



Onderwaternatuur Rijn-Maas-Scheldemonding

Literatuurstudie ter onderbouwing van het PAGW streefbeeld voor een veerkrachtige en robuuste Rijn-Maas-Scheldemonding

Auteur(s): Estefania Velilla, Alicia Hamer, Jeroen Wijsman

Wageningen Marine Research
Rapport: C024/25

Onderwaternatuur Rijn-Maas-Scheldemonding

Literatuurstudie ter onderbouwing van het PAGW streefbeeld voor een veerkrachtige en robuuste Rijn-Maas-Scheldemonding

Auteur(s): Estefania Velilla, Alicia Hamer, Jeroen Wijsman

Dit onderzoek is uitgevoerd door Wageningen Marine Research in opdracht van de Programmatische aanpak grote wateren (PAGW) en gefinancierd door Rijkswaterstaat WVL en mede gesubsidieerd door het Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur, in het kader van het Beleidsondersteunend onderzoeksproject Streefbeelden 2050 grote wateren (projectnummer BO-43-222-006)

Wageningen Marine Research
Yerseke, april 2025

Wageningen Marine Research rapport C024/25

Estefania Velilla, Alicia Hamer, Jeroen Wijsman, 2025. Onderwaternatuur Rijn-Maas-Scheldemonding; Literatuurstudie ter onderbouwing van het PAGW streefbeeld voor een veerkrachtige en robuuste Rijn-Maas-Scheldemonding. Wageningen, Wageningen Marine Research, Wageningen Marine Research rapport C024/25.

Keywords: Onderwaternatuur, Zuidwestelijke Delta, Rijn-Maasmonding, ecotopen, ecosysteem

Opdrachtgever Programmatische aanpak grote wateren via, Rijkswaterstaat, Water, Verkeer & Leefomgeving
(WVL) T.a.v.: Anna de Kluijver (RVO) en Marieke de Lange (RWS-WVL)
 Griffioenlaan 2
 3500 GE Utrecht

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/691799>
Wageningen Marine Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

Wageningen Marine Research is ISO 9001:2015 gecertificeerd.

© Wageningen Marine Research

Wageningen Marine Research, instituut binnen de
rechtspersoon Stichting Wageningen Research,
hierbij vertegenwoordigd door
Drs.ir. M.T. van Manen, directeur bedrijfsvoering

KvK nr. 09098104,
WMR BTW nr. NL 8113.83.696.B16.
Code BIC/SWIFT address: RABONL2U
IBAN code: NL 73 RABO 0373599285

Wageningen Marine Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor
gevolgschade, noch voor schade welke voortvloeit uit toepassingen van de
resultaten van werkzaamheden of andere gegevens verkregen van Wageningen
Marine Research. Opdrachtgever vrijwaart Wageningen Marine Research van
aanspraken van derden in verband met deze toepassing.
Alle rechten voorbehouden. Niets uit deze uitgave mag weergegeven en/of
gepubliceerd worden, gefotokopieerd of op enige andere manier gebruikt
worden zonder schriftelijke toestemming van de uitgever of auteur.

Inhoud

Samenvatting	5
1 Inleiding	6
1.1 Achtergrond	6
1.2 Kennisvraag	6
1.3 Aanpak	7
1.4 Leeswijzer	7
2 Rijn- Maas- Scheldemonding	9
2.1 Estuaria	9
2.2 Huidige situatie onderzoeksgebied	10
2.3 Westerschelde	11
2.4 Oosterschelde	12
2.5 Veerse Meer	13
2.6 Grevelingenmeer	14
2.7 Haringvliet	16
2.8 Volkerak-Zoommeer	17
2.9 Voordelta	17
2.10 Noordelijk gebied	17
3 Veerkracht en Robuustheid	18
3.1 Veerkracht	18
3.1.1 Biodiversiteit en veerkrachtdynamiek	18
3.1.2 Veerkracht van een estuarium	18
3.1.3 Adaptieve cyclus	19
3.1.4 Veerkracht Rijn-Maas-Scheldemonding	21
3.2 Robuustheid	21
3.3 Operationaliseren concepten veerkracht en robuustheid	21
4 Soorten en soortgroepen	23
4.1 Primaire producenten	24
4.2 Consumenten	31
4.2.1 Macrobenthos	31
4.2.2 Historische en huidige situatie van sleutelsoorten	34
4.2.3 Vissen	38
4.2.4 Zeezoogdieren	42
4.3 Zeegras en andere vaatplanten	45
5 Ecotopen, abiotisch en biotische omgevingscondities	48
5.1 Introductie	48
5.2 Zoute wateren ecotopen stelsel (ZES.1)	48

5.2.1	Zoutgehalte	49
5.2.2	Substraat 1 (hard/zacht)	49
5.2.3	Diepte 1 (sublitoraal, litoraal en supra-litoraal)	50
5.2.4	Hydrodynamiek	50
5.2.5	Diepte 2 (diepte, overspoeling)	50
5.2.6	Substraat 2 (sedimentsamenstelling)	50
5.3	Karakterisering habitattypen in RMS-monding	50
5.3.1	Habitats van getijdesystemen	51
5.3.2	Habitats van stagnante systemen	53
5.4	Habitatkaart Rijn-Maas-Scheldemonding	56
6	Ruimtelijke kenmerken	59
6.1	Introductie	59
6.2	Connectiviteit en leefgebieden voor vis in de Rijn-Maas Scheldemonding	59
7	Synopsis	63
8	Dankwoord	65
9	Kwaliteitsborging	66
	Literatuur	67
	Verantwoording	75
Bijlage 1	Abiotische kenmerken en kenmerkende soorten habitats	76

Samenvatting

Binnen de Programmatische Aanpak Grote Wateren (PAGW) werkt het Rijk aan haar ambitie voor 'toekomstbestendige grote wateren waar hoogwaardige natuur goed samengaat met een krachtige economie'. De onderwaternatuur is een onmiskenbaar onderdeel van het streefbeeld, maar is tot op heden onderbelicht. Dit rapport is het resultaat van een literatuurstudie en richt zich op de onderwaternatuur van de Rijn-Maas-Scheldemonding (RMS-monding). Het document beschrijft hoe een gezond, veerkrachtig en robuust onderwaterecosysteem in de RMS-monding eruit zou moeten zien, met aandacht voor ecologisch functioneren, biodiversiteit, verbindingen tussen ecosystemen en de invloed van menselijke ingrepen.

Veerkracht is het vermogen van het ecosysteem om verstoringen op te vangen en zichzelf te herstellen, zonder de essentiële functies en biodiversiteit te verliezen. Robuustheid is de mate waarin het systeem stabiel blijft ondanks fluctuaties in externe omstandigheden. De veerkracht en robuustheid van de onderwaternatuur van de RMS-monding zijn sterk afhankelijk van natuurlijke dynamiek en de mate waarin het ecosysteem in staat is om zich aan te passen aan veranderende omstandigheden. Het verlies aan connectiviteit en dynamiek in de RMS-monding heeft geleid tot een systeem dat kwetsbaarder is voor verstoringen, met een verminderde capaciteit om zich aan te passen en te herstellen. Het herstellen van estuariene processen zoals zoet-zoutgradiënten, getijdewerking en sedimenttransport is dus cruciaal om de RMS-monding veerkrachtiger en robuuster te maken.

Naast abiotische factoren speelt biodiversiteit een belangrijke rol in de gezondheid, veerkracht en robuustheid van de RMS-monding. Meer specifiek zorgt functionele groepsdiversiteit ervoor dat meerdere soorten eenzelfde functie kunnen uitvoeren. Dit is vooral relevant wanneer één van de soorten sterk afneemt of volledig uit het systeem verdwijnt. Ook belangrijk voor de veerkracht van de RMS-monding is responsdiversiteit. Dit type diversiteit zorgt ervoor dat er niet alleen meerdere soorten zijn die dezelfde rol kunnen vervullen, maar ook dat hun respons varieert naargelang de omgevingsomstandigheden, bv. soorten die gedijen in verschillende omgevingsomstandigheden (hoge temperatuur vs. lage temperatuur of hoge zuurstofniveaus vs. lage zuurstofniveaus).

In het algemeen is er een afname te zien in biomassa en diversiteit in de RMS-monding sinds de aanleg van Deltawerken, met name als gevolg van verlies aan estuariene dynamiek en connectiviteit (Nolte et al., 2024). Bijvoorbeeld, van de 182 macrobenthos soorten in het Grevelingenmeer, zijn 36 soorten (20%) significant in aantallen veranderd (Schaub et al., 2002). Verder, heeft de aanleg van de Deltawerken grote gevolgen gehad voor migratieroutes van vis en andere fauna. Sommige bekkens zijn geheel of gedeeltelijk afgesloten geraakt, waardoor belangrijke paai- en opgroeigebieden verloren gingen. In de Westerschelde is er een toenemende trend van benthische fauna te zien. Deze trend is gedreven door bivalven (nonnetje, platte slijkgaper en kokkels), die een belangrijke rol spelen als voedselbron voor vogels, vissen en andere ongewervelde soorten. Hoewel de biomassa van het macrobenthos de afgelopen 25 jaren hoger is geweest in de Oosterschelde dan in de Westerschelde, door een dalende trend in de Oosterschelde, is de biomassa sinds 2014 ongeveer gelijk in beide wateren (Duijts et al., 2018).

Biobouwers zoals zeegras en oesters zijn kenmerkend voor een hoge biodiversiteit. Zeegrasvelden zijn voor een groot deel verdwenen uit de RMS-monding. Hoewel er al jaren zeegras herstel-projecten uitgevoerd worden, is het areaal zeegras ver van wat er was in de jaren 80 (Oosterschelde 1984 1.037 ha vs. 190 ha in 2019). Verder is de biomassa van Japanse oester, die in 1964 in de Oosterschelde geïntroduceerd werd voor kweekdoeleinden, toegenomen (Kerckhof et al., 2011). In 2023 was het areaal aan oesterbanken rond 750 ha, wat rond 500 ha hoger is dan in de jaren 80 (Troost et al., 2024).

De RMS-monding is een complex, gefragmenteerd systeem, waar de verschillende bekkens beperkte connectiviteit en interactie met elkaar hebben. Deze beperking is de bron van veel van de problemen waar het systeem mee te maken heeft, van morfologische veranderingen en vermindering van de waterkwaliteit tot verlies aan biodiversiteit. Een meer verbonden en dynamische RMS-monding kan leiden tot een gezonder, veerkrachtiger en robuuster systeem.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

Middels de Programmatische Aanpak Grote Wateren (PAGW) werkt het Rijk aan haar ambitie voor 'toekomstbestendige grote wateren waar hoogwaardige natuur goed samengaat met een krachtige economie'. Door het verbeteren van de omstandigheden voor planten en dieren in de grote wateren wil men komen tot een gezonder en veerkrachtiger ecosysteem. Dat is goed voor de leefbaarheid en vergroot bovendien de economische waarde. Ook ontstaan er kansen om de gevolgen van klimaatveranderingen beter op te vangen. De PAGW heeft een landelijk streefbeeld en een streefbeeld per groot water (Waddenzee, IJsselmeergebied, Rivierengebied en Rijn-Maas-Scheldemonding) . De streefbeelden geven een optimaal toekomstbeeld voor de ecologische waarden van de grote wateren, binnen de randvoorwaarden van waterveiligheid, zoetwatervoorziening en bereikbaarheid. Door deze streefbeelden naast toekomstbeelden voor andere functies te zetten is integrale politiek-bestuurlijke besluitvorming mogelijk. De ecologische streefbeelden voor 2050 zijn daarmee een van de bouwstenen voor toekomstbestendige grote wateren.

In het streefbeeld voor de Rijn-Maas-Scheldemonding (RMS-monding) is er meer ruimte voor geleidelijke land-waterovergangen langs de oevers en voor verbindingen tussen de grote wateren en kleinere wateren. In de Westerschelde, Nieuwe Waterweg en het Haringvliet liggen grote zoet-zoutovergangen. Kleinere zoet-zoutovergangen zijn er tussen het Volkerak-Zoommeer en Oosterschelde en Westerschelde. In de monding van het Haringvliet en de Grevelingen is meer ruimte voor getij. Dat geeft een grote variatie aan natuurlijke leefgebieden. Door goede verbindingen - tussen de deltawateren, met de Noordzee en met kleinere wateren - bewegen vissen en andere dieren zich vrij in het hele gebied en kunnen voedingsstoffen en sediment zich verspreiden. De drie pijlers van het streefbeeld: (1) Landschapsvormende processen, (2) Leefgebieden met gradiënten en (3) Verbindingen vormen de basis van het streefbeeld. Deze pijlers zijn kenmerkend voor riviermondingen en waren ook een belangrijke factor voor de huidige natuurwaarden van het gebied vanwege en zijn van belang om te komen tot een gezond en veerkrachtig ecosysteem waarbij de karakteristieke ecosysteemfuncties en bijbehorende populaties duurzaam kunnen blijven voortbestaan

De onderwaternatuur is een onmiskenbaar onderdeel van het streefbeeld, maar is tot op heden onderbelicht, mede doordat concrete doelen voor onderwaternatuur ontbreken en de kennis over gezonde onderwaternatuur onvoldoende aanwezig is (of onvoldoende benut wordt). Dit bemoeilijkt het definiëren van een ecologische systeemopgave en systeemmaatregelen t.b.v. robuuste en veerkrachtige onderwaternatuur. Onderwaternatuur is hierbij afgebakend als natuur die permanent onderwater staat (al het sublitoraal) of grotendeels onderwater staat (zoals kreken, prielen en geulen in het intergetijdengebied).

1.2 Kennisvraag

Voor het streefbeeld van de Rijn-Maas-Scheldemonding (opgesteld door RWS, RVO, SBB) is er behoefte aan een nadere beschrijving van de relatief onbekende onderwaternatuur van de Rijn-Maas-Scheldemonding. Meer specifiek wordt gevraagd om zo goed mogelijk te beschrijven hoe een veerkrachtige en robuuste Rijn-Maas-Scheldemonding eruit zou kunnen zien wat betreft ecologisch functioneren, processen, tijdschalen, soortgroepen en verbindingen, in zowel kwalitatieve als kwantitatieve zin. De vragen spelen niet op het niveau van afzonderlijke bekkens, maar op het niveau van de gehele Rijn-Maas-Scheldemonding. Daarnaast zijn gebieden buiten de Rijn-Maas-Scheldemonding die in bepaalde fasen van de levenscyclus of migratie van soorten gebruikt worden, ook belangrijk, zoals de Flyway (Boere en Stroud, 2006) en Swimway (Worthington et al., 2022).

1.3 Aanpak

In dit document wordt een nadere beschrijving gegeven van de onderwaternatuur van de Rijn-Maas-Scheldemonding ter onderbouwing van het PAGW streefbeeld om te komen tot een robuuste en veerkrachtige Rijn-Maas-Scheldemonding in 2050. Deze studie draagt bij aan het beantwoorden van deze vraag door informatie te verzamelen over de huidige en historische staat van het gebied. Hiervoor is een literatuuronderzoek uitgevoerd gericht op wetenschappelijke (peer-reviewed artikelen) en grijze (rapporten en beleidsdocumenten) literatuur. Door Tamis en Baptist (2024) is recentelijk een dergelijke literatuurstudie uitgevoerd voor de onderwaternatuur in de Waddenzee (Tamis en Baptist, 2025)

De beschrijving is uitgewerkt aan de hand van drie bouwstenen:

1. Soorten en soortgroepen
2. Ecotopen, abiotische en biotische omgevingscondities
3. Ruimtelijke kenmerken

Aanvankelijk was er een onderscheid gemaakt tussen de bouwsteen ecotopen en de bouwsteen biotische en abiotische omgevingscondities. Echter, de ecotopen / habitats die representatief zijn voor een robuust en veerkrachtig systeem worden bepaald door de biotische en abiotische omgevingscondities. Daarom is besloten om deze twee bouwstenen te combineren en de biotische en abiotische omstandigheden per ecotoop te specificeren.

Deze literatuurstudie is gebaseerd op wetenschappelijke literatuur, zowel peer-reviewed en academische tekstboeken, als grijze literatuur. Er is gebruikgemaakt van zoekdatabases zoals Scopus en Google Scholar. Bij dit onderzoek is de snow-ball methode toegepast, waarbij bekende bronnen zijn doorzocht, die leidden naar andere literatuur met betrekking tot de oorspronkelijke zoekopdracht. Alle bronnen worden in dit rapport naar behoren geciteerd en van verwijzingen voorzien. Verder is er een feedbackenquête gestuurd naar experts in relevante gebieden (schelp- en schaaldierecologie, voedselweb-ecologie, delta ecologie) en is hun feedback verwerkt in deze studie. De feedback omvatte suggesties voor aanvullende literatuurbronnen en een discussie over hoe de concepten veerkracht en robuustheid eruit zouden zien voor de Rijn-Maas-Scheldemonding. Tot slot is een expertsessie georganiseerd waarin is gediscussieerd over een streefbeeld voor de Waddenzee en de Rijn-Maas-Scheldemonding, en de verschillende parameters die kunnen worden gebruikt om de gezondheid, veerkracht en robuustheid van een systeem te karakteriseren en te kwantificeren.

De informatie die in dit rapport is verzameld zal gekoppeld worden aan de Programmatische Aanpak Grote Wateren (PAGW). De PAGW is een programma van de ministeries van Infrastructuur en Waterstaat (IenW) en Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur (LVVN) en is opgezet om de ecosystemen in de grote wateren te versterken door omstandigheden te creëren waardoor de ecologische waterkwaliteit verbetert en de natuur robuuster wordt.

Gezien de brede vraagstelling van dit onderzoek en de grote hoeveelheid beschikbare literatuur is het niet realistisch om de beschikbare literatuur volledig te integreren. Dit is ook niet noodzakelijk om aan het doel van deze studie (zo goed mogelijk beschrijven hoe een veerkrachtige en robuuste Rijn-Maas-Scheldemonding eruit zou kunnen zien) te kunnen voldoen.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 geeft een overzicht van het onderzoeksgebied, de Rijn-Maas-Scheldemonding (RMS-monding). De algemene kenmerken van de afzonderlijke bekkens binnen de RMS-monding worden beschreven en een overzicht wordt gegeven van de morfologische en ecologische veranderingen die de bekkens de afgelopen ~70 jaar na de Deltawerken hebben ondergaan.

