Waar de ingreep plaatsvond a.d.h.v. kaarten.
- Wanneer de ingreep plaatsvond, met als temporele resolutie minstens jaarlijkse totaalvolumes en als spatiale per (bagger- en stort)locatie.
- Om later beter de link te kunnen leggen met morfologische wijzigingen (hoofdstuk 3), dient men de gebaggerde volumes om te rekenen naar *in situ* (profiel)volume via de omrekenformule in Bijlage A.

7.2. Begrenzing van het estuarium

Deze ingrepen hebben niet enkel een impact op het kombergend vermogen – en bijgevolg de hydrodynamiek – van de rivier, maar kunnen ook gevolgen hebben voor de waterkwaliteit en ecologie. We onderscheiden volgende maatregelen:

1. GGG/GOG: In gereduceerde getijdengebieden (GGG) laat men dagelijks een klein volume van het hoogwater binnen waardoor getijdennatuur kan ontwikkelen. Bij gecontroleerde overstromingsgebieden (GOG) stroomt het water tijdens zeer hoge waterstanden over een overloopdijk en overstroomt het gebied.
2. Ontpoldering en inpoldering: Al eeuwen wint men via inpoldering land voor landbouw. Hiermee reduceert men echter de ruimte voor de rivier. Ontpolderingen geven deze ruimte weer terug aan de getijdenwerking.
3. Afsluitingen (en heraanakkingen) van rivierarmen: via stuwen en dammen beperkte men de getij-indringing. De bekendste zijn: de afsluiting van de Braakman in 1952, de dam op de Durme in 1954, de sluiting van de schutsluis te Gentbrugge in 1969, de verplaatsing van de dam op de Durme in 1973 en het afsluiten van de Vliet in 1977.

Per ingreep moet volgende informatie verzameld worden:

- Wanneer het gebied in werking trad of werd afgesloten.
- Dimensionering van het gebied: de oppervlakte en de verandering in kombergend watervolume: hoeveel er meer of minder geborgen wordt.
- Indien voldoende informatie voorhanden is ook:
 - Specifiek voor GGG: het in- en uitlaatpeil.
 - Specifiek voor de GOG: het waterpeil waarbij de GOG in werking treedt, ook wanneer het in werking trad tijdens de beschouwde periode.

7.3. Rechttrekking en hermeandering

Het landschap rondom de Boven-Zeeschelde draagt nog steeds de tekenen van de historische rechttrekkingen. Deze normalisaties of rechttrekkingen leidden tot een vereenvoudigd en verkort vaartraject, met een verbeterde toegankelijkheid tot gevolg. Voor een gedetailleerde omschrijving van de (gesimuleerde) impact wordt verwezen naar Van Braeckel *et al.* (2012). Hermeandering is het tegenovergestelde: zo verlegt men de rivier(arm) en het nabijgelegen intergetijdengebied.

Per ingreep moet volgende informatie verzameld worden:

- Wanneer de maatregel is uitgevoerd: begin- en einddatum;
- De lengte van de thalweg vóór en na de ingreep (bij voorkeur a.d.h.v. kaarten);
- Verandering in het kombergend volume.

7.4. Erosiereducerende maatregelen

Men neemt volgende maatregelen om erosie van de waterkering, ecologisch waardevol gebied en/of de geulwand te voorkomen of sedimentatie te bevorderen:

1. Kribben en strandhoofden: Meandering is een natuurlijk proces waarbij de ene bocht erodeert en het materiaal in de andere bocht afzet. Kribben zijn korte dammen die dwars t.o.v. de oever georiënteerd zijn. Ze voorkomen de erosie van de bochten waardoor de rivier op haar plaats blijft. Daarnaast worden ze gebruikt om laagdynamische zones te creëren waar getijdennatuur zich kan ontwikkelen.
 - a. Bovendien vernauwt de stroming door de kribben waardoor de vaargeul verdiept.
 - b. Een strandhoofd beschermt het strand door de stroming te verminderen waardoor ontzanding beperkt wordt.
2. Breuksteen- en geulwandstortingen: Stortingen van breuksteen of staalslakken beschermen de waterkering en slik- en schorrand tegen erosie. Geulwandstortingen focussen op de teen van de waterkering. Het storten en onderhoud van deze verdediging heeft een impact op de lokale ecologische ontwikkeling.

Het analyserapport moet volgende info bevatten:

- Locatie van de ingreep (bij voorkeur a.d.h.v. kaarten);
- Tijdstip van de ingreep;
- Bij breuksteen- en geulwandstortingen: de oppervlakte. Deze kan men uit de geomorfologische kaarten halen.

Hierbij focust men op de ingrepen van die grootteorde dat ze relevant zijn voor de morfologische systeembeschrijving (hoofdstuk 3) of het verklaren van trends in overige Communicatie-indicatoren. Men dient niet in detail in te gaan op zeer lokale versterkingen ingrepen.

7.5. Sturing bovenafvoer

Het doel van dit hoofdstuk is een overzicht te maken van alle beheersmaatregelen die een aanzienlijke impact hebben op de waterverdeling naar het estuarium. In het analyserapport bespreekt men eventuele wijzigingen in het waterbeheer. De focus ligt hier op beleidswijzigingen en aanzienlijke ingrepen. Een tijdsreeksanalyse valt buiten de scope van dit hoofdstuk en vindt men terug onder het hoofdstuk Hydrodynamiek (zie hoofdstuk 2).

Het huidige beheer wordt hieronder beknopt toegelicht. Men gaat na of er hier tijdens de beschouwde periode iets gewijzigd is en – indien het geval – rapporteert dit.

- Daarna stroomt het water langs de sluizen op de Bovenschelde of Leie naar Gent, waar de Ringvaart de centrale spil vormt bij de waterverdeling naar de afwaterende kanalen en de Zeeschelde. Deze verdeling wordt sterk gestuurd door het wateraanbod van beide bovenstromen: Bij hoge afvoer zal de beheerder het water langs alle mogelijke wegen trachten af te voeren, ook langs de Zeeschelde via de stuwen en sluizen in Merelbeke (Ringvaart) en de stuw van Zwijnaarde (Bovenschelde). Tijdens droge periodes gaat de prioriteit naar het kanaal Gent-Terneuzen waarvan de afvoer geregeld is in een verdrag tussen België en Nederland. Afvoer via de Zeeschelde krijgt hierdoor een lagere prioriteit.
- Eens in de Zeeschelde, vervoegt het water van de Dender, Durme en Rupel¹⁶ zich bij het zeewaartse traject. Een wijziging in het beheer van deze bovenstromen kan een impact hebben op de watertoevoer naar de Boven-Zeeschelde. Merk op: ook het water van kleinere rivieren of grachten stroomt in de Zeeschelde, maar de focus ligt hier op de grotere bovenstromen.
- Nabij Antwerpen regelt men via sluizen de interactie tussen de Beneden-Zeeschelde en de Antwerpse havendokken.
- De belangrijkste toevoer op de Westerschelde komt van (1) de Bathse spuisluis vanwaar het overtollig zoetwater vanuit het Volkerak, het Zoommeer, Markiezaatsmeer en het Schelde-Rijnkanaal wordt afgevoerd¹⁷ en (2) het Kanaal Gent-Terneuzen dat bij hoge afvoeren ook water opwaarts van Gent afvoert en in de Westerschelde spuit.

Daarnaast situeert men op zijn minst onderstaande ingrepen die plaatsvonden gedurende de beschouwde 6 jaar en mogelijk een impact hebben op de analyse van de bovenafvoer (zie 2.9.1).

- Het herstellen/aanleggen van een winterbedding op de bovenstromen;
- Het aanleggen van bufferbekkens op de bovenstromen.

7.6. Stroomgeleiding

Met het oog op o.m. nautische doeleinden, kan men beslissen om een *strekdam* (ook 'leidam' of 'langsdam') aan te leggen die quasi-parallel ligt aan de oever of de stroomrichting in de vaargeul.

Een *current deflecting wall* is dan weer een middel om de instroom van sedimenten in een haven tegen te gaan, zodat de achteraf weg te baggeren hoeveelheid sedimenten beperkt wordt. Deze constructie bestaat onderaan uit een drempel, die ervoor zorgt dat de onderste (sedimentrijke) waterlaag afgebogen wordt en de haven niet binnenstroomt. Het bovenste deel van de constructie is een scherm op palen, dat de bovenste (minder sedimentrijke) waterlaag de haven laat binnenstromen.

Het analyserapport moet volgende info bevatten:

- Locatie (bij voorkeur a.d.h.v. kaarten).
- Tijdstip van de plaatsing.
- De verwachte impact, zoals onderzocht vóór de eigenlijke plaatsing.

¹⁶ De Rupel vangt water vanuit de Zenne, (deel van) de Dijle. Demer en beide Nete's: Grote en Kleine Nete.

¹⁷ Dit systeem kan tot 8,5 miljoen m³ water per dag lozen.

7.7. Antropogene bronnen van verontreiniging

Menselijke activiteiten kunnen een aanzienlijke druk op de oppervlaktewaterkwaliteit met zich mee brengen. Anderzijds wordt de 21^{ste} eeuw gekenmerkt door stijgende inspanningen om deze druk te doen dalen. Dit onderdeel beoogt geen gedetailleerd overzicht te geven van iedere individuele bron: het doel is de beschikbare eerstelijnsrapporten samen te vatten zodat men deze kan aanwenden om de waargenomen trends in hoofdstuk 4 (*Waterkwaliteit*) te verklaren.

Bij het opstellen van het analyserapport wendt men minimum onderstaande eerstelijnsrapporten aan. Waar nodig, mag men deze vanzelfsprekend aanvullen met bijkomende publicaties.

- Jaarrapport '*Waterverontreiniging in Vlaanderen*' van de Vlaamse Milieumaatschappij (Vlaamse Milieumaatschappij, 2019).
- Rapportering van het MAP-meetnet van de Vlaamse Milieumaatschappij (Vlaamse Milieumaatschappij, 2018).
- Online Milieurapport¹⁸ van de Vlaamse Milieumaatschappij.

Het analyserapport moet minstens volgende info bevatten, waarbij men een onderscheid maakt tussen puntbronnen en diffuse bronnen:

- Evolutie in **riolerings- en zuiveringsgraad** in bekkens die naar het Schelde-estuarium afwateren¹⁹, alsook evolutie in zogenaamde '**resterende lozingen**': de niet gesaneerde lozingen op waterlopen.
- Evolutie in het jaarlijks relatief aandeel van de verschillende **bronnen van verontreiniging**, opgedeeld naar minstens volgende sectoren: 'bedrijven', 'depositie', 'gezinnen', 'landbouw' en 'rioolwaterzuiveringsinstallaties'.
- Bij hevige regenval kunnen de rioleringen het afval- en regenwater niet altijd verwerken. Om overstroming te voorkomen zal men dan via zgn. **overstorten** het teveel aan water rechtsreeks en ongezuiverd in de rivier lozen. Het analyserapport situeert deze overstorten op kaart en presenteert de evolutie aan jaarlijkse geschatte volumes (of jaarlijks totale duurtijd aan overstort).
- Naast de gekende bronnen van verontreiniging kunnen ook **incidentele verontreinigingen** of calamiteiten een bepalende impact op de (lokale) waterkwaliteit hebben. De jaarlijkse rapporten van de VMM geven een algemeen overzicht van de incidentele verontreinigingen. De grote calamiteiten worden echter in meer detail besproken en gesitueerd. Hiervoor wordt verwezen naar de projectgroep "Calamiteuze verontreinigingen" van de Internationale Scheldecommissie.

7.8. Versturende recreatieve ontsluitingen

Het Schelde-estuarium kent veel gebruiksfuncties. Recreatie is hier één van. In het ideaalbeeld gaat dit hand-in-hand met de andere functies. Doch, het is niet ondenkbaar dat recreatie een zekere druk op de ecologie met zich mee kan brengen: denk hierbij aan verstoring van broed- of foerageergebieden.

¹⁸ www.milieurapport.be

¹⁹ Ook op <https://www.vmm.be/data/riolerings-en-zuiveringsgraden/overzicht-per-gemeente>

Het is niet de bedoeling om alle recreatieve ontsluitingen op te sommen. De focus ligt op relevante beheersmaatregelen of activiteiten waardoor de recreatie dermate toeneemt dat het een aantoonbaar, aanzienlijk effect heeft op het functioneren van één van de Communicatie-indicatoren. Het analyserapport geeft een korte beschrijving van de maatregelen of activiteiten, inclusief een samenvatting van de studie naar het aantoonbaar effect.

Eén ervan is het openstellen van dienstwegen voor recreatief medegebruik: Langs de Westerschelde zijn in de periode 1997-2012 een groot aantal dijkverbeteringsprojecten uitgevoerd, waarbij veelal de steenbekleding is vervangen en de buitendijkse onderhoudswegen zijn verhard. Veel van de onderhoudswegen zijn vervolgens voor recreatief gebruik opengesteld met een sterke toename in gebruik tot gevolg. Dit heeft effect op het gebruik van hoogwatervluchtplaatsen op dijken door vogels of kunnen foerageergebieden direct vóór dijktrajecten zelfs deels onbruikbaar worden voor watervogels. Er werd voorspeld dat verschillende steltlopersoorten hiervan negatieve effecten zouden ondervinden (Boudewijn & van Horssen, 2010). Een nadere analyse van hoogwatervluchtplaatsen langs de Westerschelde liet inderdaad zien dat in gebieden waar verstoring van hoogwatervluchtplaatsen werd waargenomen, het aantal vogels significant sterker achteruitging dan in de gehele Westerschelde (Arts *et al.* 2018).

7.9. Scheepvaart

De scheepvaart vormt één van de cruciale pijlers voor de LTV functies, met name voor Toegankelijkheid. Doch, het valt niet uit te sluiten dat een toenemende drukte en/of dimensionering van de schepen een impact heeft op de andere functies. Zo hebben bijvoorbeeld het aantal versassingen aan de sluizen een impact op de zoetwateraanvoer, of kunnen scheepsgolven erosie van de slikken veroorzaken (Michels *et al.*, 2014).

De evaluatiemethodiek schrijft een trendanalyse voor van zowel de drukte (het aantal scheepsbewegingen) als de dimensionering van de passerende schepen. De detailbeschouwing van de 6-jarige periode wordt vergeleken met de historische trend. De analyse wordt minimaal uitgevoerd op niveau van de KRW-lichamen.

Hiervoor vraagt men minimaal onderstaande gegevens op:

- **IVS data** (Informatie Verwerkend Systeem) van het *Vessel Traffic Services* bij de Schelderadarketen; alsook hun **jaarlijkse scheepvaartkaarten in Zeeland**. De IVS data bevatten informatie over het type schip en over de dimensies (Lengte, breedte, diepgang).
- **De gegevens van de tijsluizen** van Wintam, Dendermonde, en Merelbeke afkomstig van de Vlaamse Waterweg. Deze tijsluis data bevatten informatie over alle schepen die de sluis passeren: dimensies (Lengte, breedte, diepgang, laadvermogen), documentnummer, reisnummer, vaarrichting, tijd van passage.

7.10. Beheersmaatregelen Exoten

Exoten zijn soorten die door toedoen van menselijk handelen in een nieuwe omgeving worden geïntroduceerd (EU, 2014). Gezien *invasieve exoten* een negatief effect kunnen hebben op de lokale gemeenschap, zijn deze als afzonderlijke toetsparameter opgenomen in de Communicatie-parameter *Ecologie* (hoofdstuk 6.10). Deze soorten komen oorspronkelijk niet voor in het Schelde-estuarium, maar zijn door menselijke activiteiten in het estuarium terecht gekomen. Een diepgaande analyse van de oorzaak valt buiten de scope van deze opdracht: zij het accidentele (bijv. via ballastwater) of doelbewuste (bijv. voor oestercultuur) introductie. De focus ligt hier op beheersmaatregelen om de verspreiding van invasieve soorten tegen te gaan en zo een impact hebben op de soort-specifieke ontwikkelingen. Er wordt nagegaan welke beheersmaatregelen plaatsvonden tijdens de beschouwde 6-jarige periode. Deze worden gesitueerd en vergeleken met historische activiteiten.

7.11. Literatuur

Arts F.A., Lilipaly, S.J., Hoekstein, M.S.J., van Straalen, K.D., Sluijter, M., Wolf, P.A., Boudewijn, T.J., Grutters, B.M.C. & Middelveld, R.P. (2018) Recreatief medegebruik dijktrajecten Oosterschelde en Westerschelde. Een analyse van watervogeltellingen. Deltaproject Management, Bureau Waardenburg.

Barneveld H., Nicolai, R.P., van Veen, M., van Haaster, S., Boudewijn, T.J., de Jong, J.W., van Didden, K., van de Haterd, R.J.W., Middelveld, P.P., Michielsen, S., Van de Moortel, I., Velez, C. & De Wilde, E. (2018) Analyserapport. T2015-rapportage Schelde-estuarium. HKV lijn in water, Bureau Waardenburg en Antea Group.

Bastin, A. (1993). Evaluatie van de hoeveelheid slib in de Beneden Zeeschelde. Evolutie tussen 1964 en 1986. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. Departement Leefmilieu en Infrastructuur. Administratie Waterinfrastructuur en Zeewezen, Antwerpse Zeehavendienst.

Boudewijn T.J. & van Horssen, P.W. (2010) Openstellen onderhoudswegen Oosterschelde en Westerschelde. Effecten op overtuigende en foeragerende steltlopers. Rapport 10-105.

Consortium Arcadis-Technum (2007). Milieueffectenrapport Verruiming vaargeul Beneden-Zeeschelde en Westerschelde. Basisrapport Overige Aspecten. Consortium Arcadis – Technum.

Dams, J., Vanlede, J., Plancke, Y., Verwaest, T. & Mostaert, F. (2016). Slibbalans Zeeschelde: Deelrapport 3 - Literatuurstudie. Version 4.0. WL Rapporten, 00_029. Flanders Hydraulics Research & Vrije Universiteit Brussel.

EU (2014). Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council of 22 October 2014 on the prevention and management of the introduction and spread of invasive alien species. European Commission. <https://eur-lex.europa.eu/eli/reg/2014/1143/oj>.

Michels, H., Van Ryckegem, G., Van Braeckel, A. & Van den Bergh, E. (2014). Optimalisatie van de oeververdediging: berekening van het erosierisico langsheen de Zeeschelde. INBO rapport 2014.1862628

Vandenbruwaene, W., Levy, Y., Plancke, Y., Vanlede, J., Verwaest, T. & Mostaert, F. (2017). Integraal plan Boven-Zeeschelde: Deelrapport 3 – Sedimentbalans Zeeschelde, Rupel en Durme. Versie 5.0. WL Rapporten, 13_131. Waterbouwkundig Laboratorium.

Vandenbruwaene, W., Stark J., Plancke, Y. & Mostaert, F. (2020). Agenda voor de Toekomst – Historische evolutie getij en morfologie Schelde estuarium: Deelrapport 5 – Synthese. Versie 4.0. WL Rapporten, 14_147_5. Waterbouwkundig Laboratorium.

Van Braeckel, A., Coen, L., Peeters, P., Plancke, Y., Mikkelsen, J. & Van den Bergh, E. (2012) Historische evolutie van Zeeschelde habitats. Kwantitatieve en kwalitatieve analyse van invloedsfactoren. INBO i.s.m. het Waterbouwkundig Laboratorium.

Vlaamse Milieumaatschappij (2018). Nutriënten in oppervlaktewater in landbouwgebied, resultaten MAP- meetnet 2017-2018.

Vlaamse Milieumaatschappij (2019). Waterverontreiniging in 2019.

Bijlagen

A. Numerieke modeloutput

Onderstaande paragrafen geven meer toelichting over de beschikbare modeloutput. Deze zijn overgenomen uit de memo Meire (2021)²⁰. De memo geeft een kort overzicht van parameters die slechts bekomen kunnen worden aan de hand van numerieke simulaties en tracht een optimale afstemming te bekomen zodat deze kunnen gegroepeerd worden in 1 simulatie.

A.1. Numerieke modeloutput vanuit EM

Een aantal parameters gebruikt in de evaluatiemethodiek, kunnen niet opgemeten worden of worden berekend gebruik makende van de resultaten van numerieke simulaties. Volgende parameters (dit kunnen zowel rekenparameters zijn of verklarende parameters) maken gebruik van de resultaten van numerieke modellen:

1. Onbemande vaarsimulaties (piramide Hydrodynamiek)
 - a. 2D stroomvelden voor regio Vlissingen / Breskens – DGD
 - b. tijcyclus
 - c. export 10 minuten
 - d. 3 jaarlijks
2. Netto en bruto sedimenttransporten per hoofd(–en neven)geul, per macrocel of OMES cel
 - a. 2D stroomvelden
 - b. sedimenttransport formulering
 - c. rapportage per macrocel/OMES segment
 - d. springtij – doottijcyclus
 - e. 3 jaarlijks

De vaarsimulaties worden berekend voor situaties na 2009, hetzelfde wordt voorgesteld voor de sedimenttransporten.

Voor de ecotopenkartering worden stroomsnelheden eveneens gebruikt in de kaartlagen. Deze zijn expliciet niet opgenomen in voorgaande lijst, aangezien deze zowel aan Vlaamse als Nederlandse kant reeds een langere traditie en methodologie hebben en het niet de bedoeling is binnen de evaluatiemethodiek om deze te herzien.

A.2. Numerieke Modellen

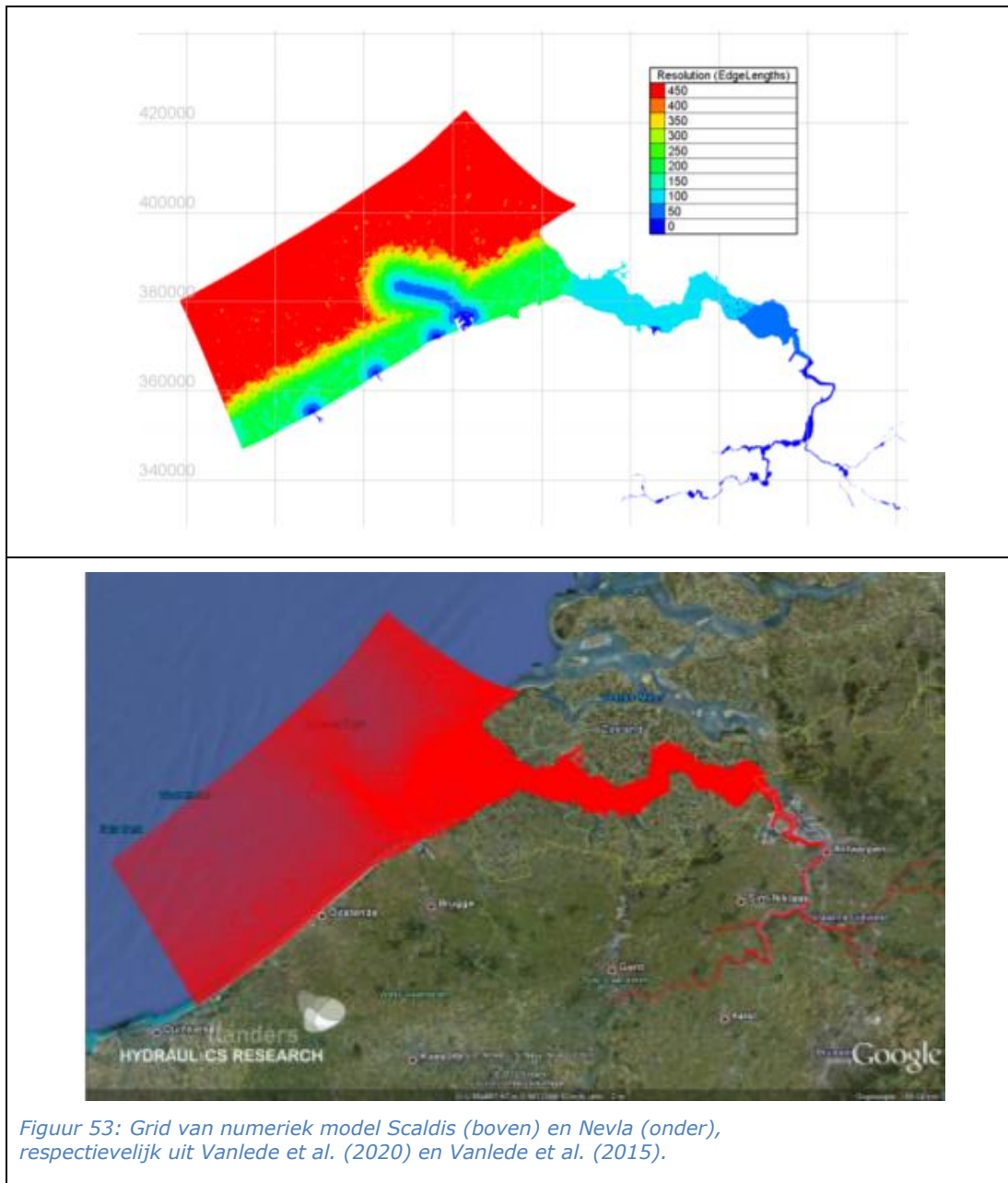
Er zijn heel wat numerieke modellen beschikbaar, met verschillende software (Delft3D, Telemac), die gebruikt kunnen worden voor het genereren van de data. Aangezien het belangrijk is dat de verschillen over de tijd gelinkt kunnen worden aan systeemkenmerken eerder dan modelkenmerken, is het belangrijk dat een consistent modelinstrumentarium wordt gebruikt doorheen de tijd.

²⁰ Meire, Dieter (2021). Numerieke modeloutput tbv Evaluatiemethodiek. Versie 4.0. WL Memo's, 19_065_4. Waterbouwkundig Laboratorium: Antwerpen.

Aangezien resultaten voor het volledige Schelde-estuarium gewenst zijn, wordt best een model gebruikt dat het volledig Schelde estuarium bestrijkt.

Belangrijke voorwaarden voor het modelinstrumentarium zijn samengevat:

- Volledige Schelde estuarium;
- Gekalibreerd model beschikbaar (eerste modelsimulaties eind 2021).



A.3. Modelparameters

A.3.1. Bathymetrische data

Voor elk modelscenario is een dekkende topo-bathymetrie voor het volledige Schelde – estuarium nodig. De Westerschelde en Beneden Zeeschelde wordt op dit moment jaarlijks gepeild. Voor het overige deel van het estuarium zijn driejaarlijkse peilingen beschikbaar, met uitzondering van de meest opwaartse rivierdelen (Zenne, Netes, Demer). Het gebied van interesse voor de vaarsimulaties is van Vlissingen tot ca. Deurganckdok en voor de sedimenttransporten wordt gefocust op de Zeeschelde zelf en Westerschelde, waardoor deze meest opwaartse delen met beperkte peilingsfrequentie niet beperkend zijn.

A.3.2. Randvoorwaarden

De exacte randvoorwaarden voor het lopen van de simulaties zijn nog niet afgeklopt. Voor de vaarsimulaties is een springtij periode het meest maatgevend, aangezien zowel maximale stroomsnelheden worden opgemeten als lagere waterstanden rond laagwater. Hiervoor dient een representatieve periode geselecteerd te worden. Voor de sedimenttransporten wordt een springtij – doodtij cyclus gerund voor een robuuste inschatting (zie ook o.a. Jeuken *et al.*, 2014).

Als opwaartse randvoorwaarden dient een constante en gemiddelde afvoer te worden gebruikt vanuit de verschillende bijrivieren, over de volledige simulatie.

Er wordt expliciet geen rekening gehouden met andere externe variabelen zoals wind. Een invloed hiervan is voor de beoordeling binnen de evaluatiemethodiek niet wenselijk.

A.3.3. Sedimenttransport

Voor het sediment worden constante waarden verondersteld doorheen de tijd. Voor de Westerschelde worde een d50 van 200 μm vooropgesteld, voor de Zeeschelde een d50 van 100 μm . Om het sedimenttransport in te schatten wordt voorgesteld de Engelund – Hansen formule te gebruiken, zodat een robuuste inschatting kan gemaakt worden en een correctie kan gemaakt worden voor korrelgrootte (Jeuken *et al.*, 2014). Er wordt gerekend met een onbeperkte beschikbaarheid van sediment.

Er worden verschillende raaien gedefinieerd op regelmatige afstand. Voor de Westerschelde wordt een raai gedefinieerd voor zowel hoofd- als nevengeul, in de Zeeschelde behelst één raai de volledige rivierbreedte. Het bruto sedimenttransport wordt bepaald als het totale transport over een beschouwde raai, het netto transport als het residueel transport over een getij.

A.4. Output

De modelruns worden uitgevoerd voor elke modelscenario en de relevantie parameters ter beschikking gesteld van het VLIZ. Er wordt elke 3 jaar een modeloutput voorzien, met aanpassing van de opgemeten bathymetrie.

Voor de **vaarsimulaties** wordt de output direct als netCDF opgeleverd en als input gebruikt voor de (vaar)simulator. Volgende variabelen zijn hiervoor noodzakelijk, voor een volledig getij, zodat op- en afvaart simulaties kunnen worden uitgevoerd:

1. 2D (diepte-gemiddelde) snelheden
2. Waterdiepte
3. Bathymetrie

Deze variabelen worden geëxporteerd op alle rekenpunten van het model, dus samen met de locaties van de gridpunten, op elke tijdstap (per 10 minuten).

Voor de **sedimenttransporten** worden volgende variabelen geëxporteerd:

1. 2D (diepte-gemiddelde) snelheden
2. Waterdiepte
3. Bathymetrie
4. Sedimenttransport

Op basis van het berekende sedimenttransport wordt het transport op de verschillende raaien bepaald. Op basis van deze transporten per raai, wordt een bruto en nettosedimenttransport bepaald voor de verschillende dwarsraaien. Deze data worden opgeleverd aan het VLIZ Voor het beoordelen van het sedimenttransport dient het consortium verantwoordelijk voor de uitvoering van de EM een integratie te maken van deze waarden per OMES segment of macrocel, en het verloop doorheen de tijd te duiden.

Voor de hydrodynamische parameters verblijftijd (paragraaf 0), getijweglengte (paragraaf 2.10.4) en verhouding getijvolumes (paragraaf 2.10.5) zijn voor de verschillende macrocellen ebvolumes, vloedvolumes en totale volumes benodigd. Deze kunnen worden bepaald met behulp van 13-uursmetingen. Mogelijk is het echter eenvoudiger om deze parameters eveneens af te leiden uit de numerieke modelberekeningen die toch al uitgevoerd worden voor het bepalen van "netto en bruto sedimenttransporten per hoofd(-en neven)geul, per macrocel of OMES cel" (zie paragraaf A.1).

A.4.1. Referenties

Jeuken, C., Vroom, J., Wang, Z.B., Depreiter, D., van Holland, G., Dam, G., Poortman, S. en Cleveringa, J. (2014). Advies flexibel storten. Verbeteren van het Criterium Nevengeulen - Voorstel voor het afleiden van koerslijnen en ondergrenzen voor het watervolume van (neven)geulen. Deltares rapport 1209395-000

Vanlede, J.; Chu, K.; Smolders, S.; Decrop, B.; Mostaert, F. (2020). Update SCALDIS 2019: a 3D hydrodynamic model of the Scheldt Estuary: calibration report. Version 3.0. FHR reports, PA016_1. Flanders Hydraulics Research/IMDC: Antwerp. IX, 99 + 45 p. app. pp.

Vanlede, J.; Delecluyse, K.; Primo, B.; Verheyen, B.; Leyssen, G.; Plancke, Y.; Verwaest, T.; Mostaert, F. (2015). Verbetering randvoorwaardenmodel: subreport 7. Calibration of NEVLA 3D. Version 4.0. WL Rapporten, 00_018. Flanders Hydraulics Research/IMDC: Antwerpen. VII, 88 + 112 p. bijl. pp.

B. Bijlage Waterkwaliteit

B.1. Kaderrichtlijn water

	Zoet, mesotidaal laagland- estuarium (MzI) ^{1,2}	Zwak brak (oligohalien) macrotidaal laagland- estuarium (O1o) ^{1,2}	Brak, macrotidaal laagland- estuarium (O1b) ^{1,2}	Estuarium met matig getijverschil en met scheepvaart en/of geen getijde- stroming (O2) ³
	- Durme - Zoet, korte verblijftijd - Zoet, lange verblijftijd	- Oligohalien - Rupel	- Sterke saliniteits- gradiënt	- Mesohalien - Zwak polyhalien - Sterk polyhalien
Thermische omstandigheden				
Temperatuur (°C) (Max.)	≤ 25	≤ 25	≤ 25	≤ 25
Impact lozing (°C)	+ 3	+ 3	+ 3	NB
Zuurstofhuishouding				
Zuurstof (mg/L) (<i>P</i> ₁₀)	≥ 6 (≥ 5, <i>Durme</i>)	≥ 6 (≥ 5)	≥ 6	NB
Verzadiging (%) (Range)	70 – 120	60 – 120	60 – 120	≥ 60
Biochemisch zuurstofverbruik (mg/L) (<i>P</i> ₉₀)	≤ 6	≤ 6	≤ 6	NB
Chemisch zuurstofverbruik (mg/L) (<i>P</i> ₉₀)	≤ 30	≤ 30	≤ 30	NB
Zoutgehalte				
Elektrische geleidbaarheid (μS/cm) (<i>P</i> ₉₀)	≤ 1.000	NB	NB	NB
Chloride (mg/L) (<i>P</i> ₉₀)	≤ 200	NB	NB	NB
Sulfaat (mg/L) (Gem.)	≤ 150	NB	NB	NB

	Zoet, mesotidaal laagland- estuarium (MzI) ^{1,2}	Zwak brak (oligohalien) macrotidaal laagland- estuarium (O1o) ^{1,2}	Brak, macrotidaal laagland- estuarium (O1b) ^{1,2}	Estuarium met matig getijverschil en met scheepvaart en/of geen getijde- stroming (O2) ³
	- Durme - Zoet, korte verblijftijd - Zoet, lange verblijftijd	- Oligohalien - Rupel	- Sterke saliniteits- gradiënt	- Mesohalien - Zwak polyhalien - Sterk polyhalien
Verzuring				
pH (-) (Range)	6,5 – 8,5	7 – 9	7,5 – 9	NB
Nutriënten				
Kjeldahl-N (mg/L) (<i>P</i> ₉₀)	≤ 6	≤ 6	NB	NB
Nitraat-N (mg/L) (<i>P</i> ₉₀)	≤ 5,65	≤ 5,65	NB	NB
Nitraat-N + nitriet-N + ammonium-N (mg/L) (Wintergem.)	NB	NB	≤ 0,49	≤ 0,46*
Totaal-N (mg/L) (Zomergem.)	≤ 2,5	≤ 2,5	NB	NB
Totaal-P (mg/L) (Zomergem.)	≤ 0,14	≤ 0,14	NB	NB
Orthofosfaat-P (mg/L) (Gem.)	≤ 0,14	≤ 0,14	≤ 0,07	NB
Diversen				
Zwevende stof (mg/L) (<i>P</i> ₉₀)	NB	NB	NB	NB
Doorzicht (m) (<i>P</i> ₉₀)	≥ 0,7	≥ 0,7	≥ 0,7	NB

* Deze waarde is enkel van toepassing indien de saliniteit minstens 30 bedraagt, bij lagere waardes geldt volgende verhouding: norm (mg/L) = 2,59-0,071*saliniteit

¹ CIW (2016). Stroomgebiedbeheerplan Schelde 2016-2021 – Beheerplan voor het Vlaamse deel van het internationale stroomgebieddistrict van de Schelde. Depotnummer D/2016/6871/001

² WenZ (2016). Stroomgebiedbeheerplan Schelde 2016-2021 – Bekkenspecifiek deel Benedenscheldebekken. Depotnummer D/2016/6871/010

³ STOWA (2018). Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2021-2027. Rapportnummer 2018-49

Tabel 65: Overzicht van de zone-specifieke normeringen opgesteld binnen de Kaderrichtlijn Water voor het Schelde-estuarium. Weergegeven normen onderscheiden een waterlichaam in 'goede' conditie van een waterlichaam in 'matige' conditie. In sommige situaties wordt de grenswaarde voor maximaal ecologisch potentieel (MEP) gebruikt, deze waarden staan schuin weergegeven tussen haakjes. NB: Niet bepaald.

B.2. Ecologisch belang toetsparameter *Zuurstof*

Bij de beoordeling van de toetsparameter *Zuurstof* wordt nagegaan welke zuurstofwaarden problemen kunnen geven voor het functioneren van het ecosysteem. Toetsing van de rekenparameters aan de voorgestelde criteria moet aangeven of het zuurstofgehalte toereikend is voor het vervullen van de gewenste ecosysteemfuncties. Lage zuurstofconcentraties tot ver onder het niveau van saturatie, kunnen grote effecten hebben op het ecosysteem. De duur dat bepaalde streefwaarden niet worden gehaald, kan gelden als maat voor de omvang van mogelijke zuurstofproblemen.

B.2.1. Effect abiotisch

Wanneer water en sediment anoxisch zijn, kan sulfaatreductie resulteren in de productie van het giftige waterstofsulfide. Daarnaast kan een zuurstoftekort ook leiden tot de remming van de ammoniumverwijdering doordat nitrificatie niet meer kan plaatsvinden. Ook de recycling van fosfaten en het vrijkomen van metalen uit bodemsediment naar de waterkolom kunnen een resultaat zijn van een verminderde hoeveelheid opgeloste zuurstof. Andere metalen daarentegen lossen net op in zuurstofrijke omstandigheden.

B.2.2. Effect biotisch

Zuurstof is essentieel voor de respiratie, waarbij energie wordt vrijgesteld die nodig is voor vitale (metabolische) processen van vissen, krabben en schelpdieren (bijv. foerageren, groei, zwemmen en reproductie). Een tekort aan zuurstof kan de mortaliteit verhogen, reproductie beïnvloeden, groeisnelheden remmen en het voorkomen, overleven en gedrag van organismen veranderen, waardoor significante veranderingen kunnen optreden in het totale estuariene voedselweb (zie onder andere Batiuk *et al.*, 2009). Het Schelde-estuarium herbergt diverse en productieve gemeenschappen van estuariene organismen in een complex pakket van voedselwebben.

Fytoplankton/fytobenthos

Het fytoplankton en -benthos staan in voor de zuurstofproductie. Toch hebben deze organismen zelf ook zuurstof nodig: in het donker respireren zij immers. Onderzoek suggereert dat lage zuurstofwaarden een remmend effect hebben op de groei van algen en dat de lage zuurstofwaarden in de jaren '90 van vorige eeuw wellicht de algenbloei in de zoete Schelde onderdrukten (Cox *et al.*, 2009). Dit fenomeen deed zich voor bij quasi anoxie, waarbij hogere organismen in de Schelde sowieso ontbraken. De Westerschelde heeft deze problemen gelukkig nooit gekend.

Zoöplankton/zoöbenthos

Een causaal verband tussen de aanwezigheid van benthos en goede zuurstofwaarden is niet gekwantificeerd, maar het rapport van Adriaensen *et al.* (2005) omtrent de instandhoudingsdoelstellingen geeft verschillende argumenten die helpen om een zuurstofwaarde voor een goede diversiteit af te leiden:

1. Rond 1964 werd in de Biesbosch in Nederland een goede zoetwater-benthosdiversiteit vastgesteld bij zuurstofwaarden van 70% verzadiging of meer. Op sommige locaties werden Shannon-indices tussen 1 en 2 genoteerd bij waarden tussen 50 en 70% saturatie (Wolff, 1973), hetgeen overeenkomt met circa 4 tot 7 mg/L zuurstof, afhankelijk van de temperatuur.

2. In het Elbe-estuarium zijn in het oligohalien getijdengebied (habitattype 22) 68 soorten benthos (Krieg, 2005) waargenomen, die empirisch konden gelinkt worden met een zuurstofgehalte tussen 5 en 6 mg/L (Krieg, mond. med. 2005). In het limnische deel van het Elbe-estuarium (habitattype 20) zijn bij zuurstofwaarden die niet lager waren dan 6 mg/L, liefst 148 soorten in de stalen aangetroffen. Een statistisch verband tussen diversiteit en zuurstof werd in de Elbe nog niet onderzocht, maar de empirische relatie laat vermoeden dat een minimumconcentratie van 5 mg/L voldoende kan zijn voor een goede diversiteit.

In de jaren '90 waren in het zoetwatergedeelte van de Schelde (dat in de zomers gekenmerkt werd door hypoxia) de benthosgemeenschappen beperkt tot een dominantie van Oligochaeta. In Gray *et al.* (2002) wordt deze sterke hypoxia tolerantie van oligochaeten bevestigd. Dit wordt ook ondersteund door Josefson en Widbom (1988, in Gray *et al.*, 2002). Zij toonden aan dat bij zuurstofconcentraties lager dan 1,4 mg/L alle macrofauna was verdwenen, maar geen meiofaunistische taxa vertoonden significante afname. Daarnaast noemen Baden *et al.* (1990, in Gray *et al.*, 2002) dat, van de organismen die vaak gevonden wordt in mariene zand-modder bodems, *Abra* sp. (Bivalvia) en *Echinocardium* sp. (zee-egel) wel uitzonderlijk gevoelig zijn voor verminderde zuurstof-concentraties.

In de Westerschelde werd een spatiale verandering in afwaartse richting waargenomen van *Eurytemora affinis* (Copepoda, Calanoida) die toegeschreven kan worden aan anoxische condities in de oligohaliene zone (Appeltans *et al.*, 2003; Sautour en Castel, 1995).

Vis

Literatuuronderzoek toont dat vissen het meest gevoelig zijn voor verminderde zuurstof-concentraties, gevolgd door crustaceeën, annelida en tenslotte tweekleppigen (Gray *et al.*, 2002). De zuurstofcriteria binnen deze evaluatiemethodiek zijn dan ook voornamelijk gebaseerd op het voorkomen van vis. Een opdeling en karakterisering in functie van de zoutgradiënt wordt gegeven in Tabel 66.

Soorten uit het huidige visbestand, maar ook vissoorten die niet (meer) in het Schelde-estuarium voorkomen en die wel als doelsoorten worden vermeld (bijv. in de IHD (Vlaanderen) of in de flora- en faunawet en rode lijst (Nederland)), vormen een leidraad voor de kwantificering van goede zuurstofconcentraties. Zo dient het Scheldebekken zichzelf in stand houdende populaties van rivierprik, fint, spiering, zeeprik, elft en houting te hebben. Het voorkomen van jonge vis van katadrome en anadrome vissen in het zoetwatergetijdengebied van de Zeeschelde wijst op de volledige functie-invulling van het Scheldebekken als habitat voor diadrome soorten (Adriaensen *et al.*, 2005). Niet voor al deze soorten is bekend wat de specifieke zuurstofcriteria zijn voor gezonde overleving.

