

# Update Evaluatiemethodiek: verhaallijnen

Voorstellen voor herziening piramide Flora en Fauna



## Update Evaluatiemethodiek: verhaallijnen

Voorstellen voor herziening piramide Flora en Fauna

## Update Evaluatiemethodiek: verhaallijnen

Voorstellen voor herziening piramide Flora en Fauna

<b>Opdrachtgever</b>	Vlaams-Nederlandse Scheldec commissie
<b>Contactpersoon</b>	Jurgen Suffis, John Maaskant
<b>Referenties</b>	
<b>Trefwoorden</b>	Schelde-estuarium, Evaluatiemethodiek

### Documentgegevens

<b>Versie</b>	1.0
<b>Datum</b>	02-06-2020
<b>Projectnummer</b>	11203725-001
<b>Document ID</b>	11203725-001-ZKS-0004
<b>Pagina's</b>	122
<b>Status</b>	definitief

### Auteur(s)

<b>Marcel Taal</b> <b>Amrit Cado van der Lelij</b> <b>Peter Herman</b> <b>Willem Stolte</b> <b>Theo Boudewijn (Bureau Waardenburg)</b> <b>Helga van der Jagt (Bureau Waardenburg)</b> <b>Sjoerd Duijns (Bureau Waardenburg)</b> <b>Peter Goethals (Universiteit Gent)</b>		
--	--	--

<b>Doc. Versie</b>	<b>Auteur</b>	<b>Controle</b>	<b>Akkoord</b>	<b>Publicatie</b>
1.0	Marcel Taal	Luca van Duren	Toon Segeren	

# Samenvatting

Dit rapport is gemaakt op verzoek van de projectgroep Evaluatie en Rapportage, onderdeel van 'Onderzoek en Monitoring' van de Vlaams-Nederlandse Schelde Commissie. Het rapport geeft een advies over de methodiek om zesjaarlijks het functioneren van het Schelde-estuarium te evalueren, in het bijzonder het deel voor 'Flora en fauna'. Deze benadering wordt aangeduid met 'verhaallijnen'. Het rapport geeft ook een overzicht van de beschikbare kennis in dienst van een dergelijke evaluatie.

De nood voor aanpassen van de evaluatiemethodiek is vastgesteld bij het opstellen van de tweede zesjaarlijkse rapportage, de T-2015. Het bleek daarbij niet mogelijk goed aan de verdragsafspraken tussen Nederland en Vlaanderen te voldoen. Enerzijds gaf de methodiek te weinig achtergrondinformatie over causale relaties en anderzijds gaven de in de methodiek opgenomen voorschriften te weinig ruimte om bij het opstellen van de T-rapportage aanvullende analyses met betrekking tot causaliteit te doen. Hierom is de metafoor van een 'kookboek voor de evaluatie' verlaten en er komt, voor het deel voor 'Flora en fauna', een integrale evaluatie met gebruik maken van 'verhaallijnen' voor in de plaats.

Het doel van het onderzoek dat tot dit rapport leidde was deze 'verhaallijnen' te ontwikkelen. Ze geven een integrale beschrijving van de relatie tussen het voorkomen van flora en fauna (blijkend uit de geanalyseerde en bewerkte monitoringsgegevens) en het functioneren van het estuarium in abiotische zin (fysisch, chemisch).

Het uitgevoerde onderzoek heeft zich voornamelijk gericht op de inhoudelijke kennis van de ecologische componenten van het estuarium. De eerste stap was de methodiek van de verhaallijnen uit te werken. Kern daarbij was het zoeken naar soortgroepen die ongeveer op vergelijkbare wijze afhankelijk zijn van het functioneren van het estuarium. Die afhankelijkheid kan zijn van een areaal (leefgebied, ecotoop), van waterkwaliteit en van het voedselweb in het estuarium. In elk hoofdstuk is er een gestandaardiseerde figuur die een overzicht geeft van de variabelen die moeten worden meegenomen bij het verklaren van ontwikkelingen in een soortgroep.

Via workshops met ecologische specialisten met gebiedskennis van het estuarium is proces- en systeembekendheid van de soortgroepen verzameld en zijn de mogelijkheden geïnventariseerd die er zijn met de beschikbare monitoringsmethoden en -data. Voor de meeste soortgroepen moet de evaluatie onderscheid blijven maken op de gradiënt zoet-zout. Dat betekent deelanalyses van functioneren op de as die loopt van Boven-Zeeschelde (zoet), via Beneden-Zeeschelde en oostelijke Westerschelde (steeds brakker) tot aan het gebied nabij de monding.

Er is ook een analyse gedaan van de vastgelegde doelen van de zesjaarlijkse evaluatie en hoe deze in de bestaande evaluatiemethodiek zijn vertaald. Dit leidt tot een aantal meer generieke aanbevelingen voor het deel flora en fauna in de zesjaarlijkse evaluatie. Er wordt aanbevolen voor toestandsevaluatie en -beoordeling volledig te gaan aansluiten bij de voorschriften vanuit KRW en N2000. De hierop aanvullende beoordeling van diversiteit in de zesjaarlijkse T-rapportage via een intactness index wordt verlaten omdat deze niet goed bruikbaar bleek. Het advies is daarmee de zesjaarlijkse evaluatie en beoordeling verder geen eigenstandige toestandsevaluatie voor Flora en Fauna te laten bevatten. Uiteraard worden de toestanden wel beschreven in het analyserapport.

Het advies is het evaluatierapport voor de piramide Flora en Fauna te richten op inzicht in het functioneren van het systeem en het analyseren van de data via de verhaallijnen.

Uit de workshops en onderzoek naar het functioneren blijkt dat, gezien hun belang als schakel in het ecologisch functioneren, er relatief weinig data en kennis is van bodemdieren en zoöplankton. Bodemdieren zijn een soortenrijke groep waarbinnen heel verschillende levensvormen voorkomen. Als geheel zijn ze zeer talrijk vertegenwoordigd. Ze zijn weinig mobiel, waardoor ze potentieel een uitstekende indicator voor de toestand van het systeem ter plaatse zijn.

Zoöplankton is een belangrijke schakel tussen de trofische niveaus in de waterkolom. Zonder inzicht in zoöplankton is het ecologisch functioneren niet goed te doorgronden. Ze zijn mede sturend voor fluctuaties in fytoplankton die worden gemeten en verklaren ook ontwikkelingen in hogere trofische niveaus (hyperbenthos, vissen). Het inzicht in kwallen (onderdeel van het macrozoöplankton) is belangrijk omdat kwallen een indicator kunnen zijn voor verslechtering, vooral als er extreme bloeien gevormd worden.

<b>Samenvatting</b>	<b>4</b>
<b>1 Inleiding</b>	<b>10</b>
1.1 Evaluatiemethodiek, T-rapportages en cyclus van verbeteringen	10
1.2 Noodzaak verbeteren samenhang binnen natuurlijkheid	10
1.3 Werkwijze	12
<b>2 Algemene aanpak piramide Flora en Fauna</b>	<b>14</b>
2.1 Doel 6-jaarlijkse evaluatie	14
2.2 Bestaande aanpak (T2009 en T2015) en richtingen verbetering	15
2.2.1 Keuzes piramide Flora en Fauna als van toepassing in vorige T-rapporten	15
2.2.2 Intactness indices	16
2.2.3 Sleutelsoorten	16
2.2.4 Informatie over exoten	17
2.3 Algemene aanbevelingen	18
2.4 Referenties	20
<b>3 Vegetatie</b>	<b>22</b>
3.1 Introductie	22
3.2 Rol in voedselweb	22
3.3 Beschikbare data en kennis	23
3.4 Huidige beoordelingsmethodiek	23
3.5 Discussie	23
3.6 Referenties	24
<b>4 Primaire productie – Algen</b>	<b>25</b>
4.1 Soorten en rol in voedselweb	25
4.1.1 Verspreiding en diversiteit (Micro)fytoplankton	25
4.1.2 Verspreiding en diversiteit Microfytobenthos	30
4.1.3 Verspreiding en diversiteit Macro-algen	30
4.2 Sturende factoren	31
4.2.1 Fytoplankton	31
4.2.2 Microfytobenthos	32
4.2.3 Samenvattend: rekenparameters in piramides en voedselweb	33
4.3 Beschikbare data	34
4.3.1 Fytoplankton Westerschelde	34

4.3.2	Fytoplankton Zeeschelde	36
4.3.3	Pigmenten	36
4.3.4	Primaire productie	37
4.4	Huidige beoordelingsmethodiek	38
4.5	Discussie en aanbevelingen	41
4.6	Referenties	42
<b>5</b>	<b>Bodemdieren</b>	<b>45</b>
5.1	Introductie	45
5.1.1	Voorkomen en diversiteit	45
5.1.2	Taxonomische indeling	46
5.1.3	Voedingstypes	46
5.1.4	Voedselbronnen van bodemdieren in de Schelde	47
5.1.5	Bodemdieren als voedsel voor vis	49
5.1.6	Bodemdieren als voedsel voor vogels	49
5.2	Sturende factoren	50
5.2.1	Zoutgehalte	50
5.2.2	Chemische waterkwaliteit	51
5.2.3	Diepte	51
5.2.4	Stroomsnelheid	51
5.2.5	Sedimentsamenstelling	51
5.2.6	Primaire productie	52
5.2.7	Biotische interacties	52
5.2.8	Samenvattend: rekenparameters in piramides en voedselweb	53
5.3	Beschikbare data	54
5.3.1	Westerschelde	54
5.3.2	Zeeschelde	55
5.4	Huidige beoordelingsmethodiek	55
5.5	Discussie en aanbevelingen	55
5.5.1	Meetmethodiek	55
5.5.2	Verbeteren evaluatiemethodiek	57
5.6	Referenties	57
<b>6</b>	<b>Zoöplankton</b>	<b>60</b>
6.1	Introductie	60
6.1.1	Verspreiding en diversiteit	60
6.1.2	Rol in voedsel web: voedselbronnen voor zoöplankton	60
6.1.3	Rol in voedsel web: zoöplankton als voedsel voor hogere trofische niveaus	61

6.2	Sturende Factoren	61
6.2.1	Abiotiek	61
6.2.2	Biotische stuurfactoren	63
6.2.3	Samenvattend: rekenparameters in piramides en voedselweb	63
6.3	Beschikbare gegevens	64
6.4	Huidige beoordelingsmethodiek	65
6.5	Referenties	66
<b>7</b>	<b>Hyperbenthos</b>	<b>69</b>
7.1	Introductie	69
7.2	Rol van hyperbenthos-groepen in het voedselweb	69
7.3	Sturende factoren	70
7.3.1	Abiotische stuurfactoren	71
7.3.2	Biotische stuurfactoren	71
7.3.3	Samenvattend: rekenparameters in piramides en voedselweb	72
7.4	Beschikbare data	73
7.5	Hyperbenthos in de beoordelingsmethodiek	75
7.6	Discussie en aanbevelingen	75
7.6.1	Evaluatie van parameters uit de huidige evaluatie	75
7.6.2	Parameters die gemonitord dienen te worden	76
7.6.3	Aanbevelingen voor vervolgonderzoek	77
7.7	Referenties	79
<b>8</b>	<b>Vissen</b>	<b>81</b>
8.1	Indeling in soortgroepen	81
8.2	Rol in voedselweb en sturende factoren	82
8.2.1	Hoofdlijn: naar rekenparameters in piramides en voedselweb	82
8.2.2	Uitgewerkte schematisatie van interacties	83
8.3	Monitoring en beschikbare data	86
8.4	Adviezen over te rapporteren indicatoren	87
8.5	Aanbevelingen verder onderzoek	87
8.6	Referenties	88
<b>9</b>	<b>Vogels</b>	<b>89</b>
9.1	Introductie	89
9.2	Rol van vogels in het voedselweb	89
9.2.1	Het voedselweb van de vogels in het Schelde estuarium	89
9.2.2	Indeling in soortgroepen	90



9.3	Sturende factoren	91
9.3.1	Samenvattend: rekenparameters in piramides en voedselweb	92
9.4	Beschikbare data	93
9.5	Huidige evaluatie methodiek	94
9.6	Discussie en aanbevelingen	95
9.6.1	Evaluatie van parameters uit de huidige evaluatie	95
9.6.2	Parameters die gemonitord worden	95
9.6.3	Aanbevelingen voor vervolgonderzoek	96
9.7	Referenties	98
<b>10</b>	<b>Zeezoogdieren</b>	<b>101</b>
10.1	Introductie	101
10.2	Sturende factoren	101
10.2.1	Habitat beschikbaarheid	101
10.2.2	Voedselbeschikbaarheid	102
10.2.3	Scheepvaart, recreatie en vervuiling	102
10.2.4	Samenvattend: rekenparameters in piramides en voedselweb	102
10.3	Beschikbare data	103
10.4	Huidige beoordelingsmethodiek	103
10.5	Adviezen	103
10.6	Referenties	104
<b>11</b>	<b>Beoordeling via verhaallijnen</b>	<b>105</b>
11.1	Samenvatting adviezen over evaluatiemethodiek	105
11.2	Voorbeeld beoordeling met gebruik van verhaallijnen	106
11.2.1	Voorbeeld 1: gebiedsgerichte analyse van vogels via verhaallijnen.	107
11.2.2	Voorbeeld 2: Relatie tussen parameter plaatareaal met diverse soortgroepen	108
11.3	Referenties	110
	<b>Bijlage 1 vogels: Overzicht dieet en gewicht</b>	<b>111</b>
	<b>Bijlage 2 vogels: Gemiddelde seizoenale biomassa per zone en voedselgroep</b>	<b>112</b>
	<b>Bijlage 3 vogels: Gemiddelde seizoenale biomassa per zone en voedselgroep</b>	<b>117</b>
	<b>Bijlage 4 vogels: Discrepancie van gebiedsindeling in zones t.a.v. van de benthos bemonstering en de vogeltelgebieden</b>	<b>121</b>

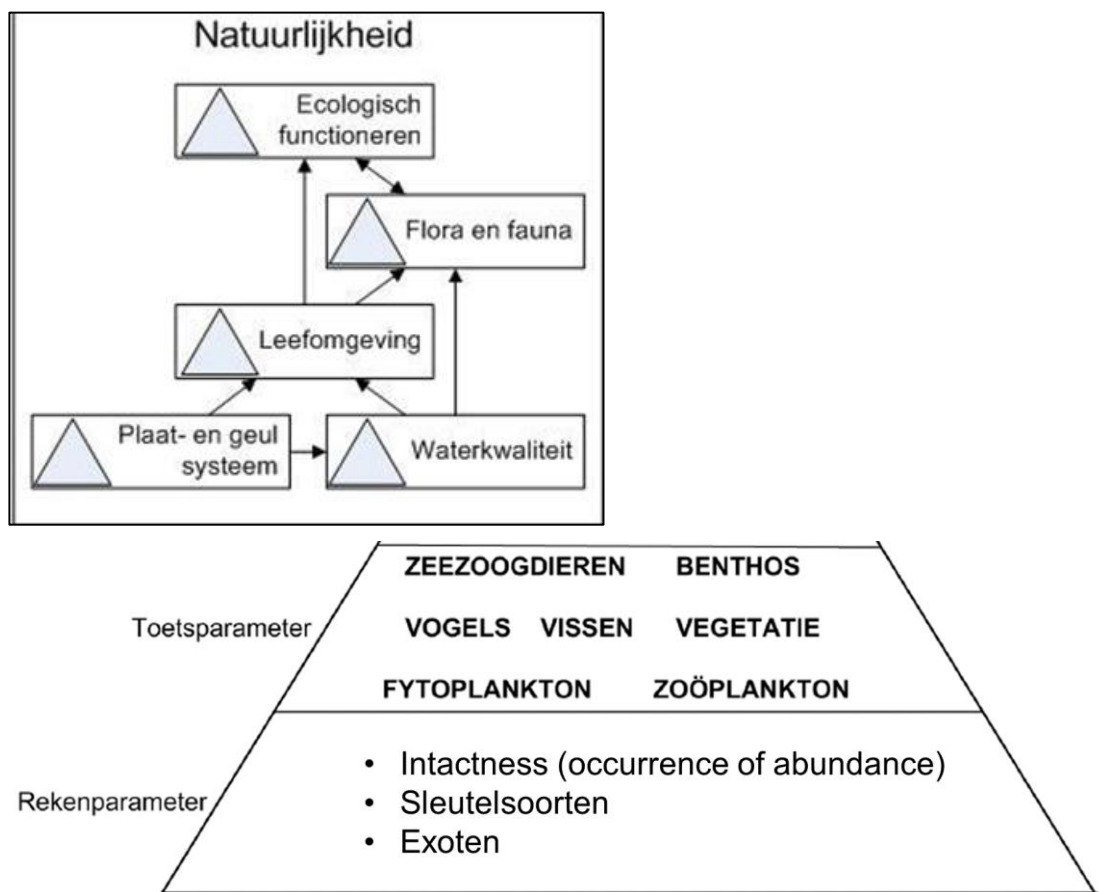
# 1 Inleiding

## 1.1 Evaluatiemethodiek, T-rapportages en cyclus van verbeteringen

Vlaanderen en Nederland hebben afgesproken het Schelde-estuarium gezamenlijk te monitoren en elke zes jaar de toestand van het estuarium te evalueren (Scheldeverdrag 2008a,b, ProSes, 2005). Hiervoor is een evaluatiemethodiek ontwikkeld (Holzhauer et al, 2011). De eerste keer dat deze evaluatiemethodiek werd toegepast had als doel om de referentiesituatie voor verdere evaluaties vast te leggen. Het opgeleverde rapport is de T2009 (Depreiter et al, 2014). Op basis van ervaringen daarin is een relatief beperkte update van de methodiek gemaakt en opgeleverd in juli 2015 (Maris et al, 2014). In juni 2018 is de T2015-evaluatie van het Schelde-estuarium (Barneveld et al, 2018b) opgeleverd aan de Vlaams Nederlandse Schelde Commissie (VNSC). Net als na de T2009 is de wens om op basis van de ervaringen bij het maken van de T-rapportage de evaluatiemethodiek verder te verbeteren. In dat kader past voorliggende rapportage.

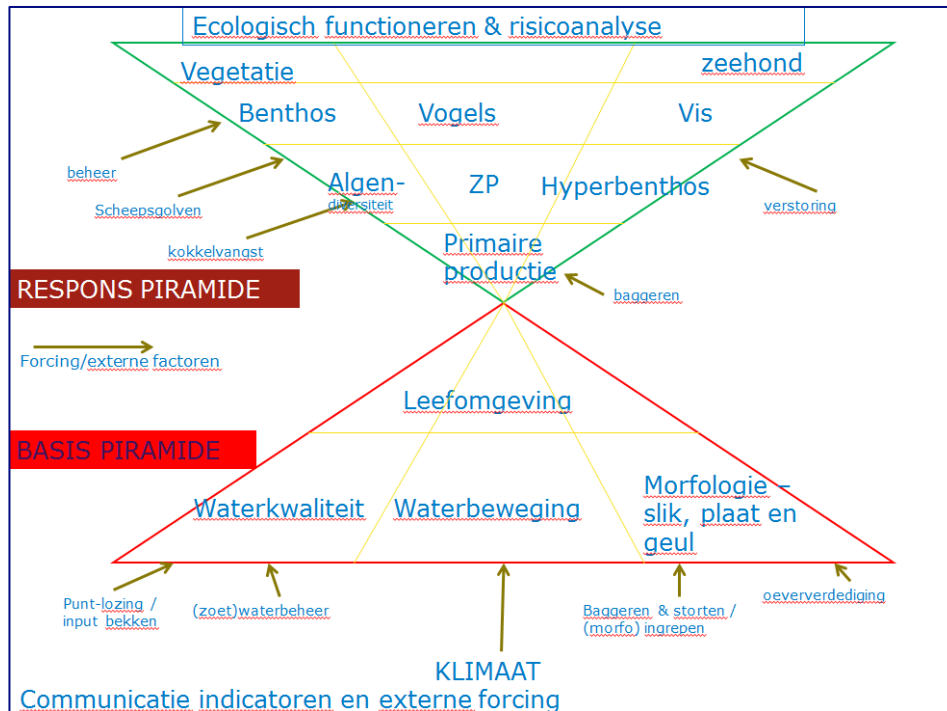
## 1.2 Noodzaak verbeteren samenhang binnen natuurlijkheid

Een voornaam punt van kritiek bij het maken van de T2015-rapportage is het ontbreken samenhang tussen de piramides voor de pijler Natuurlijkheid (zie Figuur 1-1). Dit was aanleiding voor de Projectgroep Evaluatie en Rapportage tot het formuleren van een onderzoeksvoorstel voor een gedeeltelijke herziening van de Evaluatiemethodiek. Hierbij is de “zandloper-benadering” (Figuur 1-2) samen met de verhaallijnen geïntroduceerd.



Figuur 1-1. De Piramides voor natuurlijkheid en de toetsparameters Flora en Fauna, in huidige methodiek

De **zandloper-benadering** is toegepast binnen de evaluatiemethodiek door de bestaande piramides in dit denkraam te plaatsen om de evaluatie van het functioneren van het Schelde-estuarium beter te structureren. In het bijzonder is het een kader om te denken in responsrelaties tussen (sturende) abiotiek en (daarop reagerende) biotiek, met een complex voedselweb. De onderkant van de zandloper wordt gevormd door de piramides waterkwaliteit, waterbeweging, morfologie en leefomgeving.



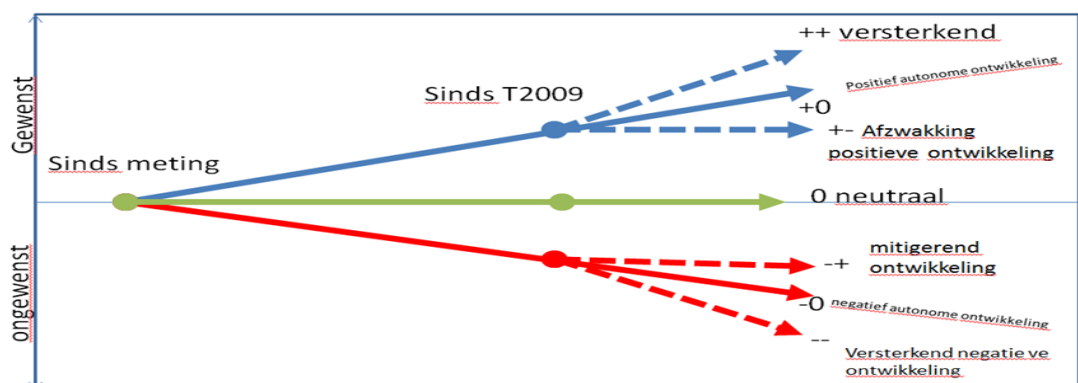
Figuur 1-2. Visualisatie zandloperbenadering met piramides uit evaluatiemethodiek. Abiotische randvoorwaarden bepalen leefomstandigheden voor biota en er is het voedselweb, met primaire producenten aan de basis.

Met **'verhaallijnen'** worden de relaties tussen elementen van de zandloper beschreven. Het zijn feitelijk (verzamelingen van) hypothesen over het effectieve functioneren van het estuarium, zowel trofische relaties als afhankelijkheden van waterkwaliteit, leefomgeving etc. Samen beschrijven ze de (belangrijkste) wijzen waarop veranderingen in de abiotiek doorwerken in Flora en Fauna. Trends in de data van Flora en Fauna kunnen zo getracht te worden verklaard. Daarmee kunnen uitspraken worden gedaan over het functioneren van het estuarium in brede zin en de invloed van menselijke ingrepen in het bijzonder (zie 'doel van de T-rapportages' in 2.1). De verhaallijnen vormen zo een soort routekaart door de data bij het maken van een T-rapportage.

De verhaallijnen brengen dus de waarnemingen in de piramide Flora en Fauna gestructureerd met elkaar en met de veranderingen in abiotiek in verband. De verwachting is dat het zo mogelijk is een meer samenhangende evaluatie van het systeem-functioneren uit te voeren, met inzicht in de belangrijke knelpunten voor Flora en Fauna.<sup>1</sup> Dit maakt het mogelijk vragen te beantwoorden als 'liggen de oorzaken van veranderingen in trends binnen het estuarium?' en 'zijn de trends aangedreven door menselijk handelen?'. De laatste vraag beantwoorden is, zie vorige alinea, een belangrijk doel van de systeemmonitoring.

<sup>1</sup> Dit sluit ook aan op de systeemanalyse die in het kader van de Lange Termijn Perspectief-Natuurlijkheid (en die op zich ook weer was geïnspireerd door de huidige evaluatiemethodiek).

De projectgroep concludeerde eind 2018 ook dat de beoordeling van de analyseresultaten verbetering behoeft, om beter rekening te kunnen houden met de autonome ontwikkeling (Figuur 1-3). Het uitwerken daarvan is geen onderdeel van de opdracht voor dit rapport, maar wordt gememoreerd in verband met vervolgonderzoek. **Dit vervolg moet voor de nieuwe rapportage begint zijn uitgewerkt.** Een lastige opgave hierbij zal de definitie van autonome ontwikkeling zijn.



Figuur 1-3. Mogelijke beoordeling van ontwikkelingstrends te kwantificeren op basis van absolute trends met zeven beoordelingsklassen en een sterkere afbakening in ruimtelijke en temporele schaal

### 1.3 Werkwijze

#### Vraagstelling voor dit rapport

In voorjaar 2019 hebben de voorzitters van de projectgroep Evaluatie en rapportage aan Deltares gevraagd de uitwerking van de aanpak via zandloper en verhaallijnen op te pakken. Volledig herschrijven van alle hoofdstukken van de evaluatiemethodiek werd niet nodig geacht.

De hoop was dat alleen wijzigingen in de samenvatting en het hoofdstuk over de werkwijze van de evaluatiemethodiek (via een 'routekaart' door de evaluatiemethodiek) voldoende zijn. Snel werd duidelijk dat dit onvoldoende was voor de piramide Flora en Fauna (zie 2.2). Insteek bleef om met adviezen te komen op het niveau van de parameters die met behulp van data-analyse afgeleid kunnen worden: rekenparameters en verklarende parameters. Gevraagd is ook de kennisleemten te geven die (mochten ze) opgevuld kunnen worden) de mogelijkheden tot evaluatie belangrijk verbeteren.

#### Gebruik expertworkshops

Er is gekozen voor een grondige aanpak. Cruciaal en sturend daarin waren workshops met gebieds- en ecologische experts. In de eerste workshops werd verkend 'welke verhaallijnen het hardst nodig zijn om het functioneren van het ecosysteem te beschrijven'<sup>2</sup>. In die workshops is overeenstemming bereikt over de verdere aanpak om de verhaallijnen op te bouwen. Belangrijk element was dat trends van groepen organismen in Flora en Fauna meer geanalyseerd moeten worden in het licht van hoe deze groepen het estuarium gebruiken. Hiervoor is de bundeling in 'soortgroepen' ontwikkeld, waarbij ook de functie als voedselbron voor andere biota in acht werd genomen. Voor elke soortgroep werd de opgave de sturende factoren te identificeren, op basis van literatuur en aanvullende hypothesen. Dit zijn in wezen de 'verhaallijnen'.

Deze methodiek is gehanteerd in de daaropvolgende workshops. Deze waren gericht op steeds andere groepen van de fauna van het estuarium, cf. de indeling in de bestaande

<sup>2</sup> Cf. voorstel projectgroep 'bekijken welke lijnen in eerste instantie gewenst zijn voor samenhang en duiding oorzaak-gevolg'

piramide 'Flora en fauna' van de evaluatiemethodiek: algen, macrozoöbenthos (bodemdieren), zoöplankton, vogels, vissen. Er zijn geen workshops geweest over 'vegetatie' en 'zeezoogdieren'. Wel was er een aparte workshop voor het 'hyperbenthos'.

In de workshops kwam niet alleen de wetenschappelijke kennis (hypothesen) aan bod die de verhaallijnen moeten vormen, maar ook de beperkingen die er zijn in monitoring en data. Beiden zijn onderdeel van het advies over verbetering van de evaluatie, gegeven de huidige data en kennis.

### **Betekenis van dit rapport voor andere piramides in de evaluatiemethodiek**

De adviezen die worden gegeven m.b.t. sturende abiotische factoren hebben impact op andere piramides, in het bijzonder Leefgebieden en Waterkwaliteit. Als er verklarende parameters nodig zijn die nu nog niet worden berekend zullen die moeten worden toegevoegd. Anderzijds kan zo bekeken worden welke van de parameters die nu berekend worden niet bijdragen aan de analyse van Flora en Fauna en vanuit dat perspectief kunnen vervallen, dus een vereenvoudiging.

### **Geen piramide ecologisch functioneren meer nodig**

De integrale benadering van het functioneren van het estuarium voor flora en fauna vervangt ook de piramide ecologisch functioneren. De samenhangende analyse en evaluatie via zandloper en verhaallijnen maken dat geen aparte set indicatoren voor ecologisch functioneren nodig is. Bij dit advies speelt zeker mee dat in de bestaande methodiek de piramide 'ecologisch functioneren' niet goed uit de verf is gekomen. Ze was gebaseerd op energiestromen door het voedselweb en dit was niet succesvol vanwege grote bandbreedtes in zowel te hanteren referenties als bij interpretatie van de data en door het gebrek aan goede gegevens over een deel van de gehanteerde meetgrootheden. Bovendien is het een open estuarium. Veel belangrijke ecologische groepen zijn maar een deel van de tijd in het estuarium aanwezig en een (vaak groter) deel van de tijd elders.

### **Leeswijzer**

In hoofdstuk 2 staan algemene aspecten en overwegingen voor het anders inrichten van de piramide Flora en Fauna. De resultaten per groep staan in de hoofdstukken 4 tot en met 10, inclusief de adviezen voor handhaving of wijziging van de parameters die in de T-rapportages moeten komen. Hoofdstuk 11 behandelt het vervolg en hoe te evalueren.

## 2 Algemene aanpak piramide Flora en Fauna

### 2.1 Doel 6-jaarlijkse evaluatie

#### **Verdrag voor beleid en beheer en OS2010**

De gezamenlijke evaluatie van het functioneren van het estuarium is vastgelegd in het Verdrag voor beleid en beheer (2005). Daarin staat (in iets samengevatte vorm):

- De fysieke systeemkenmerken van het estuarium moeten in hun natuurlijke dynamiek behouden blijven. Hiertoe wordt monitoring verricht, op basis van een gezamenlijk plan.
- De monitoring heeft tot doel:
  - o opvolgen en bewaken van de morfologische evolutie;
  - o scheppen van wetenschappelijk kader voor het ondersteunen van plannen, programma's en projecten;
  - o toetsing van de effecten van in uitvoering zijnde en uitgevoerde projecten.

De verdragstekst verwijst naar de Ontwikkelingsschets 2010 (OS2010), waarin het doel van de monitoring en evaluatie nog iets uitgebreider is beschreven:

“De monitoring en evaluatie tijdens en ná uitvoering van projecten en maatregelen heeft bijzondere aandacht voor:

- de effecten van de verruiming op de morfologie, de waterhuishouding en de ecologie;
- de effecten van de gehanteerde stortstrategie;
- de resultaten van aanvullend onderzoek (met name morfologisch modelonderzoek);
- de resultaten van het onderzoek naar een alternatieve stortstrategie;
- de vraag of de effecten op de natuur zich voordoen als voorzien en de mitigatiemaatregelen het beoogde effect sorteren;
- bedoelde (en onbedoelde) effecten van de “natuurontwikkelingsprojecten”

Het advies is, als in of via dit rapport vragen opkomen over nut en noodzaak van monitoring en evaluatie, terug te gaan naar de doelen die in het verdrag en de OS2010 staan. Uiteraard zijn die verder ingevuld door besluiten in de VNSC, maar het reikt te ver in het kader van dit rapport om die volledig uit te zoeken.

#### **Gezamenlijk monitoringsplan**

Gevolg gevend aan de afspraken in het verdrag en OS2010 is het MONEOS-programma ontwikkeld (Meire en Maris, 2008). Doel is te komen tot een aanpak waaronder alle monitorverplichtingen uit Europese, bilaterale en nationale verplichtingen vallen, maar die ook gericht is op beleidsvragen. Wat exact onder die beleidsvragen moet vallen wordt niet genoemd, maar het zijn logischerwijs in ieder geval de zaken die in de OS2010 zijn genoemd.

De belangrijkste bovengenoemde verplichtingen worden gevormd door de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) en de Europese natuurrichtlijnen. Het MONEOS-rapport legt ook uit dat een deel van de extra inspanning die wordt voorgesteld het gevolg is van nieuwe verplichtingen daarin. Meer extra inspanning volgt uit de interpretatie van het verdrag en de OS2010 dat systeemmonitoring nodig is. Het rapport concludeert dat de monitoring zich moet richten op variabelen die essentieel zijn om het systeem te kunnen beschrijven. Hierbij moesten de auteurs zelf komen tot keuzes, gezien volgend citaat “De

*algemene doelstellingen zoals geformuleerd in de LTV en de OS2010 zijn het meest omvattend maar zijn (op een aantal variabelen na, bv. diepte vaargeul, veiligheid) ook niet nauwkeurig geformuleerd noch gekwantificeerd, maar hebben eerder betrekking op het behoud van robuuste natuur en een dynamisch estuarium waar natuurlijke processen plaatsgrijpen”*

Het maken van een evaluatiemethodiek en die vervolgens toepassen in T2009 en T2015 toetst in feite ook de keuzes en conclusie uit het MONEOS-rapport over hetgeen dat nodig is om het systeem te kunnen beschrijven.

### **Eerste en volgende versies evaluatiemethodiek**

De uitgangspunten van de methodiek werden de beleidsdoelstellingen uit de lange termijnvisie. De verdragstekst ‘...fysieke systeemkenmerken van het estuarium moeten in hun natuurlijke dynamiek behouden blijven...’ werd in de eerste versie van de evaluatiemethodiek iets verbreed tot ‘het goed functioneren van het ecosysteem<sup>3</sup>. De inzet was tot een beperkte set indicatoren te komen en te zorgen voor duidelijke criteria. Daarmee moet elke zes jaar een T-rapport worden opgesteld dat:

- de waarden van indicatoren / parameters geeft, in historisch perspectief;
- trends en trendbreuken bepaalt en relateert aan andere trends en ontwikkelingen;
- een uitgevoerde ruimtelijke analyse weergeeft;
- (met bestaande kennis) analyseert wat oorzaken kunnen zijn van trends en trendbreuken.

## **2.2 Bestaande aanpak (T2009 en T2015) en richtingen verbetering**

### **2.2.1 Keuzes piramide Flora en Fauna als van toepassing in vorige T-rapporten**

Voor het evalueren van de beleidsdoelstelling voor natuurlijkheid is de evaluatiemethodiek niet gebleven bij de wettelijke verplichtingen (waaronder de doelstellingen in het kader van N2000). Er is getracht via de piramides ‘Flora en Fauna’ en ‘Ecologisch Functioneren’ een aanvullend en integraler toetsingskader te ontwikkelen.

De piramide ‘Flora en Fauna’ is daarbij geïnterpreteerd als een toetsingskader voor ‘biodiversiteit’. Op basis van wetenschappelijke literatuur werd een aanpak ontwikkeld op basis van (i) indices, naast gericht kijken naar de ontwikkeling van (ii) cruciaal geachte soorten voor het functioneren, de sleutelsoorten, en het in kaart brengen van (iii) exoten. Deze drie ‘rekenparameters’ moesten worden toegepast voor zeven groepen in het voedselweb: Vogels, Zoogdieren, Vissen, Benthos, Zoöplankton, Algen en Vegetatie.<sup>4</sup>

De basisaanname die in de eerste versie van de evaluatiemethodiek staat is ‘...*angezien al veel diversiteit is verloren gegaan in de Schelde, wordt elke verdere achteruitgang negatief beoordeeld*’.

Voor de piramide ‘Ecologisch Functioneren’ was doorstroming van energie het vertrekpunt. In paragraaf 1.3 is al uiteengezet tegen welke problemen men daarbij aanloopt.

---

<sup>3</sup> Dit lijkt een iets breder en daarom misschien nog lastiger te operationaliseren begrip.

<sup>4</sup> Deze groepen bepalen ook de structuur van dit rapport; met aanpassing dat (i) Fytoplankton is verbreed tot ‘primaire productie’ (benthische algen erbij) en (ii) Hyperbenthos apart behandeld wordt vanwege de eigen plaats in het voedselweb.

### 2.2.2 Intactness indices

In de vigerende methodiek (Maris et al, 2014) wordt uitvoerig gerapporteerd over de overwegingen om een intactness index te gebruiken. Er is een eenvoudige versie die gericht is op de analyse van het aantal soorten (occurrence intactness index) of een complexere waarbij ook de omvang van de populaties wordt meegewogen (abundance intactness index).

De huidige methodiek maakt voor vogels en macrozoöbenthos gebruik van abundance en spreekt de wens uit dit voor vissen ook te doen. Dit laatste kon echter niet uitgewerkt worden. Voor de overige soortgroepen valt men voornamelijk terug op een intactness index gebaseerd op 'occurrence'. Bij het gebruik van de indexen moet rekening worden gehouden met de trefkans in de monitoring. Dit is uiteindelijk niet gedaan vanwege uitvoerbaarheid. Voor vegetatie werd in plaats van met een 'abundance index' gewerkt met oppervlakten van vegetatietypen. Dit is een analyse die aansluit bij de benadering zoals deze in 'leefgebieden' wordt gehanteerd, sterk gebaseerd op arealen, veelal overeenkomend met de verschillende ecotopen waarover met ecotopenkaarten wordt gerapporteerd. Voor de Zeeschelde is er geen opdeling in schorecotopen in die kaarten.

In de praktijk blijkt het lastig een oordeel te verbinden aan de analyse van beide indices (b.v. Barneveld et al., 2018a, b en c) en/of deze te verbinden aan veranderingen in het systeem en zo de trends te verklaren. Vastgesteld werd dat het aantal aangetroffen soorten bij veel groepen zeer sterk afhankelijk is van de geleverde monitorinspanning. Als daarin een verandering komt (wat in Nederland ook bij diverse groepen is gebeurd) kan geen doorlopende trend meer worden bepaald.

De vragen 'welke diversiteit is minimaal nodig?' en 'hoeveel van een soort moet minimaal aanwezig zijn?' konden al bij het opstellen van de methodiek niet beantwoord worden en maakte het komen tot een oordeel zeer lastig. Feit blijft ook dat dit antwoord niet vereist is om te voldoen aan de wettelijke kaders.

Op basis van het voorafgaande en ondersteund door de resultaten van discussies in de workshops is **het advies de intactness indices niet meer als rekenparameter te gebruiken waarvoor ook een beoordelingscriterium nodig is. De consequentie van dit advies is dat de T-rapportages niet meer gericht zijn op geven van een oordeel over trends in biodiversiteit.** Merk op dat dit met de bestaande aanpak ook niet gelukt is. Het oordeel over biodiversiteit is nu impliciet deel van de beoordeling van het functioneren van het estuarium via de verhaallijnen (zie 2.3).

De vraag staat nog open of het zinvol is in een volgend analyserapport de indexen wel te blijven berekenen. Wat ervoor pleit is dat door deze vorm van data-analyse trends in de soortensamenstelling zichtbaar worden. Wat daar weer tegen pleit is dat terugbrengen van veel informatie tot één getal een extra tussenstap is. Voor interpretatie moet namelijk altijd teruggedaan worden naar de basisinformatie en er is het risico dat door de aggregatie informatie verloren gaat. Als een index niet verandert kunnen er toch wijzigingen zijn opgetreden die relevant zijn voor de evaluatie. Binnen de scope van dit rapport kan hierover geen sluitend advies gegeven worden. **Het advies is het berekenen van de index in een volgend analyserapport alleen te handhaven als een (korte vervolgstudie de meerwaarde duidelijk maakt.**

### 2.2.3 Sleutelsoorten

In de vigerende methodiek worden sleutelsoorten geëvalueerd vanwege i. de bijzondere bescherming die ze genieten of ii. de rol in het ecologisch functioneren. Voor sleutelsoorten vraagt de methodiek een kwantitatieve evaluatie.

Wettelijke verplichtingen maken het nodig soorten die bijzondere bescherming genieten te monitoren, in het bijzonder als hiervoor instandhoudingsdoelstellingen zijn opgesteld



(N2000). Het **advies over rapportage en evaluatie van soorten met een bijzondere bescherming is om in de T-rapportage maximaal aan te sluiten bij de wettelijke rapportageverplichtingen**. Beoordeling gebeurt op basis van referentiewaarden / doelstellingen die worden ontleend aan de kaders van KRW en N2000.

De groep sleutelsoorten (die buiten de KRW en N2000 vallen en alleen zijn gekoppeld aan de rol in het -ecologisch- functioneren) zullen in de nieuwe, aangepaste methodiek worden geanalyseerd en gerapporteerd als deel van de soortgroepen<sup>5</sup>. Eigenstandige beoordeling van de trend van die soorten in het evaluatierapport wordt niet geadviseerd. Er is ook geen referentiewaarde vast te stellen die een beoordeling tot rood of groen goed mogelijk maakt. Het kiezen en evalueren van dit type sleutelsoorten is tot nu toe ook zeer lastig gebleken. **Het advies is dit type sleutelsoorten niet langer apart op te ter evaluatie** (maar uiteraard wel te presenteren in het analyserapport). In vervolgwerk is onderzoek voorzien in de vorm van oefenen met de nieuwe methodiek, wat ook inzicht geeft of een toestandsbeoordeling van de ontwikkeling van soortgroepen (rood/groen) ook gewenst is en zo ja, via welke methode (zie vraagstelling Figuur 1-3)

#### 2.2.4 Informatie over exoten

In de vigerende methodiek is de algemene lijn 'bereken de trend in aantal soorten en elke toename is ongewenst'. Het nadeel hiervan is dat een negatieve beoordeling geen relatie hoeft te hebben met het functioneren van het estuarium, omdat de komst van een exoot vaak oorzaken daarbuiten heeft.

In de workshops van dit project kwam naar voren dat niet zozeer van belang was dat nieuwe soorten zich vestigen (waarbij het niet eenduidig is wanneer er sprake is van een exoot), maar dat er signalen naar beleid en beheer gegeven moeten worden als er soorten komen die ontwrichtend kunnen werken in het voedselweb en/of de abiotiek van delen van het estuarium veranderen. Ook is aangetekend dat in aantal gevallen een exoot ondersteunend was in het functioneren van het estuarium, soms afhankelijk van de doelstelling van waaruit men kijkt.

**Het advies voor toekomstige T-rapportages is minimaal verslag te doen van het aantal nieuwe soorten in het estuarium.** Deze data kunnen eenvoudig uit de monitoringsrapporten worden gehaald. Dit wordt, indien mogelijk, aangevuld met een indicatie van de kans op ongewenste effecten op het ecosysteem of anderszins

Op basis van de huidige toestand van het estuarium is wel een aantal soorten te benoemen die als exoot gevolgd zouden moeten/kunnen worden omdat ze de abiotiek sterk negatief beïnvloeden (b.v. Chinese wolhandkrab, zie hoofdstuk 7) of een belangrijke verklarende factor zijn geworden in het voedselweb (b.v. Amerikaanse Ribkwal, zie hoofdstuk 6 of de Japanse oester, die als belangrijke ribbouwer en grote filtreerder van primaire productie fungeert). Een dergelijke selectie maakt nu geen deel uit van de evaluatiemethodiek en ontwikkelingen erin worden niet of nauwelijks opgenomen in de T-rapportage. Een kort overzicht van wat er aan soortspecifieke informatie in de T-rapportage is opgenomen staat in Tabel 1. Via vervolgwerk kan dit nader uitgewerkt worden.

---

<sup>5</sup> Groepen met een vergelijkbaar gebruik van het systeem en/of deel van het voedselweb en op basis van de rol die ze zelf spelen in het voedselweb.

Tabel 1: Belangrijkste exoten per groep volgens analyserapport T2015

Groep	Meest talrijke en/of belangrijke exo(o)t(en)
<b>Vegetatie</b>	Geen grote oppervlakte 'echte exoten', maar het 'ingeburgerde' Engels slijkgras zorgt voor slechte staat van habitattypen 'Schorren met Slijkgrasvegetatie' in Westerschelde. In Zeeschelde vooral Reuzenbalsemien.
<b>Fytoplankton</b>	Geen duidelijk beeld, lijkt geen probleem
<b>Bodemdieren</b>	13 soorten Westerschelde, 9 soorten Zeeschelde <sup>6</sup>
<b>Zoöplankton</b>	Vrijwel geen exoten, positieve evaluatie
<b>Hyperbenthos</b>	Wolhandkrab, vooral verstoring in bovenlopen Zeeschelde. Echter niet als exoot gerapporteerd in T2015.
<b>Vissen</b>	Snoekbaars, blauwbandgrondel en zwartbekgrondel in de Zeeschelde (beperkte aantallen)
<b>Vogels</b>	Ganzen, met name de Canadese gans

## 2.3 Algemene aanbevelingen

### Naar een nieuwe aanpak met verhaallijnen

De belangrijkste vernieuwing van het werken via verhaallijnen is de nadruk op de relaties tussen soorten (in het voedselweb) en het gebruik van het estuarium en langs die weg tot een integrale evaluatie van het functioneren te komen. De voorstellen in dit rapport zijn mede het resultaat van de keuze het aantal te beschouwen relaties trachten te beperken (groepen in plaats van alle soorten). Dit beperkt niet alleen de complexiteit van de evaluatie, maar is ook nodig vanwege beperkingen in data (significantie in trends kan beter worden onderzocht).

Op basis hiervan wordt in elk van de volgende hoofdstukken gezocht naar een zinvolle indeling in soortgroepen en een overzicht gegeven van wat bekend is over de sturende factoren voor de ontwikkeling van een soortgroep (literatuur, samenhangende set hypothesen, tot aan fysische en chemische parameters). De sturende factoren zijn op hoofdlijnen ingedeeld in:

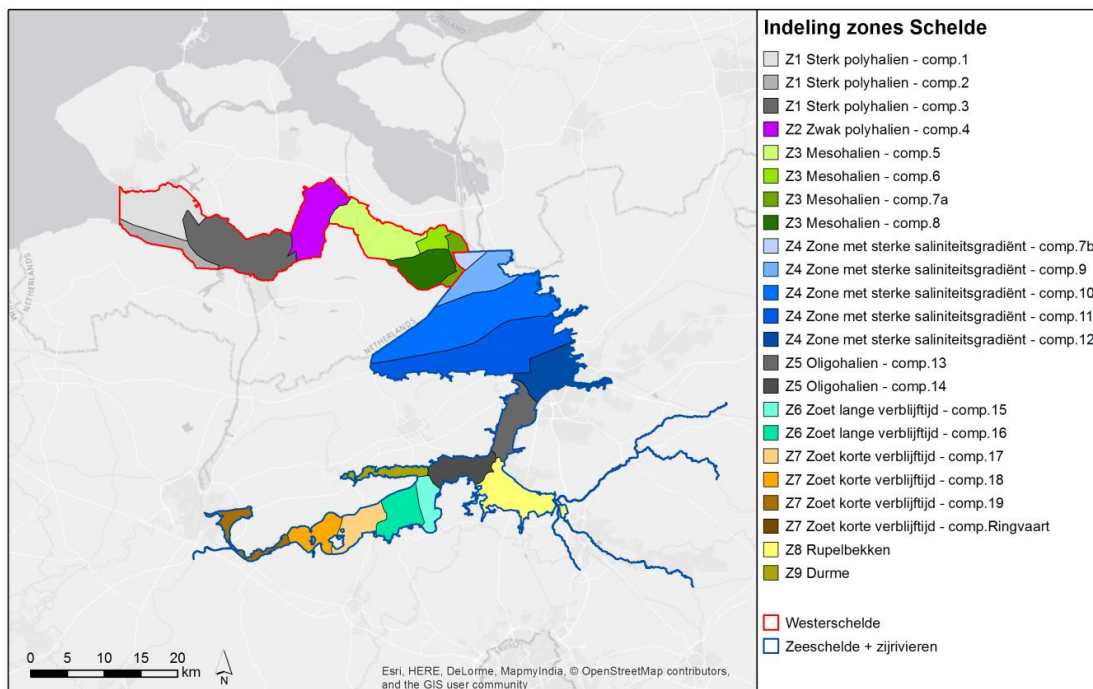
- Voedselrelaties (biotische relaties, concurrentie, predatie enz.), wat bij analyse betekent het koppelen van data binnen de piramide Flora en Fauna;
- Waterkwaliteit (bij analyse koppelen aan data in die piramide);
- Leefgebieden (bij analyse koppelen aan data in die piramide), die nodig kunnen zijn voor bereiken van voedsel of voor specifieke delen van de levenscyclus (broedgebieden, paaigebieden etc.);
- Externe factoren en verstoringende werking exoten (koppelen aan specifieke data).

In de specifieke hoofdstukken per groep wordt aangegeven welke van bovenstaande factoren sturend zijn en wat de bijbehorende variabelen zijn (geanalyseerde data). Ze bevatten ook een samenvatting van de hypothesen die er zijn over de relaties.

<sup>6</sup> Hieronder de Japanse Oester (*Crassostrea gigas*), die duidelijk invloed heeft op de vorming van leefgebieden, maar waarvan niet duidelijk is hoe dit te waarderen. Andere belangrijke, als exoten aangemerkte soorten die inmiddels zonder grote problemen deel uitmaken van het ecosysteem zijn de Amerikaanse zwaarschede (*Ensis*), de strandgaper (*Mya arenaria*), de driehoeksmossel (*Dreissena polymorpha*) en zijn familielid de Quaggamossel (*Dreissena bugensis*). Voor Zeeschelde is aanvullend (na T2015) gemeld dat brakwatermossel toegevoegd moet worden, evenals een aantal mogelijke probleemsoorten in de brakwaterzone die nu nog onder de radar blijven omdat bijbehorend substraat niet wordt bemonsterd.

## Ruimtelijke differentiatie nodig bij analyseren soortgroepen

De sturende factoren per soortgroep zijn niet uniform binnen het estuarium. De saliniteit is een zeer belangrijke verklarende variabele voor het voorkomen van soorten, zowel direct als indirect via het voedselweb (b.v. type voedsel dat beschikbaar is voor vogels). Dit betekent dat verklaringen voor ontwikkelingen via verhaallijnen vaak verschillend zijn in delen, gaand van stroomopwaarts tot stroomafwaarts. Hierbij is aansluiting nodig met de Schelde-compartimenten Z1 naar Z9 (zie Figuur 2-1 en Tabel 1). Direct is te zien dat een belangrijke 'grens' ligt bij de overgang van Zeeschelde en Westerschelde. Tussen deze twee delen van het estuarium is veelal ook onderscheid te vinden in wijze van monitoring en beleid en beheer, uiteraard grotendeels veroorzaakt doordat het gaat om twee uitwerkingen van bilaterale afspraken en EU-regels die niet hetzelfde uitgewerkt en toegepast zijn in Nederland en Vlaanderen. Hierom zijn in veel hoofdstukken aparte secties voor Zeeschelde en Westerschelde te vinden.