In hoofdstuk 3 worden de termen veerkracht en robuustheid in de context van een estuarium besproken. Hierin worden ook de relaties tussen biotische en abiotische factoren en veerkracht van een estuarien

ecosysteem besproken. Verder wordt in dit hoofdstuk de theorie van de adaptieve cyclus besproken die de verschillende fasen beschrijft die een dynamisch ecosysteem zoals een estuarium kan doorlopen. Ten slotte wordt in dit hoofdstuk de veerkracht van de RMS-monding besproken, waarbij de grootste handicap, het verlies aan connectiviteit en dynamiek na de Deltawerken, wordt benadrukt.

In de hoofdstukken 4, 5 en 6 worden van de belangrijkste bouwstenen van het streefbeeld beschreven: soorten en soortgroepen (hoofdstuk 4), ecotopen, abiotische en biotische omstandigheden (hoofdstuk 5), en ruimtelijke kenmerken (hoofdstuk 6). In hoofdstuk 4 wordt een algemene beschrijving gegeven van estuariene ecosystemen, inclusief een overzicht van hun kenmerken, de diversiteit aan leefgebieden die ze bieden, de rol die ze spelen voor de verschillende soorten en de diversiteit aan soorten die ze herbergen. Een algemeen estuarien voedselweb wordt beschreven, gevolgd door de beschrijving van RMS-specifieke voedselwebgegevens voor de meeste bekkens van de RMS-monding: Westerschelde, Oosterschelde, Grevelingenmeer en Veerse Meer. Historische en (meest) actuele gegevens van soortgroepen worden gepresenteerd, waarbij wordt gewezen op trends door de jaren heen voor de hele RMS monding. De algemene groepen die in dit hoofdstuk worden gepresenteerd zijn zeezoogdieren, vissen, macrobenthische soorten, en zeegras.

In hoofdstuk 5 worden de ecotopen beschreven die gevonden kunnen worden in de RMS-monding, waarbij de abiotische en biotische omstandigheden die deze ecotopen karakteriseren worden besproken. Het uitgangspunt is daarbij het *Zoute wateren ecotopen stelsel (ZES)*, dat de ecosystemen classificeert op basis van zes kenmerken met betrekking tot zoutgehalte, substraattypen en -samenstelling, diepte en hydrodynamiek. In dit hoofdstuk worden historische en actuele oppervlakten gepresenteerd van diverse ecotopen.

Hoofdstuk 6 richt zich op connectiviteit en het verlies daarvan, wat vooral betrekking heeft op vissen. In het hoofdstuk worden de verschillende manieren besproken waarvoor de RMS-monding door vissen kan worden gebruikt als habitat.

In de synopsis ten slotte worden de verschillende bouwstenen aan de concepten veerkracht en robuustheid gekoppeld, waarbij er wordt besproken in hoeverre de huidige RMS-monding representatief is voor een veerkrachtig en robuust estuarien systeem.

2 Rijn- Maas- Scheldemonding

Het onderzoeksgebied is het mondingsgebied van de rivieren Rijn, Maas en Schelde (**Figuur 1**). Het omvat voormalige estuaria, die door menselijke ingrepen over de jaren heen zijn gecompartmenteerd. In dit hoofdstuk beschrijven wij de algemene kenmerken van estuaria, gevolgd door een gedetailleerd beschrijving van de huidige onderzoeksgebied.

2.1 Estuaria

Estuaria zijn complexe ecologische systemen die de overgang markeren tussen zoet water en de open kust (Thrush et al., 2013), en kunnen worden gedefinieerd als half-ingesloten kustwaterbekkens die worden gevoed door rivieren en hun zijrivieren, en die een open verbinding hebben met de zee (Pritchard, 1967). Estuaria zijn doorgaans zeer dynamische systemen door de constante interactie tussen getijden, golven, rivierafoer, beschikbaarheid en transport van sediment en voedingsstoffen, en het mengen van zoet en zout (Schaminée et al., 2019), en worden beïnvloed door getijdenwerking (Pritchard, 1967).

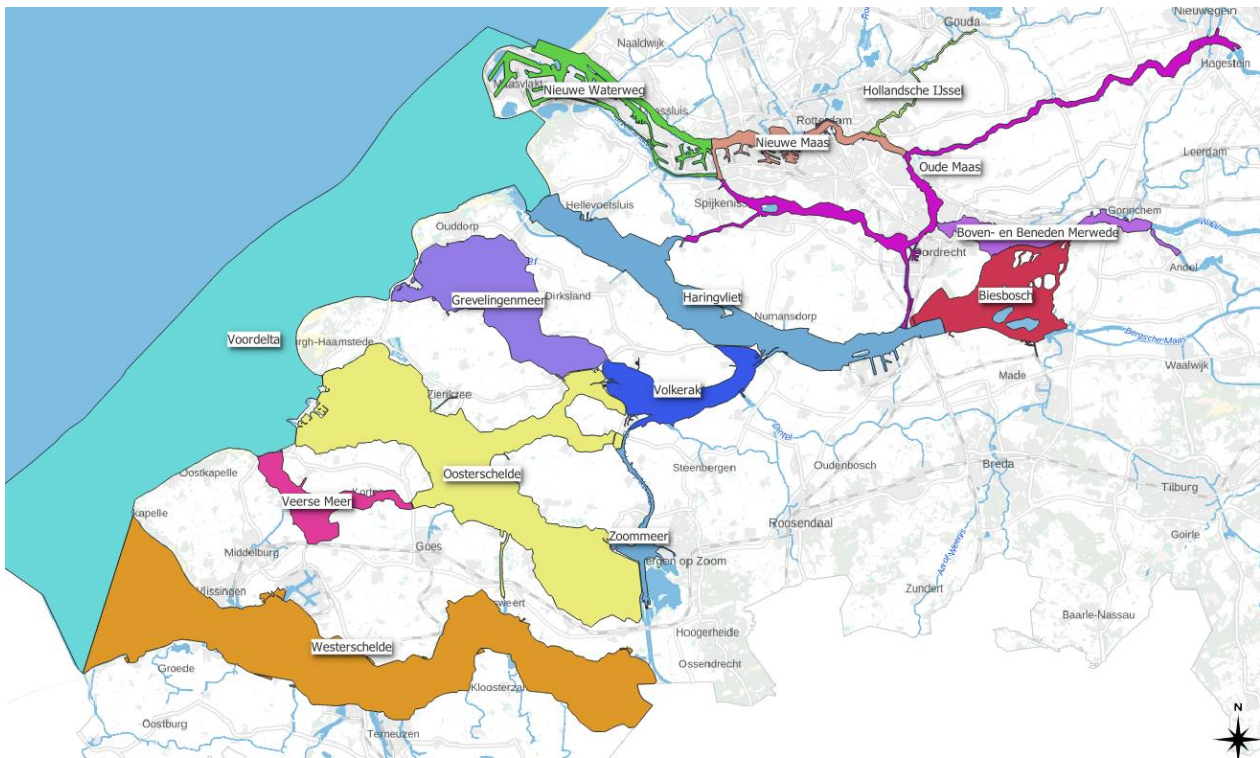
Estuaria fungeren als kraamkamers voor een groot deel van het leven in de wereldzeeën en spelen een vitale rol in het leven van watervogelpopulaties (Smits et al., 2006). Omdat het open systemen zijn, vormen estuaria bovendien een belangrijke verbinding tussen rivieren en de zee voor veel anadrome (oceanobewonende maar paaiende soorten in estuaria en rivieren) en katadrome (zoetwaterbewonende maar paaiende soorten in zeewater) soorten (Meire et al., 2005, Smits et al., 2006, Thrush et al., 2013). Estuaria en mariene kustecosystemen behoren tot de meest productieve biotopen ter wereld en dienen als belangrijke levensondersteunende systemen, ook voor de mens (Costanza et al., 1993, Day, 2013). De collectieve activiteiten van estuariene organismen hebben een significante invloed op de aard en snelheid van biogeochemische processen die de biosfeer in stand houden. Van de ondiepe, relatief warme, zonovergoten, goed gemengde wateren en uitgebreide habitats van zachte sedimenten van estuaria wordt vaak aangenomen dat ze een belangrijke rol spelen bij het verwerken van verontreinigende stoffen van het land en het aanwakkeren van de productiviteit aan de aangrenzende kust (Thrush et al., 2013).

Hoge soortendiversiteit en een hoge functionele diversiteit kunnen een ecosysteem robuust en veerkrachtig maken (Worm et al., 2006). Dit is aangetoond voor koraalriffen in Jamaica (Jackson et al., 2001, 1997), en voor de rotskusten van Panama (Menge et al., 1986), waar het verwijderen van enkele soorten of enkele functionele groepen (bijv. plantenetende vissen) weinig waarneembare gevolgen had, omdat andere soorten of functionele groepen (bijv. andere planteneters zoals krabben, schaalhorens, keverslakken of zee-egels) de functie die voorheen door de verwijderde soort werd vervuld, konden compenseren (Worm et al., 2006). In het algemeen verhoogt verlies aan biodiversiteit echter de gevoeligheid van een ecosysteem voor abrupte veranderingen, wat waarschijnlijk resulteert in verlies van ecosystemendiensten (Worm et al., 2006).

De complexiteit en dynamiek van estuaria resulteren in een mix van veel verschillende habitattypes. Deze habitats staan niet op zichzelf, maar zijn onderling fysisch, chemisch en biologisch verbonden (Meire et al., 2005). Ondanks de vele verschillende habitattypes hebben relatief grote en onvoorspelbare variaties in zoutgehalte (fysiologische stress) en waterbeweging of troebelheid (fysieke stress) de neiging om het aantal dier- en plantensoorten dat zich aan deze strenge omstandigheden kan aanpassen, te beperken (Day, 2013; McLusky, 1993; Meire et al., 2005). Als gevolg hiervan herbergt een estuarium over het algemeen minder soorten dan de zoetwaterrivier boven de getijdengrens of de echte mariene habitat buiten het estuarium (Meire et al., 2005). Hoewel de brakwaterzone van een estuarium over het algemeen relatief weinig soorten bevat, is de abundantie en biomassa van organismen meestal erg hoog (Meire et al., 2005; Whitfield et al., 2012).

2.2 Huidige situatie onderzoeksgebied

In de huidige situatie omvat het de volgende wateren: Voordelta (ca. 100 000 ha), Westerschelde (ca. 44 000 ha), Oosterschelde (ca. 36 000 ha), Veerse Meer (ca. 4 000 ha), Grevelingenmeer (ca. 14 000 ha), Volkerakmeer (ca. 6 000 ha), Zoommeer (ca. 2 000 ha), Haringvliet (ca. 16 000 ha), Biesbosch (ca. 9 000 ha), Boven en Beneden Merwerde (ca. 4 000 ha), Oude Maas (ca. 7 000 ha), Nieuwe Maas (ca. 3 000 ha), Nieuwe Waterweg (ca. 5 000 ha) en de Hollandse IJssel (ca. 500 ha). Het is een dynamisch gebied dat al eeuwenlang wordt gekenmerkt door grote veranderingen. De afgelopen honderd jaar vormen daarop geen uitzondering (Schaminée et al., 2019), echter de deltawerken die zijn uitgevoerd na de watersnoodramp in 1953 hebben het systeem aanzienlijk veranderd.



Figuur 1. Onderzoeksgebied Rijn-Maas-Scheldemonding omvat het mondingsgebied van de rivieren Rijn, Maas en Schelde. Aangegeven zijn de grenzen van de KRW (Oosterschelde, Veerse Meer, Grevelingenmeer, Volkerakmeer, Zoommeer, Haringvliet, Biesbosch, Boven en Beneden Merwerde, Oude Maas, Nieuwe Maas, Nieuwe Waterweg en de Hollandse IJssel) en Natura 2000 (Voordelta en Westerschelde).

De deltawerken zijn gestart met de aanleg van de Hollandse IJsselkering bij Krimpen aan de IJssel in 1958 om belangrijke gebieden in Zuid-Holland te beschermen (**Figuur 2**). Door de aanleg van de Zandkreekdijk in 1960 en de Veerse Gatdam in 1961 is het Veerse Meer afgesloten van respectievelijk de Oosterschelde en de Noordzee. In 1965 is de aanleg van de Grevelingendam een feit, waardoor de Grevelingen is gescheiden van de Oosterschelde, en na de aanleg van de Brouwersdam in 1972 is ook het getij in het Grevelingenmeer verdwenen. De Volkeraksluizen die in 1967 zijn voltooid scheiden het Hollands Diep van het Volkerak. De Haringvlietdam die in 1971 is opgeleverd laat het zoete rivierwater van het Haringvliet door naar de Voordelta, maar verhindert het binnenkomen van zoutwater van de Noordzee. De Oosterscheldekering (1986) is een open verbinding tussen de Oosterschelde en de Voordelta, die kan worden afgesloten tijdens extreem hoge waterstanden in de Voordelta. Door aanleg van de compartimenteringsdammen (Philipsdam en Oesterdam in 1987) is de getij-amplitude in de Oosterschelde bewaard gebleven. De Maeslandkering en de Hartelkering die in 1997 zijn opgeleverd zijn open keringen in de Nieuwe Waterweg die kunnen worden afgesloten tijdens hoog water en/of storm.



Figuur 2. Een overzicht van de deltawerken (www.rijkswaterstaat.nl).

2.3 Westerschelde

De Westerschelde is ook na de afronding van de deltawerken nog een estuarien systeem, dat wordt gekarakteriseerd door een hoge morfologische dynamiek. In het hele estuarium heerst een eb- en vloedregime en er is een volledige overgang van zoet naar zout water (Zanting et al., 2024). Vanwege de voedselrijke omstandigheden vormt het (Wester)Schelde- estuarium een belangrijke schakel in de wereldwijde trekroutes van vogels (flyways) en vissen (swimways) (Zanting et al., 2024).

De morfodynamiek van de Westerschelde wordt sterk beïnvloed door menselijk handelen. Door de aanleg en versterking van dijken en landaanwinning heeft het water in deze tak niet genoeg ruimte om zijn getijdenenergie af te voeren. Als gevolg hiervan wordt de Westerschelde dieper en dit wordt versterkt door baggerwerkzaamheden ten behoeve van vaarwegonderhoud. Bij de eerste verdieping in de jaren 1970 werd de vaardiepte vergroot van 12 tot 14,5 m. Bij een verdieping in 1997/1998 werd deze diepte nog eens vergroot met 1 tot 1,5 m. Als gevolg hiervan nam het onderhoudsbaggeren toe van minder dan 0,5 miljoen $\text{m}^3 \text{jr}^{-1}$ vóór 1950 tot ongeveer 1-10 miljoen $\text{m}^3 \text{jr}^{-1}$ op dit moment (De Vriend et al., 2011). De toename van diep water areaal door inpoldering, bedijking en harde grenzen leidde tot een kleiner areaal van ondiepere leefgebieden, die van groter belang zijn voor estuaria dan diep water leefgebieden (Zanting et al., 2024). Verdere verdieping en uitbreiding wordt nog steeds uitgevoerd (De Vriend et al., 2011). De zouttong dringt dus verder de Schelde op, waardoor de overgangszone stroomopwaarts verschuift. Als gevolg hiervan veroorzaakten hoge rivierafvoerpieken regelmatig sterfte van zoutwatersoorten (Smits et al., 2006).

Daarnaast is de waterkwaliteit in de Westerschelde al tientallen jaren slecht en nog steeds een groot probleem (De Vriend et al., 2011). In de waterbodem liggen veel metalen en ander stoffen opgeslagen die nog heel lang geleidelijk zullen vrijkomen. Andere stoffen die waarschijnlijk in het hele (Wester) Schelde-estuarium een groot effect op de ecologie hebben zijn bijvoorbeeld (micro)plastics, hormoon-verstorende stoffen en PFAS (Zanting et al., 2024). De laatste twee decennia is de waterkwaliteit van het estuarium aanzienlijk verbeterd dankzij de toegenomen inspanningen om afvalwater te zuiveren voordat het in de Schelde wordt geloosd (Soetaert et al., 2006). Dit leidde tot een vermindering van anoxische omstandigheden en een afname van de ammoniumaanvoer. Bijgevolg is de denitrificatie in de waterkolom

afgenomen, het nitrificatiefront is stroomopwaarts getrokken en het estuarium is geëvolueerd van een netto-producent van nitraat naar een netto-consument (Soetaert et al., 2006). Desalniettemin, voldoet het zuurstofgehalte nog niet altijd aan de normen van de Kaderrichtlijn Water en de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium (Zanting et al., 2024). Hoewel de Westerschelde langzaam minder vervuild raakt, is de troebelheid van de Westerschelde nog steeds een probleem voor de groei van fytoplankton. De troebelheid van de Westerschelde is de laatste jaren toegenomen, waardoor fytoplankton te weinig licht krijgen om te kunnen groeien en de primaire productie belemmert wordt (van Zanting et al., 2024).

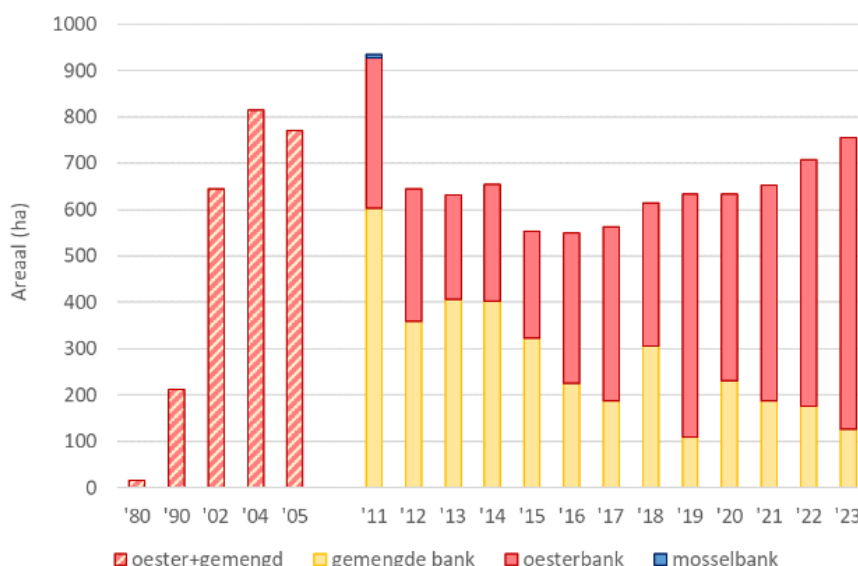
In het estuarium van de Westerschelde vermengt het zoete, nutriënten-rijke water van de Schelde zich met het zoute water van de Noordzee dat via het getij het estuarium binnendringt. Hierdoor zijn er sterke en dynamische zoet-zout gradiënten. De Westerschelde is met een groot areaal aan slikken en platen van groot belang voor bodemdieren. Verder is het een broed-, rui-, rust- en foerageergebied voor vogels zoals de bergeend en vele steltlopers, heeft het een functie als kinderkamer voor jonge vis, en is het een verblijfplaats voor zeehonden (Baptist et al., 2007).