Zone	Kenmerken
Zoet en Oligohalien	Zoetwater en oligohaliene habitats dienen als paaigebied en vervullen een belangrijke kraamkamerfunctie. De waterkwaliteit moet garant staan voor een overleving en groei van alle levensstadia – eieren, larvae en juvenielen van migrerende (anadrome) vis en zoetwater (getijden)vis gedurende late winter (begin februari) tot late lente (eind mei) (Batiuk <i>et al.</i> , 2009).
Brak (mesohalien)	Soortenaantallen in brakke wateren liggen in het algemeen lager dan die in zoet en zout water. Brakke wateren zijn vaak instabiel en onvoorspelbaar, waardoor de soortenrijkdom minder waarschijnlijk en extinctie meer waarschijnlijk is dan in een stabiele omgeving (Pemberton en Wightman, 2010). De brakwaterzone van de Schelde wordt gekenmerkt door hoge turbiditeit, veel detritus, respiratie die meestal de bovenhand haalt op productie en bijgevolg lage zuurstofwaarden. Deze zone wordt door verscheidene juveniele mariene vissen en sommige zoetwatervissen gebruikt als kinderkamer tijdens het eerste levensjaar (Adriaensen <i>et al.</i> , 2005). Hierdoor draagt deze zone significant bij tot de rekrutering van jonge vis tot de volwassen (commerciële) visstocks van haring, tong, wijting, zeebaars schar en schor op de Noordzee. De mesohaliene zone wordt door estuariene vis gebruikt voor het voltooien van hun levenscyclus. Daarnaast komt vis van bovenstroomse zones, uit de Westerschelde of zelfs vanuit de Noordzee naar het brakke water voor bescherming en om te foerageren.
Zout (polyhalien)	Het mesohaliene gedeelte van de Schelde wordt door mariene vissoorten (waaronder de commerciële vissoorten) en estuariene soorten gebruikt als paaigebied en voor reproductie. Daarnaast dient het als foerageergebied voor estuariene en zoutwater vissoorten (Breine, 2009).

Tabel 66: Functionele karakterisering van saliniteitszones voor vissen.

Reacties van vis op verminderde zuurstofconcentraties omvatten zowel gedragsmatig als fysiologische responsen. Sommige soorten verplaatsen zich naar de oppervlakte waar ze voldoende zuurstof kunnen krijgen uit de aerobe toplaag of lucht happen. Vis migreert weg van water met een lage zuurstofverzadiging en concentreert zich in ondiepere, meer aerobe wateren. Kortstondige perioden van hypoxie kunnen zo overbrugd worden. Gedragsmatige veranderingen door langdurige hypoxie of anoxie kunnen leiden tot veranderde predator-prooi relaties. Echter, aerobe respiratie vergt zuurstof, maar veel organismen kunnen tijdelijk overschakelen op anaeroob metabolisme bij een tekort aan zuurstof. Dit kan leiden tot verzuring van het lichaam en productie van schadelijke radicalen.

Gray *et al.* (2002) vonden dat een langere blootstelling aan 4 mg/L zorgt voor acute mortaliteit in vele invertebraten en niet-zalmachtige visembryo's, terwijl 3 mg/L voor acute mortaliteit zorgt in niet-zalmachtigen. Daarnaast zijn larven van vissen en crustaceeën gevoeliger voor zuurstofarmoede dan volwassenen dieren. Bij een concentratie van 3 mg/L is sterfte van volwassen estuariene vissoorten een reëel gevaar in de Elbe. In Nieuw-Zeeland werd vastgesteld dat vismortaliteit uitsluitend optrad bij concentraties van 2 mg/L of lager (Dean en Richardson, 1999).

Verminderde zwemactiviteit van juveniele zalmachtigen leidt tot verhoogde predatie na blootstelling van de embryo's aan 3 mg/L zuurstof (Roussel, 2007). Een samenvatting van effecten door gereduceerde zuurstofconcentraties op mariene organismen wordt gegeven in Tabel 67.

Type organisme	Effect	Zuurstofconcentratie (mg/L)
Actief zwemmende vis	Groei	6
Actief zwemmende vis	Metabolisme	4,5
Bodem-levende vis	Metabolisme	4
Meeste vis	Mortaliteit	2
Krabben, garnalen, kreeften, isopoden	Groei	2 – 3,5
Bodem-levende isopoden	Mortaliteit	1 – 1,6
Bivalven	Groei	1 – 1,5
Annelida	Groei	1 – 2
Slijkspringers	Mortaliteit	1

Tabel 67: Effecten van gereduceerde zuurstofconcentraties op mariene organismen (Gray et al., 2002).

Bijgevolg zal de instelling van een beperkte set aan criteria voor de zuurstofconcentratie minder strikt zijn dan soort-specifieke aanbevelingen en richtlijnen. Bijvoorbeeld de *normen voor oppervlaktewater met de functie viswater* in Vlaanderen stellen dat 50% van de metingen 8 mg/L moet overschrijden (richtlijn) en 100% 5 mg/L (richtlijn voor karperachtigen). De bindende waarde ligt op ≥ 7 mg/L in 50% van de gevallen. Hierbij mag de waarde voor viswater voor karperachtigen niet onder 4 mg/L komen. Voor viswater met zalmachtigen geldt een 50% richtlijn van ≥ 8 mg/L, een 100% richtlijn van ≥ 7 mg/L en een bindende waarde van ≥ 9 mg/L in 50 % van de gevallen, waarbij het zuurstofgehalte niet onder 6 mg/L mag dalen.

De KRW voor Nederland schrijft een Viswaterrichtlijn (EG, Nederland 2006) voor: water met als functie viswater voor zalmachtigen moet in 50% van de gevallen een zuurstofconcentratie van ≥ 9 mg/L hebben en in 100% van de gevallen ≥ 7 mg/L. Dit laatste dient als richtlijn, terwijl de 50% waarde bindend is, met daarbij de opmerking dat indien het zuurstofgehalte daalt onder 6 mg/L de bevoegde instantie moet aantonen dat er onder deze omstandigheden geen schadelijke gevolgen optreden voor de evenwichtige ontwikkeling van de vispopulaties. Viswater voor karperachtigen dient in 50% van de gevallen een zuurstofconcentratie van ≥ 8 mg/L te hebben en in 100% van de gevallen ≥ 5 mg/L. Dit keer geldt dat de 50 percentielwaarde van ≥ 7 mg/L een bindende waarde is met daarbij de opmerking dat indien het zuurstofgehalte daalt onder 4 mg/L er aangetoond dient te worden dat er geen schadelijke gevolgen zullen treden.

B.3. Ecologisch belang toetsparameter *Nutriënten*

B.3.1. Eutrofiëring in het estuarium

In de literatuur wordt uitvoerig beschreven tot welke gevolgen een overmaat aan nutriënten kan leiden. In estuaria in ons klimaat wordt een overmaat aan nutriënten gebruikt door primaire producenten (fytoplankton, soms ook macro-algen), wat leidt tot een stijging van de productiviteit. Deze stijging kan zich uiten in een hogere biomassa van primaire producenten, hogere dichtheden aan fytoplankton of verlengde perioden van algenbloei.

Dit moet niet per definitie als negatief beschouwd worden. Zolang de toename beperkt is en kan doorstromen naar hogere trofische niveaus, dan kan dit ook positieve effecten hebben. In het Schelde-estuarium is bijvoorbeeld het areaal slikken sterk afgenomen, waardoor bij een ongewijzigde primaire productie het voedselaanbod voor hogere trofische niveaus (bijv. vogels die foerageren op de slikken) ook afneemt.

Met een hogere productie op een verminderde oppervlakte, kan op deze wijze mogelijk toch voldoende voedsel voorzien worden voor hogere trofische niveaus. Dit was dan ook een van de uitgangspunten voor de instandhoudingsdoelstellingen voor de Zeeschelde (Adriaensen *et al.*, 2005), waarbij werd bepaald welke oppervlakte, bij toegenomen productiviteit, vereist is om te voorzien in voldoende voedsel voor de Europees aangemelde soorten.

Een beperkte verhoging van de nutriëntinput kan dus in bepaalde gevallen wenselijk zijn, maar er is ook een keerzijde. De verhoogde toevoer van stikstof en fosfor gaat niet noodzakelijk gepaard met eenzelfde verhoging van silicium en wijzigt de relatieve beschikbaarheid van de verschillende nutriënten. Dit leidt tot verschuivingen binnen de fytoplanktongemeenschap en kan aanleiding geven tot schadelijke algenbloei. Verschuivingen in het fytoplankton kunnen verschuivingen in het zoöplankton of macrobenthos veroorzaken, welke zich kunnen doorvertalen in veranderingen in de hele voedselketen. Ook kunnen schadelijke planktonsoorten tot bloei komen, welke toxines produceren.

Bovendien kunnen verhoogde fytoplanktondichtheden leiden tot secundaire effecten, zoals lichtlimitatie door beschaduwning of daling van het zuurstofgehalte. De daling van het zuurstofgehalte kan ten gevolge van de respiratie van het fytoplankton zelf zijn, wat 's nachts leidt tot dalende zuurstofwaarden. Onderzoek in het kader van de voorgaande evaluatiemethodiek wijst echter uit dat, anno 2010, de daling van het zuurstofgehalte in de Schelde ten gevolge van de respiratie door fytoplankton klein is (Maris *et al.*, 2014). Normalerweise zal een overmatige fytoplanktonbloei en bijhorende respiratie niet leiden tot zuurstofproblemen 's nachts, waardoor de criteria gesteld in de toetsparameter *Zuurstof* niet in het gedrang komen tijdens perioden van sterke algenbloei. Deze bevinding kan echter niet veralgemeend worden naar andere estuaria en mag ook niet als constant in de tijd beschouwd worden. Enkel met de huidige fytoplanktonsamenvatting worden geen zuurstofproblemen gesignaleerd tijdens sterke algenbloei. Wanneer er structurele veranderingen zouden optreden in de algengemeenschap in de Schelde, moet het risico op nachtelijke zuurstofproblemen ten gevolge van algenrespiratie opnieuw geëvalueerd worden.

Tijdens sterke algenbloei treedt er momenteel geen zuurstofdepletie op, maar bij afsterven van een dergelijke algenpopulatie rijst er een grote zuurstofvraag. Algenpopulaties kunnen afsterven wanneer ze in ongunstige omstandigheden komen. Veranderende weersomstandigheden liggen vaak aan de basis.

Verhoogde debieten kunnen de verblijftijd verkorten, waardoor bijvoorbeeld een zoete planktongemeenschap versneld doorspoelt naar de brakke of zoute zone waar ze niet kan overleven. Sterke temperatuurschommelingen, afname van de hoeveelheid licht (minder zonneschijn of verhoogde troebelheid) kunnen ook een bloei beëindigen. Tenslotte kunnen algen zelf een verdere bloei verhinderen door bijvoorbeeld uitputting van bepaalde nutriënten of zelfbeschaduwning.

Een sterke daling van het zuurstofgehalte bij veranderende weersomstandigheden zal evenwel niet louter toe te schrijven zijn aan de afbraak van een algenbloei. Het stroomopwaartse gedeelte van het estuarium krijgt vanuit het bekken nog steeds een grote allochtone vracht te verwerken. Modellerings suggereert dat in de zomer de oppervlaktebeluchting de zuurstofvraag voor de afbraak van deze allochtone vracht niet kan compenseren in sommige delen van het estuarium. Het is dankzij de sterke primaire productie in de opwaartse delen van het estuarium dat de hoge allochtone belasting snel kan worden afgebroken zonder zuurstoftekorten. Bij het uitwerken van een evaluatie voor nutriënten en het zoeken naar grenzen voor primaire productie, dient de organische belasting in het estuarium daarom steeds mee in rekening gebracht te worden. Een zekere bloei is vereist, in relatie tot de allochtone nutriënten, om te voldoen aan de zuurstofvraag van het ecosysteem en aldus zuurstoftekorten te vermijden.

Verschuivingen in fytoplanktongemeenschap

Algenbloei in het estuarium wordt momenteel gedomineerd door diatomeeën, die de basis vormen van de voedselketen. Zoöplankton of –benthos zal de diatomeeënbloei begrazen waardoor de energie kan doorstromen naar hogere trofische niveaus. Een goed ontwikkelde zoöplanktongemeenschap helpt een fytoplanktonbloei te onderdrukken.

Diatomeeën hebben naast stikstof en fosfor ook silicium nodig. Wanneer de siliciumpool uitgeput geraakt, zullen andere algensoorten de bovenhand krijgen. Verschuivingen in de algengemeenschap kunnen verschillende negatieve effecten hebben. Zo is de doorstroming van energie niet meer verzekerd, omdat sommige niet-diatomeeënsoorten minder goed begraasd worden. Bepaalde plaagalgen kunnen ook rechtstreeks negatieve gevolgen hebben door het uitscheiden van toxines of vormen van dichte matten of schuim. Bovendien is het niet duidelijk of met een andere algengemeenschap het nachtelijk zuurstofverbruik binnen de perken blijft.

Wanneer de stikstofpool uitgeput raakt, maar fosfor is nog in overvloed aanwezig, stijgt het risico op de bloei van schadelijke cyanobacteriën. Sommige cyanobacteriën beschikken immers over het vermogen om stikstof te fixeren uit de lucht. Gezien momenteel stikstof nog steeds het meest abundante nutriënt is in de Schelde, dient in deze evaluatiemethodiek niet ingegaan te worden op deze problematiek.

B.3.2. Eutrofiëring in de kustzone

Zuurstofgebrek is in de bovenste waterlagen van de zoute zone van het estuarium en de kustzone niet aan de orde. De eutrofiëringsproblematiek uit zich hier het sterkst door de overmatige bloei van plaagalgen in het voorjaar. Deze algenbloei wordt in hoofdzaak gedomineerd door grote kolonies van *Phaeocystis globosa*, verder in deze tekst kortweg *Phaeocystis* genaamd. Wanneer *Phaeocystis* te grote kolonies vormt ($> 400 \mu\text{m}$), worden zij ongeschikt voor begrazing door de meeste zoöplanktonsoorten.

Eens de kolonies groter worden dan $400 \mu\text{m}$, overschrijden ze de graascapaciteit van het zoöplankton, met name die van de copepoden. Er is aldus geen doorstroming van energie meer en geen controle meer over de fytoplanktonbloei. Bezinking van grote hoeveelheden organisch materiaal na een bloeipiek kan dan weer leiden tot zuurstofproblemen in de diepste waterlagen.

Ook het schuim dat gevormd wordt wanneer de golfslag de algenpopulatie stukslaat, is een karakteristieke uiting van deze vorm van eutrofiëring.

Wereldwijd wordt een toename van hypoxie in diepere waterlagen in mondingsgebieden en kustzones waargenomen. De oorzaak van hypoxie aan de bodem is het uitzakken van organisch materiaal dat geproduceerd wordt door fotosynthese in de bovenste waterlagen of dat geïmporteerd wordt uit estuaria en rivieren.

Dat materiaal wordt gebruikt als voedselbron door benthische organismen en wordt ook bacterieel afgebroken. De respiratie van deze organismen zorgt voor een zuurstofflux van de waterkolom naar het sediment, waardoor hypoxische condities kunnen ontstaan. Verschillende antropogene en natuurlijke factoren beïnvloeden het voorkomen en de intensiteit van hypoxie aan de bodem, onder andere klimaatverandering speelt hierin een rol. Zeker voor de kustzone moet deze problematiek verder opgevolgd worden. Momenteel zijn er geen indicaties dat dit zich in onze kustzone voordoet. Wanneer uit de observaties van zuurstof een toename blijkt van hypoxische condities in diepere waterlagen, dringt een uitbreiding van de evaluatiemethodiek zich op.

B.4. Ecologisch belang toetsparameter *Abiotisch klimaat*

B.4.1. Zout

Organismen die aangepast zijn aan een verhoogde saliniteit worden halofyten genoemd. Daarnaast zijn er de euryhalieen organismen die een brede saliniteitsrange tolereren. Deze soorten hebben vaak wel een geleidelijke overgang van zoet naar zout nodig. Het tegenovergestelde van euryhalieen soorten zijn stenohaliene soorten.

Tussen een saliniteit van 0,5 en 10 PSU worden de meeste zoetwater fytoplanktonsoorten vervangen door mariene soorten (Lionard *et al.*, 2005). In de Schelde wordt een successie waargenomen van typische zoetwaterdiatomeeën zoals *Cyclotella* en *Stephanodiscus* bij 0,5 PSU naar mariene diatomeeën zoals *Thalassiosira* soorten, *Skeletonema costatum* en *Ditylum brightwellii* boven 10 PSU (Lionard *et al.*, 2005), hetgeen onder andere toe te schrijven is aan de saliniteit. De meeste fytoplanktonsoorten zijn stenohalien en zijn onderhevig aan osmotische stress bij een blootstelling aan saliniteitsveranderingen. De zone tussen 5 en 8 PSU wordt aangeduid als kritische saliniteitszone, welke een barrière vormt waardoor de belangrijkste fauna en ecologische groepen van aquatische organismen worden gescheiden. Brakke wateren worden gekenmerkt door een lage soortenrijkdom met zouttolerante soorten.

B.4.2. Temperatuur

Bij een temperatuursverhoging neemt de hoeveelheid opgeloste zuurstof in het water af. Daarnaast worden organische stoffen sneller afgebroken waardoor het zuurstofverbruik toeneemt. Bij hoge temperaturen komen eutrofiëringsproblemen dus sterker tot uiting, wat kan leiden tot zuurstoftekorten. Dit laatste kan problemen extra in de verf zetten: de temperatuurtolerantie van aquatische organismen wordt mede bepaald door onder andere de hoeveelheid opgeloste zuurstof, maar ook door het zoutgehalte.

Een combinatie van veranderende zoutconcentratie en een afnemende zuurstofconcentratie in het water heeft een negatief effect op de temperatuurtolerantie (Brett, 1970 in Kinne 1970).

Naast chemische processen worden ook biologische processen versneld: hogere temperaturen (binnen bepaalde marges) stimuleren microbiële afbraak en bijhorende zuurstofconsumptie enerzijds; bij een temperatuurstijging kan anderzijds de primaire productie (van fytoplankton en drijvende algen) in eutrofe systemen toenemen, met eveneens grote gevolgen voor de zuurstofhuishouding (zie toetsparameter *Zuurstof*). Ook het lichtklimaat kan negatief beïnvloed worden door een sterkere groei van primaire producenten wat op zijn beurt kan zorgen voor verandering van concurrentieverhoudingen tussen verschillende groepen primaire producenten.

Fytoplankton/Zoöplankton

De groei van fytoplankton in het voorjaar wordt onder andere bepaald door temperatuur en turbulentie. Hoge nutriëntgehalten in combinatie met lagere temperatuur en beperkt licht in het voorjaar komen ten gunste van een snelle groei van diatomeeën (Reynolds, 1984 in Winder en Schindler, 2004). Deze diatomeeën leveren voedsel van hoge kwaliteit voor herbivore groei in het voorjaar. In pelagische ecosystemen zijn algen-zoöplankton interacties de basis voor de energiestroom naar hogere trofische niveaus (Platt *et al.*, 2003). Wanneer een temperatuurstijging de algenbloei beïnvloedt, kan de predator-prooi relatie 'ontkoppeld' worden en kan dit overgebracht worden naar andere trofische niveaus, wat drastische ecologische en economische gevolgen kan hebben (Platt *et al.*, 2003).

Ondanks dat een temperatuursverhoging zorgt voor een eerdere voortplanting, groei-limitatie, hogere groeisnelheid en reproductiesnelheid van zoöplankton, kan het ook zorgen voor een mismatch tussen de zoöplankton- en fytoplanktonbloei. Vergrote nutriëntlimitatie, het zinken van cellen en uiteindelijk 'begrazing' kan een ineenstorting betekenen van de lentebloei van fytoplankton en een shift van kleine eencellige diatomeeën naar grotere algen van mindere voedselkwaliteit voor het zoöplankton. Populatiegroei van predatoren zou dan ook afhankelijk zijn van het vermogen om de timing van reproductie overeen te laten komen met een periode van optimale voedselbeschikbaarheid.

Winder en Schindler (2004) toonden een temporele mismatch aan tussen *Daphnia*-populaties, de belangrijkste herbivore, en de voorjaarsbloei van diatomeeën. De abundantie van volwassen vis lijkt ook samen te hangen met de timing van voorjaarsbloei van fytoplankton en de timing van de paai (Platt *et al.*, 2003). Een voordeel van een vroege bloei kan voor bepaalde vissoorten met een verlengde paaiperiode inhouden dat minder van het totaal aantal geproduceerde larven sterven door tekort aan voedsel (Platt *et al.*, 2003).

Voor fytoplankton en zoöplankton kan een temperatuurbereik bepaald worden waarbinnen ze optimaal groeien. Hartholt en Jager (2004) geven een samenvatting van literatuuronderzoek naar temperatuuroptima:

- Bij een temperatuur van 30 °C vertoont zoöplankton geen sterfte, maar bij 40 °C is de sterfte opgelopen naar 50 tot 100%.
- Bij een temperatuur van 30 °C vertoont fytoplankton geen sterfte, bij 40 °C is de sterfte opgelopen tot meer dan 50%.

- Eerste effecten van temperatuurschokken tussen 10 en 20 °C treden op bij *Cladocera* en diatomeeën.

Een groot deel van diatomeeën heeft een optimaal temperatuurbereik onder 20 °C (Resende *et al.*, 2005; Kerkum *et al.*, 2004). Onder invloed van temperatuur kunnen verschuivingen van diatomeeën naar groenalgen en van groenalgen naar blauwalgen optreden. Het temperatuurbereik van groenalgen ligt dan ook hoger dan dat voor diatomeeën en dat van blauwalgen hoger dan dat voor groenalgen. In zoet water wordt een afname van de primaire productie en acute mortaliteit bij fytoplankton onder 30 °C niet verwacht (Kerkum *et al.*, 2004).

Macrofauna

Over het effect van temperatuursverhoging op aquatische macrofauna bestaat veel literatuur. Echter, dit betreft vaak mariene of zoetwatersystemen en geen estuaria. Over het algemeen geldt dat het groeipatroon van aquatische insecten positief gecorreleerd is met tijd en temperatuur (Markarian 1980). Daarnaast is een belangrijk gevolg voor aquatische invertebraten de vervroeging van levenscycli, waarbij mogelijk mismatches kunnen optreden tussen bijvoorbeeld predator en prooi of mannetjes en vrouwtjes. Concurrentieverhoudingen tussen soorten kunnen veranderen. Ook kan de temporele nichedifferentiatie en de ingang van de diapauze ontregeld worden (Van der Grinten *et al.*, 2008; Verdonschot, 2007). Vaak neemt de groeisnelheid van macrofauna toe, waardoor minder energie beschikbaar is voor reproductie. De generatietijd wordt in het algemeen korter. Ook dit kan mismatches opleveren in de timing van levensfasen (Verdonschot, 2007). Deze gevolgen kunnen uiteindelijk leiden tot een verandering in soortensamenstelling.

De Europese rivierkreeft *Astacus astacus* reageert op temperaturen boven 24 °C door een snelle stijging van het zuurstofverbruik, waardoor zuurstofgebrek kan optreden. Bij diverse kleinere invertebraten zijn de gevolgen van temperatuurstijging eerder beperkt. Radardieltjes en roeipootkreeftjes vertonen zelfs geen effect bij opwarming tot 34 °C (Hadderingh, 2000 in Kerkum *et al.*, 2004). Kreeftachtigen, schelpdieren en slakken uit intergetijdenzones blijken relatief hoge temperaturen zonder schade te kunnen verdragen (Hartholt en Jager, 2004). Macroinvertebraten op droogvallende platen zijn ook minder gevoelig voor hoge temperaturen: ze worden van nature regelmatig blootgesteld aan grote temperatuurschommelingen. Tabel 68 geeft een overzicht van diverse temperatuurlimieten en -effecten. Voor macroinvertebraten kan, aan de hand van verscheidene literatuurstudies, een temperatuurlimiet gesteld worden op 28 °C.

Organisme	Duur	Temperatuur (°C)	Effect
Zeepok <i>Elminius modestus</i> en <i>Balanus balanoides</i> en <i>Balanus crenatus</i>	≥ 1 uur	33	Tolerantie
Elf schelpdiersoorten		30-37	Herstelbaar
		36-46	Dood
Kokkel	≥ 24 uur	31	Tolerantie
Zeewatermossel	≥ 1 uur	35	Tolerantie
	Half uur	36	Tolerantie
Jongere stadia:	> 3 uur	34	Tolerantie
<i>Nereis diversicolor</i>		28	Geen schade
		35-37	Sterfte
Amphipoda		33-34	Sterfte
Isopoda		33-34	Sterfte

Tabel 68: Effecten van temperatuur op diversie organismen (naar Kerkum et al. (2004)).

Vis

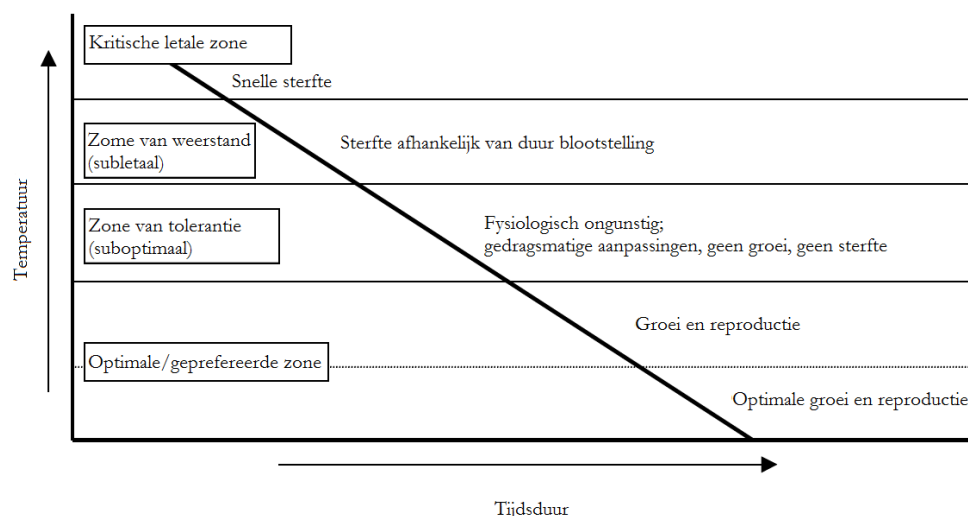
Vissen zijn ectotherm en daardoor niet in staat hun lichaamstemperatuur te reguleren aan de hand van fysiologische processen. Vissen kunnen met hun gedrag wel thermoregulatie vertonen door de selectie van temperatuurheterogene microhabitats (Brett 1971; Ficke et al., 2007; Stevens, 2006), maar blijven beperkt in hen voorkomen door het temperatuurbereik van de omgeving.

Vissen kunnen onderverdeeld worden in stenotherme soorten, met een smal temperatuurtraject en eurytherme soorten met een breed temperatuurtraject waarin ze kunnen voorkomen. Daarnaast heeft elk levensstadium een eigen traject: voor de een kan in de juveniele levensfase een temperatuurstijging dodelijk zijn, terwijl dit voor een adulte levensfase niet zo is (Küttel et al., 2002; Ficke et al., 2007). Zo kan thermale tolerantie ook afhangen van geslacht, leeftijd, fysiologische en voedselstaat en seizoen (Kinne, 1970). In een marien ecosysteem komen meer stenotherme dan eurytherme soorten voor, in brak- en zoetwater is dit omgekeerd (Hartholt en Jager, 2004).

Biochemische reacties variëren als een functie van lichaamstemperatuur, waardoor alle fysiologische processen in een vis direct beïnvloed worden door veranderingen van temperatuur. Temperatuurverhoging kan dus de individuele vis beïnvloeden door het veranderen van fysiologische functies, zoals thermische tolerantie, groei, metabolisme, voedselconsumptie, reproductieve stress en het vermogen om de interne homeostase te handhaven (Ficke et al., 2007).

Vispopulaties reageren niet allemaal hetzelfde op temperatuurveranderingen (Genner et al., 2010). Echter, een vis heeft energie nodig voor metabolisme, groei en ontwikkeling (reproductie en activiteit vallen hier ook onder) waardoor bij een temperatuurverhoging (en daardoor meer vraag naar energie) trade-offs plaatsvinden tussen deze processen (Ficke et al., 2005; Kinne, 1970), net als bij macrofauna. De temperatuurrange van vissen is aan de hand van fysiologische effecten onder te verdelen in verschillende zones (Figuur 54) (Sullivan et al., 2000).

In de optimale temperatuurzone verlopen de meeste fysiologische functies optimaal. Wanneer het optimale temperatuurtraject wordt overschreden, treedt stress en uiteindelijk mortaliteit op (Verdonschot *et al.*, 2007; Ficke *et al.*, 2005).



*Figuur 54: Algemene biologische effecten van temperatuursverhogingen op vissen; de bovenrange van de temperatuurrange en de fysiologische effecten van vissen van optimale temperatuur tot letale temperatuur (naar Sullivan *et al.* (2000) en Verdonschot *et al.* (2007)).*

In Van der Grinten *et al.* (2008) wordt een overzicht gegeven van letale temperaturen voor een groot aantal Nederlandse zoetwatervissoorten, gebaseerd op een aantal reviews over de relatie tussen vissen en temperatuur. De laagste letale temperatuur wordt bepaald door de kwabaal, die niet kan overleven bij temperaturen hoger dan 21-23 °C. Haringachtigen kunnen sterven bij 22°C (Hartholt en Jager, 2004). Benthische soorten, zoals platvissen, worden in het traject van 23-28 °C direct bedreigd met sterfte wanneer ze niet kunnen wegzwemmen (Hartholt en Jager, 2004). Daarnaast zijn er gegevens van een aantal vissoorten waarbij de letale temperatuur rond 25 of 26 °C ligt. Voor de meeste zoetwatervissen ligt de letale temperatuur boven de 30 graden met maxima bij 35 à 36 °C voor soorten als blankvoorn, brasem, snoekbaars (Hartholt en Jager, 2004). Vissen kunnen in de zomermaanden wel enige tijd een zodanig hoge temperatuur verdragen, dat stress optreedt. Echter, een dergelijke periode dient gevolgd te worden door een hersteltijd van ongeveer 3 weken (Iger *et al.*, 1994). Met een bovengrens van 28°C die nooit overschreden mag worden, wordt voor de meeste soorten sterfte vermeden.

Het voorkomen van vis in het Schelde-estuarium wordt voor een groot deel bepaald door temperatuur: de start van migratie voor trekvisen richting paaigebied wordt onder andere bepaald door hogere watertemperaturen (Ellis en Vokoun 2009; Stevens, 2006). Seizoensale migratie van estuariene soorten en mariene migranten vindt alleen plaats wanneer de condities van het estuarium gunstig zijn voor de vis, waaronder ook temperatuur en opgeloste zuurstofconcentraties; temperaturen boven 15 °C en opgeloste zuurstofconcentraties onder 5 mg/L kunnen een waterkwaliteitsbarrière voor migratie vormen (Breine, 2009; Maes *et al.*, 2008).

Het paaïen van vissen gebeurt in water met temperaturen waarbij eieren en larven kunnen overleven. Sommige soorten hebben koude watertemperaturen nodig in de winter om tot reproductie te komen, zoals zalmachtigen (Van der Grinten *et al.*, 2008; Ficke *et al.*, 2007). Ook de paai zelf is vaak afhankelijk van het bereiken van een bepaalde watertemperatuur (Verdonschot *et al.*, 2007; Ficke *et al.*, 2007; Kerkum *et al.*, 2004). Een te hoge watertemperatuur zorgt voor een verminderde paai of het uitblijven van de paai. Voor bepaalde zalmachtigen wordt ook de trek terug naar zee bepaald door een temperatuurverandering. Uit de studie van Ostergren (2006) bleek dat zeewaartse migratie geïnitieerd werd door een verhoging van watertemperatuur met 4 tot 6 graden. Ook de stroomafwaartse migratie van vislarven voor deze soorten werd geïnitieerd door een temperatuurverhoging in de lente (Ostergren 2006). Bij te hoge temperaturen kunnen verschuivingen van timing van de trek en andere life-history events optreden (Post *et al.*, 2001).

Een aantal anadrome vissoorten hebben een paaiperiode van november tot en met januari. Voor deze winterpaaïers mag de temperatuur niet boven de 6-8 °C komen in de maanden december tot en met februari (Van der Grinten *et al.*, 2007). Naast de winterpaaïers is de rest van de vis grofweg op te delen in koude paaïers (paaitemperatuur tussen 14-17 °C, de laagste bovengrens wordt bepaald door de spiering, namelijk 12 °C) en vissen die paaïen bij temperaturen boven 20°C. Voor de 'koele paaïers' begint de paaiperiode ook al eerder in het jaar (februari/maart), voor de rest vanaf april, en duurt tot juni/juli. De paaiperiode kan variëren van 2 tot 6 maanden.

Exoten

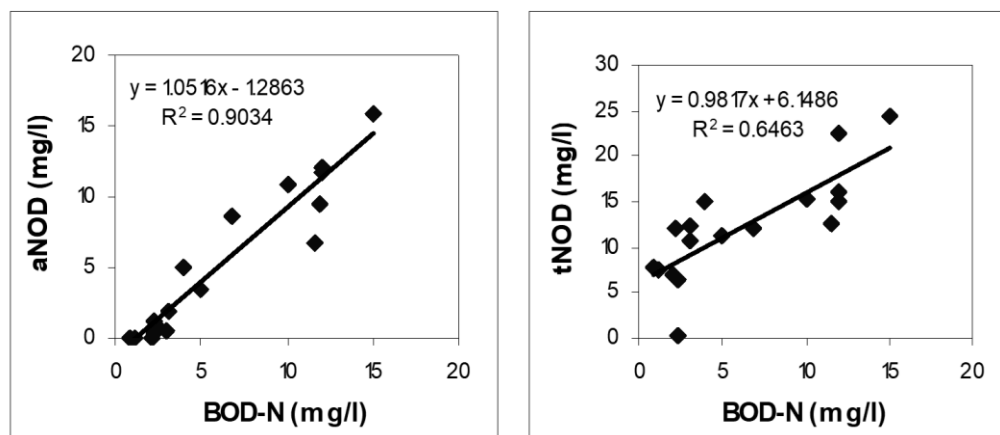
Een verhoogde watertemperatuur in de wintermaanden kan zorgen voor de overleving van thermofiele organismen. Met uitzondering van de virussen, bacteriën en schimmels betreft het organismen die van nature vaak niet thuishoren in Nederland/Vlaanderen (Kerkum *et al.*, 2004). Exoten kunnen concurrentieverhoudingen veranderen en kunnen bijdragen aan een verandering van soortensamenstelling. Soorten kunnen verdrongen worden doordat exoten beter gedijen in warmer water of doordat soorten juist koudere plaatsen opzoeken en daar andere soorten verdrijven. Ook uitheemse parasieten en micro-organismen kunnen zich handhaven in wateren wanneer de temperatuur ervan stijgt. Daarnaast zijn er ook verschuivingen mogelijk van soorten die wel inheems zijn. De meeste thermische lozingen in de Schelde vinden benedenstrooms plaats, waardoor organismen zich wellicht verplaatsen met hun temperatuuroptimum. De aanwezigheid van exoten wordt dan ook verder behandeld in de communicatie-indicator *Ecologie*.

B.5. Berekeningen binnen de communicatie-indicator *Waterkwaliteit*

B.5.1. Zuurstofvraag voor nitrificatie

Voor het bepalen van de NOD zijn er twee benaderingen beschikbaar. De eerste benadering maakt gebruik van expliciete metingen van de zuurstofvraag voor nitrificatie tijdens het bepalen van de totale zuurstofvraag. Experimenten met nitrificatieremmers (bijv. BOD N-serve) in het BOD-staal laten toe de zuurstofvraag voor nitrificatie te onderscheiden van andere processen. De tweede benadering gaat uit van de concentraties aan ammonium en nitriet. Deze anorganische stikstof-zuurstofvraag (aNOD) wordt bepaald op basis van het aanwezige NH_4^+ en NO_2^- , hetgeen toelaat de hoeveelheid zuurstof die nodig is voor nitrificatie te benaderen (zie ook Vergelijking 4.1).

Naast anorganische stikstof, zal ook de organische stikstof zuurstof onttrekken aan de waterkolom bij mineralisatie en nitrificatie. De som van deze zuurstofvraag en de aNOD is de totale stikstof-zuurstofvraag (tNOD). Figuur 55 toont voor de zomermaanden (juli-augustus-september, periode 1996-2002) een goede correlatie tussen de experimenteel gemeten BOD-N en de berekende aNOD te Dendermonde. De goede correlatie die tussen BOD-N en aNOD wordt gevonden in de zomermaanden te Dendermonde, bestaat ook voor de andere stations in het zoete, behalve voor de twee meest opwaartse stations. Te Melle en Wetteren is de correlatie zoek (data niet weergegeven). Misschien is tijdens de zomermaanden de populatie nitrificeerders hier nog niet op peil. In de Bovenschelde wordt ook geen goede correlatie gevonden.



Figuur 55: Correlaties tussen BOD-N (biologische zuurstofvraag voor nitrificatie) en aNOD (berekende anorganische stikstof-zuurstofvraag) en BOD-N en tNOD (berekende totale stikstof-zuurstofvraag) voor de zomermaanden (juli-aug-sept) te Dendermonde.

De correlatie tussen BOD-N en tNOD is echter minder goed dan tussen BOD-N en aNOD (Figuur 55). Blijkbaar ondergaat gedurende de 5 dagen van de BOD5-meting in hoofdzaak alle anorganische stikstof nitrificatie, en speelt de mineralisatie van de organische fractie een beperkte rol gedurende de duur van de BOD5-meting. De constante term uit de correlatievergelijking tussen BOD-N en aNOD (1,29 mg/L) kan een maat zijn voor de gemiddelde zuurstofvraag ten gevolge van afbraak van de organische stikstof fractie. De constante term uit de correlatievergelijking tussen BOD-N en tNOD (6,15 mg/L) kan een maat zijn voor de gemiddelde zuurstofvraag van de organische stikstof fractie die nog niet werd afgebroken gedurende de 5 dagen van de BOD5-metingen. Samen vormen deze termen een maat voor de gemiddelde totale organische stikstofzuurstofvraag.

Voor de andere seizoenen geeft de correlatie geen goede resultaten. Enkel voor de zomermaanden vinden we een overeenkomst tussen de berekende aNOD en de gemeten BOD-N, in de wintermaanden is dit verband vaak zoek. De verklaring is logisch: nitrificerende bacteriën groeien traag en zijn sterk afhankelijk van temperatuur. Enkel in de zomermaanden is een actieve populatie aanwezig. In de andere seizoenen is deze populatie wellicht minder of niet actief aanwezig. Bij incubatie bij 20 °C gedurende 5 dagen tijdens de BOD5-meting is het bijgevolg niet duidelijk wat de invloed van nitrificerende bacteriën zal zijn op de zuurstofvraag. In wintermaanden liggen de gemeten BOD5 en BOD-C waarden vaak zeer dicht bij elkaar, wat geenszins wijst op afwezigheid van ammonium voor een stikstof-zuurstofvraag, maar wel op de afwezigheid van nitrificeerders.

De kennis over de snel- en traagafbrekende fracties stikstof is nog zeer beperkt, waardoor criteria (nog) niet voorhanden zijn. Zolang de kennis hieromtrent ontbreekt, kan de NOD benaderd worden door de aNOD. De snelafbrekende organische stikstof fractie wordt hierbij verwaarloosd. Evaluatie van de fractie traag afbreekbare organische stikstof, wordt ook uitgesteld tot meer kennis voorhanden is.

B.5.2. Ammoniak via ammonium

Ammoniak kan rechtstreeks gemeten worden, maar dit gebeurt niet standaard binnen het MONEOS-monitoringsprogramma. Metingen van NH_3 zijn niet essentieel, aangezien NH_3 ook berekend kan worden via het chemische evenwicht met ammonium (NH_4^+ ; Vergelijking 4.17). Specifiek kan de verhouding van ammoniak ten opzichte van ammonium afgeleid worden op basis van de pH en de pKa (Vergelijking 4.18), waarbij de pKa afhankelijk is van de temperatuur (Vergelijking 4.19).



$$\text{pH} - \text{pKa} = \log \left(\frac{[\text{NH}_3]}{[\text{NH}_4^+]}\right) \quad (4.18)$$

$$\text{pKa} = 0.09018 + \frac{2729.92}{T} \quad (4.19)$$

Met T de temperatuur (Kelvin).

B.5.3. Nutriëntenstromen

Bij de T2009-rapportage werden de fluxen berekend met een ecosysteemmodel, het Scheldemodel 0.1, maar dit was niet beschikbaar voor het rapport T2015. Er werd bijgevolg in overleg besloten om een vereenvoudigde aanpak te hanteren, namelijk de benadering zoals voorgesteld door Quilbé *et al.* (2006). Hier wordt de flux gedefinieerd als de belasting (L) van stoffen die gedurende een tijdsinterval door een rivierdoorsnede worden vervoerd (Vergelijking 4.20). Echter, aangezien de debieten en concentraties niet altijd gelijktijdig of continu worden opgemeten, moet L ingeschat worden (Vergelijking 4.21).

$$L = \int_{t_1}^{t_2} Q(t) \cdot C(t) dt \quad (4.20)$$

Met L de belasting (g), t_1 en t_2 de tijdspunten die de beschouwde periode afgrenzen (s), $Q(t)$ het debiet in functie van de tijd (m^3/s) en $C(t)$ de concentratie in functie van de tijd (g/L).

$$L_c = \frac{\frac{\sum_{i=1}^n A_i \cdot C_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n A_i}}{\frac{\sum_{i=1}^n A_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n A_i}} \cdot \frac{\sum_{i=1}^n Q_i}{n} \cdot n = \bar{C} \cdot \bar{Q} \cdot \frac{\mu_q}{\bar{Q}} \cdot n \quad (4.21)$$

Met L_c de resulterende lading (g), A_i de indicator voor de beschikbaarheid van de concentratiegegevens (1 indien beschikbaar, 0 indien niet), C_i de concentratie op dag i (g/L), Q_i het gemiddelde debiet per dag (m^3/s), μ_q het gemiddelde debiet per dag voor alle meetdata (m^3/s) en n het totaal aantal dagen (-). De horizontale lijnen verwijzen naar rekenkundige gemiddeldes (i.e. $\bar{x}$ is het rekenkundig gemiddelde van x).