Figuur 2-1. Indeling in zones van het estuarium op basis van saliniteit (overgenomen uit Barneveld 2018b),

Tabel 2: Indeling in zones van het estuarium op basis van saliniteit (aangepast uit Barneveld 2018b)

Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3		
		nr	Schelde zone	zoutgehalte
Schelde-estuarium	Wester-schelde	Z1	Sterk Polyhaliene zone	jaarrond Cl 10-17 g/l
		Z2	Zwak Polyhaliene zone	zomer Cl 10-17 g/l, minder bij hoog debiet
		Z3	Mesohaliene zone	meestal Alpha-mesohalien (Cl 5-10 g/l)
	Zeeschelde	Z4	Zone met sterke saliniteitsgradiënt	gemiddeld Beta-mesohalien (Cl 3,5-5,5 g/l) bij lage debieten A-mesohalien Bij hoge debieten oligohalien tot zoet
		Z5	Oligohaliene zone	Oligohalien: Cl 0,3-3 g/l bij hoge debieten zoet
		Z6	Zoete zone met lange verblijftijd	Zoet; Cl < 0,3 g/l; lange verblijftijd
		Z7	Zoete zone met korte verblijftijd	Zoet; Cl < 0,3 g/l; korte verblijftijd
	Zijrivieren	Z8	Rupelbekken	Oligohalien (Cl 0,3-3 g/l) tot zoet
		Z9	Durme	

## Hoofdlijn / uitgangspunten advisering

In de hoofdstukken 4 tot en met 10, worden per ecologische groep adviezen gegeven over (i) aanpassingen in de evaluatie en beoordeling, (ii) monitoring van biota en (iii) belangrijkste kennisleemten. Veel meer dan in de vorige versies ligt nu de **nadruk op het 'kennen van gebruik van het areaal'**. Via deze verklarende lijn ligt een belangrijke relatie met het beleid en beheer van het estuarium. Zoals in de secties 2.1 en 2.2 uiteen is gezet, is het evalueren van menselijke ingrepen een belangrijke motivatie voor het maken van de T-rapportages. Waar de kennis van het gebruik van het areaal onvoldoende is voor die evaluatie kan dit aanleiding zijn voor aanbevelingen in monitoring of kennisontwikkeling.<sup>7</sup>

### Voor de piramide Flora en Fauna is het advies te evalueren m.b.t.:

- De **wettelijke rapportageplichten** (KRW en gerelateerd aan N2000), waarbij trends in te rapporteren indicatoren worden beoordeeld cf. hetgeen is uiteengezet in Figuur 1-3. Dit moet nog uitgewerkt worden (vervolgwerk). Een belangrijke vraag is of het relateren aan de situatie 'sinds begin meting' voldoende duidelijk is. Datareeksen kennen alleen al verschillende beginpunten.<sup>8</sup>
- Het **functioneren** van het estuarium, via het denken in het zandlopermodel en gebruik makend van verhaallijnen. Voor een dergelijke evaluatie bestaan echter geen ondubbelzinnige referentiewaarden. Het advies is de beoordeling te doen met een benadering waarbij experts gezamenlijk tot conclusies komen (duiding geven aan de ontwikkelingen, op basis van de systeemkennis en hypothesen van dit rapport). Het advies is daarmee de metafoor van het 'kookboek' te verlaten. Het 'hoe' hiervan is nog niet uitgewerkt. Op basis van een voorziene 'oefening' met de nieuwe methodiek en de data van de T2015 kunnen de eerste stappen gezet worden (vervolgwerk).

### Uniforme structuur hoofdstukken 4 tot en met 10.

De hoofdstukken hierna bespreken de ecologische groepen in het voedselweb. De structuur daarbij is zo vergelijkbaar mogelijk gehouden. Na een beschrijving van de groep en de soorten die erin te onderscheiden zijn worden de relaties besproken met aspecten van waterkwaliteit, leefgebied en voedselweb. Dit zijn de zogenaamde sturende factoren. Dit deel wordt steeds afgesloten met overzichtsfiguren, waarin de relaties binnen de evaluatiemethodiek per soortgroep worden benadrukt.

## 2.4 Referenties

Barneveld H., R.P. Nicolai, M. van Veen, S. van Haaster, T.J. Boudewijn, J.W. de Jong, K. van Didderen, R.J.W. van de Haterd, P.P. Middenveld, S. Michielsen, I. Van de Moortel, C. Velez en E. de Wilde, 2018a. Analyserapport. T2015-Rapportage Schelde-estuarium. HKV lijn in water, Bureau Waardenburg en Antea. Juni 2018.

Barneveld H., R.P. Nicolai, T.J. Boudewijn, J.W. de Jong, K. van Didderen, R.J.W. van de Haterd, I. Van de Moortel en C. Velez 2018b. Evaluatierapport. T2015 Rapportage Scheldeestuarium. HKV lijn in water, Bureau Waardenburg en Antea. Juni 2018.

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

---

<sup>7</sup> Bijvoorbeeld monitoring van het laagwater habitatgebruik van vogels in de Westerschelde, wat nu tijdelijk gedaan wordt binnen een onderzoeksprogramma.

<sup>8</sup> Trends blijven gerapporteerd op basis van alle beschikbare data. Afspraken vooraf zijn nodig over de beoordelingsperiode

- Depreiter, D., Cleveringa, J., Laan van der, T., Maris, T., Ysebaert, T. en Wijnhoven, S. 2014. T2009 rapportage Schelde estuarium. IMDC, ARCADIS, Universiteit Antwerpen, IMARES, NIOZ. 077698096:A – Definitief C03041.002718.0400. 7 mei 2014.
- Holzhauser, H., Maris, T., Meire, P., Van Damme, S., Nolte, A., Kuijper, K., Taal, M., Jeuken, C., Kromkamp, J., Van Weesenbeeck, B., Van Ryckegem, G., Van den Bergh, E., Wijnhoven, S. (2011). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Fase 2. Projectnummer DELTARES 1204407, Universiteit Antwerpen, ECOBE rapport 011-R148
- Maris, T. A. Bruens, L. van Duren, J. Vroom, H. Holzhauser, M. De Jonge, S. Van Damme, A. Nolte, K. Kuijper, M. Taal, C. Jeuken, J. Kromkamp en B. van Wesenbeeck, G. Van Ryckegem, E. Van den Bergh, S. Wijnhoven en P. Meire. (2014). Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, update 2014. Deltares, Universiteit Antwerpen, NIOZ en INBO. Deltares rapportnummer 1209394.
- Meire, P. en T. Maris. (2008). MONEOS. Geïntegreerde monitoring van het Schelde-estuarium. Rapport ECOBE 08-R-113. Universiteit Antwerpen, Antwerpen.
- Anonymus (2000). Langetermijnvisie Schelde-estuarium 2030. 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.
- ProSes (2005). Ontwikkelingsschets 2010 Schelde-estuarium; Besluiten van de Nederlandse en Vlaamse regering. ProSes, Bergen op Zoom, februari 2005
- Scheldeverdrag (2005a). 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
- Scheldeverdrag (2005b). Verdrag tussen het Koninkrijk der Nederlanden en het Vlaams Gewest inzake de samenwerking op het gebied van het beleid en het beheer in het Schelde-estuarium, Middelburg, 21 december 2005

## 3 Vegetatie

### 3.1 Introductie

Met vegetatie worden bedoeld de macrofyten die groeien op de schorren in het estuarium. Van de macrofyten die in de waterkolom leven, maken alleen de zeegrassen ook deel uit van deze evaluatiemethodiek. Momenteel vinden we echter nauwelijks zeegrassen in het Schelde-estuarium. Vegetatie is in de huidige methodiek onderdeel van twee piramides:

1. Leefomgeving: Als verklarende parameters voor leefomgeving
2. Flora & Fauna: Toetsparameter met (net als de andere toetsparameters in deze piramide) diversiteit, sleutelsoorten en exoten als rekenparameter.

Dit rapport richt zich in het bijzonder op de piramide Flora en Fauna en dit hoofdstuk zal daarom ingaan op de intrinsieke (floristische) waarde van vegetatie en de rol in het voedselweb. Het komen tot beter monitoren en beoordelen van schorren als leefgebied is geen doel van dit rapport.

In tegenstelling met de andere soortgroepen (hoofdstukken 4 tot en met 10) is er relatief weinig aandacht gevraagd (weinig kritiek op huidige evaluatiemethodiek bekend) voor een betere beoordeling van de macrofyten in het estuarium via verhaallijnen. Er is daarom tot aan schrijven van dit rapport alleen beperkte consultatie van experts geweest hierover. Dat wordt alsnog als een omissie gevoeld, want ook dit onderdeel van Flora en Fauna zal in de toekomst geëvalueerd blijven worden. Geadviseerd wordt deze omissie alsnog in te vullen en ten tijde van schrijven van dit rapport worden hier stappen voor ondernomen.

Nu volgt een beknopt overzicht van de macrofyten, gebaseerd op de T-rapportages.

### 3.2 Rol in voedselweb

Macrofyten vormen de structurerende levensvorm op de schorren van het Schelde-estuarium. De soortensamenstelling en productie bepalen in belangrijke mate het belang en functie van de schorren in het ecosysteem. Hierbij speelt het areaal van de schorren (en vegetatietypes), structurele habitatkwaliteit (topografische index, connectiviteit) en de biologische habitatkwaliteit (vegetatiediversiteit en de verdeling van de vegetatiezones of ecotopen) een rol. Dit is grotendeels van belang voor de piramide 'leefgebieden'.

Voor de rol van schorren in het functioneren van het estuarium (dus voornamelijk als leefgebied c.q. ecotoop) zijn goede publicaties beschikbaar. De richtinggevende hypothesen over ontstaan en evolutie van schorareaal vegetatie gaan in op de relatie tussen waterbeweging, sedimentaanbod en aangroei of erosie van schorren. Aanname is dat voor de vestiging van schorvegetatie er gedurende een (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 (b.v. 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 (o.m. Schwarz et al, 2018, Bouma et al, 2016). Voor de Zeeschelde is een oeverbeheerplan beschikbaar dat criteria aandraagt voor besluitvorming over bescherming van schorranden tegen erosie. Ook is er een schorbeheerplan dat de interne gezondheidscriteria beschrijft.

### 3.3 Beschikbare data en kennis

Zowel in Nederland als in Vlaanderen is er momenteel een frequentie van vlakdekkende inventarisatie van eens per 6 jaar, via luchtfoto's en hyperspectraal-opnames die samen worden genomen en gecombineerd met de benodigde veldvalidaties (Spronk, 2011). Voor elke zesjaarlijkse evaluatie is er dus ten minste één nieuwe vegetatiekaart beschikbaar voor elke zone. Afhankelijk van de in het verleden onderscheiden klassen, lijkt het dat er nu minimaal 5 bruikbare vlakdekkende vegetatiekaarten voor de Westerschelde aanwezig zijn van respectievelijk de jaren 1993, 1998, 2004, 2010 en meest recentelijk in 2016 (Reitsma 2018).

De enige informatie over soorten komt uit opnames die zijn gemaakt ter onderbouwing van de typologie. De opnames liggen niet op vaste locaties en het aantal opnames is te beperkt om directe trends voor soorten te berekenen. Voor de Zeeschelde is gebruik gemaakt van de permanente kwadranten. De kwadranten zijn om de 3 jaar opgenomen. Na 2013 wordt dit 6-jaarlijks gedaan.

### 3.4 Huidige beoordelingsmethodiek

Voor de evaluatie binnen Flora & Fauna wordt nu gekeken naar soortendiversiteit, sleutelsoorten en exoten. Er is gebruik gemaakt van de Abundance Intactness Index op basis van oppervlakte van vegetatietypen (Barneveld et al. 2018). De Wester- en Zeeschelde hebben allebei een aparte beoordeling. Voor een positieve evaluatie van de Westerschelde mogen de arealen pionierschor op de platen, zeekweek, hoog schor en nitrofiële ruigte niet toenemen en het areaal van heen niet afnemen. Voor de Zeeschelde is in de evaluatiemethodiek opgenomen dat de oppervlaktes zilt grasland en brandnetel-/balsemienruigte niet mogen toenemen.

### 3.5 Discussie

Over de mate waarin het nodig is de vegetatie op te volgen vanuit de biodiversiteit (floristisch belang) kan nu geen goed onderbouwd advies worden gegeven. Vooralsnog is het advies, tot er een nadere studie naar evalueren van macrofyten is gedaan, alleen toestandsevaluaties van macrofyten uit te voeren die volgen uit de status als N2000-gebied.

Ook de evaluatie van macroalgen in het estuarium valt onder vegetatie. Macroalgen spelen echter, in vergelijking met fytoplankton en microfytobenthos, een geringe rol in het estuarium, met name door het geringe doorzicht in het systeem en de hoge dynamiek (Altenburg et al. 2018). Macroalgen staan daarom niet specifiek in de huidige Evaluatiemethodiek en dit lijkt nog steeds een juiste benadering. Het is uiteraard mogelijk dat in de toekomst hun rol in het systeem toeneemt en er niet langer in de evaluatie aan voorbij kan worden gegaan. Het advies is hier in elke zesjaarlijkse evaluatie kort aandacht aan te besteden en al dan niet te concluderen dat voorgaande aannamen nog steeds valide zijn.

In de Zeeschelde speelt ook (het verschuiven van) de saliniteitsgradiënt een belangrijke rol. Naarmate het zoutgradiënt verder landinwaarts trekt zal dit effect hebben op het voorkomen van zout-tolerante soorten.

### 3.6 Referenties

- Altenburg, W., G. Arts, J. G. Baretta-Bekker, T. van den Berg, M. G. van den Broek, R. Busken, R. Bijkerk, H. C. Coops, H. van Dam, G. van Ee, C. H. M. Evers, R. Franken, B. Higler, T. Ietswaart, N. Jaarsma, D. J. de Jong, A. M. T. Joosten, M. Klinge, D. Walvoort, R. A. E. Knobens, J. Kranenburg, W. M. G. M. van Loon, E. C. Stikvoort, and F. Twisk. 2018. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertype voor de kaderrichtlijn water 2021-2027. *Water*:375.
- Barneveld, H. J., R. P. Nicolai, T. J. Boudewijn, and I. Van de Moortel. 2018. T2015 Nota Evaluatie van de Evaluatiemethodiek.
- Bouma T.J., van Belzen J., Balke T., van Dalen J., Klaassen P., Hartog A.M., Callaghan D.P., Hu Z., Stive M.J.F., Temmerman S. 2016. Short-term mudflat dynamics drive long term cyclic salt marsh dynamics. *Limnology and oceanography* - ISSN 0024-3590 - 61:6(2016), p. 2261-2275. <http://dx.doi.org/doi:10.1002/LNO.10374>
- Reitsma, J. M. 2018. Toelichting bij de vegetatiekartering Oosterschelde 2007.
- Schwarz, C., Gourgue, O., Belzen, J. van, Zhenchang, Z., Bouma, T.J., Koppel, J. van de, Ruessink, G., Claude, N., Temmerman, S. 2018. Self-organization of a biogeomorphic landscape controlled by plant life-history traits. *Nature geoscience* - ISSN 1752-0894 - 11:9(2018), p. 672-677 <https://doi.org/10.1038/S41561-018-0180-Y>
- Spronk, G. 2011. Verslag Afstemming monitoring – Vegetatiekartering. Kenmerk 27946.



## 4 Primaire productie – Algen

### 4.1 Soorten en rol in voedselweb

Onder algen worden (micro)fytoplankton, microfytobenthos en macro-algen verstaan. Primaire productie in de Westerschelde en Zeeschelde wordt hoofdzakelijk geleverd door microfytoplankton. De bijdrage van microfytobenthos is waarschijnlijk minder op de totale productie, maar in intergetijdengebieden lokaal vrijwel zeker niet te verwaarlozen.. Het aandeel van macroalgen is onbekend maar waarschijnlijk klein. Microfytoplankton productie is belangrijk voor primaire consumptie door zoöplankton en bodemdieren of macrozoöbenthos die algen uit het water filteren. Microfytobenthos is lokaal belangrijk voor consumptie door meiofauna en depositfeeding macrobenthos.

#### 4.1.1 Verspreiding en diversiteit (Micro)fytoplankton

(Micro)fytoplankton is een verzamelnaam voor een taxonomisch zeer diverse groep eencellige, soms koloniale, organismen die zich op verschillende wijzen voeden. Klassiek werd het onderscheid gemaakt tussen autotroof en heterotroof microplankton:

- Foto-autotrofen: fytoplankton, dat door fotosynthese organisch materiaal aanmaakt op basis van CO<sub>2</sub> en anorganische nutriënten, met zonlicht als energiebron. Diatomeeën (kiezelwieren) zijn een voorbeeld van deze groep
- Fago-heterotrofen: heterotrofe eencelligen, ook microzoöplankton genoemd, die zich voeden door het opeten van bacteriën en andere eencelligen. Fagotrofen zijn niet in staat tot fotosynthese maar sommige soorten zijn taxonomisch zeer verwant aan foto-autotrofen, en worden in de “fytoplanktontellingen” meegenomen. Voorbeelden zijn *Noctiluca* (Zeevonk), en heterotrofe dinoflagellaten.

Recent is steeds duidelijker geworden dat het onderscheid niet zo binair is. Tussen de puur foto-autotrofe en fagotrofe organismen bevindt zich een derde klasse.

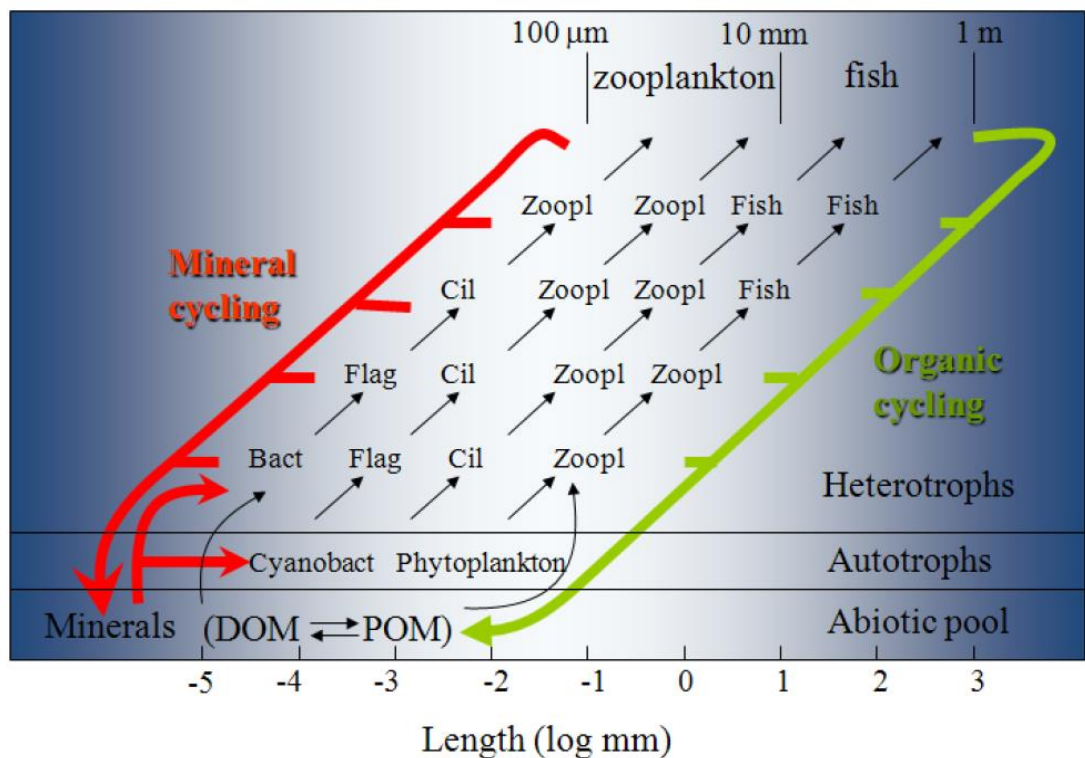
- Mixotrofen – Dit zijn algen die net als foto-autotrofen fotosynthese bedrijven maar in tegenstelling tot strikt foto-autotrofen kunnen ze nutriënten ook door grazen uit bacteriën of ander (fyto)plankton halen (Hammer and Pitchford 2005; Mitra et al. 2016) . Vertegenwoordigers zijn sommige dinoflagellaten, *prasinophyceae*, *haptophyceae*, en de ciliaat *Mesodinium rubrum*. Steeds meer soorten die traditioneel als foto-autotroof werden aangemerkt blijken mixotroof te zijn (Flynn et al. 2013; Mitra et al. 2016).

Hoewel van 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, nutriëntenarme en gestratificeerde wateren (Schneider et al., subm.). Het belang van mixotrofie is daardoor in de Schelde waarschijnlijk beperkt. Het klassieke onderscheid tussen autotroof fytoplankton en heterotroof microzoöplankton, hoewel niet correct in zijn algemeenheid, is voor operationele doeleinden in dit ecosysteem wellicht afdoende. Dit wordt ondersteund, in ieder geval voor de laatste 10 jaar, met de resultaten in de Westerschelde (Deltares, 2019).

Fytoplankton bevat chlorofyl-a en accessoire pigmenten zoals antennepigmenten en beschermende pigmenten) en kan fotosynthese bedrijven. Dit proces produceert organisch materiaal op basis van zonlicht en anorganische verbindingen, waardoor een essentiële basis voor het voedselweb wordt gecreëerd, de zogenaamde primaire productie.

Het voedselweb organiseert zich als een reeks van consumenten die ofwel rechtstreeks de primaire producenten opeten (primaire consumenten), ofwel nog hoger op de ladder van zogenaamde trofische niveaus staan en consumenten van consumenten etc. opeten. Bij iedere trofische stap gaat energie verloren, waardoor het aantal trofische niveaus in het voedselweb beperkt is.

Klassieke beschrijvingen van het mariene voedselweb concentreerden zich op de transfer van energie van relatief groot, met planktonnetten gevangen, fytoplankton, via mesozooplankton of macrozoöbenthos, naar hogere trofische niveaus als vissen en vogels. Deze zogenaamde 'lineaire voedselketen' is grotendeels gebaseerd op primaire productie door grotere kiezelwieren en is vooral van belang in nutriëntenrijke, turbulente wateren tijdens de lente, wanneer het fytoplankton door diatomeeën wordt gedomineerd. Onderzoek sinds de jaren 1980 heeft echter aangetoond dat daarnaast een groot deel van de primaire productie in zee de basis vormt voor een heel andere tak van het voedselweb. In nutriëntenarme, weinig turbulente wateren, en vooral in de zomer, wordt de basis van het voedselweb gevormd door veel kleinere organismen, die zowel foto-autotroof als mixotroof zijn. Een deel van hun primaire productie wordt uitgescheiden als organisch materiaal en opgenomen door bacteriën. Die bacteriën, en de kleine algen zelf, worden vooral gegeten door microzooplankton, waarvan verschillende grootteklassen bestaan die op elkaar prederen. Slechts een geringe fractie van deze primaire productie bereikt uiteindelijk het mesozooplankton of macrozoöbenthos, en vandaar de hogere trofische niveaus. Dit zogenaamde 'microbiële voedselweb' kan



Figuur 4-1. 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).

verantwoordelijk zijn voor een groot deel van de energieflex in mariene ecosystemen, en leidt vooral tot een snelle mineralisering van de primaire productie, en een voortdurende recycling van nutriënten in korte kringlopen.

Een bijzondere positie in het voedselweb wordt ingenomen door plaagalgen ('Harmful Algal Blooms') die zeer moeilijk kunnen worden begraasd door hun bijzondere groeiwijze (bv. *Phaeocystis* dat, wanneer het groeit in slijmgebonden kolonies van een grootte tot meer dan 1 mm of soms nog groter, niet door de meeste filtreerders in het zoöplankton en benthos kunnen worden gegeten) of door hun giftigheid (bv. *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 als copepoden (Ambler 1985), door een hoog gehalte aan onverzadigde vetzuren (Jónasdóttir and Kjørboe 1996), wat de eiproductie en het uitkomen van de eieren bevordert (Jónasdóttir and Kjørboe 1996). Een soortgelijk effect mag worden verondersteld voor macrobenthos. Diatomeeën dragen daardoor belangrijk bij aan de productie door hogere trofische niveaus (rechtterroute in bovenstaande figuur)
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, omdat het grootste deel van de productie via microzoöplankton in het microbiële voedselweb terecht komt (linker route in bovenstaande figuur). 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<sup>9</sup>. Vooral *Phaeocystis* spp. plaagalgen 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 (Deltares, 2019). Deze maakt het volgende onderscheid.

Autotroof	Heterotroof	Mixotroof
<b>Blauwwieren</b>	Dinoflagellaten	Dinoflagellaten
<b>Diatomeeën</b>	Overig	Overig
<b>Dinoflagellaten</b>		
<b>Phaeocystis</b>		
<b>Groenwieren</b>		
<b>Overig</b>		

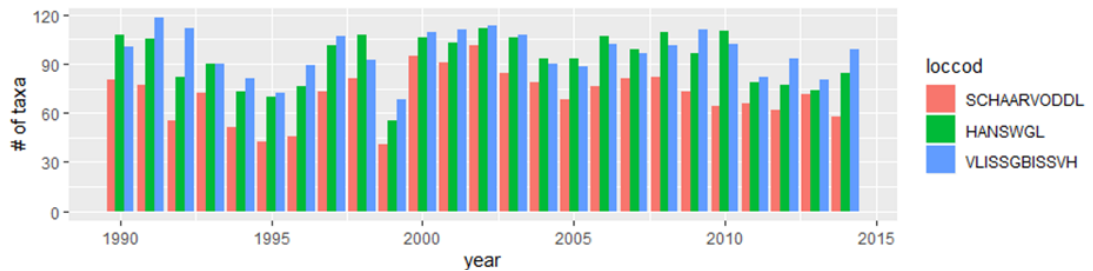
De indeling volgens de Eerstelijnsrapportage wijkt alleen af doordat groenwieren hier apart behandeld worden. Deze groep komt vooral voor in het zoete deel van het

<sup>9</sup> Dinoflagellaten kunnen al in lage dichtheden voor problemen zorgen omdat toxines zich ophopen in schelpdieren. Door hydrodynamische omstandigheden komen deze bloeien in Nederlands weinig voor, maar in de gaten houden is wel nodig.

estuarium. Vooral nog is de MONEOS indeling op basis van de rol in het voedselweb voor de verhaallijnen passend en deze wordt verder gebruikt.

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 (Deltares 2018). Logischerwijs hangt dit samen met rivierafvoer in het groeiseizoen.

In de Westerschelde zijn ongeveer 500 verschillende taxa van microfytoplankton aangetroffen (Rijkswaterstaat planktondata). Per jaar en per station worden ongeveer 100 taxa gerapporteerd (Figuur 4-2<sup>10</sup>).



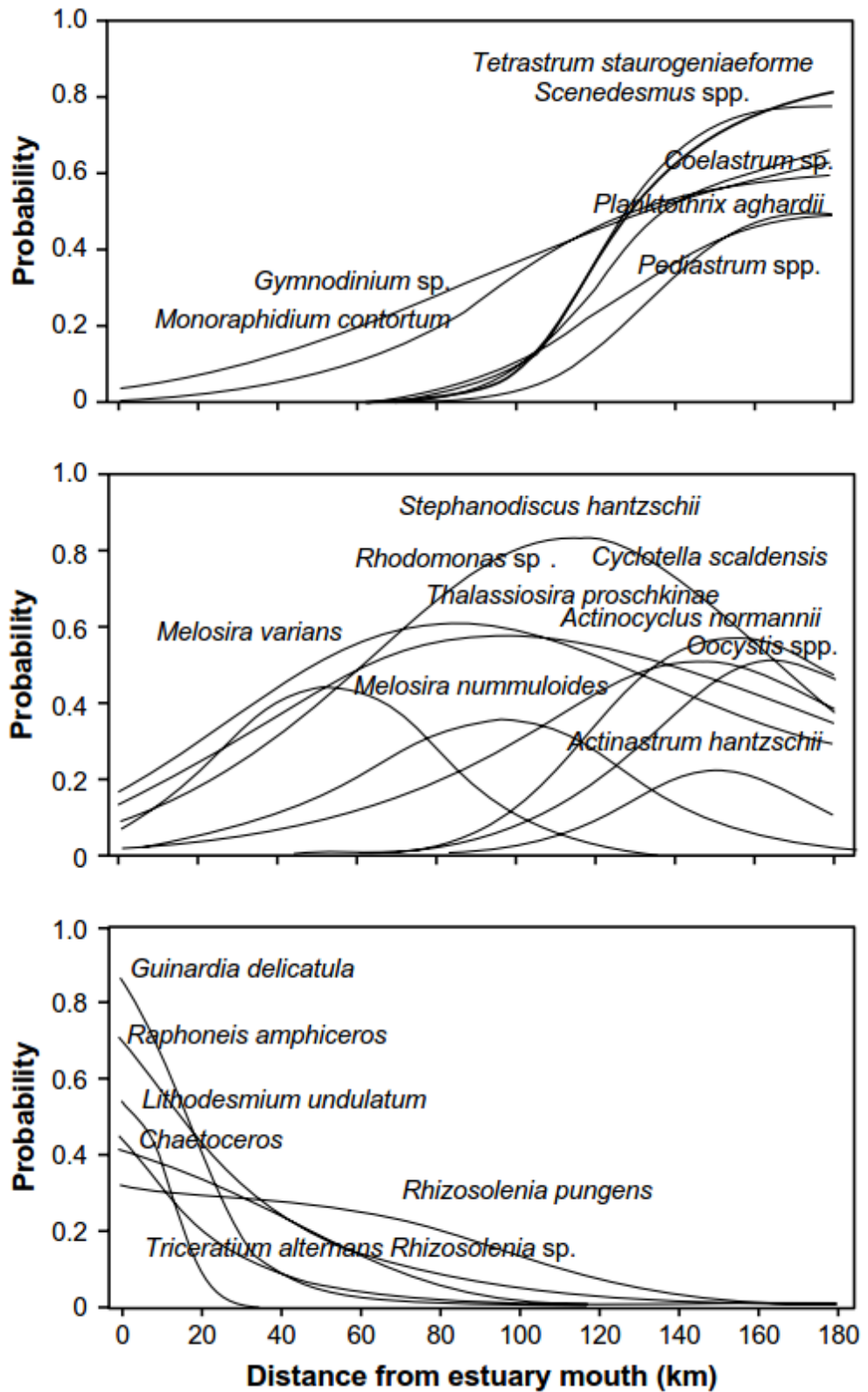
Figuur 4-2. Aantal gerapporteerde taxa van fototroof of mixotroof plankton per station en jaar (brondata Rijkswaterstaat)

Voor de monitoring van de Zeeschelde wordt fytoplankton slechts tot op genusniveau gedetermineerd. Deze indeling wordt onder ander gebruikt voor de fytoplankton genus pollution index (Maris et al. 2014). De biodiversiteit van het fytoplankton van de Zeeschelde wordt beschreven door Muylaert et al. (2000), die in 1996 bij een maandelijkse bemonstering 78 soorten vonden in de Zeeschelde, en Muylaert et al. (2009) die bij een seizoensale bemonstering van het hele estuarium in 2003 96 soorten beschreven.

De soortensamenstelling in de Zeeschelde wordt bepaald door twee belangrijke factoren: zoutgehalte en rivierafvoer (Muylaert et al. 2000). Er kan een onderscheid worden gemaakt tussen soorten die vanuit de bovenrivieren het estuarium inspoelen, en estuariene soorten die in het estuarium zelf groeien. De laatste worden in hun groei en verspreiding sterk door zout beïnvloed.

Het diagram in Figuur 4-3 geeft aan de hand van responscurves een goed overzicht van de ruimtelijke overgangen van fytoplanktonsoorten in de Schelde in 2003. Deze figuur dient als illustratie. Nadien zijn in het zoete deel belangrijke verschuivingen gebeurd in het fytoplankton, Er is daar een regime shift geweest van een bijna anoxisch systeem naar een zuurstofrijk, met ook verschuivingen in soorten. De abiotiek van 2003 komt niet meer voor. Ook in het grensgebied zijn er veranderingen: *Thalassiosira* sp. bijvoorbeeld komt er al enkele jaren niet meer voor.

<sup>10</sup> Data afkomstig van: [waterinfo.rws.nl](http://waterinfo.rws.nl)



Figuur 4-3. Responscurves van verschillende algensoorten op de abiotische omgeving in de Schelde. De responscurves geven de waarschijnlijkheid van voorkomen weer langs de gradiënt van Vlissingen (km 0) tot Gent (km 180). Overgenomen uit Muylaert et al. (2009), gebaseerd op bemonstering in 2003.

#### 4.1.2 Verspreiding en diversiteit Microfytobenthos

Microfytobenthos is een belangrijke voedselbron voor het benthische voedselweb. Afhankelijk van het beschikbare intertidaal areaal, kan microfytobenthos tot meer dan 50% van de totale primaire productie leveren in een estuarium (Underwood and 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) en gezien het relatief groter oppervlak aan slikken ten opzichte van de totale oppervlakte richting stroomop en zeker bv. in de Durme en Zeeschelde tussen ringvaart en Gentbrugge, zou de bijdrage van het microfytobenthos wel eens groter kunnen zijn dan het fytoplankton op sommige locaties. De conclusie moet zijn dat er nog onvoldoende van bekend is.

Het is wel duidelijk dat microfytobenthos lokaal het een belangrijke bijdrage kan leveren aan de productie van hogere trofische niveaus (zie hoofdstuk benthos). Verder is het belangrijk omdat het via uitscheiding van organisch materiaal de samenhang van het sediment kan verstevigen. Hierdoor beïnvloedt het de slib- en zanddynamiek in het estuarium en potentieel ook de concentratie zwevend stof (Vos, 1986, Van de Koppel 2001, Stal, 2010).

Het ontbreken van lange, consistente meetreeksen van biomassa en productie van microfytobenthos in zowel de Zeeschelde als de Westerschelde maakt dat microfytobenthos nu alleen te gebruiken is als verklarende parameter in de verhaallijnen. Sinds 2012 wordt microfytobenthos gemeten in de Zeeschelde. In de Westerschelde zijn incidentele metingen.

#### 4.1.3 Verspreiding en diversiteit Macro-algen

Macro-algen spelen geen grote rol in de totale primaire productie in het estuarium, vooral door het slechte lichtklimaat en de sterke dynamiek in het estuarium ((Maris et al. 2014)). Lokaal kan het voorkomen van macro-algen wel belangrijk zijn omdat het een schuilplaats vormt voor vissen en andere dieren. Er zijn vrijwel geen gegevens beschikbaar over het voorkomen van macro-algen in het Schelde estuarium.

## 4.2 Sturende factoren

### 4.2.1 Fytoplankton

De groei van fytoplankton is afhankelijk van licht, nutriëntenconcentratie, mengdiepte van de waterkolom, temperatuur, en zoutgehalte. De mortaliteit van fytoplankton wordt bepaald door graas, waterkwaliteit (vooral zuurstofgehalte van het water), rivierafvoer/verblijftijd en zoutgehalte. De populatie-omvang wordt ook gereguleerd door begrazing.

#### Lichtuitdoving

Lichtuitdoving in de waterkolom wordt in de Schelde bepaald door de hoeveelheid gesuspendeerd particulier materiaal (SPM), vooral slib, dat zelf een complexe functie is van rivierafvoer, getijdentransport, golfwerking en baggeren en storten van slib. Lichtinstraling aan de oppervlakte is een seizoenaal variërend signaal. In het oligo- tot mesohaline deel van de Schelde is de lichtintensiteit in de waterkolom alleen tijdens de zomer hoog genoeg voor primaire productie en dus positieve groei. In het mariene deel wordt al vanaf de lente groei van fytoplankton waargenomen en is de periode van positieve groei dus langer. In het zoete deel begint de bloei soms in de lente, maar vaak pas in de zomer.

#### Rivierafvoer

Rivierafvoer beïnvloedt de biomassa van fytoplankton op een complexe manier via de verblijftijd van water in voor fytoplankton gunstige condities. Biomassa neemt slechts toe als de groei groter is dan het verlies door uitspoeling (plus verliezen door graas en mortaliteit). Hoge rivierafvoer is daarom niet gunstig voor de opbouw van fytoplanktonbiomassa, maar anderzijds is hoge rivierafvoer geassocieerd met hoge toevoer van silicaat, dat nodig is voor diatomeeëngroei. Arndt et al. (2007) onderscheiden vier fasen in het rivierregime die van belang zijn voor de ontwikkeling van diatomeeën. Bij hoge rivierafvoer is silicaatconcentratie hoog, maar beperkt uitspoeling de biomassa en daardoor de productie. Bij gematigde rivierafvoer wordt de hoogste productie gevonden, omdat zowel nutriëntentoevoer als uitspoeling gunstig zijn. Bij zeer lage, of langdurig lage afvoer wordt silicaat beperkend en primaire productie dus laag, om bij extreme condities zonder netto afvoer te leiden tot situaties waarin groei van diatomeeën zo goed als uitgesloten is. Bij lage afvoer kan in de zoete zone nog hoge productie optreden zolang de troebelheid niet te hoog wordt. Via zoöplankton en via uitwisseling met schorren is er ook recycling van silicium. Zeer lage afvoer verhoogt ook de troebelheid in de zoete zone omdat slib door tidal pumping stroomopwaarts in verhoogde concentraties voorkomt en hierdoor de productie beperkt. Zeer lage afvoer verandert ook de soortensamenstelling van het fytoplankton (Muylaert et al., 2000). Er is weinig inspoeling van zoetwater soorten en vooral ontwikkeling van estuarien residente soorten.

#### Eufotische mengdiepte

De verhouding eufotische diepte/mengdiepte van de waterkolom is van belang omdat door de relatief beperkte lichtindringing in de waterkolom slechts een deel van die kolom groei van het fytoplankton toelaat (de zogenaamde 'eufotische zone'). Algen, die voortdurend door de waterkolom worden gemengd, groeien alleen wanneer ze zich in de eufotische zone bevinden. Voor een zelfde diepte van de eufotische zone geldt dat hoe groter de diepte is waarover de algen worden gemengd, hoe kleiner de fractie van de tijd ze in de eufotische zone verblijven. Daarom wordt de verhouding eufotische diepte / (meng)diepte gebruikt als een van de maten voor de productiviteit van de algen. Onder een kritische waarde van deze ratio zijn de verliesprocessen door respiratie en mortaliteit groter dan de groeiprocessen, en kan geen biomassa worden opgebouwd.

## Temperatuur

Temperatuur 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 stijging van temperatuur, wat resulteert in een exponentieel verband (Brauer et al., 2009). In de praktijk wordt ook vaak een zwakker, namelijk lineair verband van groeisnelheid met temperatuur gezien (Montagnes & Franklin, 2001).

## Zoutgehalte

Zoutgehalte is van belang omdat algen een beperkte tolerantierange voor zout hebben. Dit betekent dat er in het estuarium, vanaf de zoete tot de zoute zijde, een volledige turnover van soorten van typische zoetwatersoorten naar typische zoutwatersoorten gebeurt. Daartussen zijn er wel specifieke estuarien residente soorten die vooral in de brakwaterzone groeien. Toch is de mortaliteit in deze zone groot, omdat zowel zoetwatersoorten als zoutwatersoorten er voorbij hun tolerantiegrenzen komen.

In de zone van maximale turbiditeit, bij lage zoutgehaltes (niet zoet), is er meestal een minimum in de biomassa van het fytoplankton. De hoge turbiditeit (kleine eufotische diepte) remt de fotosynthese en groei van de algen, en bovendien is er verhoogde mortaliteit van algen omdat slechts weinig soorten de overgang van zoet naar zout (of omgekeerd) overleven. Niet enkel de grootte van de eufotische diepte is van belang, maar ook die van de mengdiepte. In de veel troebelere zoete zone is meer fytoplankton groei omwille van de geringe mengdiepte, dit in tegenstelling tot de helderdere, maar diepe, Westerschelde.

## Zuurstofgehalte

Zuurstofgehalte van het water is een belangrijke factor gebleken voor de groei en overleving van fytoplankton (Cox et al. 2009). De verbetering van de waterkwaliteit kwam in eerste instantie het fytoplankton in de Zeeschelde ten goede. Dit werd echter stroomafwaarts getransporteerd, waar het door afbraak de zuurstofloosheid in stand hield. Pas toen de waterkwaliteit over de hele Schelde verbeterde kon er overal fytoplanktonproductie en dus zuurstofproductie plaatsvinden. Dit resulteerde in een nieuwe stabiele toestand zonder continue zuurstofloosheid, en 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.

## Begrazing

De ontwikkeling van de biomassa van het fytoplankton wordt sterk bepaald door de verliesfactoren (zoutgestuurde) mortaliteit en/of graas. Sinds de jaren 1980 zijn die factoren in de Zeeschelde fundamenteel veranderd als gevolg van de verschuiving in zuurstofconcentraties. Vooral het voorkomen en de soortensamenstelling van het zoöplankton is sterk veranderd, waardoor ook de graas op het fytoplankton van aard is veranderd. Hierdoor is mogelijk in sommige delen van de Schelde zoöplanktongraas van invloed op de fytoplanktondynamiek (Kromkamp en Van Engeland, 2009). Begrazing door filtrerend macrozoöbenthos is vooral van belang in de Westerschelde. Dit is in de loop der jaren niet fundamenteel van aard veranderd.

### 4.2.2 Microfytobenthos

#### Areaal

Microfytobenthos voorkomen lijkt vooral gestuurd te worden door het beschikbare areaal intertidaal (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), hoogteligging en begrazing. In de Westerschelde is er een sterke gradiënt van hoog gelegen (veel microfytobenthos) naar laag (geen microfytobenthos) en van laagdynamisch (veel) naar hoogdynamisch (niet).

### Temperatuur

Temperatuur is ook sturend. De Jonge et al. (2012) vonden een verdubbeling van microfytobenthos productie, afhankelijk van de gemiddelde luchttemperatuur over een jaar.

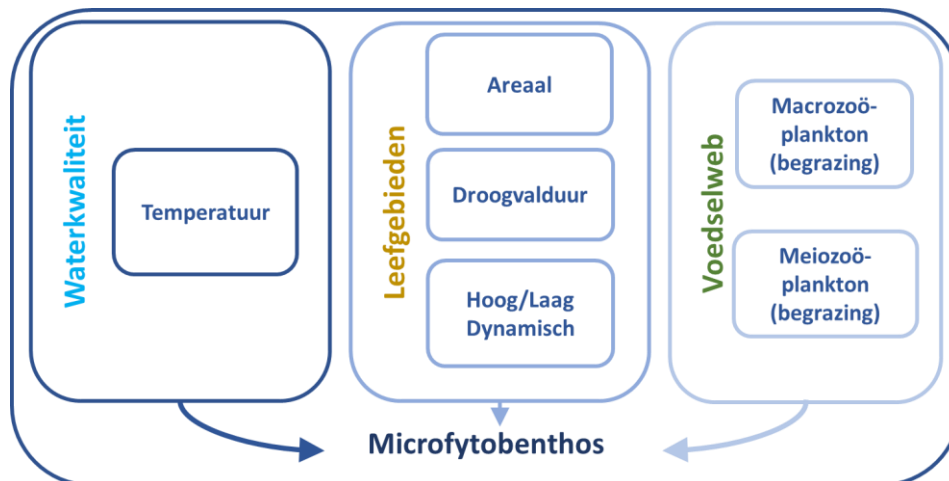
### Begrazing

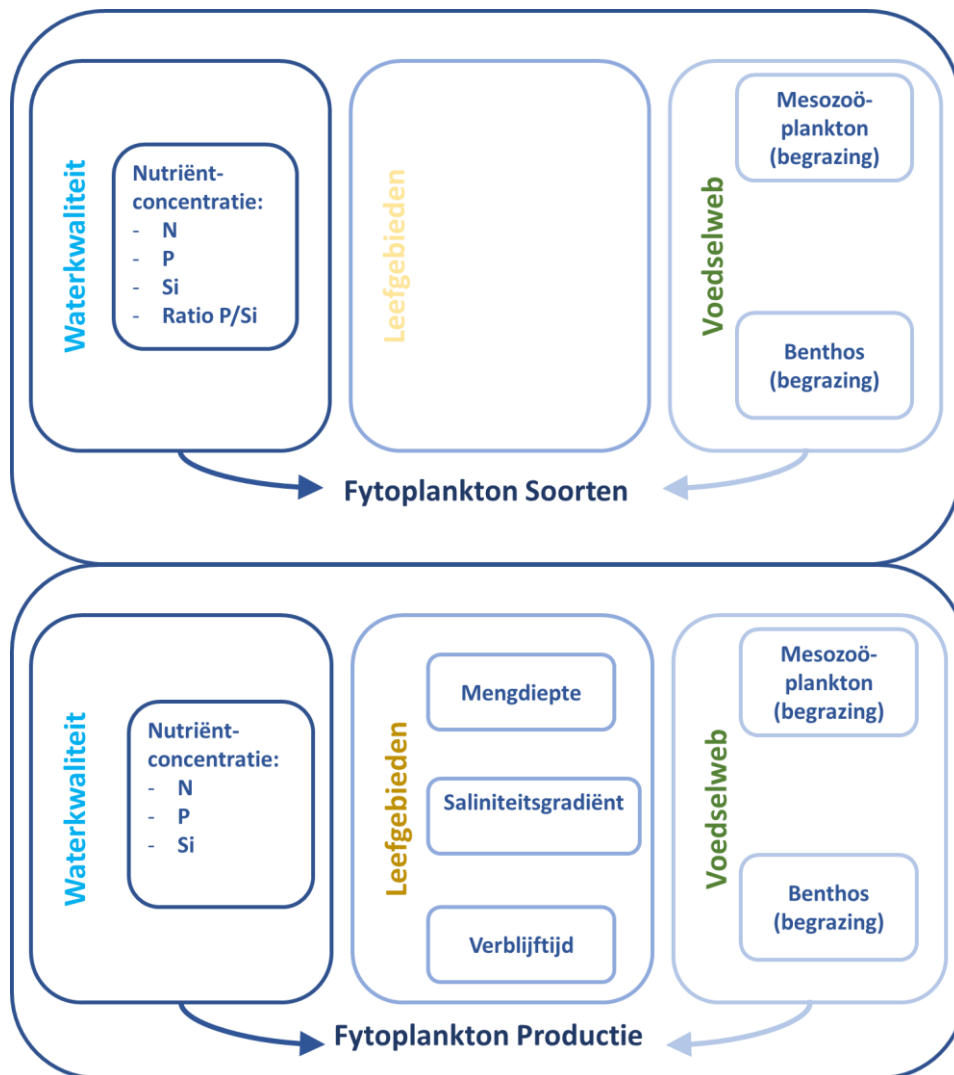
Er zijn potentieel veel dieren die het microfytobenthos kunnen begrazen, maar er is niet veel bekend over de mate waarin dit het voorkomen of de productie reguleert.

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. Waar de begrazing hoog is, vindt geen duidelijke matvorming met extreem hoge biomassa's plaats. Daarbij is het verlies aan biomassa van het microfytobenthos door begrazing (bv. uitgedrukt als het verschil in biomassa tussen gedefaundeerde en controleplots) vele malen hoger dan wat het macrobenthos mogelijk kan opeten. 'Sloppy feeding', het verstoren van het sedimentoppervlak waardoor resuspensie wordt bevorderd, speelt waarschijnlijk een belangrijke rol in het proces.

#### 4.2.3 Samenvattend: rekenparameters in piramides en voedselweb

Figuur 4-4 vat het voorgaande samen om de verbinding te maken met andere piramides van de evaluatiemethodiek. Het geeft aan welke reken- en/of verklarende parameters gebruikt worden in de verhaallijnen.





Figuur 4-4. Overzichtsdiaagram van de sturende factoren op fytoplankton. Aangegeven worden de verbanden met andere piramides in de evaluatiemethodiek en de parameters die daarin geanalyseerd worden.

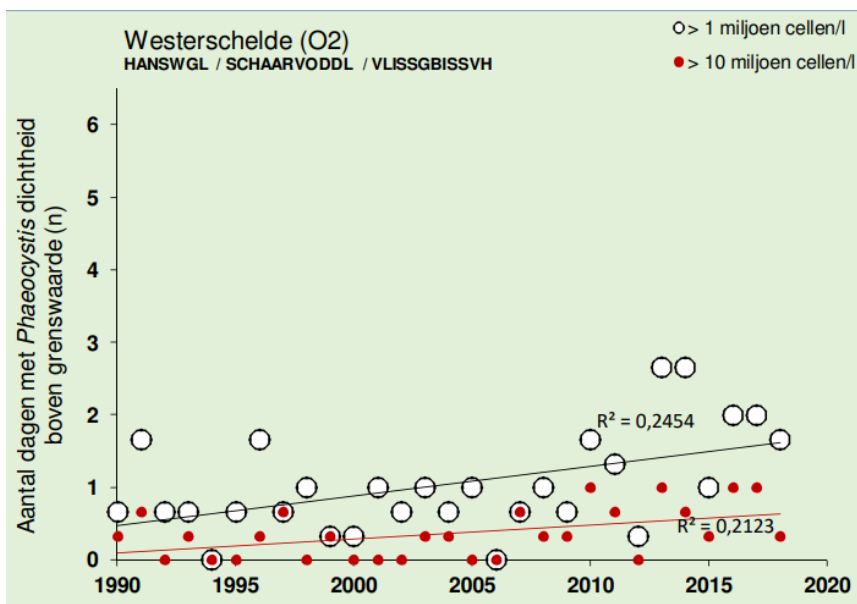
## 4.3 Beschikbare data

### 4.3.1 Fytoplankton Westerschelde

Rijkswaterstaat heeft vanaf 1990 fytoplanktonsoortensamenstelling laten meten (in aantal per liter) op drie locaties (Figuur 4-2) in de Westerschelde. Fytoplankton-tellingen per soort geven aantallen weer voor alle taxa. Data van vóór 2000 zijn enigszins afwijkend van de data die daarna zijn verzameld op grond van wijziging van meetbureau, en daardoor moeilijker te matchen op soortbasis. Data vanaf 2000 zijn geharmoniseerd door RWS. De algenaantallen kunnen worden omgerekend naar biovolumes en uiteindelijk koolstofbiomassa met behulp van sjabloonwaarden (zie overzicht in Tabel 3). De tellingen worden ook gebruikt om indicatoren voor KRW te bepalen, vooral het voorkomen van *Phaeocystis* bloeien (zie Figuur 4-5)

Tabel 3: Overzicht gemeten parameters, van belang voor de soortengroep algen (bron: Scheldemonitor).