2.4 Oosterschelde

De Oosterschelde (ZW Nederland) is tegenwoordig een getijdensysteem van 350 km² met wadplaten (110 km²), diepe geulen, kunstmatige rotskusten voor kustverdediging en ondiepe watergebieden. Door de keuze voor een Oosterscheldekering (**Figuur 2**) is het getij in de Oosterschelde behouden gebleven. Het getijvolume is echter verminderd waardoor de geulen zijn over-gedimensioneerd. Hierdoor is er sprake van zandhonger waardoor de slikken en platen eroderen (Van Zanten en Adriaanse, 2008). Deze slikken en platen zijn van groot belang voor de talrijke foeragerende steltlopers. De aanleg van de compartimenteringsdammen (Oesterdam en Philipsdam) en de Volkerakdam hebben de aanvoer van nutriënten-rijk rivierwater naar de Oosterschelde geminimaliseerd waardoor de productiviteit is afgenomen (Nolte en De Vries, 2012, Wijsman et al., 2013, Wijsman, 2019). Ook zijn hierdoor de grootschalige zoet-zout gradiënten verdwenen waardoor de Oosterschelde kan worden gekarakteriseerd als een zout getijdebekken.

De verscheidenheid aan habitats in de Oosterschelde zorgt ervoor dat het een ecologisch belangrijk gebied is. Zo zorgen harde substraten voor schuilplaatsen voor jonge vissen, kreeften, en andere bodemdieren. Slikken en zandplaten zijn belangrijke foerageergebieden voor steltlopers en hebben een rol als kraamkamer voor vissen en bodemdieren. De zandplaten dienen ook als rust- en zoogplaats voor zeehonden. De Oosterschelde wordt door vissen gebruikt als voortplantings- en opgroei gebied, leefgebied, foerageerplek en/of om te migreren tussen de rivieren en de Noordzee (Sandig et al., 2024). De Oosterschelde is belangrijk als natuurgebied en van bijzonder belang voor steltlopers zoals scholekster, bonte strandloper, zilverplevier en wulp die in grote aantallen overwinteren (Troost en Ysebaert, 2011). De Oosterschelde is beschermd onder het internationale Ramsar-verdrag als wetland van internationaal belang en maakt deel uit van het Natura 2000-netwerk onder de Europese Vogel- en Habitatrichtlijn. Het gebied wordt op grote schaal gebruikt voor de kweek van schelpdieren en kokkelvisserij (Troost et al., 2012).

De Oosterschelde is een belangrijk gebied voor schelpdierkweek. Japanse oesters (*Crassostrea gigas*) en gewone mosselen (*Mytilus edulis*) worden gekweekt op percelen met subtidale bodem (respectievelijk 1550 en 2250 ha). De Japanse oester is in 1964 in de Oosterschelde geïntroduceerd voor kweekdoeleinden, maar begon zich sinds 1976 in het wild uit te breiden (Kerckhof, 2011). Sindsdien werd een snelle uitbreiding van de Japanse oester waargenomen, maar de toename lijkt zich te hebben gestabiliseerd (Troost et al., 2009). In 2023 was het areaal aan oesterbanken rond 750 ha (zie **Figuur 3** voor vergelijking met eerdere jaren)



Figuur 3. Ontwikkeling van het areaal aan oesterbanken, gemengde banken en mosselbanken in de Oosterschelde. Tot 2011 is geen onderscheid gemaakt tussen oesterbanken en gemengde banken (zie ook www.wur.nl/schelpdiermonitor, Monitor 4 tabblad 'ontwikkeling'). Schattingen voor de meest recente jaren (2020-2023) kunnen nog veranderen als gevolg van nieuwe informatie in de komende jaren (Troost et al., 2024).

De bouw van de stormvloedkering en de compartimenteringsdammen resulteerden direct in een afname van 33% van het intergetijdengebied en een afname van het kwelderareaal van 17,3 naar 6,4 km². Al in 1994 werd een verder verlies van intergetijdengebied van 15% voorspeld voor de volgende decennia (Nienhuis en Smaal, 1994). Het getijdvolume nam met 30% af en het getijdenverschil met 13% (Vroon, 1994). Door de isolatie van de rivierinput nam het zoutgehalte iets toe, verdwenen brakke gebieden en daalde de gemiddelde nutriëntenconcentratie met 20-60%. In het algemeen veranderden de Deltawerken het Oosterschelde estuarium van een troebel estuarium in een getijdenbaai, maar het systeem behield nog steeds zijn goed gemengde, niet-gestratificeerde karakter. Het estuarium behield het grootste deel van zijn abiotische randvoorwaarden voor een estuarien systeem van hoge kwaliteit (Troost et al., 2012).

De deltawerken hadden een beperkt effect op het voorkomen van vissen in de Oosterschelde. Het enige effect leek de afname van een aantal anadrome vissoorten te zijn, als gevolg van de ontkoppeling van de rivieren. De verscheidenheid aan habitats en de verschillende aanwezige habitats veranderden niet door de Deltawerken, hoewel de natuurlijke getijdenwaterbeweging en het morfologische evenwicht (erosie en sedimentatie) verstoord werden. Dit resulteerde in het "zandhonger" probleem, zoals eerder uitgelegd (Troost et al., 2012).

2.5 Veerse Meer

Het Veerse Meer is een kunstmatig zoutwatermeer. Het is het eerste water dat werd afgedamd voor de Deltawerken. De Zandkreekdamm scheidde het in 1960 van de Oosterschelde en de Veerse Gatdam sloot het in 1961 af van de Noordzee (**Figuur 2**). Beide dammen waren volledig afgesloten en lieten geen wateruitwisseling toe. Na de aanleg van de Veerse Gatdam is het getij verdwenen en de voormalig slikken en platen die permanent boven water liggen zijn veranderd in landbouwgrond, recreatiegebieden en terrestrische natuur. Hierdoor namen vooral vogels die zich voeden met macrozoöbenthos af, terwijl herbivoren toenamen (Nijhof et al., 2002). Het meer is een natuurgebied van groot belang als rust- en foerageergebied voor watervogels, vooral in de winter.

Het oorspronkelijke plan was om van het gebied een zoetwatermeer te maken. Echter toen in 1976 werd besloten om de Oosterschelde open te houden, is ook besloten om het Veerse Meer brak te houden (Prins en Vergouwen, 2015). Na de afsluiting van de Veerse Gatdam daalde het zoutgehalte in het Veerse Meer sterk, van bijna 29 naar 18 PSU (Coosen et al., 1990). Tijdens de jaren 1970 en 1980 varieerde het zoutgehalte tussen 14,4 en 21,7, respectievelijk tussen winter en zomer. Het areaal zeegras *Zostera marina* nam af en macroalgen zoals (voornamelijk) zeesla (*Ulva lactuca*) namen toe. Grote hoeveelheden zeesla spoelden aan op de stranden en hoopten zich op in stinkende matten. Massale planktonbloei trad op in de periode na de sluiting. Na een scherpe afname van het aantal macrozoöbenthische soorten vlak na de sluiting, nam het aantal soorten geleidelijk toe aan het eind van de jaren 1960, 1970 en 1980 (Coosen et al., 1990).

Het waterpeil in het Veerse Meer werd in de winter op een niveau tussen NAP -70 en NAP -60 cm gehouden om de afvoercapaciteit voor overtollig water uit de omliggende polders te vergroten, en in de zomer op een niveau NAP -10 cm om de recreatieve functie van het gebied in stand te houden (Prins en Vergouwen, 2015). De afvoer van voedselrijk polderwater uit de omliggende landbouwgebieden en de sterke zoutfluctuaties zorgen voor een hoge productiviteit en een slechte waterkwaliteit. Dit resulteerde in jaarlijkse algenbloei, zuurstofloosheid, slecht doorzicht en grote aanwezigheid van zeesla, met name in de zomerperiode (Holland, 2004, Prins en Vergouwen, 2015). Het meer veranderde in een brak eutroof systeem. Zuurstofdepletie trad regelmatig op in de diepere waterlagen. In de periode 2000 - 2004 bereikte de waterkwaliteit haar slechtste toestand bij een laag zoutgehalte. Door dit lage zoutgehalte verdwenen soorten als de mossel *Mytilus edulis* uit het Veerse Meer en ontstonden er massale bloeien van groene en blauwalgen.

Door de ingebruikname van het doorlaatmiddel in de Zandkreekdam (de 'Katse Heule') in 2004 is de uitwisseling van water tussen Veerse Meer en Oosterschelde, en daarmee de waterkwaliteit in het Veerse Meer sterk verbeterd (Craeymeersch en De Vries, 2007). Het zoutgehalte en het doorzicht van het water namen toe. De dichtheid, biomassa en soortenrijkdom van bodemdieren volgden niet direct de toenemende waterkwaliteit (Wijnhoven et al., 2010).

Om de capaciteit van het doorlaatmiddel te verbeteren is vanaf 2008 het peilbeheer aangepast. Het zomerpeil is nu tussen NAP en NAP -10 cm en het winterpeil is tussen NAP -20 en NAP -40 cm (Prins en Vergouwen, 2015). Hierdoor kan ook de vegetatie en het bodemleven zich beter ontwikkelen in de oeverzone tussen zomer- en winterpeil. Ondanks de verbeterde uitwisseling treedt er in de zomerperiode nog regelmatig temperatuurstratificatie en zuurstofdepletie op in de diepere delen. De laatste jaren zijn er verschillende aanwijzingen dat er een achteruitgang is in de ecologie en waterkwaliteit van het Veerse Meer (Prins et al., 2024).

2.6 Grevelingenmeer

De Grevelingen is na de aanleg van de Grevelingendam en de Brouwersdam veranderd in een stagnant meer. Momenteel is het Grevelingenmeer het grootste zoutwatermeer van Europa. Het heeft een totale oppervlakte van 140 km², en een wateroppervlakte van 108 km². Voor de deltawerken was het een estuarium in de monding van het Rijn-Maas riviersysteem. Een neveneffect van de loskoppeling van de riviersystemen was dat de Grevelingen geen last had van de extreme vervuiling van de jaren 1970 (Bijlsma en Kuipers, 1989). Door het verdwijnen van het getij verdween ook het intergetijdengebied. De droogvallende platen werden eilanden die snel begroeid raakten met vegetatie en nu actief beheerd worden met grote grazers. Omdat getijden en natuurlijke sedimentatie afwezig waren, werden de eilanden voorzien van lage dijken om erosie van de kustlijn door golven te voorkomen.

Door de afsluiting heeft initieel verzoeting van het meer plaatsgevonden. Omdat organismen massaal stierven is besloten een doorlaatmiddel in de Brouwersdam te bouwen (Tangelder et al., 2019). De sluis was in 1979 het hele jaar open, maar tussen 1980 en 1999 werd de sluis gesloten vanaf maart tot en met september om de kans op stratificatie en zuurstofdepletie in de diepere delen te verminderen (Wetsteyn, 2011, Tangelder et al., 2019). Van 1999 tot 2006 was de sluis het hele jaar door geopend, met uitzondering van 30 dagen tussen september en december, om te voorkomen dat schieraal het water verlaat ten gunste van de palingvisserij. Vanaf 2006 is de sluis het hele jaar door geopend. De sluis zorgt voor wateruitwisseling

met de Noordzee, maar heeft nauwelijks effect op de menging in het meer (Hoeksema, 2002, Wetsteyn, 2010).

Door de afsluiting van het Grevelingenmeer is ook de productiviteit verminderd. De productie van macrobenthische filtervoeders nam met een factor 2 af door een afname van het beschikbare voedsel. Binnen een aantal planten- en diergroepen (zeeanemonen, borstelwormen, kreeften en krabben, weekdieren, stekelhuidigen, vissen, macroalgen en sommige planktongroepen) nam het totale aantal soorten af met 24%. Soorten met een brede ecologische tolerantie tegen veranderingen in milieufactoren bleven over het algemeen bestaan, maar voor andere soorten was het niet meer mogelijk om hun levenscyclus in het meer te voltooien. In de periode tot 1978 werden slechts enkele immigranten gevonden die kenmerkend zijn voor stilstaand brak water (het schaaldier *Idotea chelipes*, de weekdieren *Nassarius reticulatus* en *Cerastoderma glaucum*, en de vis *Gobius niger*) (Nienhuis, 1978).

Er verdwenen geen vogelsoorten door de afsluiting, maar er waren wel grote verschuivingen in de relatieve abundantie van de verschillende soorten. Over het algemeen lieten viseters (fuut *Podiceps cristatus*, aalscholver *Phalacrocorax carbo*) een sterke toename zien, net als planteneters (wilde eend *Anas platyrhynchos*, smient *Anas Penelope*, knobbelzwaan *Cygnus olor*, meerkoet *Fulica atra*). Bodemdiereters vertoonden een sterke afname door het verdwijnen van droogvallende platen (scholekster *Haematopus ostralegus*, zilverplevier *Pluvialis squatarola*, kanoet *Calidris canutus*, bonte strandloper *Calidris alpina*) (Troost et al., 2012, Arts et al., 2019).

Van de 28 vissoorten die regelmatig in het estuarium van de Grevelingen voorkwamen, waren er 21 mariene migrerende soorten, waarvan er 11 na de afsluiting zijn verdwenen. Tot de mariene trekkende soorten behoren soorten die migreren tussen zoet en zout water of omgekeerd om hun levenscyclus te voltooien (= "diadrome" soorten), of die migreren tussen volledig mariene en estuariene omstandigheden, bijv. voor de kraamkamer van de juvenielen. De rest van de trekkende soorten bestond uit een verouderende populatie van platvissoorten zonder rekrutering (Nienhuis, 1978). De visfauna in het estuarium bestond voornamelijk uit zeetrekpredatoren die het estuarium gebruikten als paai- of broedgebied, kinderkamer of foerageergebied. In de periode 1971 - 1976 verdween ongeveer 40% van deze soorten geleidelijk. In het algemeen werd er een verschuiving waargenomen van grotere pelagische roofdieren naar kleinere bodemvissen die hun levenscyclus in het meer voltooien (Hop, 2017, Didderen et al., 2021).

Het huidige peil in het Grevelingenmeer varieert tussen maximaal NAP -0.10 m en NAP 0.30 m, waarbij het middenpeil zoveel mogelijk op NAP -0.20 m wordt gehouden. Tijdens het broedseizoen (1 april tot en met 15 juli) wordt het peil in het Grevelingenmeer verlaagd en gestuurd op een middenpeil van NAP -0.26 m en varieert het peil tussen NAP -0.22 m en NAP -0.30 m. In de periode september – februari wordt het middenpeil drie keer verhoogd naar NAP -0.16 m voor een periode van 3 weken. Het maximale peil blijft daarbij op -0.10 m NAP. Deze verhoging van het middenpeil heeft als doel om de verruiging en ontzilting van de oevervegetatie tegen te gaan en daarmee de zoute vegetatie te stimuleren (Ministerie van Infrastructuur en Milieu, 2013, Wijsman et al., 2022).

In de winter van 2016/2017 is de Flakkeese spuisluis, een hevel in de Grevelingendam, na 30 jaar stilstand, weer in gebruik genomen waardoor er een uitwisseling is met de Oosterschelde (Wijsman et al., 2024). Door het ontbreken van getij treedt er tijdens de zomerperiode stratificatie op in de waterkolom wat leidt tot zuurstofdepletie in de diepere delen van het meer (Wijsman, 2002). Er zijn diverse studies uitgevoerd om te onderzoeken in hoeverre de waterkwaliteit kan worden verbeterd door het terugbrengen van (beperkt) getij (Nieuwkamer et al., 2009, Van de Haterd et al., 2010, De Vries et al., 2013, Tangelder et al., 2018, Tangelder et al., 2021, Van Der Heijden en Nolte, 2022, Wijsman et al., 2022). De voormalig slikken en platen zijn ontwikkeld tot belangrijke bovenwater-natuurgebieden. De geïsoleerde eilanden in het Grevelingenmeer zijn belangrijk voor soorten als de noordse woelmuis en de groenknolorchis (De Kraker, 2022). Het meer is verder van groot belang als broedgebied voor internationale populaties kustvogels en als foerageer- en overwinteringsgebied voor visetende vogels (Troost et al., 2012). Herintroductie van het getij zal impact hebben op deze bovenwater-natuur (Van de Haterd et al., 2010, Kästner, 2011, Wijsman et al., 2022). Bovendien wordt, met een mogelijke herintroductie van getij, een verbetering van de waterkwaliteit verwacht door een toename van de wateruitwisseling met de Voordelta en een vermindering van de stratificatie als gevolg van een betere menging. Daarnaast zullen macrobenthosgemeenschappen naar

verwachting ook profiteren van een toename van geschikte habitats (een gevolg van een afname van areaal met langdurig lage zuurstofconcentraties). Het is waarschijnlijk dat de macrobenthosgemeenschappen in de loop van de tijd meer zullen gaan lijken op die van de Oosterschelde, bijvoorbeeld met een toename van stroommindende soorten (Tangelder et al., 2019)

2.7 Haringvliet

De Haringvlietmonding was de gemeenschappelijke uitmonding van de rivieren de Rijn en de Maas. Voor de afsluiting in 1971 werd het estuarium aan de zeezijde begrensd door een zeer ondiepe drempel met een maximale diepte van 4 m bij eb. Door deze drempel drong het zeewater slechts over een beperkte afstand het estuarium binnen. Vóór de afsluiting van het Krammer-Volkerak werd zout en brak water uit het Volkerak door getijdenbewegingen stroomopwaarts van de theoretische zoetwatergrens in het Haringvliet gepompt. Dit zoute en brakke water werd gemengd met zoet water en mondde uit in de Voordelta. Dit resulteerde in een uitgestrekt oligo-mesohalien brakwatergebied. Het Haringvliet had ook een relatief groot zoetwatergetijdengebied. De oligo-mesohaliene brakke en zoetwatergetijdengebieden van het Haringvliet behoorden tot de grootste van dit type in Europa (Ferguson en Wolff, 1984).