Als de dataset echter niet het gehele bereik van debiet- en concentratiewaarden vertegenwoordigt, kan ook de voorspanning belangrijk zijn. Deze werd afgeleid van de *ratio estimator* ontwikkeld door Beale (1962), die de vorige schatting van L_c vermenigvuldigt met een verhouding die de covariantie tussen belasting en debiet vertaalt (Vergelijking 4.22 t.e.m. 4.25). De Beale correctiefactor die hier geïmplementeerd wordt, is gebaseerd op Adebola en Oshungade (2012). Om uiteindelijk de fluxen in te schatten wordt gebruik gemaakt van de *unbiased estimation* (zie ook Tin (1965)).

$$L_b = L_c \cdot \left[1 + \theta \cdot \left(\frac{S_{xy}}{\bar{x} \cdot \bar{y}} - \frac{S_{x^2}}{\bar{x}^2} \right) \right] \quad (4.22)$$

$$S_{xy} = \frac{1}{n-1} \cdot \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x}) \cdot (y_i - \bar{y}) \quad (4.23)$$

$$S_{x^2} = \frac{1}{n-1} \cdot \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2 \quad (4.24)$$

$$\theta = \frac{1}{n} - \frac{1}{N} \quad (4.25)$$

Met x het debiet (m^3/s) en y de concentratie (g/L).

Deze *unbiased estimators* zijn geschikt wanneer er een groot aantal debietgegevens en slechts een beperkt aantal concentratiegegevens voorhanden zijn. In termen van debiet zijn er enkele discrete datapunten beschikbaar voor pentades of decades. Concentraties zijn beschikbaar op maandelijkse basis. In het analyserapport van de T2015 werd gebruik gemaakt van debietmetingen uit 5 meetstations, die gecombineerd werden met 6 stations waarop de concentratie van nutriënten gemeten werd (Barneveld *et al.*, 2018). Hiermee werd de flux voor stikstof, fosfor en silicium bepaald ter ondersteuning van de ICEP-parameters.

B.5.4. Chloridegehalte

Voor de analyse van het chloridegehalte kan eventueel gebruik gemaakt worden van overige saliniteitsmetingen. In zoute milieus kan de chloriniteit gecorreleerd worden met de saliniteit via Vergelijking 4.26 (De Boeck *et al.*, 2014). Vervolgens kan de chloriniteit omgezet worden in chlorositeit door middel van Vergelijking 4.27.

$$S = 1,86550 \cdot C \quad (4.26)$$

Met S de saliniteit (g/kg) en C de chloriniteit (g/kg).

$$C = \frac{C' \cdot \rho}{1000} \quad (4.27)$$

Met C' de chlorositeit (g/L), C de chloriniteit (g/kg) en ρ de dichtheid van zeewater (kg/m^3).

Voor bovenstaande stap moet men de dichtheid van het (zee)water kennen, terwijl de meetlocaties zich vaak in brak water bevinden. De dichtheid wordt eerst geschat op $1,02 \text{ kg/m}^3$. Deze schatting wordt hierna gecorrigeerd door een lineaire regressie uit te voeren tussen de berekende chlorositeit en de geobserveerde chlorositeitreeks. Merk op dat deze benadering niet toepasbaar is in zoete wateren.

B.5.5. Lichtklimaat

Er zijn verschillende methodes om het lichtklimaat te beschrijven: doorzichtdiepte, turbiditeit en extinctie. Deze drie benaderingen worden in deze sectie behandeld, waarbij aandacht wordt gegeven aan hoe deze methodes bijdragen in het bepalen van de extinctiecoëfficiënt (k_d) of de eufotische diepte (Z_{eu}). Zoals reeds aangehaald, wordt deze eufotische diepte preferentieel bepaald met behulp van de extinctiecoëfficiënt (zie Sectie 4.6.4).

Doorzichtdiepte

De doorzichtdiepte wordt gemeten met behulp van een secchi schijf. Hierbij wordt de loodrechte afstand tussen het wateroppervlak en het bovenzijde van de schijf gemeten, die tot zover is ondergedompeld dat de bovenzijde van de schijf nog net zichtbaar is (Scheffer, 1998). Omrekenen naar eufotische diepte is mogelijk via Vergelijking 4.28 (naar een werkdocument van Baretta-Bekker (2002)). Deze omrekening is echter weinig betrouwbaar en wordt daarom afgeraden.

$$Z_{eu} = \frac{4,6}{1,36251 \cdot Z_{secchi}^{-1,44329}} \quad (4.28)$$

Met Z_{eu} de eufotische diepte (m) en Z_{secchi} de maximale diepte waarbij de schijf nog zichtbaar is (m).

Turbiditeit

Verstrooiing kan gemeten worden met een turbiditeitsmeter. Mits voldoende kalibratie, kan turbiditeit omgerekend worden naar lichtextinctie en dus naar eufotische diepte. De conversiefactor is echter niet constant in tijd en ruimte, omdat ook de aard van de zwevende stof niet constant is.

Gebaseerd op een groot aantal gemeten verticale profielen stelde Desmit (2005, in Adriaensen *et al.*, 2005) vast dat het lichtklimaat voor een vaste diepte als een expliciete functie van het gehalte zwevende stof (C_{SPM}) kon worden uitgedrukt. Deze relatie is echter enkel geldig in de Zeeschelde en wordt weergegeven in Vergelijking 4.29. Bovendien gaat deze vergelijking niet meer op bij wijzigende slib/zand verhoudingen, waardoor regelmatig een nieuwe vergelijking dient afgeleid te worden. Om dezelfde reden is deze vergelijking niet zomaar toepasbaar in de Westerschelde.

$$k_d = 1,4 + 0,0592 \cdot C_{SPM} \quad (4.29)$$

Met k_d de lichtextinctiecoëfficiënt ($1/\text{m}$) en C_{SPM} de concentratie zwevende stof (mg/L).

Ook in de OMES rapportage (Maris *et al.*, 2010) wordt dit verband tussen C_{SPM} en lichtextinctie bevestigd, al wordt aangegeven dat de relatie tussen k_d en C_{SPM} kan fluctueren van jaar tot jaar (Tabel 69). Turbiditeit en zwevende stof kunnen dus gebruikt worden om, bij hiaten in de k_d dataset, deze leemten te vullen om toch trends te kunnen bepalen. Continue turbiditeitsdata van permanente stations kunnen met behulp van de maandelijkse puntmetingen omgezet worden naar k_d waarden.

Jaar	Richtingscoëfficiënt	Intercept
2002	0.048	2.21
2003	0.055	2.06
2004	0.055	2.14
2005	0.059	1.81
2006	0.048	2.76
2007	0.046	2.98
2008	0.049	3.05
2009	0.053	2.09
2002 - 2009		$k_d = 2,27 + 0,053 \cdot C_{SPM} (r^2 = 0,73)$

Tabel 69: Lineaire regressie tussen k_d en C_{SPM} (Maris et al., 2010).

Extinctie

Een andere manier om lichtklimaat te meten is met behulp van de lichtextinctiecoëfficiënt of uitdovingscoëfficiënt. Deze is afhankelijk van de hoeveelheid lichtabsorptie en indirecte verstrooiing. Lichtabsorptie is op zijn beurt weer afhankelijk van dood zwevend organisch materiaal, algen en opgeloste organische stoffen. Lichtextinctie kan afgeleid worden met behulp van de klassieke wet van Lambert-Beer, weergegeven in Vergelijking 4.30.

$$\frac{I}{I_0} = e^{-k_d \cdot z} \quad (4.30)$$

Met I de lichtintensiteit op diepte z , I_0 de lichtintensiteit net onder de wateroppervlakte, k_d de verticale lichtextinctiecoëfficiënt ($1/m$) en z de diepte (m). Hierbij staan I en I_0 in dezelfde eenheid.

In Maris et al. (2003) worden twee methoden beschreven om de waarde van de lichtextinctiecoëfficiënt k_d te bepalen. De eerste methode is gebaseerd op de meting van de instraling I_0 als een functie van de diepte z . Dit wordt gemeten met een sensor en het logaritme van I_0 wordt uitgezet tegenover z . Wanneer de instraling exponentieel afneemt met de diepte levert de grafiek een rechte lijn op met een richtingscoëfficiënt die gelijk is aan $-k_d$. I_0 is het intercept waar z gelijk is aan 0 . Deze methode is vrij gemakkelijk en duidelijk, maar heeft twee belangrijke nadelen: ten eerste kan k_d niet continu gemeten worden, ten tweede vergt het een zeer stabiele I_0 aan het wateroppervlak gedurende de opmaak van het profiel. Een tweede methode elimineert deze twee restricties door het gebruik van meerdere sensoren aan een frame, met een bekende afstand tot elkaar Δz . De instraling wordt dus tegelijkertijd gemeten op twee verschillende dieptes z_1 en z_2 waarbij $z_1 = z_2 + \Delta z$. Deze methode kan gebruikt worden voor continue monitoring van de variatie van k_d , ook als de oppervlakte-instraling sterk fluctueert (wat vaak voorkomt in de Schelde).

B.6. Normen en criteria voor verontreinigende stoffen

B.6.1. Waterbodembodem

Stof		Grenswaarde 1	Grenswaarde 2	Grenswaarde 3
Metalen (mg/(kg ds))				
Arseen		7,9	12,52	50
Cadmium		0,93	1,47	7,8
Chroom	Zoet	44,54	70,59	123,28
	Brak/Zout	66,65	105,63	265
Lood		25	39,62	118
Kwik		0,23	0,36	1,2
Koper		33,14	52,53	170,13
Nikkel		11	17,43	32
Zink		147,03	231,39	416,97
Polyaromatische koolwaterstoffen (PAKs) (µg/(kg ds))				
Acenafteen		40	100,47	409,63
Acenaftyleen		30	75,36	383,94
Antraceen		30	75,36	506
Benzo(a)antraceen		120	301,43	886,79
Benzo(a)pyreen		181,82	351,66	1145,03
Benzo(b)fluoreen		170	427,02	660
Benzo(g,h,i)peryleen		110	276,31	450
Benzo(k)fluoranteen		80	200,95	320
Chryseen		150	376,78	830
Dibenzo(a,h)antraceen		20	50,24	120
Fenanthreen		20	452,14	890
Fluoranteen		303,97	627,97	1200
Indeno(1,2,3-cd)pyreen		120	301,43	480
Fluoreen		33,76	100,48	260
Naftaleen		154,26	502,38	1981,94
Pyreen		240	602,85	1431,8
Polychloorbifenylen (PCB's) (µg/(kg ds))				
PCB28		0,04	0,10	2,00
PCB52		0,10	0,25	4,60
PCB101		0,54	1,36	6,70
PCB118		0,43	1,08	6,90
PCB138		1,00	2,51	7,50
PCB153		1,50	3,77	9,70
PCB180		0,44	1,11	5,50
Bestrijdingsmiddelen (µg/(kg ds))				
2,4'-DDD (o,p'-DDD)		-	-	-
2,4'-DDE (o,p'-DDE)		-	-	-

Stof	Grenswaarde 1	Grenswaarde 2	Grenswaarde 3
2,4'-DDT (o,p'-DDT)	-	-	-
4,4'-DDD (p,p'-DDD)	0,06	0,10	3,20
4,4'-DDE (p,p'-DDE)	0,31	0,49	6,80
4,4'-DDT (p,p'-DDT)	1,00	1,58	5,89
α-endosulfan	0,09	0,14	0,16
α-hexachloorcyclohexaan	-	-	-
β-hexachloorcyclohexaan	-	-	-
γ-hexachloorcyclohexaan	0,32	0,51	1,00
Chlordaan	0,50	0,79	5,40
Aldrin	-	-	-
Dieldrin	0,02	0,03	6,15
Endrin	0,02	0,03	8,00
Hexachloorbenzeen	0,0004	0,0006	0,72
Tributyltin (TBTSn) ¹	3	9	100
Minerale olie (mg/(kg ds))			
KWS-ap	154	244	628
Extraheerbare organische halogeenvverbindingen (EOX) (mg/(kg ds))			
EOX	5	7,9	27

¹ Eenheid is (µg Sn)/(kg ds)

Tabel 70: Grenswaarden voor verontreinigende stoffen in zoete, brakke en zoute waterbodems. Gebaseerd op de consensuswaarden en de Vlaamse waterbodembank, als onderdeel van de herwerkte triade-methode. Het gebruik van drie grenswaarden laat toe om vier klassen te hanteren voor de finale evaluatie. Voor sommige stoffen zijn nog geen grenswaarden gedefinieerd, (opgenomen als '-').

Stof	Achtergrond- waarde	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in een zoet oppervlakte- waterlichaam ^a	Interventie- waarden bodem of oever van een oppervlakte- waterlichaam ^b	Maximale waarden bodemfunctie- klasse industrie	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in een zout oppervlakte- waterlichaam ^c
Metalen					
Arseen (As)	20	29	85	76	29
Cadmium (Cd)	0,60	4	14	4,3	4
Chroom (Cr)	55	120	380	180	120
Koper (Cu)	40	96	190	190	60
Kwik (Hg)	0,15	1,2	10	4,8	1,2
Lood (Pb)	50	138	580	530	110
Nikkel (Ni)	35	50	210	100	45
Zink (Zn)	140	563	2000	720	365
Polycyclische aromatische koolwaterstoffen					
PAK's totaal (som 10)	1,5	9	40	40	8

Stof	Achtergrond- waarde	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in een zoet oppervlakte- waterlichaam ^a	Interventie- waarden bodem of oever van een oppervlakte- waterlichaam ^b	Maximale waarden bodemfunctie- klasse industrie	Maximale waarden verspreiden baggerspecie in een zout oppervlakte- waterlichaam ^c
Chloorbenzenen					
Hexachloor- benzeen	0,0085	0,044		1,4	0,02
Polychloorbifenylen					
PCB's (som 7)	0,020	0,139	1	0,5	0,1
Pesticiden					
DDT/DDE/DDD (som)	0,30	0,30	4		0,02
Tributyltin (TBT) ¹	0,065	0,25		0,065	0,25 ²
Overige stoffen					
Asbest	–	100	100	100	100
Minerale olie ³	190	1250	5000	500	1250

¹ Eenheid is (mg Sn)/(kg ds); ² Geldig voor de Waddenzee en Zeeuwse Delta; ³ Minerale olie heeft betrekking op de som van de (al dan niet) vertakte alkanen. Indien er enigerlei vorm van verontreiniging met minerale olie wordt aangetoond in grond/baggerspecie, dan dient naast het gehalte aan minerale olie ook het gehalte aan aromatische en/of polycyclische aromatische koolwaterstoffen bepaald te worden. ^a Ook gekend als "Maximale waarden kwaliteitsklasse A"; ^b Ook gekend als "Maximale waarden kwaliteitsklasse B". ^c Ook gekend als "Zoute baggertoets" (ZTB).

Tabel 71: Normwaarden voor toepassen van baggerspecie in oppervlaktewater (waarden voor een standaardbodem, in mg/kg ds). Ingekorte samenvatting van Tabel 2 uit Bijlage B van de [Regeling bodemkwaliteit](#) Achtergrondwaarden en maximale waarden voor grond en baggerspecie. Selectie van stoffen is gebaseerd op basis van beschikbare waarden voor het verspreiden van baggerspecie in een zout oppervlaktewaterlichaam.

B.6.2. Oppervlaktewater

Een overzicht van de bestaande milieukwaliteitsnormen (nationaal en Europees) voor verontreinigende stoffen in de waterkolom wordt gegeven in Tabel 72. Deze tabel omvat zowel organische verbindingen, anorganische stoffen en groepsnormen voor de verschillende Scheldezones (Vlaanderen en Nederland). Met uitzondering van de metalen worden de in deze tabel opgenomen milieukwaliteitsnormen uitgedrukt als totale concentratie in het volledige watermonster. Voor metalen hebben de milieukwaliteitsnormen betrekking op de opgeloste concentratie. Dat is de opgeloste fase van een watermonster die wordt verkregen door filtratie over een filter van 0,45 µm of een gelijkwaardige voorbehandeling. De MKN voor Cd houdt rekening met de waterhardheid (in (mg CaCO₃)/L) (Vlaamse Regering, 2012).

De MKN zijn afgeleid van de [Vlaamse richtlijnen](#) voor zoete (zones *Zoet, korte verblijftijd* en *Zoet, lange verblijftijd*) en overgangswateren (zones *Oligohalien* en *Sterke saliniteitsgradiënt*) en van de [Nederlandse richtlijnen](#) voor prioritair stoffen in overgangswateren (zones *Mesohalien*, *Zwak polyhalien* en *Sterk polyhalien*). Stoffen die niet als prioritair worden gezien in de Nederlandse richtlijnen, maar opgenomen zijn in de Vlaamse richtlijnen worden aangevuld via het [zoekstelsel van de RIVM](#).

		Zoet, korte verblijftijd Zoet, lange verblijftijd		Oligohalien Sterke sal. gradiënt		Mesohalien Zwak polyhalien Sterk polyhalien		
Parameter ⁴	Eenheid	JG-MKN ¹	MAC-MKN ²	JG-MKN ¹	MAC-MKN ²	JG-MKN ¹	MAC-MKN ²	Europese context ⁵
Gevaarlijke stoffen: organische verbindingen								
aldrin dieldrin endrin isodrin	µg/l	Σ = 0,01	n.v.t.	Σ = 0,005	n.v.t.	Σ = 0,005	n.v.t.	VS
2-amino-4-chloorfenol	µg/l	10	n.v.t.	10	n.v.t.	10	n.v.t.	
azinfos-ethyl	µg/l	0,01	0,1	0,01	0,1	0,00011	0,0011	
azinfos-methyl	µg/l	0,002	0,01	0,002	0,01	0,0013	0,0028	
benzeen	µg/l	10	50	8	50	8	50	PS
benzidine	µg/l	0,6	6	0,6	6	0,6	6	
alfa-chloortolueen (benzylchloride)	µg/l	1	10	1	10	0,02	n.v.t.	
alfa-alfa-dichloortolueen (benzalchloride) (benzylideenchloride)	µg/l	5	n.v.t.	5	n.v.t.	0,0034	n.v.t.	
acetonifon	µg/l	0,12	0,12	0,012	0,012	0,012	0,012	PS
bifenox	µg/l	0,012	0,04	0,0012	0,004	0,0012	0,004	PS
cybutryne	µg/l	0,0025	0,016	0,0025	0,016	0,0025	0,016	PS
cypermethrin	µg/l	0,00008	0,0006	0,00008	0,00006	0,000008	0,00006	PS
difenyl (bifenyl)	µg/l	2	10	2	10	2	10	
koolstoftetrachloride	µg/l	12	n.v.t.	12	n.v.t.	12	n.v.t.	VS
Trichloroacetaldehyde- hydraat	µg/l	500	5000	500	5000	500	5000	
cis-chloordaan trans-chloordaan	µg/l	Σ = 0,002	Σ = 0,04	Σ = 0,002	Σ = 0,04	Σ = 0,002	Σ = 0,04	
chloorazijnzuur	µg/l	0,6	3	0,6	3	0,058	0,058	

		Zoet, korte verblijftijd Zoet, lange verblijftijd		Oligohalien Sterke sal. gradiënt		Mesohalien Zwak polyhalien Sterk polyhalien		
Parameter ⁴	Een- heid	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	Europese context ⁵
o-chlooraniline m-chlooraniline p-chlooraniline	µg/l	Σ = 1	Σ = 5	Σ = 1	Σ = 5	Σ = 1	Σ = 5	
chloorbenzeen (monochloorbenzeen)	µg/l	6	40	6	40	4	40	
1-chloor-2,4- dinitrobenzeen	µg/l	5	20	5	20	5	20	
2-chloorethanol	µg/l	30	300	30	300	30	300	
chloroform	µg/l	2,5	n.v.t.	2,5	n.v.t.	2,5	n.v.t.	PS
4-chloor-3-methylfenol	µg/l	9	90	9	90	0,64	6,4	
1-chloornaftaleen 2-chloornaftaleen	µg/l	Σ = 1	Σ = 40	Σ = 1	Σ = 40	Σ = 1	Σ = 40	
4-chloor-2-nitroaniline	µg/l	2	20	2	20	2	20	
1-chloor-2- nitrobenzeen 1-chloor-3- nitrobenzeen 1-chloor-4- nitrobenzeen	µg/l	Σ = 3	Σ = 60	Σ = 3	Σ = 60	Σ = 3	Σ = 60	
chloornitrotoluenen	µg/l	Σ = 3	Σ = 40	Σ = 3	Σ = 40	Σ = 3	Σ = 40	
2-chloorfenol 3-chloorfenol 4-chloorfenol	µg/l	Σ = 20	Σ = 120	Σ = 20	Σ = 120	3,5 0,4 3,2	11 40 18	
2-chloor-1,3-butadien	µg/l	10	n.v.t.	10	n.v.t.	10	n.v.t.	
3-chloorpropeen	µg/l	3	30	3	30	0,034	0,34	
2-chloortolueen 3-chloortolueen 4-chloortolueen	µg/l	Σ = 3	Σ = 200	Σ = 3	Σ = 200	Σ = 3	Σ = 200	
2-chloor-para-toluidine chloortoluidinen (andere dan 2-chloor- para-toluidine)	µg/l	Σ = 8	Σ = 60	Σ = 8	Σ = 60	Σ = 8	Σ = 60	
cumafos	µg/l	0,001	0,01	0,001	0,01	0,00068	0,0006 8	
2,4,6-trichloor-1,3,5- triazine (cyanuurchloride)	µg/l	0,1	n.v.t.	0,1	n.v.t.	0,1	n.v.t.	

		Zoet, korte verblijftijd Zoet, lange verblijftijd		Oligohalien Sterke sal. gradiënt		Mesohalien Zwak polyhalien Sterk polyhalien		
Parameter ⁴	Een- heid	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	Europese context ⁵
(2,4-dichloorfenoxy)azijn- zuur (2,4-D)	µg/l	20	200	20	200	20	200	
p,p'-DDT o,p'-DDT p,p'-DDD p,p'-DDE	µg/l	Σ = 0,025	n.v.t.	Σ = 0,025	n.v.t.	Σ = 0,025	n.v.t.	VS
p,p'-DDT	µg/l	0,01	n.v.t.	0,01	n.v.t.	0,01	n.v.t.	VS
demeton	µg/l	0,05	0,5	0,05	0,5	0,05	0,5	
1,2-dibroomethaan	µg/l	0,003	0,4	0,003	0,4	0,0033	n.v.t.	
dibutyltindichloride dibutyltinoxide dibutyltinzouten	µg Sn/l	Σ = 0,08	Σ = 0,7	Σ = 0,08	Σ = 0,7	Σ = 0,08	Σ = 0,7	
2,3-dichlooraniline 2,4-dichlooraniline 2,5-dichlooraniline 2,6-dichlooraniline 3,5-dichlooraniline 3,4-dichlooraniline	µg/l	Σ = 0,2	Σ = 0,6	Σ = 0,2	Σ = 0,6	Σ = 0,2	Σ = 0,6	
1,2-dichloorbenzeen 1,3-dichloorbenzeen 1,4-dichloorbenzeen	µg/l	Σ = 20	Σ = 70	Σ = 20	Σ = 70	Σ = 2	Σ = 2	
dichloorbenzidines	µg/l	0,5	5	0,5	5	5,2·10 ⁻⁶	n.v.t.	
bis-(2-chloorisopropyl)-ether	µg/l	10	n.v.t.	10	n.v.t.	10	n.v.t.	
1,1-dichloorethaan	µg/l	100	8000	100	8000	100	8000	
1,2-dichloorethaan (EDC)	µg/l	10	n.v.t.	10	n.v.t.	10	n.v.t.	PS
1,1-dichlooretheen	µg/l	50	500	50	500	0,9	9	
1,2-dichlooretheen, cis 1,2-dichlooretheen, trans	µg/l	Σ = 10	Σ = 100	Σ = 10	Σ = 100	Σ = 0,68	n.v.t.	
dichloormethaan	µg/l	20	n.v.t.	20	n.v.t.	20	n.v.t.	PS
dichloornitrobenzenen	µg/l	3	60	3	60	3	60	
2,4-dichloorfenol	µg/l	2	70	2	70	0,16	7	
1,2-dichloorpropaan	µg/l	400	1000	400	1000	28	130	
1,3-dichloor-2- propanol	µg/l	100	2000	100	2000	100	2000	

		Zoet, korte verblijftijd Zoet, lange verblijftijd		Oligohalien Sterke sal. gradiënt		Mesohalien Zwak polyhalien Sterk polyhalien		
Parameter ⁴	Een- heid	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	Europese context ⁵
1,3-dichloorpropeen, cis 1,3-dichloorpropeen, trans	µg/l	Σ = 2	Σ = 20	Σ = 2	Σ = 20	Σ = 0,018	Σ = 5,1	
2,3-dichloorpropeen	µg/l	2	20	2	20	2	20	
dichlorprop	µg/l	20	200	20	200	20	200	
dicofol	µg/l	0,0013	n.v.t.	0,000 032	n.v.t.	0,000032	n.v.t.	
dichloorvos	µg/l	0,0006	0,0007	0,000 06	0,0007	0,00006	0,0000 7	
diethylamine	µg/l	30	200	30	200	30	200	
dimethoaat	µg/l	0,02	0,2	0,02	0,2	0,07	0,7	
dimethylamine	µg/l	6	80	6	80	6	80	
disulfoton	µg/l	0,01	0,07	0,01	0,07	0,01	0,07	
α-endosulfan β-endosulfan	µg/l	Σ = 0,005	Σ = 0,01	Σ = 0,000 5	Σ = 0,004	Σ = 0,0005	Σ = 0,004	PGS
1-chloor-2,3- epoxypropaan (epichloorhydrine)	µg/l	10	100	10	100	0,065	n.v.t.	
ethylbenzeen	µg/l	5	50	5	50	10	22	
fenitrothion	µg/l	0,0009	0,002	0,000 9	0,002	0,0009	0,002	
fenthion	µg/l	0,0002	0,002	0,000 2	0,002	0,0002	0,002	
heptachloor heptachloorepoxide	µg/l	0,0000 002	0,0003	1·10 ⁻⁸	0,00003	1·10 ⁻⁸	0,0000 3	
hexachloorbenzeen (HCB)	µg/l		0,05		0,05	0,000026	0,05	PGS
hexachloorbutadieen (HCBd)	µg/l		0,6		0,6	0,00055	0,6	PGS
α- hexachloorcyclohexaan (α-HCH), β- hexachloorcyclohexaan (β-HCH)	µg/l	Σ = 0,02	Σ = 0,04	Σ = 0,002	Σ = 0,02	Σ = 0,002	Σ = 0,02	PGS

		Zoet, korte verblijftijd Zoet, lange verblijftijd		Oligohalien Sterke sal. gradiënt		Mesohalien Zwak polyhalien Sterk polyhalien		
Parameter ⁴	Een- heid	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	Europese context ⁵
γ- hexachloorcyclohexaan (γ-HCH)								
δ- hexachloorcyclohexaan (δ-HCH)								
hexachloorethaan	µg/l	3	80	3	80	0,067	0,28	
Isopropylbenzeen (cumeen)	µg/l	1	10	1	10	2,2	2,2	
linuron	µg/l	0,3	0,7	0,3	0,7	n.v.t.	n.v.t.	
malathion	µg/l	0,0008	0,003	0,000 8	0,003	0,0008	0,003	
MCPA	µg/l	0,7	20	0,7	20	0,14	1,5	
mecoprop (MCP)	µg/l	10	40	10	40	1,8	16	
methamidofos	µg/l	0,3	3	0,3	3	0,3	3	
mevinfos	µg/l	0,002	0,02	0,002	0,02	0,000017	0,0017	
monolinuron	µg/l	0,3	10	0,3	10	n.v.t.	n.v.t.	
omethoat	µg/l	0,02	0,2	0,02	0,2	0,02	0,2	
oxydemeton-methyl (methyloxydemeton)	µg/l	0,4	4	0,4	4	0,4	4	
benzo(a)pyreen	µg/l	0,0001 7	0,27	0,000 17	0,027	0,00017	0,027	PGS
benzo(b)fluoranteen	µg/l		0,017		0,017		0,017	PGS
benzo(k)fluoranteen	µg/l		0,017		0,017		0,017	
benzo(g,h,i)peryleen	µg/l		0,0082		0,00082		0,0008 2	PGS
indeno(1,2,3- cd)pyreen	µg/l		n.v.t.		n.v.t.		n.v.t.	
fluoranteen	µg/l	0,0063	0,12	0,006 3	0,12	0,1	1	PS
anthraceen	µg/l	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	PGS
naftaleen	µg/l	2	130	2	130	2	130	PS
fenanthreen	µg/l	0,1	n.v.t.	0,1	n.v.t.	1,1	6,7	
acenaftaen	µg/l	0,06	n.v.t.	0,06	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
chryseen	µg/l	1	n.v.t.	1	n.v.t.	0,0012	0,007	
benzo(a)anthraceen	µg/l	0,3	n.v.t.	0,3	n.v.t.	0,3	n.v.t.	
fluoreen	µg/l	2	n.v.t.	2	n.v.t.	0,3	6,8	

		Zoet, korte verblijftijd Zoet, lange verblijftijd		Oligohalien Sterke sal. gradiënt		Mesohalien Zwak polyhalien Sterk polyhalien		
Parameter ⁴	Een- heid	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	Europese context ⁵
pyreen	µg/l	0,04	n.v.t.	0,04	n.v.t.	0,023	0,024	
acenaftyleen	µg/l	4	n.v.t.	4	n.v.t.	0,1	3,3	
dibenzo(a,h)antraceen	µg/l	0,5	n.v.t.	0,5	n.v.t.	0,5	n.v.t.	
parathion-ethyl	µg/l	0,0002	0,004	0,000 2	0,004	0,0002	0,004	
parathion-methyl	µg/l	0,01	0,02	0,01	0,02	0,01	0,02	
PCB 28 PCB 52 PCB 101 PCB 118 PCB 138 PCB 153 PCB 180	µg/l	Σ= 0,002	Σ= 0,02	Σ= 0,002	Σ= 0,02	Σ= 0,002	Σ= 0,02	
pentachloorfenol	µg/l	0,4	1	0,4	1	0,4	1	PS
perfluorooctaansulfonzuur en derivaten (PFOS)	µg/l	0,0006 5	36	0,000 13	7,2	0,00013	7,2	PGS
quinoxifene	µg/l	0,15	2,7	0,015	0,54	0,015	0,54	PGS
foxim	µg/l	0,02	0,2	0,02	0,2	0,02	0,2	
propanil	µg/l	0,2	3	0,2	3	0,2	3	
chloridazon (pyrazon)	µg/l	10	20	10	20	n.v.t.	n.v.t.	
simazine	µg/l	1	4	1	4	1	4	PS
2,4,5-trichloorfenoxyaanzuur (2,4,5-T)	µg/l	2	20	2	20	2	20	
tetrabutyltin	µg/l	0,012	0,12	0,012	0,12	0,012	0,12	
1,2,4,5-tetrachloorbenzeen	µg/l	9	30	9	30	0,019	0,013	
1,1,2,2-tetrachloorethaan	µg/l	100	900	100	900	0,8	8,4	
terbutryn	µg/l	0,065	0,34	0,006 5	0,034	0,0065	0,034	
tetrachlooretheen (PER)	µg/l	10	n.v.t.	10	n.v.t.	10	n.v.t.	VS
tolueen	µg/l	90	700	90	700	7,4	55	
triazofos	µg/l	0,03	n.v.t.	0,03	n.v.t.	0,0001	0,002	
tri-n-butylfosfaat (tributylfosfaat)	µg/l	40	100	40	100	6,6	17	
tributyltin	µg/l	0,0002	0,0015	0,000 2	0,0015	0,0002	0,0015	PGS

		Zoet, korte verblijftijd Zoet, lange verblijftijd		Oligohalien Sterke sal. gradiënt		Mesohalien Zwak polyhalien Sterk polyhalien		
Parameter ⁴	Een- heid	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	Europese context ⁵
trichloorfon	µg/l	0,001	0,01	0,001	0,01	n.v.t.	n.v.t.	
1,2,3-trichloorbenzeen 1,2,4-trichloorbenzeen 1,3,5-trichloorbenzeen	µg/l	Σ= 0,4	n.v.t.	Σ= 0,4	n.v.t.	Σ= 0,4	n.v.t.	PS
1,1,1-trichloorethaan	µg/l	20	50	20	50	2,1	5,4	
1,1,2-trichloorethaan	µg/l	20	300	20	300	22	190	
trichloorethyleen (TRI)	µg/l	10	n.v.t.	10	n.v.t.	10	n.v.t.	VS
2,3,5-trichloorfenol 2,4,6-trichloorfenol 2,4,5-trichloorfenol 2,3,4-trichloorfenol 2,3,6-trichloorfenol 3,4,5-trichloorfenol	µg/l	Σ= 6	Σ= 20	Σ= 6	Σ= 20	geen MKN 0,26 0,13 0,12 geen MKN 0,02	geen MKN 3,2 2,0 1,2 geen MKN 0,20	
1,1,2-trichloortrifluorethaan	µg/l	7	70	7	70	7	70	
trifluralin	µg/l	0,03	n.v.t.	0,03	n.v.t.	0,03	n.v.t.	PS
trifenylnacetaat trifenylnchloride trifenylnhydroxide	ng/l	Σ= 0,3	Σ= 3	Σ= 0,3	Σ= 3	Σ= 0,23	470	
vinylchloride	µg/l	100	1000	100	1000	0,091	n.v.t.	
xylenen	µg/l	4	40	4	40	1,7	49	
atrazine	µg/l	0,6	2	0,6	2	0,6	2	PS
bentazon	µg/l	50	500	50	500	7,3	45	
nonylfenol	µg/l	0,3	2	0,3	2	0,3	2	PGS
alachloor	µg/l	0,3	0,7	0,3	0,7	0,3	0,7	PS
C10-13-chlooralkanen	µg/l	0,4	1,4	0,4	1,4	0,4	1,4	PGS
chlorfenvinphos	µg/l	0,1	0,3	0,1	0,3	0,1	0,3	PS
chlorpyrifos	µg/l	0,03	0,1	0,03	0,1	0,03	0,1	PS
di(2-ethylhexyl)-ftalaat (DEHP)	µg/l	1,3	n.v.t.	1,3	n.v.t.	1,3	n.v.t.	PS
diuron	µg/l	0,2	1,8	0,2	1,8	0,2	1,8	PS
gebromeerde difenylethers ³	µg/l		0,14		0,014	0,0002	n.v.t.	PGS
isoproturon	µg/l	0,3	1	0,3	1	0,3	1	PS
octylfenol	µg/l	0,1	n.v.t.	0,01	n.v.t.	0,01	n.v.t.	PS

		Zoet, korte verblijftijd Zoet, lange verblijftijd		Oligohalien Sterke sal. gradiënt		Mesohalien Zwak polyhalien Sterk polyhalien		
Parameter ⁴	Een- heid	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	Europese context ⁵
pentachloorbenzeen	µg/l	0,007	n.v.t.	0,000 7	n.v.t.	0,0007	n.v.t.	PGS
diflufenican	µg/l	0,03	0,05	0,03	0,05	0,03	0,05	
flufenacet	µg/l	0,04	0,2	0,04	0,2	0,04	0,2	
Gevaarlijke stoffen: anorganisch								
arseen	µg/l	3 (opgelost)	n.v.t.	3 (opgelost)	n.v.t.	0,6	1,1	
cadmium	µg/l	<=0,08 (hardheid < 40 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 0,08 (hardheid = 40-50 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 0,09 (hardheid = 50-100 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 0,15 (hardheid = 100-200 mg CaCO ₃ /l)	<= 0,45 (hardheid < 40 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 0,45 (hardheid = 40-50 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 0,6 (hardheid = 50-100 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 0,9 (hardheid = 100-200 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 1,5 (hardheid >= 200)	0,2 (opgelost)	<= 0,45 (hardheid < 40 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 0,45 (hardheid = 40-50 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 0,6 (hardheid = 50-100 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 0,9 (hardheid = 100-200 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 1,5 (hardheid >= 200)	0,2	<= 0,45 (hardheid < 40 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 0,45 (hardheid = 40-50 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 0,6 (hardheid = 50-100 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 0,6 (hardheid = 50-100 mg CaCO ₃ /l) (opgelost) 0,9 (hardheid = 100-200 mg CaCO ₃ /l) (opgelost)	PGS

		Zoet, korte verblijftijd Zoet, lange verblijftijd		Oligohalien Sterke sal. gradiënt		Mesohalien Zwak polyhalien Sterk polyhalien		
Parameter ⁴	Een- heid	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	Europese context ⁵
		(opgelost) 0,25 (hardheid ≥ 200 mg CaCO ₃ /l) (opgelost)	mg CaCO ₃ /l (opgelost)		mg CaCO ₃ /l (opgelost)		(opgelost) 1,5 (hardheid ≥ 200 mg CaCO ₃ /l) (opgelost)	
kwik	µg/l		0,07 (opgelost)		0,07 (opgelost)	0,00007	0,07 (opgelost)	PGS
barium	µg/l	60 (opgelost)	n.v.t.	60 (opgelost)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
beryllium	µg/l	0,08 (opgelost)	n.v.t.	0,08 (opgelost)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
boor	µg/l	700 (opgelost)	n.v.t.	700 (opgelost)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
chromium	µg/l	5 (opgelost)	n.v.t.	5 (opgelost)	n.v.t.	0,6	n.v.t.	
kobalt	µg/l	0,5 (opgelost)	n.v.t.	0,5 (opgelost)	n.v.t.	n.v.t.	0,21 (opgelost)	
koper	µg/l	7 (opgelost)	n.v.t.	7 (opgelost)	n.v.t.	1,1 (opgelost)	n.v.t.	
lood	µg/l	1,2 (biobeschikbaar)	14 (opgelost)	1,3 (opgelost)	14 (opgelost)	1,3 (opgelost)	14 (opgelost)	PS
molybdeen	µg/l	340 (opgelost)	n.v.t.	340 (opgelost)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	

		Zoet, korte verblijftijd Zoet, lange verblijftijd		Oligohalien Sterke sal. gradiënt		Mesohalien Zwak polyhalien Sterk polyhalien		
Parameter ⁴	Een- heid	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	Europese context ⁵
nikkel	µg/l	4 (biobe- schikbaa- r)	34 (opgelost)	8,6 (opgelo- st)	34 (opgelost)	8,6 (opgelost)	34 (opgelos- t)	PS
seleen	µg/l	2 (opgelos- t)	n.v.t.	2 (opgelo- st)	n.v.t.	n.v.t.	2,6 (opgelos- t)	
thallium	µg/l	0,2 (opgelos- t)	n.v.t.	0,2 (opgelo- st)	n.v.t.	n.v.t.	0,34 (opgelos- t)	
tin	µg/l	3 (opgelos- t)	n.v.t.	3 (opgelo- st)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
uranium	µg/l	1 (opgelos- t)	n.v.t.	1 (opgelo- st)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
vanadium	µg/l	4 (opgelos- t)	n.v.t.	4 (opgelo- st)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
zilver	µg/l	0,08 (opgelos- t)	n.v.t.	0,08 (opgelo- st)	n.v.t.	0,081 (opgelost)	0,081 (opgelos- t)	
zink	µg/l	20 (opgelos- t)	n.v.t.	20 (opgelo- st)	n.v.t.	3 (opgelost)	n.v.t.	
antimoon	µg/l	100 (opgelos- t)	n.v.t.	100 (opgelo- st)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
tellurium	µg/l	100 (opgelos- t)	n.v.t.	100 (opgelo- st)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
titanium	µg/l	20 (opgelos- t)	n.v.t.	20 (opgelo- st)	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	
totaal fosfor	µg/l	N.v.t. : zie art 2 type- specifiek	n.v.t.	N.v.t. : zie art 2 type- specifie	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	

		Zoet, korte verblijftijd Zoet, lange verblijftijd		Oligohalien Sterke sal. gradiënt		Mesohalien Zwak polyhalien Sterk polyhalien		
Parameter ⁴	Een- heid	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	JG- MKN ¹	MAC- MKN ²	Europese context ⁵
		e richt- waarden		ke richt- waarde n				
ammoniak	µg/l	30	100	30	100	30	100	
nitriet	µg N/l	200	600	200	600	200	600	
totaal cyanide	µg/l	50	75	50	75	50	75	
opgelost fluoride	µg/l	900	n.v.t.	900	n.v.t.	900	n.v.t.	
Gevaarlijke stoffen: groepsnormen								
adsorbeerbare organische halogeenverbindingen (AOX)	µg/l	40	n.v.t.	40	n.v.t.	40	n.v.t.	
anionische oppervlakteactieve stoffen	µg/l	100	n.v.t.	100	n.v.t.	100	n.v.t.	
niet-ionogene en kationische oppervlakteactieve stoffen	µg/l	1000	n.v.t.	1000	n.v.t.	1000	n.v.t.	

¹ Deze parameter is de milieukwaliteitsnorm uitgedrukt als jaargemiddelde (JG-MKN). Tenzij anders is aangegeven, is hij van toepassing op de totale concentratie van alle isomeren.

² Deze parameter is de milieukwaliteitsnorm uitgedrukt als maximaal aanvaardbare concentratie (MAC-MKN). Als voor de MAC-MKN "niet van toepassing" wordt aangegeven, worden de JG-MKN-waarden verondersteld bescherming te bieden tegen kortdurende verontreinigingspieken in continue lozingen, aangezien die aanzienlijk lager zijn dan de op basis van de acute toxiciteit afgeleide waarden.

³ Voor de groep prioritaire stoffen die valt onder gebromeerde difenylethers, wordt alleen voor de congenen nummer 28, 47, 99, 100, 153 en 154 een milieukwaliteitsnorm vastgesteld.

⁴ Met uitzondering van de metalen worden de in dit artikel vastgestelde milieukwaliteitsnormen uitgedrukt als totale concentratie in het volledige watermonster. Voor metalen hebben de milieukwaliteitsnormen betrekking op de opgeloste concentratie. Dat is de opgeloste fase van een watermonster die wordt verkregen door filtratie over een filter van 0,45 µm of een gelijkwaardige voorbehandeling.

⁵ De milieukwaliteitsnormen voor de gevaarlijke stoffen, waarvoor in de laatste kolom de vermelding "PS", "PGS" of "VS" is opgenomen, zijn bepalend voor het rapporteren van de beoordeling van de chemische toestand aan de Europese Unie.

Tabel 72: Overzicht van de milieukwaliteitsnormen voor oppervlaktewater met een onderscheid voor organische verbindingen, anorganische stoffen en groepsnormen. Voor de Westerschelde wordt gebruik gemaakt van de Nederlandse normen voor overgangswater ('Andere oppervlaktewateren'), aangevuld met de Vlaamse normen indien geen Nederlandse normen worden gespecificeerd (cursief weergegeven). Richtwaarden voor detectiegrenzen kunnen gevonden worden via [VLAREM](#).