Locatie	Parameter	Grootheid/Eenheid	Methode	Kwaliteit	Sinds
Westerschelde	Fytoplankton soort	Aantal (n/l)	Microscopietelling	+	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 accessoirische pigmenten	Concentratie (µg/l)	HPLC		1995
Westerschelde	Primaire productie	C-incorporatie (gC/m <sup>2</sup> /d)	14C	+	2010 t/m 2013
Zeeschelde	Primaire productie	C incorporatie (gC/m <sup>2</sup> /d)	14C	+	2010 (jaarrond) en eerder (groeiseizoen)
Westerschelde	Primaire productie	C-incorporatie (gC/m <sup>2</sup> /d)	FRRF	+/- nog niet consistent gemaakt met <sup>14</sup> C	2016



Figuur 4-5. Aantal dagen met Phaeocystisdichtheid boven twee grenswaarden voor de drie stations in het waterlichaam Westerschelde. Voor details over methodiek zie (van den Oever 2019)

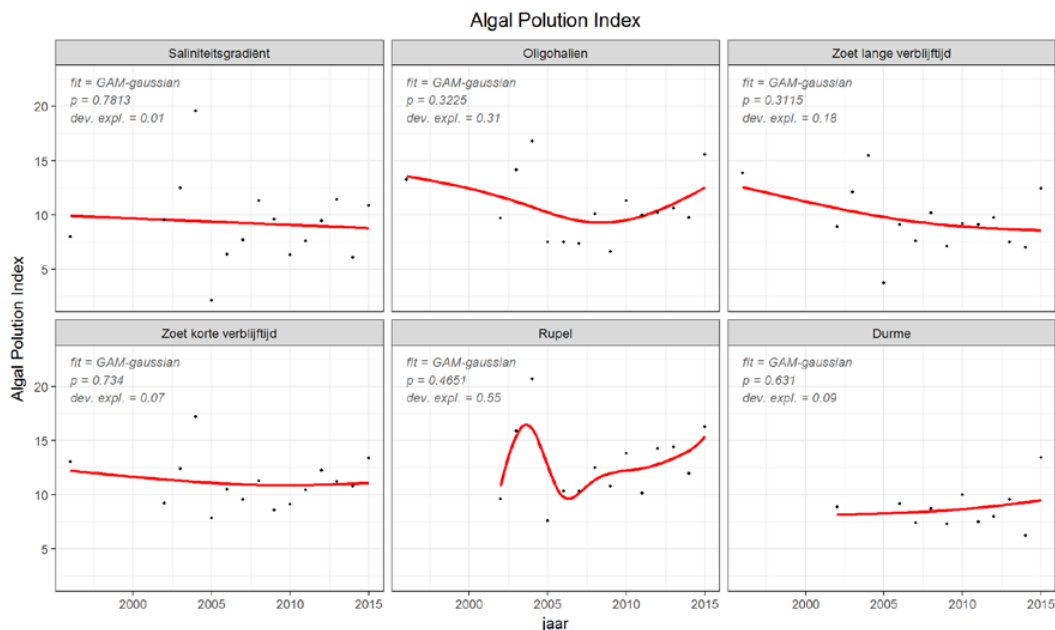
Fytoplanktonsoortensamenstelling kan worden verkregen via <https://waterinfo-extra.rws.nl/monitoring/biologie/fytoplankton/> (t/m 1999) en via de RWS ServiceDesk data (2000 en daarna). Het laatste overzicht van deze metingen is te vinden op <http://publicaties.minienm.nl/documenten/fytoplanktononderzoek-in-de-zoute-rijkswateren-mwvl-2018>. Er zijn in opdracht van RWS door het NIOZ primaire productie metingen uitgevoerd op geregelde tijden en verschillende locaties met behulp van  $^{14}\text{C}$  techniek (in g C/m<sup>2</sup>/d). De laatste van deze metingen vonden plaats in 2013. Daarna is van 2016-2019 primaire productie gemeten met behulp van FRRF.

#### 4.3.2 Fytoplankton Zeeschelde

In de Zeeschelde wordt ook data verzameld en gebruikt voor fytoplanktondiversiteit. Deze data zijn ook verkrijgbaar via de Scheldemonitor. In deze datasets is fytoplankton tot op het niveau van genera of soort benoemd. Een voorbeeld van een dataproduct dat uit deze dataset wordt verkregen is de genus pollution index (Figuur 4-6). De Algal genus pollution index (jaarlijks per Scheldezone) mag niet toenemen voor een positieve evaluatie. Dit is een index die met name een indicatie geeft van de mate van organische verrijking. Hierbij wordt het voorkomen van een twintigtal genera karakteristiek voor organische verrijking in de monsters gescoord.

#### 4.3.3 Pigmenten

Omdat alle groepen fytoplankton het (fotosynthese)pigment chlorofyl-a gemeen hebben, is de bepaling van de concentratie van dit pigment een gemakkelijke schatting van de totale biomassa van het fytoplankton. Dit wordt routinematig uitgevoerd als onderdeel van de waterkwaliteitsmonitoring. Chlorofyl-a is een zeer belangrijke parameter waaraan modellen voor primaire productie kunnen worden gevalideerd. De concentratie van chlorofyl-a zegt niets over de soortensamenstelling van het fytoplankton.



Figuur 4-6. Voorbeeld van Genus Pollution Index zoals in de Zeeschelde wordt gebruikt ter indicatie van de kwaliteit van het fytoplankton (Barneveld et al. 2018).

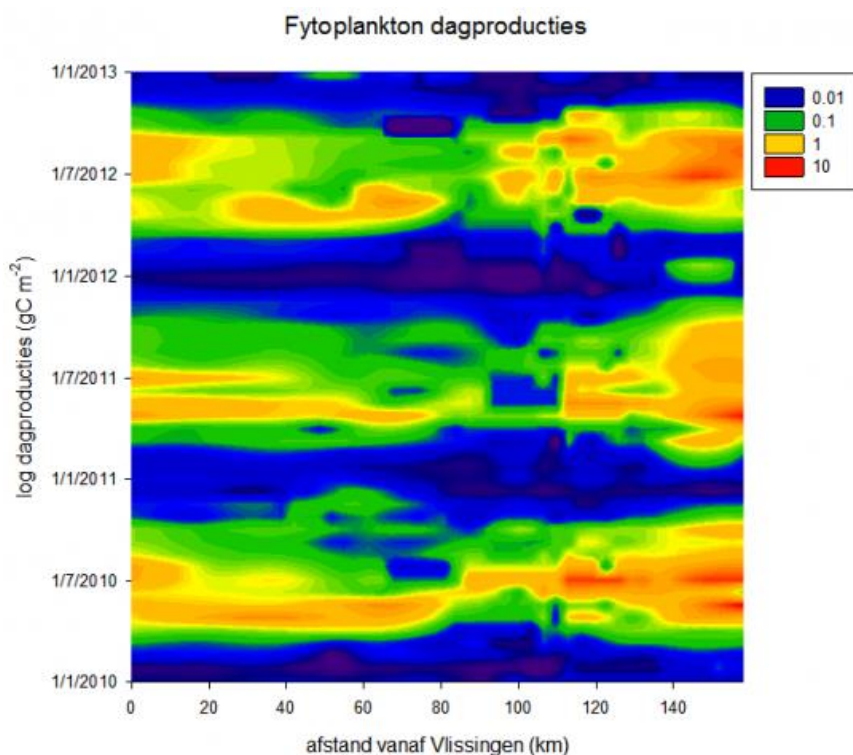
In de Westerschelde en Zeeschelde wordt chlorofyl-A in µg/l gemeten. Daarnaast worden in de Zeeschelde nog veel meer pigmenten gemeten (zie hieronder). In de Westerschelde wordt naast chlorofyl-A ook feofytine-A gemeten. Chlorofyl-A en feofytine-A worden chemisch bepaald met behulp van HPLC (Baretta-bekker et al.

2015). Feofytine is het afbraakproduct van chlorofyl, de ratio tussen deze twee pigmenten kan gebruikt worden voor bepaling van kwaliteit van het aanwezige fytoplankton. Chlorofyl-A en feofytine-A gegevens zijn verkrijgbaar via de Scheldemonitor.

Met HPLC kan ook een groot spectrum aan secundaire pigmenten van fytoplankton worden gemeten. Dit laat toe te schatten uit welke hoofdgroepen het soortenspectrum is samengesteld (Lionard et al., 2008). Het OMES programma meet een groot aantal pigmenten systematisch, op alle OMES meetpunten. Deze data zijn (nog) niet via de Scheldemonitor op te vragen. In de Westerschelde is in 2019 begonnen om ook chlorofyl-B en Feofytine-B te meten.

#### 4.3.4 Primaire productie

Primaire productie is in de Westerschelde gemeten met behulp van  $^{14}\text{C}$  inbouw in fytoplankton (t/m 2013) en FRRF (b.v. Kromkamp en Philippart, 2015). Een recent overzicht van deze metingen ontbreekt op het moment. In de Zeeschelde wordt primaire productie doorlopend gemeten met  $^{14}\text{C}$ . Tevens wordt in de Zeeschelde een nieuwe methode onderzocht en toegepast, die gebruikt maakt van de dagelijkse fluctuaties in het opgelost zuurstofgehalte veroorzaakt door fytoplankton (Cox et al. 2015) Voor deze laatste methode is een meetpaal met continue zuurstofmeting noodzakelijk.



Figuur 4-7. Contourplot dagelijkse primaire productie (log getransformeerd) in de periode 2010-2012 voor de Westerschelde en de Zeeschelde (Maris et al., 2013 op basis van metingen van NIOZ, J. Kromkamp, in opdracht van RWS.).

Primaire productiedata zijn verkrijgbaar via de Scheldemonitor (Zeeschelde) en het NIOZ of RWS (Westerschelde). De Scheldemonitor bevat een scala aan dataproducten die afgeleid zijn van data, en/of verkregen uit rapporten of publicaties (bijv. Figuur 4-7).

## 4.4 Huidige beoordelingsmethodiek

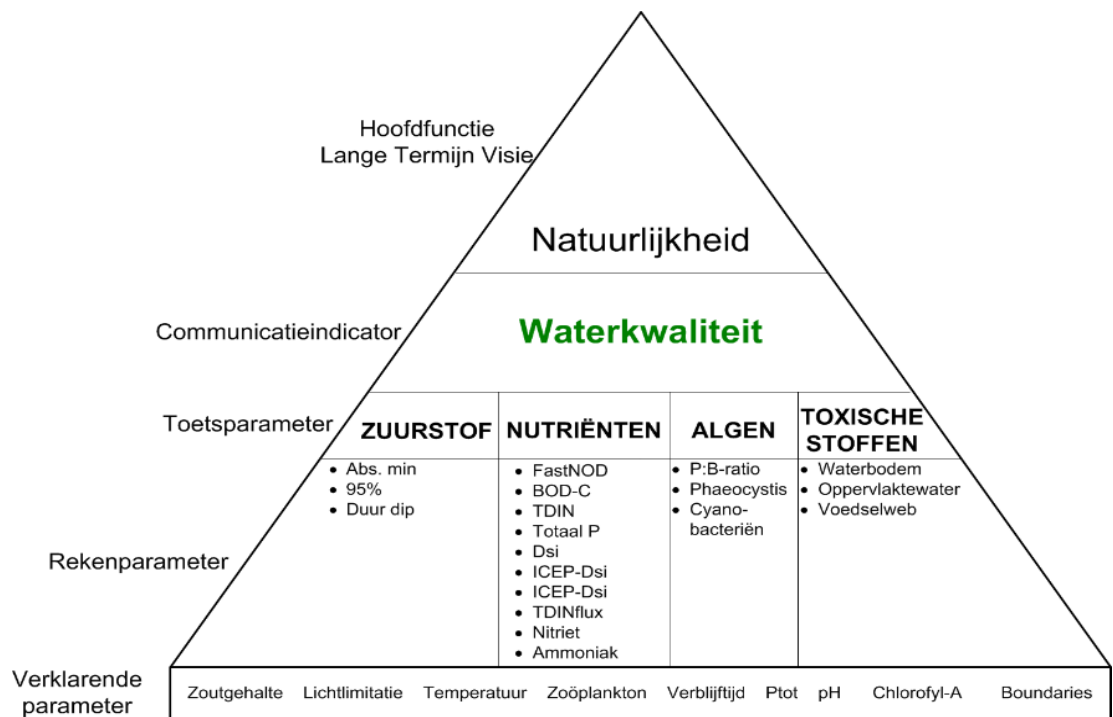
In de evaluatiemethodiek wordt algen op verschillende manieren gebruikt en beoordeeld. In rekenparameter waterkwaliteit is er de rekenparameter algen(bloei), die vooral kijkt naar de verhouding tussen productie en biomassa van het aanwezig fytoplankton en het voorkomen van plaagalgen. Microfytobenthos valt hier niet onder omdat dit zich niet in het water bevindt. In de rekenparameter flora en fauna wordt gekeken naar biomassa en diversiteit van alle algen.

Vanwege de beperkte beschikbaarheid aan data zijn microfytobenthos en macroalgen niet in een rekenparameter uitgewerkt. De meeste aandacht zal in dit hoofdstuk daarom uitgaan naar fytoplankton. Wel constateren we dat een beter begrip nodig is om het belang van deze microfytobenthos in de verschillende zones goed te kunnen duiden.

Een belangrijke vraag, hoeveel energie is er in het estuarium beschikbaar voor het voeden van de hogere trofische niveaus in de voedselketen, wordt door huidige methodiek niet beantwoord. Hiervoor is een schatting nodig van de totale primaire productie per jaar in de verschillende delen van het estuarium. Hiervoor kan gebruik worden gemaakt van primaire productie resultaten die gemeten wordt voor de rekenparameter P:B. Verder kan lokaal geïmporteerd organisch materiaal bijdragen aan de energiestroom door het systeem. Deze stroom neemt dit hoofdstuk niet mee.

In dit hoofdstuk zal worden voorgesteld bij de evaluatie uit te gaan van energiestromen door het ecosysteem. De belangrijkste bijdrage van algen aan het ecosysteem is namelijk pelagische primaire productie. Dit leidt tot beoordeling gebaseerd op:

- Hoeveel geproduceerd wordt :
  - Bruto primaire productie (P) in gC/m<sup>2</sup>/jaar per zone, gemeten als 14C inbouw of vergelijkbare methode.
- In welke mate energie uit de aanwezige algen kan worden doorgegeven naar hogere trofische niveaus:
  - Als maat hiervoor wordt de ratio van bruto primaire productie (P) en biomassa (B, gemeten als chlorofyl-A) P:B ratio in gC/chlfa/d voorgesteld.  
De rationale is als volgt: Bij een gunstige verhouding van grazers en goed eetbare producenten is er een goede doorstroom van energie. In zo'n systeem wordt relatief veel van de aanwezige biomassa per tijdseenheid opgegeten (een hoge P:B). Bij een ongunstige verhouding, of bij een situatie waarbij veel algen niet eetbaar zijn, wordt maar een klein deel van de beschikbare biomassa opgegeten (lage P:B). Deze parameter zou aangevuld kunnen worden met procesmetingen van de grazers zelf. In de praktijk blijken dat erg lastige analyses te zijn, waardoor toch vaak teruggegrepen wordt op P:B van het fytoplankton.
- De kwaliteit van de geproduceerde algenbiomassa:
  - Biodiversiteit aanwezig fytoplankton (moet nader uitgewerkt worden)
    - Genus ratio's, biodiversiteitsindices
    - Aandeel diatomeeën
  - Aanwezigheid schadelijke algen (cyanobacteriën of *Phaeocystis* sp.).



Figuur 4-8. Communicatie indicator Waterkwaliteit en onderliggende toets-, reken- en verklarende parameters, uit (Maris et al. 2014).

Fytoplankton heeft een zeer hoge turnover (dagen). Mede hierdoor zijn veranderingen in primaire productie niet altijd zichtbaar in grote veranderingen in biomassa (in  $gC/m^3$ ).<sup>11</sup> Het is daarom belangrijk om, naast de soortensamenstelling en biomassa van algen, ook de productie (in  $g C/m^2/d$ ) te meten. De productie/biomassa verhouding geeft informatie over de productiviteit van het aanwezige plankton, en is een indicatie van hoe goed het plankton begraasd wordt. Een lage gemiddelde P/B ratio ( $P_B$ ) kan duiden op sterke limitatie (van licht of nutriënten), of langzaam groeiende soorten, welke vaak minder goed voedsel zijn 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 aanbeveling om bij de beoordeling daarmee rekening te houden.

Ook is het van belang om bij de beoordeling van P:B de fytoplanktonbiomassa te betrekken. De volgende scenario's zijn onder meer denkbaar:

- Hoge  $P_B$  en zeer lage biomassa (zeer hoge  $P_B:B$ ): overbegrazing
- Hoge  $P_B$  en lage biomassa (hoge  $P_B:B$ ): goede productie en goede doorstroming
- Hoge  $P_B$  en hoge biomassa (matige  $P_B:B$ ): goede omstandigheden voor algenbloei maar geen doorstroming in de voedselketen.
- Matige/lage  $P_B$  en lage biomassa (matige  $P_B:B$ ): minder goede omstandigheden voor algenbloei maar wel goede doorstroming

<sup>11</sup> Een andere reden dat dit niet zichtbaar is dat biomassa een resultante is van de productie en het verlies. Als verlies (bv graas) gelijke tred houdt met productie is in biomassa niks waar te nemen, ook al zijn productie en verlies beiden veranderd.

- Matige/lage  $P_B$  en hoge biomassa (lage  $P_B:B$ ): minder goede omstandigheden voor algenbloei en geen doorstroming

In de laatste beschrijving van de evaluatiemethodiek is dit aangegeven als de ratio  $P_B:B$  (Maris et al. 2014).

Tabel 4: Rekenparameters toetsparameter algenbloei (uit T2009 rapport, aangepast naar Maris et al. 2014).

	Beoordeling
<b><math>P_B</math> en <math>P_B:B</math> ratio</b>	<p><math>P_B</math> en <math>P_B:B</math> worden per zone (niveau 3) bepaald per maand tijdens de periode maart tot en met juni. Jaargemiddeld dienen per zone volgende minima gehaald te worden: - Een <math>P_B</math> – waarde van 10 en een <math>P_B:B</math> van 1,5 in de zones Sterk polyhalien, Zwak polyhalien, Mesohalien en de zoete zone met korte verblijftijd.</p> <p>- Een <math>P_B</math> – waarde van 5 en een <math>P_B:B</math> van 0,75 in de zone met sterke saliniteitsgradiënt, de oligohaliene zone en de zoete zone met lange verblijftijd.</p> <p>Indien per zone het zesjaarlijkse gemiddelde toeneemt ten opzichte van de voorgaande evaluatieperiode, kan deze rekenparameter ook positief geëvalueerd worden.</p>
<b><i>Phaeocystis</i></b>	Vanaf een cellendichtheid van meer dan $4 \times 10^6$ cellen per liter is er sprake van problematische <i>Phaeocystis</i> bloei, maandelijks te bepalen in lente en zomer, op niveau 3 (voor de zoute delen).
<b>Cyanobacteriën</b>	Vanaf een cellendichtheid van meer dan $2 \times 10^7$ cellen per liter is er sprake van problematische cyanobacteriebloei, maandelijks te bepalen in lente en zomer, in brak en zoet, op niveau 3

Verklarende parameters voor de communicatieparameter waterkwaliteit zijn: zout, lichtlimitatie, temperatuur, zoöplankton, chlorofyl-A en verblijftijd. Voor de toetsparameter algen zijn deze in verschillende mate belangrijk afhankelijk van de rekenparameter. Bovendien zijn ze niet onafhankelijk van elkaar.

In het geval dat ook het microfytobenthos wordt meegenomen als toetsparameter, zouden hier nog rekenparameters “leefgebied” en “hoogteligging” aan kunnen worden toegevoegd.



## 4.5 Discussie en aanbevelingen

De huidige methodiek probeert een beoordeling te maken van de primaire productie die relevant is voor functioneren van het ecosysteem en die niet alleen gebaseerd is op aanwezige biomassa, maar ook uitdrukkelijk processnelheden gebruikt. Dit is nu alleen uitgewerkt voor fytoplankton, en niet voor microfytobenthos en macroalgen, vanwege de beschikbaarheid aan gegevens. Deze beoordeling is essentieel, evenals het meten van productie door microfytobenthos, omdat dit een heel andere groep grazers bedient<sup>12</sup>.

De  $P_B:B$  rekenparameter uit de huidige methodiek is niet gemakkelijk uit te leggen, en draagt niet bij aan systeembegrip. **Advies is deze rekenparameter te laten vervallen.**

**$P_B$ , de productie per biomassa** in gC/Chlfa/d, is een goede maat voor de verversing van het fytoplankton, en daarmee de begrazing door hogere trofische niveaus met inachtneming van de verblijftijd en biomassa (zie boven). Omdat dit in feite het quotiënt is van productie en biomassa **wordt voorgesteld om de notatie te veranderen in P:B.**

**Bruto primaire productie in gC/m<sup>2</sup>/j** is op dit moment geen rekenparameter. In het licht van instandhoudingsdoelen voor hogere trofische niveaus **wordt aanbevolen een minimale primaire productie voor te stellen per zone.** Er behoeven hiervoor geen extra metingen gedaan te worden. Het is van belang om ook de spreiding van de productie over het jaar mee te nemen in de beoordeling om al te grote variaties door veranderingen in afvoer en weer te middelen zou het goed zijn om deze productie over bijvoorbeeld de laatste 4 jaar te middelen.

Een knelpunt is dat er op dit moment niet een consistente meetserie is voor primaire productie in de Westerschelde. Na 2013 is niet meer met <sup>14</sup>C methode gemeten. Hierna is vanaf 2016 primaire productie gemeten met FRRF. Hoewel er geen a priori reden is om aan te nemen dat FRRF een minder goede methode is, is de onderlinge calibratie/harmonisatie nog niet naar tevredenheid uitgevoerd. **Advies is eerst deze harmonisatieslag te doen voordat er zinvolle analyses gedaan kunnen worden** over de hele tijdserie.

Voor de evaluatie van de kwaliteit van de algen voor hogere trofische niveaus (welke soorten komen voor) en het systeembegrip (welke plaats nemen de verschillende algen in het voedselweb) is het nodig om de algensoortensamenstelling en veranderingen hierin uitgebreider te analyseren. Deze parameter wordt al wel gemeten in de Westerschelde (tot op soort) en Zeeschelde (in ieder geval tot op genus, vaak tot op soort), maar wordt nog onvoldoende gebruikt voor de evaluatie. Er is ondertussen wel een zeer waardevolle meetreeks opgebouwd vanaf 1990. **Het advies is deze meetreeks te analyseren** en de veranderingen in de tijd te koppelen met veranderingen in de P:B rekenparameter (met inachtneming van de biomassa) en rekenparameters van hogere trofische niveaus (zoöplankton en macrozoöbenthos). Verwacht wordt dat de soortensamenstelling van fytoplankton een waardevolle bijdrage kan leveren als verklarende parameter voor die rekenparameters. **Het onderzoek moet ook uitwijzen of het nodig is om alle soorten te beschouwen**, of dat het voldoende is om zich te richten op de pakweg 10-20 % belangrijkste soorten qua biomassa. Voordat dit gedaan is, is het onverstandig deze meetreeks te onderbreken.

De rol van microfytobenthos in de totale primaire productie is op dit moment niet genoeg bekend. Zelfs als deze rol voor het hele estuarium beperkt is, draagt microfytobenthos lokaal bij aan de productie van hogere trofische niveaus. Aanbevolen wordt om voor microfytobenthos een soortgelijke methodiek te ontwikkelen en toe te passen als dat nu

---

<sup>12</sup> Zie bijv. stukken van Karel Van den Meersche, die heeft aangetoond dat de koolstofstromen vanuit fytoplankton en fytoebenthos anders zijn. Als je er een mist mis je een belangrijke verklarende factor voor een fors deel van de biota.

voor fytoplankton wordt gedaan. Dit houdt in dat de productie van microfyto benthos gemeten gaat worden. Dit wordt in de Zeeschelde al op een aantal locaties in de verschillende zones gedaan. Gezien de enorme variatie in de ruimte van het microfyto benthos **moet ook gebruik van Remote Sensing bekeken worden** (Van der Wal en Ysebaert, 2007). Een aanzet daartoe wordt bijvoorbeeld geleverd in de recente publicatie van Daggars et al. (2018). Ecotopen kunnen wellicht ook een geschikte indicator zijn voor leefgebied voor microfyto benthos.

Er is nog onduidelijkheid over de onderlinge bijdrage van de verschillende aandrijvende krachten van primaire productie. De kwalitatieve relaties zijn over het algemeen goed bekend, maar kwantitatief ontbreekt informatie. De complexiteit van het systeem, en de grote dynamiek door getijstromen en afvoer, maken het lastig om veranderingen in observaties te koppelen aan veranderingen in aandrijvende factoren (licht, nutriënten, afvoer, temperatuur, begrazing). Lange termijnseries zijn hier belangrijk om de effecten van variatie van deze factoren op fytoplankton productie in beeld te brengen. Rekenmodellen kunnen gebruikt worden om hypothesen te testen op hun waarschijnlijkheid, om gevoeligheid van productie voor veranderingen te schatten, en om scenario's door te rekenen.

### Adviezen

Vervang de onbegrijpelijke rekenparameter  $P_B:B$  door de eenvoudig begrijpbare productiviteit  $P:B$ , met inachtneming van de biomassa.

Harmoniseer de metingen van primaire productie en de resulterende  $P:B$  ratio's over het hele estuarium en over alle jaren. Er is hiervoor behoefte aan simultane metingen van primaire productie met  $^{14}C$  en FRRF. Als deze metingen niet voorhanden zijn, dienen deze uitgevoerd te worden op nieuw te nemen monsters.

Analyseer de tijdreeks van fytoplankton soortensamenstelling (genussamenstelling in Zeeschelde) in het licht van de evaluatiemethodiek. Aan de hand van de uitkomst daarvan kan een afweging worden gemaakt over de voortzetting van deze analyses. Het is belangrijk om een generiek bruikbare methodiek te ontwikkelen voor soortendiversiteit.

Onderzoek de mogelijkheid om microfyto benthos op te nemen als rekenparameter, met gebruik van satellietbeelden of ecotopen voor een eerste schatting van voorkomen, biomassa en mogelijk ook productie.

## 4.6 Referenties

- Ambler, Julie Weills. 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. [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(85\)90030-7](https://doi.org/10.1016/0272-7714(85)90030-7).
- Baretta-bekker, Hanneke, Anne Sell, Francisco Marco-Rius, Julia Wischnewski, Pamela Walsham, Lynda, Malin Mohlin, et al. 2015. "The Chlorophyll Case Study in the JMP NS/CS Project. Document Produced as Part of the EU Project: 'Towards Joint Monitoring for the North Sea and Celtic Sea' (Ref: ENV/PP 2012/SEA)." <http://www.vliz.be/imisdocs/publications/115937.pdf>.
- Barneveld, H.J., R.P. Nicolai, T.J. Boudewijn, J.W. de Jong, K. van Dideren, R.J.W. van de Haterd, I. Van De Moortel, and C. Velez. 2018. "Evaluatierapport. T2015-Rapportage Schelde-Estuarium." Lelystad. <https://www.vnsc.eu/uploads/2018/07/t2015-evaluatierapport.pdf>.
- Brauer, V. S., de Jonge, V. N., Buma, A. G. J. & Weissing, F. J. Does universal temperature dependence apply to communities? An experimental test using natural

- marine plankton assemblages. *Oikos* **118**, 1102–1108 (2009).
- Cloern, James E. 1999. "The Relative Importance of Light and Nutrient Limitation of Phytoplankton Growth : A Simple Index of Coastal Ecosystem Sensitivity to Nutrient Enrichment," no. 1992: 3–16.
- Cox, Tom J. S., Tom Maris, Karline Soetaert, Jacco C. Kromkamp, Patrick Meire, and Filip Meysman. 2015. "Estimating Primary Production from Oxygen Time Series: A Novel Approach in the Frequency Domain." *Limnology and Oceanography: Methods*, n/a-n/a. <https://doi.org/10.1002/lom3.10046>.
- 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.
- Daggers, T. D., et al. (2018). A model to assess microphytobenthic primary production in tidal systems using satellite remote sensing. *Remote Sensing of Environment* **211**: 129-145.
- Deltares. 2018. "Eerstelijnsrapportage Westerschelde 2018." Delft. [http://publications.deltares.nl/1209394\\_183.pdf](http://publications.deltares.nl/1209394_183.pdf).
- Flynn, Kevin J., Diane K. Stoecker, Aditee Mitra, John A. Raven, Patricia M. Glibert, Per Juel Hansen, E. Graneli, et al. 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. <https://doi.org/10.1093/plankt/fbs062>.
- Hammer, Astrid C, and Jonathan W Pitchford. 2005. "The Role of Mixotrophy in Plankton Bloom Dynamics, and the Consequences for Productivity." *ICES Journal of Marine Science* **62**: 833–40. <https://doi.org/10.1016/j.icesjms.2005.03.001>.
- Janson, Sven. 2004. "Molecular Evidence That Plastids in the Toxin-Producing Dinoflagellate Genus *Dinophysis* Originate from the Free-Living Cryptophyte *Teleaulax Amphioxeia*." *Environmental Microbiology* **6** (10): 1102–6. <https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2004.00646.x>.
- Jónasdóttir, S. H., and T. Kiørboe. 1996. "Copepod Recruitment and Food Composition: Do Diatoms Affect Hatching Success?" *Marine Biology* **125** (4): 743–50. <https://doi.org/10.1007/bf00349257>.
- de Jonge, V., de Boer, W., de Jong, D. & Brauer, V. Long-term mean annual microphytobenthos chlorophyll a variation correlates with air temperature. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **468**, 43–56 (2012).
- Kromkamp, Jacco, Jan Peene, Pieter Van Rijswijk, Adri Sandee, and Nico Goosen. 1995. "Nutrients, Light and Primary Production by Phytoplankton and Microphytobenthos in the Eutrophic, Turbid Westerschelde Estuary (The Netherlands)." *Hydrobiologia* **311** (1–3): 9–19. <https://doi.org/10.1007/BF00008567>.
- Kromkamp, J. C. & Engeland, 2009. T. Changes in Phytoplankton Biomass in the Western Scheldt Estuary During the Period 1978–2006. *Estuaries and Coasts* **33**, 270–285.
- Kromkamp, J. C. en C. J. M. Philippart (2015) Primaire productie in het waddengebied: meten en berekenen.
- NIOZ, Rapport, 64 pagina's.
- Mann, K. H. (2000). *Ecology of coastal waters: with implications for management*. 2<sup>nd</sup> ed. Blackwell Science: Malden.
- Marie Lionard, Koenraad Muylaert, Michèle Tackx, Wim Vyverman. 2008. Evaluation of the performance of HPLC-CHEMTAX analysis for determining phytoplankton biomass and composition in a turbid estuary (Schelde, Belgium). *Estuarine*,

- Maris, T, A Bruens, L Van Duren, J Vroom, H Holzhauer, M de Jonge, S Van Damme, et al. 2014. "Evaluatiemethodiek Schelde-Estuarium. Update 2014."
- Mitra, Aditee, Kevin J. Flynn, Urban Tillmann, John A. Raven, David Caron, Diane K. Stoecker, Fabrice Not, et al. 2016. "Defining Planktonic Protist Functional Groups on Mechanisms for Energy and Nutrient Acquisition: Incorporation of Diverse Mixotrophic Strategies." *Protist* 167 (2): 106–20.  
<https://doi.org/10.1016/j.protis.2016.01.003>.
- Montagnes, D. J. S. & Franklin, D. J. Effect of temperature on diatom volume, growth rate, and carbon and nitrogen content: Reconsidering some paradigms. *Limnol. Oceanogr.* **46**, 2008–2018 (2001).
- Montserrat, F., Colen, C. Van, Degraer, S., Ysebaert, T. & Herman, P. M. J. Benthic community-mediated sediment dynamics. **372**, 43–59 (2008).
- Oever, A van den. 2019. "Fytoplanktonanalyses in de Zoute Rijkswateren MWTL 2018 , Digitale Basisrapportage." Haren.  
<http://publicaties.minienm.nl/documenten/fytoplanktononderzoek-in-de-zoute-rijkswateren-mwtl-2018>.
- Stal, L. J. Microphytobenthos as a biogeomorphological force in intertidal sediment stabilization. *Ecol. Eng.* 36, 236–245 (2010)
- Van Colen, C. *et al.* Bottom–up and top–down mechanisms indirectly mediate interactions between benthic biotic ecosystem components. *J. Sea Res.* **98**, 42–48 (2015).
- Van de Koppel, J., Herman, P.M.J., Thoolen, P. and Heip, C.H.R. (2001), Do alternate stable states occur in natural ecosystems? Evidence from a tidal flat. *Ecology*, 82: 3449-3461. doi:10.1890/0012-9658
- Vos, P.C. 1986. De sediment stabiliserende werking van benthische diatomeeën in het intergetijdengebied van de Oosterschelde. Rapport RWS-86-03
- Underwood, G.J.C., and J.C. Kromkamp. 1999. "Primary Production by Phytoplankton and Microphytobenthos in Estuaries." *Advances in Ecological Research* 29: 93–153. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60192-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60192-0).
- Wal, D. Van Der & Ysebaert, T. 2007. Leven in het sediment : teledetectie van benthische ecologie van intergetijden- gebieden. *Water* 1–5 (2007).
- Weerman, E. J., Herman, P. M. J. & Van De Koppel, J. Macrobenthos abundance and distribution on a spatially patterned intertidal flat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **440**, 95–103 (2011)

# 5 Bodemdieren

## 5.1 Introductie

Bodemdieren, of *macrozoöbenthos*, zijn dieren die in of op de bodem van watersystemen leven en groter zijn dan 1 mm. Naast het macrozoöbenthos komen ook veel kleinere organismen voor in de bodems van estuaria: het meiobenthos (tussen 50 micrometer en 1 millimeter) en het microbenthos (kleiner dan 50 micrometer). Deze groepen zijn zeer talrijk vertegenwoordigd en zeer soortenrijk, maar vragen zeer gespecialiseerde methoden voor bemonstering en identificatie en worden daarom bijna nooit in een monitoringprogramma opgenomen. Het macrozoöbenthos is talrijk genoeg om statistisch goed te bemonsteren 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 uitstekende indicator voor de toestand van het systeem ter plaatse.

Hieronder wordt besproken: de kennis over bodemdieren in de Westerschelde, het gebruik van bodemdieren in de monitoring, de interpretatie van patronen in het voorkomen van de dieren in deze groep, de huidige stand van de monitoring en evaluatie, en voorstellen voor aanpassing.

### 5.1.1 Voorkomen en diversiteit

Bodemdieren vormen een soortenrijke groep waarbinnen heel verschillende levensvormen voorkomen. Het aantal soorten bodemdieren in de Noordzee is in de orde van 1000. In vergelijking daarmee zijn estuaria relatief soortenarm. In de Westerschelde komen ongeveer honderd soorten voor, maar slechts enkele tientallen soorten worden frequent gevonden. Het aantal soorten per monster is afhankelijk van de monstergrootte, maar varieert typisch van 1-2 tot 10-20 soorten. De typische dichtheid van bodemdieren in de Westerschelde is in de orde van 500-10.000 individuen per m<sup>2</sup>, maar grote variatie, ook buiten deze range kan voorkomen, afhankelijk van de karakteristieken van de bodem. De biomassa van bodemdieren wordt uitgedrukt in gram asvrij drooggewicht (AFDW) per m<sup>2</sup>, en is typisch in de orde 0,1-10 gram AFDW/m<sup>2</sup>, met uitschieters naar boven (Speybroeck et al. 2014).

In de Zeeschelde en bijrivieren was de dichtheid van bodemdieren vóór 1990 ernstig beperkt door zuurstoftekort in water en bodem. Nadat de zuurstofcondities begonnen te verbeteren, is een piek in dichtheid en biomassa van Oligochaeten opgetreden, tot miljoenen individuen per m<sup>2</sup> met een biomassa ruim boven de 100 gram AFDW/m<sup>2</sup>. Die piek is tussen 2005 en 2008 sterk verminderd. In de huidige situatie worden zelden dichtheden tot 100.000 ind/m<sup>2</sup> gevonden, met biomassawaarden die ook een orde van grootte zijn verminderd. Een relatief groot aantal monsters genomen in dieper water is leeg; het bodemdierleven beperkt zich vooral tot de intertidale zone. In totaal zijn ongeveer 50 soorten bodemdieren gevonden in de Zeeschelde. Typisch is het aantal soorten per monster beperkt, tot ongeveer 5 soorten in de brakke Zeeschelde, 1-3 soorten in de zoete Zeeschelde en een iets soortenrijkere gemeenschap (tot maximaal 10-tal soorten) aan de overgang naar de Westerschelde.

## 5.1.2 Taxonomische indeling

**Taxonomisch** behoren de meest voorkomende bodemdieren tot de fyta *Annelida*, *Mollusca* en *Arthropoda*. *Echinodermata* zijn schaars vertegenwoordigd in de Westerschelde.

In de Zeeschelde is het zoutgehalte zeer bepalend voor de samenstelling van de fauna. In het brakke water rond en stroomafwaarts van Antwerpen, wordt een verarmde versie van de gemeenschap in de Westerschelde gevonden. In het zoetwaterestuarium, inclusief de bijrivieren, wordt de fauna voor meer dan 90% gedomineerd door *Oligochaeten* (Speybroeck et al., 2014). Daarnaast komen *Arthropoden* voor, vooral *Amphipoda* (vlokreeftjes), garnaalachtigen, en larven van Diptera (vliegen, muggen) waarbij vooral *Chironomiden* frequent worden gevonden.

## 5.1.3 Voedingstypes

Afhankelijk van waar de bodemdieren hun voedsel verzamelen, kan een onderscheid gemaakt worden in verschillende voedingstypes. Het aantal types en het precieze onderscheid verschilt tussen studies, omdat meerdere dominante soorten flexibiliteit vertonen in hun manier van voedsel verzamelen. Een globale indeling onderscheidt *suspensie-eters*, *depositie-eters* (vaak onderverdeeld in oppervlakte depositie-eters en diepe depositie-eters), en omnivoren/predatoren (die ook vaak aaseters zijn).

**Suspensie-eters** voeden zich door water te filtreren en daaruit algen en organisch materiaal te verzamelen. Deze groep van bodemdieren heeft een directe link met fytoplankton en primaire productie in de waterkolom. Zij zijn verantwoordelijk voor een flux van organisch en anorganisch materiaal van de waterkolom naar de bodem. Het filtraat bevat naast voedsel ook oneetbaar anorganisch slib, en een (vrij onbekende) hoeveelheid onverteerbaar organisch materiaal. Dit wordt door de organismen uitgescheiden in de vorm van (pseudo)feces, proppen materiaal die door mucus samengebonden worden en bezinken op de bodem. Suspensie-eters zijn daarnaast verantwoordelijk voor de regeneratie van nutriënten, die zij rechtstreeks opnieuw in de waterkolom brengen.

Een voorbeeld van suspensie-eters in de Westerschelde is de kokkel *Cerastoderma edule*. Verder zijn de mossel (*Mytilus edulis*), Japanse oester (*Crassostrea gigas*), strandgaper (*Mya arenaria*) en enkele kokervormende wormen soorten die deze voedingswijze hebben. In het zoete deel van de Zeeschelde komen suspensie-eters bijna niet voor (Van Ryckegem and Soors 2018). In de zone met een sterke saliniteitsgradiënt ontbreekt het aan kennis over het mogelijk belang van suspensie-eters.

**Depositie-eters** voeden zich met organisch materiaal dat op (oppervlakte depositie-eters) of in de bodem aanwezig is. Dit organisch materiaal kan afkomstig zijn van primaire productie in de waterkolom, als algen op de bodem bezinken en door fysische en biologische processen in de bodem wordt gemengd. Een groot deel van het organisch materiaal is echter ook afkomstig van primaire productie door microfytobenthos, algen die op het oppervlak van het sediment leven. Het aandeel van organisch materiaal dat door microfytobenthos is geproduceerd kan geschat worden aan de hand van stabiele isotopen van koolstof en stikstof. Het blijkt dat de meeste bodemdieren zeer selectief voedsel zoeken in de vorm van microfytobenthos. In een studie op de Molenplaat werd gevonden dat het meeste organisch materiaal dat aanwezig is in de bodem, van zoetwaterbronnen afkomstig is, maar dat de bodemdieren zich voor een groot deel voeden met organisch materiaal met een microfytobenthos-oorsprong (Herman et al. 2000). Ook experimenteel kon het belang van microfytobenthos als belangrijke bron van voedsel voor depositie-eters worden aangetoond (Middelburg et al. 2000). Recentere studies in de Waddenzee (Christianen et al. 2017) en in Wester- en Oosterschelde (Daggers et al. submitted) bevestigen dit.

Voorbeelden van oppervlakte depositie-eters zijn de amphipoden *Bathyporeia pilosa* en *Corophium volutator*, het wadslakje *Peringia ulvae*, de kokervormende worm *Pygospio elegans* en het schelpdier nonnetje *Limecola balthica*. Een voorbeeld van een diepe depositie-eter is de polychaete worm *Heteromastus filiformis*. De wadpier, *Arenicola marina*, die zich voedt op een diepte van 10-15 cm maar door een soort trechter het oppervlaktesediment snel naar deze diepte voert, wordt meestal als een oppervlakte depositie-eter beschouwd, maar valt een beetje tussen de strikte definities.

De status van Oligochaeten, die zeer belangrijk zijn in de Zeeschelde maar ook in de Westerschelde talrijk kunnen voorkomen, is onduidelijk. De groep bestaat uit veel verschillende soorten die niet allemaal dezelfde levenswijze hebben. Over het algemeen worden zij als diepe depositie-eters geïnclassificeerd, maar de diepte waarop ze voorkomen is beperkt en sommige soorten verzamelen hun voedsel vooral aan de oppervlakte van het sediment. Stabiele isotopenstudies in de Zeeschelde suggereren dat ze ofwel selectief (met voorkeur voor algen) het organisch materiaal opnemen, ofwel zich vooral voeden met bacteriën die zelf op het organisch materiaal leven (van de Meutter et al. 2019).

**Omnivoren** voeden zich op verschillende wijzen. Een type-voorbeeld is de borstelworm *Hediste diversicolor*, waarvan is beschreven dat hij als predator op juveniele schelpdieren en kleine wormen kan jagen, zich als een suspensie-eter kan gedragen door een mucusnet te spinnen en als filter te gebruiken, zich kan voeden met afgezet organisch materiaal in de bodem, kan grazen op microfyto-benthos en zelfs aan 'landbouw' kan doen door zaden van schorplanten te begraven en later op te eten wanneer ze kiemen (Zhu et al. 2016). Behalve deze soort worden in de Westerschelde ook strandkrabben (binnen deze studie in hoofdstuk van hyperbenthos behandeld) tot deze groep gerekend, en enkele wormen.

**Predatoren** voeden zich door andere organismen, meestal andere bodemdieren, op te eten. Garnalen (in Westerschelde en Zeeschelde) en steurgarnalen (Zeeschelde) zijn belangrijke predatoren van schelpdieren en oligochaeten, maar worden in dit document tot het hyperbenthos gerekend en zullen dus niet nader besproken worden. In het endobenthos zijn nemertinen en enkele polychaete wormen, die zich snel door het sediment bewegen, belangrijke predatoren. De rol van een polychaetensoort als *Nephtys hombergii* is goed gedocumenteerd in de Waddenzee (van der Meer, Beukema, and Dekker 2000).

#### 5.1.4 Voedselbronnen van bodemdieren in de Schelde

De belangrijkste voedselbronnen voor bodemdieren zijn algen, detritus en andere bodemdieren.

Suspensie-eters leven voornamelijk van pelagische algen, die ze rechtstreeks uit het water filteren. Het filtratieproces wordt gehinderd door grote hoeveelheden slib in het water. Wanneer de verhouding van algen tot slib te ongunstig wordt, besteden de dieren meer energie aan het filteren dan ze kunnen winnen, en stoppen ze de filtratie. De drempelwaarde hiervoor verschilt van soort tot soort, maar over het algemeen zijn estuariene soorten aangepast aan tamelijk hoge slibgehalten in het water.

Niet alle algensoorten zijn even geschikt als voedsel voor bodemdieren. Vooral diatomeeën vormen geschikt voedsel, omdat hun vetzuren samenstelling het best aansluit bij de behoeften van de bodemdieren. Bloeien van *Phaeocystis*, die vanuit de Noordzee inspoelen, kunnen in bepaalde perioden sterk bijdragen aan het chlorofylgehalte van het water, maar niet aan het voedsel van de bodemdieren. Ook groenalgen die vanuit het zoetwater in het brakke gedeelte van de Westerschelde inspoelen, zijn niet zeer geschikt als voedsel. Dit kan leiden tot een ontkoppeling van chlorofylgehalte en voedingscondities voor bodemdieren. Chlorofylgehalte zegt dan wel

iets over hoeveelheid algen maar niet over de kwaliteit van de algen in termen van voedselbron. Dit effect is niet zeer uitgesproken in de Westerschelde, en beperkt tot bepaalde gebieden (brakwatergebied voor inspoeling uit het zoete water) of perioden in het jaar (einde van de voorjaarsbloei voor inspoelen *Phaeocystis*) (Dijkman and Kromkamp 2006).

Voor depositie-eters zijn benthische algen (microfyto-benthos) een heel belangrijke voedselbron. Hoge biomassa-waarden van microfyto-benthos worden voornamelijk op min of meer slibrijke sedimenten gevonden, die tamelijk hoog gelegen zijn. Dat bepaalt mede de ruimtelijke verdeling van depositie-eters. Ook de depositie-eters die zich op grotere diepte in het sediment voeden, zijn sterk afhankelijk van de primaire productie door microfyto-benthos. De menging van het sediment (door fysische menging of door biologische menging, zogenaamde bioturbatie) speelt een belangrijke rol in het inmengen van algen (die aan de oppervlakte groeien) in het sediment. Sommige soorten, zoals de wadpier (*Arenicola marina*) bevorderen door hun voedingsactiviteit de bioturbatie zeer sterk. Dit geldt ook voor de dominante soort *Heteromastus filiformis*. Dit is een draadvormige worm met een gering individueel gewicht die in de Westerschelde in zeer hoge dichtheden (tot meer dan 10.000 per m<sup>2</sup>) kan voorkomen. De dieren voeden zich op een diepte van 10-15 cm, en brengen hun faecale propen naar de oppervlakte van het sediment. Dat transport is bij hoge dichtheden in staat om de bovenste laag van het sediment in enkele maanden volledig om te zetten. Daarbij worden algen die op de oppervlakte leven begraven en naar beneden getransporteerd, waar ze als voedsel voor de wormen beschikbaar komen.

Omnivoren en predatoren zijn afhankelijk van diverse voedselbronnen en van andere bodemdieren. Daardoor zijn zij indirect ook afhankelijk van primaire productie door algen.

De rol van detritus als voedselbron voor bodemdieren is niet helemaal duidelijk en slecht gekwantificeerd. In de Westerschelde spoelt veel detritus van zoetwaterorigine in. Het is aangetoond dat in het brakke deel van de Schelde dit materiaal een belangrijke voedselbron is voor het zoöplankton (Van den Meersche et al. 2009). Uit onderzoek met stabiele isotopen blijkt het niet heel belangrijk te zijn als voedselbron van bodemdieren (Herman et al. 2000; Middelburg et al. 2000). Dit staat in contrast met resultaten in de Waddenzee, waar zoetwateralgen in de Westelijke Waddenzee wel een herkenbare voedselbron voor bodemdieren vormen. Waarschijnlijk heeft het verschil te maken met het relatief lage belang van bodemdieren in het voedselweb van de brakke delen van de Westerschelde. In dit deel is de saliniteit zeer variabel en beperkend voor de populaties van bodemdieren, waardoor hun trofische rol wordt overgenomen door zoöplankton. In de zoutere delen van de Westerschelde is het detritus van zoetwateroorsprong waarschijnlijk al sterk verlaagd in kwaliteit, waardoor het slecht kan worden opgenomen door bodemdieren.

In de Zeeschelde is aangetoond dat organisch materiaal, geaccumuleerd in de sedimenten, de belangrijkste voedselbron vormt voor de oligochaeten die het gros van de bodemdiërgemeenschap uitmaken. Het is mogelijk dat de trofische transfer vooral via bodembacteriën loopt. De sterke piek in dichtheid en biomassa van oligochaeten tijdens de jaren 2000, wordt gelinkt aan de accumulatie van organisch materiaal in de bodem gedurende de anoxische periode van de Schelde. Tot 2007 bleef de aanvoer van afvalwater uit het Zennebekken zeer hoog.

Nadat de aanvoer is verminderd als gevolg van het in gebruik nemen van zuiveringsinstallaties, hebben de oligochaeten deze geaccumuleerde voedselbron uitgeput. Daarna zijn ze beperkt geworden door de nieuwe aanvoer van detritus naar de sedimenten. Uit experimenten is gebleken dat de biomassa van oligochaeten verder wordt beperkt door predatie (steurgarnaal, garnaal, vissen), maar dat bottom-up regulatie door voedsel de belangrijkste rol speelt. Er is hier dus in de loop der jaren een



verschuiving opgetreden van regulering door detritus dat historisch was geaccumuleerd, naar regulering door actuele productie. In de toekomst zal dit mogelijk evolueren naar sterkere regulering door top-down controle (van de Meutter et al. 2019).

### 5.1.5 Bodemdieren als voedsel voor vis

De predatie door vis op bodemdieren is over het algemeen waarschijnlijk geen beperkende factor voor de bodemdieren. (Kuipers et al, 1986) schatten voor de Waddenzee, toen daar nog een hoge dichtheid van juveniele vis voorkwam, een predatiedruk door juveniele vis van ongeveer 10% van de bodemdierbiomassa per jaar. In de Westerschelde is geen recente schatting voorhanden, maar aangenomen mag worden dat het belang van vispredatie op het benthos deze historische schatting uit de Waddenzee zeker niet zal overschrijden.

In de Zeeschelde is predatie door garnalen en steurgarnalen, en in tweede orde door kleine vissen (grondels) een belangrijke regulerende factor voor oligochaeten, hoewel bottom-up controle door voedsel wellicht de hoofdrol speelt. De meeste pelagiale vissen van de Zeeschelde voeden zich niet of nauwelijks met bodemdieren en prefereren zoöplankton (van de Meutter et al. 2019). Steurgarnalen, garnalen en kleine vis zijn wellicht een belangrijke voedselbron voor grotere roofvissen.

De predatie door vis op bodemdieren in de Westerschelde reguleert wellicht niet het benthos, en waarschijnlijk ook niet de vispopulaties, maar het ontbreekt hierover aan recente gegevens. (Hostens 2003) beschrijft enige predatie (door juveniele schol en bot) op bodemdieren in het intertidaal, maar benadrukt dat de meeste vissen hun voedsel uit de waterkolom halen (copepoden, aasgarnalen (Mysidacea), garnalen). In de periode van bemonstering voor deze studie was vooral de aasgarnalenpopulatie van de Westerschelde zeer groot, als gevolg van de grote aanvoer van organisch materiaal uit de (anoxische) Zeeschelde. Dit is nu waarschijnlijk sterk veranderd. Omdat de meeste vissen opportunistische voeders zijn, kan dat ook wijzigingen in dit deel van het voedselweb hebben meegebracht, maar hierover is geen recente informatie beschikbaar.