Het huidige Haringvliet werd in 1971 afgedamd van de Noordzee, maar bleef in open verbinding staan met de rivieren. Het Haringvliet is het verlengde van het Hollands Diep en beide wateren maken deel uit van het Rijn-Maas riviersysteem. Het Haringvliet en het Holland Diep zijn na de afsluitingen in 1969 (Volkerakdam) en 1971 (Haringvlietdam) zoetwaterbekkens geworden. Het Haringvliet werd niet volledig afgesloten van de Noordzee, omdat het zijn functie als afvoer van rivierwater naar de Noordzee (het Voordelta kustgebied) moest behouden. De sluizen werden echter alleen gebruikt om zoet water in de Voordelta te lozen en er mocht geen zout water binnendringen. Met de Volkerakdam en Grevelingendam, voltooid in 1969 en 1965, was rivierafvoer niet meer mogelijk via het Krammer-Volkerak en de Grevelingen of Oosterschelde, maar alleen nog via het Haringvliet en de Nieuwe Waterweg verder naar het noorden (Troost et al., 2012).

Door de aanleg van de Haringvlietsluizen is de zoet-zout gradiënt in het Haringvliet verdwenen. Er is wel aanvoer van zoetwater, maar de sluizen verhinderen de indringing van zoutwater met het getij. De getijamplitude van 2 m veranderde in een getijverschil van ongeveer 20 tot 30 cm, doordat getij kan binnendringen via de Nieuwe Waterweg en het Spui en de Dordtse Kil. Daarnaast fluctueert het waterpeil (gemiddeld NAP +40 cm) door variaties in rivierafvoer en het beheer van de Haringvlietsluizen. De brakwaterzone is hierdoor verplaatst naar de Voordelta. De vegetatie in gebieden die permanent droog kwamen te staan veranderde drastisch. Voorheen werd het brakke deel gekenmerkt door uitgestrekte slikken en grote gebieden met brakke weilanden en bedden met bies en riet. Het zoetwatergetijdengebied werd gekenmerkt door uitgestrekte wilgenhakhoutbossen, rietvelden, bies en wadden, met een flora en fauna die niet bijzonder rijk was, maar toch uniek vanwege de zeldzame omstandigheden van zoetwatergetijden waarin ze leefden (Wijsman et al., 2018). Er is geen documentatie gevonden over veranderingen in de vegetatie van de voormalige brakke gebieden, maar de veranderingen zullen vergelijkbaar zijn met de veranderingen die gedocumenteerd zijn voor het Grevelingenmeer en het Veerse Meer. Vegetaties die afhankelijk zijn van getijden en zout water zijn verdwenen ten gunste van vegetaties die horen bij zoetwatersystemen (Van Haperen, 1989, Troost en Van Hulzen, 2000). Het brakwaterzoëbenthos verdween snel en het meer werd gekoloniseerd door zoetwatersoorten afkomstig uit de rivieren en omliggende polders. Zoetwatervissoorten kwamen al na enkele weken overal in het meer voor. Karakteristieke riviersoorten verdwenen grotendeels (Ferguson en Wolff, 1984).

Het Haringvliet werd meer geschikt voor broedvogels zoals futen (*Podiceps cristatus*) en meerkoeten (*Fulica atra*). Visetende vogels en duikeenden die zich voeden met bodemdieren zijn in aantal toegenomen. Steltlopers en meeuwen zijn in aantal afgenomen, maar in de winter toegenomen. Andere groepen vertoonden tegen het einde van de jaren 1970 vergelijkbare aantallen (Ferguson en Wolff, 1984).

In juni 2011 besloot de Nederlandse regering om beperkte zoutwaterintrusie in het Haringvliet toe te staan om migratieroutes voor trekvissoorten en een zoutgradiënt te herstellen. Sinds 2019 staan de Haringvlietsluizen regelmatig op een kier met als doel de vismigratiemogelijkheden te bevorderen. Echter, dit

leidt niet tot een brakwaterzone in het Haringvliet omdat het zoute water dat tijdens kieren naar binnen stroomt zo snel mogelijk weer naar buiten wordt gespoeld (Reeze et al., 2023).

2.8 Volkerak-Zoommeer

In 1987 is het Volkerak-Zoommeer ontstaan. Het Volkerak staat via het kanaal "De Eendracht" in verbinding met het Zoommeer. Aanvankelijk was het een zoutwatersysteem. Het systeem werd echter een jaar lang met zoet water uit het Hollandsch Diep doorgespoeld, waardoor het Volkerak-Zoommeer nu een stagnant zoetwatermeer is. Zoet water wordt aangevoerd door de Brabantse rivieren de Mark, Dintel, Zoom en Steenbergse Vliet. Om verzilting te voorkomen, wordt daarnaast aanvullend zoet water binnengelaten uit het Hollandsch Diep door de Volkeraksluizen. Het water wordt afgevoerd naar de Westerschelde via de Bathse Spuisluis. Door de hoge nutriëntenbelasting en de lange verblijftijd treedt er regelmatig blauwalgenbloei op, maar door de opkomst van de quaggamosselen is de blauwalgenbloei verminderd (De Vries en Postma, 2013, Tangelder et al., 2020)

2.9 Voordelta

De Voordelta is het overgangsgebied tussen de (voormalige) getijdewateren van de Delta en de Noordzee. Het bevat relatief ondiepe zandbanken en is morfodynamisch actief. Het gebied is belangrijk als kinderkamer voor vis en kreeftachtigen en als foerageer- en overwinteringsgebied voor vogels. De waterkwaliteit wordt beïnvloed door Rijn- en Maas- en Scheldewater en voldoet grotendeels aan de gestelde waterkwaliteitsnormen.

De afsluiting van de voormalige zeearmen Haringvliet, Grevelingen en Oosterschelde heeft in de Voordelta geleid tot grote veranderingen in sedimentatie- en erosieprocessen in de Voordelta doordat de getijdenstromingen in en uit de zeearmen sterk zijn afgenomen (Oosterschelde) of geheel verdwenen (Grevelingen, Haringvliet). Voor de mondingen van de afgesloten zeearmen zijn evenwijdig aan de kust hoge zandbanken ontstaan die bij laagwater gedeeltelijk droogvallen. Dit betreft onder meer de Hinderplaat, de Bollen van de Ooster en de Bollen van het Nieuwe Zand. Getijdengeulen met een oostwest oriëntatie zijn ondieper geworden.

Met de getijdenstroming wordt voedselrijk water aangevoerd met fytoplankton dat als voedsel dient voor de schelpdieren en andere bodemdieren. Deze bodemdieren dienen weer als voedsel voor grote vissen, vogels en zoogdieren. Het intergetijdengebied is van belang voor (trek)vogels en vissen bevat ook leefgebied voor zeehonden. Voor trekvis wordt de connectiviteit met Haringvliet, Grevelingen, Oosterschelde en Veerse Meer sterk beïnvloed door de dammen die in het kader van de deltawerken zijn aangelegd en de openingen die daarin zijn aangelegd.

2.10 Noordelijk gebied

De zoetwatergebieden Nieuwe Waterweg, Boven en Beneden Merwerde, Oude Maas, Nieuwe Maas, en de Hollandse IJssel zijn sterk met elkaar verbonden en zijn van belang voor de scheepvaart. Er is sprake van getij, maar de indringing van zoutwater wordt tegengegaan door de sterke rivierafvoer. Ook in het natuurgebied de Biesbosch is er sprake van getij.

3 Veerkracht en Robuustheid

Veerkracht en robuustheid zijn belangrijke begrippen binnen de doelen van de streefbeelden. In het kort gaat het hier om het volgende (Tamis en Baptist, 2025):

- Veerkracht is het vermogen van een ecosysteem om verstoring te ondergaan, te reorganiseren en te blijven functioneren, waarbij het ecosysteem in wezen dezelfde functie, structuur, identiteit en feedback behoudt (Gunderson, 2000b, Gunderson, 2000a, Walker et al., 2004, Levin en Lubchenco, 2008b).
- Robuustheid is de mate van weerstand tegen veranderingen, zodat een gewenste toestand behouden blijft ondanks fluctuaties in het ecosysteem (Mumby et al., 2014).

3.1 Veerkracht

De veerkracht van een ecosysteem kan worden gedefinieerd als de mate van verstoring die een ecosysteem kan ondervinden voordat het naar een andere toestand (stabiliteitsdomein) verschuift (Holling, 1973). Ecologische veerkracht verwijst naar de tijd die een systeem nodig heeft om na een verstoring terug te keren naar een evenwicht of een steady state (Ives, 1995, Mittelbach et al., 1995, Holling, 1996, Neubert en Caswell, 1997). Hier wordt echter geïmpliceerd dat het systeem zich bevindt in de buurt van een enkele of globale evenwichtstoestand (Gunderson, 2000a), en daarom wordt veerkracht gebruikt als een maat van hoe ver het systeem is verwijderd van dat evenwicht (in de tijd) en hoe snel het ernaar terugkeert (Ludwig et al., 1997). Estuariene systemen zijn typisch systemen waarin grote veranderingen plaatsvinden, waarbij meerdere evenwichtstoestanden worden bereikt, afhankelijk van de fluctuaties die het systeem doormaakt. Folke et al. (2004) definieert veerkracht als "het vermogen van een systeem om verstoringen te absorberen en zich te reorganiseren terwijl het veranderingen ondergaat, zodat in wezen dezelfde functie, structuur, identiteit en terugkoppelingen behouden blijven". Deze definitie lijkt bruikbaar te zijn voor estuariene systemen, die veranderen en ondergaan regimeverschuivingen voortdurend terwijl de estuariene identiteit en functies behouden blijft.

3.1.1 Biodiversiteit en veerkrachtdynamiek

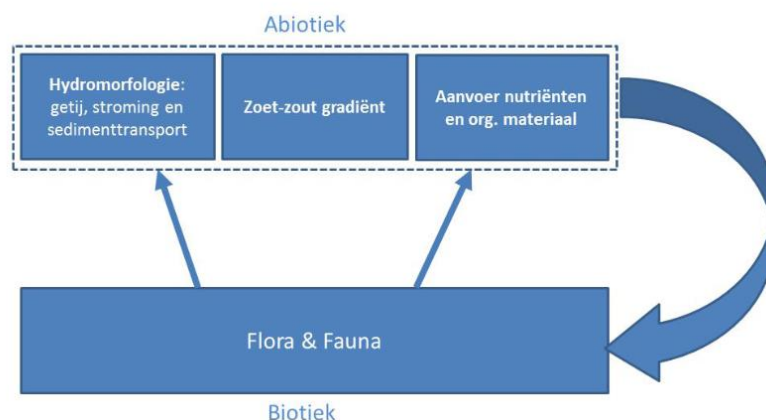
Functionele groepsdiversiteit en functionele responsdiversiteit zijn cruciaal voor de veerkracht van een systeem (Folke et al., 2004). Meer specifiek zorgt functionele groepsdiversiteit ervoor dat meerdere soorten eenzelfde functie kunnen uitvoeren. Dit is vooral relevant wanneer één van de soorten sterk afneemt of volledig uit het systeem verdwijnt. Het voortbestaan van functionele groepen draagt bij tot het functioneren van ecosystemen en de diensten die ze genereren. Echter, het verlies van belangrijke functionele groepen, bijvoorbeeld benthische filterfeeders, kunnen drastische veranderingen veroorzaken in het functioneren van ecosystemen (Chapin et al., 1997, Jackson et al., 2001, Duffy, 2002). Bovendien is de variabiliteit in de respons van soorten binnen functionele groepen op veranderingen in het milieu van essentieel belang voor de veerkracht van ecosystemen (Chapin et al., 1997, Norberg et al., 2001). Responsdiversiteit wordt gedefinieerd als de diversiteit van reacties op milieuveranderingen tussen soorten die bijdragen aan dezelfde ecosysteemfunctie. Dit zorgt voor functiebehoud bij variërende omgevingscondities, doordat soorten met eenzelfde ecosysteemfunctie elkaar in de loop van de tijd vervangen in uiteenlopende milieuomstandigheden (Walker et al., 1999). Ecosystemen met een hoge responsdiversiteit vergroten de kans op vernieuwing en reorganisatie naar een gewenste toestand na verstoring (Chapin et al., 1997, Elmqvist et al., 2003).

3.1.2 Veerkracht van een estuarium

Estuaria worden primair gedomineerd door hydro-morfologische en chemische processen die bepalend zijn voor biotische processen (ontwikkeling van soorten en levensgemeenschappen). In een estuarium is de ecologische veerkracht dan ook nauw verbonden met morfologische veerkracht (Klein et al., 1998, Nicholls en Branson, 1998): de balans tussen opbouw en afbraak van de bodem. Dit ligt ten grondslag aan diversiteit

in landschappen (platen, slikken, stranden, duinen etc.) die zorgen voor biologische diversiteit. Met name de vorming van lagere en hogere slikken in de intergetijdzone zijn daarbij van belang. Deze vormen de basis voor ontwikkeling van levensgemeenschappen op de slikken en ontwikkeling van schorren wanneer de hogere delen begroeid raken met schorplanten. Slikken en schorren zijn van cruciaal belang voor het mariene voedselweb evenals voor (migrerende) vogels en spelen daarmee een belangrijke rol in het behoud van biodiversiteit. Daarnaast ondersteunen slikken en schorren een breed scala aan ecosysteemfuncties zoals kustverdediging (dempen van golven), oogst van economische soorten (vis, schelpdieren, schaaldieren etc.), bioremediatie (omzetten verontreinigingen), waterzuivering (opname van nutriënten) en hebben ze ook culturele en esthetische waarden (recreatie en landschap) (King en Lester, 1995, Boorman, 1999, Boyd en Wainger, 2002, Beaumont et al., 2008). Een voorbeeld van verminderde morfologische veerkracht in de ZW Delta is het veranderende morfologische evenwicht in de Westerschelde. Het evenwicht en de stabiliteit van het meergeulensysteem wordt hier in belangrijke mate beïnvloed door het baggeren en storten van sediment voor vaargeulonderhoud en delfstofwinning. Deze activiteiten leiden echter tot een verandering in de stabiliteit van het geulsysteem waarbij een meergeulensysteem kan veranderen naar een eengeulsysteem (Mulder et al., 2010). Verminderde morfologische veerkracht leidt in dit geval tot een afname van het laagdynamische intergetijdgebied en daarmee de habitatdiversiteit voor levensgemeenschappen. Dit heeft effect op de biodiversiteit en het ecologisch functioneren van het systeem.

Een ecologisch veerkrachtig estuarium is in staat om verstoringen zodanig op te kunnen vangen dat functie, structuur en terugkoppelmechanismen van het estuariene ecosysteem behouden blijven of zich kunnen herstellen. De Deltawerken hebben de estuariene ecosystemen in de Delta vergaand beïnvloed door het beperken van getij, stroming en sediment- en zoutwater transport en grotendeels de rivierinvloed (zoet water, sediment, nutriënten). Het ecologisch functioneren van de Rijn-Maas-Scheldemonding was nauw verbonden met de aanwezigheid van estuariene dynamiek. Deze dynamiek verwijst naar het samenspel van verschillende abiotische factoren karakteriserend voor een estuarien milieu met vele geleidelijke overgangen (gradiënten) en een grote variatie aan habitats. Estuariene dynamiek vormt een belangrijk onderdeel van de ecologische veerkracht in de RMS-monding (**Figuur 4**). De theorie over de 'adaptieve cycli' van Gunderson en Holling (2002), die de dynamiek van veerkracht van complexe systemen en het functioneren op meerdere schaalniveau's beschrijft, kan worden gebruikt om invulling te geven aan het begrip van ecologische veerkracht.

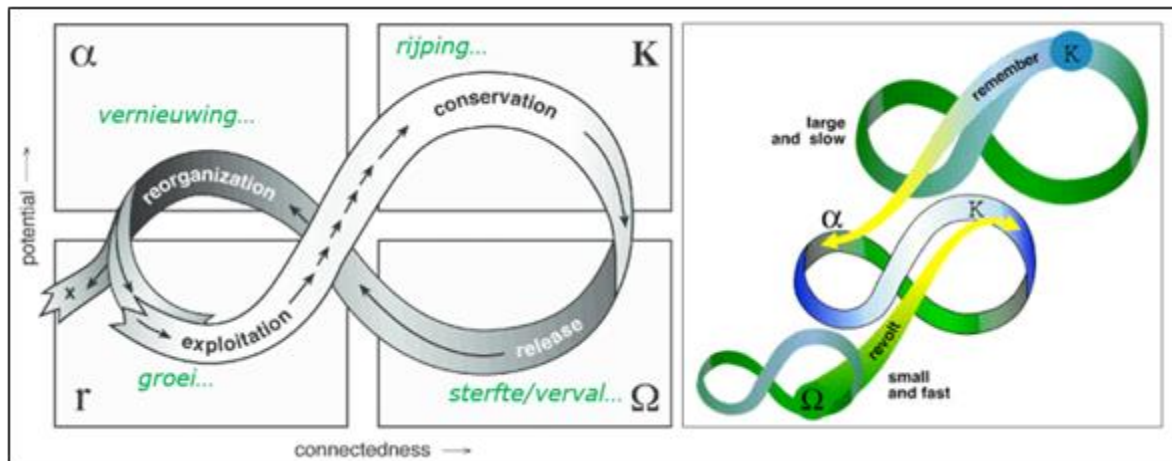


Figuur 4. Een schematisatie van de relatie tussen abiotiek en biotiek in een estuarium. Bron: (Tangelder et al., 2012).