B.6.3. Biota

Tabel 73 geeft de biota-MKN weer die werden opgesteld door de Europese Commissie en de respectievelijke [EU-richtlijnen](#) waarin deze MKN staan vermeld (EC, 2011; EC, 2013). Deze biota-MKN kunnen worden gebruikt voor de normalisatie van gemeten concentraties in biota (paling voor het Vlaamse deel, bot voor het Nederlandse deel), volgens eenzelfde methodologie die ook voor het oppervlaktewater werd gebruikt.

Chemische stof	MKN ($\mu\text{g/kg ww}$)	EU-richtlijn
Hexachloorbenzeen (HCBz)	10	2008/105/EU
Hexachloorbutadien (HCBd)	55	
Kwik (Hg) en gerelateerde verbindingen	20	
Hexabroomcyclododecaan (HBCDD)	167	2013/39/EU
Polygebromeerde difenylethers (Polybrominated diphenylethers; PBDE)	0,0085	
Σ PBDE (#28-154)		
Perfluorooctaansulfonzuur (Perfluorooctane sulfonic acid; PFOS)	9,1	
en afgeleiden		
Dicofol	33	
Heptachloor	0,0067	
Heptachloorepoxide	0,0067	
Dioxinen	0,0065 TEQ	
Fluorantheen*	30	
Benzo(a)pyreen*	5	

* De opgestelde biota-MKN dienen te worden getoetst a.d.h.v. metingen in visweefsel (soort mag vrij worden bepaald), echter de PAK's fluorantheen en benzo(a)pyreen dienen te worden gemeten in crustaceeën of weekdieren (EC, 2013).

Tabel 73: Biota-MKN ($\mu\text{g per kg natgewicht (wet weight; ww)}$) opgesteld door de Europese Commissie voor de bescherming van toppredatoren tegen secundaire vergiftiging. MKN: Milieukwaliteitsnorm; TEQ: Toxische equivalenten.

Naast bovenstaande Europese normen voor biota in oppervlaktewateren, zijn er ook normen opgesteld binnen OSPAR, ter bescherming van de voedselketen. Deze worden in de Westerschelde opgevolgd door bemonstering van onder andere blauwe mosselen (*Mytilus edulis*), Japanse oester (*Magallana gigas*, vroeger *Crassostrea gigas*), bot (*Platichthys flesus*) en schol (*Pleuronectes platessa*). Een overzicht van deze normen wordt gegeven in Tabel 74. De rapportage van de metingen voor OSPAR verschilt van de KRW, doordat bij OSPAR gewerkt wordt met weefsel-specifieke normen terwijl de KRW het volledige organisme als basis hanteert.

Dit is voornamelijk verschillend met betrekking tot de vissen, waarbij binnen OSPAR gebruik gemaakt wordt van zowel filets als levers. Voor OSPAR kunnen een aantal normen online geraadpleegd worden, namelijk voor [Metalen](#), [PAKs](#) en [PCBs](#).

Parameter µg/kg ww	Bot		Schol		Blauwe mossel		Japanse oester	
	BAC	EAC/EC	BAC	EAC/EC	BAC	EAC/EC	BAC	EAC/EC
Metalen								
Cadmium	26	1000	26	1000	163	1000	570	1000
Koper	-	-	-	-	1020	-	1140	-
Kwik	35*	500*	35*	500*	15	500	34	500
Lood	26	1500	26	1500	221	1500	247	1500
Zink	-	-	-	-	10710	-	11970	-
TBT	-	-	-	-	0,85	2,0	0,95	2,3
Polyaromatische koolwaterstoffen (PAKs)								
Antraceen	-	-	-	-	-	49	-	55
Benzo(a)antraceen	-	-	-	-	0,43	14	0,48	15
Benzo(a)pyreen	-	-	-	-	0,24	102	0,27	114
Benzo(ghi)peryleen	-	-	-	-	0,43	19	0,48	21
Chryseen	-	-	-	-	1,4	-	1,54	-
Fenantreen	-	-	-	-	1,9	289	2,09	323
Fluorantheen	-	-	-	-	2,1	19	2,32	21
Indeno(123-cd)pyreen	-	-	-	-	0,41	-	0,46	-
Naftaleen	-	-	-	-	-	58	-	65
Pyreen	-	-	-	-	1,5	17	1,71	19
Polychloor bifenylen (PCBs)								
PCB-28	0,1	8,7	0,1	6,7	0,13	0,87	0,14	1,2
PCB-52	0,08	14	0,08	11	0,13	1,4	0,14	1,9
PCB-101	0,08	16	0,08	12	0,12	1,6	0,13	2,2
PCB-105	0,08	-	0,08	-	0,13	-	0,14	-
PCB-118	0,1	3,3	0,1	2,5	0,10	0,33	0,11	0,45
PCB-138	0,09	41	0,09	32	0,10	4,1	0,11	5,7
PCB-153	0,1	206	0,1	159	0,10	21	0,11	29
PCB-156	0,08	-	0,08	-	0,10	-	0,11	-
PCB-180	0,11	61	0,11	47	0,10	6,1	0,11	8,4
Pesticiden								
(p,p')-DDE	0,1	-	0,1	-	0,11	-	0,12	-
HCB	0,09	-	0,09	-	0,11	-	0,12	-
α-HCH	-	-	-	-	0,11	-	0,12	-
γ-HCH	-	-	-	-	0,16	0,25	0,18	0,28

*Voor kwik worden metingen in vissen niet in de lever maar in de filet uitgevoerd.

Tabel 74: Biota-MKN (µg per kg natgewicht (wet weight; ww)) opgesteld door OSPAR voor de bescherming van de voedselketen tegen vergiftiging. BAC: Background assessment concentration (achtergrondwaarde); EAC: Environmental Assessment Criteria (milieunorm); EC: Criteria Europese commissie ter bescherming van de

publieke gezondheid. Voor de vissen wordt de lever als basis gebruikt, tenzij anders vermeld. Voor de weekdieren wordt het zachte weefsel als basis gebruikt, tenzij anders vermeld. Overgenomen van Sneekers en Kotterman (2019) en gebaseerd op OSPAR (2017).

B.7. Literatuurlijst Bijlage Waterkwaliteit

Adebola, F.B. & Oshungade, I.O., (2012). On a new method of bias reduction: Alternative to Approximately Unbiased Ratio Estimators. *Mathematical Theory and Modelling* 2 (8), 79- 89.

Adriaensen, F., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Van Hove, D., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maes, J., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Van Braeckel, A. & Meire, P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium, Universiteit Antwerpen, Rapport Ecobe 05-R82, Antwerpen. Studie uitgevoerd in samenwerking met Instituut voor Natuurbehoud, Vlaamse Gemeenschap (Afdeling Natuur), KU Leuven (Laboratorium Aquatische Ecologie)

Appeltans, W., Tackx, M., Van Damme, S., Hannouti, A., Soetaert, K., Fiers, F., Daro, N. & Meire, P. (2003). Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium The Netherlands): The distribution of *Eurytemora affinis*: effect of oxygen? *Journal of Plankton Research* 11, 1441-1445.

Barneveld, H.J., Nicolai, R.P., Van Veen, M., van Haaster, S., Boudewijn, T.J., de Jong, J., Van Dideren, K., van de Haterd, R.J.W., Middelveld, R.P., Michielsen, S., Van de Moortel, I., Velez C. & de Wilde E. (2018). Analyserapport. T2015 rapportage Schelde estuarium. Opdrachtgever VNSC.

Batiuk, R.A., Breitburg, D.L., Diaz, R.J., Cronin, T.M., Secor D.H. & Thursby, G. (2009). Derivation of Habitat-Specific Dissolved Oxygen Criteria for Chesapeake Bay and its Tidal Tributaries. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 381, 204-215.

Beale, E.M.L. (1962). Some use of computers in operational research. *Industriële organisatie* 31, 27-28.

Breine, J. (2009). Proefschrift: Fish assemblages as ecological indicator in estuaries: the Zeeschelde. KU Leuven, INBO.

Brett, J.R. (1970). Fishes, functional responses. In: kinne, O. *Marine Ecology: A comprehensive, integrated treatise on life in oceans and coastal waters*. Vol. 1: Environmental factors, part 1: 516-560. Wiley, New York.

Brett, J.R. (1971). Energetic responses of salmon to temperature. A study of some thermal relations in the physiology and freshwater ecology of sockeye salmon (*Oncorhynchus nerka*). *Am Zool* 11, 99-113.

Cox, T.J.S., Maris, T., Soetaert, K., Conley, D.J., Van Damme, S., Meire, P., Middelburg, J.J., Vos, M. & Struyf, E. (2009). A macro-tidal freshwater ecosystem recovering from hypereutrophication: the Schelde case study. *Biogeosciences* 6 (12), 2935-2948.

Dean, T.L. & Richardson, J. (1999). Responses of seven species of native freshwater fish and a shrimp to low levels of dissolved oxygen. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 33, 99-106.

Ellis, D., Vokoun, J.C. (2009). Earlier Spring Warming of Coastal Streams and Implications for Alewife Migration Timing. *North American Journal of Fisheries Management* 29, 1584–1589.

Evers, N. (2006). Getalswaarden bij de Goede ecologische Toestand voor oppervlaktewater voor de algemene fysisch-chemische kwaliteitselementen temperatuur, zuurgraad, doorzicht, zoutgehalte en zuurstof. STOWA, ISBN nummer 90.5773.347.1

Ficke, A.A., Myrick, C.A., Hansen, L.J. (2005). Potential impacts of global climate change on fresh water fisheries. WWF.

Ficke, A.A., Myrick, C.A., Hansen, L.J. (2007). Potential impacts of global climate change on fresh water fisheries. *Review of fish biology and fisheries* 17, 581–613.

Genner, M.J., Halliday, N.C., Simpson, S.D., Hawkins, S.J., Southward, A.J. & Sims, D.W. (2010). Temperature-driven phenological changes within a marine larval fish assemblage. *Journal of Plankton Research*, 699-708.

Gray, J.S., Wu, R.S. & Or, Y.Y. (2002). Effects of hypoxia and organic enrichment on the coastal marine environment. *Marine Ecology Progress Series* 238, 249-279.

Hartholt, J.G. & Jager, Z. (2004). Effecten van koelwater op het zoute aquatische milieu. Rapport in opdracht van Ministerie van Verkeer en Waterstaat. RIZA rapport 2004.043.

Iger, Y., Jenner, H.A. & Wendelaar Bonga, S.E. (1994). Cellular responses in the skin of the trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to temperature elevation. *Journal for fish biology* 44, 921-935.

Kerkum, L.C.M., Bij de Vaate, A., Bijstra, D., De Jong, S.P. & Jenner, H.A. (2004). Effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu. Rapport in opdracht van Ministerie van Verkeer en Waterstaat. RIZA rapport 2004.033. ISBN 9026956919.

Kinne, O. (1970). *Marine Ecology: A comprehensive, integrated treatise on life in oceans and coastal waters*. Vol. 1: Environmental factors, part 1: 516-560.

Krieg H.-J. (2005). Die entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Indexes zur bewertung des ökologischen zustands der tideelbe von Geesthacht bis zur seegrenze, ARGE ELBE – FHH/BSU – WG Elbe, 42 pp.

Küttel, S., Peter, A. & Wüest, A. (2002). Rhône revitalisierung. Temperaturpräferenzen und -limiten von Fischarten Schweizerischer Fließgewässer.

Lionard, M., Muylaert, K., van Gansbeke, D. & Vyverman, W. (2005). Influence of changes in salinity and light intensity on growth of phytoplankton communities from the Schelde river and estuary (Belgium/The Netherlands). *Hydrobiologia* 540 (1-3).

Maes, J., Stevens, M. & Breine, J. (2008). Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt. *Hydrobiologia* 602, 129–143.

Maris, T., Bruens, A., van Duren, L., Vroom, J., Holzhauer, H., De Jonge, M., Van Damme, S., Nolte, A., Kuijper, K., Taal, M., Jeuken, C., Kromkamp, J., van Wesenbeeck, B., Van Ryckegem, G., Van den Bergh, E., Wijnhoven, S. & Meire, P. (2014). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, update 2014. Deltares, Universiteit Antwerpen, NIOZ & INBO. Deltares rapportnummer 1209394.

Maris, T., Cox, T., Van Damme, S. & Meire, P. (Red.) (2010) Onderzoek naar de gevolgen van het sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2008-2009. 010-R124 Universiteit Antwerpen.

Maris, T., Van Damme, S. & Meire, P. (Red.) (2003) Onderzoek naar de gevolgen van het sigmaplan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2002. 03-R59 Universiteit Antwerpen.

Markarian, R. K. (1980). A study of the relationship between aquatic insect growth and water temperature in a small stream. *Hydrobiologia* 75, 81-95.

OSPAR (2017). Agreement on contaminants' criteria and methods for the Intermediate Assessment 2017 (OSPAR Agreement 2017-01). Ingang in 2017, Cork.

Ostergren, J. (2006). Migration and Genetic Structure of *Salmo salar* and *Salmo trutta* in Northern Swedish Rivers. Proefschrift Universiteit Umea.

Pemberton, S.G. & Wightman, D.M. (2010). Ichnological characteristics of brackish water deposits. *Applications of Ichnology to Petroleum Exploration*, 141-167.

Platt, T., Fuentes-Yaco, C. & Frank, K.T. (2003). Spring algal bloom and larval fish survival. *Nature* 423, 398–399.

Post, E., Forchhammer, M.C., Stenseth, N.C. & Callaghan, T.V. (2001). The timing of life-history events in a changing climate. *Proc. R. Soc. Lond. B* 268, 15-23.

Quilbé, R., Rousseau, A., Duchemin, M., Poulin, A., Gangbazo, G. & Villeneuve, J.P. (2006). Selecting a calculation method to estimate sediment and nutrient loads in streams: Application to the Beaurivage River (Québec, Canada). *Journal of Hydrology* 326, 295–310.

Resende, P., U. Azeiteiro & M. J. Pereira (2005). Diatom ecological preferences in a shallow temperate estuary (Ria de Aveiro, Western Portugal). *Hydrobiologia* 544, 77–88.

Roussel, J. M. (2007). Carry-over effects in brown trout (*Salmo trutta*): Hypoxia on embryos impairs predator avoidance by alevins in experimental channels. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 64, 786-792.

Scheffer, M. (1998). Ecology of shallow lakes. Population and community biology series 22.

Sautour, B. & Castel, C. (1995). Comparative spring distribution of zooplankton in three macrotidal European estuaries. *Hydrobiologia* 311, 139-151.

Sneekers, A.C. & Kotterman, M.J.J. (2019). Biotamonitoring Rijkswateren t/m 2018. Deel I: Toetsing en Trends. Wageningen Marine Research Rapport C106/19. In opdracht van Rijkswaterstaat.

Stevens, M. (2006). Proefschrift: Intertidal and basin-wide habitat use of fishes in the Scheldt estuary. KU Leuven.

Sullivan, K., Martin, D.J., Cardwell, R.D., Toll, J.E. & Duke, S. (2000). An analysis of the effects of temperature on salmonids of the Pacific Northwest with implications for selecting temperature criteria.

Tin, M. (1965). Comparison of some ratio estimators. *Journal of the American Statistical Association* 60 (309), 294-307.

Van der Grinten, E., Van Herpen, F.C.J., Van Wijnen, H.J., Evers, C.H.M., Wuijts, S. & Verweij, W. (2008). Afleiding maximum temperatuurnorm goede ecologische toestand (GET) voor Nederlandse grote rivieren. RIVM rapport 6078000054.

Verdonschot, R.C.M., De Lange, H.J.M., Verdonschot, P.F.M. & Besse, A. (2007). Klimaatverandering en aquatische diversiteit; een literatuurstudie naar temperatuur. Alterra-rapport 1451, ISSN 1566-7197.

Vlaamse Regering (2012). Besluit van de Vlaamse Regering van 1 juni 1995 houdende vaststelling van het Vlaamse reglement betreffende de milieuvergunning (VLAREM), zoals gewijzigd bij besluit van 17 juli 2000. Belgisch Staatsblad.

Winder & Schindler (2004). Climate change uncouples trophic interactions in an aquatic system. *Ecology* 85 (5), 2100-2106.

Wolff, W.J. (1973). The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt, *Zoologische Verhandlungen* 126.

C. Bijlage Ecologie

C.1. Belang van diversiteit

Biodiversiteit is één van de basiskenmerken van elk ecosysteem. Biodiversiteit omvat eigenlijk alle variabiliteit van het leven en omvat zowel genetische variatie binnen soorten als diversiteit in populaties, ecosystemen en biomen. Meestal wordt het begrip biodiversiteit echter beperkt tot de diversiteit aan soorten.

Gezien elk ecosysteem opgebouwd is uit soorten, is reeds veel onderzoek gedaan naar de patronen van diversiteit in ecosystemen: hoeveel en welke soorten komen voor, wat is de verdeling van de individuen over de soorten (*evenness*), wat zijn de temporele en ruimtelijke patronen in het voorkomen van soorten etc. Veel indices en theoretische modellen werden ontwikkeld om deze patronen te beschrijven en vele hiervan worden ook gebruikt om de impact van verstoringen op het systeem te bestuderen. Het zou ons veel te ver leiden om dit hier samen te vatten, hiervoor verwijzen we naar belangrijke achtergrondliteratuur.

Het belang van biodiversiteit is tweemaal. Ten eerste heeft biodiversiteit een grote intrinsieke waarde. Dit is ook erkend in de vele wetgevingen die het behoud van de biodiversiteit moeten garanderen. Naast vele nationale en internationale initiatieven was de goedkeuring in 1992 van de UN Convention on Biodiversity (CBD) een zeer belangrijke stap naar een mondiale bescherming van de biodiversiteit. In Europa vormen de EU Vogel- en Habitatrichtlijn de hoeksteen van het natuurbehoud door hun focus op het behoud van de diversiteit op zich.

Ten tweede is de intrinsieke waarde van de biodiversiteit ook zowel direct als indirect van cruciaal belang voor het overleven van de mens. Het directe belang in de vorm van voedsel, materiaal en andere zaken is duidelijk. Het indirecte belang ligt in de rol die biodiversiteit speelt voor het functioneren van ecosystemen. Het concept van ecosystemendiensten (*Ecosystem Goods and Services*), kreeg de voorbije jaren steeds meer aandacht. Sinds de gezaghebbende publicatie van Costanza *et al.* (1997) in *Nature* en het verschijnen van de *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA) in 2005 is wereldwijd duidelijk geworden dat de mens in belangrijke mate afhankelijk is van deze ecosystemendiensten. Deze publicaties geven aan dat deze goederen en diensten ook een belangrijke economische waarde vertegenwoordigen. Verlies aan ecosystemendiensten betekent dan ook onmiddellijk een economisch verlies. De cruciale vraag is dan ook: hoe belangrijk is biodiversiteit voor het genereren van ecosystemendiensten? De voorbije jaren werd dit uitgebreid onderzocht en de evidentie groeit dat er een duidelijk verband is tussen biodiversiteit en functie. Met andere woorden: de functionaliteit van een systeem (bijv. primaire productie, nutriënt cyclering, ...) is positief gecorreleerd met het aantal soorten. Bovendien kunnen sommige soorten functioneel redundant zijn wanneer 1 functie onder specifieke omgevingscondities bekeken wordt, maar vaak zijn veel soorten nodig om meerdere functies op verschillende plaatsen en tijdstippen in een veranderende omgeving te genereren. Hieruit blijkt duidelijk het grote belang van biodiversiteit.

C.1.1. Volledige gemeenschap of individuele soorten

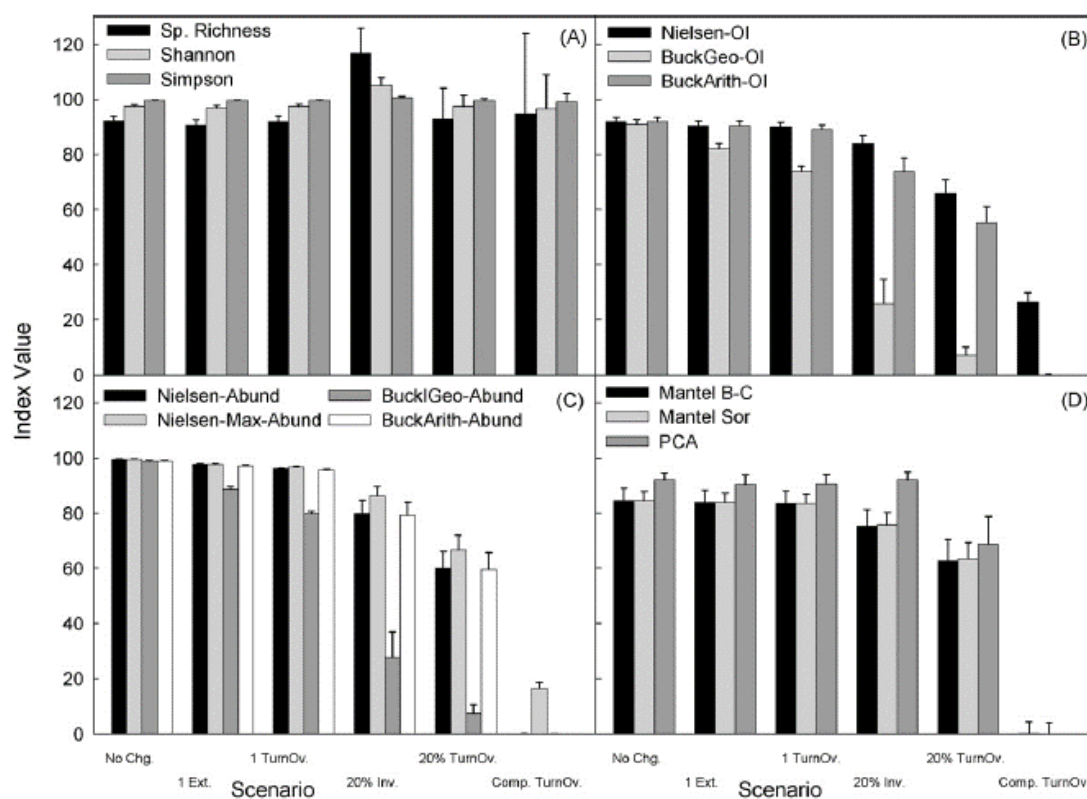
Het opvolgen van de biodiversiteit is evenwel een zeer omvangrijke taak omwille van het groot aantal soorten en de ruimtelijke en temporele patronen in voorkomen van veel soorten. Daarom beperken veel monitoringsprogramma's zich tot het opvolgen van een beperkt aantal soorten of soortgroepen. De keuze wordt daarbij vaak bepaald door de "aaibaarheid" van de soorten, de zeldzaamheid of wettelijke verplichtingen. Dit houdt evenwel erg veel risico in, immers de soortensamenstelling in estuaria is continu onderhevig aan wijzigingen. Enerzijds kan de biodiversiteit wijzigen in respons op menselijke activiteiten (zowel positieve als negatieve wijzigingen in waterkwaliteit als veranderingen in morfologie en hydrodynamiek), bewuste of onbewuste introductie van soorten en anderzijds door wijzigingen in globale verspreidingspatronen van soorten (bijv. noordwaartse migratie als gevolg van stijging van watertemperatuur). Er zijn zeer veel voorbeelden in de ecologische literatuur waarbij juist het verdwijnen of het verschijnen van bepaalde soorten een enorme impact hebben op het ecologisch functioneren. Het verdwijnen van soorten kan een indicatie zijn van bepaalde negatieve ontwikkelingen; inzicht hierin kan leiden tot de noodzaak van bepaalde maatregelen. Anderzijds is het zo dat in estuaria, net als in andere ecosystemen, complexe voedselwebben voorkomen. Verschuivingen in soortensamenstelling van bijvoorbeeld zoöplankton kan belangrijke gevolgen hebben voor planktivore vissen. Een gekend voorbeeld is de vervanging van *Calanus finmarchicus* door *C. helgolandicus*, 2 nauw verwante soorten maar met een verschillende fenologie waardoor hun rol als voedsel voor kabeljauw totaal verschillend is. Dergelijke veranderingen in soortensamenstelling zijn niet te voorspellen maar hun consequenties kunnen erg groot zijn. Daarom is het essentieel om de diversiteitsmonitoring niet te beperken tot een beperkt aantal soorten maar om de diversiteit zo volledig mogelijk op te volgen om meer inzicht te krijgen in mogelijke veranderingen in het systeem en de mogelijkheden om in te grijpen.

C.1.2. Meten van diversiteit

Er bestaan verschillende manieren om diversiteit te bepalen, waarbij doorgaans gebruik gemaakt wordt van indices (Daly *et al.*, 2018). Indices pogen de veelheid aan monitoringsgegevens over soorten en aantallen samen te brengen en samen te vatten. Zo kan een getal gekleefd worden op de diversiteit, wat vergelijking of evaluatie mogelijk maakt. Afhankelijk van de complexiteit van de dataset en de doelstellingen van de evaluatie, kunnen verschillende indices gebruikt worden. Het is essentieel de juiste index te kiezen voor de juiste doelstelling. In grote lijnen kunnen diversiteitsindices opgedeeld worden in 2 grote groepen: zij die enkel rekening houden met de aanwezigheid van soorten en zij die ook de verdeling van het aantal individuen over de soorten (*evenness*) mee in rekening brengen. Dergelijke indices zijn zeer handig om een globaal oordeel te geven, maar in de meeste gevallen wordt geen rekening gehouden met de soorten zelf. Gezien de biodiversiteitscrisis waarin we leven wordt het monitoren van de biodiversiteit en het detecteren van trends steeds belangrijker en dat heeft de voorbije jaren ook een boost gegeven aan het onderzoek naar monitoringsstrategieën en de analyse van data.

Lamb *et al.* (2009) hebben een studie uitgevoerd waarin ze 4 manieren vergelijken om complexe monitoringdata te vertalen in samenvattende getallen: (1) de klassieke diversiteits indices, (2) species intactness indices gebaseerd op voorkomen, (3) species intactness indices gebaseerd op abundanties en (4) multivariate indices van "community intactness".

De klassieke indices waren de soortenrijkdom, de Shannon- en de Simpson-index. Als species intactness index, gebaseerd op voorkomen, werd de Nielsen occurrence index, de Buckland geometric occurrence index en de Buckland arithmetic occurrence index gebruikt. Gebaseerd op abundantie werden de Nielsen abundance index, de Nielsen maximum abundance index en de Buckland geometric and arithmetic occurrence index gebruikt als intactness indices gebaseerd op abundantie (Nielsen *et al.*, 2007). Als laatste werden de Mantel Sorensen en de Mantel Bray-Curtis index en de Principal Component index gebruikt als voorbeelden voor een multivariate analyse. Uiteraard heeft elke index zijn eigen voor- en nadelen. Het interessante van deze studie was evenwel een simulatie waarbij telkens een deel van de gemeenschap veranderde (Figuur 56). Hierin wordt aangegeven hoe de indices reageren wanneer de soortensamenstelling veranderde. Het is duidelijk dat wanneer alle soorten in de gemeenschap veranderen, de klassieke diversiteitsindices niet reageren. Dit is logisch, immers het aantal soorten bleef gelijk, alleen ging het om andere soorten en de soort op zich wordt niet meegenomen in de berekening van die indices.



Figuur 56: Vergelijking van de diversiteitsindices (A), occurrence indices (B), abundantie indices (C) en multivariate indices (D) in zes ecologische scenario's (controle, 1 soort uitgeroeid, turnover van 1 soort, 20% invasieve soorten, 20% turnover, volledige turnover). Uit: Lamb *et al.* (2009).

Meerdere elementen spelen mee bij het kiezen van een goede index. In hun onderzoek namen Lamb *et al.* (2009) ook de volgende elementen in overweging: de gevoeligheid voor detectiefouten (als gevolg van onvolledige staalname etc.), de statistische power om een trend te detecteren en nog enkele aanvullende factoren.

Zij besluiten op basis van deze grondige analyse dat indices die de species intactness berekenen zoals de Buckland's arithmetic mean index het meest aangewezen zijn voor gebruik in monitoring programma's van biodiversiteit.

C.1.3. Doelstelling voor diversiteit

Welke diversiteit is nu minimaal vereist voor een goed functionerend Schelde-estuarium? Deze vraag is niet te beantwoorden. Met een aantal soorten minder kan het estuarium vandaag wellicht nog even goed functioneren, maar het verliest waarschijnlijk veerkracht. Het is immers niet zeker dat bij veranderende omstandigheden ook nog alle functies vervuld zullen zijn. Omdat de diversiteit reeds achteruit is gegaan, kunnen we daarom stellen dat een verdere achteruitgang niet wenselijk is. Behoud en herstel (bijvoorbeeld in de Zeeschelde) van de biodiversiteit is dan ook de doelstelling. Hierbij moeten we uitgaan dat een positieve trend nodig is waar momenteel een groot probleem met diversiteit bestaat en dat een dalende trend onder geen enkele omstandigheid als gunstig kan worden geïnterpreteerd.

C.1.4. Literatuur

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R.S., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387, 253–260

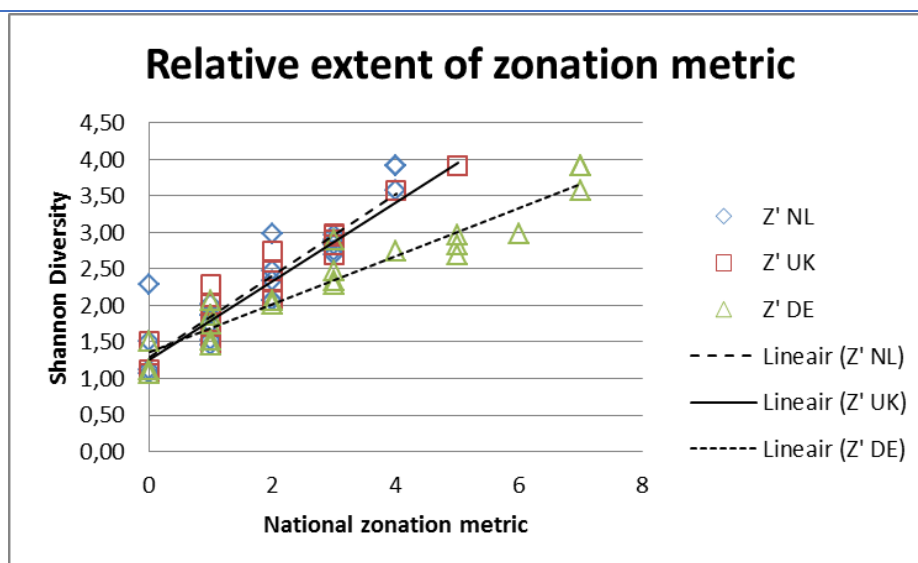
Daly, A.J., Baetens, J.M. & De Baets, B. (2018). Ecological Diversity: Measuring the Unmeasurable. *Mathematics* 6 (7), 119.

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.

Nielsen, S.E., Bayne, E.M., Schieck, J., Herbers, J. & Boutin, S. (2007). A new method to estimate species and biodiversity intactness using empirically derived reference conditions. *Biological Conservation* 137, 403–414.

C.2. Toetsparameter *Vegetatie*

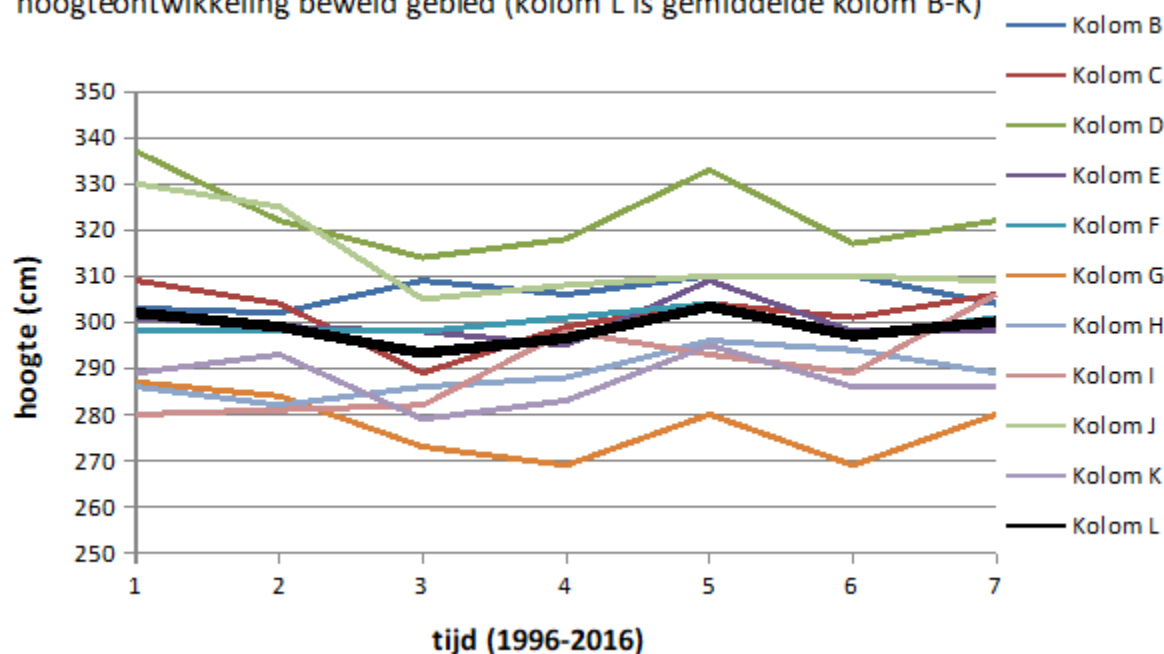
Er bestaat een duidelijke correlatie tussen de diversiteitsindex en de Nederlandse, Engelse en Duitse KRW-beoordeling (Van den Bergh *et al.*, 2020), ook al verschillen die onderling met betrekking tot het aantal voorgedefinieerde zones en met betrekking tot de gebruikte rekenregels (zie Figuur 57).



Figuur 57: Verband tussen de Shannon-Diversiteitsindex (Y-as) en de landelijke berekeningsmethode conform de KRW (X-as). Bron: Van den Bergh et al. (2020).

In de hoofdttekst is aangegeven dat als gevolg van de beheermaatregel begrazing er een daling van de maaiveldhoogte kan optreden. In Figuur 58 is dit voor een begraasde locatie in Saeftinghe weergegeven (bron: D. de Jong).

hoogteontwikkeling beweid gebied (kolom L is gemiddelde kolom B-K)



Figuur 58: Ontwikkeling van de bodemhoogte op 10 locaties (kolom B-K) in het beweidde zuidoostelijke deel van Saeftinghe in een periode van 20 jaar (7 metingen met een 2-3 jarig interval). De zwarte lijn geeft de gemiddelde waarde weer. Conclusie: de sedimentatie is hier gestopt, waardoor de zeespiegelstijging niet meer wordt bijgehouden. De waterstanden zijn in deze periode 10-15 cm gestegen.

C.2.1. Toelichting KRW

Voor de beoordeling van de macrofyten in het kader van de KRW in de Westerschelde wordt verwezen naar: "De Jong (2007) Kaderrichtlijn Water, bepaling referentiesituatie en P-REF/P-GET en opstellen maatlatten voor planten in de zoute en brakke watertypen K1, K2, K3, O2 en M32 in Nederland". Door Van den Bergh en Vandevoorde is in het kader van een workshop voor aanpassing van de evaluatiemethodiek op 16 oktober 2020 een samenvatting van de beoordeling van macrofyten in overgangswateren voor de KRW in Vlaanderen opgesteld. Deze wordt hieronder integraal weergegeven.

Beoordeling van het biologisch kwaliteitselement macrofyten in overgangswateren voor de KRW in Vlaanderen (Van den Bergh en Vandevoorde).

Het kwaliteitselement macrofyten voor overgangswateren omvat macroalgen, submerse angiospermen en schorvegetaties. Brys *et al.* (2005) argumenteerden dat de eerste twee groepen niet of nauwelijks gedijen in de Vlaamse overgangswateren en dat er geen aanwijzingen waren dat de situatie in het verleden veel anders was. Daarom brengen ze enkel de schorvegetaties in rekening bij de evaluatie van de ecologische toestand van de Vlaamse overgangswateren voor het kwaliteitselement macrofyten. De methode van Brys *et al.* (2005) werd later verder uitgewerkt door Speybroeck *et al.* (2008). Het riviertype MLz, dat vroeger tot de overgangswateren werd gerekend, wordt ook in dit hoofdstuk behandeld, samen met de "eigenlijke" overgangswateren. Omdat alle Vlaamse overgangswateren en waterlichamen van het type MLz sterk veranderd of kunstmatig zijn, betreft de vooropgestelde methode een beoordeling van het ecologisch potentieel.

C.2.2. EKC-berekening

Overeenkomstig de richtlijnen voor de KRW wordt de toestand waarin het waterlichaam zich bevindt uitgedrukt als een 'Ecologische Kwaliteits Coëfficiënt (EKC) met een score tussen 0 en 1 (Tabel 75). De score 1 komt overeen met het Maximaal Ecologisch Potentieel (MEP). De KRW streeft voor deze wateren naar een Goed Ecologisch Potentieel (GEP). Deze klasse heeft een score tussen 0,75 en 1.

Klasse Ecologische Kwaliteitscoëfficiënt	score
MEP	1,00
GEP	>0,75
matig	>0,5
ontoereikend	>0,25
slecht	<0,25

Tabel 75: Grenzen tussen de verschillende EKC kwaliteitsklassen voor sterk veranderde waterlichamen.

Niet lineair ingedeelde ecologische kwaliteitsklassen worden als volgt getransformeerd naar deze lineaire ratio: $\text{Score T} = \text{OGT} + (\text{score NT} - \text{OG NT}) / (\text{BG NT} - \text{OG NT}) * 0,25$

T = getransformeerd

NT = Niet getransformeerd

OG = klasse ondergrens

BG = klasse bovengrens

C.2.3. Opname

De vegetatiediversiteit van een schor wordt bepaald aan de hand van een vegetatiekaart. Op basis van actuele orthofoto's worden homogene vegetatie-eenheden onderscheiden waaraan in het veld een formatie wordt gekoppeld. Ook de plantensoorten in de hoogste vegetatielaag die 10% of meer bedekken worden genoteerd, samen met hun bedekkingsklasse (10-30-50-70-90-100%). Deze data (formatie + soorten + bedekkingen) laten toe vegetatiekaarten te maken met zowel formatie als vegetatietype als legende-eenheid. Uit de vegetatiekaart kan vervolgens de vegetatiediversiteit worden berekend (zie verder).

Minstens vijf vegetatieopnames per formatie/vegetatietype per waterlichaam zijn nodig om de kwaliteit van de schorren te bepalen. Hierbij wordt erop toegezien dat deze gespreid worden gemaakt op de verschillende schorren die binnen het waterlichaam voorkomen (Leyssen *et al.*, 2006). De grootte van de vegetatieopname varieert in functie van de fysiognomie, wat inhoudt dat de vegetatieopnames groter zijn in de bossen dan bijvoorbeeld in de graslanden. Per onderscheiden stratum wordt een soortenlijst gemaakt waarbij aan elke soort een bedekkingscode wordt toegekend overeenkomstig de Londo-schaal (Londo, 1976). De soortenrijkdom komt overeen met het totaal aantal plantensoorten welke in de vegetatieopnames zijn aangetroffen, waaruit vervolgens de floristische kwaliteit kan worden bepaald (zie verder).

C.2.4. Determinatie

Determinatie van hogere planten gebeurt met behulp van Lambinon *et al.* (1998). Voor de berekening van de Floristische Kwaliteitsindex (FQI; zie verder) wordt door Brys *et al.* (2005) verwezen naar Biesbrouck *et al.* (2001) die voor elke soort een indicatie van zeldzaamheid geeft. Van Landuyt *et al.* (2006) geeft echter een recentere en bijgevolg betere indicatie van de zeldzaamheid waarop de standaardlijst kan worden gebaseerd.

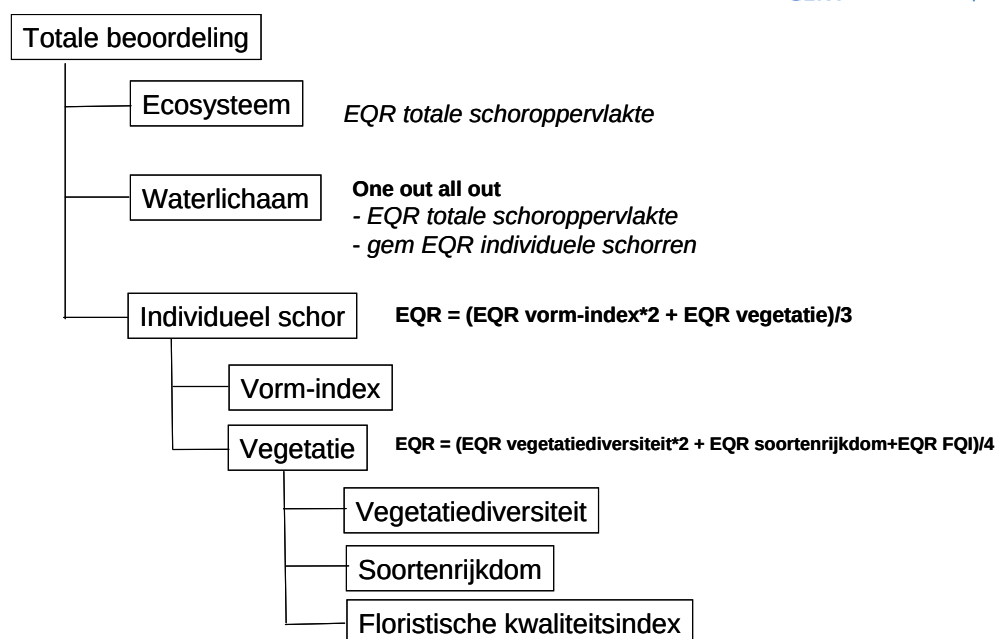
C.2.5. Indexberekening

De macrofyten voor overgangswateren kunnen beoordeeld worden op drie verschillende hiërarchische niveaus: het niveau van het individueel schor, het waterlichaamniveau en het ecosysteemniveau.

De beoordeling van de schorren op ecosysteemniveau is enkel gebaseerd op de totale schoroppervlakte in de Zeeschelde en haar getijgebonden zijrivieren. Indien deze niet voldoet om GEP te bereiken verkeert het ecosysteem als geheel niet in een goede ecologische toestand.

De beoordeling op waterlichaamniveau is gebaseerd op het totale areaal schorren binnen het waterlichaam enerzijds en de gemiddelde kwaliteit van alle individuele schorren binnen dat waterlichaam anderzijds.

De kwaliteitsindex per individueel schor wordt bepaald op basis van de vorm en van de vegetatiekwaliteit. Deze laatste is dan weer gebaseerd op vegetatiediversiteit, soortenrijkdom en floristische kwaliteit. Integratie van de verschillende deelmaatlaten tot 1 score voor een waterlichaam is weergegeven in Figuur 59.