Samenvattend kan gesteld worden dat het bodemdierleven van beperkte invloed is op de visstand in de Schelde en op de kraamkamerfunctie van het estuarium. Dit verschilt echter tussen vissoorten en kan ook afhankelijk zijn van het habitat waar de verschillende vissoorten zich bevinden. Er kan niet verwacht worden dat vissen als geheel sterk zullen reageren op fluctuaties in de gemeenschap van bodemdieren, maar voor individuele soorten kan dat verschillend zijn. Recentere gegevens over vis in de Westerschelde zijn nodig om vast te stellen of de voedsleecologie van vis in dit deel van het estuarium is gewijzigd na de grote veranderingen in de organische vracht van de Zeeschelde, en de patronen in zuurstofhuishouding die daarmee samenhangen.

### 5.1.6 Bodemdieren als voedsel voor vogels

Veel vogelsoorten die van belang zijn voor de Schelde, vooral steltlopers, zijn benthivoren. Tussen de vogelsoorten is veel verschil in het type bodemdieren dat ze selecteren, de grootteklasse van de prooien en de andere eisen die ze stellen aan hun omgeving. Hoewel het voorkomen van deze benthivore vogelsoorten strikt afhankelijk is van de aanwezigheid van voldoende prooien (bodemdieren), kan de afhankelijkheid van soort tot soort verschillen en is er geen eenduidige relatie te geven tussen het voorkomen en de biomassa van bodemdieren enerzijds, en het aantal voorkomende vogels anderzijds. Deze relatie kan per prooisoort en predator (vogel) verschillen (zie van de Kam et al. 1999).

In de Zeeschelde heeft de piek in biomassa van oligochaeten gedurende de jaren 2000 geleid tot een piek in het voorkomen van (vooral) wintertalingen die foerageerden op de oligochaeten. Beide pieken zijn daarna afgevlakt. De Zeeschelde heeft nog steeds een zeker belang voor benthivore vogels, maar dit belang is sterk afgenomen.

In de Westerschelde neemt het belang van platen en slikken voor benthivore vogels toe vanaf het brakke gebied naar de monding (Ysebaert et al. 2000). Vooral de Hooge Platen spelen een belangrijke rol voor veel vogelsoorten. In die gradiënt neemt ook de oppervlakte van geschikte platen en slikken (laagdynamisch, voldoende blootstellingsduur, voldoende range in droogvalduur) toe en de gemiddelde biomassa per eenheid oppervlak van geschikte platen en slikken. Uit de gegevens van (Ysebaert et al. 2000) over biomassa van bodemdieren en aantal vogeldagen van benthivore vogels, kan een min of meer lineaire relatie tussen beide worden afgeleid. Die relatie kon echter met latere gegevens niet goed worden bevestigd. Ze kan het gevolg zijn geweest van de trend in oppervlak van geschikt habitat, eerder dan in biomassa van bodemdieren.

In de relatief zoute delen van de Westerschelde is de kokkel de dominante component van de biomassa van de bodemdiergemeenschap op de platen en slikken. Grotere kokkels, die doorslaggevend zijn voor deze biomassaverdeling, worden vooral door scholeksters gegeten, maar zijn geen prooi voor de meeste andere soorten steltlopers. Dit is één van de redenen waarom totale biomassa van bodemdieren niet noodzakelijk een goed criterium is voor de geschiktheid van een plaat als foerageergebied van 'steltlopers' in het algemeen. Meerdere soorten foerageren op kleine kokkels, zodat de rekrutering van de kokkel waarschijnlijk een minstens zo belangrijk kenmerk is als de totale biomassa. Verder kan verwacht worden dat de verdeling tussen schelpdieren, wormen en kleine kreeftachtigen een invloed heeft op de waarde van de bodemdiergemeenschap als voedsel voor vogels. Als de ontwikkeling in de tijd van schelpdieren achterblijft bij die van andere soorten bodemdieren, dan is dat een relatief nadeel voor schelpdier-etende vogels, terwijl andere soorten daar geen hinder van zullen ondervinden. Een genuanceerd beeld van de relatie tussen bodemdieren en vogels moet daarom worden gehanteerd, waarbij rekening wordt gehouden met de bekende aspecten van de voedsel生态学 van de soorten.

## 5.2 Sturende factoren

Diverse factoren zijn verantwoordelijk voor de ruimtelijke en temporele variatie van de bodemdiergemeenschap in de Westerschelde. Ysebaert et al. (2003) presenteren een algemene analyse van de belangrijkste drivers op de grote schaal. Cozzoli et al. (2013) modelleren sommige van deze factoren in meer detail.

### 5.2.1 Zoutgehalte

Wellicht de belangrijkste gradiënt op de schaal van het estuarium is de zoutgradiënt. Zowel de soortensamenstelling als de biomassa van de bodemdiergemeenschap varieert sterk tussen de brakke en zoute zones. Dichtheid is veel gelijkverdeeld over de saliniteitszones. Het gemiddelde gewicht per individu neemt af van de zoute naar de brakke zones. Het aantal soorten neemt gestaag af van de mariene naar de zoetwaterkant van het estuarium. Voor mariene organismen vormt zoetwater een stressfactor, en naarmate de invloed van het zoetwater toeneemt vermindert het aantal soorten dat kan voorkomen. Waarschijnlijk speelt ook de variabiliteit van het zoutgehalte een belangrijke rol in dit effect. In de brakke zone van het estuarium is de temporele variatie van zoutgehalte, zowel op de korte (getij) als op de lange (seizoen; verschil droge-natte jaren) tijdschaal veel groter dan bij de monding. Snelle grote veranderingen in zoutgehalte zijn voor veel soorten dodelijk. Een piek in zoetwaterafvoer leidt tot hoge mortaliteit over bijna het gehele estuarium (Ysebaert, 2000).

## 5.2.2 Chemische waterkwaliteit

In het verleden heeft chemische waterkwaliteit hoogstwaarschijnlijk een belangrijke rol gespeeld in de ecologie van de Schelde. Niet alleen de zuurstofloosheid van de Zeeschelde had grote gevolgen voor de ecologie, ook de aanzienlijke vervuiling met zware metalen en organische vervuilende stoffen heeft een rol gespeeld. Accumulatie in het voedselweb gebeurde niet zelden via bodemdieren. De mossel is nog steeds een standaardorganisme voor de monitoring van chemische waterkwaliteit.

Het is onzeker of chemische waterkwaliteit tegenwoordig nog een rol speelt in de dynamiek van bodemdieren of van de soorten die op bodemdieren foerageren. Er zijn geen aanwijzingen daarvoor in de recente literatuur.

## 5.2.3 Diepte

Binnen iedere saliniteitszone is de dieptegradiënt van groot belang. In de Westerschelde, in tegenstelling tot bijvoorbeeld de Oosterschelde (Cozzoli et al. 2014) is het bodemdierleven grotendeels beperkt tot het intertidaal en het zeer ondiepe subtidaal. In de geulen komt hier en daar een hoge dichtheid en biomassa van bodemdieren voor, maar dit zijn 'hotspots' van zeer beperkte omvang (van der Wal et al. 2017) die vooral voorkomen bij relatief lage stroomsnelheid.

## 5.2.4 Stroomsnelheid

Wellicht is de stroomsnelheid, en de daaraan gerelateerde morfologische stabiliteit, de achterliggende oorzaak van het verschil tussen geulen en platen. Die snelheidsverdeling is fundamenteel anders in de Oosterschelde, waardoor in dat gebied het subtidaal een rijkere fauna kent dan het intertidaal (Cozzoli et al. 2013). Stroomsnelheid is dan ook een uitstekende voorspeller van de bodemdiergemeenschap (Cozzoli et al. 2013; Ysebaert et al. 2003; Ysebaert, Craeymeersch, and Van der Wal 2016). Een hoge stroomsnelheid correleert met de diepte, omdat het water in de geulen sneller stroomt dan op de platen, maar correleert binnen het platen- en slikkengebied ook met de korrelgrootte van het sediment.

## 5.2.5 Sedimentsamenstelling

Over het algemeen is de biomassa en dichtheid van de bodemdieren groter in sedimenten met een aanzienlijke slibfractie. Dat zijn de rustige, 'laagdynamische' gebieden. Voor een deel kan de correlatie tussen bodemsamenstelling en fauna worden verklaard vanuit de correlatie tussen bodemsamenstelling en stroomsnelheid. Voor een deel is er echter een onafhankelijke bijdrage. Soorten hebben een bepaalde preferentie voor het slibgehalte van het sediment, omdat dit bijdraagt aan bv. de stabiliteit van gangen, de sterkte van redoxpotentiaal, de doorlatendheid van het sediment voor stroming van interstitieel water etc. Toch blijkt, bij een vergelijking van Oosterschelde en Westerschelde, dat soorten hun optimum opschuiven afhankelijk van de slibrijkdom van het watersysteem. Dezelfde soorten komen in de Westerschelde voor bij hogere slibgehalten dan in de Oosterschelde (Cozzoli et al. 2013).

Sedimentsamenstelling is een belangrijke omgevingsvariabele, omdat deze rechtstreeks (b.v. door baggeren, storten) of indirect (bv. verandering stromingspatronen en morfologische aanpassingen na verdieping) wordt beïnvloed door menselijk beheer. Dergelijke beïnvloeding kan zich doorvertalen in de soortensamenstelling, biomassa en dichtheid van de bodemdieren.

## 5.2.6 Primaire productie

De primaire productie speelt een rol bij de het bepalen van de biomassa van de bodemdieren op tenminste twee verschillende schalen. Systeem-breed bepaalt de primaire productie, tezamen met de gemiddelde diepte van het systeem, hoeveel organisch materiaal er beschikbaar is voor de bodemdieren (Heip et al. 1995). In zeer productieve systemen is er niet alleen een hogere biomassa van pelagische algen beschikbaar voor de suspensie-etters die daarvan rechtstreeks kunnen eten, maar er is ook meer algenmateriaal beschikbaar voor bezinking, wat ten goede komt aan de depositie-etters. Herman et al. (1999) beschrijven een algemene, systeem-brede, correlatie tussen primaire productie (inclusief productie door microfytobenthos) en biomassa van de bodemdieren in estuariene systemen.

Op kleinere schaal, voor zones binnen een estuarium, blijft de relatie wellicht in stand voor suspensie-etters. Deze zijn immers direct afhankelijk van de algenconcentratie in de waterkolom. Suspensie-etters hebben een andere ruimtelijke verdeling over het estuarium dan depositie-etters. Vele bodemmonsters bevatten helemaal geen suspensie-etters, terwijl sommige monsters een zeer hoge lokale biomassa van deze groep bevatten. Omdat suspensie-etters met elkaar in competitie zijn op de ruimtelijke schaal van de getij-exkursie, komen zij geconcentreerd voor in gebieden waar de balans tussen waterverversing door stroming en stabiliteit van het sediment optimaal is. Gegevens van de Westerschelde tonen aan dat het relatieve belang van suspensie-etters bij de monding ongeveer 50 % is, maar afneemt naar nul in de meso- tot oligohaliene zone (Antwerpen-Nederlandse grens). In absolute termen betreft het zone-gemiddelde biomassawaarden die afnemen van 13 g AFDW/m<sup>2</sup> naar 0. De depositie-etters, gesommeerd over de subklassen (diep en oppervlakkig foeragerend) nemen langs dezelfde gradiënt af van ongeveer 11 tot ongeveer 6 gAFDW/m<sup>2</sup> (Ysebaert et al. 2003). Omnivoren, in de Schelde vooral *Hediste diversicolor*, nemen toe over deze gradiënt en vormen de belangrijkste groep in de brakke zone.

Primaire productie door microfytobenthos is van groot belang voor de depositie-etters. In vergelijking met de primaire productie door pelagische algen, is deze productie ruimtelijk variabel op een veel kleinere schaal. Voor pelagische algen is vooral de helderheid van het water beperkend voor de productie. Voor het microfytobenthos varieert de primaire productie met de blootstellingsduur en de samenstelling van het sediment. Hoger in de getijdenzone is er meer productie, omdat er langer beschikking is over zonlicht. Na overspoeling met het troebele water van het estuarium valt de primaire productie immers zo goed als stil. Primaire productie van microfytobenthos, of tenminste biomassa van microfytobenthos, is gewoonlijk hoger in slibrijke dan in zandige sedimenten. Laagdynamische sedimenten kennen minder resuspensie van benthische algen en kunnen de biomassa beter vasthouden. Daarnaast is er wellicht een nutriënteneffect, omdat slibrijke sedimenten rijker zijn aan nutriënten dan zandige.

## 5.2.7 Biotische interacties

De rol van biotische interacties (predatie, concurrentie) in bodemdiergemeenschappen is moeilijk te bestuderen en is waarschijnlijk onvolledig bekend. Toch is een aantal interacties duidelijk naar voren gekomen. Een zeer belangrijke factor is de rol van predatie bij de voortplanting en rekrutering van schelpdieren. Larven van schelpdieren hebben een pelagische fase van enkele weken, waarna ze zich vestigen in het sediment. Dat laatste wordt rekrutering genoemd. Tijdens de larvale pelagische fase gaan de larven over van een eerste stadium waarin ze overleven op dooier, naar een stadium waarin ze zich voeden met fytoplankton. In deze larvale fase zijn ze gevoelig voor filtratie door adulte schelpdieren. Een sterke larvale ontwikkeling gebeurt zelden wanneer er een grote populatiedichtheid van adulte schelpdieren voorkomt. Op het ogenblik van vestiging zijn de postlarven ongeveer 300 micrometer groot. Na vestiging blijven zij, tot

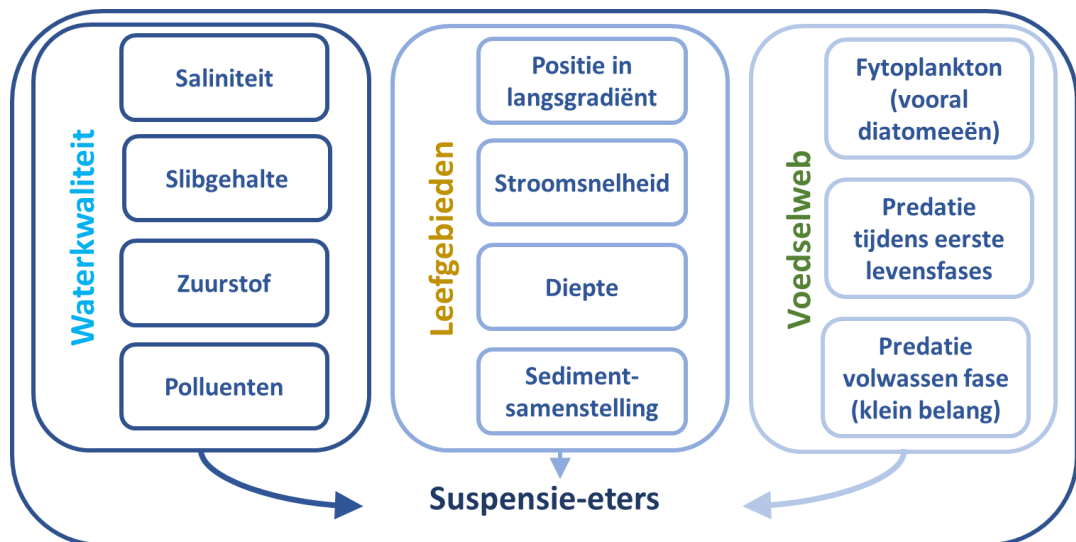
een grootte van ongeveer 3 mm, zeer kwetsbaar voor predatie door garnaal en andere benthische predatoren. Daarna vormen zij een geschikte prooi voor krabben en grotere predatoren, maar hun kwetsbaarheid neemt sterk af als ze de grootte van ongeveer 10 mm hebben bereikt.

In de Waddenzee is aangetoond dat de seizoensale timing van de aankomst van garnalen uit dieper water in de Waddenzee, relatief tot de timing van de voortplanting van de schelpdieren, bepalend is voor het succes van de rekrutering van de schelpdieren (Beukema and Dekker 2014). De onvoorspelbaarheid van de combinatie zorgt ervoor dat slechts eenmaal om de zoveel jaren een succesvolle broedval van kokkels en mossels in de Waddenzee voorkomt. Dit geeft aanleiding tot flinke schommelingen in de biomassa van adulte schelpdieren, en daardoor ook in de voedselvoorziening van vogels die van deze dieren afhankelijk zijn. De variabiliteit is inherent aan het biologische systeem. De vogels die zich met schelpdieren voeden kunnen hierop reageren door in het gebied te blijven maar ook andere prooien te eten, of (zoals de kanoetstrandloper doet) door in slechte broedvaljaren naar andere overwinteringsgebieden uit te wijken.

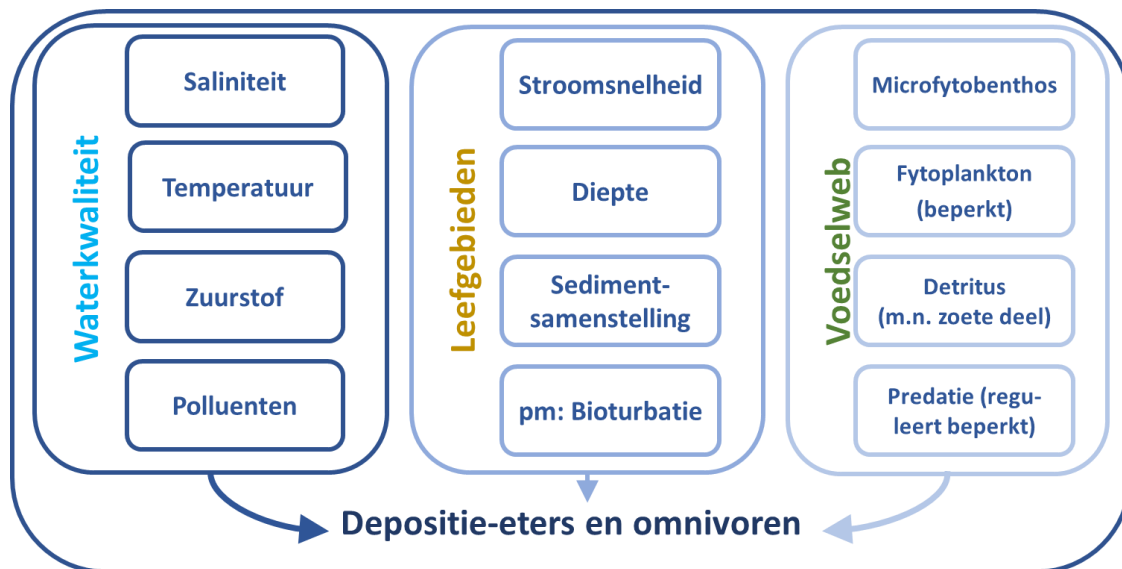
Concurrentie komt voor in de bodemdiergemeenschap, zowel binnen als tussen soorten. Er zijn in de literatuur weinig aanwijzingen dat concurrentie een sterke structurerende invloed heeft op de gemeenschap. Ervaring in andere estuaria, bv. Oosterschelde na introductie van de Japanse oester, leert dat de draagkracht kan worden bereikt maar dat dit een sterke ontwikkeling van de concurrent vereist. Dat is waarschijnlijk niet het geval in de Westerschelde, of in elk geval nog niet. Tegelijk wijst ervaring in de Oosterschelde en de Waddenzee uit dat de oester een belangrijke facilitator voor de mossel kan zijn. In de Waddenzee komen bijna alleen gemengde oester-mosselbanken voor, en deze hebben een betere overleving dan zuivere mosselbanken (van der Meer et al. 2019).

### 5.2.8 Samenvattend: rekenparameters in piramides en voedselweb

Figuur 5-1 en Figuur 5-2 vatten het voorgaande samen, met oog op het verbinden met andere piramides van de evaluatiemethodiek. Het geeft aan welke reken- en/of verklarende parameters gebruikt worden in de verhaallijnen.



Figuur 5-1. Overzichtsdiaagram van sturende factoren op suspensie-eters. Aangegeven worden de verbanden met andere piramides in de evaluatiemethodiek en de parameters die daarin geanalyseerd worden.



Figuur 5-2. Overzichtsdigram van de sturende factoren op de depositie-eters en omnivoren onder de bodemdieren. Merk op dat in 5.5.2 wordt voorgesteld voor analyse bottom-up factoren de depositie-eters in twee categorieën te bestuderen (vooral afhankelijk van microfytobenthos of van detritus).

## 5.3 Beschikbare data

### 5.3.1 Westerschelde

In de Westerschelde komen gegevens over bodemdieren voornamelijk uit twee langdurige monitoringcampagnes: Monitoring Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL) en Wettelijke Onderzoekstaken (WOT) Schelpdiersurvey.

In opdracht van Rijkswaterstaat is de MWTL in de Westerschelde van start gegaan in 1990. Monitoring werd in eerste instantie uitgevoerd door het NIOZ, maar sinds 2012 door Bureau Waardenburg en Aquasense (nu Ecosense). Jaarlijks worden er 135 meetpunten bemonsterd in de litorale zone en 60 meetpunten in het sublitoraal. Dit gebeurt in het najaar. Op alle locaties worden de aantallen per soort, de sedimentsamenstelling, en type ecotoop genoteerd. Verder, waar mogelijk, wordt per taxon per monster het AFDW bepaald. Monsters worden genomen op twee verschillende wijzen: Boxcore (sublitoraal) en steekbuis (litoraal), zie Figuur 5-3. Monsterlocaties zijn gestratificeerd, waarbij er per ecotooptype een vastgesteld aantal locaties op willekeurige wijze worden geselecteerd. Het meest recente jaarrapport presenteert de gegevens uit 2017 (Driessen et al. 2018). In de loop der jaren zijn er wisselingen opgetreden in de bemonsteringsopzet.



Figuur 5-3. Monsternamen benthos

De Wettelijke Onderzoekstaken (WOT) worden gefinancierd en uitgevoerd in opdracht van Het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit (LNV). Doelstelling van de WOT is het zorgvuldig monitoren van o.a. natuur en milieu. Monitoring van schelpdierbestanden wordt al sinds 2008 uitgevoerd door Wageningen Marine Research. Met name worden de monitoringsgegevens gebruikt om de effecten van schelpdiervisserij op het ecosysteem in kaart te brengen. De monitoringsactiviteiten leveren data over de totale oogstbare biomassa van o.a. de mosselbestanden (*Mytilus edulis*), kokkelbestanden (*Cerastoderma edule*) en sinds 2011 wordt ook de Japanse Oester (*Crassostrea gigas*) opgenomen. Het areaal van de litorale mossel- en oesterbanken wordt bepaald aan de hand van surveys te voet, maar ook door gebruik van lucht- en satellietfoto's. Veldonderzoeken bepalen o.a. de soortensamenstelling van de bank, leeftijdsklasse van de aanwezige mosselen, grootte, dichtheid, hoogte van de bulten, en dikte van sliblaag. Verdere bemonsteringen met Stempelkor of PVC buis, zoals die plaatsvinden in de Waddenzee en Oosterschelde, worden niet uitgevoerd in de Westerschelde. In de meest recente publicatie van WMR is hier meer over te lezen (Ende van den et al. 2020). Oesterbanken worden ook opgenomen in de geomorfologische karteringen van Rijkswaterstaat, inclusief de globale bedekkingsklassering.

### 5.3.2 Zeeschelde

In de Zeeschelde worden de bodemdieren van de zachte substraten gemonitord door het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO). Hierover wordt jaarlijks gerapporteerd. Meer uitgebreide synthese van historische datasets is terug te vinden in Speybroeck et al. (2014). Een eerste verkennende trofische voedselweb analyse in de zoete tot zwak brakke zone is gepresenteerd in Van de Meutter et al. (2019).

In Vlaanderen wordt er jaarlijks gemonitord. Gedurende de campagne, wordt voor alle soorten de dichtheid en het AFDW bepaald. Eens in de drie jaar vindt er een aanvullende monitoring plaats waarbij soortensamenstelling van de oligochaeten wordt vastgelegd. Eenheden zijn aantal soorten per m<sup>2</sup> en AFDW per m<sup>2</sup>.

## 5.4 Huidige beoordelingsmethodiek

In de huidige methodiek worden, net als in de andere groepen in de piramide flora en fauna, drie rekenparameters gebruikt: intactness index, sleutelsoorten en exoten. Onderliggende gegevens voor de intactness index zijn de aangetroffen taxa. De index wordt berekend aan de hand van een vergelijking tussen welke soorten zijn aangetroffen met de vastgestelde referentiematrices. Hiervoor worden zowel WOT als MWTL monitoring data gebruikt.

Criteria voor een goede evaluatie vanuit rekenparameter Sleutelsoorten zijn: minimaal 4 miljoen kg versgewicht aan kokkels, een neutrale of significant positieve trend in mosselen, en als laatste wil men het Schelde-systeem niet zien "verwormen", dus geen toename in de ratio van Annelida en Mollusca. Aanwezigheid van exoten wordt negatief beoordeeld op basis van een positieve trend, in termen van densiteit (aantallen per m<sup>2</sup>) en biomassa (g per m<sup>2</sup>).

## 5.5 Discussie en aanbevelingen

### 5.5.1 Meetmethodiek

De huidige meetmethodiek in de Westerschelde en de Zeeschelde is een gestratificeerde aanpak, waarbij de bemonsteringsinspanning min of meer gelijk over de verschillende ecotopen wordt verdeeld. Er wordt bij elke bemonstering opnieuw

gerandomiseerd in de ruimte. Deze aanpak heeft voor- en nadelen, die hieronder kort worden besproken.

Behalve de monitoring in het kader van MWTL, komt belangrijke informatie over kokkels en nonnetjes uit de WOT schelpdiersurvey van WMR in de Westerschelde. Dit levert een aanzienlijk betere schatting op voor deze belangrijke soorten dan de schattingen uit MWTL alleen. Hoewel de meetmethodiek in de Zeeschelde zich vooral richt op het intertidaal en ondiep subtidaal, is de aanpak ook ecotoop-gericht zoals in de Westerschelde en zijn beide aanpakken compatibel. Het beperkter onderzoeken van het diep subtidaal in de Zeeschelde wordt verantwoord omdat controle heeft aangetoond dat in de geulen weinig of geen bodemdierleven aanwezig is. Het zou goed zijn deze aannamen nu en dan opnieuw te testen, maar dat hoeft niet jaarlijks te gebeuren.

Voordelen:

- De bemonstering richt zich op het bodemdierleven op de schaal van het gehele estuarium. Dat is ook de schaal waar de belangrijke beheervragen worden gesteld: leidt het beheer van het estuarium, inclusief de verdiepingen, tot een overall verbetering of verslechtering van de bodemdierecosystemen, en via deze tot verandering in hogere trofische niveaus? Door de stratificatie per ecotoop wordt vermeden dat belangrijke ecotopen, ook als deze geen zeer grote oppervlakte innemen, ondervertegenwoordigd zijn in de bemonstering.

Nadelen:

- Het wordt soms als nadeel aangevoerd dat de bemonstering niet toelaat precieze uitspraken te doen over de ontwikkeling van het bodemdierleven op één specifieke plaat of slik. Dat is een gevolg van de beperkte totale inzet in de bemonstering. Naar onze mening is dit geen reden om de gevolgde ecotoopbenadering te veranderen. Wel kan worden overwogen om bepaalde belangrijke gebieden, bv. de Hooge Platen, op projectbasis nader op te volgen. Bij voorkeur zou hiervoor dezelfde methodiek gevolgd worden als die van het algemene MWTL programma, om methodologische problemen bij het integreren van datasets te vermijden.

Kansen tot verbetering:

- Hoewel Westerschelde en Zeeschelde in principe op dezelfde manier worden benaderd, zou harmonisering van frequentie van bemonsteren, bemonsteringsmethodiek en aanpak een verbetering kunnen opleveren van de uiteindelijke, estuarium-brede dataset.
- Er is een correcte weging van de ecotopen nodig om de invloed van veranderingen in bepaalde ecotopen op het systeem als geheel in te schatten. Een onderscheid kan worden gemaakt tussen evaluaties van de bodemdieren zelf, waarin ecotopen naar hun oppervlakte kunnen worden gewogen, en evaluaties van de rol van bodemdieren voor het voedselweb. Met name waar slechts enkele ecotopen van belang zijn in het voedselweb (bv. preferente gebieden waar vogels of vissen zich voeden) zou de weging hiermee rekening kunnen houden. Daarvoor is nog geen duidelijke methodiek aanwezig.
- De bemonstering en verwerking van resultaten uit de WOT schelpdiersurvey is niet gelinkt aan, of wordt niet vergeleken met, de MWTL bemonstering. Een zekere harmonisering, of tenminste een methodologische vergelijking, tussen deze bemonsteringen, zou een hogere precisie en duidelijkere monitoringresultaten kunnen opleveren. Wel is de WOT van beperkte waarde om recente recrutering te schatten, omdat met een relatief grote maaswijdte wordt gewerkt.



## 5.5.2 Verbeteren evaluatiemethodiek

In de huidige methodiek wordt biodiversiteit geëvalueerd op basis van de Occurrence Intactness Index (zie 5.4). Hierbij worden 35 soorten betrokken. Dat is een statische aanpak, die moeilijk kan omgaan met autonome veranderingen in de gemeenschap, bijvoorbeeld als gevolg van klimaatwijzigingen, nieuwe invasieve soorten of andere ontwikkelingen die niet door het beheer van het estuarium worden gestuurd.

**Een alternatief voor deze benadering zou kunnen zijn om een aantal globale variabelen te evalueren die een beeld geven van het belang van bodemdieren in het voedselweb.** Totale biomassa, dichtheid, aantal soorten en diversiteit van de bodemdiërgemeenschap zou kunnen worden opgevolgd, waarbij de norm zou kunnen zijn dat over een voldoende lange tijdschaal (5-10 jaar, in verband met de toevallige rekrutering van biomassa-dominante schelpdieren) geen duidelijke verminderingen in deze gemeenschapskarakteristieken voorkomen.

Eventuele trends in de gemeenschapskarakteristieken van de bodemdieren kunnen gelinkt worden aan verklarende factoren: veranderingen in hydrodynamiek, morfologie, slibdynamiek, zoutgehalte, primaire productie, predatie.

Behalve globale variabelen die bodemdieren als geheel karakteriseren, kan **overwogen worden om de rol van de bodemdieren voor hogere trofische niveaus met specifieke indicatoren op te volgen.** Dit beperkt zich waarschijnlijk tot de rol als voedsel voor hyperbenthos, benthische vissen en vogels. Gedacht kan worden aan specifieke 'korven' van bodemdiersoorten, die voor bepaalde gilden van vogels (bv. schelpdiereters, wormeneters) indicatief zijn voor de voedselsituatie. Hierbij kan gedacht worden aan de graasdruk van steurgarnalen op de wormengemeenschap in de Zeeschelde. In de huidige situatie is het belang van bodemdieren voor pelagische vissen relatief beperkt, en dringt een vergelijkbare aanpak voor vissen zich niet op. Wel zou dit relatieve belang voor vissen regelmatig opnieuw moeten worden geëvalueerd.

Met betrekking tot de 'bottom-up' factoren die de bodemdiërgemeenschap reguleren, **verdient het aanbeveling een onderscheid te maken in trofische groepen van het benthos.** Deze trofische groepen (suspensie-eters, twee groepen depositie-eters, omnivoren/ predatoren) kunnen specifieker aan bepaalde sturende factoren worden gekoppeld dan de bodemdieren als geheel.

**Advies is de ratio Mollusca/Annelida te laten vallen.** Een ratio-statistiek heeft nadelen, maar bovendien is niet duidelijk wat deze ratio precies uitdrukt. Er bestaan grote ecologische verschillen binnen de groepen van Mollusca of Annelida, en er is geen duidelijke link van de ratio met sturende factoren.

## 5.6 Referenties

- Beukema, J. J., and R. Dekker. 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.
- Christianen, M. J. A., J. J. Middelburg, S. J. Holthuijsen, J. Jouta, T. J. Compton, T. van der Heide, T. Piersma, J. S. Sinninghe Damsté, H. W. van der Veer, S. Schouten, and H. Olf. 2017. 'Benthic primary producers are key to sustain the Wadden Sea food web: stable carbon isotope analysis at landscape scale', *Ecology*, 98: 1498-512.
- Cozzoli, F., T. J. Bouma, T. Ysebaert, and aPMJ Herman. 2013. 'Application of non-linear quantile regression to macrozoobenthic species distribution modelling: comparing two contrasting basins', *Marine Ecology Progress Series*, 475: 119-33.
- Cozzoli, Francesco, Menno Eelkema, Tjeerd J. Bouma, Tom Ysebaert, Vincent Escaravage, and Peter M. J. Herman. 2014. 'A Mixed Modeling Approach to Predict the Effect of Environmental Modification on Species Distributions', *PLoS One*, 9.

- Daggers, Tisja D., D. van Oevelen, P.M.J. Herman, H. T. S. Boschker, and D. van der Wal. submitted. "Spatial variability in macrofaunal diet composition and grazing pressure on microphytobenthos in intertidal areas." In.
- Dijkman, N.A., and J. Kromkamp. 2006. 'Phospholipid-derived fatty acids as chemotaxonomic markers for phytoplankton: application for inferring phytoplankton composition', *Marine Ecology Progress Series*, 324: 113-25.
- Heip, C. H. R., N. K. Goosen, P. M. J. Herman, J. Kromkamp, J. J. Middelburg, and K. Soetaert. 1995. 'Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries.' in A. D. Ansell, R. N. Gibson and M. Barnes (eds.), *Oceanography and Marine Biology - an Annual Review*, Vol 33.
- Herman, P. M. J., J. J. Middelburg, J. Van De Koppel, and C. H. R. Heip. 1999. 'Ecology of Estuarine Macrobenthos', *Advances in Ecological Research*: 195-240.
- Herman, P.M.J., J. J. Middelburg, J. Widdows, C.H. Lucas, and C. H.R. Heip. 2000. 'Stable isotopes as trophic tracers: combining field sampling and manipulative labelling of food resources for macrobenthos', *Marine Ecology Progress Series*, 204: 79-92.
- Hostens, K. 2003. 'The demersal fish and macro-invertebrate assemblages of the Westerschelde and Oosterschelde estuaries: overview and final conclusions.' in K. Hostens (ed.), *The demersal fish and macro-invertebrate assemblages of the Westerschelde and Oosterschelde estuaries (Southern Bight of the North Sea)*.
- Kuipers, B. R., H. W. van der Veer, and J.J. Zijlstra. 1986. "Interaction between juvenile plaice (*pleuronectes platessa*) and benthos in a tidal flat area." In *C.M. 1986/L: 3 Demersal Fish Committee, Sess. R, Benthos-fish trophic Interrelationships*. Copenhagen: ICES.
- Middelburg, J. J., C. Barranguet, H. T. S. Boschker, P. M. J. Herman, T. Moens, and C. H. R. Heip. 2000. 'The fate of intertidal microphytobenthos carbon: An in situ C-13-labeling study', *Limnology and Oceanography*, 45: 1224-34.
- Speybroeck, J., N. De Regge, J. Soors, T. Terrie, G. Van Ryckegem, A. Van Braeckel, and E. Van den Bergh. 2014. "Monitoring van het macrobenthos van de Zeeschelde en haar getij-onderhevige zijrivieren (1999-2010). Beschrijvend overzicht van historische gegevens (1999, 2002, 2005) en eerste cyclus van nieuwe strategie (2008, 2009, 2010)." In *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek*. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- van de Meutter, F., O. Bezdenjesnji, D. Buerms, J. De Beukelaer, N. De Regge, J. Soors, J. Speybroeck, T. Terrie, J. Vanoverbeke, A. Van Braeckel, B. Vandevoorde, E. Van den Bergh, and G. Van Ryckegem. 2019. "Onderzoek naar trofische relaties in de Zeeschelde. Eindrapport." In.: Instituut Natuur- en Bosonderzoek.
- Van den Meersche, Karel, Pieter Van Rijswijk, Karline Soetaert, and Jack J. Middelburg. 2009. 'Autochthonous and allochthonous contributions to mesozooplankton diet in a tidal river and estuary: Integrating carbon isotope and fatty acid constraints', *Limnology and Oceanography*, 54: 62-74.
- van der Meer, Jaap, Jan J Beukema, and Rob Dekker. 2000. 'Population dynamics of two marine polychaetes: the relative role of density dependence, predation, and winter conditions', *Ices Journal of Marine Science*, 57: 1488-94.
- van der Meer, Jaap, Norbert Dankers, Bruno J. Ens, Marnix van Stralen, Karin Troost, and Andreas M. Waser. 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 Wal, Daphne, Gwladys I. Lambert, Tom Ysebaert, Yves M. G. Plancke, and Peter M. J. Herman. 2017. 'Hydrodynamic conditioning of diversity and functional traits in subtidal estuarine macrozoobenthic communities', *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 197: 80-92.
- Van Ryckegem, G., and J. Soors. 2018. "Tweekleppigen (Bivalvia) in de Zeeschelde. Verkennende monitoring en potentiële rol van schelpdieren in de Boven-Zeeschelde." In *Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018*. Brussel: Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Ysebaert, T., J. A. M. Craeymeersch, and Daphne van der Wal. 2016. "De relatie tussen bodemdieren en hydro- en morfodynamiek in het sublitoraal en litoraal van de Westerschelde." In.: IMARES.

- Ysebaert, T., P. M. J. Herman, P. Meire, J. Craeymeersch, H. Verbeek, and C. H. R. Heip. 2003. 'Large-scale spatial patterns in estuaries: estuarine macrobenthic communities in the Schelde estuary, NW Europe', *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57: 335-55.
- Ysebaert, T., P.L. Meininger, P. Meire, K. Devos, C.M. Berrevoets, R.C.W. Strucker, and E. Kuijken. 2000. 'Waterbird communities along the estuarine salinity gradient of the Schelde estuary, NW-Europe.', *Biodiversity Conservation*, 9: 1275-96.
- Zhu, Zhenchang, Jim van Belzen, Tao Hong, Tadao Kunihiro, Tom Ysebaert, Peter M. J. Herman, and Tjeerd J. Bouma. 2016. 'Sprouting as a gardening strategy to obtain superior supplementary food: evidence from a seed-caching marine worm', *Ecology*, 97: 3278-84.

## 6 Zoöplankton

### 6.1 Introductie

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. Het merendeel van de soorten zoöplankton zijn primaire consumenten, echter enkele groepen, zoals de kwallen, bestaan voornamelijk uit predatoren. Copepoden, Rotiferen, Ciliaten en Heterotrofe flagellaten zijn soorten zoöplankton, die over het hele estuarium voorkomen.

#### 6.1.1 Verspreiding en diversiteit

In het zoetwaterdeel van het estuarium vormen Cyclopoida de meest algemene vorm van zoöplankton (Appeltans et al. 2003, Tackx et al. 2004, Maris, T.Meire 2017). Vroeger domineerde Copepoden aan de zoute zijde van de Schelde (Soetaert and Van Rijswijk 1993, Muylaert et al. 2000). Echter door verbetering van waterkwaliteit, zijn soorten als *Eurytemora affinis* ook in grote aantallen aanwezig in het zoete deel. Er zijn in totaal ongeveer 13 soorten mesozoöplankton die veelvuldig in het zoute deel van de Schelde voorkomen (Langenberg 2010). Kwallen en ribkwallen komen niet of nauwelijks voor in de zoetere delen. Het brakke deel is relatief arm aan soorten (Le Coz et al. 2017). *E. affinis*, is zeer goed in staat om te gaan met fluctuaties in zoutgehalte en is in het brakke deel van het systeem belangrijk (Soetaert and Herman 1994, Driessen et al. 2018).

Holoplankton, zijn soorten die gedurende hun hele leven tot het plankton behoren. Hieronder vallen o.a. de Copepoden, Rotiferen, Ciliaten en heterotrofe Flagellaten Larvale stadia van soorten als kreeftachtigen, schelpdieren, borstelwormen en ook veel vissen behoren ook tot zoöplankton, maar die worden behandeld in het desbetreffende hoofdstuk. Deze soorten worden ingedeeld in het meroplankton, soorten die slechts een deel van hun leven tot het plankton behoren. Een laatste groep meroplankton zijn de kwallen. Zij hebben een vastzittend larvale stadium, terwijl de volwassen dieren tot het plankton behoren.

Een andere indeling van het zoöplankton is op grootte. Microzoöplankton zijn soorten kleiner dan 200µm. Ciliaten en flagellaten behoren tot deze groep. Dit zijn voornamelijk heterotrofe en mixotrofe eencellige soorten. De grootste groep in soortenaantallen is het mesozoöplankton. Deze dieren variëren in grootte tussen de 200µm en 20 mm. Copepoden en rotiferen zijn voorbeelden van mesozoöplankton. Macrozoöplankton is groter dan 20 mm. De meerderheid van het macrozoöplankton in de Schelde behoort tot de kwallen.

Kwallen kunnen in bepaalde tijden van het voorjaarjaar in zeer grote getalen voorkomen, voornamelijk in de Westerschelde. De dominante soorten zijn oorkwallen (*Aurelia aurita*) en de zeedruif (*Pleurobrachia pileus*). Ze kunnen in sommige tijden zeer grote bloeien veroorzaken die de biomassa in de waterkolom volledig domineren (Burger 2007).

#### 6.1.2 Rol in voedsel web: voedselbronnen voor zoöplankton

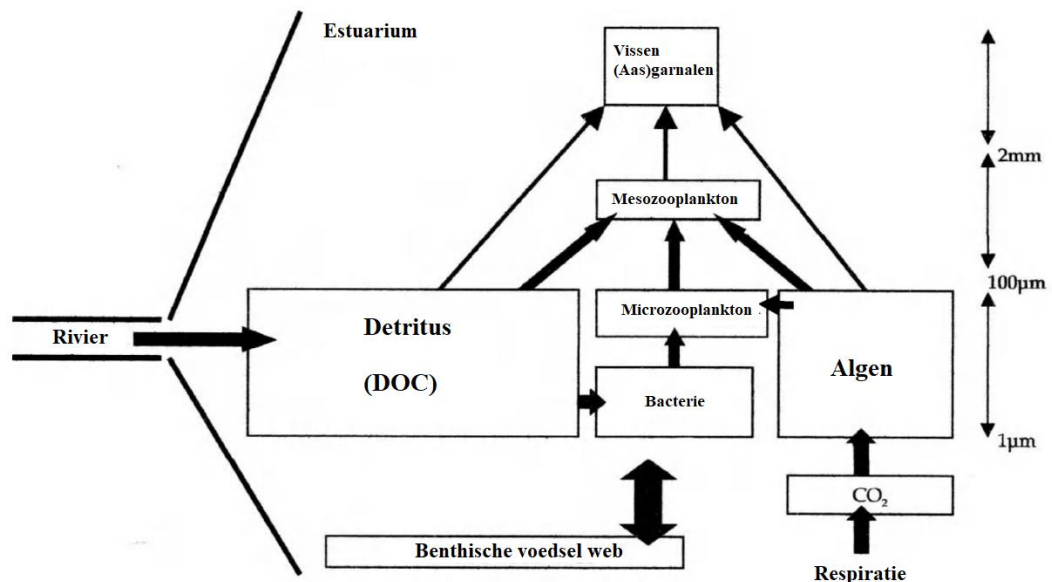
Algen zijn de belangrijkste voedselbron voor het grootste deel van het mesozoöplankton. Vooral copepoden zijn zeer selectief en hebben vaak een voorkeur voor hoogwaardig vers algenmateriaal en microzoöplankton. Materiaal dat niet verteerbaar is of potentieel giftig wordt niet opgegeten. Copepoden, cladoceren en rotiferen filteren het water met speciale ledematen. Rotiferen, ciliaten en heterotrofe flagellaten zijn onderdeel van de microbiële loop (Arndt 1993). Deze organismen vormen een interactief voedselweb,

waarbij detritus en bacteriën, belangrijke bronnen van voedsel zijn. Zodoende kan via zoöplankton, het dood organische materiaal weer in het voedsel web belanden.

Een aantal soorten copepoden en alle kwalen prederen op ander zoöplankton. Kwallen en ribkwallen kunnen, in het voorjaar extreem grote biomassa's bereiken. In deze periode moeten zij een enorme druk op de mesozöplankton biomassa uitoefenen. De waarnemingen van deze grote 'bloeien' van kwalen zijn sterk anekdotisch en er is weinig systematisch onderzoek beschikbaar over de rol van deze diergroep in het functioneren van het Schelde ecosysteem.

### 6.1.3 Rol in voedsel web: zoöplankton als voedsel voor hogere trofische niveaus

Deze soorten vormen een schakel tussen de aquatische primaire producenten (fytoplankton) en hogere trofische niveaus, zoals hyperbenthos en vissen (Langenberg 2010) (Figuur 6-1). Voor soorten als haring en sprot zijn copepoden een belangrijke voedselbron in de brakke delen van het estuarium (Fockedey en Mees, 1999). De zoöplanktonstock is limiterend in de herfst en winter, en kan dus ook effect hebben voor deze vispopulaties. In feite kan zoöplankton op 4 verschillende wijzen aan hun organische materiaal komen: door direct te grazen op fytoplankton, door te voeden op detritus, door bacteriën te consumeren die POC of DOC afbreken, en door zich te voeden met bacterievrij microplankton. Zo vormen bijvoorbeeld copepoda een directe schakel, doordat o.a. diatomeeën een belangrijke voedselbron voor hen zijn (Tackx et al. 2005).



Figuur 6-1. Schematische weergave van het voedselweb en rol van zoöplankton (uit Langeberg, 2010).

## 6.2 Sturende Factoren

### 6.2.1 Abiotiek

#### Zout

De belangrijkste stuurfactor op het leven in een estuarium zoals de Schelde is het zoutgehalte. De Schelde wordt gekenmerkt door een volledige zoet-zout-gradiënt. Zoöplanktonsoorten zijn aangepast aan specifieke saliniteitsregimes. Vrijwel alle soorten hebben een eigen optimum voor zoutgehalte (Tackx et al. 2004).

## Temperatuur

Via verschillende biologische mechanismen, kan zoöplankton negatief beïnvloed worden door te hoge of te lage temperaturen. Een te hoge temperatuur vermindert de tolerantie van copepoden voor lage concentraties zuurstof (Vargo and Sastry 1978) en hoge saliniteit waardes (Kimmel and Bradley 2001). Wanneer temperaturen te hoog oplopen is gebleken dat copepoden migreren naar zoetere delen van een estuarium (Bradley 1975). In de zoetere delen van het estuarium wordt effect van verhoogde temperatuur nog betwijfelt (Tackx et al. 2005). Voor soorten zoals rotiferen is al bekend dat soorten samenstelling beïnvloed wordt door temperatuur (Azémar et al. 2010). Een te lage temperatuur is ook niet wenselijk, uit lab experimenten blijkt dat reproductie van *E. affinis* hierdoor afneemt (Devreker et al. 2009).

## Zuurstof

In het zoetwatertraject van de Schelde is vanaf 1990 een sterke toename te zien in zoöplankton abundantie, dit geldt voornamelijk voor copepoden en rotiferen (Azémar et al. 2007, Tackx et al. 2014). Deze toename in het zoetere gedeelte is waarschijnlijk te verklaren door de hier sterk toegenomen zuurstofconcentratie (Appeltans et al. 2003).

## Turbulentie en turbiditeit

Overleving van zoöplankton gemeenschappen wordt sterk beïnvloed door turbiditeit en turbulentie. Er zijn natuurlijke processen die invloed hebben op turbiditeit en turbulentie, namelijk getij en rivierafvoer. Deze processen beïnvloeden het energetische karakter van de waterkolom en dus de mate van gesuspendeerd materiaal. Welke proces domineert verschilt per zone van de Schelde. Bij de riviermonding domineert getij, aan de Zeeschelde is alluviale afvoer dominant (Langenberg 2010).

Er is veel onderzoek gedaan aan de foerageermechanismen van copepoden. De “ontmoetingskans” van plankton met voedseldeeltjes (algen of microzoöplankton) wordt verhoogd door turbulentie. De relatief sterke getijbeweging en de golfwerking in de Schelde zullen zelden beperkend zijn. Slechts in zeer uitzonderlijke gevallen is te hoge turbulentie problematisch.

Er zijn studies die aanwijzen op verlaagde consumptie snelheden in wateren met hoge concentraties sediment (Turner and Tester 1989). Verder hebben verhoogde sedimentconcentratie een negatieve invloed op de eiproductie van copepoden (White and Dagg 1989).

Het indirecte effect van sediment (via een beperking van de primaire productie) is waarschijnlijk een belangrijkere factor. Voor zoöplankton dat een belangrijke prooi vormt voor zichtjagers, zoals vissen, kan een verhoogde concentratie sediment ook een positief effect hebben. Verminderde zichtbaarheid zal de kans op detectie verkleinen.

Verder kan turbulentie de “ontmoetingskans” tussen zoöplankton en voedseldeeltjes bevorderen (Alcaraz 1997). Sommige copepoden foerageren door een stroom te creëren met hun foerageerpoten, ook wel “feeding current” genoemd. Voor copepoden die met een “feeding current” voornamelijk foerageren op algen kan turbulentie interfereren met deze opgewekte stroming, maar slechts bij zeer hoge niveaus van turbulentie. In de meeste proeven onder kalme en turbulente omstandigheden zijn de innamesnelheden van voedsel onder turbulente omstandigheden groter dan onder kalme omstandigheden. Het effect is groter in voedselarme omstandigheden dan in situaties met veel voedsel in de omgeving (Caparroy and Carlotti 1996). Wel is het zo dat het metabolisme ook wordt verhoogd, dus deze copepoden hebben meer voedsel nodig (bij gelijkblijvende temperatuur) om in hun energiebehoefte te voorzien (Caparroy and Carlotti 1996, Alcaraz 1997). Voor soorten die prederen op ciliaten of naupliuslarven en hun prooi op afstand waarnemen zijn de effecten van turbulentie groter. De meest voorkomende soort

in de Schelde (*Eurytemora affinis*) foerageert zowel op algen als op heterotrofe ciliaten. Wanneer deze soort op algen foerageert creëert hij een feeding current, foerageren op ciliaten gebeurt met een “overval strategie”. Dan hangen ze stil in het water en nemen bewegende ciliaten waar. In omstandigheden met heel veel slib in het water schakelen ze over op eten van ciliaten i.p.v. algen (Gasparini and Castel 1997). *Acartia tonsa* een andere veel voorkomende copepode in de Schelde kan ook (net als *Eurytemora*) switchen tussen verschillende foerageerstrategieën. In turbulente omstandigheden switcht deze soort naar ciliaten (Caparroy and Carlotti 1996). Hiermee kan deze soort zijn groei over een grote range aan turbulentie gelijk houden, ondanks hogere energetische kosten (voornamelijk omdat in turbulente omstandigheden veel vaker ontsappingsreacties voorkomen dan in kalme condities).