3.1.3 Adaptieve cyclus

De theorie van de adaptieve cyclus gaat ervan uit dat veerkrachtige, complexe systemen verschillende fasen doorlopen en dat geen enkel systeem volledig begrepen of beheerd kan worden door op één schaalniveau te focussen. Klimaatverandering is een mooi voorbeeld van een wereldwijd proces dat niet los gezien kan worden van het functioneren van subsystemen en de rol van de mens daarin. Uitgangspunt is dat alle systemen bestaan en functioneren op meerdere schalen van ruimte, tijd en organisatie, en de interacties tussen schalen zijn van fundamenteel belang bij het bepalen van de dynamiek van het systeem. Complexe

systemen kunnen stabiel zijn maar ook plotseling veranderen. Verval, vernieuwing en groei zijn essentiële onderdelen van complexe systemen.



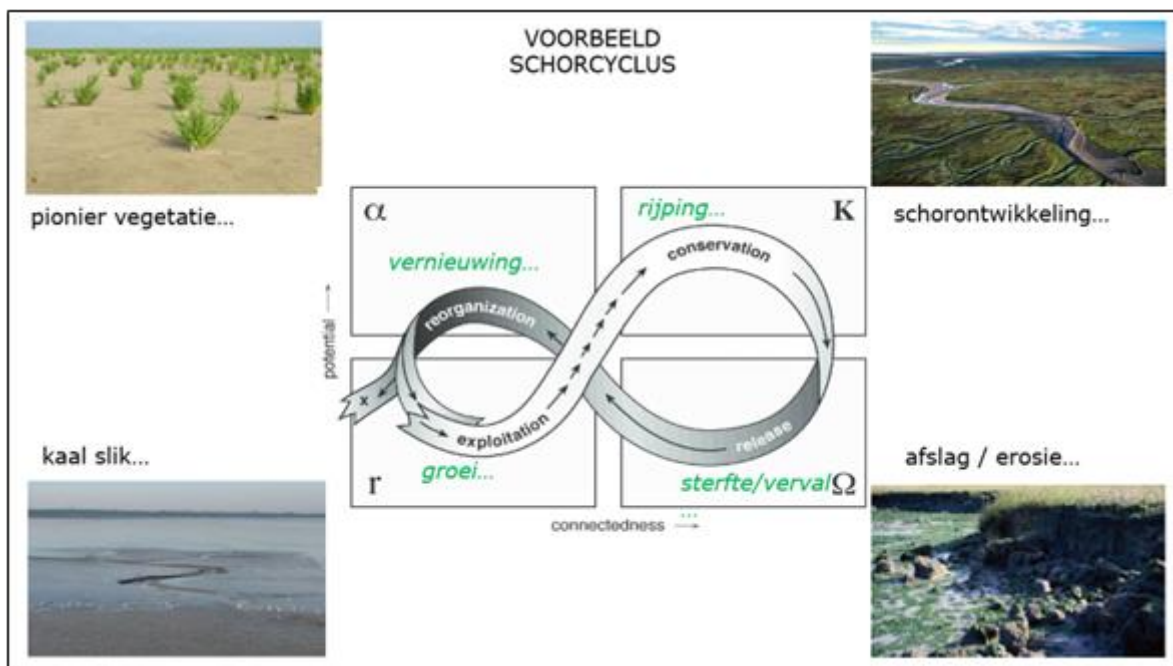
Figuur 5. Illustratie van de 'adaptive cyclus' (links) en werking van op meerdere schaalniveaus (rechts) (Gunderson en Holling, 2002, Tangelder, 2024).

Figuur 5 (links) geeft de vier fasen van de adaptieve cyclus weer die georganiseerd is in groei (r), rijping (K), sterfte/verval (Ω) en vernieuwing (α). Het rechterpaneel illustreert het functioneren van deze cycli op verschillende schaalniveaus. De Y-as van de grafiek beschrijft het potentiaal van het systeem oftewel de energie die is opgebouwd in de vorm van biomassa. De x-as beschrijft de mate van onderlinge verbondenheid/relaties van verschillende elementen in het systeem (Tangelder, 2024).

Fase r is de fase waarin opportunisten en pioniers zich snel ontwikkelen in omstandigheden met veel variatie en onzekerheid. Fase K is de accumulatiefase waarin opbouw en rijping plaatsvindt van energie, materiaal en onderlinge relaties ontstaan tussen verschillende trofische niveaus. Er vindt een verschuiving plaats van opportunistische soorten naar soorten die onderlinge relaties verstevigen en beter bestand zijn tegen invloeden van buitenaf. De groei stagneert en de versteviging van onderlinge relaties leidt uiteindelijk tot rigiditeit en vermindering van flexibiliteit waardoor het systeem kwetsbaar wordt voor verstoring. In fase Ω wordt het rigide systeem door een verstoring verbroken en treedt verval en sterfte op. Onderlinge relaties vallen uiteen en de opgebouwde energie en materialen komen vrij. In fase α vindt reorganisatie en vernieuwing plaats. In deze fase krijgen pioniersoorten weer kansen om zich te ontwikkelen (Tangelder, 2024).

Deze vier fasen (r, K, Ω en α) beschrijven het functioneren van een enkele cyclus. Maar cycli functioneren op verschillende schaalniveau's en zijn onlosmakelijk aan elkaar verbonden (**Figuur 6**, rechts). Cycli op kleine schaal kunnen het functioneren van grotere schalen beïnvloeden ('Revolt', opschaling van lokale processen), maar andersom kunnen grootschalige, trage systemen deze invloeden ook weer dempen ('Remember', dempen van verstoring) (denk bijvoorbeeld aan hoe ontwikkeling van schorren samenhangen met het functioneren van het estuarium, aanvoer van sediment, beschikbaarheid van zaden, begrazing, menselijke invloeden of de opkomst van een invasieve soort maar ook grootschaligere processen zoals meteorologische omstandigheden en zeespiegelstijging als gevolg van klimaatverandering) (Tangelder, 2024).

Een systeem en subsystemen dat in staat is om deze cyclus te doorlopen is veerkrachtig en in staat om verstoringen op te vangen, te herstellen en reorganiseren. Om deze cyclus te kunnen doorlopen hebben systemen vooral ruimte nodig om te kunnen verleggen, afbreken, opnieuw ontwikkelen, verplaatsen etc.



Figuur 6. Voorbeeld van het doorlopen van de adaptieve cyclus bij schorontwikkeling vestiging, groei, ontwikkeling en rijping van een schor en verval/vrijkomen en daarna reorganisatie en vernieuwing (Tangelder, 2024).

3.1.4 Veerkracht Rijn-Maas-Scheldemonding

Voor de veerkracht van het ecosysteem van de Rijn-Maas-Scheldemonding maar ook voor de afzonderlijke bekkens is het van belang dat de adaptieve cycli kunnen worden doorlopen waardoor ze in staat zijn verstoringen op te vangen. Door de aanleg van de deltawerken is het systeem onderverdeeld in verschillende deelsystemen met uiteenlopende karakteristieken (e.g. zoutwatermeer, zoetwatermeer, zoutwater getijbekken, zoetwater rivier). Er heeft daardoor in ieder bekken afzonderlijk een 'regime shift' van het ecosysteem plaatsgevonden waarna de deelgebieden zich verder zijn gaan ontwikkelen met elke hun eigen set van adaptieve cycli. Door verlies van de verbindingen tussen de afzonderlijke deelsystemen en het grotendeels wegvallen of beperken van estuariene dynamiek functioneert het gebied als geheel niet meer als een estuarium maar als een verzameling van deelgebieden met elk hun eigen ontwikkeling.

3.2 Robuustheid

Robuustheid kan worden gedefinieerd als het vermogen van een systeem om een gewenste toestand te behouden ondanks fluctuaties in het gedrag van de samenstellende delen of de omgeving (Carlson en Doyle, 2002, Anderies et al., 2004). Het beschrijft het vermogen van het systeem om zich aan te passen in afwachting van of als reactie op een verstoring (DiGiano en Racelis, 2012). Een robuust ecosysteem vereist ook functionele redundantie en feedbackcontroles om veranderingen in de omgeving te compenseren (Mumby et al., 2014). In de ecologie van het voedselweb wordt robuustheid gebruikt om de verandering in netwerkeigenschappen te kwantificeren die het gevolg zijn van een verlies van individuele soorten (Petchey et al., 2004).

3.3 Operationaliseren concepten veerkracht en robuustheid

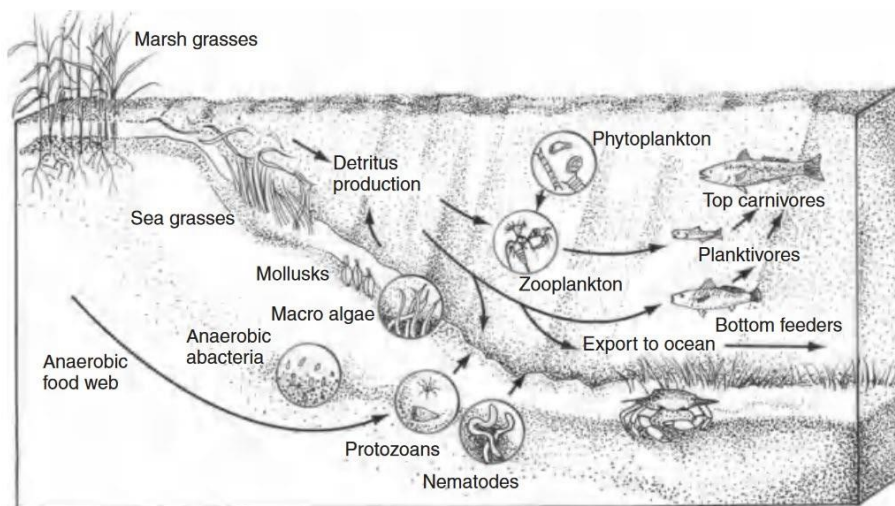
Het operationaliseren van deze concepten vereist expliciete beslissingen over de selectie van drempelwaarden of doelen en ruimtelijke en temporele schalen. In het geval van veerkracht is de drempel afhankelijk van de dynamiek van het ecosysteem en moet deze meestal worden gemodelleerd of gebaseerd

op ecologische tijdreeksen (Walker et al., 1981, Carpenter et al., 1999, Peterson, 2002, Box en Mumby, 2007, Hirota et al., 2011). Robuustheid vereist een waardeoordeel over doelen en over aanvaardbare niveaus van variabiliteit. De meeste maatstaven voor veerkracht en robuustheid hangen af van de gekozen ruimtelijke en temporele schaal voor de meting ervan. De veerkracht van een ecosysteem kan bijvoorbeeld groot zijn als die voor de komende 50 jaar wordt berekend. Daarom moeten schalen expliciet worden gedefinieerd en moet worden overwogen of ze geschikt zijn voor de dynamiek van ecosystemen (een tijdschaal van vijf jaar kan bijvoorbeeld ontoereikend zijn om de effecten van beheer interventies te bekijken) (Mumby et al., 2014).

4 Soorten en soortgroepen

Een ecosysteem bestaat uit grote hoeveelheid soorten en soortgroepen die ieder een eigen specifieke functie vervullen binnen het ecosysteem en die in meer of mindere mate van elkaar afhankelijk zijn, bijvoorbeeld als voedselbron (predator-prooi relaties binnen het voedselweb) of als gastheer of habitat (bio-bouwers). Binnen een robuust en veerkrachtig systeem zijn de soorten en soortgroepen goed op elkaar afgestemd zodat ze veranderingen in omgevingscondities kunnen opvangen zonder dat de karakteristiek van het ecosysteem wezenlijk verandert. In dit hoofdstuk worden estuariene voedselwebben en de soorten en functionele groepen die in de Rijn-Maas-Scheldemonding voorkomen beschreven. Hoewel estuaria ook leefgebied bieden aan vogels, landzoogdieren, reptielen en amfibieën (Greenberg, 2012), richt dit rapport zich op het onderwaterleven, met name zeezoogdieren, vissen en macrobenthos.

Een eigenschap van estuariene voedselwebben in estuaria is het relatieve belang van de bodemorganismen (Wolff, 1973). Allereerst groeit er een verscheidenheid aan planten op de bodem in ondiepe wateren (bijv. moerasgrassen, zeegrassen en benthische algen), zie **Figuur 7** (Day, 2013). Ten tweede is er een significante flux van voedsel en anorganische voedingsstoffen vanuit de waterkolom naar de bodem, evenals in tegenovergestelde richting. Benthische filterfeeders zoals oesters, kokkels en mosselen, filteren het fytoplankton uit de waterkolom. Ze blijven doorgaans op één plek en concentreren voedsel dat langs hen stroomt in de waterstromen (Day, 2013). Andere benthische organismen, bodemeters, leven in en op de bodem en halen het voedsel uit het organisch materiaal in en aan de oppervlakte van het sediment (Wijsman en Hamer, 2024). Ze bewegen zich door de bodem en graven gangen en halen zo voedsel uit het sediment. Deze worden bodemeters genoemd en omvatten wormen, amphipoden en een hele reeks andere kleine organismen. Er zijn ook een groot aantal niet-bodem-bewonende organismen die zich voeden op de bodem. Deze omvatten een verscheidenheid aan ongewervelde dieren, vissen en vogels. De meerderheid van de vissoorten in estuaria zijn gespecialiseerd in het leven op en nabij de bodem (Day, 2013).



Figuur 7. Schematische weergave van het voedselweb voor een typisch estuarien ecosysteem dat enkele voedingsrelaties tussen enkele van de belangrijkste trofische groepen laat zien. Zwarte lijnen en pijlen geven de voedselstroom aan van bron naar consument (**Bron: Day, 2013**).

De energiestromen van fytoplankton en detritus komen via de bodemdieren samen in een groep (top) carnivoren die generalistische eters zijn van een grote verscheidenheid aan organismen. Tot deze carnivoren behoren veel vissoorten, waaronder zeeforel, zeebaars en bot, vogels zoals meeuwen en zoogdieren zoals zeehonden en bruinvissen (**Figuur 7**) (Day, 2013). Hoewel estuariene voedselwebben beginnen met fytoplankton, zeewier of zeegrassen en eindigen met grotere carnivoren zoals vissen en vogels, kunnen heterotrofe organismen ook een groot deel van zowel het eerste als de laatste trofische niveaus binnen een

estuarium vertegenwoordigen en kunnen ze de energiestromen daartussen domineren¹ (Nienhuis, 1993). Als primaire producenten (algen) sterven worden ze doorgaans afgebroken door microben (bacteriën en schimmels). Een deel van de energie die oorspronkelijk door de algen was vastgelegd gaat verloren door respiratie van deze microben. Een deel wordt uitgespoeld als opgelost organisch materiaal in het water en een deel wordt opgenomen in de microbiële biomassa. De rest wordt omgezet in organische verbindingen die niet zijn opgenomen in de microbiële cellen. Weefsels van dieren dienen ook als substraat voor microbiële processen. Bacteriën maken ook vaak gebruik van opgelost organisch materiaal dat niet beschikbaar is voor andere organismen in de gemeenschap. Zo worden bijvoorbeeld aminozuren in estuariene wateren snel door bacteriën opgenomen. Op deze manier voorkomen bacteriën dat energie verloren gaat via opgelost organisch materiaal dat anders het estuarium zou verlaten. Omdat bacteriën zelf een voedselbron vormen voor andere organismen, wordt deze energie via het voedselweb doorgegeven (Nienhuis, 1993).

4.1 Primaire producenten

Primaire producenten vormen de basis voor het overige leven in het voedselweb. De productie van de hoeveelheid algenbiomassa en de samenstelling van de fytoplanktongemeenschap over de seizoenen en de jaren bepaalt de draagkracht voor zoöplankton, benthos, vissen, vogels en zeezoogdieren. Fytoplankton is de dominante primaire producent in alle Nederlandse estuaria, waarbij het ongeveer tussen de 45 - 71% bijdraagt aan de totale jaarlijkse productie van organisch materiaal (Nienhuis, 1993). Hoewel er grote verschillen zijn van plaats tot plaats en door de tijd, kan worden gesteld dat ongeveer 10 - 20% van de nettoproductie van het fytoplankton wordt begraasd door herbivore zoöplankton in ondiepe estuaria. In diepere kustwateren wordt een veel groter deel geconsumeerd door zoöplankton (Valiela, 1984). Het overige deel van het fytoplankton, ongeveer 80-90%, arriveert na een of meer getijden en turbulent mengen, dood of levend, op de bodem van het estuarium en dient voornamelijk als voedsel voor bentische (macro)fauna (Nienhuis, 1993). Naast fytoplankton zijn microfytobenthos ook belangrijk voor het estuariene voedselweb (Heip en Herman, 1995, Herman et al., 1999, Underwood en Kromkamp, 1999).