Figuur 59: EKC voor schorren: integratie van de deelmaatlaten tot 1 EKC score voor een waterlichaam en voor de hele Zeeschelde (Brys et al., 2005).

C.2.6. Deelmaatlat areaal schorren per waterlichaam

Tabel 76 geeft de klassengrenzen weer voor het maximaal ecologisch potentieel (MEP), het Goed Ecologisch Potentieel (GEP) en de klassen matig, ontoereikend en slecht voor het areaal schorgebied per individueel waterlichaam en op ecosysteemniveau voor Zeeschelde en aansluitende getijrivieren samen. Deze score wordt getransformeerd naar een EKC met klassengrenzen, door een lineaire transformatie tussen de boven en -ondergrenzen van de absolute scores.

Waterlichaam	schor				
EKC klasse	MEP	GEP	matig	ontoereikend	slecht
ZS IV	1570	500	330	165	0
ZSIII+ Rupel	1382	440	290	145	0
ZS II	901	210	139	69	0
ZS I	1439	110	73	36	0
Durme	581	69	46	23	0
DijleZenne	647	148	98	49	0
Netes	992	195	129	64	0
Zeeschelde-+ zijrivieren	7512	2392	1579	789	0

Tabel 76: Afbakening van het maximaal ecologisch potentieel (MEP); GEP en de klassen matig, ontoereikend en slecht voor het areaal schorgebied (ha)in hectare per individueel waterlichaam en op ecosysteemniveau voor de Zeeschelde en aansluitende getijrivieren.

C.2.7. Deelmaatlat vegetatie-index per individueel schor

De deelmaatlat vegetatie-index wordt berekend per individueel schor op basis van de parameters vegetatiediversiteit, soortenrijkdom en de Floristische Kwaliteitsindex (FQI).

De **vegetatiediversiteit** per schorgebied wordt berekend aan de hand van de Shannon-diversiteitsindex (H') (Shannon en Weaver, 1949). Deze index varieert doorgaans van 1 (lage diversiteit) tot 5 (hoge diversiteit) en maakt gebruik van de proportionele abundantie p_i van alle formaties per schor:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \cdot \ln p_i \quad (6.3)$$

Met H' de Shannon-index, S het aantal formaties in het beschouwde monster en p_i de proportie die de formatie inneemt in het beschouwde monster.

De parameter **soortenrijkdom** is gelijk aan het totaal aantal waargenomen soorten.

De parameter **FQI** maakt gebruik van de zeldzaamheid van elke betreffende soort in functie van de totale floristische samenstelling van een betreffend gebied of staalname. Deze index wordt volgens de volgende formule berekend (Lopez & Fennessy, 2002; Cohen *et al.*, 2004):

$$FQI = [\sum_{i,j} ZC_{ij}] / \sqrt{N_j}$$

Met: ZC_{ij} : de zeldzaamheidscoëfficiënt voor soort i op plaats j ;

N_j : het totaal aantal soorten op plaats j .

De zeldzaamheidscoëfficiënt van elke betreffende soort is gebaseerd op de globale indicatiemaat van zeldzaamheid, de Kilometerhokfrequentieklasse (KFK), die voor de Vlaamse hogere planten werd afgebakend in Van Landuyt *et al.* (2006). Hierbij krijgt elke soort een bepaalde score die varieert van 10 (zeer algemeen) naar 1 (zeer zeldzaam). Voor deze analyse worden deze scores omgekeerd, dus een zeldzaamheidscoëfficiënt van 10 betekent zeer zeldzaam en van 1 zeer algemeen.

De klassengrenzen voor het GEP, de matige, ontoereikende en slechte toestand voor de parameters vegetatiediversiteit, soortenrijkdom en FQI voor zoet- en brakwaterschorren in de Zeeschelde zijn samengevat in Tabel 77. De scores van elk van deze drie parameters worden getransformeerd naar een EKC door lineaire transformatie tussen de boven en -ondergrenzen in de betreffende kwaliteitsklasse.

Klassen	EQR-t	Zoet			Brak		
		vegetatie-div	sp-rijkdom	FQI	vegetatie-div	sp-rijkdom	FQI
Voorlopig MEP*	1	1,4	124	21,4	1,2	72	27,4
GEP	>0,75	>1,2	> 93	> 20,5	>0,9	> 54	> 25,6
Matig	>0,50	>1,05	> 62	> 19,6	>0,6	> 36	> 23,8
Slecht	>0,25	>0,8	> 31	> 17,7	>0,3	> 18	> 22
Zeer slecht	<0,25	<0,8	0 - 31	0 - 17,7	<0,3	0 - 18	0 - 22

*voorlopig ingeschat om EKC of EQR (ecological quality ratio) te kunnen berekenen voor deze parameters.

Tabel 77: Afbakening van de klassen goed en hoger, matig, ontoereikend en slecht voor de parameters vegetatiediversiteit (vegetatie-div), soortenrijkdom (sp-rijkdom) en floristische kwaliteitsindex (FQI) voor zoet- en brakwaterschorren in de Zeeschelde en aansluitende getijrivieren.

C.2.8. Deelmaatlat vorm per individueel schor

De deelmaatlat vorm per individueel schor wordt berekend aan de hand van de oppervlakte van het schor in relatie tot de lengte van het schorgebied langs de rivieras en de 'threshold breedte' op die plaats langs het estuarium. Deze breedte is noodzakelijk zodat het schor een gunstig profiel heeft om zich volwaardig en duurzaam te kunnen ontwikkelen.

In Tabel 78 wordt per OMES segment de benodigde schorbreedte(m) weergegeven voor een ongestoorde schorcyclus in de Zeeschelde. Deze breedte wordt beschouwd als de ondergrens voor het GEP. Tabel 79 geeft weer hoe de verhouding van de actuele oppervlakte tov de GEP oppervlakte (%) naar EKC wordt omgezet.

Traject	Omes segment	Schor breedte(m)
Grens-Kerncentrale	9	363
Kerncentrale-Ketenisse polder	10	215
Ketenisse polder-Blokkersdijk	11	207
Blokkersdijk-Burcht	12	189
Burcht-Rupelmonding	13	173
Rupelmonding-Durmemonding	14	157
Durmemonding-Baasrode	15	156
Baasrode-Denderkanaal	16	154
Denderkanaal-Schoonaarde	17	154
Schoonaarde-Schellebelle	18	148
Schellebelle-monding Ringvaart	19	141

Tabel 78: Benodigde schorbreedte (m) voor een ongestoorde schorcyclus langsheen de Zeeschelde (Adriaensen et al., 2005).

Klasse	Oppervlakte / Oppervlakte GEP (%)	EKC
MEP	>133	1
GEP	100 - 133	0,75 - 1,00
Matig	66 - 100	0,50 - 0,75
Ontoereikend	33 - 66	0,25 - 0,50
Slecht	0 - 33	0,00 - 0,25

Tabel 79: Omzetting van actuele schoroppervlakte naar EKC voor elk individueel schor.

C.2.9. Berekening EKC per individueel schor

De EKC van een individueel schor is gebaseerd op twee deelmaatlaten (vorm en vegetatie-index) en de eindscore wordt als volgt berekend:

$$EKC_{\text{schor}} = (2 * EKC_{\text{vorm}} + EKC_{\text{vegetatie}}) / 3$$

C.2.10. Berekening EKC per waterlichaam

De beoordeling op waterlichaamniveau steunt op twee deelmaatlaten: het areaal schorren binnen het waterlichaam en het gemiddelde van de EKC's voor alle individuele schorren binnen dat waterlichaam (Figuur 59). De totaalscore per waterlichaam wordt in een *one-out-all-out* principe bepaald door de laagst scorende parameter. Indien beide parameters in dezelfde kwaliteitsklasse scoren wordt de gemiddelde EKC van beiden berekend.

C.2.11. Literatuur

Adriaensen, F., Van Damme, S., Van den Bergh, E., Van Hove, D., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maes, J., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Van Braeckel, A. & Meire, P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium. Report Ecosystem Management Research Group ECOBE, 05-R82. Universiteit Antwerpen, 249 pp.

Biesbrouck, B., Es, K., Van Landuyt, W., Vanhecke, L., Hermy, M. & Van den Brempt, P. (2001). Een ecologisch register voor hogere planten als instrument voor het natuurbehoud in Vlaanderen. VLINA 00/01.

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, 178 pp.

Cohen, M.J., Carstenn, S. & Lane, C.R. (2004) Evaluation of floristic quality indices for biotic assessment of depressional marsh condition in Florida. *Ecological Application* 14, 784-794.

De Jong, D.J. (2007). Kaderrichtlijn Water, bepaling referentiesituatie en P-REF/P-GET en opstellen maatlaten voor planten in de zoute en brakke watertypen K1, K2, K3, O2 en M32 in Nederland. Versie juni 2007. Werkdoc RIKZ/ZDO/2007.803w.

Lambinon, J., De Langhe, J.E., Delvosalle, L. & Duvigneaud, J. (1998). Flora van België, het Groothertogdom Luxemburg, Noord-Frankrijk en de aangrenzende gebieden (Pteridofyten en Spermatofyten). 3e druk, Nationale Plantentuin van België.

Leyssen, A., Denys, L., Schneiders, A., Van Looy, K., Packet, J. & Vanhecke, L. (2006). Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen voor de biologische kwaliteitselementen macrofyten en fyto-benthos en uitwerken van een meetstrategie in functie van de Kaderrichtlijn Water. IN.R.2006.09.

Londo, G. (1976). The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33 (1), 61–64.

Lopez, R.D. & Fennessy, M.S. (2002). Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Ecological Applications* 12, 487-497.

Shannon, C.E. & Weaver, W. (1949). A mathematical theory of communication. University of Illinois Press.

Speybroek, J., Breine, J., Vandevoorde, B., Van Wichelen, J., Van Braekel, 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 INBO; INBO.R.20908.56. 153 pp.

Van Den Bergh, E., Vandevoorde, B. & Van Ryckegem, G. (2020). Voorstel evaluatiemethodiek schorren EMSE. Workshop vegetatie 16-10-2020. INBO.

Van Landuyt, W., Vanhecke, L. & Hoste, I. (2006). Rode Lijst van de vaatplanten van Vlaanderen en het Brussels Hoofdstedelijk Gewest. In: Van Landuyt *et al.* Atlas van de Flora van Vlaanderen en het Brussel Hoofdstedelijk Gewest. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Nationale Plantentuin van België en Flo.Wer vzw.

C.3. Toetsparameter Primaire productie

C.3.1. Effecten van algenbloei op het ecosysteem

Het klassieke beeld is dat in voedselarme situaties (zoals de oligotrofe delen in oceanen) het pelagische voedselweb gedomineerd wordt door picofytoplankton wat onmiddellijk begraaasd wordt door het microzoöplankton. Deze begrazing zorgt voor regeneratie van nutriënten die de algen dan weer in staat stelt om door te groeien. Dit systeem wordt gekenmerkt door een lage biomassa. De fractie aan primaire productie op basis van geregenereerde nutriënten is hoog. Men geeft dit ook wel aan met een lage f-ratio: de ratio die de primaire productie op basis van geïmporteerde nutriënten t.o.v. de totale primaire productie weergeeft (Dugdale en Goering, 1967; Dugdale en Wilkerson, 1986; Dugdale *et al.*, 1990; Underwood en Kromkamp, 1999). In systemen die gekenmerkt worden door *upwelling*, of in kustsystemen met een duidelijke seizoensdynamiek en een voorjaarsbloei (waarbij aan het eind van de winter veel nutriënten aanwezig zijn), wordt de primaire productie volgens de klassieke inzichten gedomineerd door het grotere fytoplankton en lijkt de samenstelling van het voedselweb meer op de klassieke lineaire voedselketen, leidend van fytoplankton naar vis.

Nu weten we echter dat ook in relatief rijke nutriëntensituaties de microbiële lus actief is, zelfs in hogere mate dan in de oligotrofe situatie, maar vanwege de dominantie van de diatomeeën is dat niet zo goed zichtbaar. Ook de samenstelling van de fytoplanktongemeenschap kan de structuur van het voedselweb beïnvloeden. Tijdens de bloei van *Phaeocystis* is de begrazing van dit organisme gering vanwege het feit dat de kolonies nauwelijks begraaasd worden. Hierdoor verschuift het voedselweb richting microbiële lus en neemt de transfer van particulier organisch materiaal (POM) richting de hogere trofische niveaus af. Massaal afsterven van de bloei gevolgd door bezinking kan leiden tot lokale zuurstofloosheid aan het oppervlak van de bodem en sterfte van de daar aanwezige fauna.

Veranderingen in de samenstelling en abundantie van primaire producenten kunnen zich doorvertalen in verschuivingen in het gehele voedselweb. Binnen deze evaluatiemethodiek wordt ingezoomd op twee facetten van algenbloei.

Eenzijds is algenbloei, en meer bepaald de primaire productie, het proces dat zonne-energie vastlegt in organische verbindingen, die dan worden doorgegeven in de voedselketen. Primaire productie bepaalt in hoge mate de draagkracht van het systeem voor de hogere trofische niveaus. Zoöplankton en belangrijke delen van het macrozoöbenthos (suspensievoedende en/of filtrerende organismen) zijn volledig afhankelijk van de primaire productie, en zij vormen weer het voedsel voor de hogere trofische niveaus (o.a. hyperbenthos, vissen en vogels).

Anderzijds bestaat ook het gevaar dat ongewenste algen tot bloei komen. Een soort die met name aan het einde van het voorjaar het mariene deel van de Westerschelde en de kustzone volledig kan domineren, is de haptofyt *Phaeocystis*. De primaire productie van deze soort kan dan 50% van de totale primaire productie bedragen. Sommige algensoorten (zoals dinoflagellaten of cyanobacteriën) kunnen zelfs toxisch zijn voor hogere trofische niveaus. Een evaluatie van de plaagalgen is daarom ook opgenomen.

C.3.2. Verspreiding en diversiteit van het (micro)fytoplankton

(Micro)fytoplankton is een verzamelnaam voor een taxonomisch zeer diverse groep eencellige, soms koloniale, organismen die zich op verschillende wijzen voeden. De klassieke benadering maakt een onderscheid tussen autotroof en heterotroof microplankton. Het wordt evenwel steeds duidelijker dat het onderscheid in (micro)fytoplankton niet zo binair is en dat er tussen beide klassen een derde klasse geïdentificeerd kan worden, namelijk de mixotrofen. Dit leidt tot de volgende karakterisering:

- Autotrofen: fytoplankton, dat door fotosynthese organisch materiaal aanmaakt op basis van CO₂ en anorganische nutriënten, met zonlicht als energiebron ('fototrofen'). Diatomeeën (kiezelwieren) zijn een voorbeeld van deze groep;
- Heterotrofen: eencelligen, ook microzoöplankton genoemd, die zich voeden door het opeten van bacteriën en andere eencelligen ('fagotrofen'). Fagotrofen zijn niet in staat tot fotosynthese maar sommige soorten zijn taxonomisch zeer verwant aan fototrofen, en worden in de "fytoplanktontellingen" meegenomen. Voorbeelden zijn *Noctiluca* (Zeevonk) en heterotrofe dinoflagellaten.
- Mixotrofen: algen die fotosynthese bedrijven, maar in tegenstelling tot strikte fototrofen kunnen ze nutriënten ook uit bacteriën of ander (fyto)plankton halen (heterotroof) (Hammer en Pitchford, 2005; Mitra *et al.*, 2016). Vertegenwoordigers zijn sommige dinoflagellaten, *Prasinophyceae*, *Haptophyceae* en de ciliaat *Mesodinium rubrum*. Steeds meer soorten die traditioneel als fototroof werden aangemerkt, blijken mixotroof te zijn (Flynn *et al.*, 2013; Mitra *et al.*, 2016).

Hoewel voor sommige soorten, die klassiek tot het fytoplankton werden gerekend, duidelijk is aangetoond dat ze mixotroof zijn, is dit nog lang niet voor alle soorten duidelijk uitgemaakt (Flynn *et al.*, 2013). Het gebrek aan duidelijkheid over de classificatie van soorten maakt het moeilijk om na te gaan in welke milieus mixotrofie van het grootste belang is. Afgaande op de subset van soorten waarvoor duidelijk experimenteel bewijs van mixotrofie voorhanden is, blijkt mixotrofie vooral voor te komen in weinig turbulente, nutriëntarme en gestratificeerde wateren. Het belang van mixotrofie is

daardoor in de Schelde waarschijnlijk beperkt, waardoor het klassieke onderscheid, hoewel niet correct in zijn algemeenheid, voor de operationele doeleinden in dit ecosysteem wellicht afdoende is. Een bijzondere positie in het voedselweb wordt ingenomen door plaagalgen (*Harmful Algal Blooms*; HABs) die zeer moeilijk kunnen worden begraasd door hun bijzondere groeiwijze (bijv. *Phaeocystis* kan, wanneer het groeit in slijmgebonden kolonies van een grootte tot meer dan 1 mm, niet door de meeste filtreerders in het zoöplankton en benthos worden gegeten) of door hun giftigheid (bijv. *Alexandrium*, een berucht genus van Dinoflagellaten dat zeer toxisch kan zijn bij menselijke consumptie van schelpdieren die ze hebben opgenomen). Een bloei van plaagalgen kan leiden tot sterfte onder de grazers of tot ophoping van moeilijk verwerkbaar organisch materiaal. Bacteriële afbraak van dit materiaal kan zuurstoftekorten bij de bodem veroorzaken.

Voor MONEOS wordt, binnen het fytoplankton van de Schelde, onderscheid gemaakt tussen de volgende drie groepen:

1. Diatomeeën: over het algemeen beschouwd als goed voedsel voor zoöplankton, waaronder copepoden (Ambler, 1985), door een hoog gehalte aan onverzadigde vetzuren (Jónasdóttir en Kjørboe, 1996), wat de eiproductie en het uitkomen van de eieren bevordert (Jónasdóttir en Kjørboe, 1996). Een soortgelijk effect mag worden verondersteld voor macrobenthos. Diatomeeën dragen daardoor in belangrijke mate bij aan de productie door hogere trofische niveaus.
2. Niet-diatomeeën: alle fytoplankton behalve diatomeeën en de plaagalgen die hierna genoemd worden. Deze groep draagt wel bij aan de secundaire productie, maar in mindere mate. Over het algemeen zijn deze groepen in minder hoge concentraties aanwezig.
3. Plaagalgen, zoals *Phaeocystis* spp. (vooral in kolonievorm, want in lage concentraties als eencelligen valt het onder 2.), blauwwieren en sommige dinoflagellaten (Dinoflagellaten kunnen al in lage dichtheden voor problemen zorgen omdat toxines zich ophopen in schelpdieren). Vooral *Phaeocystis* spp. kunnen bij hoge concentraties een direct negatief effect hebben op grazers en de rest van het voedselweb door verstikking (dichtslibben van kieuwen), toxische werking of door zuurstofloosheid als gevolg van afbraak van het organisch materiaal.

Deze indeling komt in hoofdlijnen overeen met de indeling in de eerstelijnsrapportage (Stolte en van Rongen, 2019), dewelke in Tabel 80 wordt getoond. In de Westerschelde bestaat het fytoplankton voornamelijk uit diatomeeën en overig autotroof plankton (flagellaten). In het relatief zoete deel (station Schaar van Ouden Doel) komen in sommige jaren veel zoetwatersoorten uit de groepen groenalgen en blauwwieren voor. Logischerwijs hangt dit samen met rivierafvoer in het groeiseizoen.

Autotroof	Heterotroof	Mixotroof
Blauwwieren	Dinoflagellaten	Dinoflagellaten
Diatomeeën	Overig	Overig
Dinoflagellaten		
Phaeocystis		
Groenwieren		
Overig		

Tabel 80: Indeling van het fytoplankton.

C.3.3. Verspreiding en diversiteit van het (micro)fytobenthos

Microfytobenthos is een belangrijke voedselbron voor het benthische voedselweb. Afhankelijk van het beschikbare intertidale areaal, kan microfytobenthos tot meer dan 50% van de totale primaire productie leveren in een estuarium (Underwood en Kromkamp, 1999). De microfytobenthos productie in relatie tot de totale primaire productie van het Schelde-estuarium is waarschijnlijk kleiner dan die van fytoplankton, maar in recente jaren minder variabel (Barneveld *et al.*, 2018), waardoor de bijdrage van het microfytobenthos wel eens groter kan zijn dan het fytoplankton op sommige locaties. Door het verschijnsel van verticale migratie en variabele sedimentsamenstelling is het evenwel moeilijk om de microfytobenthos biomassa op de schaal van een getijdeplaat te meten. Het is duidelijk dat microfytobenthos lokaal een belangrijke bijdrage kan leveren aan de productie van hogere trofische niveaus (zie toetsparameter *Macrozoöbenthos*, Sectie 6.5).

Er zijn drie vormen microfytobenthos:

- Epipsammon: voornamelijk kleine pennate diatomeeën ($< 10 \mu\text{m}$), die zich stevig aan zandkorrels hechten. Dit type vindt men vooral in de gebieden met een grotere getijde-energie.
- Epipelon: voornamelijk pennate diatomeeën ($> 10 \mu\text{m}$), die verticale migratie vertonen. Deze migratie lijkt onder controle te staan van een endogene klok, omdat het migratieritme doorgaat als een sediment-core in het donker wordt geplaatst in afwezigheid van een getij. De diatomeeën migreren alleen naar de oppervlakte als het laagwater overdag valt. Epipelon vindt men vooral op het zachtere sediment met een hoog silt/fijn zand gehalte. Maar ook in zandiger sediment komt epipelon voor, mits het gebied laagdynamisch is.
- Tychoplankton: combinatie van een bentische en pelagische levenswijze.

Het belang van microfytobenthos in estuaria is voor een deel afhankelijk van het oppervlak aan intergetijdengebied. Epipelon is meestal in hogere concentraties aanwezig dan epipsammon. Epipelische diatomeeën dragen een eigen, deels benthisch voedselweb (slakken als *Peringia* sp., garnaaletjes als *Corophium* sp., en predatoren als zagers (*Nereis* sp.)).

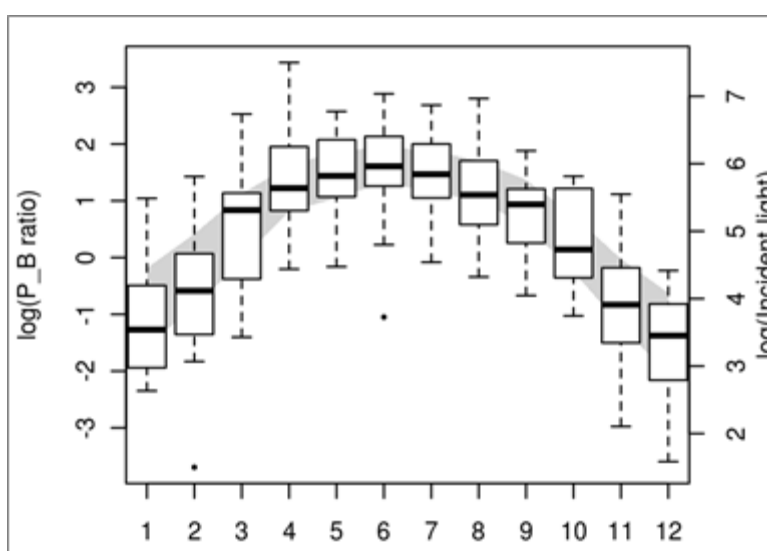
Daarnaast is het type sediment belangrijk. In zandigere sedimenten vindt men vooral borstelwormen als *Arenicola* sp. en soorten met filtrerende voedingswijze waaronder vele schelpdiersoorten, deze organismen zijn vooral afhankelijk van het fytoplankton, de rest van epipelon.

C.3.4. Richtwaarden Primaire productie

De P:B-verhouding wordt beïnvloed door de aanwezigheid van nutriënten, maar deze afhankelijkheid is niet rechtlijnig. Zo leiden oligotrofe situaties tot een hoge P:B-verhouding door een hoge graasactiviteit, hetgeen als een gunstige situatie wordt beschouwd. Echter, oligotrofie is in de Schelde wellicht niet meer te realiseren. Desondanks wordt een (beperkte) verhoging van de nutriëntinput in deze methodiek ook niet per definitie als negatief beschouwd: verhoogde nutriëntinput kan leiden tot hogere primaire productie en dus meer draagkracht per oppervlakte-eenheid, op voorwaarde dat de hoeveelheid licht niet beperkend werkt. Dit kan ten dele tegemoet komen aan de sterke inkrimping van het natuurlijke areaal van het estuarium, onder de voorwaarde dat de energie goed kan doorstromen doorheen de voedselketen (zijnde, een hoge P:B-verhouding). Met andere woorden, als de verhoogde nutriëntinput leidt tot een toegenomen primaire productie die wordt geconsumeerd door de hogere niveaus, dan wordt dit als positief beschouwd.

Echter, een hypertroof systeem leidt veelal tot een lage P:B-verhouding door een relatief lage productie ten opzichte van de verhoogde fytoplanktonbiomassa. Bovendien zijn deze algen ook vaak slecht eetbaar en/of toxisch (bijv. cyanobacteriën die hypertrofe meren domineren).

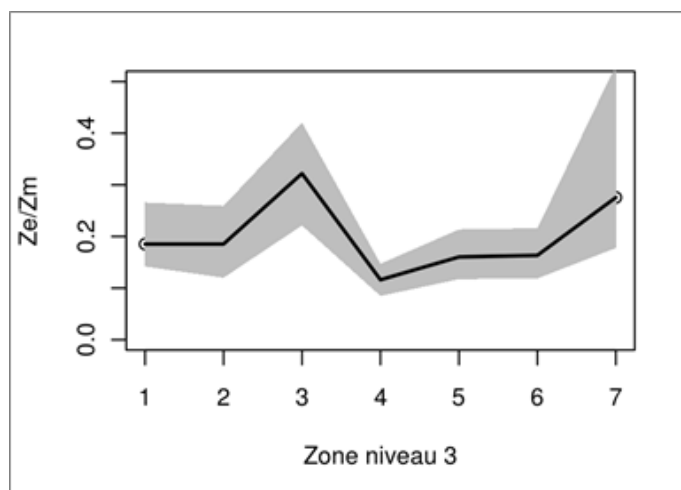
De primaire productie wordt weergegeven door de P:B-verhouding en vertoont een duidelijke seizoenale trend (Figuur 60). Wanneer we de P:B-verhouding willen gebruiken om iets te zeggen over andere parameters dan de lichtbeschikbaarheid, dan moeten we erover waken dat we situaties vergelijken met gelijkaardige lichtbeschikbaarheid. Uit het globale verband in Figuur 60 kunnen we niet besluiten dat nutriënt-limitatie niet voorkomt in specifieke zones en in specifieke maanden of jaren. Zulke nutriënt-limitatie zal resulteren in een P:B-verhouding die lager is dan verwacht op basis van de lichtbeschikbaarheid.



Figuur 60: Gemiddelde seizoenaliteit van invallend licht en de resulterende P:B-verhouding voor fytoplankton doorheen het Schelde-estuarium (Depreiter et al., 2014). Voor de P:B werden alle geanalyseerde data in 1991, 2006, 2009 en 2011 gebruikt. De grijze band geeft het 25- en 75-percentiel weer van het dagelijkse lichtinstralingsdata tussen 1995 en 2009. *Bemerk de logaritmische schaal op de y-as.*

Figuur 60 maskeert niet alleen het voorkomen van nutriënt-limitatie in bepaalde zones en periodes, maar ook in de aanwezige longitudinale gradiënten. Langsheen de estuariene as worden verschillen in P:B grotendeels verklaard door het verschil in lichtbeschikbaarheid. In dit verband is de ratio Z_e/Z_m (Z_e = eufotische diepte, Z_m = mengdiepte) de belangrijkste verklarende factor. In licht-gelimiteerde systemen staat deze ratio in verhouding met de potentiële primaire productie. Figuur 61 toont het profiel van Z_e/Z_m langsheen de estuariene as, uitgemiddeld per zone (niveau 3). De hoogste potentie voor primaire productie vinden we in de zone *Mesohalien* (zone 3). Dit heeft te maken met de gunstige, kleine gemiddelde diepte in dat compartiment, waarin het Verdrongen Land van Saeftinghe is gelegen. Ook in de zone *Zoet, korte verblijftijd* wordt een hoge potentiële primaire productie waargenomen. Daarna volgen de polyhaliene zones (*Sterk polyhalien* en *Zwak polyhalien*). De minste potentie voor primaire productie vinden we in de zones *Sterke saliniteitsgradiënt*, *Oligohalien* en *Zoet, lange verblijftijd*.

Een P:B-profiel langsheen de estuariene as dat afwijkt van dit kwalitatieve beeld in Z_e/Z_m , is indicatief voor andere factoren dan lichtbeschikbaarheid die de primaire productie beïnvloeden. Hierdoor zijn zone-specifieke criteria cruciaal voor de evaluatie van de primaire productie.



Figuur 61: Profiel langs de estuariene as van de ratio Z_e/Z_m . De zwarte lijn is de mediaan van alle observaties in de lente- en zomermaanden (maart-september) tussen 1996 en 2009. De grijze band geeft het 25- en 75-percentiel weer.

Uit onderzoek in de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde (zones *Mesohalien*, *Zwak polyhalien* en *Sterk polyhalien*) blijkt dat de P:B-verhouding voor fytoplankton begin jaren 1990 hoger lag dan nu. Een stijging van deze P:B-verhouding is dus wenselijk, minimaal terug tot de waarden die toen gemeten werden. Bij voorkeur zelfs hoger, want in de jaren 1990 was er wellicht geen sprake van de meest optimale situatie. Welke waarde de P:B-verhouding idealiter bereikt in een goed functionerend systeem, zal hopelijk aan het licht komen in de komende evaluaties. In afwachting wordt elke stijging van de gemiddelde P:B-verhouding van de voorbije 6 jaar ten opzichte van de voorgaande periode, positief geëvalueerd, of dient deze P:B-verhouding elk jaar minstens 10 te zijn. Bij deze berekeningen wordt enkel de periode met potentieel sterke primaire productie in het zomerhalfjaar (april tot en met september) beschouwd.

Op basis van het Z_e/Z_m -profiel in Figuur 61 zou voor de zone *Mesohalien* een strenger criterium vooropgesteld kunnen worden. We vermoeden echter dat de gradiënt in fotosynthetische parameters het effect van de gunstige Z_e/Z_m ratio ten dele opheft. Daarom houden we ook voor deze zone het richtgetal 10 aan, terwijl voor de meer stroomopwaartse zones (*Sterke saliniteitsgradiënt*, *Oligohalien* en *Zoet, lange verblijftijd*) een minder streng criterium wel gerechtvaardigd is. Bijgevolg wordt voor deze zones het richtgetal 5 gehanteerd voor de P:B-verhouding. In de meest stroomopwaartse zone (*Zoet, korte verblijftijd*) wordt verwacht dat de gradiënt in fotosynthetische parameters de gunstige Z_e/Z_m ratio opheft, waardoor ook hier het richtgetal op 10 wordt gezet.

C.3.5. Literatuur

Ambler, J.W. (1985). Seasonal Factors Affecting Egg Production and Viability of Eggs of *Acartia tonsa* Dana from East Lagoon, Galveston, Texas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 20 (6), 743–60.

Barneveld, H.J., Nicolai, R.P., Boudewijn, T.J., de Jong, J.W., van Ditteren, K., van de Haterd, R.J.W., Van De Moortel, I. & Velez, C. (2018). Evaluatierapport. T2015-Rapportage Schelde-Estuarium. Lelystad.

Depreiter, D., Cleveringa, J., Van der Laan, T., Maris, T., Ysebaert, T. & Wijnhoven, S. (2014). T2009-Rapport Schelde-estuarium. Arcadis, Universiteit Antwerpen, NIOZ, IMDC.

Dugdale, R.C. & Goering, J.J. (1967). Uptake of new and regenerated forms of nitrogen in primary production. *Limnology and Oceanography* 12, 196–206.

Dugdale, R.C. & Wilkerson, F.P. (1986). The use of ¹⁵N to measure nitrogen uptake in eutrophic oceans; experimental considerations. *Limnology and Oceanography* 31, 673–689.

Dugdale, R.C., Wilkerson, F.P. & Morel, A. (1990). Realization of new production in coastal upwelling areas: a means to compare relative performances. *Limnology and Oceanography* 35, 822–829.

Flynn, K.J., Stoecker, D.K., Mitra, A., Raven, J.A., Glibert, P.M., Hansen, P.J., Graneli, E. & Burkholder, J.M. (2013). Misuse of the Phytoplankton-Zooplankton Dichotomy: The Need to Assign Organisms as Mixotrophs within Plankton Functional Types. *Journal of Plankton Research* 35 (1), 3–11.

Hammer, A.C. & Pitchford, J.W. (2005). The Role of Mixotrophy in Plankton Bloom Dynamics, and the Consequences for Productivity. *ICES Journal of Marine Science* 62, 833–40.

Jónasdóttir, S.H. & Kiørboe, T. (1996). Copepod Recruitment and Food Composition: Do Diatoms Affect Hatching Success? *Marine Biology* 125 (4), 743–50.

Mitra, A., Flynn, K.J., Tillmann, U., Raven, J.A., Caron, D., Stoecker, D.K., Not, F., Hansen, P.J., Hallegraeff, G., Sanders, R., Wilken, S., McManus, G., Johnson, M., Pitta, P., Våge, S., Berge, T., Calbet, A., Thingstad, F., Jeong, H.J., Burkholder, J., Glibert, P.M., Granéli, E. & Lundgrens, V. (2016). Defining Planktonic Protist Functional Groups on Mechanisms for Energy and Nutrient Acquisition: Incorporation of Diverse Mixotrophic Strategies. *Protist* 167 (2), 106–20.

Stolte, W. & van Rongen, B. (2019). Eerstelijnsrapportage Westerschelde 2018: Meetgegevens van 1996 t/m 2018. Rapportnr. 1209394.

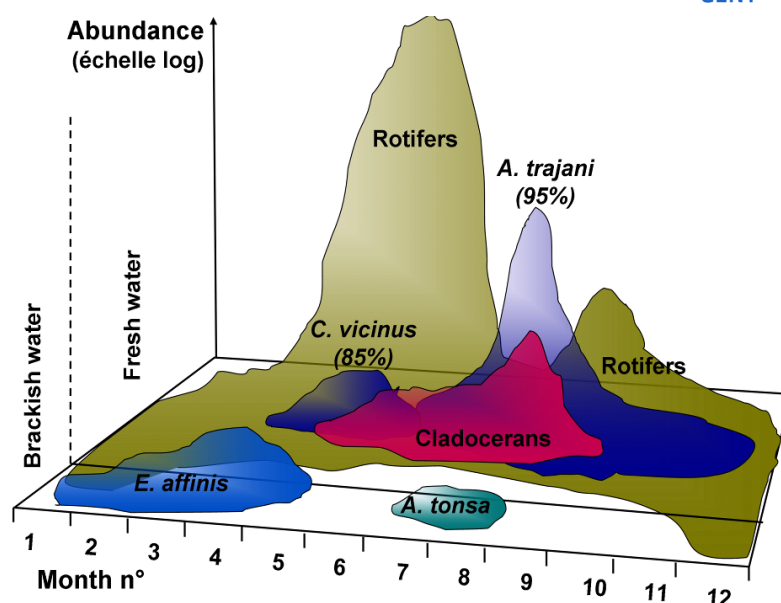
Underwood, G.J.C. & Kromkamp, J.C. (1999). Primary Production by Phytoplankton and Microphytobenthos in Estuaries. *Advances in Ecological Research* 29, 93–153.

C.4. Toetsparameter Zoöplankton

C.4.1. Reactiviteit van zoöplankton op het herstel in de Schelde

De OMES-monitoring heeft in het brak- en zoetwatertraject aangetoond dat de zoöplankton-gemeenschap 'reageert' op de wijzigingen die in het estuarium hebben plaatsgevonden (Figuur 62). Waar voorheen (1980 – 1990) geen of weinig zoöplankton (en hyperbenthos) aanwezig was vanaf Antwerpen en stroomopwaarts (Soetaert en Van Rijswijk, 1993; Sautour en Castel, 1995), wordt sinds de aanvang van de monitoring (1996) een toename van de zoöplankton-abundantie (zowel voor copepoden, cladoceren als rotiferen) in het zoetwatertraject waargenomen (Tackx *et al.*, 2004; Azemar, 2007).

Deze abundantietoename betreft één à twee grootte-orde (van tientallen naar duizenden individuen per liter voor rotiferen, van enkele naar tientallen individuen per liter voor copepoden en cladoceren). In het brakwatergedeelte (tussen km 57,5 en 78,5) zijn de abundanties van rotiferen vrij constant gebleven, en die van copepoden iets afgenomen. Dit komt doordat de copepode *E. affinis* de bulk van zijn populatie verplaatst heeft van het brak- naar het zoetwater, waarschijnlijk ten gevolge van een verbetering van de waterkwaliteit (Appeltans *et al.*, 2003). Deze verplaatsing wordt door Appeltans *et al.* (2003) toegewezen aan verbeterde zuurstofcondities, maar ook een afname van nutriënten (waaronder NH_4^+) kan hiervoor de basis hebben gevormd. Het feit dat de populatiepiek van deze soort in andere estuaria meer in het zoetwatertraject wordt gevonden, gaf eerder aanleiding tot de hypothese dat *E. affinis* in de Schelde 'gevlucht' was naar het brakwater, vanwege de zeer lage zuurstofconcentratie rond Antwerpen gedurende de jaren 1980 – 1990 (Soetaert en Van Rijswijk, 1993; Sautour en Castel, 1995). De soort wordt heden ten dage meer en meer waargenomen in het hele zoetwatertraject, en blijkt dus inderdaad haar saliniteitsoptimum terug in te nemen (Appeltans *et al.*, 2003). Deze migratie naar het zoetwatertraject zou dus de ontwikkeling van haring en sprat verder stroomafwaarts verder kunnen limiteren. *E. affinis* is immers momenteel nog sterk dominant in het zout/brakwatergebied, en een alternatieve prooi met een vergelijkbare nutritieve waarde is dus niet zo snel beschikbaar.



Figuur 62: Vereenvoudigde voorstelling van de spatiotemporele distributie van zoöplankton in de Zeeschelde (naar Meire en Maris, 2008).

C.4.2. Literatuur

Azémar, F., Van Damme, S., Meire, P. & Tackx, M. (2007). New occurrence of *Lecane decipiens* (Murray, 1913) and some other alien rotifers in the Schelde estuary (Belgium). *Belgian Journal of Zoology* 137, 75–83.

Appeltans, W., Hannouti, A., Van Damme, S., Soetaert, K., Vanthomme, R. & Tackx, M. (2003). Zooplankton in the Schelde estuary (Belgium/The Netherlands). The distribution of *Eurytemora affinis*: Effect of oxygen? *Journal of Plankton Research* 25, 1441–1445.

Meire, P. & Maris, T. (2008). MONEOS. Geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium. Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen.

Sautour, B. & Castel, J. (1995). Comparative spring distribution of zooplankton in three macrotidal European estuaries. *Hydrobiologia* 311, 139–151.

Soetaert, K. & Van Rijswijk, P. (1993). Spatial and temporal patterns of the zooplankton in the Westerschelde. *Marine Ecology Progress Series* 97, 47–59.

Tackx, M.L.M., De Pauw, N., Van Mieghem, R., Azémar, F., Hannouti, A., Van Damme, S., Fiers, F., Daro, N. & Meire, P. (2004). Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands. Spatial and temporal patterns. *Journal of Plankton Research* 26, 133–141.

C.5. Toetsparameter *Vissen*

C.5.1. Karakteristieken van de bemonsteringsmethoden

Methode	Regio	Periode	Eenheid	Instelling
Boomkor	Westerschelde	1970-heden	ha ⁻¹	WMR
Ankerkuil	Westerschelde	2007-heden	trek ⁻¹	WMR
Fuik	Zeeschelde	1995-heden	fuikdag ⁻¹	INBO
Ankerkuil	Zeeschelde	2012-heden	m ⁻³	INBO

Tabel 81: Overzicht van de gebruikte informatie omtrent de visgemeenschap in het Schelde estuarium. De boomkordata is afkomstig uit het MONEOS-monitoringsprogramma, uitgevoerd in september-oktober. Bemonstering van de visgemeenschap in de Westerschelde (zowel met behulp van boomkor en ankerkuil) wordt uitgevoerd door WMR (Wageningen Marine Research).