### **Organische toxische stoffen**

Stoffen als de ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), nitraat ( $\text{NO}_3^-$ ), nitriet ( $\text{NO}_2^-$ ) en fosfaat ( $\text{PO}_4^-$ ) zijn indicatief voor verslechtering van waterkwaliteit. In hoge concentraties kunnen deze stoffen toxische waardes aannemen in estuariene systemen (Borja et al. 2010), en hiermee negatieve invloed hebben op soorten als zoöplankton (Mialet et al. 2011).

## **6.2.2 Biotische stuurfactoren**

### **Fytoplankton**

De selectieve voeding op fytoplankton is een belangrijke factor in het succes van de opbouw van zoöplanktonstocks. Voor copepoda is van belang de verhouding van fytoplankton en detritus, deze beïnvloedt namelijk de efficiëntie van graasactiviteit (Gasparini et al. 1999), waarbij een toename in fytoplankton gunstig is. Deze verhouding is een maat van voedselkwaliteit, en vertoont een sterke relatie met de grootte van copepoden (Sautour and Castel 1995). Fytoplankton/detritus verhouding heeft te maken met o.a. debiet, eutrofiëring, baggerwerkzaamheden en waterzuivering. Ondanks de toename van detritus, kan de rotiferen populatie alsnog via de microbiële loop de doorvoer van energie naar hogere trofische niveaus faciliteren. Echter zal de efficiënte wel afnemen gezien er een extra schakel nodig is (zie Figuur 6-1).

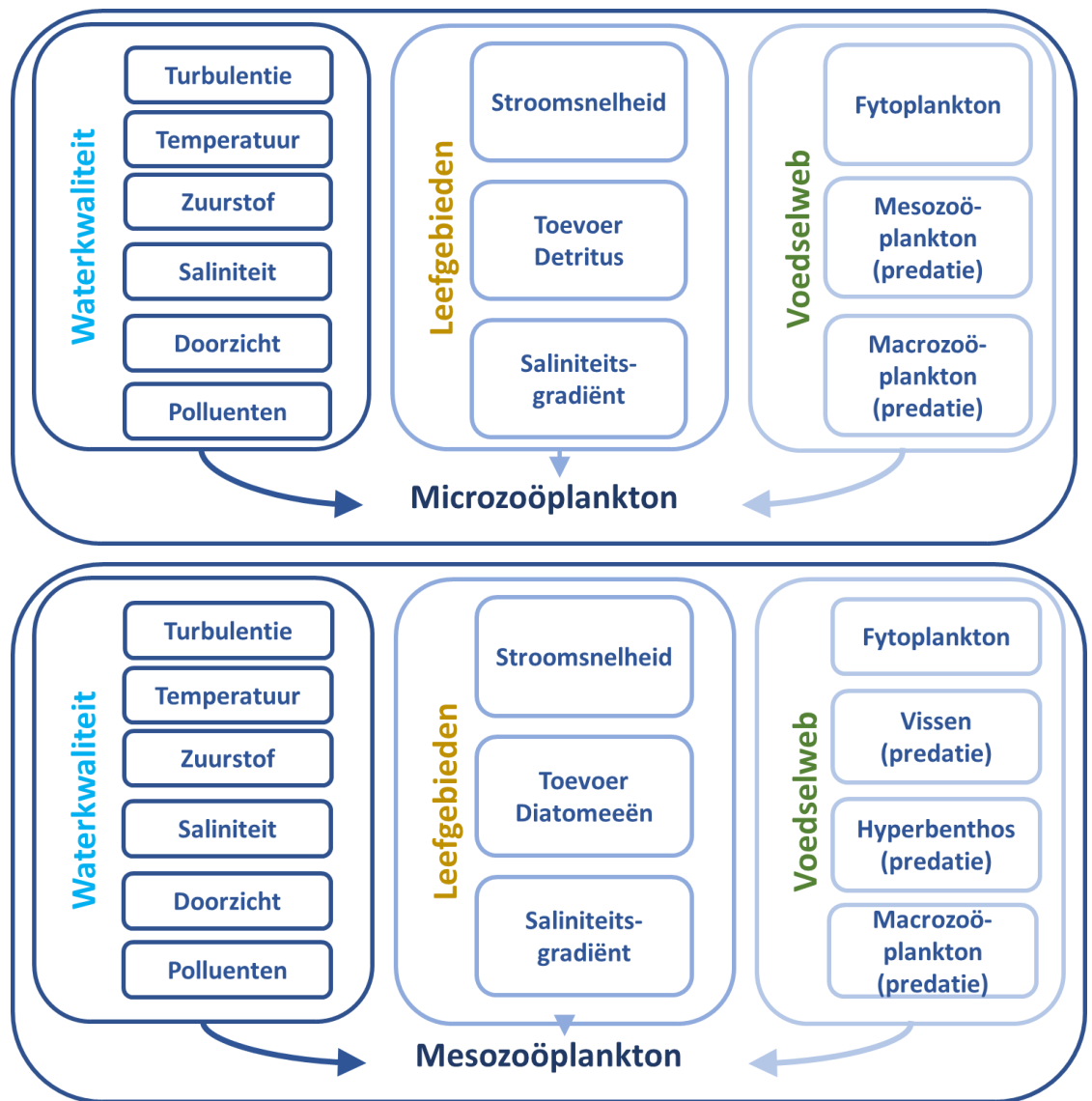
### **Predatie**

Controle op zoöplankton populaties vindt ook plaats door biologische factoren als predatie. Migrerende vissen zoals de haring en sprat oefenen seizoenale predatiedruk uit op copepoden in de Schelde (Maes et al. 2005). Gedurende de herfst en winter maanden, is *in situ* productie van copepoden lager dan consumptie. Daarnaast zijn copepoda belangrijke bronnen van voedsel voor de dominante vissoorten in de Schelde (Maes et al. 2003).

Macrozoöplankton soorten als de Oorkwal (*Aurelia aurita*) en de exoot de Amerikaanse ribkwal (*Mnemiopsis leidyi*) zijn maar zeer sporadisch waargenomen in het brakke deel van het Schelde estuarium (Burger 2007). Echter een sterke toename van deze soorten is zorgwekkend (Van Walraven et al. 2015). Ze kunnen een aanzienlijk effect hebben op meso- en mesozoöplankton populaties door predatiedruk (Riisgård and Goldstein 2014).

## **6.2.3 Samenvattend: rekenparameters in piramides en voedselweb**

Figuur 6-2 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 verhaallijnen. Vanwege de verschillen tussen het microzoöplankton en mesozoöplankton zijn deze soortgroepen apart weergegeven.



Figuur 6-2. Overzichtsdiagrammen van de sturende factoren op microzoöplankton en mesozooplankton. Aangegeven worden de verbanden met andere piramides in de evaluatiemethodiek en parameters die daarin geanalyseerd worden.

### 6.3 Beschikbare gegevens

Vanuit het monitoringscampagne Monitoring Effecten Ontwikkelingsschets (MONEOS) worden diverse gegevens verzameld, waaronder data over zoöplankton. Het monitoringscampagne Onderzoek Milieueffecten Sigmaplan (OMES) is daar een onderdeel van. Binnen OMES worden er gegevens verzameld in de Zeeschelde.

De OMES verzamelt in opdracht van de Vlaams Waterweg (DWW) al vanaf 1996 gegevens over zoöplankton; echter uit voorgaande monitoringstudies is er al data beschikbaar vanaf 1967. Op 14 verschillende locaties in de Zeeschelde wordt gemonitord. Door de langere datareeks, zijn lange termijn trends in zoöplankton veel beter te kwantificeren (Maris and Meire 2017).

In opdracht van het Nederlandse Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat Centrale Informatievoorziening (CIV), word er vanaf 2011 in de Westerschelde gemonitord op zoöplankton. Er zijn monitor gegevens voor de jaren 2011, 2012, 2013, 2016, 2017 en 2018 (Bijkerk and Brochard 2018, 2019, Driessen et al. 2018). Het



monitoringsprogramma heeft als doel het effect van menselijk ingrepen op de ontwikkelingen in de ecologische kwaliteit te volgen. In 2018 heeft Bureau Waardenburg 28 monsters genomen op 4 locaties: Schaar van Ouden Doel, Hansweert, Terneuzen en Vlissingen (Driessen et al. 2018). Zoöplankton hoeveelheden worden uitgedrukt in gram AFDW per liter.

## 6.4 Huidige beoordelingsmethodiek

In de huidige methodiek worden, net als in de andere groepen in de piramide flora en fauna, drie rekenparameters gebruikt: intactness index, sleutelsoorten en exoten. Onderliggende gegevens voor de intactness index zijn de aangetroffen taxa. De index wordt berekend aan de hand van een vergelijking tussen welke soorten zijn aangetroffen met vastgestelde referentiematrices. Hoewel een intactness index op basis van abundantie de voorkeur krijgt, zijn gegevens zeer gelimiteerd. Er is ook geen referentiematrix. Dit geldt vooral voor Westerschelde waar pas vanaf 2011 is begonnen met monitoren. Hierom doet de T-2015 geen uitspraak over de diversiteit van zoöplankton in de zoutere delen van het estuarium.

De calanoïde *E. affinis* wordt aangenomen als een indicator voor waterkwaliteit. Bij aanwezigheid van deze soort, wordt waterkwaliteit als goed beoordeeld. Die aanname is gebaseerd op veronderstelling dat zij alleen voorkomen in wateren met waarbij diatomeeën de dominante fytoplanktongroep zijn.

Verder wordt er ook gekeken naar de verhouding tussen Cladocera/Calanoida en Cyclopoida/Calanoida. Een toename in deze verhouding, of in andere woorden, een afname van calanoida, krijgt een negatieve beoordeling. Als laatst geldt dat de biomassa van het zoöplankton in zijn geheel niet mag dalen om een positieve beoordeling te krijgen.

### Exoten

Een voortdurende constante invoer van nieuwe soorten in het estuarium is onvermijdelijk en dit zal druk uitoefenen op de andere soorten (Azémar et al. 2007). In de T-2015 rapportage staat dat de uitheemse ribkwal (*Mnemiopsis leidy*) is waargenomen.

### Discussie

Het inzicht in zoöplankton, welke een schakel is tussen trofische niveaus, is cruciaal om het ecologisch functioneren te doorgronden. Fluctuaties in het fytoplankton kunnen deels verklaard worden door ontwikkelingen in zoöplankton. Ook de relatie met hogere trofische niveaus, zoals vissen, en hyperbenthos, kan met een betere datareeks beter worden ingeschat. Meer predatiedruk op zoöplankton betekent kleinere populaties. Inzicht in macrozoöplankton zoals kwallen, is belangrijk omdat toename van biomassa van deze soorten een indicator kan zijn voor verslechtering van het systeem. Zij kunnen in sommige jaren extreme bloeien vormen.

Dit leidt tot **aanbeveling de monitoring, in het bijzonder die in de Westerschelde, die pas sinds 2011 loopt, vol te houden**. Nu is het niet mogelijk om trends in zoöplankton te koppelen aan hogere of lagere trofische niveaus. Kwallen worden nu niet systematisch gemonitord, maar wel bij ankerkuil-visserij gekwantificeerd in de laatste jaren (de Boois, I.J., van Asch, M., Couperus 2016) en worden sporadisch tijdens andere monitoringscampagnes genoteerd. Een piek kan hierbij gemakkelijk gemist worden.

## 6.5 Referenties

- Alcaraz, M. 1997. Copepods under turbulence: Grazing, behavior and metabolic rates. *Scientia Marina* 61:177–195.
- Appeltans, W., A. Hannouti, S. Van Damme, K. Soetaert, R. Vanthomme, and M. Tackx. 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.
- Azémar, F., S. Van Damme, P. Meire, and M. Tackx. 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.
- Azémar, F., T. Maris, B. Mialet, H. Segers, S. Van Damme, P. Meire, and M. Tackx. 2010. Rotifers in the schelde estuary (Belgium): A test of taxonomic relevance. *Journal of Plankton Research* 32:981–997.
- Barneveld, H. J., R. P. Nicolai, S. van Haaster, B. W. T. J. B. J. W. de Jong, K. van Didden, R. J. W. van de H. P. P. M. Antea, S. Michielsen, I. van de M. C. Velez, and E. de Wilde. 2018. Analyse rapport T2015-rapportage Schelde-estuarium.
- Bijkerk, R., and C. Brochard. 2018. Mesozoöplankton in de Westerschelde, 2018. Culemborg.
- Bijkerk, R., and C. Brochard. 2019. Mesozoöplankton in de Westerschelde, 2018: MONEOS Monitoringprogramma. Page Bureau Waardenburg Rapport. Culemborg.
- de Boois, I.J., van Asch, M., Couperus, A. S. 2016. Ankerkuilmonitoring Westerschelde: Resultaten 2016.
- Borja, Á., D. M. Dauer, M. Elliott, and C. A. Simenstad. 2010. Medium-and Long-term Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems: Patterns, Rates and Restoration Effectiveness. *Estuaries and Coasts* 33:1249–1260.
- 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.
- Burger, E. M. 2007. Bemonstering van vissen, garnalen, sediment, zwevend stof en water uit de Westerschelde bij Terneuzen. Colijnsplaat.
- Caparroy, P., and F. Carlotti. 1996. A model for *Acartia tonsa*: Effect of turbulence and consequences for the related physiological processes. *Journal of Plankton Research* 18:2139–2177.
- Le Coz, M., S. Chambord, P. Meire, T. Maris, F. Azémar, J. Ovaert, E. Buffan-Dubau, J. C. Kromkamp, A. C. Sossou, J. Prygiel, G. Spronk, S. Lamothe, B. Ouddane, S. Rabodonirina, S. Net, D. Dumoulin, J. Peene, S. Souissi, and M. Tackx. 2017. Test of some ecological concepts on the longitudinal distribution of zooplankton along a lowland water course. *Hydrobiologia* 802:175–198.
- Devreker, D., S. Souissi, G. Winkler, J. Forget-Leray, and F. Le Boulenger. 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.
- Driessen, F., O. Duijts, H. A. van der Jagt, G. van Moorsel, D. B. Kruijt, M. Japink, and R. P. Middelveld. 2018. Macrozoöbenthosbemonstering in de Zoute Rijkswateren, Hoofdrapport, MWTL 2017. Waterlichamen: Westerschelde en Oosterschelde. Bureau Waardenburg Rapport:18–299.
- Gasparini, S., and J. Castel. 1997. Autotrophic and heterotrophic nanoplankton in the diet of the estuarine copepods *Eurytemora affinis* and *Acartia bifilosa*. *Journal of Plankton Research* 19:877–890.
- Gasparini, S., J. Castel, and X. Irigoien. 1999. Impact of suspended particulate matter on egg production of the estuarine copepod, *Eurytemora affinis*. *Journal of Marine Systems* 22:195–205.
- Kimmel, D., and B. P. Bradley. 2001. Specific protein responses in the calanoid copepod *Eurytemora affinis* (Poppe, 1880) to salinity and temperature variation. Article in *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*.
- Langenberg, V. T. 2010. Mesozooplankton in the Scheldt estuary. Carbon flows through the lower trophic levels. Delft.
- Maes, J., L. De Brabandere, F. Ollevier, and J. Mees. 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., M. Tackx, and K. Soetaert. 2005. The predation impact of juvenile herring *Clupea harengus* and sprat *Sprattus sprattus* on estuarine zooplankton. *Hydrobiologia* 540:225–235.
- Maris, T., Meire, P. 2017. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmapijan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Antwerpen.
- Maris, T., and P. Meire. 2017. Onderzoek naar de gevolgen van het Sigmapijan, baggeractiviteiten en havenuitbreiding in de Zeeschelde op het milieu. Geïntegreerd eindverslag van het onderzoek verricht in 2016. Antwerpen.
- Mialet, B., J. Gouzou, F. Azémar, T. Maris, C. Sossou, N. Toumi, S. Van Damme, P. Meire, and M. Tackx. 2011. Response of zooplankton to improving water quality in the Scheldt estuary (Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 93:47–57.
- Muylaert, K., R. Van Mieghem, K. Sabbe, M. Tackx, and W. Vyverman. 2000. Dynamics and trophic roles of heterotrophic protists in the plankton of a freshwater tidal estuary. *Hydrobiologia* 432:25–36.
- Riisgård, H. U., and J. Goldstein. 2014, December 1. Jellyfish and ctenophores in Limfjorden (Denmark)-mini-review, with recent new observations. MDPI AG.
- Sautour, B., and J. Castel. 1995. Comparative spring distribution of zooplankton in three macrotidal European estuaries. *Hydrobiologia* 311:139–151.
- Tackx, M., F. Azémar, S. Boulêtreau, N. De Pauw, K. Bakker, B. Sautour, S. Gasparini, K. Soetaert, S. Van Damme, and P. Meire. 2005. Zooplankton in the Schelde estuary, Belgium and the Netherlands: Long-term trends in spring populations. *Hydrobiologia* 540:275–278.
- Tackx, M. L. M., N. De Pauw, R. Van Mieghem, F. Azémar, A. Hannouti, S. Van

- Damme, F. Fiers, N. Daro, and P. Meire. 2004. Zooplankton in the Scheide estuary, Belgium and the Netherlands. Spatial and temporal patterns. *Journal of Plankton Research* 26:133–141.
- Tackx, M., A. C. Sossou, and F. Azémar. 2014. Mesozoöplankton Schelde 2011-2013 – MONEOS rpt. Toulouse.
- Turner, J. T., and P. A. Tester. 1989. Zooplankton Feeding Ecology: Copepod Grazing During an Expatriate Red Tide. Pages 359–374 *Novel Phytoplankton Blooms*. Springer Berlin Heidelberg.
- Vanwalraven, L., V. Langenberg, R. Dapper, J. I. Witte, A. F. Zuur, and H. Van Derveer. 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.
- Vargo, S. L., and A. N. Sastry. 1978. INTERSPECIFIC DIFFERENCES IN TOLERANCE OF EURYTEMORA AFFINIS AND ACARTIA TONSA FROM AN ESTUARINE ANOXIC BASIN TO LOW DISSOLVED OXYGEN AND HYDROGEN SULFIDE. Pages 219–226 *Physiology and Behaviour of Marine Organisms*. Elsevier.
- White, J. R., and M. J. Dagg. 1989. Effects of suspended sediments on egg production of the calanoid copepod *Acartia tonsa*. *Marine Biology* 102:315–319.

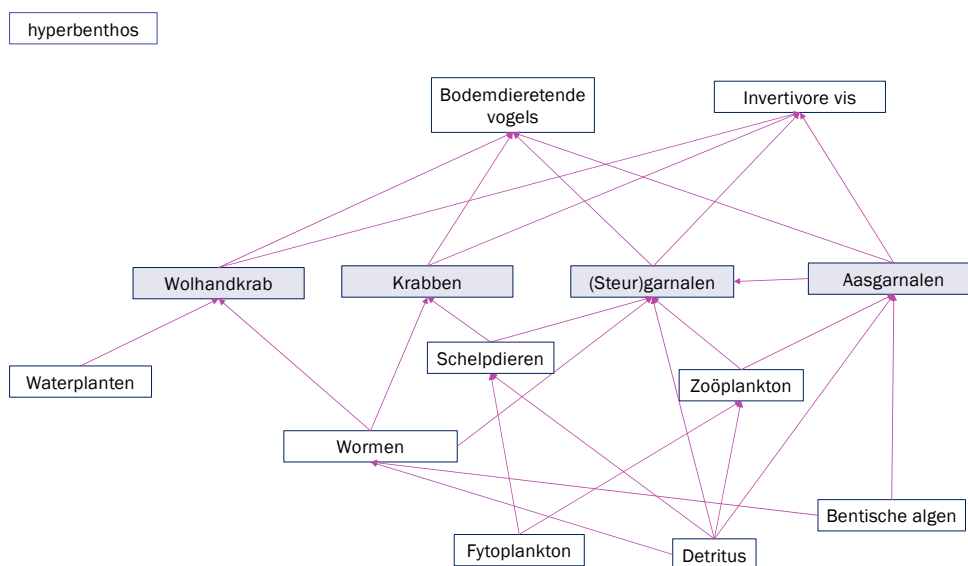
# 7 Hyperbenthos

## 7.1 Introductie

Hyperbenthos bestaat uit kleine diersoorten die afhankelijk zijn van de bodem maar goed kunnen zwemmen (Beyer 1958). Binnen deze rapportage rekenen we aasgarnalen, steurgarnalen, grijze garnalen en krabben tot het hyperbenthos. In de evaluatiemethodiek van de Westerschelde en Zeeschelde wordt hyperbenthos niet als aparte schakel meegenomen en beoordeeld in het gedeelte Flora en Fauna, maar wel in het onderdeel Ecologisch Functioneren, terwijl het wel een belangrijk onderdeel van het voedselweb en het estuariene ecosysteem is. Hyperbenthos foerageert onder andere op zoöplankton, endozoöbenthos en detritus. Voor vogels en vissen is hyperbenthos een belangrijke voedselbron.

## 7.2 Rol van hyperbenthos-groepen in het voedselweb

Figuur 7-1 geeft een vereenvoudigd voedselweb voor het hyperbenthos.



Figuur 7-1. Vereenvoudigd voedselweb voor het hyperbenthos in het Schelde-estuarium.

Krabben zijn een belangrijke schakel in het voedselweb van het intertidaal en subtidaal (Reise 1985, Rafaelli 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 herbivoor/omnivoor, en heeft het habitat op een aantal plaatsen in de Zeeschelde (de Nete) sterk veranderd door begrazing van waterplanten. Ook draadalgen en diatomeeën worden gegeten. De wolhandkrab is waarschijnlijk een belangrijke predator van bodemdieren in de Zeeschelde (Van de Meutter et al. 2019). De 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, Bouwmeester et al. 2020).

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 & Camphuysen 2013, Garthe et al. 1996, Van de Kam et al. 1999, Zwarts et al. 2011). De Chinese wolhandkrab wordt gegeten door zoogdieren (ratten, bunzing, otter), vogels (reigerachtigen, eenden, meeuwen) en vissen (o.a. aal, baars, winde, snoek) (Soes et al. 2007).

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 microfyto­benthos (Pihl & Rosenberg 1984, Catrijsse et al. 1997, Beukema & 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 & Flos 1992, Catrijsse et al. 1997). In de zomermaanden bestond in de Oosterschelde het voedsel van tureluur, groenpootruiter, kanoet, kokmeeuw, regenwulp, rosse grutto (man), kleine zilverreiger en lepelaar grotendeels uit garnalen (Zwarts et al. 2011). Het is onbekend of dit ook geldt voor Westerschelde en Zeeschelde.

Steurgarnalen (*Palaemon*) 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 vis. 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.

Aasgarnalen (*Mysidae*) zwemmen vlak boven de bodem en foerageren op detritus of kleine organismen, zoals mesozoöplankton (Fockedey & 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 vooral 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). De aasgarnaal was in de Westerschelde veel talrijker dan de grijze garnaal. 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 2000 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*) konden benutten (Fockedey & Mees 1999). Vermoed wordt dat de dichtheden van aasgarnalen in de oostelijke Westerschelde sinds begin deze eeuw sterk zijn afgenomen.

### 7.3 Sturende factoren

Verklarende factoren voor aanwezigheid van hyperbenthische soorten zijn zuurstofgehalte, saliniteit en temperatuur, voedselbeschikbaarheid en predatie. Uit nog niet gepubliceerd onderzoek van het INBO (Van Braeckel et al. in prep.) komt naar voren dat in tegenstelling tot voor subtidale macrobenthos, voor hyperbenthos de vloeddominante ondiepwater- en slikplaten belangrijker zijn dan eb-gedomineerde slikplaten. Ook de laagdynamische locaties met een laag gemiddelde stroomsnelheid worden verkozen. Daarnaast is het effect van debiet een belangrijke sturende factor op het voorkomen van hyperbenthos in de Boven-Zeeschelde.

### 7.3.1 Abiotische stuurfactoren

In de Zeeschelde heeft detritus en zuurstofgehalte een sterk effect gehad op de aanwezigheid van endozoöbenthos en hyperbenthos. Door de hoge vuilvrucht van de Zeeschelde was het BOD (Biological Oxygen Demand) hoog, waardoor het zuurstofgehalte in de Zeeschelde laag was. Met het verlagen van de vuilvrucht steeg het zuurstofgehalte, waardoor ook hyperbenthos de Zeeschelde kon koloniseren (Van de Meutter et al. 2018). De toenemende zuurstofconcentraties in de Zeeschelde hebben, zoals aangegeven, een sterk positief effect gehad op het voorkomen van steur- en aasgarnalen.

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. 2018). 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 ook 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 *Neomysis integer* (een brakwatersoort) ver stroomopwaarts aangetroffen, waarschijnlijk als gevolg van verdere zoutindringing in vergelijking met andere jaren.

Krabben worden sterk beïnvloed door de wintertemperatuur. Koude winters zorgen voor relatief hoge krabbensterfte (van de Kam et al. 1999). 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, koude winters veroorzaken een hogere mortaliteit.

In de Zeeschelde zijn met name stroomsnelheid en debiet van belang in het voorkomen van hyperbenthos. Laaggelegen slikken en laagdynamische gebieden bevatten meer hyperbenthos dan hooggelegen slikken (Van Braeckel et al. in prep). Gebieden met lage stroomsnelheden lijken ook hogere biomassa's hyperbenthos te bevatten. Of deze hypothesen ook gelden voor de Westerschelde is onbekend.

### 7.3.2 Biotische stuurfactoren

De voedselbeschikbaarheid speelt ook een rol in de verspreiding van hyperbenthos. In de Zeeschelde eten wolhandkrabben zowel wormen als plantaardig materiaal (Van de Meutter et al. 2019, Van Ryckegem et al. 2018). 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 net als de grijze garnaal vermoedelijk, op basis van isotopen-analyse, prederen op *Oligochaeta* (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 Westerschelde foerageren grijze garnalen op broedval van schelpdiersoorten en ander zoöbenthos.

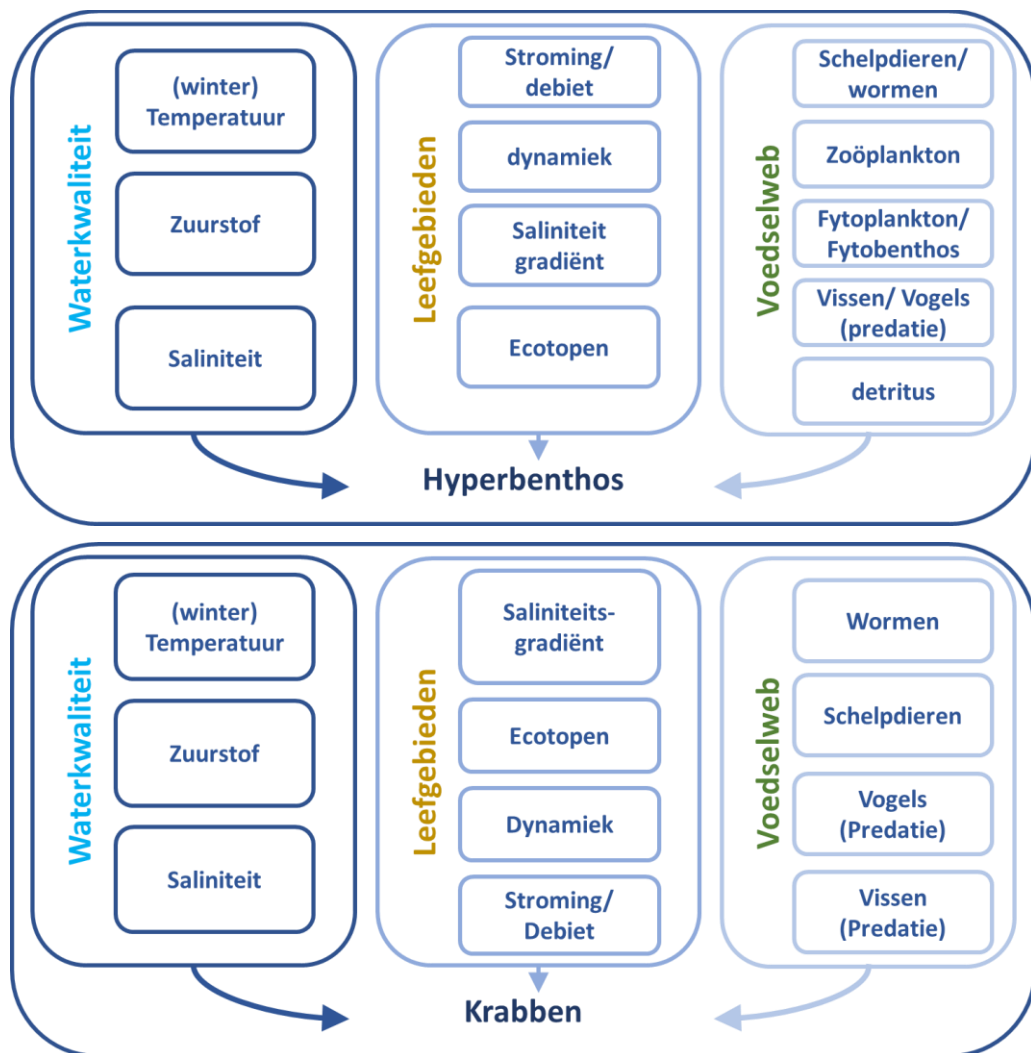
Predatie is afhankelijk van het seizoen en van de grootte. Krabben overwinteren in geulen en zijn daardoor minder bereikbaar voor vogels. De jonge dieren komen in het voorjaar en de zomer voor in het intertidaal gebied van de Westerschelde, terwijl de grote dieren vooral tot aan de laagwaterlijn voorkomen. Diverse vogels kunnen krabben eten, maar in hoeverre krabben op jaarbasis een substantieel onderdeel zijn van hun energie-opname is grotendeels onbekend. 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.

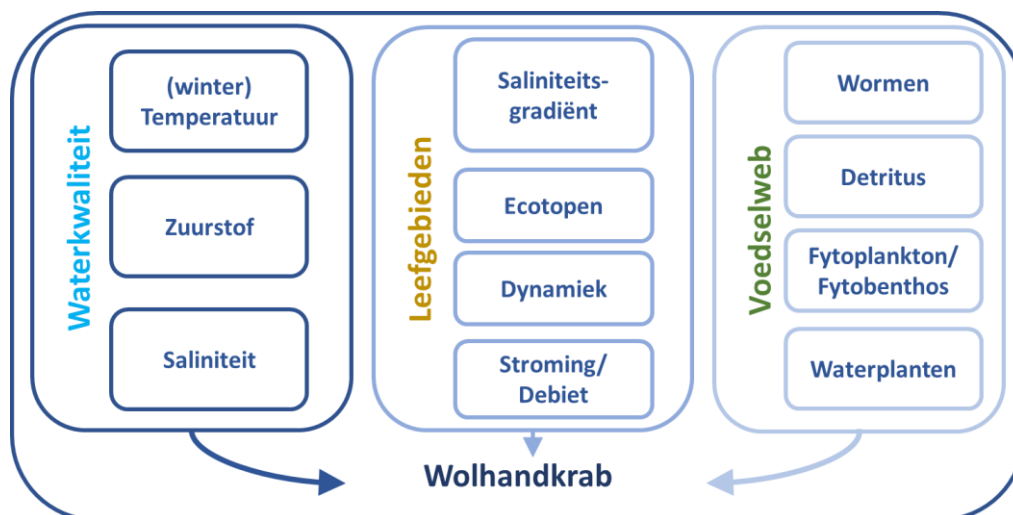
Van wolhandkrabben is op dit moment onbekend in hoeverre predatie plaatsvindt en door welke soorten in de Zeeschelde, al is uit eerdere studies gebleken dat ze door verschillende zoogdieren, vogels en vissen gegeten worden (Soes et al. 2007). Daarnaast worden ze op dit moment actief bestreden.

### 7.3.3 Samenvattend: rekenparameters in piramides en voedselweb

Figuur 7-2 vat het voorgaande 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 verhaallijnen.







Figuur 7-2. Overzichtsdiaagram van de sturende factoren op hyperbenthos. Aangegeven worden de verbanden met andere piramides in de evaluatiemethodiek en parameters die daarin geanalyseerd worden.

## 7.4 Beschikbare data

Tabel 5 geeft een overzicht van de data van het hyperbenthos die in de Zeeschelde en Westerschelde verzameld worden.

Tabel 5: Overzicht van de hyperbenthosdata die in de Zeeschelde en Westerschelde verzameld worden.

Locatie	Soortgroep	Parameter	Methode	Kwaliteit	Sinds
Zeeschelde	Wolhandkrab	Aantal en biomassa	Fuikvangst vis	+	2011
		Trend	Krabbensleuf	?	2016
	Grijze garnaal	Aantal en biomassa	MONEOS bongonet	+	2013
	Steurgarnalen	Aantal en biomassa	MONEOS bongonet	+	2013
	Aasgarnalen	Aantal en biomassa	MONEOS bongonet	+	2013
Westerschelde	Krabben	Aantal	Demersale vismonitoring	-	1970
		Aantal en biomassa	MWTL benthos	-	1990
	Grijze garnaal	Aantal en biomassa	Demersale vismonitoring	+	1970
		Aantal en biomassa	MWTL benthos	-	1990
	Steurgarnalen	Aantal en biomassa	Demersale vismonitoring	±	1970
	Aasgarnalen	Aantal en biomassa	MWTL benthos	±	1990

In de Zeeschelde wordt specifiek onderzoek gedaan naar het voorkomen van hyperbenthos (onderdeel van MONEOS). In de Westerschelde wordt hyperbenthos niet specifiek onderzocht maar meegenomen tijdens andere monitoringsactiviteiten, zoals de demersale visbemonstering van het Centrum voor Visserijonderzoek en de zoëbenthosbemonstering 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 over de bodem wordt getrokken. Deze bemonstering vindt tussen april en oktober maandelijks plaats op vijf vaste locaties. Hierbij wordt representatief en kwantitatief gemonitord. Data van deze monitoring is beschikbaar vanaf 2008, waarbij abundantie en biomassa beschikbaar zijn (Van de Meutter et al. 2019). Garnalen worden ook geregistreerd als bijvangst van fuikbemonsteringen. De temporele patronen van het bongonet en de fuikbemonsteringen zijn vergelijkbaar.

Wolhandkrabben worden gemonitord aan de hand van bijvangst van fuikmonitoring van vis, waarbij een dagvangst van een fuik representatief geacht wordt voor 400 m<sup>2</sup> (Barneveld et al. 2018). Hierbij worden dichtheid en biomassa bepaald op zes locaties in het voorjaar, zomer en najaar (Breine et al. 2019). Ook is er een krabbensleuf geïnstalleerd in de Kleine Nete, bedoeld om wolhandkrabben af te vangen. Aan de hand van de afvangst-data kan trendontwikkeling in abundantie onderzocht worden.

In de Westerschelde wordt hyperbenthos enkel bemonsterd tijdens andere monitoringsactiviteiten. Tijdens de demersale visbemonstering (korvangsten sinds 1970) wordt gevestigd met twee boomkorren van 3 m en een maaswijdte van 20 mm. Tijdens de bemonstering worden de lengtes van vissen en garnalen gemeten, van andere soorten (o.a. krabben en zeesterren) wordt het aantal geteld. De vangsten van garnalen zijn zeer grootte-selectief en leveren slechts een semi-kwantitatieve schatting voor de grootste lengteklassen. De kleinere lengteklassen worden dus onderschat gezien de maasgrootte van 20 mm.

De korvangsten kunnen slechts ten dele inzicht geven in de status van krabben in de Westerschelde. De MWTL-bemonstering wordt sinds 1990 uitgevoerd in de Delta, hierbij worden dichtheden en biomassa bepaald. Krabben worden zowel tijdens de litorale als sublitorale bemonstering gevonden. De litorale bemonstering wordt uitgevoerd met een steekbuis met een doorsnee van 10 cm, de sublitorale bemonstering wordt uitgevoerd met een Reineck boxcorer met een doorsnee van ongeveer 30 cm. Op dit moment wordt uit de boxcore en uit het litoraal twee steken genomen met de steekbuis. Krabben worden soms in de monsters aangetroffen, waardoor aanwezigheid of afwezigheid in een monster zorgt voor een vertekend beeld van de werkelijke dichtheid, en er daardoor tussen jaren grote verschillen zijn in de berekende biomassa's. Het vangen van één krab toont verder aan dat deze soort aanwezig is, maar afwezigheid kan uit deze data niet worden afgeleid. Daarom is het onmogelijk om deze data kwantitatief te benaderen.

Op basis van de lengtes gemeten in de korvangsten wordt de biomassa van garnalen in het sublitoraal berekend. Hiervan worden de dichtheden en biomassa van de grijze garnaal in het intergetijdengebied afgeleid. Gezien het voorkomen van juveniele garnalen in het litoraal en halfwas en adulte garnalen in het sublitoraal geeft dit geen goed beeld (Zwarts et al. 2011). Steurgarnalen worden ook gevangen tijdens de demersale vismonitoring. Vooralsnog is onduidelijk in hoeverre dit een representatief beeld geeft van de populatie, met name omdat de maaswijdte vrij groot is (20 mm).

De litorale bemonstering onderschat waarschijnlijk de dichtheid van garnalen en krabben, omdat ze kunnen vluchten tijdens de bemonstering (Zwarts et al. 2011). Uit eerder onderzoek in de Waddenzee kwam naar voren dat krabbenvallen in combinatie met boomkorbemonstering werkbare resultaten genereerden (Waser et al. 2018).

Aasgarnalen worden ook tijdens de MWTL-zoëbenthosbemonstering aangetroffen. Omdat aasgarnalen minder beweeglijk zijn en zich ingraven in het sediment, wordt deze groep mogelijk wel representatief bemonsterd tijdens de litorale bemonstering (als het gebied drooggevallen is), maar waarschijnlijk niet tijdens de sublitorale bemonstering, wanneer ze kunnen wegzwemmen voor de boxcore. Een deel van de populatie migreert daarnaast waarschijnlijk met het getij mee, waardoor er mogelijk sprake is van een

onderschatting van de werkelijke dichtheden en biomassa's in het estuarium. De MWTL bemonstering vindt echter alleen plaats in september, waardoor geen goed overzicht van seizoensaliteit beschikbaar is. De aasgarnaal kwam in het verleden talrijk voor in het sublitoraal in het oostelijke deel van de Westerschelde (Chavatte 2001), maar recente gegevens over het voorkomen en de abundantie van deze groep ontbreken. Vermoed wordt dat de aasgarnaal in het oostelijke deel van de Westerschelde in aantal is afgenomen.

## 7.5 Hyperbenthos in de beoordelingsmethodiek

Voor alle benthos, hyperbenthos (alle garnalen) en zoöplankton (primaire consumenten) samen moet op systeemchaal 10% van de biomassa doorstromen naar het hogere trofische niveau bestaande uit vis, vogels en krabben (secundaire consumenten). Voor een positieve beoordeling dient de verhouding (natgewicht) van secundaire over primaire consumenten gemiddeld over zes jaar, tussen 1 en 25% te liggen. En gezien de bandbreedte op dit criterium, geldt als bijkomend criterium: de biomassaverhouding tussen de trofische niveaus mag niet significant afnemen ten opzichte van 2009.

De abundantie en biomassa van de grijze garnalen in het sublitoraal van de Westerschelde wordt vervolgens gebruikt om ook de abundantie en biomassa in het litoraal in te schatten, waarbij ervan uitgegaan wordt dat dit de helft is van de dichtheden in het sublitoraal, omdat het litoraal voor de helft van de tijd onder water staat.

## 7.6 Discussie en aanbevelingen

### 7.6.1 Evaluatie van parameters uit de huidige evaluatie

De toetsparameter "Trofische verhouding voor de communicatie-indicator", die bestaat uit "Verhouding secundaire consumenten: primaire consumenten" moet komen te vervallen, omdat onvoldoende data beschikbaar zijn voor een goede onderbouwing. Van de primaire consumentengroep zoöplankton in de Westerschelde zijn slechts van enkele jaren gegevens beschikbaar. Van een andere primaire consumentengroep "het hyperbenthos" is voor de Westerschelde alleen informatie beschikbaar over de grijze garnaal in het sublitoraal, terwijl informatie over aas- en steurgarnalen in ieder geval voor het sublitoraal grotendeels ontbreekt. Van de groep secundaire consumenten "krabben" zijn zowel voor de Westerschelde als de Zeeschelde geen goede biomassagegevens beschikbaar. Voor de groep secundaire consumenten "benthivore en zoöplanktivore vis" moet eerst een goede afstemming in de beoordeling van de verschillende vangstechnieken plaatsvinden voordat de biomassa van deze groep vissen correct berekend kan worden. Gezien de onvolledigheid van de basisgegevens is het niet zinvol om deze toetsparameter te handhaven.

Zoals aangegeven, moeten er vraagtekens worden gezet bij de berekening van de biomassa van de grijze garnaal in het litoraal, worden gegevens van steurgarnaal niet gebruikt en worden de aasgarnalen bij het benthos meegenomen.

Tabel 6 Beschikbaarheid en bruikbaarheid van gegevens hyperbenthos.

groep	deelgebied	gegevens		bruikbaarheid	
		litoraal	sublitoraal	litoraal	sublitoraal
<b>krabben</b>	Westerschelde	geen	zeer beperkt	-	-
	Zeeschelde	geen	beperkt	-	±
<b>grijze garnaal</b>	Westerschelde	geen	alleen grote dieren	-	±
	Zeeschelde	geen	beschikbaar	-	+
<b>steurgarnaal</b>	Westerschelde	geen	zeer beperkt	-	-
	Zeeschelde	beperkt	beschikbaar	±	+
<b>aasgarnaal</b>	Westerschelde	mogelijk	geen	?	-
	Zeeschelde	geen	beschikbaar	-	+

### 7.6.2 Parameters die gemonitord dienen te worden

Van de volgende waterkwaliteitsparameters, die inzicht geven in de onderliggende relaties in de voedselketen, zijn gegevens nodig om de ontwikkeling van het hyperbenthos te duiden en te verklaren. Daarnaast is er ook een aantal abiotische factoren van grote invloed op het hyperbenthos.

- Het hyperbenthos, krabben en garnalen, wordt sterk beïnvloed door de **watertemperatuur**. Dit is van invloed op de overleving en op de graasdruk door hyperbenthos op het broedval van schelpdieren.
- De **saliniteit** beïnvloedt de verspreiding van de verschillende garnalen en krabben. De saliniteit in het estuarium wordt door verschillende factoren beïnvloed: de bovenwaterafvoer, zeespiegelrijzing, verdieping van de Westerschelde en de Zeeschelde.
- In het verleden werd de verspreiding van hyperbenthos in de Zeeschelde beperkt door te lage **zuurstofgehalten**.

Het hyperbenthos vormt een voedselbron voor vissen en vogels. Op dit moment is onvoldoende bekend in hoeverre het hyperbenthos een essentieel onderdeel is in het dieet van deze groepen, en andersom is ook onbekend in hoeverre deze groepen een effect hebben op de dichtheden en biomassa van hyperbenthische soorten. Om de relatie tussen de bodemdier-etende vogels en vissen en het hyperbenthos in beeld te brengen, zijn goede gegevens over de abundantie en de biomassa van het hyperbenthos noodzakelijk.

Het hyperbenthos foerageert onder andere op epi- en endozoöbenthos, waterplanten en epifytobenthos. Om de graasdruk van het hyperbenthos inzichtelijk te maken dient de biomassa en abundantie van het hyperbenthos bekend te zijn. Ook van het voedsel is geen compleet beeld, dit wordt slechts ten dele bemonsterd. Endozoöbenthos wordt voldoende bemonsterd binnen de huidige methodiek, epizoöbenthos wordt niet of slechts incidenteel in het estuarium bemonsterd. Zo is er in de Zeeschelde een verkennende monitoring naar de verspreiding van Dreissena-mosselen uitgevoerd (Van Ryckegem & Soors, 2018) maar is in de Westerschelde alleen onderzoek uitgevoerd naar het voorkomen van litorale Japanse oesterbanken. Het sublitoraal voorkomen en

het voorkomen op hard substraat is niet of nauwelijks in beeld gebracht. Fytobenthos en submerse waterplanten wordt niet gemeten in het estuarium, hogere planten (schorvegetatie) wel. Omdat deze voedselbeschikbaarheidsdata slechts ten dele beschikbaar zijn, zal het lastig worden een data-analyse van de volledige voedselketen uit te voeren. Mogelijk zijn niet alle parameters nodig: uit de Waddenzee is bekend dat weliswaar vogels en vissen een grotere biomassa aan zoöbenthos eten, maar dat de verspreiding en de dynamiek van het benthos vooral door het hyperbenthos wordt beïnvloed (Reise 1983).

### 7.6.3 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek

In de Westerschelde ontbreekt een goed beeld van het voorkomen van hyperbenthos. In de Zeeschelde bestaat een beter beeld van het hyperbenthos, maar ontbreekt informatie over de biomassa van de Chinese wolhandkrab en de voortplantingslocaties van de Chinese wolhandkrab en van steurgarnalen. Hierdoor is het niet goed mogelijk om de rol van het hyperbenthos in het voedselweb in te schatten.

Om het hyperbenthos in de Westerschelde in beeld te brengen moet zowel naar het sublitoraal als het litoraal worden gekeken. Op dit moment is onbekend in hoeverre aasgarnalen een belangrijk onderdeel zijn van het ecosysteem (Chavatte 2001), of steurgarnalen zich voortplanten in de Westerschelde, en hoe groot de biomassa krabben is. Voorgesteld wordt om conform de aanpak van Chavatte (2001), die in 2000 met een benthische slede in het sublitoraal het hyperbenthos van de Westerschelde heeft bemonsterd en hierbij zeer grote aantallen aasgarnalen aantrof, eenmalig een herbemonstering van het sublitoraal van de Westerschelde uit te voeren. Bij voorkeur dient dit synchroon uitgevoerd te worden met de Belgische hyperbenthosmonitoring, de demersale vismonitoring en de MWTL macrozoöbenthosbemonstering in de Westerschelde, waardoor een beeld wordt verkregen of hyperbenthos een belangrijk onderdeel is van het estuariene systeem, en of andere monitoringsinspanningen gebruikt kunnen worden om de trends in biomassa van de verschillende groepen van het hyperbenthos in de ruimte in beeld te brengen. Naast een eenjarige veldstudie naar het hyperbenthos in de Westerschelde, kan onderzocht worden in hoeverre MWTL-gegevens gebruikt kunnen worden om inzicht te krijgen in het voorkomen van aasgarnalen in het litoraal en sublitoraal van de Westerschelde en eventuele ontwikkelingen hierin. Op basis van de herbemonstering van het hyperbenthos en de analyse van de MWTL-gegevens moet geëvalueerd worden of het zinvol is om het hyperbenthos mee te nemen in de structurele monitoring. Daarbij is het belangrijk dat er standaard protocollen beschikbaar zijn, die kunnen worden gehanteerd voor de bemonstering en voor de analyse van data.

Bij de korvangsten in de Westerschelde zouden niet alleen de aantallen van de verschillende krabbensoorten geregistreerd moeten worden maar ook de schildbreedte. Op basis hiervan kan de biomassa vastgesteld worden. Door dit jaarlijks te doen geeft dit inzicht in de ontwikkeling van de biomassa van de grotere krabben. Voor het litoraal, zou de hierboven aangegeven aangepaste bemonsteringsmethode gebruikt moeten worden.

Om een goed beeld te hebben van de relaties van hyperbenthos met hogere trofische niveaus dient onderzocht te worden hoe de verschillende hyperbenthosgroepen door vogels en vissen gebruikt worden (zie hoofdstuk vissen en hoofdstuk vogels). Indien deze hyperbenthosgroepen een belangrijke voedselbron vormen dient de abundantie en de biomassa van deze hyperbenthosgroepen in beeld gebracht te worden, zodat relaties met de relevante voedselgroepen van vissen en vogels gelegd kunnen worden.

Door deze kennislacunes is het op dit moment onmogelijk om een evaluatiemethodiek voor hyperbenthische soorten op te stellen. Als tussenfase kan uitgegaan worden van

dichtheden en biomassa's van de hyperbenthische groepen in de Zeeschelde en Westerschelde, tot meer bekend is over het ecologisch functioneren.

### **Wat levert dit op?**

Het resultaat van een éénjarig veldonderzoek en een data-analyse op bestaande data is inzicht in de rol en het belang van het hyperbenthos in het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium. Door het voorkomen en de biomassa te koppelen aan vissen en vogels, die hyperbenthos eten, wordt inzichtelijk of veranderingen in het hyperbenthos verantwoordelijk zijn voor veranderingen in het voorkomen in ruimte en tijd van vogels en vissen, die van het hyperbenthos (deels) afhankelijk zijn.

Een voorbeeld hiervan voor dit gebruik: aasgarnalen in de Zeeschelde benutten vooral SPM. Het doorzicht in de Zeeschelde neemt plaatselijk af; dit zou kunnen doorwerken in het fytoplanktonbiomassa en productiviteit. Het fytoplankton is onderdeel van het SPM, en veranderingen in de fytoplanktonbeschikbaarheid kan daardoor het voorkomen van aasgarnalen beïnvloeden. De veranderingen in saliniteit in de Zeeschelde zullen veranderingen in de ruimtelijke verspreiding van (aas)garnalen tot gevolg hebben. Hiermee is een abiotische verandering te koppelen aan een biotische verandering.