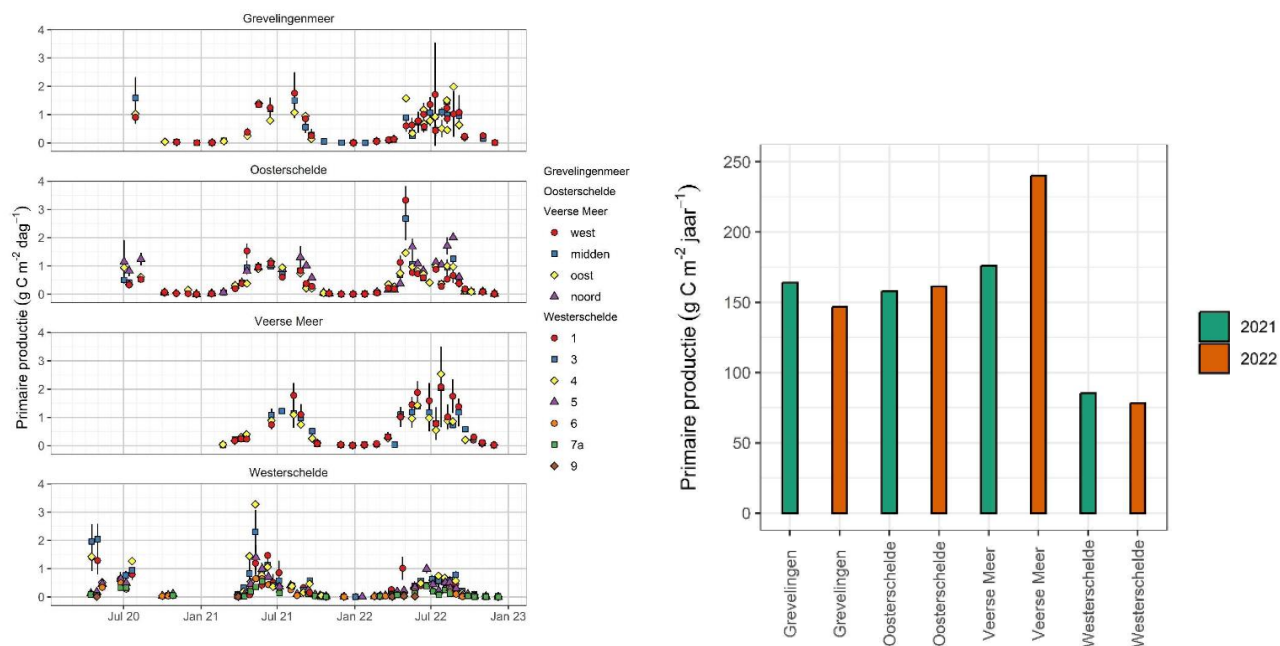
Er zijn twee niveaus waarin primaire producenten kunnen worden gekwantificeerd:

1. De aanwezige hoeveelheid in het systeem (bijvoorbeeld dichtheden en tellingen van fytoplankton, en metingen van chl-a): Dit geeft een beeld van de biomassa van de primaire producenten die aanwezig zijn in een bepaald ecosysteem op een specifiek moment.
2. De primaire productie: Dit verwijst naar de snelheid waarmee primaire producenten, zoals planten en fytoplankton, energie (door fotosynthese) vastleggen en organisch materiaal vormen. Dit kan worden gemeten in termen van de hoeveelheid koolstof die per tijdseenheid wordt vastgelegd (typische eenheid gram koolstof per vierkante meter per dag).

De kwantificering van de aanwezige hoeveelheid primaire producenten geeft een direct beeld van de biomassa van deze groep op een bepaald moment in een ecosysteem, het is eenvoudiger en sneller te meten en dit soort metingen vallen systematisch onder MWTL (Dijkman, 2023). Primaire productie is een goede indicator voor het functioneren van een systeem. In het verleden zijn onder verschillende programma's primaire productie metingen uitgevoerd, maar deze zijn periodiek geweest en hier mist data (Smaal et al., 2013, Wijsman, 2019, Van Oevelen et al., 2021, Dijkman, 2023). In 2020 is er een project gestart waarin tweemaandelijks de primaire productie met de Fast Repetition Rate Fluorometrie (FRRF) methode (Wijsman, 2019), en gelijktijdig de effectiviteit wordt vergeleken met de traditionele methode (¹⁴C-methode²) (Dijkman, 2023). Resultaten uit deze meetcampagne zijn weergegeven in **Figuur 8**, en worden hieronder per bekken besproken.

¹ Dode dierlijke weefsels, feces en pseudofaeces fungeren ook als substraat voor microbiële transformaties. Bacteriën kunnen het DOM (dissolved organic matter) gebruiken dat anders niet beschikbaar is voor andere organismen. Bacteriën voorkomen dus dat een deel van de energie die anders als DOM uit het estuarium verloren zou gaan, ontsnapt en aangezien bacteriën door andere organismen worden gegeten, wordt deze energie omgeleid via het voedselweb.

² De ¹⁴C-techniek is een veelgebruikte methode om primaire productie te meten waarbij de opname van ¹⁴CO₂ wordt gemeten.



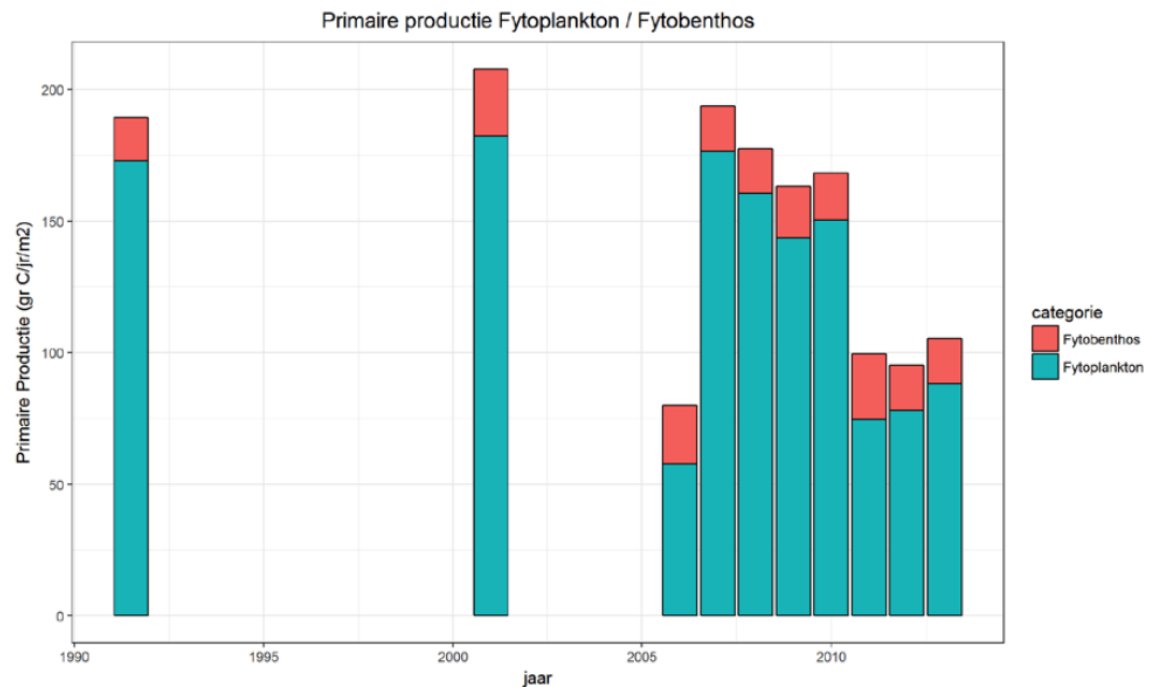
Figuur 8. Links: Primaire productie ($\text{g C m}^{-2} \text{dag}^{-1}$) per waterlichaam tussen 2021 en 2023. Rechts: Primaire productie per waterlichaam per jaar ($\text{g C m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$) (**Beide figuren afkomstig uit Dijkman, 2023**).

Westerschelde

De Westerschelde is een estuarium met sterke gradiënten in onder andere zoutgehalte, turbiditeit en soortensamenstelling fytoplankton. Hoewel dit gebied rijk is aan voedingsstoffen, is de primaire productie laag, omdat in het troebele water slechts weinig zonlicht doordringt (Dijkman, 2023, Zanting et al., 2024). De productiviteit is hoger bij de monding van de Westerschelde en lager richting Belgische grens. De pelagische primaire productiviteit is ook duidelijk lager in de Westerschelde dan in het Grevelingenmeer, de Oosterschelde en het Veerse Meer, zie **Figuur 8** (Dijkman, 2023).

In het verleden lag de primaire productie in de Westerschelde over het algemeen tussen de 150-200 $\text{gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$, maar tussen 2011-2013 lag de productie rond de 100 $\text{gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$ (**Figuur 9**). Dit werd vooral veroorzaakt door een afname van de primaire productie van het fytoplankton. De productie van het microfytobenthos is aanzienlijk lager dan van het fytoplankton en ligt globaal tussen de 15-25 $\text{gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$ (**Figuur 9**). De fytoplankton productie lag aanvankelijk rond de 175 $\text{gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$, al heeft 2006 ook een lage fytoplanktonproductie van iets meer dan 55 $\text{gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$. In de periode 2007-2010 lag de primaire productie rond de 150 $\text{gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$ om vervolgens duidelijk af te nemen tot een primaire productie in 2011-2013 van rond de 75-85 $\text{gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$ (Barneveld et al., 2018). In 2021 en 2022 werden vergelijkbare primaire productiewaarden door fytoplankton gemeten, zie Figuur 9. Daggers et al. (2020) rapporteren een microfytobenthos productiviteit in het bloeiseizoen tot 730 $\text{gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$, met een hogere productiviteit in de Westerschelde vergeleken met de Oosterschelde³ (Daggers et al., 2020).

³ Tijdens droogval op slikken en platen

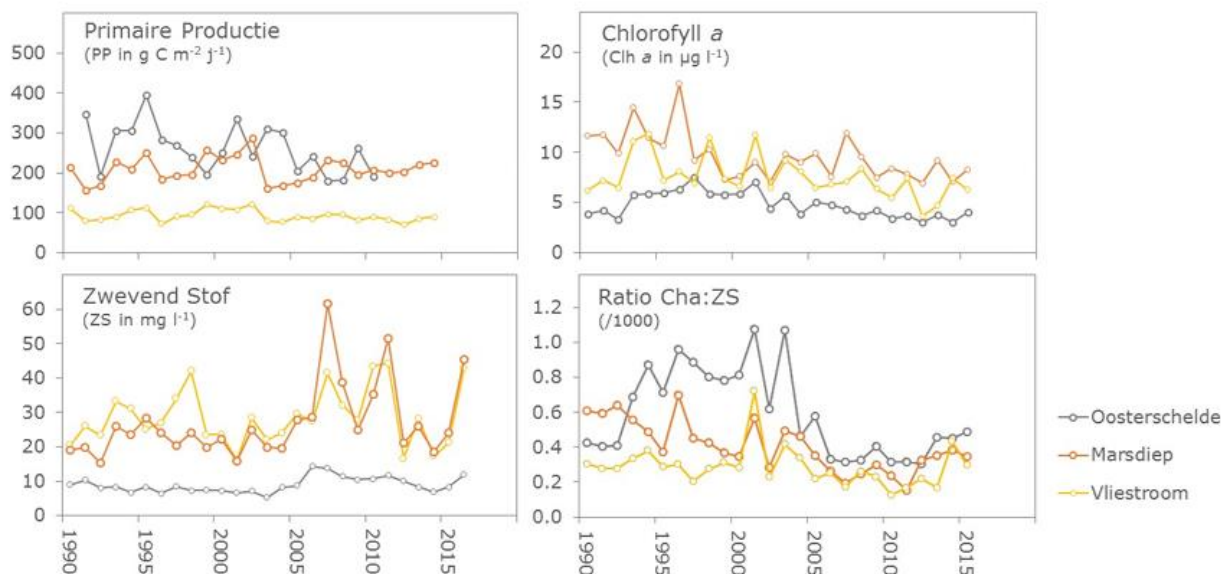


Figuur 9. De primaire productie van microfytobenthos en fytoplankton in de Westerschelde ($\text{gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$) (Bron: Barneveld et al., 2018).

Oosterschelde

De Oosterschelde is na de aanleg van de Deltawerken een zeearm met getijdewerking. De productiviteit is hoger in deelgebied noord dan in de andere deelgebieden. Tussen west, midden en oost is weinig verschil in productiviteit (Dijkman, 2023). In de Oosterschelde zijn in verleden primaire productie metingen gedaan, met als belangrijke reden het volgen van veranderingen door de aanleg van de Deltawerken. De primaire productie liet een afnemende trend zien van 2000 tot 2010 (**Figuur 10**) (Smaal et al., 2013, Jansen et al., 2019). Ook de algenconcentratie liet ook een afnemende trend zien, maar deze leek zich na 2010 wel te stabiliseren op een lager niveau (**Figuur 10**) (Jansen et al., 2019). Smaal et al. (2013) toont op basis van deels gemodelleerde deels gemeten (^{14}C) gegevens een afname aan van primaire productie in de Oosterschelde tussen 1995 en 2009 van $319 \text{ gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$ rond 1995 tot $\sim 155 \text{ gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$. De meest recente gegevens laten een jaarproductie zien van $158 \text{ gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$ voor 2021 en $161 \text{ gC m}^{-2} \text{jaar}^{-1}$ voor 2022 (**Figuur 10**) wat impliceert dat de primaire productie niet verder is afgenomen. Verder, uit het Kennis en Onderzoek voor de Mossel Productie (KOMPRO) rapport blijkt dat er na 2016 geen toe- of afname van chl-a⁴ is, en dat de gemiddelde hoeveelheid chl-a nog steeds lager uitvalt dan vorige eeuw (Craeymeersch et al., 2024). Verdere analyse of modellering waarbij onder andere schelpdierbestanden en filtratiesnelheden worden meegenomen zal moeten aantonen of de gemeten jaarproductie voldoende dan wel te laag is om een gezond voedselweb te dragen (Dijkman, 2023).

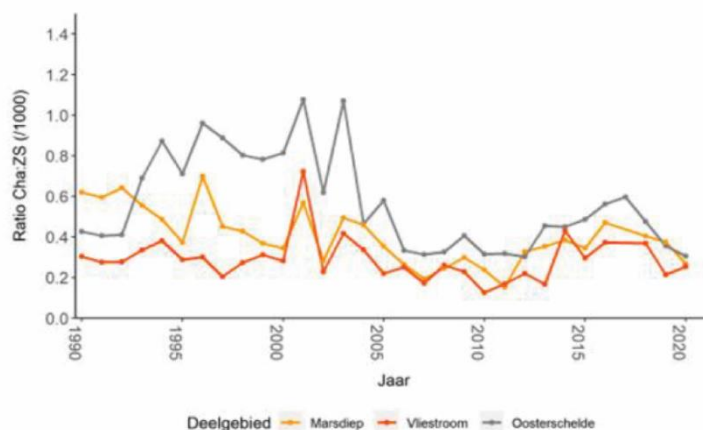
⁴ Chlorofyl-a (chl-a) gehalten zijn ook belangrijk voor het bepalen van draagkracht



Figuur 10. Jaarlijkse primaire productie, chlorofyl en zwevend stof concentratie en de verhouding tussen chlorofyl en zwevend stof in Oosterschelde en Waddenzee (Marsdiep en Vlietstroom). Primaire productiemetingen in de Oosterschelde lopen tot en met 2010. Primaire productie in de westelijke Waddenzee is berekend uit algenbiomassa, nutriënten, temperatuur en licht (Jansen et al., 2019).

Schorren hebben een zeer hoge nettoproductie, ongeveer 400 tot 1200 $\text{g C m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, boven- en ondergrondse productie samengenomen (Groenendijk, 1984, Huiskes, 1988), sterk afhankelijk van het vegetatietype (Bakker et al., 1993). Als gevolg van antropogene stressoren zijn veel van de oorspronkelijke schorren en kwelders langs de Nederlandse estuaria in de afgelopen eeuwen omgevormd tot landbouwgrond en omringd door zeeweringen. Als gevolg hiervan dragen schorren slechts zeer weinig bij aan het totale organische koolstofbudget van bijvoorbeeld de Oosterschelde. Bovendien is door de Deltawerken het zicht in de Oosterschelde toegenomen. Daarom werd geschat dat de bijdrage van microfytobenthos aan de totale primaire productie is toegenomen (Troost et al., 2012). De netto import van organisch materiaal uit de Noordzee was voor de sluiting verwaarloosbaar en bleef dit ook na de sluiting. De Oosterschelde bleef een zelfvoorzienend ecosysteem wat betreft organische stof en voedselbeschikbaarheid.

Terwijl geen veranderingen in macrobenthische fauna in de Oosterschelde konden worden toegeschreven aan de Deltawerken (Troost et al., 2012) toonde een studie uit 2023 aan dat de zoöplanktongemeenschappen in de Oosterschelde wel zijn veranderd ten opzichte van de situatie in de jaren 1980 (Horn et al., 2023). Deze veranderingen konden grotendeels worden verklaard door de aanleg van de Oosterscheldekering. Horn et al. (2023), toonden tevens aan dat de toename van het cyclopoïde roeipootkreeftje *Oithona* spp. in de Oosterschelde waarschijnlijk verband hield met de veranderingen in de fytoplanktongemeenschap als gevolg van de schelpdierkweek in het gebied. Craeymeersch et al. (2024) tonen aan dat de verhouding tussen Chl-a en zwevende stof weer is toegenomen sinds 2012 als gevolg van dalende concentraties zwevend stof (**Figuur 11**).



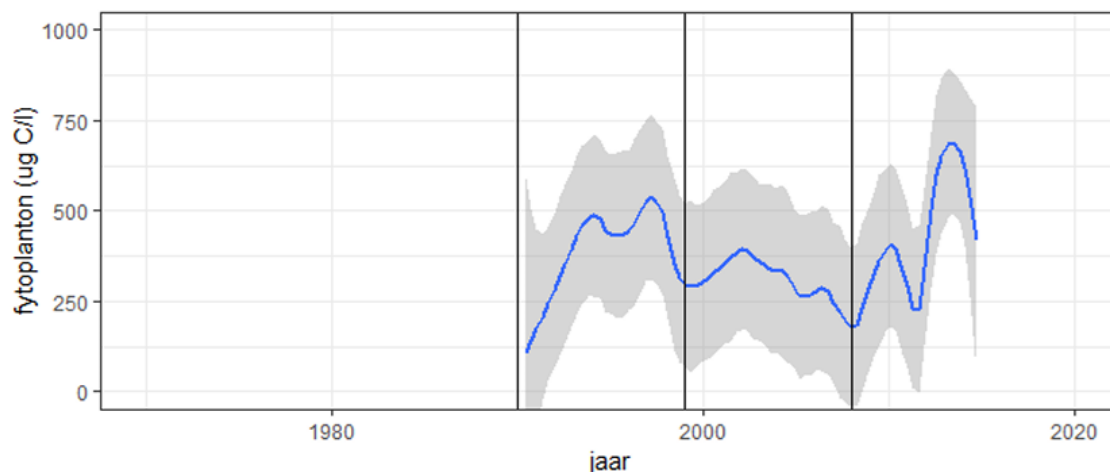
Figuur 11. Verhouding tussen chlorofyl en zwevend stof in Oosterschelde en Waddenzee (Marsdiep en Vlietstroom). De grijze lijn toont de verhouding in de Oosterschelde (Craeymeersch et al., 2024).