C.5.2. Indeling functionele groepen

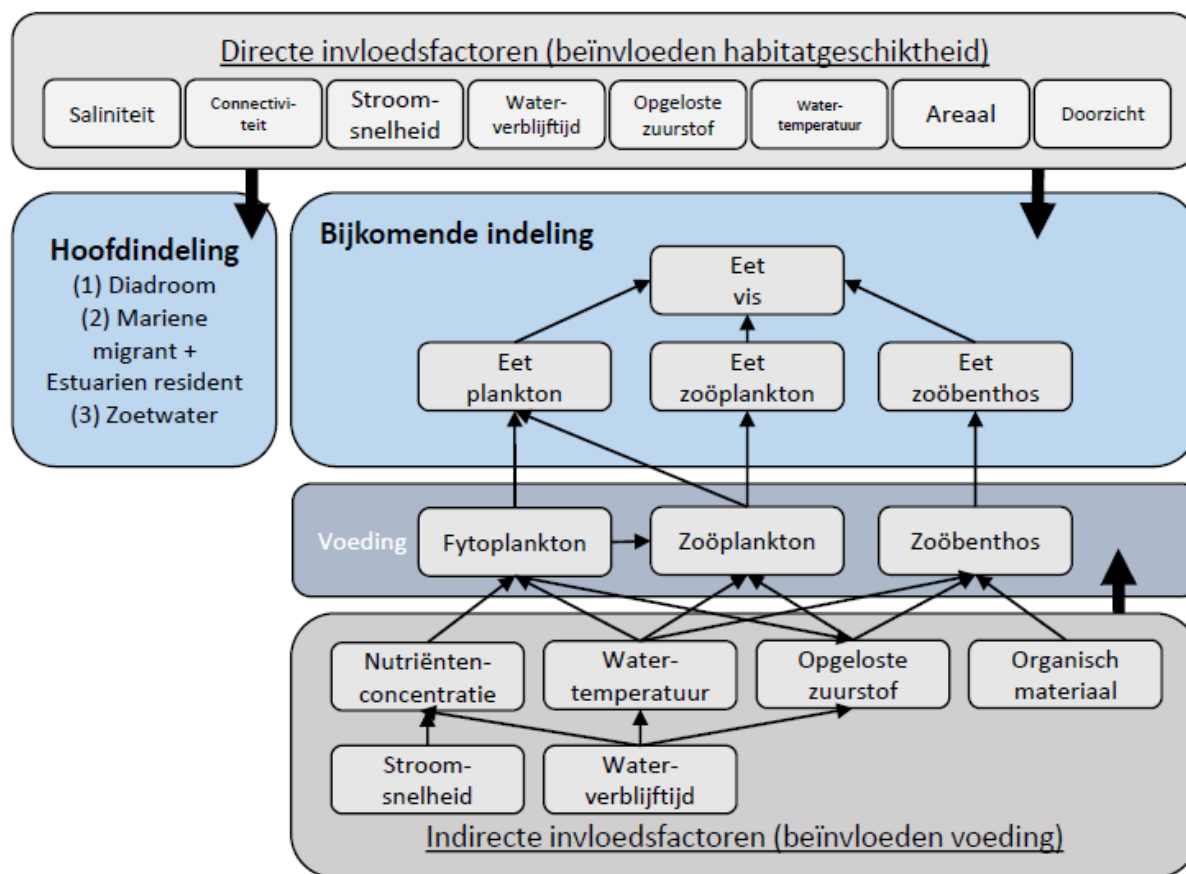
Om de verschillende niches in het Schelde-estuarium voldoende te kunnen beschrijven m.b.v. sleutelsoorten is een functionele indeling van de vissoorten nodig (Adriaenssens *et al.*, 2002). Deze indeling in ecologische gilden volgt uit de manier waarop vissen gebruik maken van de omgeving om te paaien, op te groeien en te foerageren. Binnen de KRW worden soorten eerst gegroepeerd op basis van de **saliniteitsvoorkeur**. Aangezien de saliniteitsgradiënt in het estuarium een uitgesproken longitudinaal karakter heeft, komt deze indeling overeen met de verschillende Scheldezones. De tweede indeling gebeurt op basis van **levensgeschiedenissenmerken**. Meerbepaald **habitatvoorkeur** (stromingsvoorkeur) en **reproductiestrategieën** (paaigebied en -wijze) worden gebruikt. Integratie van de saliniteitsvoorkeuren, stromingsvoorkeuren (vooral zoetwatersoorten) en paaiwijze laat toe om een **longitudinale, transversale en verticale spatiale indeling** van het estuarium te gebruiken. Ondanks het belang van het foerageergedrag voor patronen in energiestromen, wordt binnen de KRW-indeling geen onderscheid gemaakt tussen soorten op basis van het dieet. Dit vooral omdat de meeste estuariene soorten omnivoor zijn door hun opportunistische dieet van aanwezige voedingsbronnen (Bruneel *et al.*, 2019). Dit is de indeling die werd overgenomen van de IHD's, gebaseerd op Elliott *et al.* (2007) (België, KRW-richtlijnen in rekening gebracht) en verder verfijnd door Franco *et al.* (2008) en Potter *et al.* (2015).

- **Mariene** vissen (paaien uitsluitend op zee) en **estuariene** vissen (paaien zowel op zee als in het estuarium)
 - **Marien juveniele vissen (MJ)**
 - **Marien seizoenale vissen (MS)**
 - **Estuariene vissen (ES)**
 - **Mariene dwaalgasten (MA)**
- **Diadrome** vissen (**CA**) (algemene verdeling in **katadroom (K)** en **anadroom (A)**)
 - **Pelagofiele** vissen
 - **Lithofiele** vissen
- **Zoetwatervissen**
 - **Rheofiele** vissen
 - **Rheofiel a** vissen
 - **Rheofiel b** vissen

- **Rheofiel c** vissen
- **Eurytope** vissen
- **Limnofiele** vissen

De indeling tot stand gebracht door STOWA (Nederland, KRW-richtlijnen in rekening gebracht) komt in grote lijnen overeen met voorgaande indeling, maar er zijn een aantal verschillen. Zoetwatersoorten worden verder ingedeeld op basis van **chloridetolerantie** (chloridegehalten) in drie bijkomende groepen: Z1-BRAK, Z2-LBRAK, en Z3-ZOET. Soorten binnen Z1-BRAK, Z2-LBRAK, en Z3-ZOET zijn soorten die respectievelijk nog werden aangetroffen bij chloridegehalten tot 8 g/L, 4 g/L en 2 g/L.

De indeling van vissoorten in ecologische gilden moet geschikt zijn voor het gebruik in de deelverhaallijn van de vissen, maar moet ook relevant zijn voor het beschrijven van geïntegreerde verhaallijnen waarin verschillende soortengroepen samenkomen. Daar waar de vorige indelingen bedoeld waren om een adequate toetsing van de KRW-richtlijnen te garanderen, moet de indeling voor de verhaallijnen voldoende zijn om het functioneren te evalueren. Daarnaast moet het ook mogelijk zijn om met de beschikbare technieken, data en analyses tot een goede interpretatie te komen van het ecologisch functioneren (verhaallijnen). De meest uitgesproken wijze van interactie tussen soortengroepen is het gevolg van **voedingspatronen**, maar zoals eerder al aangegeven is het bepalen van diëten niet evident omwille van het opportunistisch gedrag van de meeste estuariene vissen. Er kan echter voor elke vissoort een range worden opgesteld aan mogelijke prooien en wanneer deze gecombineerd wordt met de levenscyclusfase, voedingslocatie (en inzichten in de predominante prooien van die locatie) kan dit aanleiding geven tot een beredeneerde inschatting van het dieet voor een bepaalde soort in een bepaalde zone op een bepaald moment.



Figuur 63: Schematische weergave van de deelverhaallijn Vissen met voorstelling van de indeling in functionele groepen en onderscheid tussen directe en indirecte abiotische invloedsfactoren.

Samenvattend: Hoe delen we de vissoorten in?

De belangrijkste indeling van vissoorten betreft het longitudinaal gebruik van het Schelde-estuarium dat het gevolg is van een combinatie van saliniteitsvoorkeuren en andere levensgeschiedenissenmerken. Deze indeling werd ook gebruikt om tot een eerste selectie van sleutelsoorten te komen (representatieve soorten voor de verschillende gilden die ook een zekere juridische bescherming genieten/ indicatief zijn voor een bepaald type van habitat). Het type dieet van vissoorten kan een belangrijke factor zijn binnen het functioneren van het hele systeem (i.e. interacties met andere soortengroepen), maar het is niet evident om representatieve soorten te selecteren gebaseerd op deze informatie alleen. Daarom werd gewerkt met het biomassa aandeel in de vangst van de Zeeschelde en Westerschelde m.b.v. fuiken, ankerkuilen en boomkorren. De belangrijkste soorten werden toegevoegd aan de lijst sleutelsoorten. Daarna werd geëvalueerd of er voldoende verscheidenheid was in de types van dieet. Een primaire indeling naar longitudinaal habitat gebruik (mariene migranten, estuariene vissen, diadrome vissen en zoetwatervissen), gevolgd door een eventuele verdere opsplitsing naar dieet lijkt meest relevant voor de soortengroep van de vissen. Onder de mariene migranten vallen de marien juveniele vissen en mariene seizoenale vissen. Mariene dwaalgasten zijn niet afhankelijk van het estuarium voor hun levenscyclus en worden dus niet in beschouwing genomen (Breine, 2009; Elliott *et al.*, 2007).

Om het aantal groepen te beperken lijkt het gerechtvaardigd om mariene migranten en estuariene soorten samen te brengen. Met de volgende indeling als gevolg.

- Diadrome soorten
- Estuariene soorten en mariene migranten
- Zoetwatersoorten

Voor een verdere indeling op basis van dieet wordt voornamelijk gekeken naar de diëten van de adulte vissen, waardoor er echter wel een ondervetegenwoordiging is van de consumptie van plankton (veel soorten voeden zich als juvenielen met plankton terwijl latere levensstadia zich zullen voeden met benthos en vissen).

De meeste volwassen diadrome soorten voeden zich met benthos en/of vissen. Paling is de enige echte omnivore soort binnen de diadrome soorten, maar omwille van zijn belangrijke bijdrage aan de visbiomassa wordt er ook een omnivore klasse voorzien.

De meeste mariene migranten en estuariene soorten zijn benthivoor, planktivoor en/of piscivoor, terwijl de meeste zoetwatersoorten benthivoor, piscivoor of omnivoor zijn.

De finale indeling ziet er dan als volgt uit:

- Diadroom
 - Benthivoor
 - Piscivoor
 - Omnivoor
- Estuariene soorten en mariene migranten
 - Benthivoor
 - Piscivoor
 - Planktivoor
- Zoetwatersoorten
 - Benthivoor
 - Piscivoor
 - Omnivoor

Species	Saliniteitsvoorkeur	Dieet
Abramis brama	Zoetwatersoorten	Benthivoren
Agonus cataphractus	Estuarien residenten	Benthivoren
Alburnus alburnus	Zoetwatersoorten	Planktivoren
Alosa fallax	Diadromen	Omnivoren
Ammodytes tobianus	Estuarien residenten	Planktivoren
Anguilla anguilla	Diadromen	Omnivoren
Atherina presbyter	Mariene migranten	Omnivoren
Blicca bjoerkna	Zoetwatersoorten	Omnivoren
Carassius carassius	Zoetwatersoorten	Omnivoren
Chelidonichthys lucerna	Mariene migranten	Omnivoren
Chelon labrosus	Mariene migranten	Omnivoren
Ciliata mustela	Mariene migranten	Benthivoren
Clupea harengus	Mariene migranten	Planktivoren
Cottus gobio	Zoetwatersoorten	Benthivoren
Cyprinus carpio	Zoetwatersoorten	Omnivoren
Dicentrarchus labrax	Mariene migranten	Omnivoren
Echiichthys vipera	Mariene dwaalgasten	Omnivoren
Engraulis encrasicolus	Mariene migranten	Planktivoren
Esox lucius	Zoetwatersoorten	Omnivoren
Gadus morhua	Mariene migranten	Omnivoren
Gasterosteus aculeatus	Diadromen	Omnivoren
Gymnocephalus cernuus	Zoetwatersoorten	Benthivoren
Lampetra fluviatilis	Diadromen	Piscivoren
Leucaspius delineatus	Zoetwatersoorten	Benthivoren
Leuciscus idus	Zoetwatersoorten	Omnivoren
Limanda limanda	Mariene migranten	Omnivoren
Liparis liparis	Estuarien residenten	Benthivoren
Liza ramada	Diadromen	Omnivoren
Merlangius merlangus	Mariene migranten	Omnivoren
Myoxocephalus scorpius	Estuarien residenten	Omnivoren
Osmerus eperlanus	Diadromen	Omnivoren
Perca fluviatilis	Zoetwatersoorten	Piscivoren
Pholis gunnellus	Estuarien residenten	Benthivoren
Platichthys flesus	Diadromen	Omnivoren
Pleuronectes platessa	Mariene migranten	Benthivoren
Pomatoschistus microps	Estuarien residenten	Benthivoren
Pomatoschistus minutus	Estuarien residenten	Benthivoren
Pungitius pungitius	Zoetwatersoorten	Benthivoren
Rutilus rutilus	Zoetwatersoorten	Omnivoren
Sander lucioperca	Zoetwatersoorten	Omnivoren
Scardinius erythrophthalmus	Zoetwatersoorten	Omnivoren
Scophthalmus maximus	Mariene migranten	Piscivoren
Silurus glanis	Zoetwatersoorten	Omnivoren
Solea solea	Mariene migranten	Benthivoren
Sprattus sprattus	Mariene migranten	Planktivoren
Squalius cephalus	Zoetwatersoorten	Omnivoren
Syngnathus rostellatus	Estuarien residenten	Omnivoren
Tinca tinca	Zoetwatersoorten	Omnivoren
Trisopterus luscus	Mariene migranten	Omnivoren
Zoarces viviparus	Estuarien residenten	Benthivoren

Tabel 82: Indeling vissoorten in functionele groepen. Soorten met meer dan twee diëten worden geclassificeerd als omnivoren om het opportunistische voedingsgedrag van deze soorten in rekening te brengen.

C.5.3. Selectie sleutelsoorten

Wat zijn sleutelsoorten?

Wat als een sleutelsoort wordt beschouwd is sterk afhankelijk van de doelstellingen. Bijvoorbeeld, wanneer men inzichten in het functioneren van een ecosysteem vooropstelt, spreekt het voor zich dat soorten die ecologische sleutelfuncties vervullen, geïdentificeerd worden als sleutelsoorten. Echter wanneer men eerder focust op het nastreven van internationale, nationale en regionale regelgeving (Instandhoudingsdoelstellingen (IHDs), Habitatrichtlijnen en Kaderrichtlijn Water (KRW)) zal men eerder soorten bekomen die een zekere juridische bescherming genieten en daarvoor zijn opgenomen in soortenlijsten (bijvoorbeeld Rode Lijst). Ondanks het verschil in de doelstellingen zal er echter een belangrijke overlap zijn in de geselecteerde soorten want soorten verkrijgen deze juridische bescherming dikwijls omwille van hun indicatieve meerwaarde en/of sleutelfunctie. 'Meetbaarheid' is een belangrijk derde criteria, naast status en functie, die van belang is bij het selecteren van sleutelsoorten. Indien soorten een sleutelfunctie vervullen of juridische bescherming genieten, maar moeilijk te detecteren en/of kwantificeren zijn met de beschikbare technieken is hun directe meerwaarde voor trendonderzoek beperkt.

Waarom sleutelsoorten?

Het indelen van soortengroepen in subgroepen op basis van ecologische gilden (Elliot en Dewailly, 1995; Elliott en McLusky, 2002; Simberloff, 1991) met als doel het beschrijven van het functioneren van het estuarium (Breine *et al.*, 2010; Breine, 2009; Quataert *et al.*, 2011; Whitfield en Elliott, 2002; Whitfield en Harrison, 2014) is niet evident. In de T2015-rapportage (Barneveld *et al.*, 2018a, 2018c, 2018b) werd een indeling op basis van trofische niveaus gehanteerd (trekvissen (uitzondering), estuarien planktivor, estuarien benthivor, piscivor en zoetwater planktivor), maar binnen de expertenworkshop voor de vissen van december 2019 (Bruneel *et al.*, 2019) werd deze indeling in vraag gesteld en beschreven als wellicht ontoereikend voor een complex systeem als het Schelde-estuarium. Vissen zijn immers moeilijk te classificeren. Vissen van eenzelfde ecologische gilde vallen niet noodzakelijk binnen hetzelfde trofische niveau en vice versa. Bovendien, kan de levensgeschiedenis van twee soorten van eenzelfde trofisch niveau variëren. Focussen op een beperkt aantal sleutelsoorten die indicatief zijn voor het functioneren van het systeem en de focus van de verhaallijnen zouden vormen, werd toen ook geopperd als alternatief voor de T-rapportage. Selectie van deze soorten is echter niet evident. Trekvisen bijvoorbeeld maken gebruik van een groot deel van het Schelde-estuarium en zouden dus relevant kunnen zijn voor een overkoepelende evaluatie van het systeem. Toch moet er rekening mee gehouden worden dat het gebruik van de verschillende gebieden kan variëren. Palingen bijvoorbeeld zullen intensief foerageren in het stroomopwaartse gedeelte van de Zeeschelde, terwijl ze kortstondig de Westerschelde passeren zonder daarbij naar voedsel op zoek te gaan (een goed overzicht over de toestand van trekvisen in de Schelde is terug te vinden in het masterplan vis van de internationale Scheldec commissie (CIE-ISC, 2015) en in (Stevens *et al.*, 2011)). Meer residente soorten zijn in dat opzicht beter om een subsysteem te beoordelen, maar onderlinge vergelijking van de subsystemen wordt dan weliswaar minder rechtlijnig doordat verschillende soorten gebruikt worden. Om verschillende aspecten van het systeem te beoordelen worden verschillende soortengroepen geëvalueerd (STOWA, 2018). Een vanzelfsprekende vereiste voor de selectie van indicator soorten is databeschikbaarheid en/of de mogelijkheid om data te verzamelen.

Een punt dat hierbij wordt aangehaald is dat één soort in verschillende systemen niet noodzakelijk hetzelfde gedrag vertoont en zelfs binnen één systeem kan een soort ruimte-en-tijd-afhankelijk gedrag vertonen.

Hoe worden sleutelsoorten gedefinieerd?

Bij de instandhoudingsdoelstellingen (Adriaensen *et al.*, 2005) werden sleutelsoorten beschouwd als soorten met sleutelfuncties en juridische bescherming, maar kwamen de restricties door meetmethoden niet aan bod. In (STOWA, 2018) gaat een belangrijk deel van de aandacht naar de kwaliteit van de data, analyse en interpretatie. Sleutelsoorten moesten in staat zijn om tot een robuuste beoordeling van het visbestand te komen met behulp van gestandaardiseerde bemonstering. Daarnaast moesten analyses van de geselecteerde soorten het toelaten om natuurlijke variatie van menselijke drukken te onderscheiden. Soorten moesten bovendien een belangrijk deel van de soortensamenstelling omvatten en zeldzame soorten werden beschouwd als minder belangrijk. In de evaluatiemethodiek van de T-rapportage, waren de ecologische functie, juridische bescherming en meetbaarheid (gebruikte methode en verdeling monitoringsinspanning over tijd en ruimte) belangrijk.

Wat zijn de tekortkomingen van de huidige lijst van sleutelsoorten in de evaluatiemethodiek van de T-rapportage?

In de Nota Evaluatie van de EM (Barneveld *et al.*, 2018b), staan een aantal tekortkomingen samengevat die betrekking hebben op de lijst met sleutelsoorten. Ten eerste werd vastgesteld dat er te veel sleutelsoorten zijn om op een zinvolle, interpreteerbare en leesbare wijze het ecologisch functioneren te beschrijven. Daarom werd voorgesteld om het aantal sleutelsoorten terug te brengen tot een aantal van 15-30 soorten indicatief voor het functioneren van het ecosysteem. Ten tweede werd vastgesteld dat pelagische sleutelvissoorten onderschat worden doordat de beoordeling van de vissen ankerkuilvisserij niet meeneemt en enkel focust op data van boomkor (Westerschelde) en fuiken (Zeeschelde) (Goudswaard en Breine, 2011; IMARES, 2012; Tien *et al.*, 2019; Tulp, 2015; Van Ryckegem *et al.*, 2018; VMM, 2016). Integreren van de data van ankerkuilen (Westerschelde en Zeeschelde) kan hieraan tegemoetkomen.

Waar moeten de sleutelsoorten aan voldoen?

Om m.b.v. sleutelsoorten inzicht te krijgen in het functioneren van het estuarium, moeten ze representatief zijn voor de belangrijkste ecologische gilden van het systeem. Een zinvolle indeling is dus belangrijk. In een eerste fase worden sleutelsoorten geselecteerd op basis van hun ecologie (migratie, habitatgebruik en gevoeligheid waterkwaliteit), status (juridisch beschermde soorten, doelsoorten, typische soorten (met referentie naar KRW en N2000)) en vangstefficiëntie. In een tweede fase wordt een fijnere selectie bekomen van soorten die een centrale rol zullen spelen in de verhaallijnen. Aandeel in termen van aantallen en biomassa spelen daarbij een belangrijke rol.

Hoe selecteren we de sleutelsoorten: juridische criteria?

De Europe Kaderrichtlijn Water (KRW), IUCN rode lijst, habitatrichtlijnen en instandhoudingsdoelstellingen (N2000) dienen in rekening gebracht te worden bij de selectie van sleutelsoorten op basis van hun status (doelsoorten, typische soorten en beschermde soorten).

Hoe selecteren we de sleutelsoorten: vangstcriteria?

De verschillende vangstmethoden worden gekenmerkt door een soortenselectiviteit die deels het gevolg is van de levensgeschiedenissen van de vissoorten (voornamelijk verticale habitatvoorkeur). Fuiken en boomkorren vangen vooral bentische soorten, terwijl ankerkuilen vooral pelagische soorten vangen. Het vergelijken van de data van beide vangstmethoden is moeilijk door de verschillende periodes, gebieden en procedures (en daaruit volgende eenheden).

Inzicht in hoe de vangstmethode, locatie, moment en doelsoort de vangstefficiëntie beïnvloeden en hoe groot de onverklaarbare steekproefvariabiliteit is, is belangrijk om een correcte inschatting te maken van de feitelijke aanwezigheid/abundantie van een soort. Desalniettemin ontbreekt het aan precisie- (bijv. hoe groot is de variabiliteit van metingen met een bepaalde vangstmethode van eenzelfde soort, op een bepaalde locatie en moment?) en accuraatheidstesten (bijv. gegeven de abundantie van een soort op een bepaalde locatie en moment, hoe verschillend is mijn meting?) waardoor de onzekerheid van de metingen niet bepaald kan worden. Meer pragmatische oplossingen zijn daarom vereist.

Het spreekt voor zich dat een soort die juridische bescherming geniet en/of indicatief is voor het systeem, maar weinig bijdraagt aan de verhaallijnen als deze nooit gedetecteerd wordt ondanks haar aanwezigheid. De kleine en grote modderkruiper, bijvoorbeeld, zijn beide doelsoorten (de grote modderkruiper bevindt zich zelfs op de rode lijst), maar werden niet gedetecteerd door de gebruikte vangstmethoden. Ondanks hun theoretisch potentieel als sleutelsoort, blijken deze soorten daardoor van weinig praktische meerwaarde. De elft is eveneens een soort van de rode lijst die niet gedetecteerd wordt met de gebruikte vangstmethoden, maar dit is wellicht eerder het gevolg van haar huidige afwezigheid (of zeer lage aantallen: in o.a. de Oosterschelde wordt deze soort recent terug gevangen) dan van de ontoereikendheid van de vangstmethode. Als de waterkwaliteit verbetert is het waarschijnlijk dat deze veeleisende soort zal terugkomen en een belangrijke indicatieve waarde kan hebben voor het systeem.

Hoe delen we de vissoorten in: verhaallijnen?

Om voor de verhaallijnen zinvol te zijn moeten de geselecteerde soorten niet alleen indicatief zijn voor de toestand van het systeem (i.e. habitatkwaliteit), maar moeten ze ook in staat zijn inzicht te verschaffen in het functioneren ervan. Zeldzame soorten (in biomassa en aantallen) zullen een wellicht lagere impact hebben op het systeem dan soorten die in grote aantallen/ biomassa aanwezig zijn en zo een belangrijk deel van de vissamenstelling vormen (STOWA, 2018). Belangrijke kanttekening hierbij is dat 'zeldzame soorten' gedurende bepaalde periodes en/of in bepaalde zones plots in grote aantallen kunnen voorkomen (bv. spiering en fint). Tenslotte, moet de indeling relevant zijn om verbanden met andere soortengroepen (i.e. integrale verhaallijnen) te bekomen. Bijvoorbeeld, de ecosysteemshift die het gevolg is van een verbeterde waterkwaliteit (i.e. terugval overwinterende watervogels, terugval zoöbenthos (o.a. oligochaeten), opkomst vis en opkomst hyperbenthos en zoöplankton), moet goed gekwantificeerd kunnen worden (Van de Meutter *et al.*, 2019).

Selectie van de sleutelsoorten binnen verhaallijnen

We gaan uit van de lijst sleutelsoorten voorzien in de Evaluatiemethodiek (n=53). De soorten binnen het juridisch kader van de IHD's en de soorten binnen het functioneel kader van de STOWA lijst (n-IHD=11; n-STOWA=9; n-IHD-STOWA=18) komen terug in de lijst sleutelsoorten van de EM en worden alvast geselecteerd als mogelijke sleutelsoorten voor de verhaallijnen.

Het blijkt echter dat de kleine modderkruiper, grote modderkruiper en rivierdonderpad nooit worden gevangen met de beschikbare vangstmethoden. Daarom worden deze niet meegenomen en wordt een lijst van 15 soorten bekomen. Deze soorten hebben al een goede vertegenwoordiging voor de longitudinale dimensie van het estuarium (geassocieerd met saliniteitsvoorkeur). Wat echter nog niet in rekening wordt gebracht bij deze soorten is hun biomassa/abundantie aandeel voor de Zeeschelde en Westerschelde en de verschillende vangstmethoden.

Het is immers belangrijk om naast kwetsbare soorten, typische soorten en doelsoorten (die inzicht verschaffen in specifieke drukken op specifieke habitats) een voldoende goed inzicht te hebben in de trends van algemene soorten. De kennis over deze soorten is typisch aanzienlijk, maar ook hun direct belang bij het functioneren van het ecosysteem is aanzienlijk. Soorten met een belangrijk aandeel in de vissamenstelling zullen wellicht een groter effect hebben op het functioneren van het systeem dan meer zeldzame soorten. Belangrijk daarbij is ook dat deze soorten representatief zijn voor de verschillende diëten. Op die manier kan een beter inzicht bekomen worden in de patronen van energiedoorstroming. De biomassa van vissoorten die behoren tot een bepaalde dieetgroep is natuurlijk slechts een proxy van de feitelijke druk op specifieke prooien. Doordat het merendeel van de energie opgeslagen in de gepredeerde biomassa verloren gaat tussen de verschillende trofische niveaus, is het proportioneel belang van de biomassa van een bepaalde soort voor het voedselweb afhankelijk van diens trofisch niveau (Meysman en Bruers, 2010). Piscivore vissen bijvoorbeeld, zoals snoek, kunnen namelijk ook al in kleine aantallen een relatief grote invloed hebben op de lagere trofische niveaus van het overige vissenbestand (Elser *et al.*, 1998). Idealiter wordt er dus een ecologisch impactgewicht toegekend aan iedere soort per eenheid van biomassa, die samen met de biomassa wordt geëvalueerd. Om tot deze impactgewichten te komen is er echter een goed inzicht in het ecologisch functioneren van het systeem nodig en in de individuele aandelen van elke soort daarbij. Door een gebrek aan inzicht, de complexiteit van het voedselweb voor vissen (opportunistisch foerageergedrag) en de daarbij gepaarde onzekerheid die deze gewichten zouden introduceren, hebben we besloten om het biomassa aandeel te gebruiken zonder daarbij het trofische niveau in rekening te brengen. Dit lijkt momenteel de meest haalbare en betrouwbare vereenvoudiging voor de selectie van sleutelsoorten.

Veel van de soorten die een aanzienlijk percentage van de biomassa/aantallen van de totale visvangst vormen maken al deel uit van de lijst van 18 sleutelsoorten. Er zijn echter nog 12 bijkomende soorten die nog niet in deze lijst zaten. Na toevoeging van deze soorten komen we tot een lijst van 30 soorten. 9 van deze 12 nieuwe sleutelsoorten waren niet opgenomen als sleutelsoorten binnen de vorige EM (het merendeel zoetwatersoorten). Met de vernieuwde doelstelling voor ogen om de sleutelsoorten te gebruiken als onderwerp van de verhaallijnen, is het niet onverwacht dat er een discrepantie is in de sleutelsoortenselectie.

Omwille van het opportunistische foerageergedrag van veel soorten en de verwachting dat de biomassa van de voeders zich verhoudt tot de biomassa van de voeding (wat op zich dan weer een proxy is voor het relatief belang van deze prooiengroep binnen het ecosysteem), wordt het dieet niet als primaire selectiecriteria gebruikt. Een inspectie van de geselecteerde soorten geeft echter wel aan dat de verschillende types van dieet voldoende vertegenwoordigd zijn. Ook de vertegenwoordiging van de verschillende types reproductiegedrag is relatief goed gebalanceerd. Doordat de ruimtelijke transversale indeling eveneens geen deel uitmaakte van de selectiecriteria, worden er echter blijkbaar

geen rheofiele zoetwatersoorten opgenomen in de sleutelsoortenlijst. Indien dit een tekortkoming blijkt kan er binnen deze soortengroep gekeken worden voor additionele sleutelsoorten.

Voor elke categorie van de voorgestelde finale indeling kunnen een aantal soorten geselecteerd worden.

- Diadroom
 - Benthivoor: bot, elft, fint, spiering
 - Piscivoor: bot, elft, fint, spiering, rivierprik (parasiet), zeebek (parasiet)
 - Omnivoor: paling
- Estuariene soorten en mariene migranten
 - Benthivoor: brakwatergrondel, dikkopje, puitaal, slakdolf, zeedonderpad, zeebaars, wijting, schol
 - Piscivoor: zeedonderpad, wijting, zeebaars
 - Planktivoor: haring, glasgrondel
- Zoetwatersoorten
 - Benthivoor: snoekbaars, tiendoornige stekelbaars, brasem, pos, bittervoorn
 - Piscivoor: snoekbaars, Europese meerval
 - Omnivoor: kolbei, blankvoorn

		Scheldezones										Saliniteitsvoorkeur		Dieet					
Taxon	Nederlandse Naam																	Zeeschelde + zijrivieren	
Abramis brama	brasem					X	X	X	X	X			X	X					X
Gymnocephalus cernuus	pos			X	X	X	X	X	X	X			X	X					X
Pungitius pungitius	tiendoornige stekelbaars					X	X	X	X	X			X	X					X
Rhodeus sericeus	bittervoorn					X	X	X	X	X			X	X					X
Sander lucioperca	snoekbaars				X	X	X	X	X	X			X	X	X				X
Blicca bjoerkna	kolblei					X	X	X	X	X			X				X		X
Rutilus rutilus	blankvoorn				X	X	X	X	X	X			X				X		X
Silurus glanis	Europese meerval					X	X	X	X	X			X		X				X
Dicentrarchus labrax	Europese zeebaars	X	X	X	X	X						X		X	X			X	
Liparis liparis	slakdolf	X	X	X	X							X		X				X	
Merlangius merlangus	wijting	X	X	X								X		X	X			X	
Myoxocephalus scorpius	zeedonderpad	X	X	X	X	X						X		X	X			X	
Pleuronectes platessa	schol	X	X	X	X	X						X		X				X	
Pomatoschistus microps	brakwatergrondel	X	X	X	X	X						X		X				X	
Pomatoschistus minutus	dikkopje	X	X	X	X	X						X		X				X	
Zoarces viviparus	putaal	X	X	X	X	X						X		X				X	
Aphia minuta	glasgrondel				X	X						X				X		X	
Clupea harengus	haring	X	X	X	X	X						X				X		X	
Alosa alosa	elft	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X			X	X
Alosa fallax	fint	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X			X	X
Osmerus eperlanus	spiering	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X			X	X
Platichthys flesus	bot	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X			X	X			X	X
Anguilla anguilla	paling	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X						X	X	X
Lampetra fluviatilis	rieverprik	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X			X	X
Petromyzon marinus	zeebek	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X			X	X

Tabel 83: Selectie van sleutelsoorten. Sommige sleutelsoorten hebben meer dan 1 dieet. Bronnen: (Adriaensen et al., 2005; Calle et al., 2020; Maris et al., 2014; STOWA, 2018).

C.5.4. Literatuur

Adriaensen, F., Damme, S. Van, Bergh, E. Van Den, Van, D., Brys, R., Cox, T., Jacobs, S., Konings, P., Maris, T., Mertens, W., Nachtergale, L., Struyf, E., Braeckel, A. Van, Meire, P. & Meire, P. (2005). Instandhoudingsdoelstellingen Schelde-estuarium.

Adriaenssens, V., Goethals, P., Breine, J., Maes, J., Simoens, I., Ercken, D., Belpaire, C., Ollevier, F. & De Pauw, N. (2002). Ontwikkeling van een estuariene visindex in Vlaanderen.

Attrill, M.J. & Power, M. (2002). Climatic influence on a marine fish assemblage. *Nature*.

Barneveld, H.J., Nicolai, R.P., Boudewijn, T.J., De Jong, J.W., Didderen, K., van de Haterd, R.J.W., Van de Moortel, I. & Velez, C. (2018a). Evaluatierapport T2015-rapportage Schelde-estuarium.

Barneveld, H.J., Nicolai, R.P., Boudewijn, T.J. & Van de Moortel, I. (2018b). Nota Evaluatie van de Evaluatiemethodiek T2015-rapportage Schelde-estuarium.

Barneveld, H.J., Nicolai, R.P., van Haaster, S., de Jong, B.W.T.J.B.J.W., van Didderen, K., R.J.W. van de H.P.P.M., Michielsen, S., Velez, I. van de M.C., de Wilde, E. (2018c). Analyserapport T2015-rapportage Schelde-estuarium.

Breine, J., Quataert, P., Stevens, M., Ollevier, F., Volckaert, F.A.M., Van den Bergh, E. & Maes, J. (2010). A zone-specific fish-based biotic index as a management tool for the Zeeschelde estuary (Belgium). *Mar. Pollut. Bull.* 60

Breine, J.J. (2009). Fish assemblages as ecological indicator in estuaries: the Zeeschelde (Belgium), Doctoraten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek = PhD theses of the Research Institute for Nature and Forest, T.2009.1. PhD Thesis.

Britton, J.R. & Brazier, M. (2006). Eradicating the invasive topmouth gudgeon, *Pseudorasbora parva*, from a recreational fishery in northern England. *Fish. Manag. Ecol.*

Bruneel, S., Cado van der Lelij, A. & Goethals, P. (2019). Samenvatting workshop vissen - Schelde in beeld.

Calle, P., Calle, L., Kranenbarg, J., van der Velden, J.A., Meijer, A.J.M., de Boois, I., Dubbeldam, M. & Jacobusse, D. (2020). Vissen in Zeeland. Fauna Zeelandica IX.

CIE-ISC (2015). Masterplan Vis Schelde.

Elliott, M. & Dewailly, F. (1995). Structure and components of fish assemblages. *Netherlands J. Aquat. Ecol.* 29, 397–417.

Elliott, M. & McLusky, D.S. (2002). The need for definitions in understanding estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 55, 815–827.

Elliott, M., Whitfield, A.K., Potter, I.C., Blaber, S.J.M., Cyrus, D.P., Nordlie, F.G. & Harrison, T.D. (2007). The guild approach to categorizing estuarine fish assemblages: A global review. *Fish Fish.* 8, 241–268.

Elser, J.J., Chrzanowski, T.H., Sterner, R.W. & Mills, K.H. (1998). Stoichiometric constraints on food-web dynamics: A whole-lake experiment on the Canadian Shield. *Ecosystems*.

Franco, A., Elliott, M., Franzoi, P. & Torricelli, P. (2008). Life strategies of fishes in European estuaries: The functional guild approach. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 354, 219–228

Goudswaard, P.C. & Breine, J. (2011). Kuilen en Schieten in het Schelde-estuarium. Vergelijkend vissen op de Zeeschelde in België en Westerschelde in Nederland.

IMARES (2012). Kuilen op de Westerschelde data rapport 2012.

LNV (2006). Natura 2000 gebied 122 – Westerschelde & Saeftinghe. Gebiedendocument.

Maes, J., Belpaire, C., Breine, J. & Goemans, G. (2005). Vissen als gezondheidsindicatoren voor de toestand van het Zeeschelde-ecosysteem. *Water Nieuwsbr.* 1–7.

Maes, J., Stevens, M. & Breine, J. (2008). Poor water quality constrains the distribution and movements of twaite shad *Alosa fallax fallax* (Lacépède, 1803) in the watershed of river Scheldt. *Hydrobiologia*.

Maes, J., Stevens, M. & Breine, J., 2007. Modelling the migration opportunities of diadromous fish species along a gradient of dissolved oxygen concentration in a European tidal watershed. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 75, 151–162.

Maris, T., Bruens, A., Van Duren, L., Vroom, J., Holzhauer, H., de Jonge, M., Van Damme, S., Nolte, A., Kuijper, K., Taal, M., Jeuken, C., Kromkamp, J., Van Wesebeeck, B.K., Van Ryckegem, G., Van den Berghe, E., Wijnhoven, S. & Meire, P. (2014). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Update 2014.

Meysman, F.J.R. & Bruers, S. (2010). Ecosystem functioning and maximum entropy production: A quantitative test of hypotheses. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.*

Potter, I.C., Tweedley, J.R., Elliott, M. & Whitfield, A.K. (2015). The ways in which fish use estuaries: A refinement and expansion of the guild approach. *Fish Fish.* 16, 230–239.

Quataert, P., Verschelde, P., Breine, J., Verbeke, G., Goetghebeur, E. & Ollevier, F. (2011). A diagnostic modelling framework to construct indices of biotic integrity: A case study of fish in the Zeeschelde estuary (Belgium). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 94, 222–233.

RWS (2007). Pilot Vergelijkend Estuarium Onderzoek; Verkenning van de mogelijkheid om middels een systeemanalyse van estuaria de draagkracht van het Schelde-estuarium te bepalen.

Simberloff, D. & T.D. (1991). The guild concept and the structure of ecological communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 22, 115–43.

Stevens, M., Van den Neucker, T., Gelaude, E., Baeyens, R., Jacobs, Y., Mouton, A., Buysse, D. & Coeck, J. (2011). Onderzoek naar de trekvissoorten in het Schelde-estuarium. Voortplantings- en opgroei-habitat van rivierprik en fint.

STOWA (2018). STOWA 2018-49 referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water 2021-2027.

Taal, M., Lelij, A.C. van der, Herman, P., Stolte, W., Boudewijn, T., Jagt, H. van der, Duijns, S. & Goethals, P. (2020). Update Evaluatiemethodiek: verhaallijnen.

Teichert, N., Carassou, L., Sahraoui, Y., Lobry, J. & Lepage, M. (2018). Influence of intertidal seascape on the functional structure of fish assemblages: Implications for habitat conservation in estuarine ecosystems. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 28, 798–809.

Tien, N.S.H., Griffioen, A.B., van Keeken, O.A., van Rijssel, J.C. & de Leeuw, J.J. (2019). Vismonitoring Zoete Rijkswateren en Overgangswateren t/m 2017. Deel 1: Toestand en trends.

Tulp, I. (2015). Analyse visgegevens DFS (Demersal Fish Survey) ten behoeve van de compensatiemonitoring Maasvlakte2.

Van de Meutter, F., Bezdenjesnji, O., Buerms, D., De Beukelaer, J., De Regge, N., Soors, J., Speybroeck, J., Terrie, T., Vanoverbeke, J., Van Braeckel, A., Vandevoorde, B., Van Den Bergh, E., Van Ryckegem, G. & Teirlinckgebouw, H. (2019). Onderzoek naar trofische relaties in de Zeeschelde. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. 100.

Van Den Bergh, E., Pauwels, I. & Breine, J. (2018). Vissen en sediment in de Zeeschelde Een beknopte risicoanalyse voor het Strategisch-MER Complex Project Extra Containercapaciteit Antwerpen.

Van Ryckegem, G., Van Braeckel, A., Elsen, R., Speybroeck, J., Vandevoorde, B., Mertens, W., Breine, J., Spanoghe, G., Bezdenjesnji, O., Buerms, D., De Beukelaer, J., De Regge, N., Hessel, K., Lefranc, C., Soors, J., Terrie, T., Van Lierop, F. & Van Den Bergh, E. (2018). MONEOS – Geïntegreerd datarapport INBO: Toestand Zeeschelde 2017: monitoringsoverzicht en 1ste lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (74). Instituut voor N 215.

VMM (2016). Beoordeling van de ecologische en chemische toestand in natuurlijke, sterk veranderde en kunstmatige oppervlaktewaterlichamen in Vlaanderen conform de Europese Kaderrichtlijn Water: Achtergronddocument bij de Stroomgebiedbeheerplannen voor Schelde en Maas.

VNSC (2019). Systeemanalyse natuur Schelde-estuarium. Gezamenlijk feitenonderzoek van stakeholders, deskundigen en de Vlaams-Nederlandse Scheldecommissie 64.

Werkgroep Westerschelde (2000). Situatieschets visserij Schelde estuarium.

Whitfield, A.K. & Elliott, M. (2002). Fishes as indicators of environmental and ecological changes within estuaries: A review of progress and some suggestions for the future. *Journal of Fish Biology* 61, 229–250.

Whitfield, A.K. & Harrison, T.D. (2014). Fishes as Indicators of Estuarine Health, Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences. Elsevier Inc.