## 7.7 Referenties

- D'Acoz, C.D.U, M. Faasse, E. Dumoulin & H. de Blauwe, 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.
- Van Braeckel et al. in prep. Habitatmapping Zeeschelde slik – Habitatkarakteristieken van bodemdieren en garnaalachtigen. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Brussel.
- Barneveld H., R.P. Nicolai, M. van Veen, S. van Haaster, T.J. Boudewijn, J.W. de Jong, K. van Didderen, R.J.W. van de Haterd, P.P. Middenveld, S. Michielsen, I. van de Moortel, C. Velez en E. de Wilde, 2018a. Analyserapport. T2015-rapportage Schelde-estuarium. HKV lijn in water, Bureau Waardenburg en Antea. Juni 2018.
- Beyer, F. 1958. A new, bottom-living Trachymedusa from the Oslofjord. Nytt. Mag. Zool. 6: 121-143.
- 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.
- Breine, J., L. Galle, I. Lambeens, Y. Maes, T. Terrie & G. Van Thuyne, 2019. Opvolgen van het visbestand in het Zeeschelde-estuarium: Viscampagnes 2018. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (27). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Catrijsse, A., H.R. Dankwa & J. Mees, 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 U-Gent.
- 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.
- Fockedey, N., & J. Mees, 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.
- Garthe, S., C.J. Camphuysen & R.W. Furness, 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.
- Van de Kam, J., B. Ens, T. Piersma & L. Zwarts, 1999. Ecologische Atlas van de Nederlandse Wadvogels. Schuyt & Co Uitgevers, Haarlem.
- Mees, J. A. Dewicke & O. Hamerlynck, 1993. Seasonal composition and spatial distribution of hyperbenthic communities along estuarine gradients in the Westerschelde. Netherland Journal of Aquatic Ecology 27: 359-376.
- Molinero, A. & R. Flos, 1992. Influence of season on the feeding habits of the common sole *Solea solea*. Marine Biology 113: 499-507.
- Van de Meutter, F., O. Bezdenjesnji, D. Buerms, J. De Beukelaer, N. De Regge, J. Soors, J. Speybroek, T. Terrie, J. vanoverbeke, A. Van Braeckel, B. Vandevoorde, E. Van den Bergh, G. van Ryckegem, 2019. Onderzoek naar trofische relaties in de Zeeschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (1). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

- Pihl, L. & R. Rosenberg, 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.
- Rafaelli, D., A. Conacher, H McLachlan & C. Emes, 1989. The role of epibenthic crustacean predators in an estuarine food web. Estuarine, Coastal and Shelf Science 28: 149-160.
- Reise, K., 1977. Predator exclusion experiments in an intertidal mudflat. Helgol. Wiss. Meeresunters., 30: 263-271.
- Reise, K., 1983. The role of predation on intertidal flats. In: W.J. Wolff (ed.) Ecology of the Wadden Sea. Volume 1: 4 Invertebrates pp.105-107. A.A. Balkema, Rotterdam.
- Reise, K., 1985. Tidal flat ecology. An experimental approach to species interactions. Springer-Verlag, Berlin.
- Van Ryckegem, G., & J. Soorts, 2018. Tweekleppigen (Bivalvia) in de Zeeschelde. Verkennende monitoring en potentiële rol van schelpdieren in de Boven-Zeeschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (99). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Van Ryckegem, G., A. Van Braeckel, R. Elsen, J. Speybroek et al. 2018. MONEOS-Geïntegreerd datarapport INBO: Toestand Zeeschelde 2017: monitoringsoverzicht en 1<sup>ste</sup> lijnsrapportage Geomorfologie, diversiteit Habitats en diversiteit Soorten. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (74). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- 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. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Shamoun-Baranes, J. & C.J. Camphuysen, 2013. Population dynamics in lesser black-beaked gulls in the Netherlands reveal no response to North Sea regime shift: comment on Luczak et al 2012. Biology Letters 9: 20121085
- Waser, A.M, R. Dekker, J.I.J. Witte, N. McSweeney, B.J. Ens & J. Van der Meer, 2018. Quantifying tidal movements of the shore crab *Carcinus maenas* on to complex epibenthic bivalve habitats. Estuaries and Coasts 41: 507-520.
- Zwarts, L., A-M. Blomert, D. Bos, & M. Sikkema, 2011. Exploitation of intertidal flats in the Oosterschelde by estuarine birds, A&W rapport 1657 Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek, Feanwâlden.



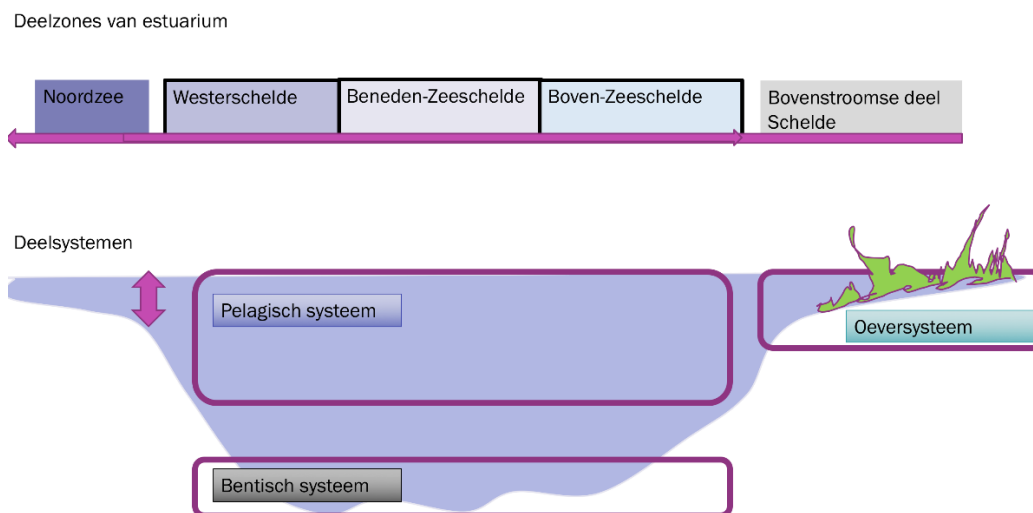
# 8 Vissen

## 8.1 Indeling in soortgroepen

Diverse studies kunnen gebruikt worden als basis om de soortensamenstelling te beschrijven (cf. bronnen in Adriaenssens 2000, 2002 en Breine, 2009). De uitdaging is de ca. 100 vissoorten die ooit in het Schelde-estuarium zijn vastgesteld logisch te groeperen voor de evaluatiemethodiek. De relatie met het estuarium van de soorten is zeer divers, van zeer occasioneel voorkomende tot systematisch passerende migranten en de residente (geheel in betreffende watersysteem levende) soorten. De expertworkshop (Bruneel et al, 2020) bevestigde dat een vanuit beheer zeer relevante indeling wordt gebruikt bij de Europese Kaderrichtlijn Water (STOWA en VMM).

Behalve via de tijdelijkheid van hun aanwezigheid kunnen soorten ook worden gegroepeerd op basis van de typische diepte (verticale zonering) waarin ze aanwezig zijn. Dit levert onderscheid in bentische (op of in de bodem levende), demersale (in de buurt van de bodem levende) en pelagiale (in open water levende) groepen. Dit onderscheid is ook van groot belang gezien de relatie met de vangstefficiëntie van de monitoringsmethode. Tevens gebruiken deze soorten het estuarium op verschillende wijze voor hun voedselverzameling. Een indeling die met voldoende consensus als standaard gebruikt kan worden voor de evaluatiemethodiek is niet direct beschikbaar. Deze zal dus specifiek voor het estuarium moeten worden opgesteld. Dit is **vervolgwerk**, waarbij in oog gehouden moet dat de wijze van indelen grote impact kan hebben op de interpretatie richting ecologisch functioneren.

**Advies is te gaan evalueren via soortgroepen op basis longitudinale zonering (Deelzones) en verticale zonering (Deelsystemen) en de voedselgilden (cf. Figuur 8-1).** Dit laat ook toe om maximaal de gegevens uit de bestaande monitoringsmethoden van de KRW te gebruiken. De uitdaging zal voornamelijk bestaan uit het omgaan met de migratie door vissen tussen deze deelzones en -systemen.



*Figuur 8-1. Voorstel van drie zones voor de functionele opdeling en rapportages, en de drie deelsystemen hierbinnen, om de functionele analyse te maken volgens ecologische verhaallijnen.*

Een gegevensanalyse is nog nodig om te bepalen welke soorten in functionele analyses worden opgenomen, zodat de relevantie van de evaluatie zo hoog en betrouwbaar

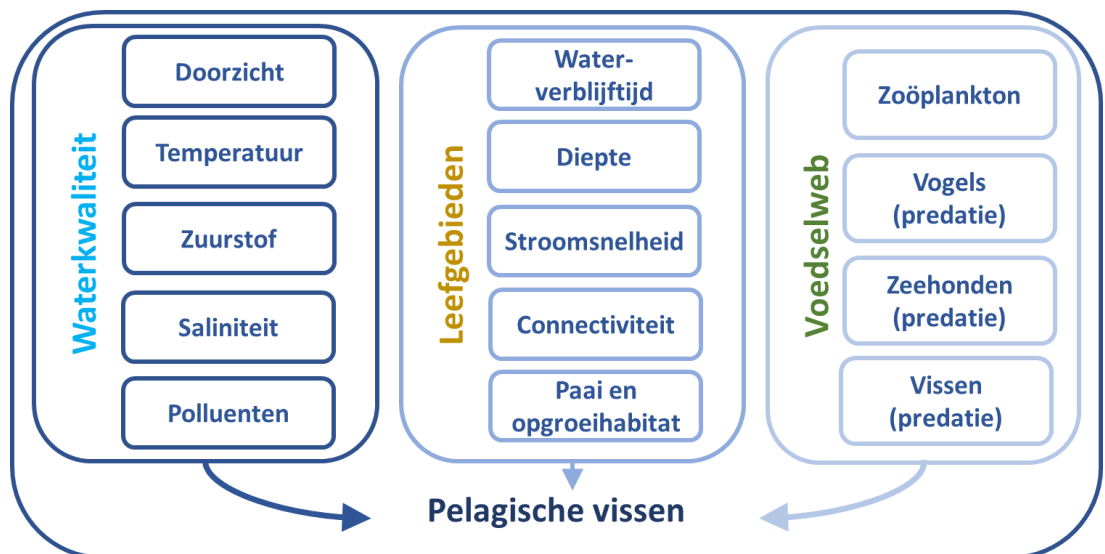
mogelijk is. Merk op dat sommige soorten leven in scholen en weer andere in zeer lage dichtheden leven of vooral in zeer specifieke zones. Dit leidt tot grote schommelingen in de vangsten en hiervan afgeleide analyses en evaluaties, zonder bij te dragen aan functionele inzichten.

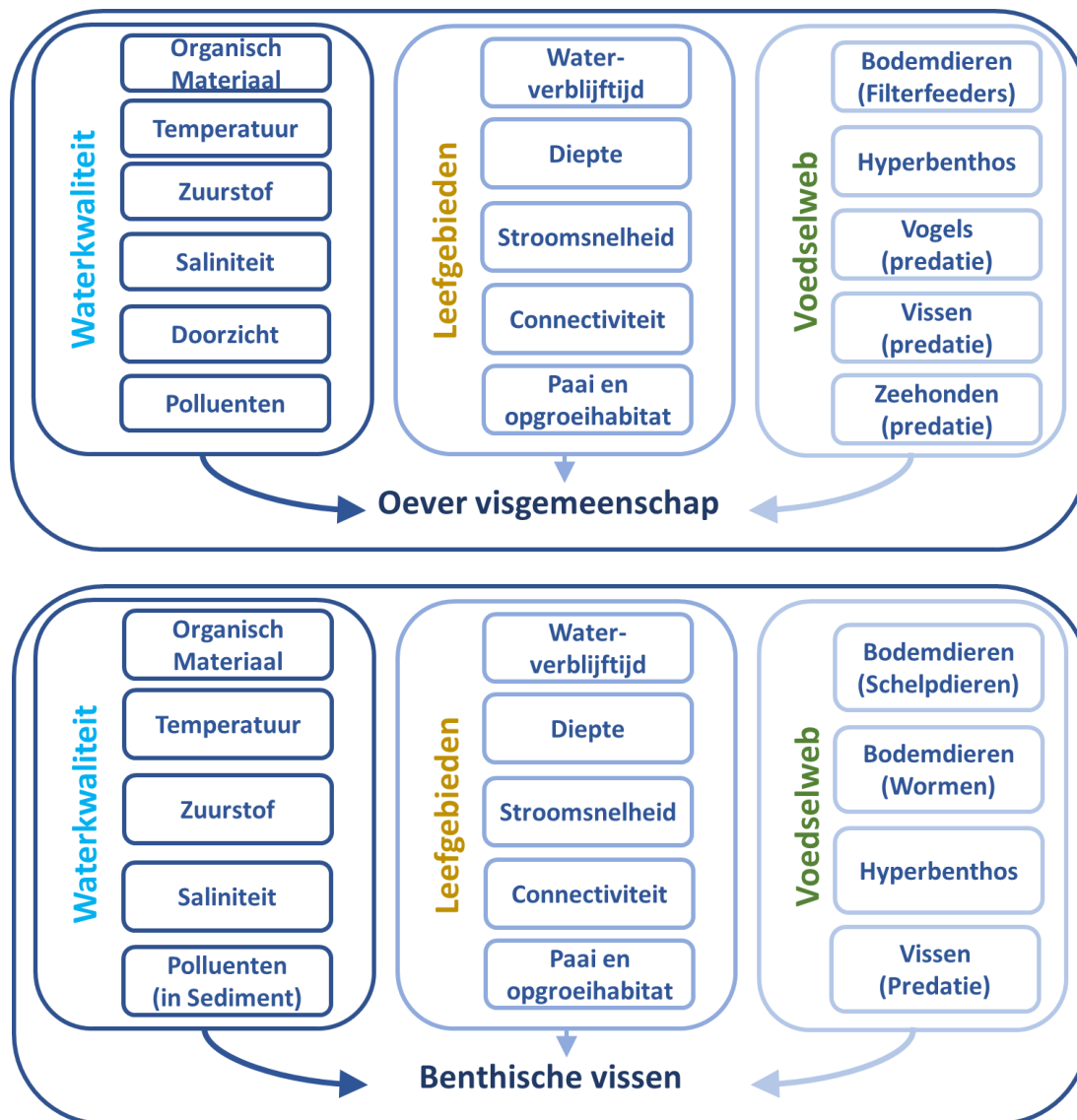
## 8.2 Rol in voedselweb en sturende factoren

### 8.2.1 Hoofdlijn: naar rekenparameters in piramides en voedselweb

De ontwikkeling van vissen is afhankelijk van veel zaken in het estuarium, zowel abiotisch (fysisch-chemisch) als binnen het voedselweb (Elliot and Dewailly, 1995). Figuur 8-2 geeft een overzicht van verbindingen die er zijn met andere piramides van de evaluatiemethodiek en welke reken- en/of verklarende parameters gebruikt zullen moeten worden in de verhaallijnen. Bij deze figuren horen op voorhand een aantal opmerkingen:

- Vissen worden niet alleen gepredeerd door 'hogere' soorten, maar zijn ook voedsel voor (leveren aan) hyperbenthos (parasieten maar ook uitwerpselen als voedsel), algen en microben
- Groepen vissen vragen soms specifieke leefgebieden voor de voortplantings- en opgroeycyclus, met gecombineerde eigenschappen van temperatuur, diepte en stroomsnelheid (bijvoorbeeld warmere, ondiepe, luwe en plantenrijke zones).
- Ontwikkelingen in de verbonden watersystemen hebben ook invloed, in het bijzonder voor migrerende soorten.

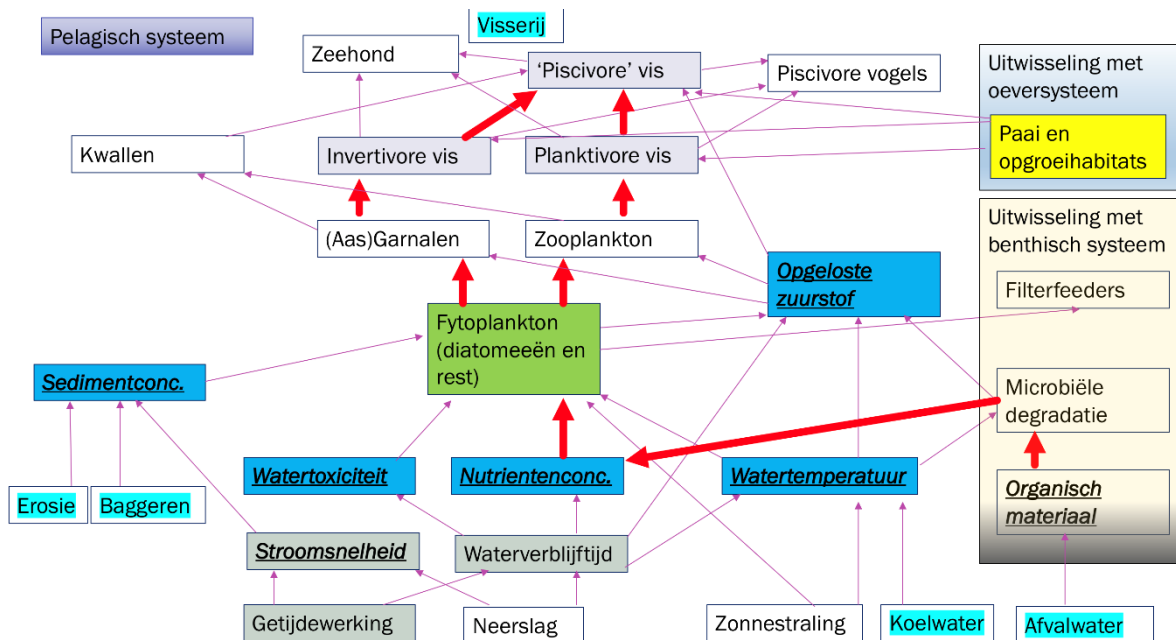




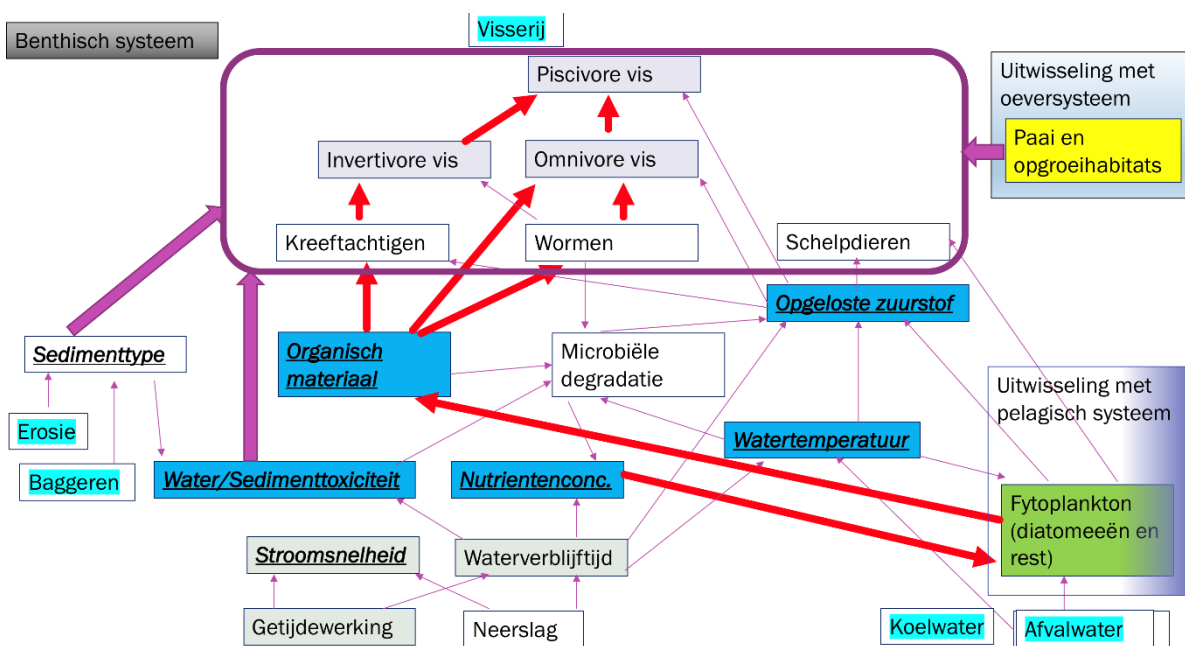
Figuur 8-2. Overzichtsdiaagram van sturende factoren op visgemeenschap van de pelagische, oever, en benthische visgemeenschappen. Aangegeven worden verbanden met andere piramides in de evaluatiemethodiek en parameters die daarin geanalyseerd worden.

### 8.2.2 Uitgewerkte schematisatie van interacties

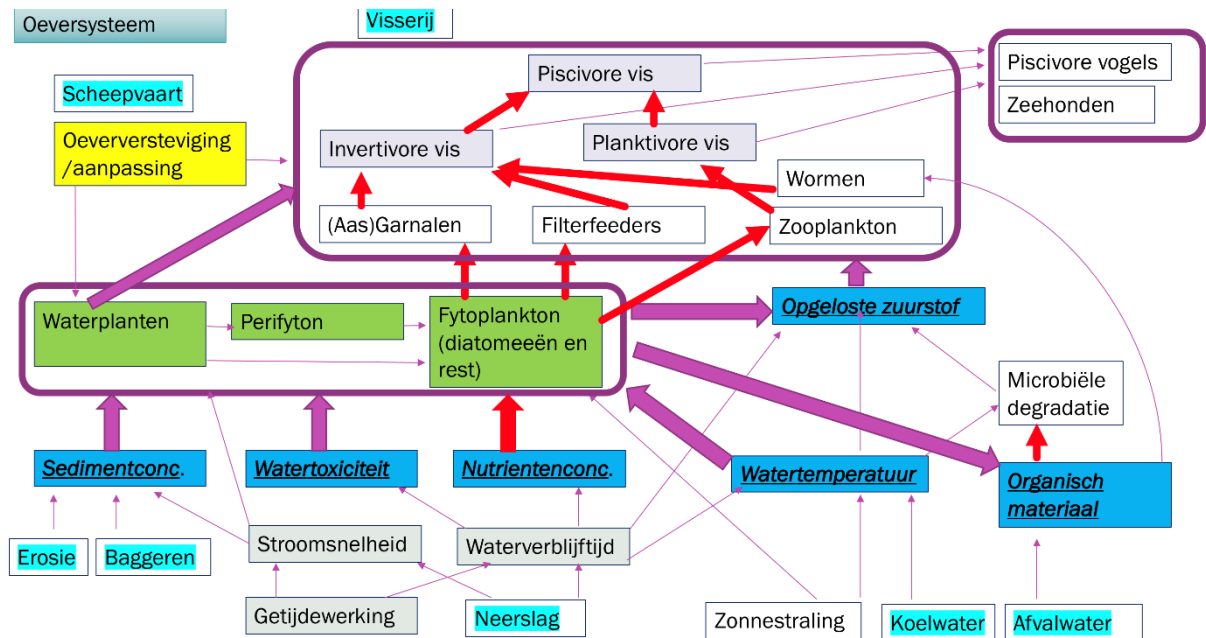
Vervolgens kunnen interacties worden uitgewerkt en uitgebreid. Als aanzet voor een integrale beschouwing is dit gedaan voor het pelagische deel (Figuur 8-3), het benthische deel (Figuur 8-4) en de ondiepe oever (Figuur 8-5) van het estuarium, vanuit de vissen. In vervolgwerk kunnen hieraan locatie-specifieke soorten gekoppeld worden. Onderdelen daarvan zijn de interactiewijze (probabilistisch, gebaseerd op massabalans), uitwerken van de stromen (zoals biomassa, energie, nutriënten die aangeduid zijn met rode pijlen) en specificeren van de relaties vanuit beïnvloedings- en stuurvariabelen (aangeduid met purperen pijlen) en vanuit de verstoringbronnen (aangeduid als vakken met blauw gemarkeerde teksten).



Figur 8-3. Schematische voorstelling van aandrijvende factoren van pelagische visgemeenschappen.



Figur 8-4. Schematische voorstelling van aandrijvende factoren van benthische visgemeenschappen.



Figuur 8-5. Schematische voorstelling aandrijvende factoren van visgemeenschappen nabij de oever.

Opgeloste **zuurstof** is voor heel wat soorten een directe cruciale factor voor overleving, dit is vooral in de zomer aan de orde, wanneer algenbloeien zorgen voor extra zuurstofverbruik tijdens de nacht.

Het **doorzicht** speelt een belangrijke rol voor piscivore vissen (en hun prooivissen), gezien de zichtbaarheid mee de predatie bepaald. Recent onderzoek (Van den Berg et al., 2018) toonde ook aan dat er meer algemeen bij de vissen diverse types stress en zelfs mortaliteit kunnen optreden, en reeds bij lagere concentraties belangrijke gedragsveranderingen zijn. Het doorzicht wordt beïnvloed door zowel sedimentconcentraties in de waterkolom, als de algendichtheden. Daarnaast zal ook organisch materiaal hierbij een rol spelen.

Veel vissen kunnen zich enkel handhaven binnen een **stroomsnelheidsrange**. Dit heeft direct te maken met zwemcapaciteit en lichaamsvorm, maar tevens indirect met gerelateerd substraat en zuurstofgehalte.

De **temperatuur** is tevens een belangrijke factor, die direct een rol speelt op fysiologische processen en dus de overleving van diverse soorten, maar tevens op gedrag (schuilen versus actief rondzwemmen, al dan niet verzamelen van voedsel). Daarnaast zijn er ook indirecte effecten van temperatuur op de zuurstofhuishouding (microbiële afbraak, algengroei en oplosbaarheid van zuurstof).

**Habitats** binnen en buiten het estuarium spelen zeer belangrijke rollen inzake voortplantings- en opgroeigebieden voor diverse vissoorten, maar kunnen daarnaast ook bijdragen in de voedselverzameling in foerageergebieden (Adriaenssens, 2000, 2001).

De **vervuiling** in het estuarium is divers en variabel. Het is een combinatie van lozingen van diverse aard en omvat ook producten die tot dusver moeilijk afgebroken of verwijderd worden in waterzuiveringssystemen. Daarbij komt de accumulatie van pollutanten in het sediment, dat op specifieke momenten leidt tot aanlevering in de waterkolom, via baggeren of andere oorzaken van opwoeling (stroming, scheepvaart). De blootstelling gebeurt in belangrijke mate via de kieuwen en wateringestie, maar ook via voedselopname (vooral bij vleesetende/evertebraten etende bodemvissen).

Deze sturende factoren zijn sterk verweven met verstoringbronnen, waarvan de belangrijkste zijn:

- Lozingen van huishoudelijk afvalwater;
- Industriële lozingen;
- Toestroom van nutriënten vanuit de landbouw, die vooral weerslag heeft op type, timing en intensiteit van algenbloeien;
- Koelwaterlozingen;
- Migratiebarrières: sluizen, stuwen etc.;
- Visserij;
- Oeververstevingen en hieraan gekoppelde habitatdegradatie.

Voor soorten kan een (afzonderlijk niet dodelijke) combinatie van factoren fataal voor de populatiedichtheid zijn. Voor andere zijn het juist heel specifieke elementen (ontbrekende habitats, migratiemogelijkheden) die dermate verstoord worden zodat dat de soort niet langer voorkomt of het bijzonder moeilijk heeft om te overleven.

### 8.3 Monitoring en beschikbare data

De in het Schelde-estuarium gebruikte monitoringstechnieken bieden een meerjarig overzicht van visgegevens (Bruneel et al., 2020): de ankerkuil methode van 2007 – heden, de boomkor van 1970 – heden en de schietfuisen van 1995 – heden. Ankerkuilen leveren vooral pelagische en migrerende soorten, de boomkor voornamelijk benthische soorten en fuisen worden eerder ingezet bij de zoetere delen van de Zeeschelde.

De beschikbare datareeksen beslaan verschillende tijdstermijnen en verschillende locaties in het estuarium. Dit maakt een vertaalslag en integratie tussen de datasets gewenst (Barneveld et al., 2018a). Tabel 7 geeft een overzicht van de monitoring en hieraan gerelateerde beoordelingsmethoden binnen het hele Schelde-estuarium. Belangrijk hierbij is het verschil in zowel bemonsterings- en beoordelingsmethoden in de verschillende deelzones (Maris et al., 2014, STOWA, 2018, Tien et al., 2019, Tulp, 2015).

Tabel 7 Bemonsterings- en beoordelingsmethoden in de verschillende deelzones van het Schelde-estuarium (WS: Westerschelde; ZS: Zeeschelde)

	Regio	Periode	Frequentie	Locaties	Data provider
<b>Fuisen [1], [2]</b>	ZS	1995-heden	3 per jaar	13 (in totaal over de jaren heen)	INBO
<b>Ankerkuil [1], [2]</b>	ZS+WS	2007-heden	2 per jaar (WS) en 3 per jaar (ZS)	4 in ZS en 4 in WS	INBO (ZS) en WMR (WS)
<b>Boomkor [1]–[3]</b>	WS	1970-heden	1 per jaar (van september tot oktober)	Ongeveer 40 vangsten per jaar	WMR (DFS van WS)

[1] H. J. Barneveld et al., "Analyserapport," 2018. (Barneveld et al., 2018a)

[2] P. C. Goudswaard and J. Breine, "Kuilen en Schieten in het Schelde-estuarium. Vergelijkend vissen op de Zeeschelde in België en Westerschelde in Nederland.," no. March 2015, p. Rapport C139/11, 2011.

[3] IMARES, "Kuilen op de Westerschelde data rapport 2012," 2012.

Praktische integratie van verschillende gegevens is aan te bevelen maar niet eenvoudig. De ankerkuil kwantificeert vangsten in hoeveelheid en biomassa per 80m<sup>2</sup> per uur, de boomkor hanteert hoeveelheid per hectare, schietfuisen hoeveelheid per fuikdag. De ankerkuilmonitoring wordt zowel in Westerschelde als Zeeschelde uitgevoerd. De boomkor wordt alleen in de Westerschelde gebruikt en de schietfuisen alleen in de Zeeschelde. De relatie tussen ankerkuil- en schietfuis bemonstering is eerder gedaan

(gemeld in Bruneel, 2020). De vraag is of een passende vertaalslag mogelijk is, omdat verschillende habitattypes zijn bemonsterd.

Bij de monitoring worden de volgende soortenpopulatiestatistieken opgemeten en berekend: totale biomassa, gemiddelde/mediane lengte (of geschatte leeftijd), individuele lengte en biomassa.

De onzekerheid over de absolute en relatieve cijfers over visgemeenschappen wordt verder vergroot door:

- De grootte van populaties is enkel relatief en tijd/locatiespecifiek gekend via de monitoring. Hieruit is geen absolute omvang af te leiden omdat de samenstelling van de populatie niet homogeen is in tijd en ruimte. Dit verschilt sterk met andere soortengroepen en is dus een uitdaging bij analyse via het voedselweb.
- Monitoringsmethoden zijn selectief voor bepaalde groepen en er zijn grote foutenmarges inherent aan de methodieken, zoals het feit dat vissen 'de val' beter zien bij helder water, en daardoor weten te ontsnappen.

De beperkingen van de monitoring zijn dus aanzienlijk. Het lijkt evenwel praktisch onmogelijk om de methoden zwaar te gaan bijsturen, zowel omwille van vergelijkbaarheid met bestaande tijdsreeksen, als het ontbreken van betere alternatieven. Er zijn nieuwe ontwikkelingen gaande, zoals op camera gebaseerde methoden. De belangrijkste uitdaging daarin is omgaan met de troebelheid. Methoden gebaseerd op eDNA zijn nu ook nog niet ver genoeg om voldoende alternatief te zijn, vooral inzake inschatting van abundantie. Dit werd bevestigd tijdens de expertworkshop (Bruneel et al., 2020).

#### 8.4 Adviezen over te rapporteren indicatoren

De huidige methoden voor visbemonstering (volgens de Europese Kaderrichtlijn Water) worden omwille van praktische redenen aangehouden, ondanks de hiervoor uiteengezette beperkingen. Het is nuttig om nieuwe technologieën op te volgen (eDNA) zodat sneller en meer metingen mogelijk zijn als ze voldoende ver ontwikkeld zijn om ze voor regulier gebruik voor beheerders te gaan gebruiken .

Binnen dit project was het niet mogelijk een verdere soortenlijst en indeling in groepen te maken. Dit zal nog bepaald moeten worden via meer gedetailleerde literatuurstudies van de vissoorten zelf en het leggen van functionele relaties met andere gemeenschappen. Belangrijke elementen voor de ontwikkeling van deze groepen zijn voedingsgilden, gebruik van het estuarium en leefgebied gerelateerd aan diepte. De focus moet zijn op groepen die systematisch in vangsten vastgesteld worden omwille van algemene/homogene verspreiding en relatief hoge abundantie. Daarnaast zal bekeken worden welke migrerende soorten zoals fint, zeeprik en rivierprik kunnen opgenomen worden, gezien hun belang bij Natura2000 evaluaties. **Het advies is te streven naar een maximale inkrimping van de soortenlijst en een clustering van 3 tot 9 subgroepen, waarvoor rekening zal gehouden worden met het al dan niet integreren tussen gemeenschappen.**

#### 8.5 Aanbevelingen verder onderzoek

- Selectie van de vissoorten die gebruikt worden als indicatorsoorten op basis van literatuurgegevens, diverse databronnen (inclusief onderzoeksprojecten);
- Afweging integratie van verhaallijnen tussen deelsystemen en gemeenschappen, evenals verdere selectie van betrouwbare en bruikbare hoofdinteracties met bronnen en sturende factoren;

- Relaties selecteren tussen verschillende componenten (sturende factoren en biologische interacties), en de manier van kwantificering (statistisch of mechanistisch);
- Bepaling van maatlatten en kritische omslagpunten voor sturende factoren en geselecteerde indicatorgroepen

## 8.6 Referenties

- Adriaenssens, V. *et al.* (2000) 'Referenties voor een visindex'.
- Adriaenssens, V. *et al.* (2002) 'Ontwikkeling van een estuariene visindex in Vlaanderen'.
- Barneveld, H. *et al.* (2016) 'Nota dataverwerking en databehoeft 20161127\_def\_eindwijzigingen\_VNSC'.
- Barneveld, H. J. *et al.* (2018a) 'Analyserapport'.
- Barneveld, H. J. *et al.* (2018b) 'Evaluatierapport'.
- Barneveld, H. J. *et al.* (2018c) 'T2015 Nota Evaluatie van de Evaluatiemethodiek'.
- 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.*
- Bruneel, S., Cado van der Lelij, A. and Goethals, P. (2019) 'Samenvatting workshop vissen - Schelde in beeld'.
- Elliot, M. and Dewailly, F. (1995) 'Structure and components of fish assemblages', *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 29(3-4), pp. 397-417.
- Goudswaard, P. C. and Breine, J. (2011) 'Kuilen en Schieten in het Schelde-estuarium. Vergelijkend vissen op de Zeeschelde in België en Westerschelde in Nederland.', (March 2015), p. Rapport C139/11.
- IMARES (2012) *Kuilen op de Westerschelde data rapport 2012.*
- Maris, T. *et al.* (2014) 'Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Update 2014'.
- STOWA (2018) *STOWA 2018-49 referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de kaderrichtlijn water 2021-2027.* .
- Tien, N. S. H. *et al.* (2019) Vismonitoring Zoete Rijkswateren en Overgangswateren t/m 2017. Deel 1: Toestand en trends. doi: 10.18174/464551.
- Tulp, I. (2015) Analyse visgegevens DFS (Demersal Fish Survey) ten behoeve van de compensatiemonitoring Maasvlakte2. Available at: [www.glastuinbouw.wur.nl.VMM](http://www.glastuinbouw.wur.nl/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.
- Van den Bergh E, Pauwels I en Breine J (2018). Vissen en sediment in de Zeeschelde. Een beknopte risico analyse voor het Strategisch-MER Complex Project Extra Containerca- paciteit Antwerpen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2018 (75). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. DOI: [doi.org/10.21436/inbor.15396954](https://doi.org/10.21436/inbor.15396954)



## 9 Vogels

### 9.1 Introductie

Vogels worden gezien als belangrijke indicatoren voor het functioneren van een ecosysteem. Als bepaalde soorten achteruitgaan of juist toenemen in aantallen, betekent dit vaak dat er iets veranderd is in het systeem.

Het Schelde-estuarium is belangrijk voor kustbroedvogels, maar tevens 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. Daarnaast is er spreiding van voorkomen in tijd (seizoenspatronen voor met name trekvogels) en ruimte, waardoor men er ook bedacht op moet zijn dat de ontwikkelingen in de aantallen vogels ook door factoren buiten het Schelde-estuarium kunnen worden bepaald.

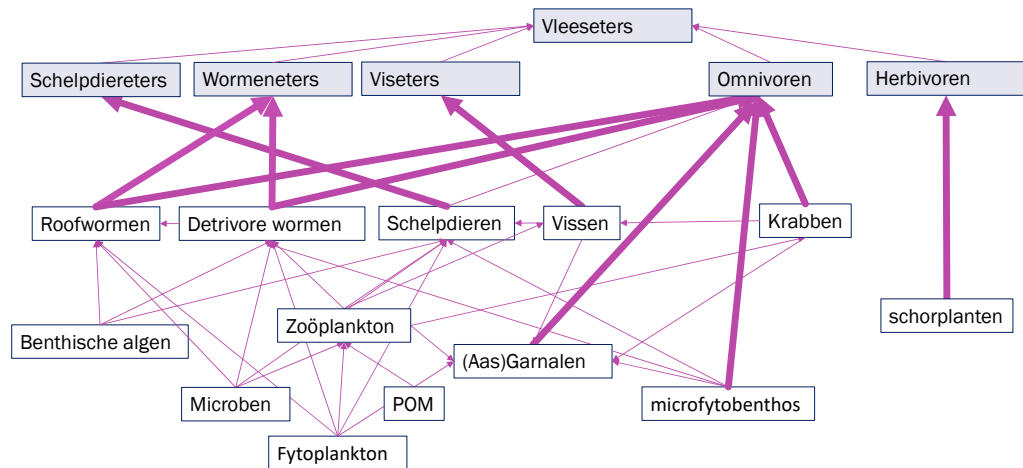
Voor de verbeterde evaluatiemethodiek van het Schelde-estuarium is onderscheid tussen broed- en niet-broedvogels afgesproken, vanwege het verschil in dominante sturende / beperkende factoren (zie 9.2.2). In dit hoofdstuk komen beide groepen aan de orde, waarbij steeds eerst de broedvogels en daarna de niet-broedvogels behandeld worden.

### 9.2 Rol van vogels in het voedselweb

Vogels hebben als predatoren een belangrijke indicatorrol voor het beoordelen van het functioneren van estuariene ecosystemen. Een deel van de vogels is uitsluitend herbivoor, maar veel vogelsoorten benutten een groot aantal voedselbronnen, waaronder schelpdieren, garnalen, wormen en vissen. De voedselkeuze van vogels is afhankelijk van o.a. het aanbod, beschikbaarheid en bereikbaarheid. Vogels zijn goed in staat om hun voedselkeuze aan te passen aan het aanbod; zo foerageerden drieteenstrandlopers op de Hooge Platen op kortschildkevers, die in hoge aantallen aanwezig waren (mond. med. F. Arts). Toch is voor veel soorten redelijk goed bekend wat hun voornaamste voedselbronnen in intergetijdengebieden zijn (Bijlage 1). Binnen de vogels bestaat ook de groep van vleeseters, bestaande uit roofvogels, die voornamelijk andere vogelsoorten als prooi hebben.

#### 9.2.1 Het voedselweb van de vogels in het Schelde estuarium

Figuur 9-1 geeft een vereenvoudigd overzicht van het voedselweb voor de vogels in het estuarium.



Figuur 9-1. Schematische weergave van het voedselweb betreffende vogels in het Schelde-estuarium.

## 9.2.2 Indeling in soortgroepen

De broedvogels met een instandhoudingsdoel bestaan in de Westerschelde grotendeels uit kustbroedvogelsoorten van het hoge schor, en daarnaast uit 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 moerasgebonden soorten; kluut en tureluur uitgezonderd. Voor de Zeeschelde is op basis van de T2009 reeds voorgesteld om alleen de broedvogelsoorten kluut, visdief en tureluur als indicatorsoort te gebruiken. De overige soorten zijn meer gebonden zijn aan moeras-ecotopen die ruimtelijk gescheiden zijn van de Zeeschelde, maar door hun ligging in wetlands, Gecontroleerde OverstromingsGebieden met natuurfunctie (GOG-wetland) of Gecontroleerde OverstromingsGebieden met Gecontroleerd Gereduceerd Getij (GOG-GGG's) wel een duidelijke relatie met de Zeeschelde hebben. Het INBO stelt voor om naast de estuariene sleutel-broedvogelsoorten ook voor een set van broedvogelsoorten een overzicht te geven van de trends inclusief de nieuwe natuurontwikkelingen in de vallei en deze te toetsen aan een IHD-doel. De selectie van soorten hiervoor bruikbaar is opgenomen in de datarapportages van het INBO (Van der Jagt 2020).

In de T2015 zijn de niet-broedvogels in het Schelde-estuarium geëvalueerd op basis van een indeling in benthos- en omnivore watervogels. Echter, gezien het specialistische dieet van sommige soorten en hun plaats in het voedselweb is het beter om de vogels in te delen op basis van ecologische voedselgroepen; wormeneters, schelpdiereters, viseters, vleeseters, herbivoren en omnivoren (deze laatste groep consumeert overige soorten of een combinatie van soorten macrozoöbenthos). Deze indeling in voedselgroepen is mede gebaseerd op Hornman *et al.* (2019). De vogelsoorten die regelmatig tijdens de maandelijkse hoogwatertellingen in de Westerschelde en de Zeeschelde geteld worden en karakteristiek zijn voor beide delen van het estuarium zijn ingedeeld in deze ecologische voedselgroepen (Bijlage 1 en 2). Opgemerkt wordt dat aannames over de voedselsamenstelling niet zonder meer naar andere watersystemen geëxporteerd kunnen worden.

### 9.3 Sturende factoren

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 predatoren. Dit zorgt ervoor dat broedgebieden ongeschikt en/of onveilig worden.

Met een keuze voor een indeling in ecologische voedselgroepen voor de niet-broedvogels, is het mogelijk relaties te leggen tussen de ontwikkeling van de aantallen vogels en het aanbod van voedsel. Voor de zoöbenthos-eters 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 benthische 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.

Voor de zoöbenthos-etende soorten 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 aanwezigheid van verstoringbronnen kan het gebiedsgebruik door getijdeafhankelijke vogelsoorten sterk beïnvloeden. De gevoeligheid voor verstoringen en daarmee de verstoringafstand is per soort en per situatie zeer verschillend (zie Krijgsveld *et al.* 2008). 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 een negatieve invloed op het foerageren door vogels alsmede op het gebruik van hoogwatervluchtplaatsen (Arts *et al.* 2017).

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 & Leopold 2007). Ook hyperbenthos, met name garnalen, zijn voor soorten als dwergster 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 met name eendachtigen opportunisten zijn. De piek in de aantallen wintertalingen, tafeleenden, krakeenden en pijlstaarten 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 oligochaeten als voedselbron benutten en daarna uit het gebied

verdwenen (tafeleend, pijlstaart) of weer overschakelden op de regulier gebruikte voedselbronnen zoals zaden (wintertalingen) en draadalgen (krakeenden).

#### Andere algemene verklarende factoren:

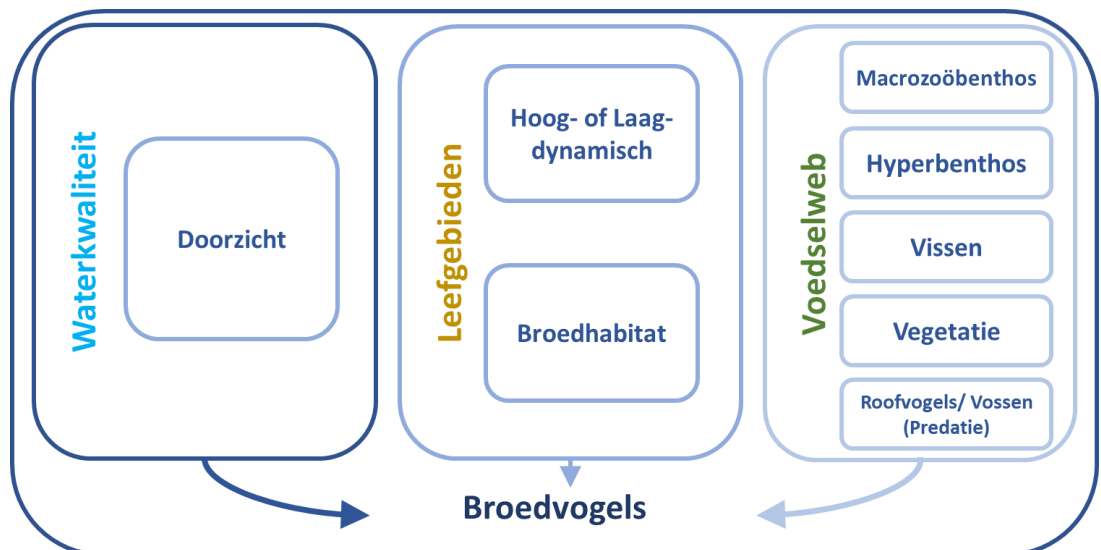
De verspreiding van overwinterende eenden en steltlopers wordt in sterke mate bepaald door temperatuur, omdat deze soorten afhankelijk zijn van ijsvrije voedselgronden om te kunnen foerageren (Schummer *et al.* 2010). De Delta, waaronder de Westerschelde, kan een belangrijk overloopgebied zijn voor vogels uit noordelijker gelegen gebieden bij strenge vorst. Het is echter niet duidelijk of de draagkracht al bereikt is en of er dan ruimte over blijft voor de 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 de aantallen laten zien (Hornman *et al.* 2019), omdat ze Nederland minder als overwinteringsgebied zijn gaan gebruiken.

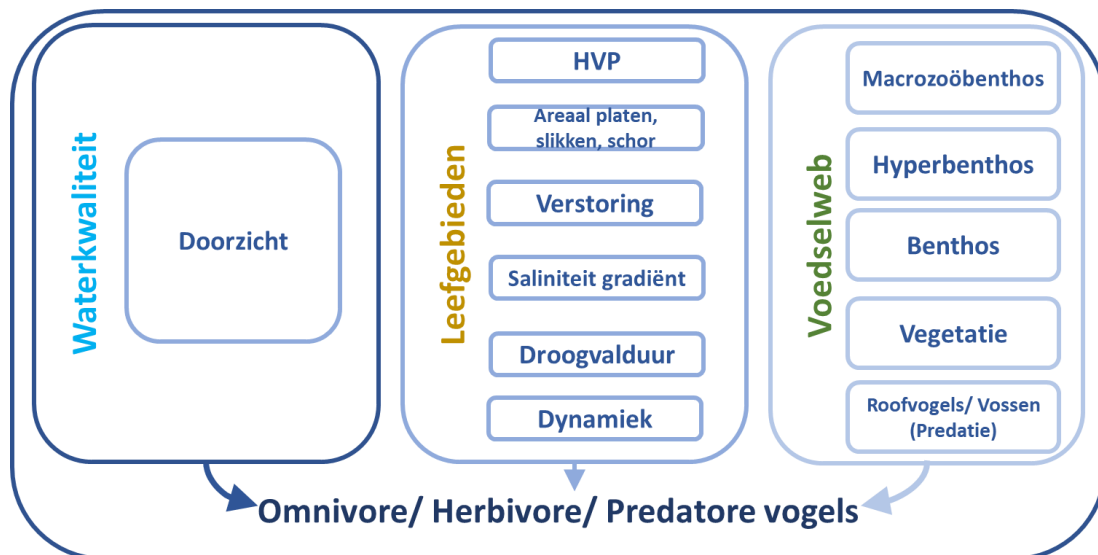
In de visdiefkolonie in Terneuzen hebben effecten van chemische vervuiling jarenlang (1994-1999) geleid tot een sterk verlaagd broedsucces. De eischalen vertoonden snel scheurtjes en de eieren kwamen niet uit (Bouma *et al.* 1999, 2000). Vanaf 2000 trad weliswaar een verbetering in het broedsucces op, maar eischalen bleven aanvankelijk afwijkingen vertonen. De gehalten van dioxinen in de eieren waren hoog, maar de vermoedelijke oorzaak van de effecten moet gezocht worden in de hoge gehalten van vlamvertragers in de eieren (Van den Heuvel-Greve *et al.* 2003). In de huidige kolonies rond Terneuzen treden de laatste jaren geen zichtbare effecten van verontreinigingen meer op (mond. med. F. Arts, Deltamilieu Projecten). Voor zover bekend zitten de waarden nu onder de norm (daarom vooralsnog niet overgenomen in Figuur 9-2).

Of chemische vervuiling eventueel een rol speelt bij overwinteraars is onbekend. Wel hebben ze in de Zeeschelde indirect geprofiteerd van de neveneffecten van organische vervuiling door het tijdelijk sterk verhoogde aanbod van Oligochaeten (zie 5.1.6).

#### 9.3.1 Samenvattend: rekenparameters in piramides en voedselweb

Figuur 9-2 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 verhaallijnen.





Figuur 9-2. Overzichtsdigrammen van de sturende factoren op vogels. Aangegeven worden de verbanden met andere piramides in de evaluatiemethodiek en parameters die daarin geanalyseerd worden.

## 9.4 Beschikbare data

Tabel 8: Overzicht van de data van de vogels die in de Zeeschelde en Westerschelde geteld worden.

Locatie	Soortgroep	Type	Gebieds-dekkend	Kwaliteit	Sinds	Interval
Zeeschelde	Broedvogels met instandhoudingsdoel	Inventarisatie	Nee	±	1995/ 2001	Jaarlijks
Zeeschelde	Niet-broedvogels	Laagwatertelling Antwerpen-grens	Ja	+	1991	Maandelijks
		Laagwatertelling Gent-Antwerpen	Ja	+	1991 - zomer 2019	Maandelijks
			Ja	+	zomer 2019	Winterhalfjaar+ juni winterhalfjaar (maandelijks)
Sigmagebieden	Niet-broedvogels	Tellingen	Ja	+	1991	Winterhalfjaar+ juni winterhalfjaar (maandelijks)
Westerschelde (Saeftinge)	Kustbroedvogels	Inventarisatie	Ja	+	1979	Jaarlijks
	Bruine kiekendief	Inventarisatie	Ja	+	1991	Bijna jaarlijks
	Overige broedvogels	Inventarisatie	Ja	+	1997	6 – 9 jaar
Westerschelde	Niet-broedvogels	HVP telling	Ja	+	1978 -2013	Maandelijks
Westerschelde	Niet-broedvogels	HVP telling	Nee	±	2013 – heden	maart, april, juni, juli, augustus, september steekproef rest jaar volledig

De broedvogelsoorten met een instandhoudingsdoel in de Zeeschelde worden jaarlijks grotendeels geïnventariseerd door vogelwerkgroepen en professionele medewerkers, maar niet in alle gebieden. Door extrapolatie en gebruik makend van aanvullende gegevens uit [www.waarneming.be](http://www.waarneming.be) bestaat voor de meeste soorten een redelijk goed beeld van de ontwikkeling (Van Ryckegem *et al.* 2018). De kustbroedvogels in de Westerschelde en aangrenzende gebieden worden jaarlijks geïnventariseerd. De bruine kiekendief wordt tot nu toe vrijwel jaarlijks in Saeftinghe geïnventariseerd (Van Kerkhoven 2019). De overige broedvogels in Saeftinghe, waaronder de blauwborst, worden door Stichting Het Zeeuwse Landschap één keer in de 6-9 jaar integraal geïnventariseerd.