Grevelingenmeer

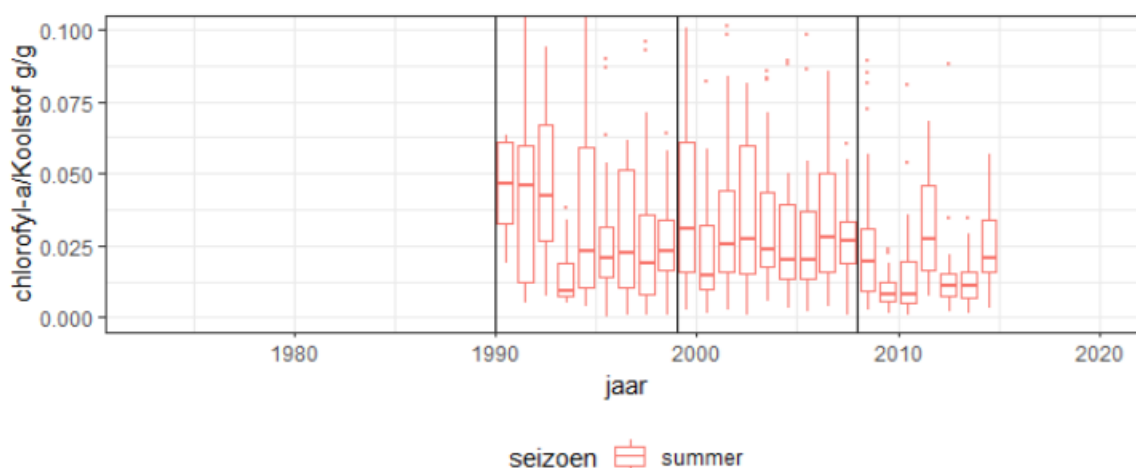
Na de sluiting van de Brouwersdam in 1971 veranderde de verblijftijd van het water van enkele dagen tot enkele jaren (Troost et al., 2012, Tangelder et al., 2019). De chlorideconcentratie daalde van 17‰ in 1971 naar 12‰ in 1978 door verdamping, neerslag en lozing van brak polderwater (Troost et al., 2012). In 1979 is de Brouwerssluis in gebruik genomen met als doel het zoutgehalte in het Grevelingenmeer te verhogen. Het relatief koude zoute water uit de Noordzee bleef echter onder het brakke Grevelingenwater, wat leidde tot stratificatie van eind mei tot eind september (Wijsman, 2002, Troost et al., 2012, Tangelder et al., 2019). Een te grote vraag naar zuurstof in de opgesloten zoute watermassa leidde tot zuurstofloosheid van 10% van het bodemoppervlak (Troost et al., 2012, Wijsman et al., 2022). Dit veroorzaakte massale sterfte onder de benthische fauna en flora (Troost et al., 2012). In de daaropvolgende jaren (1980 tot 1999) werd de Brouwerssluis alleen in de periode oktober-maart geopend om deze situatie te voorkomen (Bannink et al., 1984). Desondanks blijft zuurstoftekort in de diepere gebieden een probleem (Hoeksema, 2002, Wetsteyn, 2011, Mulder et al., 2021). Vanaf 1999 staat de spuisluis in principe permanent open, hoewel deze tot 2006 op verzoek van palingvissers nog maximaal 30 dagen kon worden gesloten om het uittrekken van schieraal naar de Noordzee te verhinderen.

Tussen 1970 en 2018 is de fosfaatconcentratie aanzienlijk gedaald. Deze afname hangt samen met de toename van het zoutgehalte door de verdunning met zeewater (na de opening van de Brouwerssluis in 1978) (Tangelder et al., 2019). In dezelfde periode is ook de silicaatconcentratie gedaald. Aangezien een groot deel van het silicaat uit land- en zoetwaterbronnen komt, wordt deze daling eveneens toegeschreven aan de intensievere uitwisseling met de Noordzee vanaf 1978 (Tangelder et al., 2019, Wijsman et al., 2022).

Bovendien, werd de totale jaarlijkse productie van het fytoplankton opmerkelijk beïnvloed door de sluiting, hoewel de productie in de periode 1971 - 1978 eerder begon en later stopte dan voor de sluiting (Nienhuis, 1978). De totale fytoplankton biomassa laat een toename zien tussen 1990 en 1998 (**Figuur 12**). Dit komt overeen met de toename in Chl-*a* (**Figuur 13**) (Tangelder et al., 2019).



Figuur 12. Zomergemiddelde van de biomassa aan fytoplankton in het Grevelingenmeer vanaf 1990. Er zijn geen tellingen van voor 1990



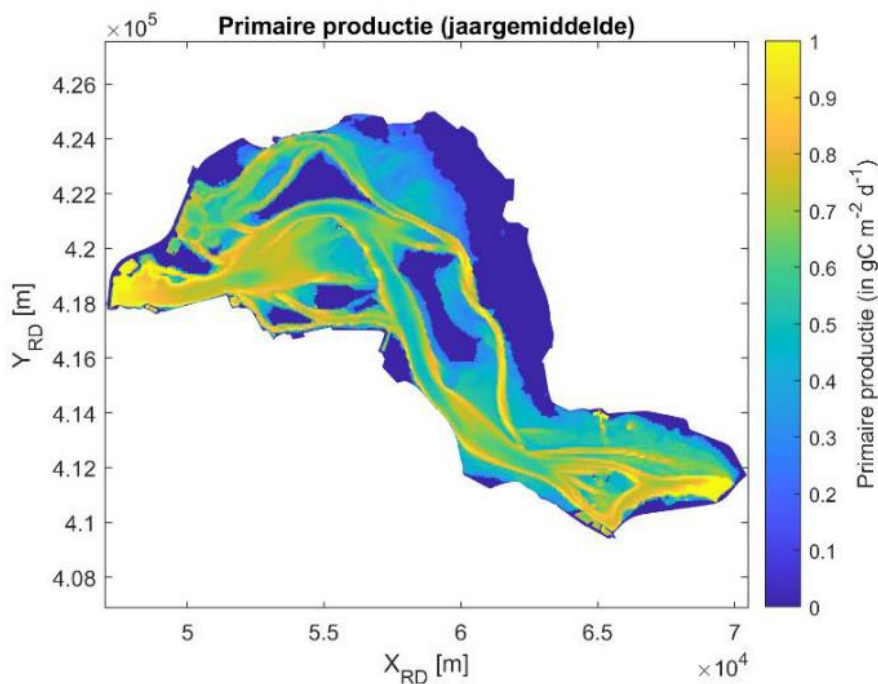
Figuur 13. De verhouding fytoplankton chlorofyl-a / koolstof in het Grevelingenmeer

Het beschikbare voedsel voor benthische filterfeeders nam met een factor twee af door de sluiting in 1971, vanwege een afname van de hoeveelheid organische koolstofdeeltjes in de waterkolom (Troost et al., 2012). Dit was een direct gevolg van het verdwijnen van de getijdenstroom (Troost et al., 2012). De productie van fyto-benthos nam aanzienlijk toe (Troost et al., 2012). Na de aanleg van de Grevelingendam in 1964 ontwikkelde zich zeegras (*Zostera marina*) in het oostelijk deel van het Grevelingenmeer (Troost et al., 2012). Na de aanleg van de Brouwersdam nam het zeegrasareaal sterk toe tot een maximum van ruim 4600 hectare in 1978 (Troost et al., 2012). Daarna namen de zeegrasvelden af tot er in 2000 geen meer over waren (Wetsteyn, 2011). Op dit moment wordt er gewerkt aan het herstel van zeegras op een aantal proeflocaties in het Grevelingenmeer.

Vegter & de Visscher (1984) rapporteren voor het Grevelingenmeer een toename in jaarlijkse primaire productie van $80 \text{ g C m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$ in 1976, $171 \text{ g C m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$ in 1979 tot $225 \text{ g C m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$ in 1981 (Vegter en De Visscher, 1984). De huidige jaarproductie van $164 \text{ g C m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$ voor 2021 en $146 \text{ g C m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$ voor 2022 in het hele Grevelingenmeer ligt in dezelfde orde van grootte als gemeten in de jaren 1979-1981 na het sluiten van de Brouwersdam. De metingen tonen geen duidelijke consistente verschillen in productiviteit tussen de deelgebieden (Dijkman, 2023).

In het kader van de studies naar het gedeeltelijk herstel van het getij in het Grevelingenmeer zijn er door Deltares modelberekeningen uitgevoerd waarbij ook primaire productie is berekend (Tangelder et al., 2019,

Van Der Heijden en Nolte, 2022, Wijsman et al., 2022, Wijsman en Hamer, 2024). Deze modelberekeningen laten een verhoogde (pelagische) primaire productie zien in het westen en oosten van het Grevelingenmeer, nabij respectievelijk de Brouwerssluis en de Flakkeese spuisluis. Dit wordt gerelateerd aan de nutriëntenaanvoer door de beide doorlaten (Van Der Heijden en Nolte, 2022). Verder is de voorspelde primaire productie in de geulen hoger dan in de ondiepe delen van het meer (**Figuur 14**).

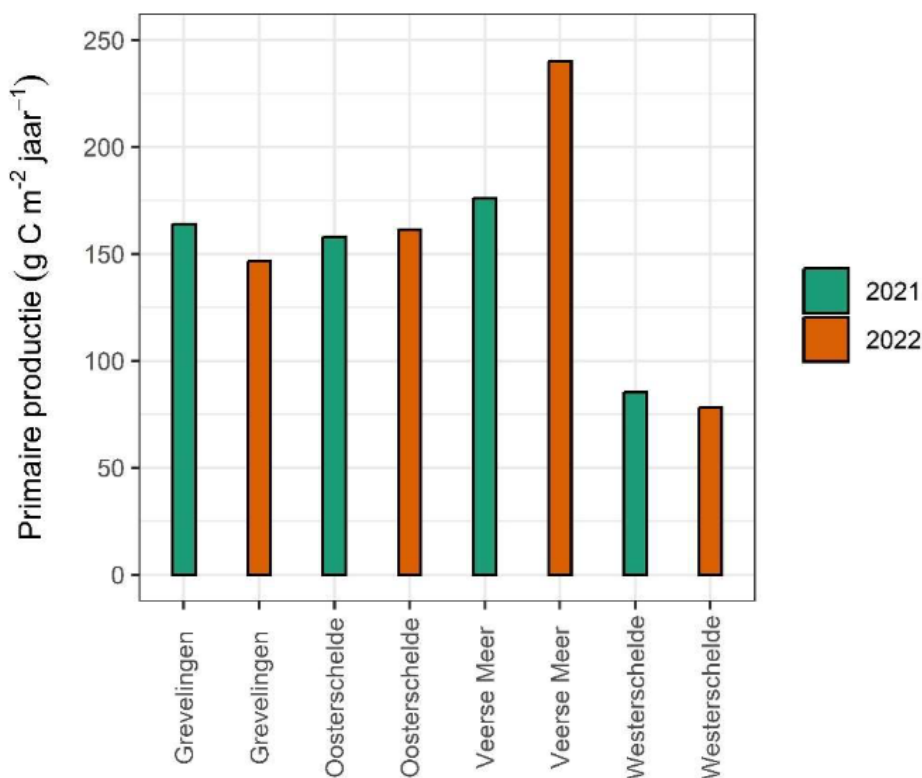


Figuur 14. Ruimtelijke verdeling van de gemodelleerde jaargemiddelde primaire productie in het Grevelingenmeer (Van Der Heijden en Nolte, 2022).

Veerse Meer

Sinds het ontstaan van het Veerse Meer in 1961 is de kwaliteit van het water en het ecosysteem geleidelijk achteruitgegaan (Craeymeersch en De Vries, 2007). In de jaren 1970 en 1980 raakte het Veerse Meer steeds sterker geëutrofeerd, met afnemend doorzicht (Prinsen et al., 2005), zuurstofgebrek nabij de bodem (Coosen et al., 1990, Craeymeersch en De Vries, 2007), een afname van zeegras ten gunste van macroalgen en fytoplanktonbloei (Craeymeersch en De Vries, 2007). Om deze verslechtering tegen te gaan, werd in 1989 besloten het meer opnieuw met de Oosterschelde te verbinden. In 2004 werd hiervoor de Katse Heule in gebruik genomen, wat heeft geleid tot een hoger en stabielere zoutgehalte, een snelle afname van voedingsstoffen (vooral fosfaat) en een verbeterd doorzicht (Wijnhoven et al., 2010). De daling van de nutriënteniveaus in combinatie met het verhoogde zoutgehalte verminderde de omvang van de fytoplanktonbloei en verbeterde de waterkwaliteit (Wijnhoven et al., 2010). Ondanks deze verbetering van de waterkwaliteit in de eerste jaren na de ingebruikname van de Katse Heule, is het zuurstofgehalte in de onderste laag van de waterkolom nog steeds verlaagd ten opzichte van de oppervlakte, en heeft een mogelijk negatief effect op bodemdieren (Prins et al., 2023).

De primaire productie door fytoplankton vormt een belangrijke zuurstofbron in de oppervlaktelaag van het gehele Veerse Meer. In de oeverzones dragen ook wieren en macrofyten hieraan bij. Deze productie wordt beïnvloed door de beschikbaarheid van licht en nutriënten, waarbij er tussen verschillende jaren variaties kunnen optreden (Prins et al., 2023). Recent is Rijkswaterstaat weer begonnen met het meten van primaire productie in het Veerse Meer. Deze meting laten zien dat primaire productie in het Veerse Meer hoger was dan in de andere bekkens en dat in 2022 de productie in het Veerse Meer hoger was dan in 2021 (Dijkman, 2023).



Figuur 15. Primaire productie per waterlichaam per jaar (g C m⁻² jaar⁻¹).

4.2 Consumenten

4.2.1 Macrobenthos

Macrobenthos zijn ongewervelde dieren die groter zijn dan 1 mm en leven in, op, en rondom de bodem. Ze spelen een cruciale rol in de voedselketens van aquatische en mariene omgevingen (Ysebaert, 2000). Alle voedselgroepen van het benthos komen voor in estuaria (Day, 2013). Ze vormen een belangrijke schakel in het consumeren van primaire producenten, zoals fytoplankton en microfytobenthos. Het macrobenthos in open zeearmen (estuaria) vertoont een grote diversiteit vanwege de uiteenlopende (fluctuaties in) omgevingscondities die deze ecosystemen kenmerken.

De variërende omstandigheden in estuaria, zoals zoutgehalte, stroomsnelheid, droogvaltijd, temperatuur, sedimentmobiliteit, en voedselbeschikbaarheid, zijn typerend en leiden tot een aanzienlijke dynamiek en verschillende gradiënten. Het is deze dynamiek en variatie die het voorkomen en de distributie bodemdieren in estuaria beïnvloed (Herman en Stive, 2011). Over het algemeen is een brak estuarien habitat soortenarmer dan een vergelijkbare habitat in zoet of zout water, maar de soorten die er wel voorkomen zijn typisch voor estuaria. Binnen een estuarium variëren de soorten aanzienlijk van plaats tot plaats, afhankelijk van lokale omstandigheden en de variabiliteit daarvan. Door deze diversiteit leveren estuaria een unieke bijdrage aan de biodiversiteit (Schaminée et al., 2019). Macrobenthische gemeenschappen zijn goede indicatoren van de biotische integriteit en weerspiegelen de huidige toestand van het estuariene ecosysteem.

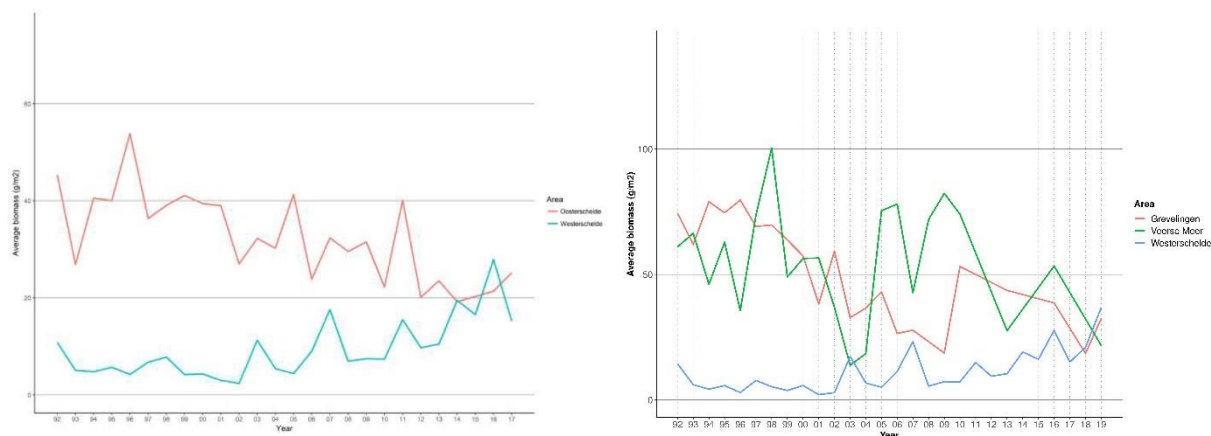
4.2.1.1 Macrobenthos (biomassa) trends op basis van MWTL bemonstering

De Westerschelde ziet een toenemende trend in biomassa, waarbij de grootste bijdrage aan de biomassa wordt geleverd door tweekleppigen, waarbij soorten als het nonnetje (*Macoma balthica*), platte slijkgaper (*Scobicularia plana*) en kokkel (*Cerastoderma edule*) belangrijk zijn op droogvallende platen en als voedselbron voor vogels. In diepere subtidale delen dragen strandgaper (*Mya arenaria*) en mossel (*Mytilus*

edulis) vooral bij aan de biomassa van tweekleppigen. De biomassa van wormen toont een stijgende trend (Kruijt et al., 2020).