C.6. Toetsparameter *Vogels*

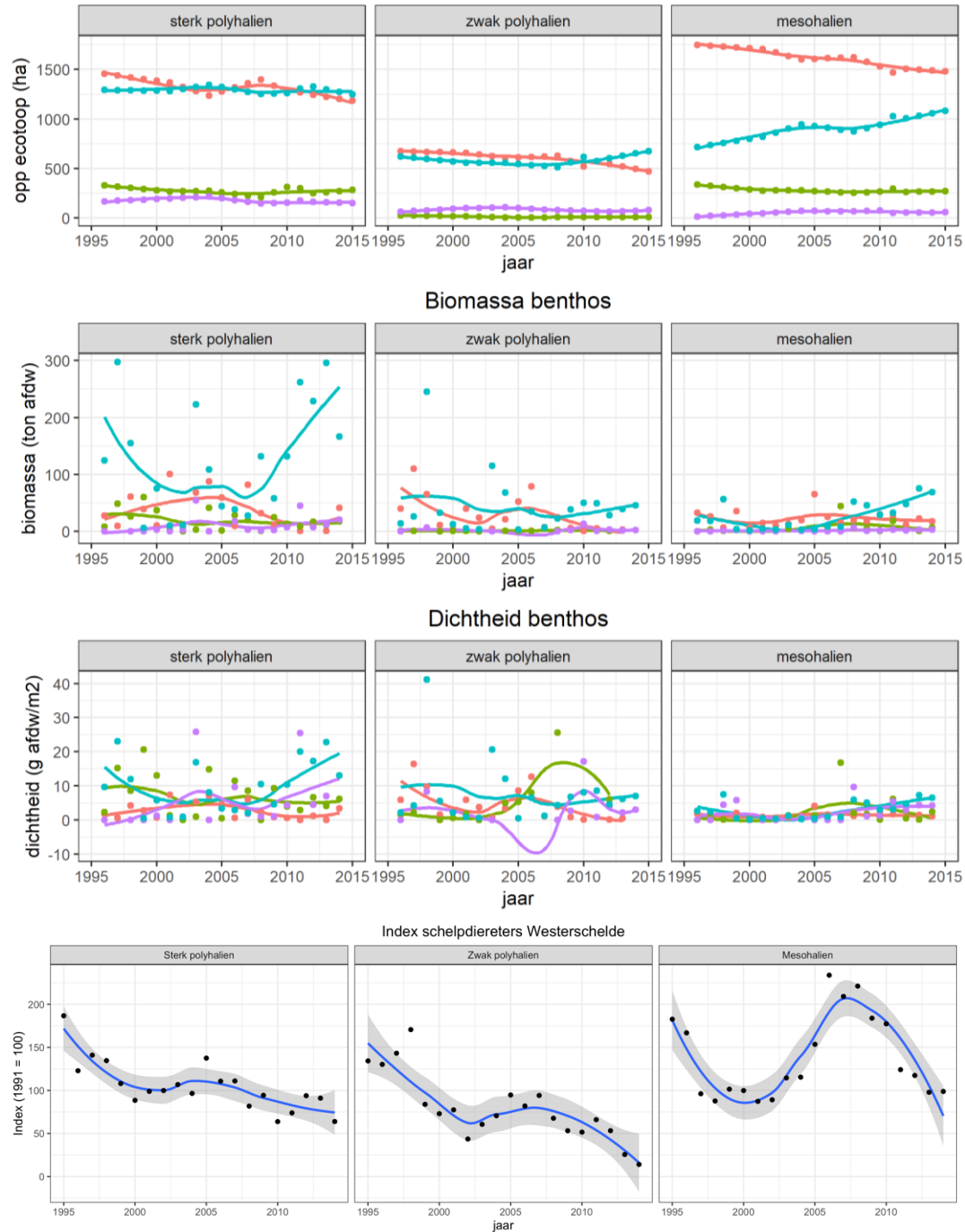
C.6.1. Overzicht soorten en ecologische voedselgroepen

Soort	Sleutelsoort	hoofdingdeling	Westerschelde	Westerschelde	Soort	Sleutelsoort	hoofdingdeling	Westerschelde	Westerschelde
	WS / ZS		Jaarrond detail	zomer		WS / ZS		Jaarrond detail	zomer
aalscholver		vis	vis		mandarijneend		omnivoor	omnivoor	
bergeend	WS / ZS	omnivoor	epibenthos	deels hyperbenthos	meerkoet		herbivoor	herbivoor	
blauwe kiekendief		vlees	vleeseter		middelste zaagbek	WS	vis	vis	
blauwe reiger		vis	vis		morinelplevier		benthos	epibenthos	
boerengans		herbivoor	herbivoor		muskuseend		omnivoor	omnivoor	
bontbekplevier	WS	benthos	worm		nijlgans		herbivoor	herbivoor	
bonte strandloper	WS	benthos	worm		nonnetje		vis	vis	
brandgans		herbivoor	herbivoor		oeverloper		benthos	epibenthos	
brilduiker		omnivoor	schelpdier		pijstaart	WS / ZS	omnivoor	omnivoor	
bruine kiekendief		vlees	vleeseter		pontische meeuw		omnivoor meeuw	omnivoor meeuw	
carolina-eend		herbivoor	herbivoor		regenwulp		benthos	hyperbenthos	hyperbenthos
casarca		herbivoor	herbivoor		roerdomp		vis	vis	
dodaars		vis	vis		rosse grutto	WS	benthos	worm	
drieteenstrandloper	WS	benthos	worm	hyperbenthos	rotgans		herbivoor	herbivoor	
elder		benthos	schelpdier		scholekster	WS	benthos	schelpdier	deels hyperbenthos
fuut	WS	vis	vis		slechtvalk	WS	vlees	vleeseter	
geelpootmeeuw		omnivoor meeuw	omnivoor meeuw		slobeend	WS	omnivoor	omnivoor	
geoorde fuut		vis	vis		smient	WS	herbivoor	herbivoor	
goudplevier	WS	benthos	worm		soepeend		omnivoor	omnivoor	
grauwe gans	WS	herbivoor	herbivoor		sperwer		vlees	vleeseter	
groenpootruiter	WS	benthos	hyperbenthos		steenloper	WS	benthos	epibenthos	
grote canadese gans		herbivoor	herbivoor		stormmeeuw		omnivoor meeuw	omnivoor meeuw	hyperbenthos
grote mantelmeeuw		omnivoor meeuw	omnivoor meeuw		strandplevier	WS	benthos	epibenthos	hyperbenthos
grote zaagbek		vis	vis		tafeleend		omnivoor	omnivoor	
grote zilverreiger		vis	vis		toendranietgans		herbivoor	herbivoor	
grutto		benthos	wormen		topper		benthos	schelpdier	
indische gans		herbivoor	herbivoor		tureluur	WS	benthos	epibenthos	hyperbenthos
kanoet	WS	benthos	schelpdier	deels hyperbenthos	visdief		vis	vis	
kemphaan		benthos	epibenthos		waterhoen		herbivoor	herbivoor	
kievit	WS	benthos	worm		waterral		omnivoor	omnivoor	
kleine mantelmeeuw		omnivoor meeuw	omnivoor meeuw		watersnip		benthos	worm	
kleine plevier		benthos	epibenthos		wilde eend	WS / ZS	omnivoor	omnivoor	
kleine strandloper		benthos	epibenthos		wintertaling	WS / ZS	omnivoor	omnivoor	
kleine zilverreiger	WS	vis	vis	hyperbenthos	witgat		benthos	epibenthos	
kleine zwaan		herbivoor	herbivoor		wulp	WS	benthos	omnivoor benthos	hyperbenthos
kluut	WS	benthos	worm		zilvermeeuw		omnivoor meeuw	omnivoor meeuw	
knobbelzwaan		herbivoor	herbivoor		zilverplevier	WS	benthos	worm	
kokmeeuw		omnivoor meeuw	omnivoor meeuw	hyperbenthos	zomertaling		herbivoor	herbivoor	
kolgans	WS	herbivoor	herbivoor		zwaangans		herbivoor	herbivoor	
krakeend	WS / ZS	omnivoor	omnivoor		zwarte ruiter	WS	benthos	epibenthos	hyperbenthos
krombekstrandloper		benthos	epibenthos	hyperbenthos	zwarte stern		vis	vis	
krooneend		herbivoor	herbivoor		zwarte zee-eend		benthos	schelpdier	
kulfeend		omnivoor	schelpdier		zwarte zwaan		herbivoor	herbivoor	
lepelaar	WS	vis	vis	hyperbenthos	zwartkopmeeuw		omnivoor meeuw	omnivoor meeuw	
magelhaengans		herbivoor	herbivoor						

Tabel 84: Overzicht van de soorten die worden meegenomen in de analyse, onderverdeeld in ecologische voedselgroepen. Om de zeldzaamheden uit te sluiten zijn alleen soorten, die >30 keer zijn waargenomen, opgenomen. De sleutelsoorten zijn op niveau 2 (WS=Westerschelde en ZS=Zeeschelde) aangegeven. Voor de Westerschelde zijn de benthoseters nog nader opgedeeld. Tevens is aangegeven of in de zomermaanden veel hyperbenthos wordt gegeten.

C.6.2. Uitwerking koppeling ecotoop, voedsel en ecologische voedselgroep

ecotoop — hoogdynamisch litoraal — laagdynamisch hooglitoraal — laagdynamisch middenlitoraal — laagdynamisch laag



Figuur 64: Een overzicht van de verschillende omgevingsvariabelen voor schelpdiereters in de Westerschelde. Het bovenste paneel geeft de oppervlaktes (ha) per ecotoop in de Westerschelde, de middelste twee panelen laten de voedselbeschikbaarheid zien (van schelpdieren). Het onderste paneel geeft de ontwikkeling van de schelpdiereters in de Westerschelde op basis van de index (welke is vastgesteld op 100 in 1991). Er is in dit overzicht geen

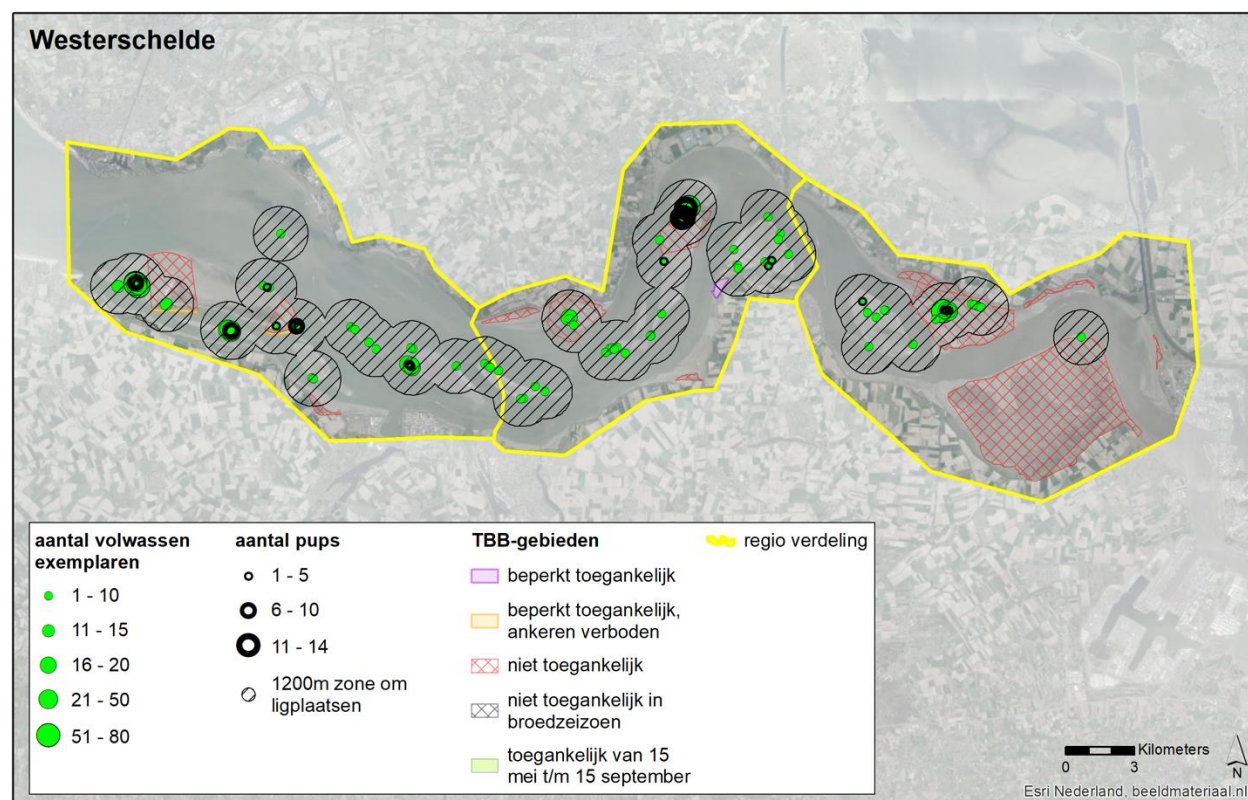
duidelijke factor die de negatieve ontwikkeling van de schelpdiereters lijkt te verklaren (geen afname areaal en geen afname voedsel) en nadere analyses zullen significante relaties moeten laten zien.

C.7. Toetsparameter Zeezoogdieren

Deze bijlage geeft achtergrondinformatie over de eisen aan ligplaatsen van gewone zeehonden en pups. Daarnaast wordt een overzicht gegeven van de belangrijkste ligplaatsen van de gewone zeehond, van pups van de gewone zeehond en van de grijze zeehond.

Ligplaatsen voor gewone zeehonden en hun pups.

In een studie voor de provincie Zeeland is een overzicht gemaakt van de rustplaatsen van zeehonden met daarop aangegeven een verstoringszone van 1.200 m rond de rustplaatsen en met de gebieden die in het kader van een Terreinbeperkend besluit niet vrij toegankelijk zijn, de zogenoemde TBB-gebieden (Figuur 65).



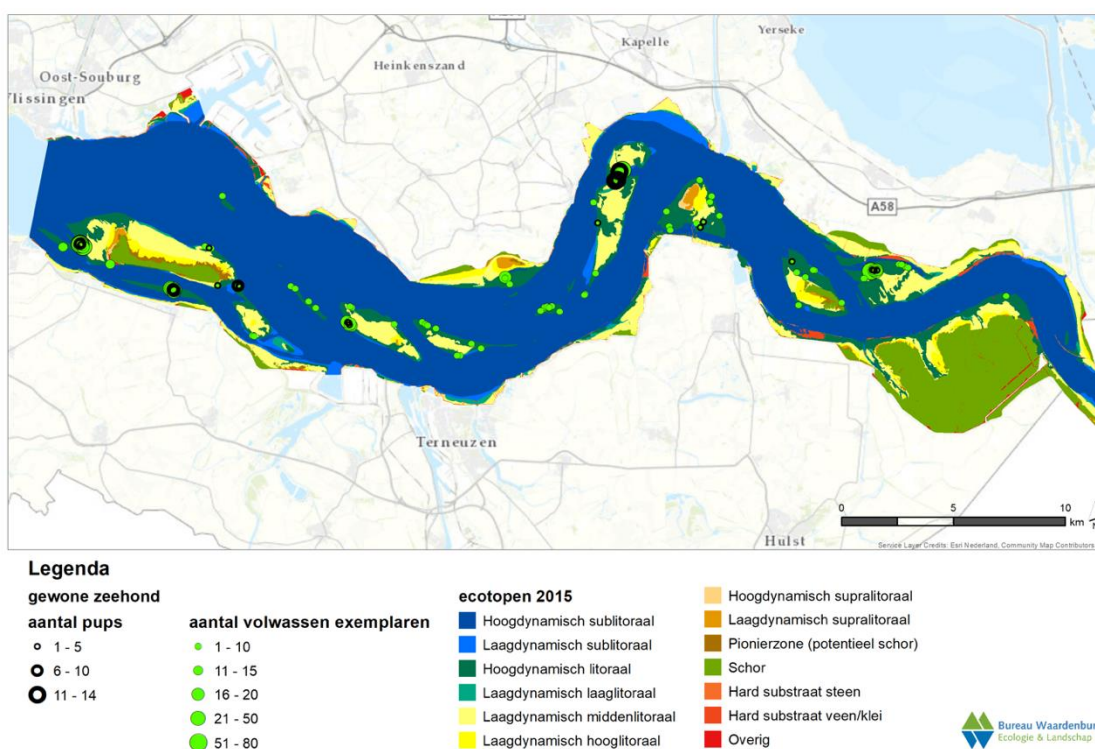
Figuur 65: Rustplaatsen en plaatsen met pups van de gewone zeehond in 2016/2017. Tevens is om de rustplaatsen een verstoringszone van 1200 m aangegeven en de gebieden die onder een Toegangsbeperkend besluit (TBB) vallen (Boudewijn et al., 2020).

Grote concentraties gewone zeehonden bevinden zich op de west- en oostpunt van de Hooge Platen, het Plaatje voor Hoofdplaat, op het Suikerplaatje tegenover Terneuzen, op de Plaat van Baarland, op de scheiding tussen de Molenplaat en de Rug van Baarland en op de Platen van Valkenisse. Hier worden, met uitzondering van de Plaat van Baarland, in de zomermaanden ook pups waargenomen. Op vrijwel al deze locaties is sprake van een geul die twee platen of delen van platen scheidt. Op de

Hooge Platen bevinden de ligplaatsen zich naast een TBB-gebied. Op de Plaat van Baarland, de Rug van Baarland en de Platen van Valkenisse liggen de rustplaatsen in TBB-gebieden. Alleen de rustplaats van de Suikerplaat bevindt zich niet in of naast een TBB-gebied. Dit gebied is door zijn geïsoleerde ligging in het midden van de Westerschelde weinig toegankelijk voor recreanten.

Indien de locaties van de ligplaatsen nader bekeken worden en vergeleken met de ecotopenkaart (Figuur 66), dan blijken de ligplaatsen zich inderdaad te bevinden langs geulen in platen, waarbij vaak direct langs de geul een smalle strook hoogdynamisch litoraal aanwezig is, die snel overgaat in laagdynamisch middelhoog gelegen litoraal. Voor het Plaatje voor Hoofdplaat geldt dat hier alleen hoogdynamisch litoraal aanwezig is, maar dit grenst wel direct aan een geultje.

In de databestanden van de T2015 zijn geen gegevens beschikbaar die deelgebieden in kaart brengen welke specifiek geschikt zijn als ligplaats voor zeehonden: de combinatie van een geul in of langs een plaat met een smalle zone hoogdynamisch litoraal, die snel overgaat in laagdynamisch middelhoog litoraal. De basisgegevens zijn beschikbaar in de vorm van ecotopenkaarten; er moet onderzocht worden of de genoemde kenmerken daadwerkelijk sturend zijn voor het gebruik als ligplaats.



Figuur 66: De ligplaatsen van de gewone zeehond gecombineerd met de ecotopenkaart van 2015.

Er zijn geen goede gegevens beschikbaar ten aanzien van verstoring op platen relevant voor zeehonden. Aangezien de ligplaatsen veelal in TBB-gebieden liggen, welke niet betreden mogen worden, of er vrijwel tegenaan liggen, zal verstoring van gewone zeehonden op de platen over het algemeen beperkt zijn. Indicatie over de mogelijke effecten van verstoring kunnen verkregen worden door een vergelijking te maken van de aantallen gewone zeehonden op ligplaatsen op dagen met mooi

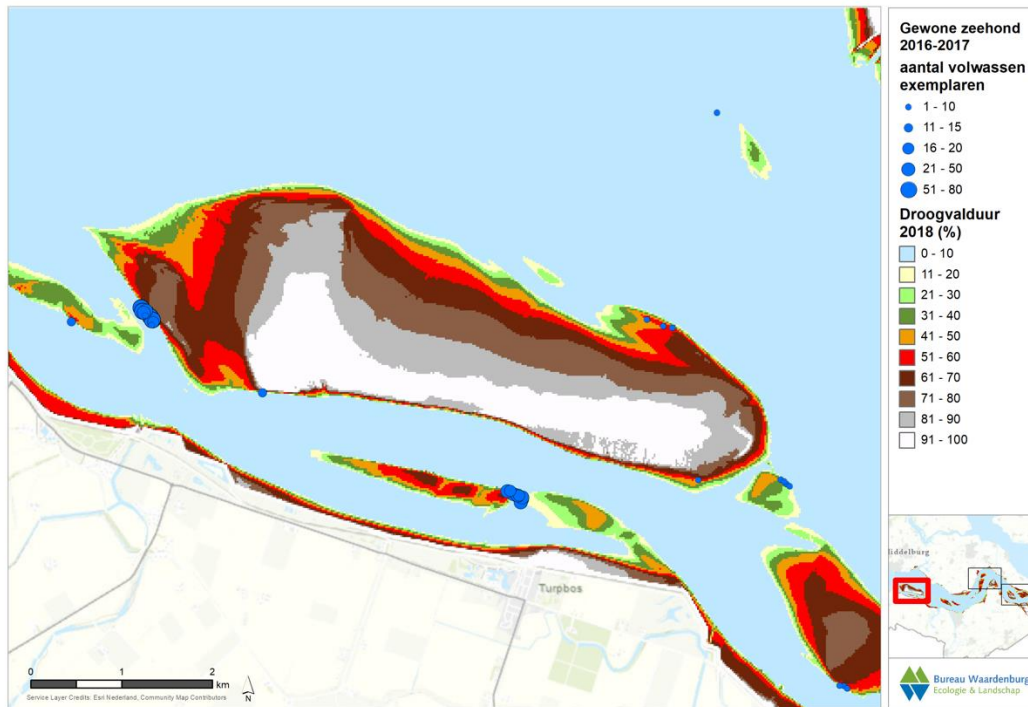
weer in de zomermaanden en op de dagen met slecht weer. De verwachting is dan dat op dagen met mooi weer de zeehonden minder gebruik zullen maken van ligplaatsen buiten de TBB-gebieden.

Door Twisk (2004) is een overzicht gemaakt van de eisen waaraan een rustplaats van zeehonden dient te voldoen:

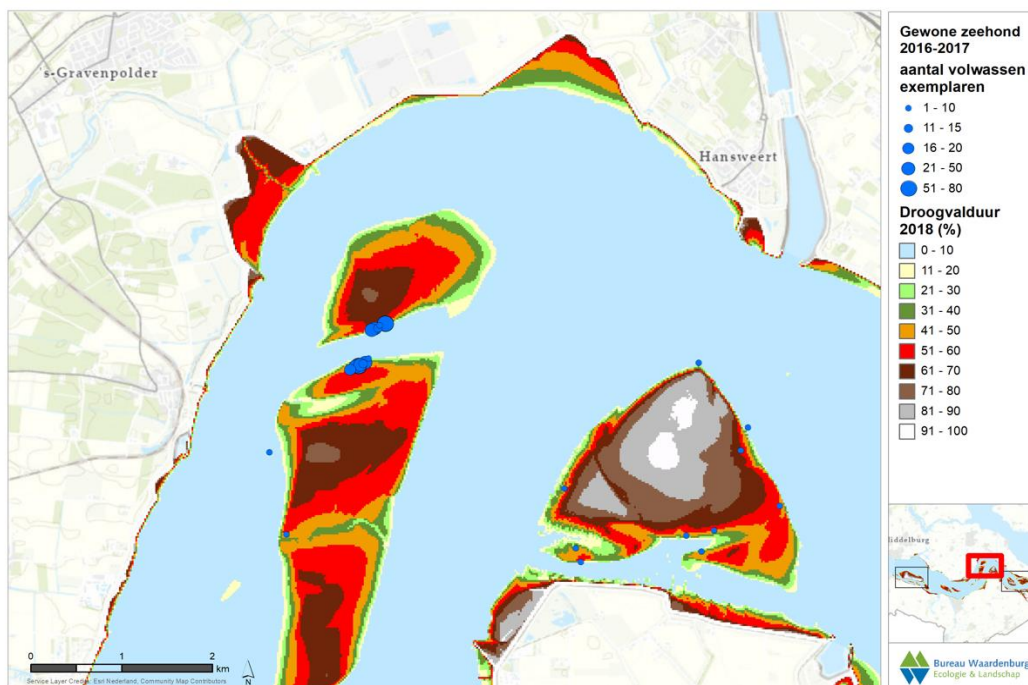
- Alleen platen komen in aanmerking, slikken niet;
- De locatie moet bij laagwater meer dan 3 uur droogliggen;
- De oever moet een relatief steile rand hebben;
- De oever moet, tijdens het droogliggen, grenzen aan water met een diepte van tenminste een meter, dat in verbinding staat met open water;
- De oever moet op meer dan op 200 m afstand van de hoofdscheepvaartroute liggen.

Bij verdere uitwerking bleek de steile rand in te houden dat de minimale hoek 1,5 graad diende te zijn.

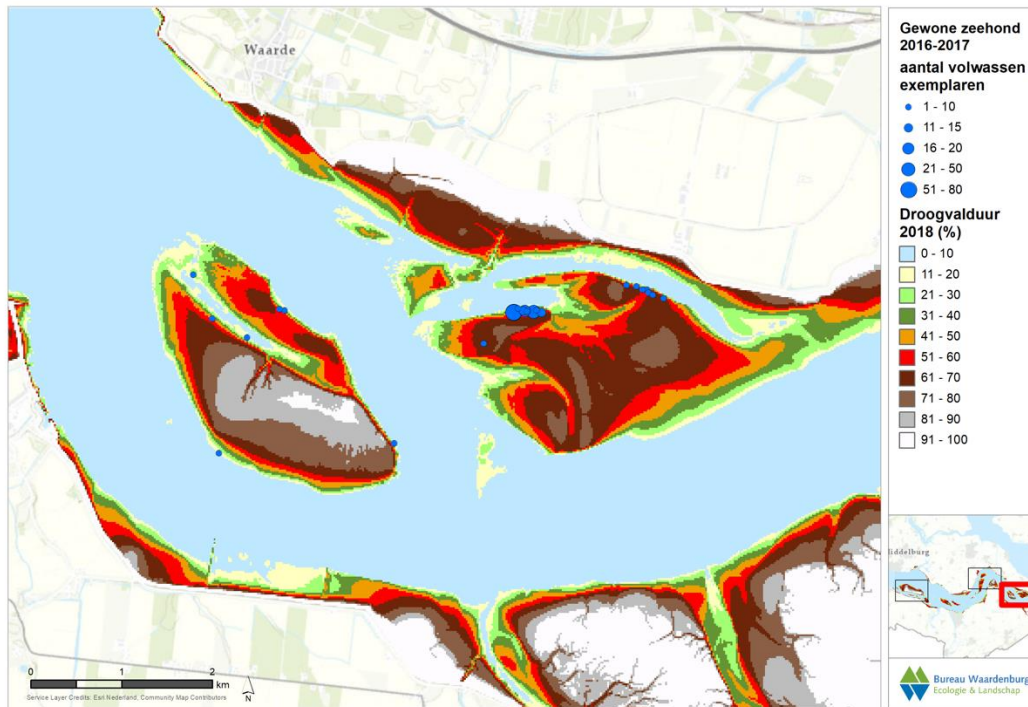
Door Boudewijn en Middelveld (2020) is het gebruik van ligplaatsen nader bekeken. Deze bleken inderdaad vrijwel alle in of direct naast gebieden met een terreinbeperkend besluit (TBB) te liggen, zodat verstoring door recreanten hier minimaal is. Indien de locaties van de ligplaatsen op de ecotopenkaart nader worden bekeken, liggen de ligplaatsen op platen, waarbij vaak direct langs de geul een smalle strook hoogdynamisch fijnzandig litoraal aanwezig is, dat snel overgaat in laagdynamisch middelhoog gelegen fijnzandig litoraal. Bij vergelijking met een droogvalduurkaart lijken de ligplaatsen zich vooral te bevinden in de zone met een droogvalduur van minstens 40-50% en soms zelfs tot 60-70% (Figuur 67, Figuur 68 en Figuur 69).



Figuur 67: Droogvalduur van zeehondenrustgebieden in het westelijke deel van de Westerschelde.



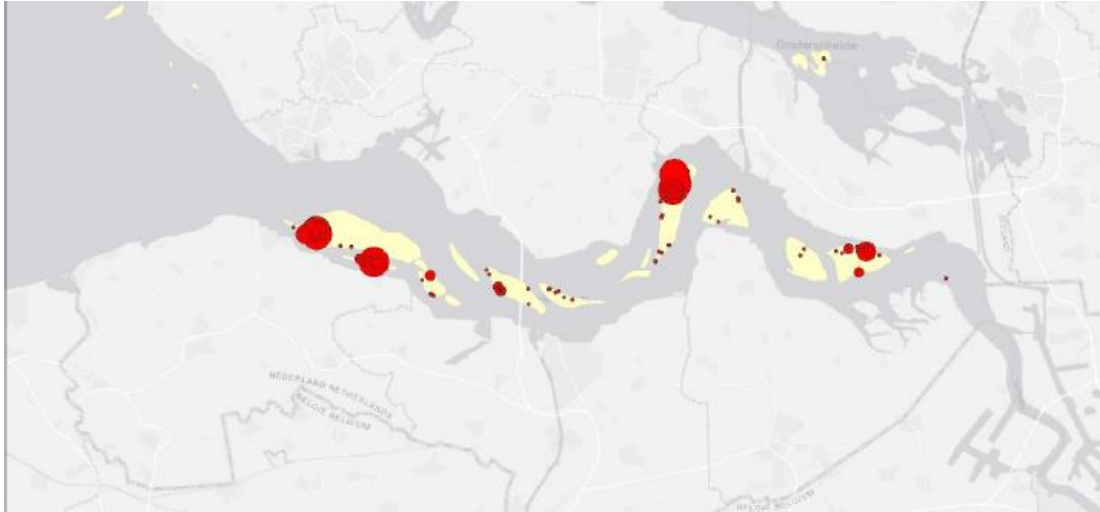
Figuur 68: Droogvalduur van zeehondenrustgebieden in het middendeel van de Westerschelde.



Figuur 69: Droogvalduur van zeehondenrustgebieden in het oostelijke deel van de Westerschelde.

Vooraf relatief steile, zandige oevers met een droogvalduur van minstens 40% en tot 70% droogvalduur lijken benut te worden als rustplaats. Er zijn echter geen geschikte gegevens beschikbaar die als verklarende parameter gebruikt kunnen worden.

Zonder een gedegen analyse zijn hier geen harde criteria aan te koppelen. Voorgesteld wordt om op basis van de jaarlijkse tellingen de belangrijkste rustplaatsen en plaatsen met pups in beeld te brengen, waarbij de belangrijke rustplaatsen en plaatsen met pups niet achteruit mogen gaan in respectievelijk aantal rustende dieren en het aantal pups. Is dit wel het geval dan moet gekeken worden of de omstandigheden hier ter plaatse zijn veranderd of dat andere factoren voor de wijziging verantwoordelijk zijn. Belangrijke rustplaatsen zijn de Hooge Platen, de smalle strook platen ten zuiden van de Hooge platen, de Rug van Baarland, de Molenplaat en de Platen van Valkenisse (Figuur 70) en de belangrijkste plekken met pups bevinden zich op de Molenplaat, de Rug van Baarland en de Platen van Valkenisse, terwijl kleine concentraties zich bevinden op de Hooge Platen en de smalle strook platen ten zuiden van de Hooge Platen (Figuur 71).

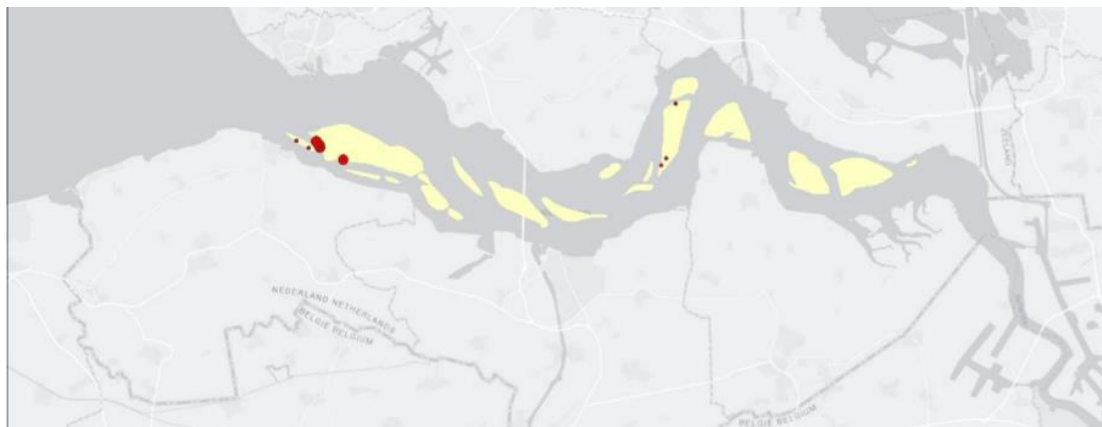


Figuur 70: Ligplaatsen van de gewone zeehond, gebaseerd op alle tellingen in het seizoen 2017/2018. Bron: Arts et al. (2019).



Figuur 71: Ligplaatsen van pups van de gewone zeehond, gebaseerd op alle tellingen in seizoen 2017/2018). Bron: Arts et al. (2019).

De ligplaatsen van de grijze zeehond bevinden zich met name op de west- en zuidwestzijde van de Hooge Platen en in mindere mate in het middengebied bij de Rug van Baarland en de Molenplaat (Arts et al., 2019) (zie Figuur 72). De aantallen rustende grijze zeehonden mogen niet op de Hooge Platen achteruitgaan.



Figuur 72: Ligplaatsen van de grijze zeehond, gebaseerd op alle tellingen in seizoen 2017/2018). Bron: Arts et al. (2019).

C.7.1. Literatuur

Arts, F.A., S.J. Lilipaly, S.J., Hoekstein, M.S.J., van Straalen, K.D., Sluijter, M. & Wolf, P.A. (2019). Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2017/2018. Rijkswaterstaat, Centrale informatievoorziening Rapport BM 19.08. Deltamilieu Projecten Rapportnr. 2019-04.

Boudewijn, T. en Middelveld, R. (2020). NOK-ER4 – Nota 8 Zeezoogdieren. Schelde in Beeld.

Boudewijn, T.J., Zwerver, J., Anema, L.S.A., Teunis, M. & Radstake, Y.N. (2020). Passende Beoordeling snijden zeegroenten en handmatig schelpdieren rapen in de provincie Zeeland. Bureau Waardenburg Rapportnr. 19-183.

C.8. Toetsparameter *Exoten*

C.8.1. Bestaande lijsten

Op Europees niveau werd in 2014 een nieuwe regulering goedgekeurd met betrekking tot het verbod op invoer, bezit en verkoop van invasieve exoten (*Regulation EU No. 1143/2014*). Deze regulering werd in 2016 uitgebreid met een opsomming van uitheemse soorten die als invasief beschouwd dienen te worden (*Regulation EU No. 2016/1141*). Een overzicht van de soorten waarop deze regulering van toepassing is, werd voorzien in bijlage en omvatte 37 uitheemse soorten. Nadien werd de lijst nog tweemaal bijgewerkt, namelijk in 2017 (12 extra soorten) en in 2019 (17 extra soorten). Bijgevolg staan er momenteel 66 uitheemse soorten op de Europese lijst van *Union Concern* (zie ook [online](#); EU (2019)).

De voormelde Europese lijst kan door de lidstaten verder verfijnd worden. Zo maakt België gebruik van het ISEIA-protocol om de (verwachte) impact van uitheemse soorten te evalueren en als basis te gebruiken voor een verdere classificatie. Hierdoor worden vier aparte lijsten bekomen: (1) soorten met een sterke impact (de 'zwarte lijst'), (2) soorten met een gematigde impact (de 'te-volgen lijst'; *watch list*), (3) soorten met een lage impact en (4) soorten met een gekende impact die momenteel nog niet voorkomen (de 'aandachtslijst'; *alert list*) (Branquart, 2020). Een overzicht van de soorten

die binnen deze lijsten zijn opgenomen, kan [online](#) geraadpleegd worden. Deze lijsten worden beschouwd als de meest accurate opsomming van impactvolle uitheemse soorten in België. Een compleet overzicht van alle uitheemse soorten die in België (kunnen) voorkomen, is echter niet voorhanden. Hiervoor dienen meerdere bronnen geraadpleegd te worden, waaronder bijvoorbeeld:

- [Ecopedia](#): kennisdelingswebsite waar onder andere Inverde, Agentschap voor Natuur en Bos en het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek aan bijdragen;
- [Waarnemingen.be](#): registratie van observaties door vrijwilligers, voornamelijk bedoeld als waarschuwingssysteem.

Ook in Nederland worden studies uitgevoerd die als basis kunnen dienen om de Europese lijsten verder uit te breiden. Belangrijk om hierbij op te merken, is dat Nederland geen eenduidig protocol gebruikt, waardoor voor een overzicht van potentiële invasieve soorten al snel naar de Belgische lijsten wordt verwezen. Desalniettemin werd in 2015 een studie uitgevoerd ter ondersteuning van het opstellen van de Europese lijst, waarbij twee categorieën werden geïdentificeerd: (1) soorten die een nationaal gecoördineerde aanpak verdienen en (2) soorten die voor beoordeling overwogen kunnen worden (Verbrugge *et al.*, 2015). Beide lijsten bevatten soorten die in de EU richtlijn zijn opgenomen, terwijl een overzicht van alle uitheemse soorten (ongeacht de impact) te vinden is in het [Nederlandse Soortenregister](#), waarin maar liefst 3.167 soorten als uitheems worden beschreven. Een verdere opdeling beschrijft het aantal jaar dat een soort al aanwezig is:

- Minimaal 100 jaar zelfstandige handhaving: 272 soorten;
- Tussen 10 en 100 jaar zelfstandige handhaving: 774 soorten;
- Minder dan 10 jaar zelfstandige handhaving: 543 soorten;
- Incidentele import zonder voortplanting: 1444 soorten;
- Precieze status nog onbepaald: 134 soorten.

Een belangrijke tekortkoming van deze lijsten is de duidelijke ondervertegenwoordiging van uitheemse fytoplankton- en zoöplanktonsoorten.

C.8.2. Lijsten met (invasieve) exoten

Op basis van de bestaande Europese, Belgische en Nederlandse lijsten kan een opdeling gemaakt worden tussen (1) invasieve exoten en (2) overige exoten. Voor iedere groep kan een aparte lijst opgesteld worden op basis van de bestaande lijsten, dewelke hier teruggevonden kunnen worden. Voor de invasieve exoten (Tabel 85) wordt gestart vanuit de Europese lijst van *Union Concern*, aangevuld met de volgende regio-specifieke lijsten: (1) de zwarte lijst, (2) de te-volgen lijst en (3) de aandachtlijst voor België en (4) soorten die een nationaal gecoördineerde aanpak verdienen voor Nederland (zie ook Bijlage C.8.1). Voor de overige exoten (Tabel 86) wordt gestart vanuit de overige lijsten, namelijk (1) soorten met een lage impact voor België en (2) soorten die voor beoordeling overwogen kunnen worden voor Nederland. Soorten die hierdoor op beide lijsten terechtkwamen, werden enkel behouden in de lijst met invasieve exoten.

Soort (synonym)	Gekende naam	Lijst
<i>Acacia saligna</i> (<i>Acacia cyanophylla</i>)	Wilgacacia	EU
<i>Acer negundo</i>	Vederesdoorn	BE2

Soort (synonym)	Gekende naam	Lijst
<i>Acer rufrinerve</i>	Grijze bastesdoorn	BE2
<i>Acipenser baerii</i>	Siberische gladbuiksteur	NL1
<i>Acridotheres tristis</i>	Treurmaina	EU
<i>Ailanthus altissima</i>	Hemelboom	EU, BE1, NL1
<i>Alopochen aegyptiaca</i>	Nijlgans	EU, BE1, NL1
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	Alligatorkruid	EU
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	Alsemambrosia	BE4, NL1
<i>Ameiurus melas</i>	Zwarte dwergmeerval	NL1
<i>Ameiurus nebulosus</i>	Bruine dwergmeerval	BE2, NL2
<i>Amelanchier lamarckii</i>	Amerikaans krentenboompje	BE2
<i>Amorpha fruticosa</i>	Indigostruik	NL1
<i>Andropogon virginicus</i>	Amerikaans bezemgras	EU
<i>Anser indicus</i>	Indische gans	BE2, NL1
<i>Arthurdendyus triangulatus</i>	Nieuw-Zeelandse platworm	EU, NL1
<i>Asclepias syriaca</i>	Zijdeplant	EU
<i>Aster lanceolatus</i>	Smalle aster	BE1
<i>Aster novi-belgii</i>	Nieuw-Nederlandse aster	BE2
<i>Aster x salignus</i>	Wilgaster	BE1
<i>Asterias amurensis</i>	Asterias amurensis (zeester)	NL1
<i>Azolla filiculoides</i>	Kroosvaren	BE2
<i>Baccharis halimifolia</i>	Struikaster	EU, BE1, NL1
<i>Batrachochytrium dendrobatidis</i>	<i>Batrachochytrium dendrobatidis</i> (schimmel)	NL1
<i>Bidens frondosa</i>	Zwart tandzaad	BE2
<i>Branta canadensis</i>	Canadese gans	BE1, NL1
<i>Buddleja davidii</i>	Vlinderstruik	BE2
<i>Cabomba caroliniana</i>	Waterwaaier	EU, BE3, NL1
<i>Callosciurus erythraeus</i>	Pallas' eekhoorn	EU, BE1, NL1
<i>Callosciurus finlaysonii</i>	Finlaysonklappereekhoorn	BE3
<i>Carassius gibelio</i>	Giebel	BE1, NL1
<i>Cardiospermum grandiflorum</i>	Ballonrank	EU
<i>Carpobrotus</i> spp.	Hottentotvijg	BE3, NL1
<i>Castor canadensis</i>	Canadese bever	BE2, NL1
<i>Cervus nippon</i>	Sikahert	BE3, NL1
<i>Cornus sericea</i>	Canadese kornoelje	BE1, NL2
<i>Cortaderia jubata</i>	Hoog pampagras	EU

Soort (synonym)	Gekende naam	Lijst
<i>Corvus splendens</i>	Huiskraai	EU, NL1
<i>Cotoneaster dielsianus</i>	Dwergmispel	NL1
<i>Cotoneaster horizontalis</i>	Dwergmispel	BE1, NL1
<i>Crassostrea gigas</i> (syn. <i>Magallana gigas</i>)	Japanse oester	NL1
<i>Crassula helmsii</i>	Watercrassula	BE1, NL1
<i>Ctenopharyngodon idella</i>	Graskarper	NL1
<i>Cygnus atratus</i>	Zwarte zwaan	BE2, NL2
<i>Cyperus eragrostis</i>	Bleek cypergras	BE2
<i>Cyprinus carpio</i> x <i>Carassiu</i> sp.	Hybride karper x goudvis	NL1
<i>Dama dama</i>	Damhert	BE2
<i>Duchesnea indica</i>	Schijnaardbei	BE2
<i>Echinocystis lobata</i>	Stekelaugurk	BE3
<i>Egeria densa</i>	Egeria	BE1
<i>Ehrharta calycina</i>	Roze rimpelgras	EU
<i>Eichhornia crassipes</i>	Waterhyacint	EU
<i>Elaeagnus angustifolia</i>	Smalle olijfwilg	BE2
<i>Elaphe shrenckii</i>	Russische rattenslang	NL1
<i>Elaphe</i> spp.	Klimslangen	NL1
<i>Elodea canadensis</i>	Brede waterpest	BE1
<i>Elodea nuttallii</i>	Smalle waterpest	EU, BE1
<i>Eriocheir sinensis</i>	Chinese wolhandkrab	EU
<i>Fallopia japonica</i>	Japanse duizendknoop	BE1, NL1
<i>Fallopia sachalinensis</i>	Sachalinse duizendknoop	BE1, NL1
<i>Fallopia</i> x <i>bohemica</i>	Basterdduizendknoop	BE1, NL1
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	Zachte es	BE2
<i>Gunnera tinctoria</i>	Gewone gunnera	EU
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i>	Smalle theeplant	EU
<i>Harmonia axyridis</i>	Veelkleurig Aziatisch lieveheersbeestje	BE1
<i>Helianthus tuberosus</i>	Aardpeer	BE1
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	Reuzenberenklauw	EU, BE1, NL1
<i>Heracleum persicum</i>	Perzische berenklauw	EU, NL1
<i>Heracleum sosnowskyi</i>	Sosnowsky's berenklauw	EU, NL1
<i>Herpestes javanicus</i>	Indische mangoeste	EU
<i>Homarus americanus</i>	Amerikaanse kreeft	NL1
<i>Humulus scandens</i>	Oosterse hop	EU
<i>Hyacinthoides hispanica</i>	Spaanse hyacinth	BE2