In de Westerschelde vinden maandelijks hoogwatertellingen van de niet-broedvogelsoorten plaats, waarbij de aantallen vogels per telgebied worden vastgelegd. In de Zeeschelde worden maandelijks laagwatertellingen uitgevoerd, waarbij alleen de vogels die buitendijks zitten worden meegeteld. Deze vogels worden per riviertraject

vastgelegd. In de sigmagebieden langs de Zeeschelde worden de tellingen gecoördineerd door het INBO, waarbij de tellingen zelf door amateur-ornithologen worden verricht. De tellingen vinden halverwege de maand plaats in de periode oktober-maart (Devos *et al.* 2019).

Sinds 1979 worden de kustbroedvogels in de Zeeuwse en Zuid-Hollandse Delta gemonitord (Arts *et al.* 2019a). Voor de broedvogels met een instandhoudingsdoel voor de Zeeschelde zijn voor een deel van de relevante gebieden gegevens beschikbaar vanaf 1995, terwijl voor andere gebieden slechts gegevens beschikbaar zijn vanaf 2001 (Van Ryckegem *et al.* 2018).

De watervogels van de Zeeschelde worden vanaf oktober 1991 geteld. Aanvankelijk alleen in de wintermaanden, maar vanaf 1993 ook in de zomermaanden. Sinds de winter van 1995/1996 wordt ook de Rupel volledig geteld. Aanvankelijk werden alleen de watervogels en steltlopers geteld, maar vanaf oktober 1999 worden ook de meeuwen meegenomen (Van Ryckegem *et al.* 2018).

De watervogels in de Westerschelde worden vanaf het seizoen 1978/79 maandelijks geteld. Sinds maart 2013 is er een aangepast telprogramma, waarbij vier belangrijke gebieden maandelijks en de overige gebieden 6 maal per jaar geteld worden (augustus, november, december, januari, februari en mei). Voor de aantallen in niet getelde gebieden wordt door Sovon gecorrigeerd (imputing) om seizoengemiddelden voor het gehele Natura 2000-gebied te kunnen berekenen. Sinds het seizoen 2017/2018 worden gegevens met behulp van Avimap van Sovon vastgelegd, waarbij naast de soort en het aantal ook de locatie wordt vastgelegd (Arts *et al.* 2019b). Tot het seizoen 2016/2017 werden de meeuwen in de Westerschelde alleen in januari (midwintertelling) geteld, maar sindsdien worden de meeuwen bij alle tellingen meegenomen (Arts *et al.* 2018).

## 9.5 Huidige evaluatie methodiek

Voor alle benthos, hyperbenthos en zoöplankton (primaire consumenten) samen moet op systeemchaal 10% van de biomassa doorstromen naar het hogere trofische niveau bestaande uit vis, vogels en krabben (secundaire consumenten). Voor een positieve beoordeling dient de verhouding (natgewicht) van secundaire over primaire consumenten gemiddeld over zes jaar, tussen 1 en 25% te liggen. Gezien de bandbreedte op dit criterium geldt als bijkomend criterium: de biomassaverhouding tussen de trofische niveaus mag niet significant afnemen ten opzichte van 2009. Voor de vogels worden omnivore en benthivore soorten gebruikt, welke zijn genoemd in Maris *et al.* (2014). Hierin wordt per zone en per seizoen het gemiddelde aantal vogels per soort berekend. Deze aantallen worden omgerekend naar biomassa op basis van het gemiddelde gewicht van de volwassen dieren van een soort. In de T2015 was het niet mogelijk om voor de Westerschelde per zone een gemiddeld aantal vogels te berekenen. Hier is alleen een waarde voor de gehele Westerschelde gebruikt op basis van gecorrigeerde gegevens.

Voor de berekening van de biomassaverhouding tussen de verschillende trofische niveaus van de Westerschelde zijn er grote onzekerheden, omdat gegevens over hyperbenthos onvolledig zijn en daarnaast onduidelijk is hoe belangrijk deze groep in het dieet van vogels is. Bovendien zijn de gegevens betreffende krabben onbetrouwbaar en zijn zoöplanktongegevens alleen van enkele jaren beschikbaar. Voor de Zeeschelde geldt dat er geen goede biomassagegevens zijn voor de Chinese wolhandkrab, die wellicht ook door vogels wordt gegeten. Er zijn bovendien grote onzekerheden op de extrapolatie van de visbiomassa naar de volledige Westerschelde en Zeeschelde op basis van de verschillende monitoringstechnieken (zie hoofdstuk 8 vissen).

## 9.6 Discussie en aanbevelingen

### 9.6.1 Evaluatie van parameters uit de huidige evaluatie

De toets parameter *trofische verhouding voor de communicatie-indicator*, welke bestaat uit de verhouding secundaire en primaire consumenten kan komen te vervallen. Van de primaire consumentengroep zoöplankton in de Westerschelde zijn slechts van enkele jaren gegevens beschikbaar. Van een andere primaire consumentengroep “het hyperbenthos” is voor de Westerschelde alleen informatie beschikbaar over de grijze garnaal in het sublitoraal, terwijl informatie over aas- en steurgarnalen in ieder geval voor het sublitoraal volledig ontbreekt. Van de groep secundaire consumenten “krabben” zijn zowel voor de Westerschelde als de Zeeschelde geen goede biomassagegevens beschikbaar. Voor de groep secundaire consumenten “benthivore en zoöplanktivore vis” moet eerst een goede afstemming in de beoordeling van de verschillende vangstechnieken plaatsvinden voordat de biomassa van deze groep vissen correct berekend kan worden.

### 9.6.2 Parameters die gemonitord worden

De basis voor het beoordelen van het ecologisch functioneren van de vogels wordt primair gevormd door de vogeltellingen. Door het gewijzigde telprogramma in de Westerschelde, vindt er een onderschatting plaats van de aantallen vogels die van de Westerschelde gebruik maken. Met name soorten, die in de zomermaanden (juni-juli) of tijdens de herfsttrek (september-oktober) in de Westerschelde verblijven worden onderschat. Hiervoor wordt gecorrigeerd op Westerscheldeniveau door Sovon, maar inzicht in aantalsontwikkelingen op zone-niveau zijn hierdoor onvolledig. Ook worden eventuele verschuivingen in de mate van gebruik tussen gebieden niet opgemerkt en in de Sovon correcties meegenomen. Hiervoor zijn de volgende oplossingen:

- Het systeem van complete maandelijks tellingen opnieuw invoeren; hierdoor is het mogelijk om per zone de ontwikkeling van de vogels goed te beoordelen
- De ontbrekende tellingen op zone-niveau corrigeren, waarbij de betrouwbaarheid van het *imputen* afneemt, wanneer op kleiner gebiedsniveau wordt gewerkt.
- De aantalsontwikkeling van de verschillende vogelsoorten te beschrijven in de maanden dat ook daadwerkelijk geteld wordt. Soorten met pieken in de zomermaanden, de herfst en het voorjaar worden dan onderschat en overwinteraars worden dan goed geschat.

Voor het beoordelen 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 voedselbron in beeld wordt gebracht. 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 volgende onderliggende voedselgroepen dient de ontwikkeling beschreven te worden:

Benthos schelpdieren	Koppeling met schelpdier etende vogels d.m.v. een energiebehoefte berekening en die correleren met de beschikbaarheid (aanbod) en ruimtelijke verspreiding van schelpdieren
Benthos wormen	Koppeling met worm etende vogels d.m.v. een energiebehoefte berekening en die correleren met de beschikbaarheid (aanbod) en ruimtelijke verspreiding van wormen

Benthos eters	Koppeling voor niet-specifieke schelpdier- en wormeneters (omnivoren) d.m.v. een energiebehoefte berekening en die correleren met de beschikbaarheid (aanbod) en ruimtelijke verspreiding van de overige benthos
Garnalen en krabben trends	Koppeling met omnivore vogels (met name het zomerhalfjaar) d.m.v. een energiebehoefte berekening en die correleren met de beschikbaarheid (aanbod) en ruimtelijke verspreiding van garnalen en krabben
Pelagische vis	Koppeling met visetende vogels (voornamelijk aalscholvers) d.m.v. een energiebehoefte berekening en die correleren met het aanbod van Pelagische vis
Oppervlakte zeebies (of heen)	Koppeling met herbivore vogels (voornamelijk grauwe gans) d.m.v. een energiebehoefte berekening en die correleren met de oppervlakte beschikbaar foerageergebied

Daarnaast dient de monitoring van de andere onderdelen (variatie in droogvalduur, beschikbaar areaal, dynamiek, etc.), rekenparameters van de toetsparameters oppervlak en kwaliteit van de communicatie-indicator leefomgeving gevolgd te blijven worden.

Voor de kustbroedvogels van de Westerschelde dienen zowel de vogels binnen de begrenzing van het Natura 2000-gebied meegenomen te worden als langs de randen van het gebied, mits de soorten een duidelijke relatie met de Westerschelde hebben.

De ontwikkelingen in de sigmagebieden kunnen niet los worden gezien worden van de ontwikkelingen in de Zeeschelde. Daarom is het **advies de aantallen vogels binnendijks en buitendijks naast elkaar te presenteren**. Dit geldt met name voor de Zeeschelde, want in de Westerschelde worden vogels van binnendijkse hoogwatervluchtplaatsen “overgeheveld” naar de Westerschelde.

### 9.6.3 Aanbevelingen voor vervolgonderzoek

Om een goed beeld te krijgen van de ontwikkelingen van de verschillende vogelpopulaties in het Schelde estuarium is het aan te raden deze ontwikkelingen te vergelijken met andere (vergelijkbare) gebieden, opschalend van regio tot landelijk tot internationaal. Voor steltlopers bijvoorbeeld kan een vergelijking gemaakt worden met de ontwikkelingen in de delta, de Waddenzee en internationale trends. Op deze manier kan de ontwikkeling binnen het estuarium beter geduid worden als een interne of externe oorzaak.

Naast de ontwikkelingen van de verschillende vogelpopulaties, zou een analyse van het voedselaanbod uitgevoerd moeten voeren. Dit geeft inzicht in de ontwikkeling van verschillende groepen, zoals schelpdieren, wormen en garnalen. Deze analyse kan aangeven of en waar er eventueel knelpunten zitten, die vervolgens met een verdiepende studie verder geanalyseerd kan worden. Hierbij is het van belang te realiseren dat er momenteel nog onvoldoende inzicht is in de beschikbaarheid van verschillende voedselbronnen voor vogels bij de voorgeschreven evaluatiemethodiek van de T2015. Dit geldt met name voor pelagische vis: alleen fuikgegevens (Zeeschelde) en boomkorgegegevens (Westerschelde) worden gebruikt, terwijl ook ankerkuilgegevens beschikbaar zijn (zie ook hoofdstuk vissen). Daarnaast is het voorkomen van



hyperbenthos onvoldoende bekend; met name van aas- en (steur)garnalen in de Westerschelde is weinig bekend (zie hoofdstuk over hyperbenthos).

Wanneer de vogels geëvalueerd worden in de vorm van de voorgestelde ecologische voedselgroepen is het noodzakelijk inzicht te hebben in de voedselsamenstelling van de verschillende vogelsoorten in Westerschelde en Zeeschelde. Het dieet van een soort in het ene gebied kan niet zonder meer vertaald worden naar de situatie elders. Zo is data van bijvoorbeeld de Waddenzee of Oosterschelde niet vrij te vertalen naar de Westerschelde, omdat deze gebieden erg verschillend zijn qua systeem. Het is dan ook gewenst inzicht te hebben in de daadwerkelijke voedselrelaties. Hierbij dienen we ons te richten op het globale dieet en geen diepgaand onderzoek te verrichten. De voedselsamenstelling van vogels kan op verschillende manieren bepaald worden. Zo kan door veldobservaties (zie onderzoek van Zwarts *et al.* (2011) in de Oosterschelde) of door het verzamelen van poepjes het dieet gereconstrueerd kunnen worden (Dekinga & Piersma 1993; Duijns *et al.* 2013; Robin *et al.* 2013). Voor visetende vogels, waarvan de aalscholver de talrijkste vertegenwoordiger is, kunnen braakballen van de aalscholver geanalyseerd worden. Dit geeft zowel een kwalitatief als kwantitatief inzicht in de voedselsamenstelling

Daarnaast bestaat de mogelijkheid dat er nog een andere voedselbron benut wordt, namelijk biofilm (Kuwaie *et al.* 2012). De dunne toplaag op de slikken en platen speelt een belangrijke rol in de voedselketen en wordt biofilm genoemd. Dit bestaat uit microfytobenthos en wordt gegeten door wormen, schelpdieren en kreeftjes, die op hun beurt weer door vogels en vissen worden benut. Daarnaast kan de biofilm ook zelf door vogels gegeten worden, zoals door bergeenden (Meininger & Snoek 1992) en rotganzen (Ebbinge & Boudewijn 1984) of kleine steltlopers (Kuwaie *et al.* 2012). Het is niet bekend of deze voedselbron door kleine steltlopers in de Westerschelde benut wordt en dat zou onderzocht moeten worden door middel van veldobservaties of feces onderzoek.

Indien de voedselrelaties helder zijn, is het mogelijk om ontwikkelingen in de verschillende soorten benthos (prooidieren) en ecologische voedselgroepen (vogels) met elkaar te vergelijken. Het benthos kan dan gerelateerd worden aan rekenparameters, en daarmee kunnen veranderingen daarin ook gerelateerd worden aan de ecologische voedselgroepen van de vogels. Daarnaast kan het huidige laagwater verspreidingsonderzoek in Westerschelde inzicht verschaffen in het temporele gebiedsgebruik per soort, eventueel in relatie tot de hoogwatervluchtplaatsen.

Het is daarnaast aan te bevelen een globale analyse uit te voeren ten aanzien van de ruimtelijke kwaliteit, waarbij voornamelijk gekeken dient te worden naar de beschikbaarheid van de slikken. Is er bijvoorbeeld een verandering in oppervlakte, variatie in droogvalduur en hoogte waarneembaar? Zijn de hoogwatervluchtplaatsen nog steeds voldoende beschikbaar en grenzend aan foerageergebieden? Is er een trend waarneembaar ten aanzien van verstoringen? Verstoringen kunnen behoorlijke lokale effecten hebben (Catry *et al.* 2011). Zijn er veranderingen of trends waarneembaar in predatie en predatoren, voor zowel broed als niet broedvogels. Roofvogels, maar ook predatoren als vossen kunnen de kwaliteit van broed- en foerageergebieden sterk beïnvloeden en daarmee het gebiedsgebruik door vogelpopulaties.

Deze veelheid aan factoren die onderzocht, dan wel geanalyseerd zouden kunnen worden, zijn hier weergegeven als suggesties. De gepresenteerde volgorde geeft niet de prioritering weer, dit valt buiten de scope van dit rapport.

## 9.7 Referenties

- Arts, F.A., M.S.J. Hoekstein, S.J. Lilipaly, K.D. van Straalen, M. Sluijter, P. A. Wolf, 2019a. Kustbroedvogels in het Deltagebied in 2018. Rijkswaterstaat, Centrale informatievoorziening Rapport BM 19.07. Deltamilieu Projecten Rapportnr. 2019-05, Vlissingen.
- Arts, F.A., S.J. Lilipaly, M.S.J. Hoekstein, K.D. van Straalen, M. Sluijter & P. A. Wolf, 2019b. Watervogels en zeezoogdieren in de Zoute Delta 2017/2018. Rijkswaterstaat, Centrale informatievoorziening Rapport BM 19.08. Deltamilieu Projecten Rapportnr. 2019-04. Deltamilieu Projecten, Vlissingen.
- Arts, F. A., S.J. Lilipaly, M.S.J. Hoekstein, K.D. van Straalen, P. A. Wolf & L. Wijnants, 2017. Kustgebied in het Deltagebied in 2016. Rapport BM 17.19. Rapport Rijkswaterstaat –Centrale Informatievoorziening.
- Arts, F.A. S.J. Lilipaly, M.S.J. Hoekstein, K.D. van Straalen, M. Sluijter, P. A. Wolf, T.J. Boudewijn, B.M.C. Grutters & R.P. Middelveld, 2018. Recreatief medegebruik dijktrajecten Oosterschelde en Westerschelde. Een analyse van watervogeltellingen. Rapport DPM/Bureau Waardenburg.
- Baker, K., 1993. Identification guide to European non-passerines. British Trust for Ornithology.
- Baptist, M.J. & M.F. Leopold, 2007. De relatie tussen zichtdiepte en vangstsucces van de Grote Sterns van De Petten, Texel. Rapport C097/07. IMARES, Wageningen.
- van den Bergh, L., Calle & P. Castelijns, W. 2018. Broedvogelonderzoek in het verdrinken land van Saeftinghe 2018. Het Zeeuws Landschap.
- Bijleveld, A.I., R.B. MacCurdy, Y.-C. Chan, E. Penning, R.M. Gabrielson, J. Cluderay, E.L. Spaulding, A. Dekinga, S. Holthuijsen, J. ten Horn, M. Brugge, J.A. van Gils, D.W. Winkler & T. Piersma, 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.
- Bouma S., A. Holland & D. Vethaak 1999. Visdieven in problemen. De resultaten van veld- en experimenteel onderzoek van de kolonie visdieven (*Sterna hirundo*) bij Terneuzen, 1994- 1999. Rapport RIKZ-99.037. RIKZ, Middelburg.
- Bouma S., D. Vethaak, P. Meininger & A. Holland 2000. De visdiefkolonie (*Sterna hirundo*) bij Terneuzen: blijven er problemen? De resultaten van een vervolgonderzoek in 2000. Rapport RIKZ-2000.045. RIKZ, Middelburg.
- Catry, T., J.A. Alves, J. Andrade, H. Costa, M.P. Dias, P. Fernandes, A. Leal, P.M. Lourenco, R.C. Martins, F. Moniz, S. Pardal, A. Rocha, C.D. Santos, V. Encarnacao & J.P. Granadeiro, 2011. Long-term declines of wader populations at the Tagus estuary, Portugal: a response to global or local factors? *Bird Conservation International* 21(4): 438-453.
- Church, J.A. & N.J. White, 2006. A 20th century acceleration in global sea-level rise. *Geophysical Research Letters* 33(1).
- Dekinga, A. & T. Piersma, 1993. Reconstructing diet composition on the basis of faeces in a mollusc-eating wader, the knot *Calidris canutus*. *Bird Study* 40(2): 144-156.
- Demongin, L., 2016. Identification guide to birds in the hand. Cambridge University Press Cambridge.
- Devos, K., F. T'Jollyn & F. Piesschaert, 2019. Watervogels in Vlaanderen tijdens de winter 2017-2018. *Vogelnieuws* 32: 11-29.
- Driessen, F.M.F., O. Duijts, H.A. van der Jagt, D.B. Kruijt, M. Japink & R.P. Middelveld, 2020. Macrozoöbenthos-bemonstering in de Zoute Rijkswateren, Hoofdrapport, MWTL 2018. Waterlichamen: Westerschelde en Grevelingenmeer. Bureau Waardenburg Rapportnr. 19-254. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- Duijns, S., N.A. Hidayati & T. Piersma, 2013. Bar-tailed godwits *Limosa l. lapponica* eat polychaete worms wherever they winter in Europe. *Bird Study* 60(4): 509-517.
- Duijns, S., I.E. Knot, T. Piersma & J.A. van Gils, 2015. Field measurements give biased estimates of functional response parameters, but help explain foraging distributions. *Journal of Animal Ecology* 84(2): 565-575.

- Ebbinge, B.S. & T. Boudewijn, 1984. Richtlijnen voor het beheer van rotganzen in het Nederlandse wadden-gebied. RIN-rapport 84/4.
- Elschot K., A. Vermeulen, W. Vandenbruwaene, J.P. Bakker, T. Bouma, J. Stahl, H. Castelijns & S. Temmerman 2017. Top-down vs. Bottom-up control on vegetation composition in a tidal marsh depends on scale. PLoS ONE 12(2): e0169960.
- Ens, B.J., E.A.J. van Winden, C.A.M. van Turnhout, M.W.J. van Roomen, C.J. Smit & J.M. Jansen, 2009. Changes in the abundance of intertidal birds in the Dutch Wadden Sea in 1990-2008: differences between East and West [In Dutch with English summary]. Limosa 82: 100-112.
- Ens, B.J., B. Aarts, C. Hallmann, K. Oosterbeek, H. Sierdsema, R. Slaterus, G. Troost, C. van Turnhout, P. Wiersma & E. van Winden, 2011. Scholeksters in de knel: onderzoek naar de oorzaken van de dramatische achteruitgang van de Scholekster in Nederland. SOVON-onderzoeksrapport 2011/13. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- van Gils, J.A., A. Dekinga, B. Spaans, W.K. Vahl & T. Piersma, 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.
- Hornman, M., F. Hustings, K. Koffijberg, E. van Winden, P. van Els, A. van Kleunen, S.G.-e. Zwanenwerkgroep & L. Soldaat, 2019. Watervogels in Nederland in 2016/2017. (Sovon rapport 2019/01, RWS-rapport BM 19.01): 162.
- van de Kam, J. B. Ens, T. Piersma & L. Zwarts 1999. Ecologische atlas van de Nederlandse wadvogels. Schuyt & Co, Haarlem.
- Van Kerkhoven, W., 2019. Voorkomen van bruine kiekendief (*Circus aeruginosus*) in Het Verdrinken Land Van Saeftinghe. ([www.saeftinghe.eu](http://www.saeftinghe.eu)).
- Kraan, C., J.A. van Gils, B. Spaans, A. Dekinga, A.I. Bijleveld, M. van Roomen, R. Kleefstra & T. Piersma, 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.
- Kuwae, T., E. Miyoshi, S. Hosokawa, K. Ichimi, J. Hosoya, T. Amano, T. Moriya, M. Kondoh, R.C. Ydenberg & R.W. Elner, 2012. Variable and complex food web structures revealed by exploring missing trophic links between birds and biofilm. Ecology Letters 15(4): 347-356.
- Maris, T. A. Bruens, L. van Duren, J. Vroom, H. Holzhauer, M. De Jonge, S. Van Damme, A. Nolte, K. Kuijper, M. Taal, C. Jeuken, J. Kromkamp, B. van Wesenbeeck, G. Van Ryckegem, E. Van den Bergh, S. Wijnhoven & P. Meire, 2014. Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium, update 2014. Deltares, Universiteit Antwerpen, NIOZ en INBO (2014). Deltares rapportnummer 1209394.
- Meininger, P.L. & H. Snoek, 1992. Non-breeding Shelduck *Tadorna tadorna* in the southwest Netherlands: effects of habitat changes on distribution, numbers, moulting sites and food. Wildfowl 43: 139-151.
- Prater, A.J., J.H. Marchant & J. Vuorinen, 1977. Guide to the identification and ageing of holarctic waders. British Trust for Ornithology, Tring U.K., Tring.
- Robin, F., T. Piersma, F. Meunier & P. Bocher, 2013. Expansion into an herbivorous niche by a customary carnivore: Black-tailed Godwits feeding on rhizomes of *Zostera* at a newly established wintering site. Condor 115(2): 340-347.
- van den Heuvel-Greve M.J., M.S.J. Hoekstein, F.O.B. Lefèvre, P.J. Meininger & A.D. Vethaak 2003. Mogelijke oorzaken van slecht broedsucces in de visdiefkolonie bij Terneuzen. Stand van zaken en aanbevelingen. Rapport RIKZ/2003.037. RIKZ, Middelburg.
- Van der Jagt H.A. 2020. Samenvatting workshop vogels definitief. 31 januari 2020. Bureau Waardenburg, Culemborg.
- van Roomen, M., C. van Turnhout, E. van Winden, B. Koks, P. Goedhart, M.F. Leopold & C.J. Smit, 2005. Trends in benthivorous waterbirds in the Dutch Wadden Sea 1975-2002: large differences between shellfish-eaters and worm-eaters. Limosa 78: 21-38.

- van Ryckegem, G., 2019. Klimaatadaptatieplan voor de estuariene natuur in de Zeeschelde. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; No. 40. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
- van Ryckegem, G., A. Van Braeckel, R. Elsen, J. Speybroeck, B. Vandevoorde, W. Mertens, J. Breine, G. Spanoghe, O. Bezdenjesnji, D. Buerms, J. De Beukelaer, N. De Regge, K. Hessel, C. Lefranc, J. Soors, T. Terrie, F. Van Lierop & E. Van den Bergh, 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 Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.
- Schummer, M.L., R.M. Kaminski, A.H. Raedeke & D.A. Graber, 2010. Weather-related indices of autumn–winter dabbling duck abundance in middle North America. *The Journal of Wildlife Management* 74(1): 94-101.
- Wallis, B. & T. Ysebaert, 2019. Potentiële verstoringsbronnen voor vogels in de Westerschelde: een interactieve kaart. Wageningen Marine Research rapport; C047/19. Wageningen Marine Research, Yerseke.
- Zwarts, L., A.-M. Blomert, D. Bos & M. Sikkema, 2011. Exploitation of intertidal flats in the Oosterschelde by estuarine birds. A&W rapport 1657. Altenburg & Wymenga ecologisch onderzoek bv, Feanwâlden.
- Zwarts, L., B.J. Ens, J.D. Goss-Custard, J.B. Hulscher & S.A.E. le V. Dit Durrell, 1996. Causes of variation in prey profitability and its consequences for the intake rate of the Oystercatcher *Haematopus ostralegus*. *Ardea* 84A: 229-268.

# 10 Zeezoogdieren

## 10.1 Introductie

In het Schelde-estuarium lopen 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). Hun relatie met het ecologisch functioneren van het estuariene systeem is beperkt en ze worden hier buiten beschouwing gelaten.

De Nederlandse wateren tellen in totaal 31 soorten zeezoogdieren, 21 daarvan worden sporadisch waargenomen in de Schelde-estuarium. Drie soorten zijn permanent aanwezig: Gewone zeehond (*Phoca vitulina*), Grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) en Bruinvis (*Phocoena phocoena*) (Witte, 2001). Deze drie soorten hebben een bijzondere status met specifieke instandhoudingsdoelen in het kader van Natura2000.

De drie permanent 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, meestal een goede indicator voor het algehele functioneren van het ecosysteem. Dat maakt monitoren van deze soorten belangrijk. Van de drie soorten zijn twee nu niet goed bruikbaar als indicator. De grijze zeehond is pas recentelijk teruggekeerd en van de Bruinvis zijn de aantallen moeilijk in te schatten. Daarom heeft de gewone zeehond de voorkeur bij de toetsing.

De dieren beperken zich in hoofdzaak tot de Westerschelde. Er zijn weliswaar regelmatig meldingen van zeehonden en bruinvissen in de Zeeschelde. Dit zegt wel iets over de toestand van het ecosysteem, maar het gaat nog altijd om dwaalgasten. Daarom worden deze waarnemingen in de Zeeschelde niet betrokken in de evaluatie.

### **Aantalsevolutie zeehonden afgelopen eeuw**

Zeehonden leven en foerageren op zee, maar komen regelmatig aan land: in Nederland vooral op de wadplaten in de Waddenzee en een relatief klein aantal ook op zandplaten en slikken in de Delta. In het begin van de 20ste eeuw waren er naar schatting 1000 gewone zeehonden in de Westerschelde. Gegevens van afgelopen decennia laten zien dat de aantallen onder de 200 zijn gedaald. De oorzaken liggen bij menselijke invloed: de jacht (tot 1961 in Nederland en in Duitse, tot 1974 in de Deense Waddenzee), verontreiniging van oppervlakte water met PCB's en de toename in beroepsvaart en watertoerisme. Begin jaren 90 werd herstel zichtbaar, de aantallen nemen weer toe in de Westerschelde. Dit wordt deels veroorzaakt door immigratie vanuit de groeiende populatie in de Waddenzee en deels door de verbeterde waterkwaliteit en de daardoor veroorzaakte toename in vis aantallen.

## 10.2 Sturende factoren

### 10.2.1 Habitat beschikbaarheid

Gewone zeehonden zijn afhankelijk van de aanwezigheid van zandbanken met steile randen die grenzen aan diepe geulen. Het gaat om het totaal toegankelijk 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 ook hoe lang de zeehonden kunnen rusten, want de ligplaatsen overspoelen tijdens hoog water. Een hogere ligplaats betekent een kortere en minder frequente overspoeling.

## 10.2.2 Voedselbeschikbaarheid

Gewone Zeehonden jagen voornamelijk op bodemvissen. Ze vinden hun prooi door hun snorharen te gebruiken, waarna ze instaat zijn hun prooi te vangen (Kastelein 1998, Miersch et al. 2011). Van het late najaar tot het vroege voorjaar wordt vooral Wijting, Steenbolk en Zeedonderpad gegeten. Gedurende de winter en het vroege voorjaar zijn dit Dikkopje, Pitvis, Zandspiering en platvis. 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 and 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, Zandspiering,

## 10.2.3 Scheepvaart, recreatie en vervuiling

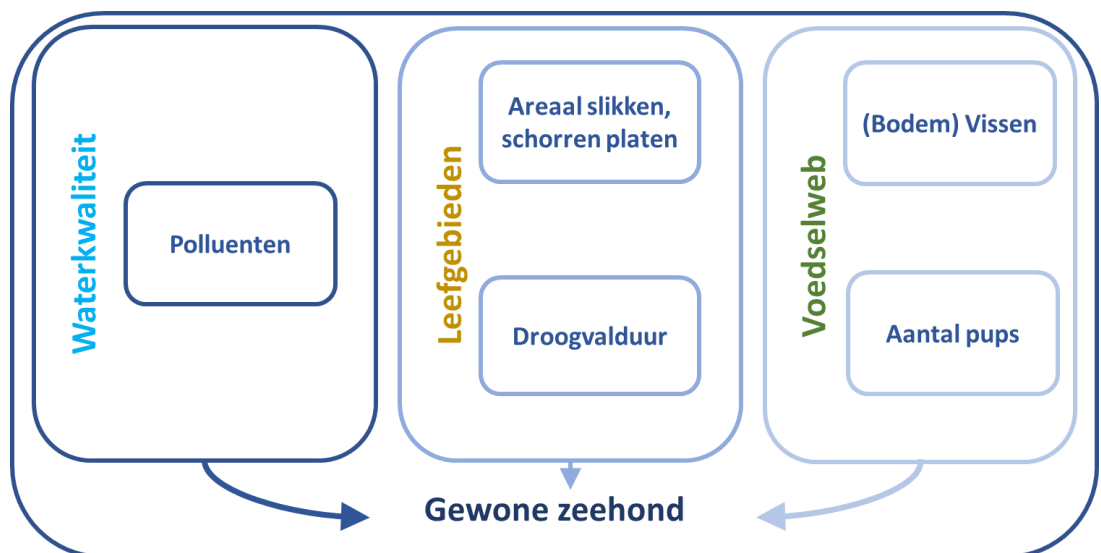
Deze kunnen van invloed zijn op de aanwezige aantallen zeehonden op de ligplaatsen. Een ligplaats die qua morfologische karakteristieken goed is kan door deze factoren minder geliefd zijn.

De invloed van verstoring door beroepsvaart lijkt op 200 tot 300 meter 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 meter (Brasseur and Reijnders 1994). Bijkomend effect is dat jongen niet in het water kunnen worden gezoogd.

Bio-accumulatie van schadelijke stoffen in de vetten van hogere trofische soorten kan ook optreden bij zeehonden. Zware metalen, PCB's, en PAK's kunnen dan in hoge concentraties voorkomen en zodoende een versturende werking hebben op voortplanting (Reijnders 1986).

## 10.2.4 Samenvattend: rekenparameters in piramides en voedselweb



Figuur 10-1. Overzichtsdiagram van de sturende factoren op de gewone zeehond. Aangegeven worden de verbanden met andere piramides in de evaluatiemethodiek en parameters die daarin geanalyseerd worden.

Figuur 10-1 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 verhaallijnen.

### 10.3 Beschikbare data

Voor de Westerschelde zijn gegevens beschikbaar vanaf 1995. Er is jaarlijkse monitoring van de gewone en de grijze zeehond van mei tot en met oktober. Het blijkt dat aantallen in augustus het meest accuraat zijn. Daarom is gekozen de augustus-aantallen te gebruiken voor evaluatie.

### 10.4 Huidige beoordelingsmethodiek

In de huidige evaluatiemethodiek wordt niet met een intactness index gewerkt, is er geen rekenparameter voor exoten en één sleutelsoort (gewone zeehond). Er wordt enkel naar trends gekeken. Voor de gewone zeehond geldt in het Deltagebied een regionaal populatiedoel van 200 exemplaren, maar deze is niet doorvertaald naar een aantal voor het estuarium<sup>13</sup>. De norm die wordt gehanteerd is dat de gemeten populatie in augustus minstens 1% moet bedragen van de populatie in de Nederlandse Waddenzee. Het aantal geboren pups in de Westerschelde is als verklarende parameter aangegeven. Voor een stabiele populatie moet jaarlijks circa 9% van de populatie uit pups bestaan (Barneveld et al. 2018). Sinds 2003 ligt het aandeel pups in de orde van grootte van 10% en de laatste jaren zelfs tussen de 15-20%.

De gewone zeehond laat in de T-rapportages een positieve ontwikkeling zien. De populatie bleef toenemen en de huidige reproductie is hoog genoeg om de populatie in stand te houden. Mogelijk heeft de gewone zeehond geprofiteerd van de toename van bot in de Westerschelde, een belangrijke prooi-soort.

### 10.5 Adviezen

- Het blijft relevant te kijken naar ontwikkelingen van toppredatoren als de gewone zeehond. Hun aan- of afwezigheid is een goeie indicator van het ecologische toestand van een ecosysteem (Heithaus et al. 2008, Sergio et al. 2008, Cossaboon et al. 2019, Hazen et al. 2019).
- Bij de afgelopen evaluaties is er voor gekozen om de grijze zeehond en de bruinvis buiten beschouwing te laten. Of de onderliggende argumentatie daarvoor geldig blijft moet steeds gecheckt worden. Het kan goed zijn dat het in de toekomst inzichten toevoegt aan het functioneren van het estuarium. Blijf deze soorten monitoren.
- De aantallen gewone zeehonden in de Westerschelde komen deels door immigratie van andere populaties, en deels door geboorte van pups in Westerschelde zelf. Het aantal pups wordt nu als verklarende parameter gebruikt. Het geeft echter weinig inzicht in de achterliggende ecologische oorzaak van verandering in aantallen. Een relevante vraag is: "waarom is er verandering in het aantal in de Westerschelde geboren pups? Parameters als habitat- en voedselbeschikbaarheid zijn verklarend voor het antwoord. Dit biedt meer ecologisch inzicht.

---

<sup>13</sup> De 1000 individuen van rond het jaar 1900 zijn geen reële referentie. De wijzigingen in het systeem zijn hiervoor te groot.

## 10.6 Referenties

Barneveld, H. J., R. P. Nicolai, S. van Haaster, B. W. T. J. B. J. W. de Jong, K. van Didden, R. J. W. van de H. P. P. M. Antea, S. Michielsen, I. van de M. C. Velez, en E. de Wilde. 2018. Analyserapport.

Brasseur, S. M. J. M., en P. J. H. Reijnders. 1994. Invloed van diverse verstoringsbronnen op het gedrag en habitatgebruik van gewone zeehonden: consequenties voor de inrichting van het gebied.

Cossaboon, J. M., E. Hoh, S. J. Chivers, D. W. Weller, K. Danil, K. A. Maruya, and N. G. Dodder. 2019. Apex marine predators and ocean health: Proactive screening of halogenated organic contaminants reveals ecosystem indicator species. *Chemosphere* 221:656–664.

Hazen, E. L., B. Abrahms, S. Brodie, G. Carroll, M. G. Jacox, M. S. Savoca, K. L. Scales, W. J. Sydeman, and S. J. Bograd. 2019, December 4. Marine top predators as climate and ecosystem sentinels. Wiley Blackwell.

Heithaus, M. R., A. Frid, A. J. Wirsing, and B. Worm. 2008, April 1. Predicting ecological consequences of marine top predator declines. Elsevier Ltd.

Kastelein, R. A. 1998. Food consumption and growth of harbour seals. Pages 315–328.

Meininger, P. L., R. H. Witte & J. Graveland. 2003. Zeezoogdieren in de Westerschelde.

Miersch, L., W. Hanke, S. Wieskotten, F. D. Hanke, J. Oeffner, A. Leder, M. Brede, M. Witte, and G. Dehnhardt. 2011. Flow sensing by pinniped whiskers. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 366:3077–3084.

Reijnders, P. J. H. 1986. Reproductive failure in common seals feeding on fish from polluted coastal waters. *Nature* 324:456–457.

Sergio, F., T. Caro, D. Brown, B. Clucas, J. Hunter, J. Ketchum, K. McHugh, and F. Hiraldo. 2008. Top Predators as Conservation Tools: Ecological Rationale, Assumptions, and Efficacy. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 39:1–19.

Tollit, D. J., and P. M. Thompson. 1996. Seasonal and between-year variations in the diet of harbour seals in the Moray Firth, Scotland. *Canadian Journal of Zoology* 74:1110–1121.

Witte, R. H. 2001. De functie van de Westerschelde voor zeezoogdieren: kansen en bedreigingen voor met name de gewone zeehond en bruinvis.



# 11 Beoordeling via verhaallijnen

## 11.1 Samenvatting adviezen over evaluatiemethodiek

Op 23 april 2020 zijn de belangrijkste adviezen aangaande de verhaallijnen besproken met onderzoekers en beheerders die samenwerken onder VNSC Onderzoek en Monitoring. Die adviezen zijn al aan de orde geweest in eerdere hoofdstukken van dit rapport, in het bijzonder hoofdstuk 2. Hieronder worden ze herhaald c.q. samengevat.

1. **Maak toestandsevaluaties** voor Flora en Fauna (oordeel over hoe soorten ervoor staan, op basis van aantallen) voor het Schelde-estuarium alleen voor die parameters die **volgens wettelijke kaders** verplicht zijn. Het evaluatierapport van de T-rapportage kan deze toestandsevaluaties 1 op 1 overnemen.

Het **analyserapport presenteert wel alle toestanden en trends** van Flora en Fauna in het Schelde-estuarium<sup>14</sup>. Deze worden gebruikt in de evaluatie via verhaallijnen. Die evaluatie heeft een integraal karakter en betreft het functioneren van het estuarium. De toestanden en trends van soorten worden daarom niet individueel 'rood' of 'groen' beoordeeld. Uitzondering zijn (zie boven) de soorten waarvoor dit wettelijk verplicht is.

2. Het 6-jaarlijkse evaluatierapport geeft invulling aan afspraken uit het verdrag tussen Nederland en Vlaanderen. Die afspraken vragen de **waargenomen veranderingen in het functioneren van het systeem** te duiden. In het bijzonder wordt gevraagd te oordelen over **veranderingen die het gevolg zijn van menselijke ingrepen**. De verhaallijnen vormen een methodiek waarbij een integrale evaluatie van het functioneren mogelijk wordt langs de belangrijkste causale relaties. Relaties worden doorgeredeneerd tot op het niveau waar ingrepen plaatsvinden (waterbeweging, morfologie of lozingen/ waterkwaliteit).<sup>15</sup>
3. Maak in het 6-jaarlijkse evaluatierapport **geen aparte toets op 'diversiteit'** en gebruik de intactness index niet langer als rekenparameter voor soorten. Hanteer de aanname dat in het estuarium diversiteit het gevolg is van de abiotische toestand / trends.  
Het advies is om **per soortgroep de 'behoefte' qua abiotiek te duiden**. Als uit monitoringsgegevens blijkt dat de soortgroepen het estuarium goed kunnen gebruiken, is dat een teken van een veerkrachtig en divers ecosysteem. Er is langs deze weg echter geen ondubbelzinnig oordeel mogelijk op basis van de meetgegevens. Er is immers ook geen eenduidige referentie vast te stellen. Elke 6 jaar zal het nodig zijn om naar alle veranderingen in het gebruik van estuarium te kijken en conclusies te trekken over het functioneren van het estuarium. Er zal eerst per leefgebied of kwaliteitsaspect een oordeel gevormd moeten worden.
4. Een uitzonderlijke situatie ontstaat als exoten die ontwrichtend werken het systeem betreden. De abiotische karakteristieken kunnen goed zijn, passend bij het gebruik van het estuarium in het verleden, maar de exoten kunnen toch een dramatische verschuiving in het voedselweb veroorzaken die veerkracht en functioneren doen afnemen. Hierom worden **exoten apart** bekeken, in het bijzonder om voor beleid en beheer te signaleren wanneer extra maatregelen

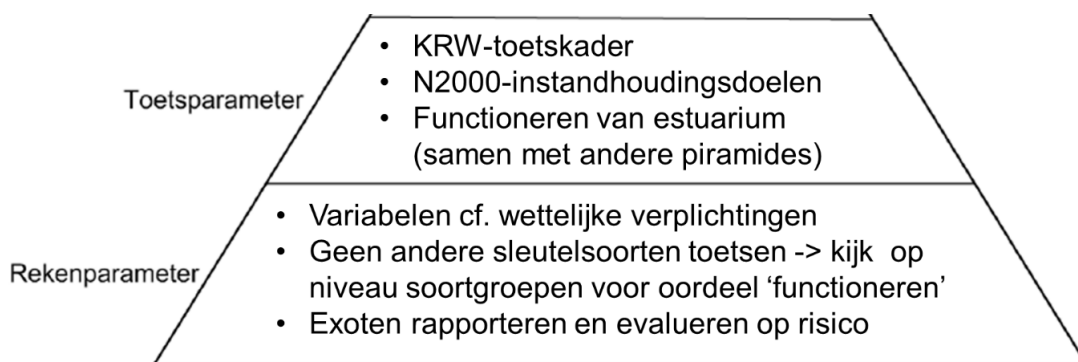
---

<sup>14</sup> Deels zal dit een geautomatiseerde procedure kunnen zijn, gelijk oplopend met de eerstelijnsrapportages

<sup>15</sup> Bij de T2015 (citaat samenvatting) bleek dat *'..als ook de effecten van specifieke ingrepen en maatregelen in beeld gebracht moeten, dat aanvullende analyses vraagt en dat de huidige methodiek daar niet geschikt voor is.'*

nodig zijn om deze ontwrichting te voorkomen of beheersen.

5. Voor de piramide Flora en Fauna leidt dit tot nieuwe 'rekenparameters' (Figuur 11-1). Voor de bestaande (oude) situatie zie Figuur 1-1.



Figuur 11-1. Voorgestelde nieuwe set toets- en rekenparameters

### Synthese

Met de voorstellen uit dit rapport gaat de bestaande methodiek niet overboord maar is er wel een serieuze bijstelling, in het bijzonder door het verlaten van de striktere voorschriften cf. de gedachte 'kookboek'. Dit sluit aan bij hoe men in de T2015 trachtte te werken. De beoordeling gebeurt na een discussie waarin zo breed mogelijk, met diverse experts, naar de uitgevoerde analyses wordt gekeken, op basis van de verhaallijnen (voorbeelduitwerking zie 11.2).

## 11.2 Voorbeeld beoordeling met gebruik van verhaallijnen

Het advies is om de striktere voorschriften van een 'kookboek te verlaten. Het oordeel over het ecologisch functioneren van het Schelde-estuarium gebeurt nadat specialisten gezamenlijk alle uitgevoerde analyses in samenhang hebben besproken, op basis van de structuur en de hypothesen die de verhaallijnen bieden. Dit rapport geeft het kennisoverzicht daarvoor, per ecologische groep (soortgroep).

Hoe dit gesprek tussen specialisten exact plaats zal vinden en hoe er consensus wordt bereikt over de beoordeling (de evaluatie) is via dit rapport nog niet goed aan te geven. Wel biedt het handvaten hiervoor per soortgroep. Elk van de hoofdstukken over de soortgroepen (3 tot en met 10) bespreekt de sturende factoren abiotische en biotische parameters), waarmee veranderingen in beginsel te verklaren zijn (als de oorzaken binnen het estuarium liggen).

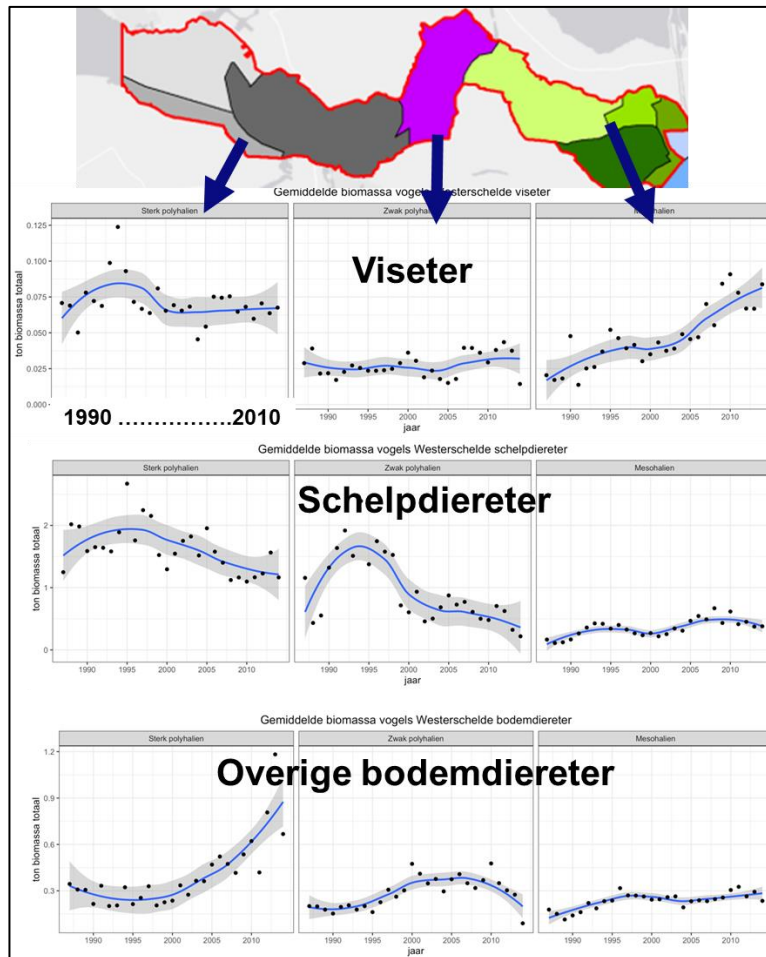
Hieronder volgen twee voorbeelden waar de verklarende parameters gebruikt worden om waarnemingen te verklaren en zo uitspraken te doen over het functioneren van het estuarium vanuit een specifieke soortgroep (11.2.1) of op basis van de eisen die het gebruik door alle soorten stellen aan een leefgebied (11.2.2). Geadviseerd wordt dit breder uit te proberen met de data die voor de T2015 beschikbaar waren. Belangrijkste doel van die 'test' is antwoord krijgen op de volgende vragen:

1. Geeft het werken via de verhaallijnen de mogelijkheid om oorzaak en gevolg in kaart te brengen van trends die zijn waargenomen?
2. Leidt het werken via de verhaallijnen uiteindelijk tot een integrale analyse van het systeem?
3. Is het langs deze weg mogelijk in de evaluatie de invloed van menselijke ingrepen mee te nemen en zodoende maatregelen te definiëren?

4. In gevallen waar data beschikbaarheid limiterend is voor antwoord geven op bovenstaande vragen, is het mogelijk om onderzoeksplannen te definiëren?

### 11.2.1 Voorbeeld 1: gebiedsgerichte analyse van vogels via verhaallijnen.

In Figuur 11-2 zijn data van niet-broedvogels in de Westerschelde van afgelopen twintig jaar geordend naar hun voedselvoorkeur en naar hun voorkomen (gebieden op basis van zoutgehalte: sterk polyhalien, zwak polyhalien en mesohalien). Hieruit kunnen al betekenisvolle trends worden gehaald. Een verklaring ervoor wordt getracht te vinden middels de kennis uit de verhaallijnen.



Figuur 11-2. Voorbeeld analyse vogels, per soortgroep, per deel Westerschelde

De drie bovenste grafieken vertonen trends van de visetende vogels per gebied. De data wijst op een toename in aantallen in het mesohaliene deel van het estuarium. Na expertconsultatie lijkt de meest plausibele verklaring dat deze verandering wordt veroorzaakt door een toename in de voedselsituatie (i.e. er zijn meer vissen). De verbetering van de visstand in de meer stroomopwaartse delen van het estuarium wordt op basis van andere data en rapportages (niet in dit rapport opgenomen) verklaard door verbetering van de waterkwaliteit. In de andere delen van het estuarium (sterk en zwak polyhalien) zijn afgelopen jaren geen verandering in trends van visetende vogels. Dit komt overeen met achterliggende data dat er geen verandering in visstand heeft plaatsgevonden in deze delen van het estuarium. Bovenstaande kan verder getoetst worden door de visdata en de data van andere limiterende zaken (zoals broedgebieden voor in het estuarium broedende vogels) nader te bekijken.

De middelste grafieken vertonen gegevens van de schelpdiereters. De monitoringsgegevens tonen een afname in aantallen dan wel blijvend lage aantallen (in het mesohaliene deel). Een afname in aantallen kan diverse redenen hebben: verandering in foerageermogelijkheden, een verandering in voedselaanbod (bv de in T2015 beschreven achteruitgang van kokkels) en/of een verandering in recreatiedruk op hoogwatervluchtplaatsen. Dit laatste kan getoetst worden via de recent opgeleverde verstoringsatlas (Walles en Ysebaert, 2019).

De onderste grafieken tonen de 'overige bodemdiereters'. Opvallend is dat deze juist terrein winnen in het sterk polyhalien, terwijl dat in het zwak polyhalien en mesohalien niet zichtbaar is. Voor de verklaring kan gekeken worden naar een eventuele toename van laagdynamisch areaal dat is gekoloniseerd door wormachtigen. Het kan ook zijn dat het om een toename van een specifieke soort gaat.

### 11.2.2 Voorbeeld 2: Relatie tussen parameter plaatareaal met diverse soortgroepen

In de vorige paragraaf is de ontwikkeling van laagdynamisch intergetijde-areaal naar voren gekomen als mogelijke verklaring van observaties in de vogelstand. Het oordeel of een plaatgebied voldoende veerkrachtig is vraagt echter te kijken naar alle soortgroepen die van het areaal gebruik maken, evenals kennis van de morfologische ontwikkeling en waardoor deze wordt veroorzaakt.

In dit voorbeeld worden relaties van allerlei soortgroepen met het plaatareaal nagelopen. Dit geeft een beeld van het historische, potentiële en huidige gebruik van het areaal.