Soort (synonym)	Gekende naam	Lijst
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	Grote waternavel	EU, BE1, NL1
<i>Impatiens glandulifera</i>	Reuzenbalsemien	EU, BE1, NL2
<i>Impatiens parviflora</i>	Klein springzaad	BE2
<i>Koenigia polystachya</i>	Afghaanse duizendknoop	BE2
<i>Lagarosiphon major</i>	Verspreidbladige waterpest	EU, BE1, NL1
<i>Lemna minuta</i>	Dwergkroos	BE2
<i>Lepomis gibbosus</i>	Zonnebaars	EU, BE2, NL1
<i>Lepomis spp.</i>	Lepomis spp. (zonnebaarzen)	NL1
<i>Lespedeza cuneata</i> (<i>Lespedeza juncea</i> var. <i>sericea</i>)	Chinese struikklaver	EU
<i>Limnoperna fortunei</i>	<i>Limnoperna fortunei</i> (Bivalvia – Mytilidae)	NL1
<i>Linepithema humile</i>	Argentijnse mier	NL1
<i>Lithobates catesbeianus</i>	Amerikaanse stierkikker	EU
<i>Lonicera japonica</i>	Japanse kamperfoelie	BE3
<i>Ludwigia grandiflora</i>	Grote waterteunisbloem	EU, BE1, NL1
<i>Ludwigia peploides</i>	Kleine waterteunisbloem	EU, BE1, NL1
<i>Lupinus polyphyllus</i>	Vaste lupine	BE2
<i>Lygodium japonicum</i>	Japanse klimvaren	EU
<i>Lysichiton americanus</i>	Moerasaronskelk	EU, BE2, NL1
<i>Mahonia aquifolium</i>	Mahonie	BE1
<i>Mephitis mephitis</i>	Gestreept stinkdier	NL1
<i>Micropterus dolomieu</i>	Kleinbekbaars	NL1
<i>Micropterus salmoides</i>	Forelbaars	NL1
<i>Microstegium vimineum</i>	Japans steltgras	EU
<i>Mimulus guttatus</i>	Gele maskerbloem	BE2
<i>Misgurnus anguillicaudatus</i>	Misgurnus anguillicaudatus (modderkruipers)	NL1
<i>Morone americana</i>	Amerikaanse zeebaars	NL1
<i>Muntiacus reevesi</i>	Chinese muntjak	EU, BE1, NL1
<i>Mustela vison</i>	Amerikaanse nerts	BE3
<i>Myiopsitta monachus</i>	Monniksparkiet	NL1
<i>Myocastor coypus</i>	Beverrat	EU, BE1, NL1
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	Parelvederkruid	EU, BE1, NL1
<i>Myriophyllum heterophyllum</i>	Ongelijkbladig vederkruid	EU, BE1, NL1
<i>Nasua nasua</i>	Rode neusbeer	EU
<i>Neogobius melanostomus</i>	Zwartbekgrondel	BE1, NL2
<i>Neovison vison</i>	Amerikaanse nerts	NL1

Soort (synonym)	Gekende naam	Lijst
<i>Nyctereutes procyonoides</i>	Wasbeerhond	EU, BE2
<i>Ocenebra inornata</i>	Japanse stekelhoorn	NL1
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regenboogforel	NL1
<i>Ondatra zibethicus</i>	Muskusrat	EU, BE1, NL1
<i>Orconectes immunis</i>	Calicotrivierkreeft	NL1
<i>Orconectes limosus</i> (<i>Faxonius limosus</i>)	Gevlekte rivierkreeft	EU
<i>Orconectes rusticus</i>	Orconectes rusticus (Decapoda)	NL1
<i>Orconectes virilis</i> (<i>Faxonius virilis</i>)	Geknobbelde Amerikaanse rivierkreeft	EU, NL1
<i>Oxyura jamaicensis</i>	Rosse stekelstaart	EU, BE3, NL1
<i>Pacifastacus leniusculus</i>	Californische rivierkreeft	EU, NL1
<i>Pantherophis</i> spp.	Pantherophis spp. (slangen)	NL1
<i>Paradoxornis webbiana</i>	Bruinkopdiksnavelmees	NL1
<i>Parthenium hysterophorus</i>	Schijnambrosia	EU
<i>Parthenocissus inserta</i>	Valse wingerd	BE2, NL1
<i>Pelophylax ridibundus</i>	Meerkikker	BE1
<i>Pennisetum setaceum</i>	Fraai lampenpoetsersgras	EU
<i>Perccottus glenii</i>	Amoergrondel	EU, BE3, NL1
<i>Persicaria perfoliata</i> (<i>Polygonum perfoliatum</i>)	Gestekelde duizendknoop	EU
<i>Phytolacca americana</i>	Westerse karmozijnbes	BE3
<i>Pimephales promelas</i>	Amerikaanse dikkop-elrit	BE2, NL1
<i>Plotosus lineatus</i>	Gestreepte koraalmeerval	EU
<i>Pomoxix annularis</i>	Pomoxix annularis (zonnebaarzen)	NL1
<i>Pomoxix nigromaculatus</i>	Pomoxix nigromaculatus (zonnebaarzen)	NL1
<i>Procambarus acutus</i>	Gestreepte Amerikaanse rivierkreeft	NL1
<i>Procambarus clarkii</i>	Rode rivierkreeft	EU, NL1
<i>Procambarus fallax</i> f. <i>virginalis</i> (<i>Procambarus virginalis</i>)	Marmerkreeft	EU
<i>Procyon lotor</i>	Wasbeer	EU, BE1
<i>Prosopis juliflora</i>	Mesquite	EU
<i>Prunus laurocerasus</i>	Laurierkers	BE2
<i>Prunus serotina</i>	Amerikaanse vogelkers	BE1, NL1
<i>Pseudorasbora parva</i>	Blauwbandgrondel	EU, BE1, NL1
<i>Psittacula krameri</i>	Halsbandparkiet	BE2, NL1
<i>Pueraria montana</i> var. <i>lobata</i> (<i>Pueraria lobata</i>)	Kudzu	EU, NL1
<i>Quercus rubra</i>	Amerikaanse eik	BE2

Soort (synonym)	Gekende naam	Lijst
<i>Rana catesbeiana</i>	Amerikaanse stierkikker	BE1, NL1
<i>Rapana venosa</i>	Geaderde stekelhoren	NL1
<i>Rattus norvegicus</i>	Bruine rat	BE1
<i>Rhododendron ponticum</i>	Pontische rododendron	BE1, NL2
<i>Rhus typhina</i>	Fluweelboom	BE2, NL2
<i>Robinia pseudoacacia</i>	Robinia	BE2
<i>Rosa rugosa</i>	Rimpelroos	BE1, NL1
<i>Rudbeckia laciniata</i>	Slipbladige rudbeckia	BE2
<i>Salvinus fontinalis</i>	Bronforel	NL1
<i>Salvinia molesta</i> (<i>Salvinia adnata</i>)	Grote vlotvaren	EU
<i>Sander lucioperca</i>	Snoekbaars	BE2, NL2
<i>Sciurus carolinensis</i>	Grijze eekhoorn	EU, BE3, NL1
<i>Sciurus lis</i>	Japanse eekhoorn	NL1
<i>Sciurus niger</i>	Amerikaanse voseekhoorn	EU, NL1
<i>Senecio inaequidens</i>	Bezemkruiskruid	BE2
<i>Solidago canadensis</i>	Canadese guldenroede	BE1
<i>Solidago gigantea</i>	Late guldenroede	BE1
<i>Spiraea alba</i>	Witte pluimspirea	BE1
<i>Spiraea douglasii</i>	Douglasspirea	BE1
<i>Spiraea tomentosa</i>	Viltige spirea	BE2
<i>Spiraea x billardii</i>	Spierstruik	BE2
<i>Tamias sibiricus</i>	Siberische grondeekhoorn	EU, BE2
<i>Tamiasciurus hudsonicus</i>	Amerikaanse rode eekhoorn	NL1
<i>Thamnophis spp.</i>	Kousenbandslangen	NL1
<i>Threskiornis aethiopicus</i>	Heilige ibis	EU, BE3, NL1
<i>Trachemys scripta</i>	Lettersierschildpad	EU, NL2
<i>Triadica sebifera</i> (<i>Sapium sebiferum</i>)	Talgboom	EU
<i>Undaria pinnatifida</i>	Wakame	NL1
<i>Urosalpinx cinerea</i>	Amerikaanse oesterboorder	NL1
<i>Vaccinium corymbosum</i>	Blauwe bes	NL1
<i>Xenopus laevis</i>	Klauwkikker	NL1

Tabel 85: Lijst met invasieve exoten, gebaseerd op Europese, Belgische en Nederlandse lijsten. De volgende lijsten werden gebruikt: EU: Europese lijst van Union Concern (EU, 2019); BE1: soorten met een sterke impact (de 'zwarte lijst'); BE2: soorten met een gematigde impact (de 'te volgen lijst'; watch list); BE3: soorten met een gekende impact die momenteel nog niet voorkomen (de 'aandachtslijst'; alert list); BE4: soorten met een lage impact (Branquart, 2020); NL1: soorten die een nationaal gecoördineerde aanpak verdienen en NL2: soorten die voor beoordeling overwogen kunnen worden (Verbrugge et al., 2015).

Soort	Nederlandse naam	Lijst
<i>Acipenser gueldenstaedtii</i>	Diamantsteur	NL2
<i>Acipenser ruthenus</i>	Sterlet	NL2
<i>Acipenser stellatus</i>	Spitssnuitsteur	NL2
<i>Aix galericulata</i>	Mandarijneend	NL2
<i>Aix sponsa</i>	Carolina-eend	NL2
<i>Amphiareus constrictus</i>	<i>Amphiareus constrictus</i> (wants)	NL2
<i>Anser cearulescens</i>	Sneeuwgans	NL2
<i>Aronia x prunifolia</i>	Zwarte appelbes	NL2
<i>Batrachochytrium salmandrivorans</i>	<i>Batrachochytrium salmandrivorans</i> (schimmel)	NL2
<i>Berberis aquifolium</i>	Mahonie	BE4, NL2
<i>Beroe ovata</i>	<i>Beroe ovata</i> (ribkwal)	NL2
<i>Blackfordia virginica</i>	<i>Blackfordia virginica</i> (hydroïdpoliep)	NL2
<i>Bonamia ostreae</i>	Oesterparasiet	NL2
<i>Branta hutchinsii</i>	Kleine Canadese gans	NL2
<i>Caenoplana alba</i>	<i>Caenoplana alba</i> (platworm)	NL2
<i>Caenoplana bicolor</i>	<i>Caenoplana bicolor</i> (platworm)	NL2
<i>Callidiellum rufipenne</i>	Aziatische boktor	NL2
<i>Cotoneaster ambiguous</i>	Dwergmispel	NL2
<i>Cotoneaster bullatus</i>	Dwergmispel	NL2
<i>Cydalima perspectalis</i>	Buxusmot	BE4
<i>Cyprinus carpio</i>	Karper	NL2
<i>Elminius modestus</i>	Nieuw-Zeelandse zeepok	NL2
<i>Ensis directus</i>	Amerikaanse zwaardschede	NL2
<i>Epiphyas postvittana</i>	Australische bladroller	NL2
<i>Fallopia aubertii</i>	Chinees bruidssluier	BE4
<i>Gonionemus vertens</i>	Japanse kruiskwal	NL2
<i>Halyomorpha halys</i>	Bruingemarmerde schildwants	NL2
<i>Haminoea japonica</i>	Japanse zeepbelslak	NL2
<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	Zilverkarper	NL2
<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	Grootkopkarper	NL2
<i>Lamium galeobdolon</i> subspecies <i>argentatum</i>	Bonte gele dovenetel	BE4
<i>Lasius neglectus</i>	<i>Lasius neglectus</i> (mier)	NL2
<i>Leuciscus aspius</i>	Roofblei	NL2
<i>Lonicera nitida</i>	Chinees kamperfoelie	NL2

Soort	Nederlandse naam	Lijst
<i>Marenzelleria viridis</i> (en spp.)	Gewone groenworm	NL2
<i>Marphysa sanguinea</i>	Bloedworm	NL2
<i>Marteillioides chungmuensis</i>	<i>Marteillioides chungmuensis</i>	NL2
<i>Mnemiopsis leidyi</i>	Amerikaanse ribkwal	NL2
<i>Mytilicola orientalis</i>	<i>Mytilicola orientalis</i> (eenogkreeftje)	NL2
<i>Neogobius fluviatilis</i>	Pontische stroomgrondel	NL2
<i>Neogobius gymnotrachelus</i>	Naakthalsgrondel	NL2
<i>Neogobius kessleri</i>	Kesslers grondel	NL2
<i>Nocardia crassostreae</i>	<i>Nocardia crassostreae</i> (bacterie)	NL2
<i>Pavo cristatus</i>	Blauwe pauw	NL2
<i>Persicaria wallichii</i>	Afghaanse duizendknoop	NL2
<i>Phloeosinus rudis</i>	Japanse thujabastkever	NL2
<i>Potamocorbula amurensis</i>	Brakwaterkorfschelp	NL2
<i>Proterorhinus semilunaris</i>	Marmergrondel	NL2
<i>Pseudaulacaspis pentagona</i>	<i>Pseudaulacaspis pentagona</i> (schildluis)	NL2
<i>Psittacula eupatria</i>	Grote alexanderparkiet	NL2
<i>Romanogobio belingi</i>	Witvinggrondel	NL2
<i>Styela clava</i>	Japanse zakpijp	NL2
<i>Symphoricarpos albus</i>	Sneeuwbes	NL2
<i>Tadorna ferruginea</i>	Casarca	NL2
<i>Tamias swinhoi</i>	Chinese boomeekhoorn	NL2
<i>Tropidosteptes pacificus</i>	Pacifische essenblindwants	NL2
<i>Umbra pygmaea</i>	Amerikaanse hondsvi	NL2
<i>Vibrio aestuarianus</i>	<i>Vibrio aestuarianus</i> (bacterie)	NL2
<i>Xenostrobus securus</i>	<i>Xenostrobus securus</i> (Bivalvia – Mytilidae)	NL2

Tabel 86: Lijst met overige exoten, gebaseerd op Belgische en Nederlandse lijsten. De volgende lijsten werden gebruikt: BE4: soorten met een lage impact (Branquart, 2020) en NL2: soorten die voor beoordeling overwogen kunnen worden (Verbrugge et al., 2015). Soorten die reeds in Tabel 85 zijn opgenomen, worden hier niet meer vermeld.

C.8.3. Vegetatie

Ter beoordeling van de exoten wordt voor iedere pq het aantal exoten genoteerd, en de evaluatie score (aantal exemplaren/bedekking) voor het totaal aan exoten. Voor Vlaanderen kan de trend in aantallen soorten en totale bedekking op basis van de vaste pq-tjes worden geëvalueerd. De trend van beiden mag voor een positieve beoordeling niet toenemen. Voor Nederland wordt de verrekening naar oppervlakte per vegetatietype uitgevoerd, waarbij eveneens de trend niet mag toenemen voor

een positieve beoordeling. De exoten soorten worden per pq volgens Tabel 87 gescoord en opgeteld (evaluatiescore). De gemiddelde score (op basis van de pq's) per vegetatietype per saliniteitszone (in NL volgens SALT97 waarop de kartering aldaar is gebaseerd) dient te worden vermenigvuldigd met het aangetroffen areaal per saliniteitszone. De scores voor de verschillende vegetatie types worden opgeteld en geven de abundantie van de exoten voor de desbetreffende saliniteitszone. Deze wordt geëvalueerd waarbij voor een positieve beoordeling de trend voor de exoten niet mag toenemen.

RWS code	Exemplaren	Bedekking (%)	Evaluatie score
-	0	0	0
r	1-2	0-5	1
p	3-20	0-5	2
a	20-80	0-5	3
m	>80	0-5	4
2		5-10	5
3		10-25	6
4		25-50	7
5		50-75	8
6		75-100	9

Tabel 87: Tabel voor omzetten abundantiecodering plantensoorten in te verrekenen evaluatie scores per sleutelsoort.

C.8.4. Literatuur

Branquart, E. (Ed.) (2020). Alert, black and watch lists of invasive species in Belgium. Harmonia version 1.2, Belgian Forum on Invasive species, accessed on 27/10/2020, from: <http://ias.biodiversity.be>.

EU (2019). Commission Implementing Regulation (EU) 2016/1141 of 13 July 2016 adopting a list of invasive alien species of Union concern pursuant to Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council. European Commission. https://eur-lex.europa.eu/eli/reg_impl/2016/1141/2019-08-15

Verbrugge, L.N.H., de Hoop, L., Leuven, R.S.E.W., Aukema, R., Beringen, R., Creemers, R.C.M., van Duinen, G.A., Hollander, H., Scherpenisse, M., Spikmans, F., van Turnhout, C.A.M., Wijnhoven, S. & de Hullu, E. (2015). Expertpanelbeoordeling van (potentiële) risico's en managementopties van invasieve exoten in Nederland: Inhoudelijke input voor het Nederlandse standpunt over de plaatsing van soorten op EU-verordening 1143/2014. Projectnummer Be0020.

D. Methodiek voor het bepalen van het in situ (of profiel-) volume.

Om de antropogene impact op de geomorfologie te analyseren, gebruikt men best profielvolumes (V_p). Het merendeel van de opgeleverde datasets dient dus omgerekend te worden. We stellen voor de methode uit Barneveld *et al.* (2018) aan te wenden.

D.1. Beunvolume zand

Om de beunvolumes zand om te rekenen naar profielvolumes werd, analoog aan de methode bij Flexibel Storten (Consortium Arcadis-Technum, 2007), aangenomen dat het beunvolume 12% groter is dan het profielvolume:

$$V_p = \frac{V_b}{1,12}$$

Met: V_p = profielvolume [m^3]
 V_b = beunvolume [m^3]

D.2. Gereduceerde volumes fijnzandig sediment

Hier wordt de aanname gedaan dat de specie een dichtheid heeft van 2 ton/ m^3 . Met andere woorden het gereduceerd beunvolume wordt behouden en behandeld als beunvolume zand.

D.3. Gereduceerd volume slib

De methode varieert naargelang deelsysteem. Voor de Westerschelde wordt de redenering van de Sedimentbalans Westerschelde van Rijkswaterstaat Zee en Delta gevolgd. Er wordt aangenomen dat de bodem van de Westerschelde uitsluitend zand bevat. Al het gebaggerde sediment wordt als zand aanzien. Het relatief kleine volume fijnkorrelig sediment dat geregistreerd staat in gereduceerd beunvolume, wordt aanzien als specie met een dichtheid van 2 ton/ m^3 . Met andere woorden het gereduceerd beunvolume wordt behouden en behandeld als beunvolume zand.

Voor baggerlocaties in de Zeeschelde wordt de methode van Vandenbruwaene *et al.* (2017) gevolgd:

$$V_p = \frac{1,606 V_b'}{\rho_g} \frac{\rho_g - \rho_w}{\rho_{b' \text{ profiel}} - \rho_w}$$

Met: V_p = profielvolume [m^3]
 V_b' = gereduceerd beunvolume [m^3]
 ρ_g = dichtheid van het sediment = $2,65 \text{ ton}/m^3$ = dichtheid van kwarts
 ρ_w = dichtheid van water = $1 \text{ ton}/m^3$
 ρ_b^{profiel} = bulkdichtheid in het profiel = $1,45 \text{ ton}/m^3$ = gemiddelde bulkdichtheid voor een
slibhoudende Scheldebodem (Bastin, 1993)

D.4. Ton Droge Stof slib

Ton Droge Stof slib wordt eerst omgezet naar gereduceerde volumes via onderstaande formule uit Dams *et al.* (2016):

$$m_g = 1,606 V_b'$$

Met: m_g = de massa van het sediment [ton]
 V_b' = gereduceerd beunvolume [m^3]

D.5. Boven-Zeeschelde

De opgeleverde beunvolumes van de Boven-Zeeschelde maken geen onderscheid tussen zand en slib. Voor verwerking van zandwinning wordt er aangenomen dat het hier om 100% zand gaat. Beunvolumes zand worden hierna omgerekend zoals hierboven vermeld.

Bij de verwerking van de gebaggerde beunvolumes werd de methode van Vandenbruwaene *et al.* (2017) overgenomen. Deze studie onderzocht de sedimentsamenstelling (%zand - %slib) in het subtidaal, waar het merendeel van de baggerwerken plaatsvindt, per OMES-segment. Hierna werden de baggervolumes opgedeeld volgens de bekomen verhoudingen en verwerkt zoals beschreven bij Beunvolume zand en Gereduceerd volume slib op de Zeeschelde.

Rekencel	Slib [%]	Zand [%]
14	6,8	93,2
15	9,1	90,9
16	10,1	89,9
17	10,8	89,2
18	14,0	86,0
19	43,8	56,2
19_trGM	54,7	45,3
Rupel	7,6	92,4
Durme	33,1	66,9

Tabel 88: Bodemsamenstelling subtidaal per OMES-segment van de Boven-Zeeschelde (Vandenbruwaene *et al.*, 2017).

E. Overzicht referentieperiode

De Evaluatiemethodiek van het Schelde-estuarium omvat een veelheid aan rekenparameters, waarbij de evaluatie afhankelijk is van de onderliggende data en de beschouwde parameter. In deze bijlage wordt een overzicht gegeven van de ingesloten rekenparameters, waarbij per parameter het evaluatietype wordt aangegeven. De volgende types worden onderscheiden:

1. De parameter wordt getoetst aan bestaande criteria, vastgelegd in de methodiek op basis van bestaande richtlijnen.
2. De parameter wordt getoetst aan een historische referentiesituatie, in dit geval de T2009.
3. De parameter wordt getoetst aan de voorgaande periode, in dit geval de T2015.
4. De evolutie van de parameter wordt getoetst, waarbij louter gekeken wordt of de richtingscoëfficiënt positief of negatief is.
5. De evolutie van de parameter wordt getoetst, waarbij de waarde van de richtingscoëfficiënt vergeleken wordt met die van T2009.
6. De evolutie van de parameter wordt getoetst, waarbij de waarde van de richtingscoëfficiënt vergeleken wordt met die van de voorgaande periode, in dit geval de T2015.

Hoofdstuk	Toets-parameter	Reken-parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
Hydro-dynamiek	Hoogwater	Jaar-gemiddelde hoogwater	Alle beschikbare jaren vanaf de laatste trendbreuk tot en met de voorgaande evaluatie (in dit geval 2009).	Een toename van de trend t.o.v. de trend tot en met 2009 wordt als negatief geëvalueerd. Ook een toename van de trend t.o.v. de voorgaande evaluatieperiode wordt als negatief geëvalueerd.	Oorspronkelijke beschrijving duidde op een referentieperiode die elke evaluatie wordt opgerekt tot aan de voorgaande evaluatie. Een langzame verandering wordt dan minder snel opgemerkt. Geüniformeerd in geheel hydrodynamiek tot een vergelijking met (1) de periode t/m 2009 en (2) de voorgaande evaluatieperiode.	T2009 en voorgaand	5 en 6
Hydro-dynamiek	Hoogwater	Jaarlijks 99-percentiel v/d hoogwater-standen	Niet scherp beschreven	Een toename van de trend t.o.v. de trend tot en met 2009 wordt als negatief geëvalueerd. Ook een toename van de trend t.o.v. de voorgaande evaluatieperiode wordt als negatief geëvalueerd.	Idem	T2009 en voorgaand	5 en 6
Hydro-dynamiek	Golven	Jaar-gemiddelde significante golfhoogte	Merk op dat de jaargemiddelde significante golfhoogte dan niet geëvalueerd wordt ten opzichte van het jaar 2009, maar	Een toename van de trend t.o.v. de trend tot en met 2009 wordt als negatief geëvalueerd. Ook een toename van de trend t.o.v. de	Tot en met 2009 kon maar voor één locatie een statistisch significante trend worden afgeleid. Een	T2009 en voorgaand	5 en 6

Hoofdstuk	Toets-parameter	Reken-parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
			vanaf het jaar nadat er een significante trend kan worden afgeleid.	voorgaande evaluatieperiode wordt als negatief geëvalueerd.	trendvergelijking met de T2009 is dus niet zinvol.		
Hydro-dynamiek	Golven	Cumulatieve distributie significante golfhoogte	Een cumulatieve distributie van de significante golfhoogte die grotere golfhoogtes dan in de periode tot 2009 laat zien, wordt als negatief geëvalueerd.	Een cumulatieve distributie van de significante golfhoogte die grotere golfhoogtes dan in de periode tot en met 2009 of in de voorgaande evaluatie laat zien, wordt als negatief geëvalueerd.	Aandachtspunt: de omhullende wordt steeds breder naarmate jaren worden toegevoegd, dus de kans dat een jaar buiten de omhullende valt, wordt steeds kleiner. Daarom omhullende uit T2009 vast zetten.	T2009 en voorgaand	2 en 3
Hydro-dynamiek	Golven	Cumulatieve distributie spectrale gemiddelde golfperiode	Parameter niet aanwezig	Een cumulatieve distributie van de spectrale gemiddelde golfperiode die grotere golfperiodes dan in de periode tot en met 2009 of in de voorgaande evaluatie laat zien, wordt als negatief geëvalueerd	Idem	T2009 en voorgaand	2 en 3
Hydro-dynamiek	Beschikbare diepte	Gemiddeld hoog- en laagwater	Niet scherp beschreven	Het predictie-interval wordt afgeleid voor de periode tot en met 2009. Als 1 of meer datapunten uit de evaluatieperiode (6 jaargemiddelde waarden) onder het		T2009 en voorgaand	5 en 6

Hoofdstuk	Toets-parameter	Reken-parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
				95%-predictie-interval vallen, is de evaluatie negatief. Ook vergelijking met voorgaande periode toevoegen.			
Hydro-dynamiek	Beschikbare diepte	Onderhouds-baggervolume	Een stijgende lineaire trend door de onderhoudsbaggervolumes vanaf 2011 wordt gezien als een ongunstige ontwikkeling	Een stijgende lineaire trend door de onderhoudsbaggervolumes vanaf 2011 wordt gezien als een ongunstige ontwikkeling	Ongewijzigd, geen referentieperiode. Een stijging is in principe negatief.	2011-heden	4
Hydro-dynamiek	Scheepsbewegingen	Looptijd hoog- en laagwater	Niet scherp beschreven	Een dalende trend in de looptijd van het getij wordt als negatief beschouwd	Stond niet scherp beschreven in evaluatiemethodiek		4
Hydro-dynamiek	Scheepsbewegingen	Intensiteit van de roerwerking	Parameter niet aanwezig	Toename t.o.v. referentiejaar 2011 met meer dan 5% wordt als negatief geëvalueerd	Als referentiejaar wordt het jaar 2011 aangehouden. Dit startjaar is geselecteerd na de derde vaargeulverruiming	2011-heden	2
Hydro-dynamiek	Scheepsbewegingen	Uitwijkstand van de vaarweg	Parameter niet aanwezig	Idem.	Idem	2011-heden	2

Hoofdstuk	Toets-parameter	Reken-parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
Morfologie			Geen evaluatie. Voorstel: morfologische systeembeschrijving zoomt in op de huidige T-periode (detailbeschrijving) en relateert de opmerkelijkste veranderingen dan aan de trend tot en met vorige periode. Dus concreet voor T2027: amuseer je met een detailbeschrijving van waarnemingen voor 2022-2027 en plaats deze in het licht van de lange-termijn trend (sinds begin der metingen tot en met T2015)	Er is geen evaluatie voorzien, maar louter een systeembeschrijving. Om de detailbespreking van de recentste T-periode te vergelijken met een langdurige tendens, lijkt het ons best om geen vaste referentieperiode te behouden. Reden: - Voortschrijdend inzicht meenemen: bij latere T-rapporten die verder verwijderd zijn van die magische grens, krijgt je minder houvast om de recente veranderingen te kaderen binnen een lange termijntrend. Dit geeft ons de mogelijkheid om veranderingen t.g.v. bijvoorbeeld een nieuwe stortstrategie meenemen in de langetermijn trend. - een vaste referentieperiode tot 2010 (T2009) zou een vertekend beeld kunnen veroorzaken: zowel (A) puur voor de lezer/het beleid (onze	alles	nvt	

Hoofdstuk	Toets-parameter	Reken-parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
				referentieperiode ligt vlak voor het zwaartepunt van de derde verruiming: werd dit hier expres gelegd), als (B) voor het kaderen van recente waarnemingen (wat met veranderingen die al in de vorige Tperiode in gang gezet zijn door een nieuwe baggerstrategie)			
Waterkwaliteit	Nutriënten	TDIN	De jaargemiddelde TDIN mag niet stijgen ten opzichte van de gemiddelde TDIN concentratie van de voorbije 6 jaar.	Vergelijking gemiddelde (2016-2021) met startperiode (2004-2009) voor evaluatie en voorgaande periode (hier 2010-2015, maar verschuivend) voor nuancerings.	- Voorgaande evaluatie vergeleek 1 jaar met voorbije 6 jaar (bijv. 2015 versus 2009-2014) - Sandra vermeldde tweeledige vergelijking van waarneming. - Gemiddelde waarde wordt ook gebruikt voor andere rekenparameters.		2
Waterkwaliteit	Nutriënten	Fosfaat	De jaargemiddelde fosfaatconcentratie mag niet stijgen ten opzichte van de gemiddelde fosfaat	Vergelijking gemiddelde (2016-2021) met startperiode (2004-2009) voor evaluatie en voorgaande periode (hier 2010-2015, maar	- Voorgaande evaluatie vergeleek 1 jaar met voorbije 6 jaar (bijv. 2015 versus 2009-2014) - Sandra vermeldde tweeledige vergelijking		2

Hoofdstuk	Toets-parameter	Reken-parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
			concentratie van de voorbije 6 jaar.	verschuivend) voor nuancering.	van waarneming. - Gemiddelde waarde wordt ook gebruikt voor andere rekenparameters.		
Waterkwaliteit	Abiotisch klimaat	Zwevende stof	[Nieuwe rekenparameter] De jaargemiddelde zwevende stof mag niet stijgen ten opzichte van de gemiddelde zwevende stof van de voorbije 6 jaar.	Vergelijking gemiddelde (2016-2021) met startperiode (2004-2009) voor evaluatie en voorgaande periode (hier 2010-2015, maar verschuivend) voor nuancering.	- Sandra vermeldde tweeledige vergelijking van waarneming. - Gemiddelde waarde wordt ook gebruikt voor andere rekenparameters.		1&2 (discussie)
Waterkwaliteit	Primaire productie	P:B-verhouding	Indien per zone het zesjaarlijkse gemiddelde toeneemt ten opzichte van de voorgaande evaluatieperiode, kan deze rekenparameter positief geëvalueerd worden.	Vergelijking gemiddelde (2016-2021) met voorgaande periode (2010-2015), o.a. door databeschikbaarheid.	- Voorgaande evaluatie vergeleek het 6-jarig gemiddelde met voorgaande periode (bijv. 2010-2015 versus 2004-2009)		3
Waterkwaliteit	Primaire productie	Algal pollution index	Tekst: "Voor een positieve beoordeling mag de trend niet toenemen" versus Overzicht: "De Algal genus pollution index (jaarlijks per Scheldezone) mag niet	Vergelijking gemiddelde (2016-2021) met startperiode (2004-2009) voor evaluatie en voorgaande periode (hier 2010-2015, maar	- 'Toename in trend' en 'Toename algemeen' zijn verschillende zaken - Algemeen kan een toename als negatief worden beschouwd		2

Hoofdstuk	Toets- parameter	Reken- parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
			toenemen voor een positieve evaluatie."	verschuivend) voor nuancering.			
Leefomgeving	Kwaliteit	Draagkracht voor kleine steltlopers	Nieuwe rekenparameter	Beoordeling: De totale draagkracht van de Westerschelde moet stijgen t.o.v. voorgaande evaluatieperiode. Er staat dus inherent in: kijk naar vorige T- periode. Vergelijking met oudere referentieperiode staat er nog niet in.	Belangrijk om aan te sluiten met de rest van Leefomgeving. Verder: gezien Leefomgeving voortbouwd op morfologie neig ik meer naar het volgen van de morfologische methode. Anderzijds is er ook een lans te breken voor een aansluiting bij methode die ecologie voorschrijft gezien integrale verhaallijnen --> Leefomgeving moet helpen om ecologie te verklaren.		Nieuw -> Aansluiting zoeken met de rest van Leefomgeving (input theo)
Leefomgeving	Kwaliteit	Overige	Worden niet beoordeeld obv trends. evaluatie moet wel gerelateerd worden aan evaluatie uit vorige T-periode	Niet van toepassing	NVT		

Hoofdstuk	Toets- parameter	Reken- parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
Leefomgeving	oppervlakte	hoogdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	trendontwikkeling	trendontwikkeling sinds 2004	ontwikkeling mag niet ten koste gaan van de laagdynamische gebieden in de zone		5
Leefomgeving	oppervlakte	Laagdynamisch sublitoraal (Westerschelde)	trendontwikkeling	trendontwikkeling sinds 2004	een toename van laagdynamisch sublitoraal per zone is wenselijk		4
Leefomgeving	oppervlakte	Ondiep sublitoraal (Zeeschelde)	specifieke oppervlakte eisen	specifieke oppervlakte eisen	overgenomen uit de vorige evaluatiemethodiek		1
Leefomgeving	oppervlakte	Diep sublitoraal (Zeeschelde)	trendontwikkeling	trendontwikkeling	toename ten koste van ondiep sublitoraal is onwenselijk		4
Leefomgeving	oppervlakte	Hoogdynamisch litoraal (Westerschelde)	trendontwikkeling	trendontwikkeling	toename ten koste van ondiep sublitoraal is onwenselijke van hoogdynamisch litoraal ten koste van laagdynamisch litoraal is onwenselijk		4
Leefomgeving	oppervlakte	Laagdynamisch laaggelegen litoraal (Westerschelde)	trendontwikkeling	trendontwikkeling	een toename is wenselijk vaan laagdynamisch laaggelegen, middelhooggelegen en hooggelegen litoraal is wenselijk		4

Hoofdstuk	Toets-parameter	Reken-parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
Leefomgeving	oppervlakte	Laagdynamisch middelhooggelegen litoraal (Westerschelde)	trendontwikkeling	trendontwikkeling	een toename is wenselijk vaan laagdynamisch laaggelegen, middelhooggelegen en hooggelegen litoraal is wenselijk		4
Leefomgeving	oppervlakte	Laagdynamisch hooggelegen litoraal (Westerschelde)	trendontwikkeling	trendontwikkeling	een toename is wenselijk vaan laagdynamisch laaggelegen, middelhooggelegen en hooggelegen litoraal is wenselijk		4
Leefomgeving	oppervlakte	Slik (Zeeschelde)	specifieke minimum oppervlakte-eisen	specifieke minimum oppervlakte-eisen	nodig voor het ecologisch functioneren		1
Leefomgeving	oppervlakte	pionierschor (Westerschelde)	minimaal 5% tot 35% van het schorareaal per zone op de slikken	minimaal 5% tot 35% van het schorareaal per zone op de slikken	evenredigde opbouw vegetatiezones		1
Leefomgeving	oppervlakte	pionierschor (Westerschelde)	trendontwikkeling: geen toename pionierschor op de platen	trendontwikkeling: geen toename pionierschor op de platen	platen belangrijk als foerageergebied voor vogels; mag niet in oppervlakte afnemen		6
Leefomgeving	oppervlakte	schor (Westerschelde)	trendontwikkeling: afname schorhabitat op de slikken is onwenselijk	trendontwikkeling: afname schorhabitat op de slikken is onwenselijk	evenredigde opbouw vegetatiezones		6

Hoofdstuk	Toets-parameter	Reken-parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
Leefomgeving	oppervlakte	schor (Westerschelde)	trendontwikkeling: toename schorhabitat op de platen is onwenselijk	trendontwikkeling: toename schorhabitat op de platen is onwenselijk	platen belangrijk als foerageergebied voor vogels; mag niet in oppervlakte afnemen		6
Ecologie	Zoöplankton	Biomassa	De trend in het waargenomen jaarmaximum aan zoöplankton mag voor een positieve beoordeling niet dalen (tov 2009).	Vergelijking gemiddelde (2016-2021) met startperiode (2004-2009) voor evaluatie en voorgaande periode (hier 2010-2015, maar verschuivend) voor nuancerings.			2
Ecologie	Zoöplankton	<i>Eurytemora affinis</i>	De trend in het waargenomen jaarmaximum mag voor een positieve beoordeling niet dalen (tov 2009).	Vergelijking gemiddelde (2016-2021) met startperiode (2004-2009) voor evaluatie en voorgaande periode (hier 2010-2015, maar verschuivend) voor nuancerings.			2
Ecologie	Zoöplankton	Verhoudingen	De trend in de ratio's van jaargemiddelde dichtheden aan Cladocera ten opzichte van Calanoida en Cyclopoida ten opzichte van de Calanoida niet mogen stijgen voor een positieve beoordeling	Vergelijking gemiddelde (2016-2021) met startperiode (2004-2009) voor evaluatie en voorgaande periode (hier 2010-2015, maar verschuivend) voor nuancerings.			2

Hoofdstuk	Toets-parameter	Reken-parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
Ecologie	Vegetatie	oppervlakte	geen evaluatie	voldoen aan minimumarealen	Minimumeisen vanuit de KRW		1
Ecologie	Vegetatie	kwaliteit	geen evaluatie	geen afname Shannon-index t.o.v. T2015	Toename van index impliceert een evenwichtiger verdeling vegetatiezones	T2015	1
Ecologie	Vegetatie	indicator-soorten	geen toename van negatieve indicatoren en geen afname van positieve indicatoren t.o.v. T2009	T2015	Negatieve indicatorsoorten mogen niet toenemen en positieve indicatoren niet afnemen ten opzicht van de voorliggende evaluatieperiode (T2015)		4
Ecologie	<i>Macrozoö-benthos</i>	Biomassa	nieuwe rekenparameter	Vergelijking met T2015 en T2009		2006-2015	geen negatieve trend
Ecologie	<i>Macrozoö-benthos</i>	Minimum biomassa	minimaal 30 ton in Zeeschelde	minimum biomassa per deelgebied in Zeeschelde			Minimumwaarde
Ecologie	<i>Macrozoö-benthos</i>	Abundantie	nieuwe rekenparameter	Vergelijking met T2015 en T2009: mag niet achteruit gaan		2006-2015	geen negatieve trend
Ecologie	<i>Macrozoö-benthos</i>	Shannon-biomassa	nieuwe rekenparameter	Vergelijking met T2015 en T2009: mag niet achteruit gaan		2006-2015	geen negatieve trend
Ecologie	<i>Macrozoö-benthos</i>	Shannon-abundantie	nieuwe rekenparameter	Vergelijking met T2015 en T2009: mag niet achteruit gaan		2006-2015	geen negatieve trend

Hoofdstuk	Toets-parameter	Reken-parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
Ecologie	<i>Macrozoö-benthos</i>	Aantal soorten/taxa		Vergelijking met T2015 en T2009: mag niet achteruit gaan		2006-2015	geen negatieve trend
Ecologie	<i>Macrozoö-benthos</i>	Biomassa kokkels	minimaal 4 miljoen kg versgewicht	minimaal 4 miljoen kg versgewicht			Minimumwaarde
Ecologie	<i>Macrozoö-benthos</i>	Biomassa mossels	minimaal 30 ton in Zeeschelde	geen afname biomassa t.o.v. T2015		T2015	geen afname
Ecologie	Hyperbenthos	Biomassa	nieuwe rekenparameter	Vergelijking met T2015: mag niet achteruit gaan		T2015	geen negatieve trend
Ecologie	Hyperbenthos	Abundantie	nieuwe rekenparameter	Vergelijking met T2015: mag niet achteruit gaan		T2015	geen negatieve trend
Ecologie	Hyperbenthos	Shannon-biomassa	nieuwe rekenparameter	Vergelijking met T2015: mag niet achteruit gaan		T2015	geen negatieve trend
Ecologie	Hyperbenthos	Shannon-abundantie	nieuwe rekenparameter	Vergelijking met T2015: mag niet achteruit gaan		T2015	geen negatieve trend
Ecologie	Vogels						
Ecologie	Zeezoogdieren	Aantal gewone zeehonden	Het aantal gewone zeehonden in de Westerschelde in augustus dient meer dan 1% van de populatie van de Waddenzee te zijn	Ondergrenswaarde uit T2015	De populatie van de Westerschelde wisselt uit met de Waddenzee, zodat er een minimale verhouding is voor een positieve evaluatie		1

Hoofdstuk	Toets-parameter	Reken-parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
Ecologie	Zeezoogdieren	Aantal pups gewone zeehond	nieuwe rekenparameter	Ondergrenswaarde: het aantal pups in de Westerschelde dient minstens 9% van de populatie in augustus in de Westerschelde te zijn	De reproductie dient minstens 9% te bedragen, zodat de populatie zichzelf in stand kan houden. Bij een lagere reproductie is sprake van een negatieve evaluatie		1
Ecologie	Zeezoogdieren	Aantal grijze zeehonden	nieuwe rekenparameter	Ondergrenswaarde: de trend van het aantal grijze zeehonden in augustus in de Westerschelde mag niet negatief zijn	De stand van de grijze zeehond in de Westerschelde is zich nog aan het ontwikkelen. Voor een positieve beoordeling mag de trend van de populatie niet negatief worden		4
Ecologie	vogels	index vogelgroepen	niet van toepassing	trend mag op basis van de jaarlijks berekende index per voedselgroep niet significant afnemen voor zowel de korte (6 jaren) als de lange termijn (30 jaren)	Indien trend soortgroep negatief is, mag hij niet hier significant negatief van afwijken (nog negatiever worden). Op korte termijn dient de trend stabiel te zijn (geen afname)		4 en 6
Ecologie	vogels	sleutelsoorten broedvogels	geen referentieperiode	Gekeken wordt of de aantallen van de sleutelsoorten in T2021 voldoen aan de criteria	Een soort mag niet onder zijn instandhoudingsdoel komen		1

Hoofdstuk	Toets-parameter	Reken-parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
Ecologie	vogels	sleutelsoorten niet-broedvogels	geen referentieperiode	Gekeken wordt of de aantallen van de sleutelsoorten in T2021 voldoen aan de criteria	Een soort mag niet onder zijn instandhoudingsdoel komen		1
Ecologie	Exoten	Aantal soorten	Toename is negatief	Voortschrijdende referentieperiode	Een toename wordt verwacht, maar toch negatief beschouwd. Hierdoor kan elke afname t.o.v. voorgaande periode positief beschouwd worden.		3
Ecologie	Exoten	Abundante/Bio massa	Toename is negatief	Voortschrijdende referentieperiode	Een toename wordt verwacht, maar toch negatief beschouwd. Hierdoor kan elke afname t.o.v. voorgaande periode positief beschouwd worden.		3
Ecologie	Vissen	Aantallen/ biomassa functionele groepen	Parameter niet aanwezig	Trendontwikkeling: daling is onwenselijk			4
Ecologie	Vissen	Shannon-index functionele groepen	Geen dalende trend in Occurrence Intactness index	Trendontwikkeling: daling is onwenselijk			4

Hoofdstuk	Toets-parameter	Reken-parameter	Oorspronkelijke beschrijving referentieperiode	Voorstel nieuwe referentieperiode	Onderbouwing en opmerkingen	Periode	Type
Ecologie	Vissen	Sleutelsoorten	Een dalende trend is ongewenst	Trendontwikkeling: daling is onwenselijk			4
Menselijke Activiteiten			Geen evaluatie	Niet van toepassing	NVT		