- **Vegetatie**  
Geen relatie tussen diversiteit en plaatkarakteristieken bekend. Waarschijnlijk speelt verjonging een belangrijke rol. Nader in te vullen na aanvullend onderzoek naar de evaluatiemethodiek voor macrofyten (zie opmerkingen in hoofdstuk 3).
- **Bodemalgen**  
De ervaring leert dat, wanneer er laagdynamisch gebied is, dit redelijk snel wordt gekoloniseerd door bodemalgen. De vereisten zijn daarmee te vangen in areaal in een bepaalde zoutrange.
- **Fytoplankton:**  
Voor netto groei van fytoplankton is een lage mengdiepte gunstig. In ondiep water, bijvoorbeeld nabij of boven intergetijdengebieden, kan meer netto groei plaatsvinden dan in diep water. Een plaat die steiler wordt heeft dus een negatieve invloed op de primaire productie in de waterkolom.
- **Wormachtigen:**  
De ervaring leert dat na de bodemalgen een laagdynamisch gebied ook redelijk snel wordt gekoloniseerd door bodemdieren. De snelste kolonisatie gebeurt veelal door wormachtigen.
- **Schelpdieren:**  
De schelpdieren die zich voornamelijk voeden door het water te filteren (suspensie-eters) zijn afhankelijk van voldoende voedsel (algen) in het water. De primaire productie is in het algemeen een belangrijkere verklaring voor de ontwikkeling dan de beschikbaarheid van laagdynamisch intergetijdenareaal.  
Schelpdieren die zich (ook) voeden met materiaal op de plaat (depositie-eters) volgen de ontwikkeling van de bodemalgen en de vereisten aan het areaal.
- **Schelpdieretende vogels**  
Afhankelijk van aanwezigheid voedsel en voldoende foerageertijd. Voor vogels die specifiek van schelpdieren afhankelijk zijn moet gekeken naar de vereisten voor dit benthos. Daarvoor moet het hoofdstuk over bodemdieren worden geraadpleegd. Het kan bovendien zijn dat een vogelsoort een zeer specifiek dieet volgt. Als dat bijvoorbeeld kokkels zijn, dan ligt de verklaring allereerst in de specifieke negatieve

ontwikkeling in de kokkelstand. Die wordt wellicht niet veroorzaakt door een verandering in leefgebied.

- Overige bodemdier-etende vogels:  
Wanneer er laagdynamisch areaal is zal er waarschijnlijk voor vogels die wormachtigen eten voedsel aanwezig zijn. Het totale aanbod en in het bijzonder het aantal uren dat per getij gefoerageerd kan worden, eventueel in combinatie met andere nabijgelegen gebieden, bepalen echter het voorkomen van de vogels. Dit betekent dat er vereisten zijn aan de lokale morfologie, zoals bijvoorbeeld een zekere bandbreedte in de droogvalduur.
- Broedvogels:  
De vogels die gebruik maken van platen in de Westerschelde als broedgebied stellen heel andere eisen aan het areaal. Hoewel geschikt broedgebied uitstekend kan voorkomen naast geschikt foerageergebied is het geen vanzelfsprekendheid dat dit beiden langdurig voorkomt in de morfologische ontwikkeling van een plaatgebied.
- Zeehonden:  
Voor de zeehonden zijn de intergetijdengebieden in het bijzonder van belang als rustgebied. Dit zijn juist zandige (en dus niet-laagdynamische) delen.
- Overige soortgroepen (denk aan hyperbenthos, zoöplankton, vissen):  
Hiervoor zijn momenteel geen hypothesen beschikbaar die de ontwikkeling direct koppelen aan de fysische kenmerken van de platen.

### Hoe nu te komen tot een integraal oordeel?

Het lijkt duidelijk dat voor een integraal oordeel over de toestand van het leefgebied (in dit voorbeeld 'platen in de Westerschelde') een goed beeld nodig is van de ontwikkeling van de toestand (geanalyseerde data van bodemligging, waterbeweging en begroeiing). Een dergelijk overzicht ligt dichtbij hetgeen de ecotopenkaarten nu al geven.

Het oordeel zal ook gebaseerd zijn op wat het daadwerkelijke gebruik nu is. Is de toestand van het leefgebied sturend (lees 'limiterend', nu of in de toekomst) voor de ontwikkeling van soortgroepen die het areaal gebruiken? Worden voor dat gebruik wellicht zelfs 'knikpunten' (ondergrenzen van een abiotische variabele) bereikt<sup>16</sup>?

Dit vraagt een beoordeling door experts van verschillende disciplines gezamenlijk (zowel van fysische als ecologische zijde). Het is goed te beseffen dat voor die beoordeling, die een afweging bevat, zowel tussen soorten als tussen heden en potenties voor de toekomst, er geen integrale referentie kan bestaan. Hier staat tegenover dat het wel mogelijk lijkt voor de meeste abiotische variabelen van de plaatgebieden aan te geven 'welke ontwikkelingsrichting positiever is dan de omgekeerde'.

Dit voorbeeld maakt duidelijk dat een leefgebied invloed kan hebben op diverse soortgroepen, maar dat daarvoor meerdere verklarende parameters nodig kunnen zijn. De analyse en evaluatie kan duidelijk maken in welke mate dit leefgebied bijdraagt aan het estuarium. Dit een duidelijke overzicht aan 'welke knop gedraaid kan worden' om het grootste effect te hebben.

### Vervolg

Zoals in begin van dit hoofdstuk aangegeven is het nu belangrijk deze voorbeelden verder te brengen door te oefenen met beschikbare data en de aanpak via de verhaallijnen nog te stroomlijnen voordat aan de T2021 wordt begonnen. Van deze en

---

<sup>16</sup> Waar op basis van data en hypothesen de conclusie is dat de omvang of kwaliteit van het areaal limiteert, betekent dit nog geen knikpunt. Een knikpunt is een veel hardere grens en ontstaat wanneer het gebruik helemaal niet meer mogelijk is (bijvoorbeeld een te klein broedgebied voor een kolonie, te weinig voedsel om in dit gebied te overleven etc).

andere aanbevelingen (zoals die aangaande de exoten en intactness indices) is bij het schrijven van dit rapport al bekend dat ze in 2020 nog worden opgepakt

De insteek zal zijn dat alles zoveel mogelijk wordt meegenomen in de T2021. Uiteraard zal dit altijd mogelijk zijn, bijvoorbeeld omdat meetreeksen nog moeten worden opgestart of er onderzoek moet worden uitgevoerd op relaties tussen soortgroepen en sturende factoren of soortgroepen onderling. Afhankelijk van de prioriteit en specificiteit voor het Schelde-estuarium zullen onderzoeken onder VNSC Onderzoek en Monitoring, luik natuurlijkheid, worden opgestart. Voor een deel van de kennisleemten (in het bijzonder die niet specifiek Schelde-estuarium zijn) is het eerder logisch dat het binnen andere kaders (zoals binnen universiteiten) wordt opgepakt.

### 11.3 Referenties

Brenda Walles en Tom Ysebaert, 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.

## Bijlage 1 vogels: Overzicht dieet en gewicht

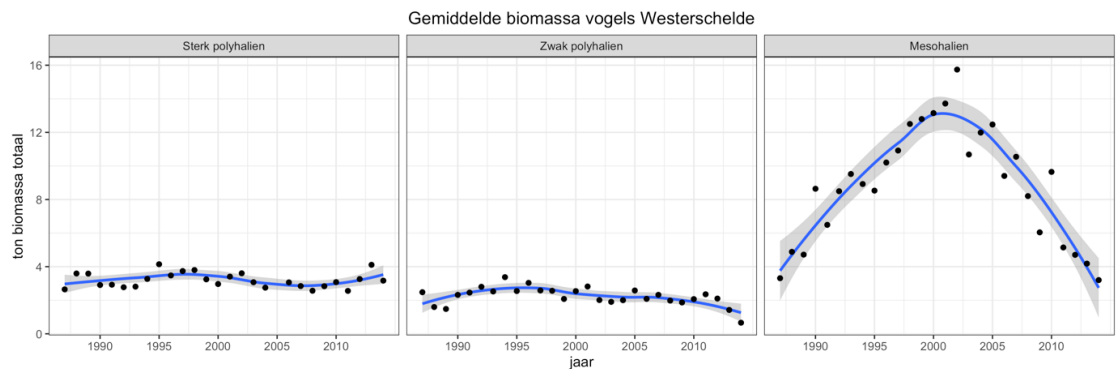
De indeling in soorten die karakteristiek worden geacht voor de Westerschelde is gemaakt door een viertal gebiedskenners (Peter Meininger, Dick de Jong, Floor Arts en Theo Boudewijn). Het gemiddelde gewicht is ontleend aan diverse bronnen (Prater *et al.* 1977; Baker 1993; Demongin 2016) en het dieet is gebaseerd op Hornman *et al.* (2019), aangevuld met kennis van de gebiedskenners.

Tabel B1.1 Het dieet van de verschillende watervogels in het Schelde estuarium, en hun gemiddelde gewicht.

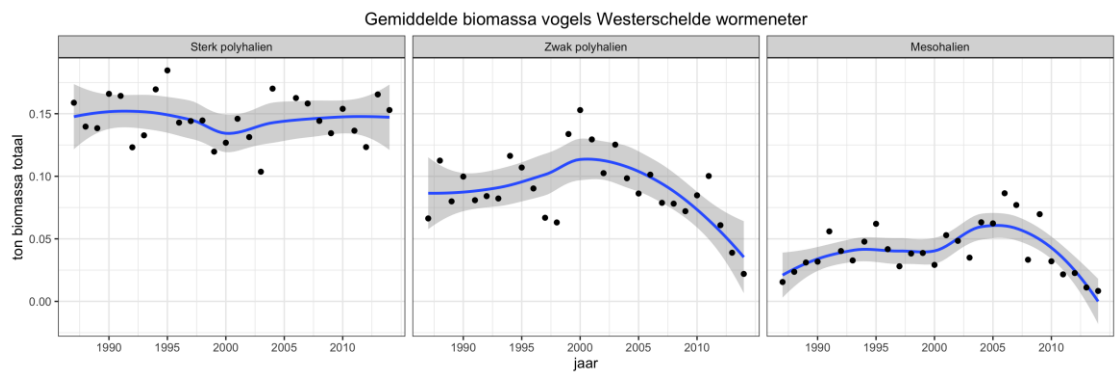
Soort	dieet	gewicht (g)	Soort	dieet	gewicht (g)
Slobeend	omnivoor	630	Scholekster	schelpdiereter	540
Bergeend	omnivoor	1.110	Kanoetstrandloper	schelpdiereter	140
Strandplevier	omnivoor	48	Zilvermeeuw	schelpdiereter	985
Wulp	omnivoor	885			
Zwarte ruiter	omnivoor	170	Aalscholster	viseter	2.300
Tureluur	omnivoor	110	Middelste zaagbek	viseter	1.100
Krombekstrandloper	omnivoor	58	Grote mantelmeeuw	viseter	1.670
Groenpootruiter	omnivoor	200	Fuut	viseter	730
Steenloper	omnivoor	120	Blauwe reiger	viseter	1.550
Oeverloper	omnivoor	50	Kleine zilverreiger	viseter	450
Regenwulp	omnivoor	425	Lepelaar	viseter	1.900
Stormmeeuw	omnivoor	395	Kleine mantelmeeuw	viseter	825
Paarse strandloper	omnivoor	65			
Grutto	omnivoor	310	Slechtvalk	vleeseter	850
Kokmeeuw	omnivoor	290	Bruine kiekendief	vleeseter	700
			Blauwe kiekendief	vleeseter	350
Krakeend	herbivoor	760			
Wintertaling	herbivoor	320	Kluut	wormeneter	275
Pijlstaart	herbivoor	800	Rosse grutto	wormeneter	335
Rotgans	herbivoor	1.450	Zilverplevier	wormeneter	240
Kolgans	herbivoor	2.500	Bontbekplevier	wormeneter	64
Grauwe gans	herbivoor	3.300	Drieteenstrandloper	wormeneter	59
Wilde eend	herbivoor	1.160	Bonte strandloper	wormeneter	48
Smient	herbivoor	1.100			

## Bijlage 2 vogels: Gemiddelde seizoenale biomassa per zone en voedselgroep

Over het algemeen lijkt de huidige totale biomassa vogels nagenoeg stabiel te zijn gebleven in het Sterk en Zwak polyhalien in de periode 1987-2014 (figuur B2.1). Alleen in het Mesohalieu werd een duidelijke piek in biomassa waargenomen, die met name werd veroorzaakt door de grauwe gans. Wanneer we vogels samenvoegen op basis van dieet, bijvoorbeeld de wormeneters (figuur 2.2), dan zien we een ecologische voedselgroep die in de Westerschelde in het Zwak polyhalien en het Mesohalieu deel aan het afnemen is. Dit wordt echter niet teruggezien in de landelijke trend zoals in de Nederlandse Waddenzee (van Roomen *et al.* 2005; Ens *et al.* 2009). Dit geeft aan dat de ontwikkelingen in het Schelde-systeem voor wormeneters of anders zijn dan daarbuiten of dat het zwaartepunt van het verblijf binnen Nederland verschoven is. De ontwikkelingen van de verschillende groepen staan weergegeven voor de Westerschelde in de figuren B2.2-B2.7. De grootste afname is te zien bij de schelpdiereters, die voornamelijk wordt gestuurd door de afname van de scholekster in het Sterke en Zwakke polyhalien deel (figuur B2.3). Dit gaat samen met de achteruitgang van de kokkel in deze delen van de Westerschelde, maar ook landelijk gaat het in Nederland slecht met de scholekster (Ens *et al.* 2011).

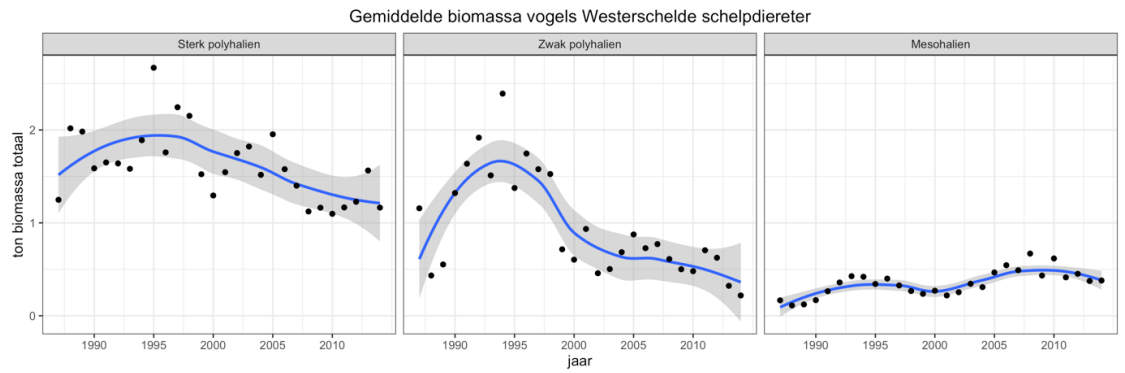


Figuur B2.1 De gemiddelde biomassa (in tonnen) per jaar van vogels in de Westerschelde verdeeld per zone van 1987 – 2015.

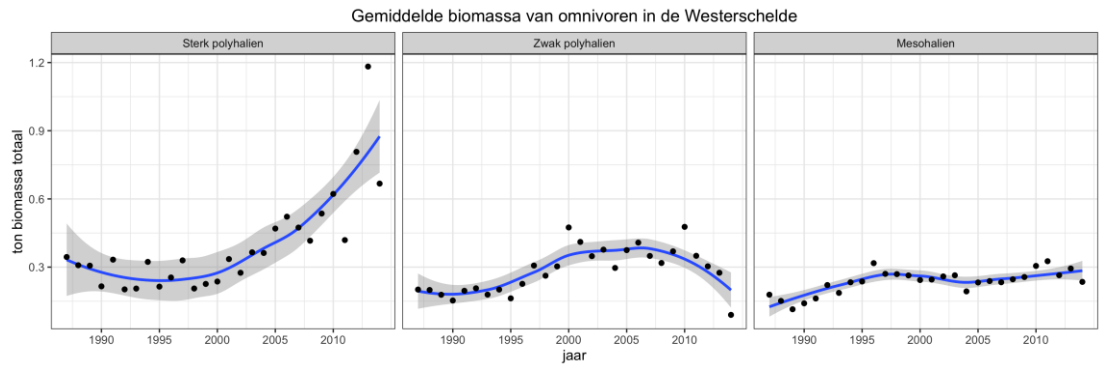


Figuur B2.2 De gemiddelde biomassa (in tonnen) per jaar van wormeneters in de Westerschelde verdeeld per zone.

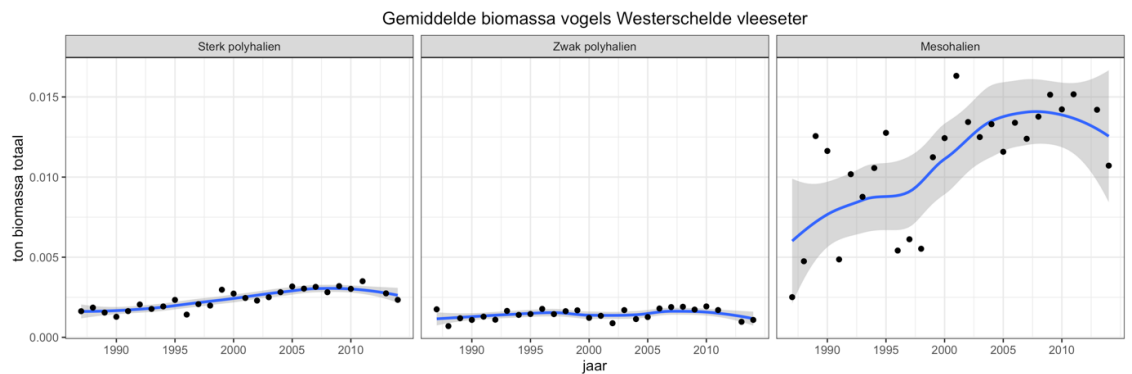




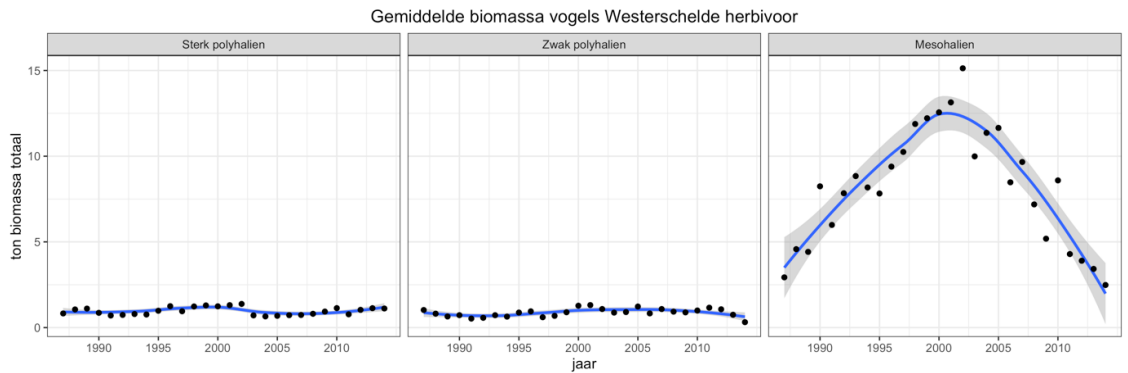
**Figuur B2.3** De gemiddelde biomassa (in tonnen) per jaar van schelpdiereters in de Westerschelde verdeeld per zone.



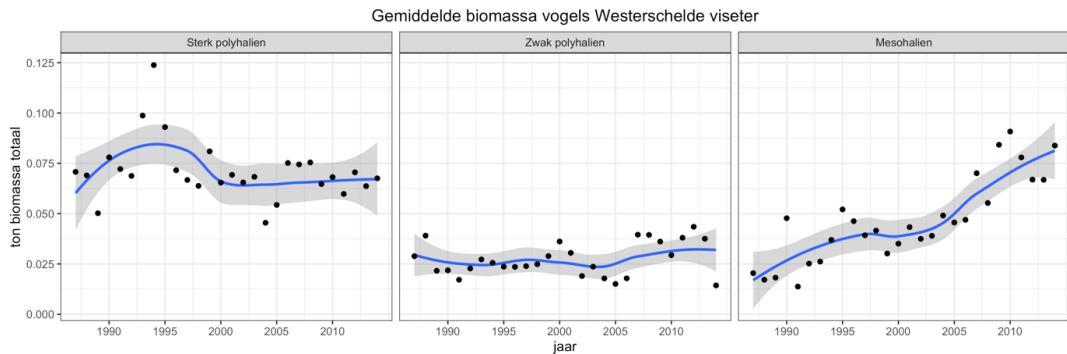
**Figuur B2.4** De gemiddelde biomassa (in tonnen) per jaar van omnivoren in de Westerschelde verdeeld per zone.



**Figuur B2.5** De gemiddelde biomassa (in tonnen) per jaar van vleeseters in de Westerschelde verdeeld per zone.



Figuur B2.6 De gemiddelde biomassa (in tonnen) per jaar van herbivoren in de Westerschelde verdeeld per zone.



Figuur B2.7 De gemiddelde biomassa (in tonnen) per jaar van viseters in de Westerschelde verdeeld per zone.

De voedselgroepen verschillen per zone in de Westerschelde in hun ontwikkeling. Dit biedt de mogelijkheid om gericht op zoek te gaan naar factoren die verantwoordelijk zijn voor deze ontwikkeling. In eerste instantie kan hierbij gedacht worden aan de voedselbron, maar wanneer hierin geen verandering is opgetreden kan een andere factor verantwoordelijk zijn. Is er wel een verandering in de voedselbron opgetreden in een zone, dan kan nader gekeken worden welke factor hiervoor verantwoordelijk is; bijvoorbeeld een afname van de oppervlakte laagdynamisch gebied of door een toename van de verstoring.

Uit de T2015 kwam naar voren dat in de Westerschelde de verhouding wormen/schelpdieren is afgenomen. Dit werd echter niet veroorzaakt door een afname van de wormenbiomassa, die zelfs toenam, maar vooral door een sterkere toename van schelpdiersoorten als nonnetje en slijkgaper (zie Driessen *et al.* 2020). Voor inzicht in de ontwikkeling van wormenetende vogels dient de ontwikkeling van wormen in de Westerschelde goed gevolgd te worden, en is een maat als de verhouding wormen/schelpdieren dus geen goede indicatie.

Voor de evaluatie van het ecologisch functioneren van de vogels is het belangrijk om aan te geven waar een eventuele beperking zit: foerageerhabitat, voedselbeschikbaarheid of verstoring. Op basis van de huidige analyses kan niet geconcludeerd worden waar deze beperking zit. In de Westerschelde worden drie zones onderscheiden (i.e., Sterk polyhalien, Zwak polyhalien en Mesohalien). Het onderscheid in de nieuwe voorgestelde ecologische voedselgroepen en zones geeft een ander beeld van de staat van de niet-broedvogels van de Westerschelde, dan wanneer dit onderscheid niet gemaakt wordt (figuur B2.1). De belangrijkste conclusies uit de figuren B2.2 – B2.7 zijn:

- In de polyhaliene zones treedt een geleidelijke afname van de schelpdiereters op;
- In de Sterk polyhaliene zone zien we een sterke toename in de omnivoren, terwijl de aangrenzende zone (Zwak polyhalien) een afname laten zien. Dit kan duiden

op lokale verschuivingen, of veranderingen in voedsel of een toename van lokale verstoring;

- De wormeneters blijven stabiel in het Sterk polyhalieen deel, maar nemen de laatste jaren zowel in het Zwak polyhalieen (vanaf 2000) als het Mesohalieen deel (na 2005) af;
- Na een sterke toename van 1987 tot rond 2000 in het Mesohalieen, zijn de herbivore vogels vervolgens weer sterk afgenomen, waardoor ze nu weer op het niveau van de eerste jaren zijn;
- Visetende vogels zijn redelijk stabiel in de polyhalieen delen, maar nemen toe in het Mesohalieen deel.

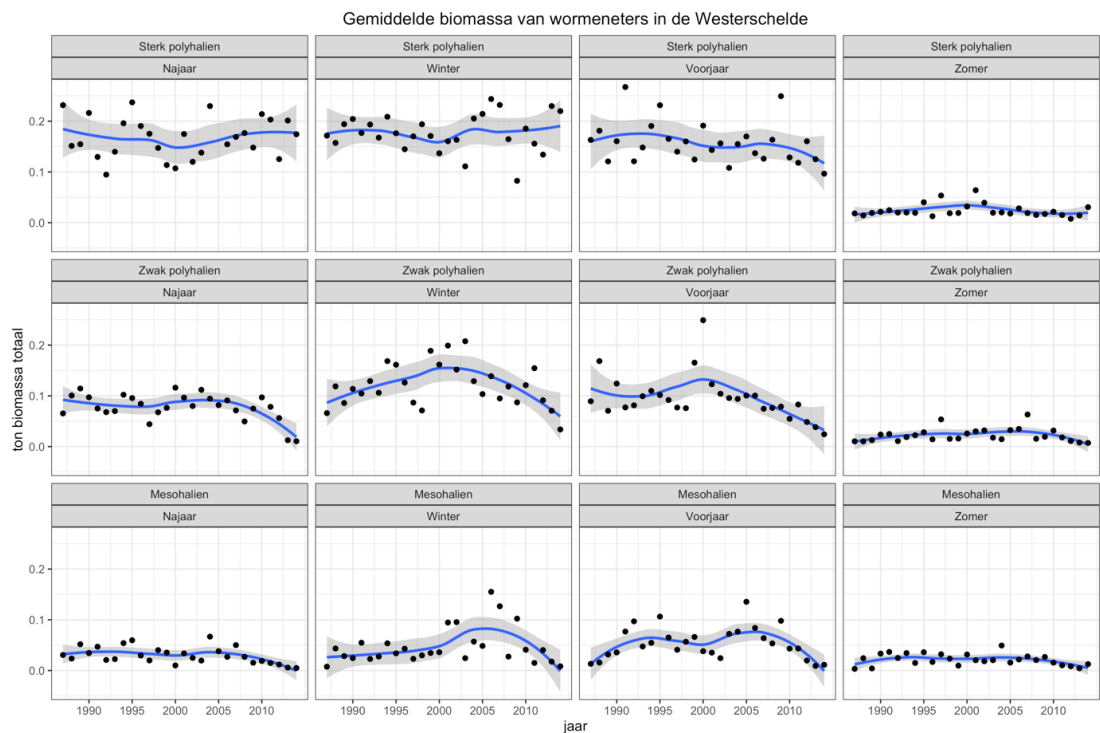
De niet-broedvogels staan in het Schelde-estuarium bovenaan de voedselketen en benutten een breed scala aan voedselbronnen. De aantalsontwikkeling per voedselgroep dient daarom altijd overeenkomstig de voedselbron geanalyseerd te worden. Deze voedselbronnen zijn op hun beurt onderhevig aan schommelingen door verschil in saliniteit, temperatuur (strengere winters, veel sterfte), verandering van droogvalduur (versteiling van de geulranden en lengte vloedlijn), en door menselijke verstoring. Samenvattend volgt een opsomming van de belangrijkste conclusies en aanbevelingen:

- Door de nieuwe telmethodiek die vanaf 2013 in de Westerschelde is ingegaan, worden niet meer in alle gebieden maandelijks systematisch vogels geteld. Hierdoor is het niet mogelijk de ontwikkeling van de verschillende voedselgroepen eenduidig in beeld te brengen. Geadviseerd wordt om de vogels weer jaarrond te monitoren. Dit heeft als bijkomend voordeel dat seizoenspatronen beter geduid kunnen worden;
- De gebiedsindeling (i.e., zones), dient voor de Westerschelde nader bekeken te worden. Er is namelijk sprake van een discrepantie van gebiedsindeling in zones t.a.v. van de benthos bemonstering en de vogelgebieden (Bijlage 4);
- Er is veel onbekend over het dieet van de vogelsoorten in het Schelde-estuarium, waardoor effecten via de voedselketen niet altijd goed te duiden zijn. De kennis zou op basis van directe observaties, feces-analyse of e-DNA onderzoek verbeterd kunnen worden;
- De positieve ontwikkeling van de viseters wordt vooral gestuurd door de aalscholver, die vermoedelijk vooral op pelagische vis foerageert, maar het exacte dieet is onbekend (zie ook het punt hierboven). Er mist dus nog een koppeling tussen de visetende (water)vogels en de pelagische vis. Deze kennisleemte zou relatief eenvoudig aangevuld kunnen worden door middel van braakbalonderzoek en de ontwikkeling in pelagische vissoorten in de Westerschelde en Zeeschelde (o.a. spiering en haring) dient dan ook gevolgd te worden;
- Over het aandeel van hyperbenthos in het dieet van de verschillende vogelsoorten is nog veel onbekend. Daarnaast mist een goede bemonsteringsmethode voor hyperbenthos, wat een eventuele koppeling bemoeilijkt;
- Er zijn aanwijzingen dat verstoring tot effecten kan leiden (mijden van gebieden, verplaatsing, en vermindering voedselopname). Gebiedsdeskundigen sluiten niet uit dat dit met name voor het Zwak polyhalieen een rol kan spelen. Voor de interpretaties van de vogelaantallen is het gewenst om hier meer inzicht in te hebben;
- De achteruitgang van herbivoren (voornamelijk grauwe gans en smient in het Mesohalieen), lijkt voor de grauwe gans een relatie te hebben met de achteruitgang van de zeebies. Dit lijkt enerzijds door begrazing te komen maar anderzijds door sedimentatie ter plaatse, die de zeespiegelrijzing overtreft, waardoor er vegetatiesuccessie optreedt. Deze ontwikkeling dient gevolgd te worden;

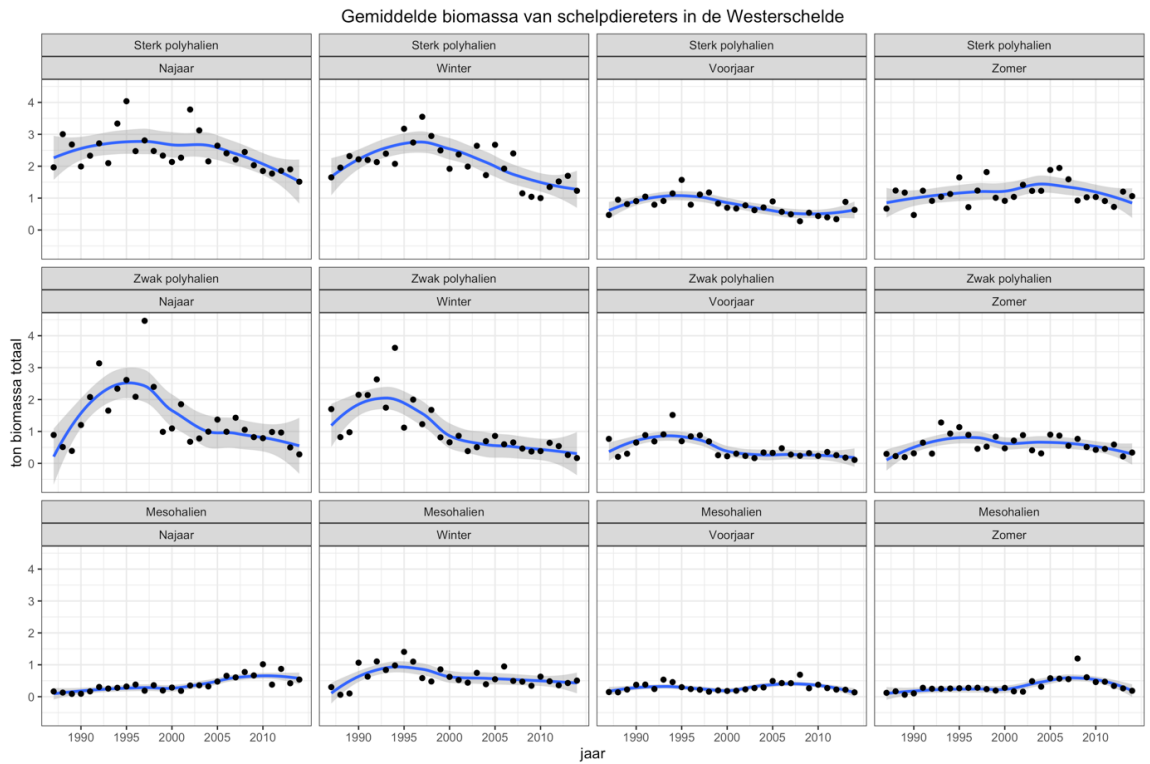
- De begrenzing in binnendijkse en buitendijkse gebieden kan niet strak gehanteerd worden. Doordat de binnendijkse gebieden nu belangrijke broed-, foerageer- en hoogwatervluchtplaatsen zijn en daardoor een relatie hebben met buitendijkse gebieden, dient hier bij de evaluatie rekening mee te worden gehouden. Voor de kustbroedvogels van de Westerschelde moet geen onderscheid gemaakt worden tussen binnendijks en buitendijks broeden. De ontwikkelingen in de Sigmagebieden kunnen niet los gezien worden van de ontwikkelingen in de Zeeschelde. Voor de broedvogels wordt voorgesteld om voor een zestal broedvogelsoorten, die met name buiten de directe Zeeschelde voorkomen, toch de trend van de aantalsontwikkeling te toetsen aan de instandhoudingsdoelen voor deze soorten.
- De aantallen van niet-broedvogels op hoogwatervluchtplaatsen buiten de Westerschelde worden bij de Westerschelde gerekend: dit zijn vooral getij-afhankelijke soorten. Voor de Zeeschelde geldt dat in de sigmagebieden nieuwe rust- en foerageergebieden voor watervogels zijn ontstaan. Een deel van de duikeenden kan mogelijk 's nachts in de Zeeschelde foerageren. Aanbevolen wordt om de ontwikkelingen van deze soortgroepen naast elkaar, dus zowel voor de Zeeschelde als voor de sigmagebieden, te presenteren.
- Aangrenzende zones vertonen soms contrasterende patronen, zoals bijvoorbeeld voor de omnivoren. Dit kan duiden op lokale verschuiving in het gebiedsgebruik door vogels, maar dit is niet bekend. Moderne technieken, waarbij vogels uitgerust worden met zenders, zouden inzicht kunnen verschaffen in verplaatsingen in tijd en ruimte;
- Er worden, bij de reguliere hoogwatertellingen, geen actuele gegevens verzameld over het optreden van verstoringen. Het is raadzaam om deze verstoringen wel te monitoren, aangezien deze behoorlijke lokale effecten kunnen hebben (Catry *et al.* 2011). Bij het vastleggen van de laagwaterverspreiding van watervogels in de Westerschelde worden verstoringbronnen wel genoteerd.

## Bijlage 3 vogels: Gemiddelde seizoenale biomassa per zone en voedselgroep

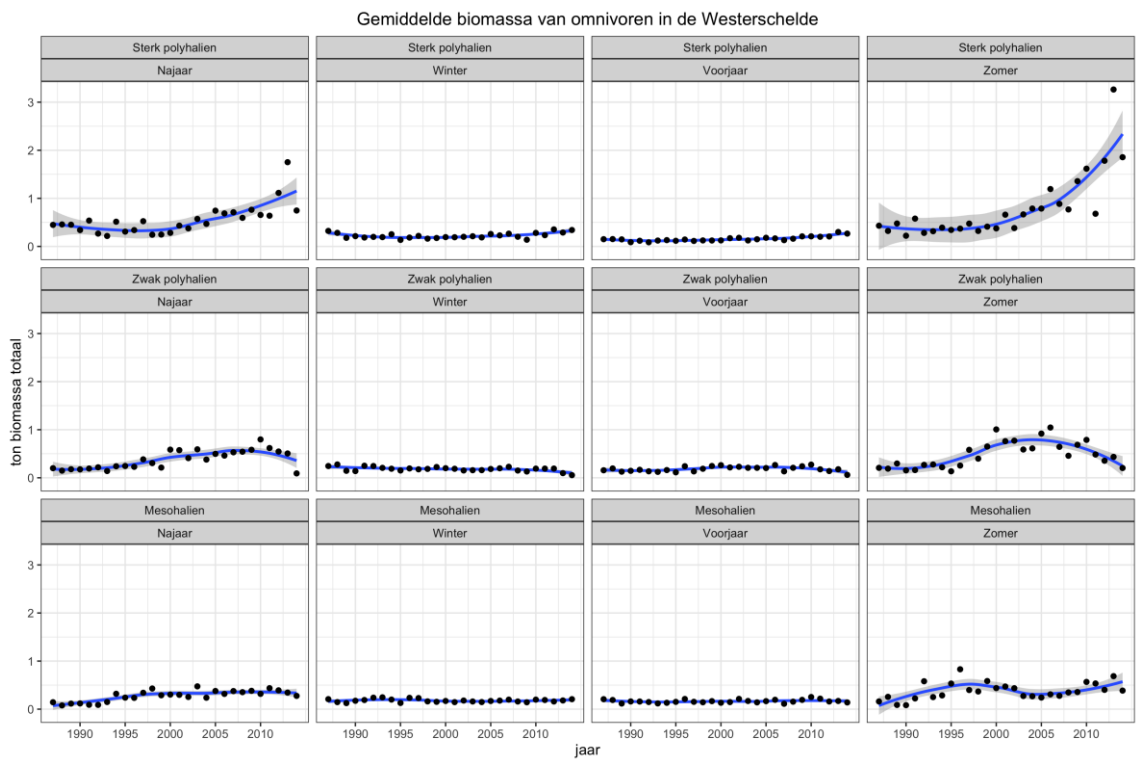
De voedselgroep ontwikkeling in biomassa kan per jaargetijde worden geschetst, waarbij gebruik gemaakt wordt van de indeling najaar (aug – okt), winter (nov – feb), voorjaar (maa – mei) en zomer (jun-jul), waarbij bijvoorbeeld de groep omnivoren in de zomer en het najaar duidelijk verschillende patronen zien (een toename) t.o.v. het voorjaar en de winter (stabiel). In dit voorbeeld worden de patronen voornamelijk gestuurd door de bergeend, die niet het hele jaar in dezelfde aantallen in het Schelde-estuarium verblijft. Dit geldt eveneens voor de herbivoren, die in lage aantallen voorkomen in het voorjaar en zomer, maar qua biomassa een belangrijke ecologische voedselgroep zijn in de winter en het najaar (Bijlage 2). Dit komt voornamelijk doordat deze voedselgroep voornamelijk uit migranten bestaat en vooral in de winter het Schelde-estuarium bezoeken.



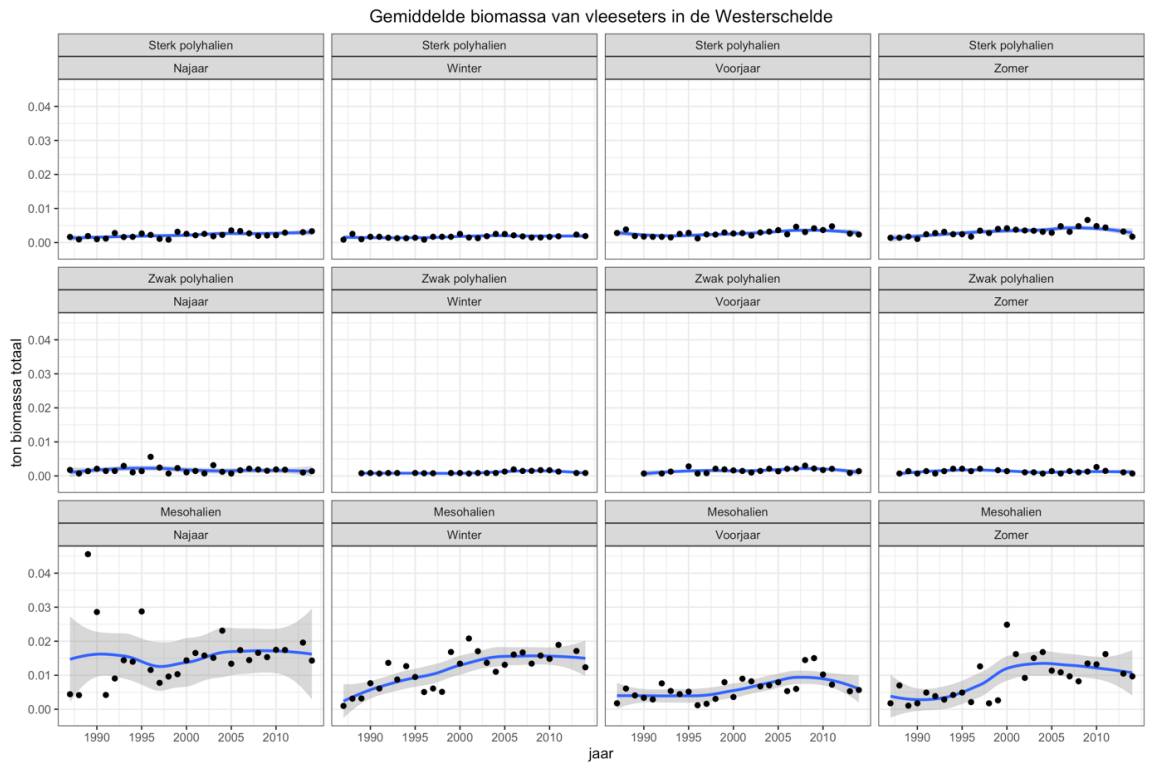
*Figuur B3.1 De gemiddelde seizoenale biomassa (in tonnen) van wormeneters in de Westerschelde verdeeld per seizoen en zone.*



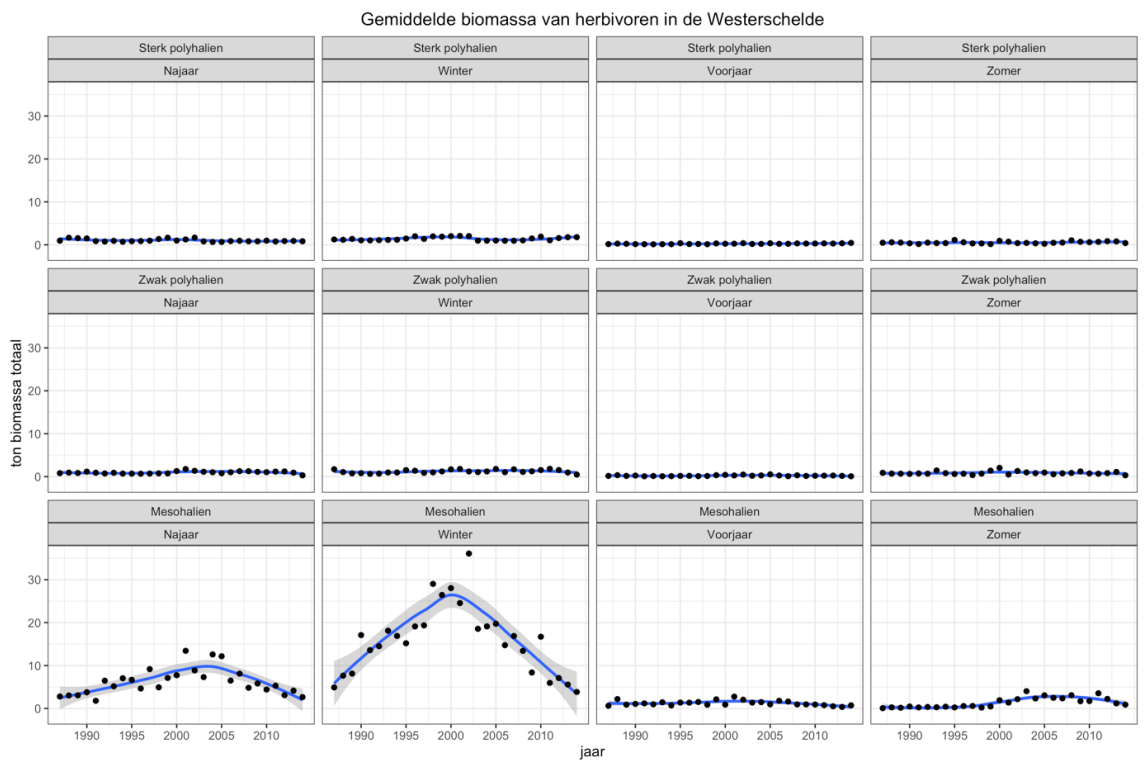
Figuur B3.2 De gemiddelde seizoenale biomassa (in tonnen) van schelpdiereters in de Westerschelde verdeeld per seizoen en zone.



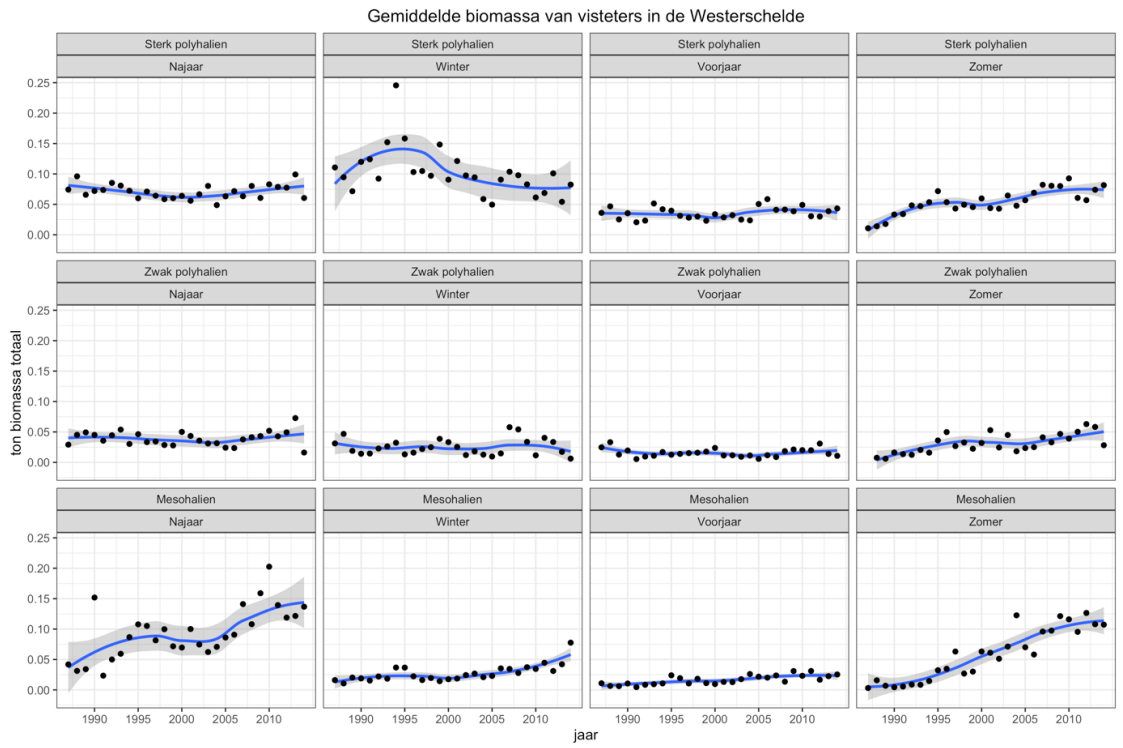
Figuur B3.3 De gemiddelde seizoenale biomassa (in tonnen) van omnivoren in de Westerschelde verdeeld per seizoen en zone.



Figuur B3.4 De gemiddelde seizoenale biomassa (in tonnen) van vleeseters in de Westerschelde verdeeld per seizoen en zone.



Figuur B3.5 De gemiddelde seizoenale biomassa (in tonnen) van herbivoren in de Westerschelde verdeeld per seizoen en zone.



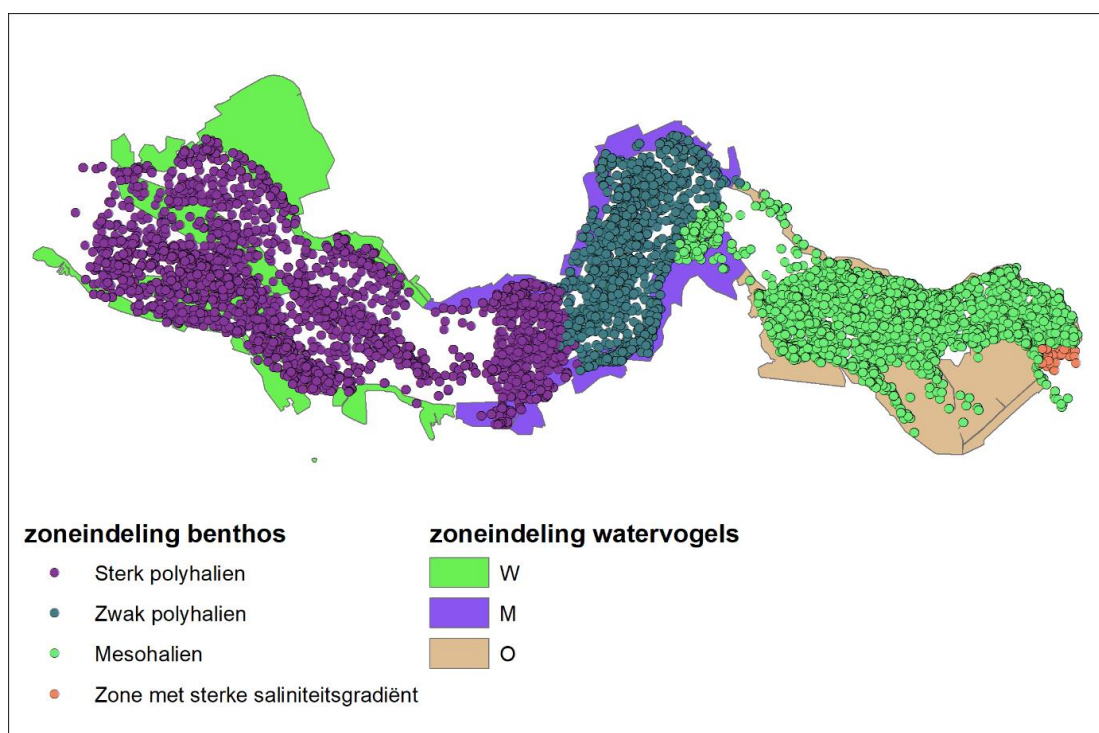
Figuur B3.6 De gemiddelde seizoenale biomassa (in tonnen) van visteters in de Westerschelde verdeeld per seizoen en zone.



## Bijlage 4 vogels: Discrepantie van gebiedsindeling in zones t.a.v. van de benthos bemonstering en de vogeltelgebieden

Figuur geeft een overzicht van de indeling van de Westerschelde zoals die bij de vogeltellingen wordt gehanteerd (vlakken) en de indeling bij de benthosbemonsteringen (stippen). Problemen in de gebiedsindeling zijn aanwezig in het westelijke deel van het Mesohalien (Plaat van Ossenissee) en bij het westelijke deel van het Zwak polyhalien. Een deel van de vogels, die de Plaat van Ossenissee gebruiken om te overtijen, foerageert op de Rug van Baarland. Vogels van de Plaat van Baarland foerageren ook deels op de Rug van Baarland. Vogels die op de Middelplaat foerageren zijn deels afkomstig van de Slikken van Hulst zuidkant), het Zuidgors (noordkant) en vermoedelijk ook uit de omgeving van Terneuzen.

Advies is om bij de laagwatertellingen in de Westerschelde extra aandacht aan de uitwisseling van vogels tussen deze gebieden te schenken om vervolgens een onderbouwd voorstel voor de gebiedsindeling te kunnen maken.



Figuur B4.1 De zone indeling van de Westerschelde van de benthos bemonstering en de gebiedsindeling ten aanzien van de vogels.