In de afgelopen 25 jaar is de biomassa van het macrobenthos in de Oosterschelde hoger geweest dan in de Westerschelde, maar door een dalende trend in de Oosterschelde en een stijgende trend in de Westerschelde is de biomassa sinds 2014 ongeveer gelijk in beide wateren. Tussen 1992-2017 was het aandeel van de Bivalven in de totale biomassa erg groot, terwijl de bijdrage van Echinodermata, Crustacea en Polychaeta nam relatief af na 2011. Omdat de totale biomassa in die jaren is toegenomen, de relatieve afname van Echinodermata, Crustacea en Polychaeta hoeft niet te betekenen dat de absolute biomassa van die groepen ook afgenomen is. D (Figuur 16) (Duijts et al., 2018). In 2017, was er in de Westerschelde een afname van de totale biomassa, ook te zien in de relatieve aandeel van de Bivalven (Duijts et al., 2018)

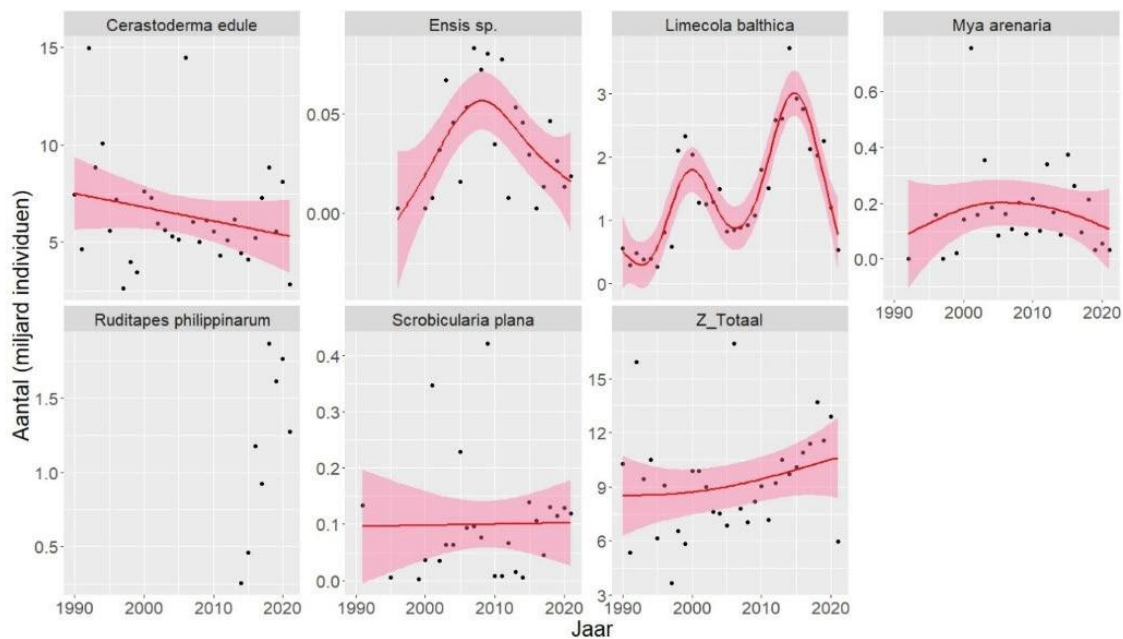
In het Grevelingenmeer en in het Veerse Meer vertoont de gemiddelde biomassa een neerwaartse trend met een sterke piek in 2010 voor het Grevelingenmeer en in 2009 voor het Veerse Meer. De totale biomassa wordt voornamelijk bepaald door bivalvia en gastropoda. Het muiltje (*Crepidula fornicata*), is een belangrijke soort binnen gastropoda, maar is sinds 1992 gestaag afgenomen. De Japanse oester (*Crassostrea gigas*) heeft sinds 2010 een groot aandeel in de biomassa van bivalvia in het Grevelingenmeer (**Figuur 16**) (Kruijt et al., 2020).



Figuur 16. Links: Gemiddelde biomassa per vierkante meter aangetroffen tijdens de MWTL bemonstering van 1992 tot 2017 in de Oosterschelde (rood) en Westerschelde (blauw) Bron: (Duijts et al., 2018). Rechts: Gemiddelde biomassa per vierkante meter aangetroffen tijdens de MWTL bemonstering van 1992-2019 in het Grevelingenmeer, Veerse Meer en Westerschelde (najaar) Bron: (Kruijt et al., 2020) Macrobenthos (biomassa) trends op basis van WOT survey.

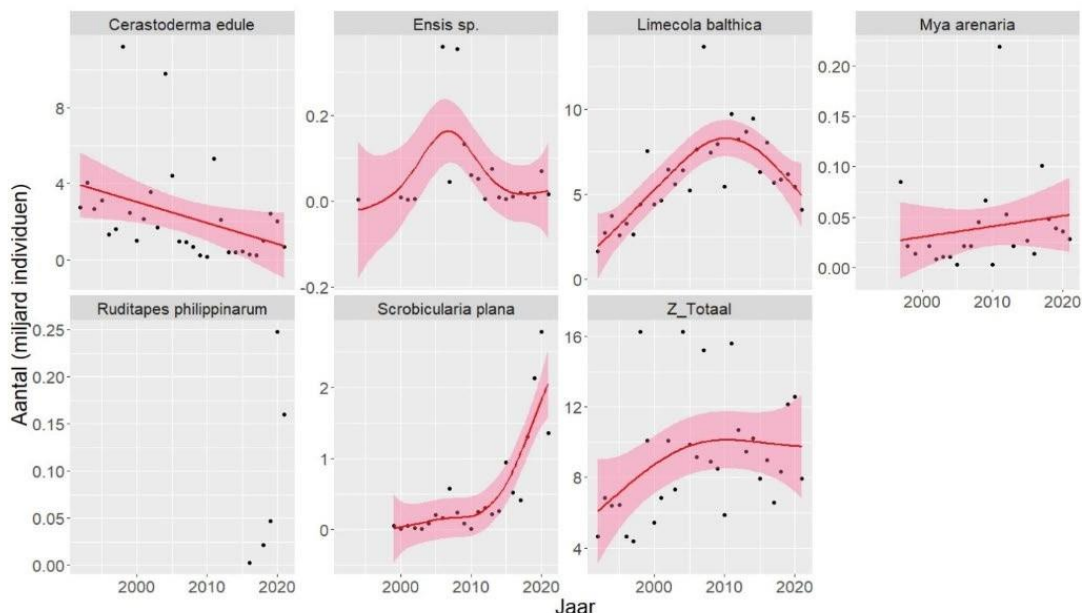
Troost et al. (2023) geeft een weergave van de trends van schelpdierssoorten in de zoute Deltawateren die tijdens de WOT survey tussen 1990 en 2021 zijn aangetroffen. Hierbij is een selectie gemaakt van gemiddelden van meer dan 20 jaar monitoring van schelpdieren. Twee gebieden binnen dit onderzoek zijn voor de ZWD interessant namelijk: de Oosterschelde (litoraal) en de Westerschelde (litoraal).

In het litoraal van de Oosterschelde lijkt het bestand van kokkels (*C. edule*) op lange termijn af te nemen, maar recent zijn er weer aanzienlijke broedvallen ontdekt. Helaas werd de overleving hiervan in sommige jaren sterk verminderd door zomersterftes. Daarnaast tonen verschillende soorten, waaronder *M. balthica*, *Ensis* sp. en *M. arenaria*, de laatste jaren een afname (**Figuur 17**). Het bestand van *M. balthica* vertoont een cyclische trend, vergelijkbaar met die in de Waddenzee. Na een periode van hoge bestanden rond 2008, neemt het bestand van *Ensis* sp. af, terwijl *M. arenaria* ook licht lijkt te dalen rond dezelfde periode, (**Figuur 17**). Aan de andere kant vertoont het bestand van de Filipijnse tapijtschelp een snelle toename sinds 2009, maar vanwege de beperkte tijdreeks kon hiervoor geen trendanalyse worden uitgevoerd (**Figuur 17**). Het totale aantal van alle aangetroffen soorten vertoont een stijgende trend, (**Figuur 17**), deels als gevolg van de aanwezigheid van exoten zoals *Ensis* sp., *Crepidula fornicata*, *Crassostrea gigas*, en *Ruditapes philippinarum*, die in de eerste jaren nog niet aanwezig waren of geregistreerd werden (Troost et al., 2023).



Figuur 17. Trends van schelpdiersoorten op de droogvallende platen van de Oosterschelde, berekend over de geschatte populatie-omvang (het 'bestand') uitgedrukt als het aantal (miljard) individuen. Bron: (Troost et al., 2023).

Ook in de Westerschelde is er een langdurige afname van het kokkelbestand, en piekt het bestand *Ensis* sp. rond 2008 en neemt daarna weer af tot minimale niveaus (**Figuur 18**). Het bestand van *M. balthica* is sinds het begin van de monitoring sterk gegroeid tot een hoogtepunt rond 2010, waarna het snel lijkt af te nemen (**Figuur 18**). Opmerkelijk is de sterke toename van *R. philippinarum*, hoewel de populatiegrootte nog steeds lager is dan in de Oosterschelde. Ook de sterke toename van *Scrobicularia plana* sinds ongeveer 2010 valt op (Troost et al., 2023).



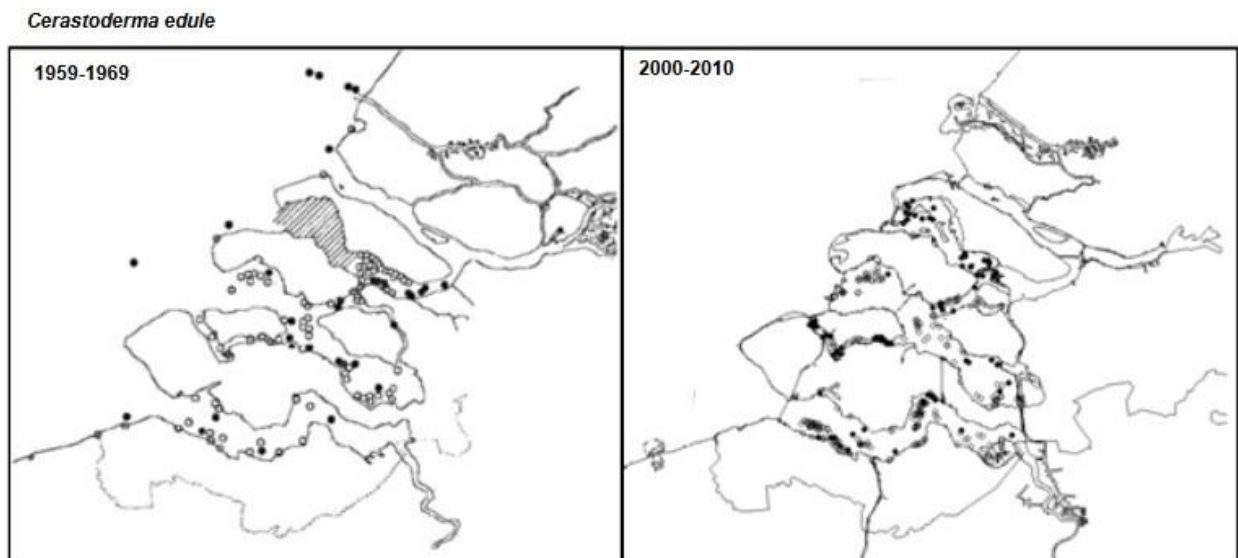
Figuur 18. Trends van schelpdiersoorten op de droogvallende platen van de Westerschelde, berekend over de geschatte populatie-omvang (het 'bestand') uitgedrukt als het aantal (miljard) individuen. (Troost et al., 2023).

4.2.2 Historische en huidige situatie van sleutelsoorten

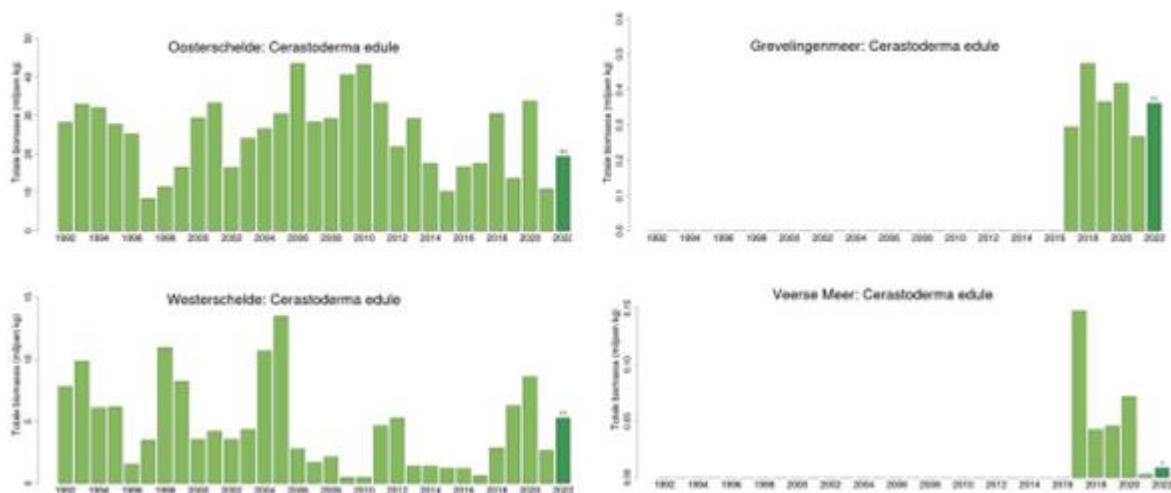
Kokkel (*Cerastoderma edule*)

De kokkel is een filterfeeder die behoort tot de infauna en in de bovenste centimeters van het sediment leeft. De kokkel komt voor in een brede range van sedimentsamenstellingen. De minimale saliniteit tot waarbij kokkels kunnen voorkomen is 10-12 PSU. De kokkel is een belangrijke voedselbron voor steltlopers zoals scholekster en kanoet (Schaminée et al., 2019).

In de jaren zestig van de vorige eeuw, vóór de deltawerken, kwamen kokkels voor in alle polyhaliene en euhaliene wateren en kokkels worden tegenwoordig nog steeds waargenomen in watersystemen met die kenmerken (**Figuur 19**). In het Haringvliet – Hollands Diep komen zowel vóór als ná de deltawerken geen kokkels voor (Schaminée et al., 2019). De kokkel is duidelijk een litorale soort die voornamelijk voorkomt op de droogvallende platen van de Oosterschelde en Westerschelde, en vrijwel niet in gebieden die permanent onder water staan (Troost et al., 2023). In het verleden kwamen kokkels in hoge aantallen voor in de Grevelingen, echter door de aanleg van de deltawerken is het getij verdwenen in het Grevelingenmeer en het Veerse Meer, waardoor kokkels hier enkel nog in het sublitoraal voorkomen. Het leefgebied voor de kokkel is dan ook in deze systemen sterk afgenomen na de deltawerken (Schaminée et al., 2019). Momenteel is er een afnemende trend te zien in het kokkelbestand (**Figuur 20**) (Troost et al., 2023).



Figuur 19. Verspreiding van de kokkel in het sublitoraal (gesloten cirkels) en litoraal (open cirkels) in de periode 1959-1969 vóór de deltawerken (overgenomen uit Wolff, 1973) en 2000-2010 (MWTL data, zonder Voordelta) in respectievelijk 1751 en 6557 bemonsteringslocaties. In het gearceerde deel in de periode 1959-1969 werd de kokkel in alle bemonsteringslocaties aangetroffen. Bron: (Schaminée et al., 2019).



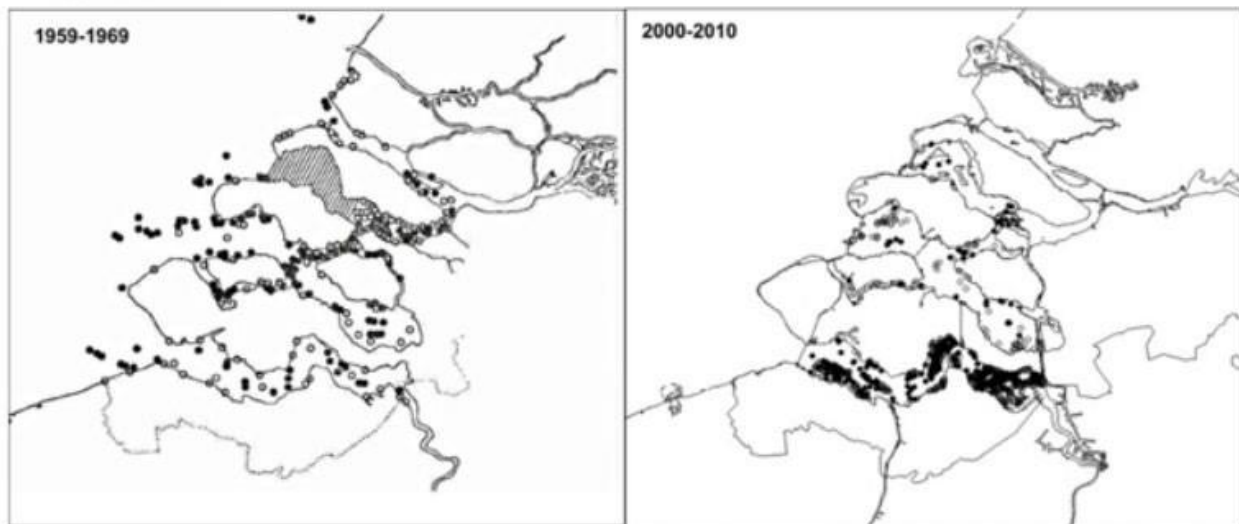
Figuur 20. Biomassa uit voorjaarsbemonstering (miljoen Kg) kokkels (*C. edule*) over de jaren 1992-2022 in de Oosterschelde en de Westerschelde, en 2017-2022 in de Grevelingenmeer en Veerse Meer. Bemonsterd in het voorjaar. **Bron: WMR Schelpdiermonitor.**

Nonnetje (*Macoma balthica*)

Het nonnetje (*Macoma balthica*) is een algemeen voorkomende tweekleppig schelpdier in het zachte substraat in de Nederlandse kustwateren. Het nonnetje is een facultatieve deposit- en filterfeeder die behoort tot de infauna en in de bovenste centimeters ingegraven in slibrijke tot fijnzandige sedimenten leeft, zowel in het intergetijdengebied als sublitoraal. Het nonnetje komt voor in een brede range van sedimentsamenstellingen. De minimale saliniteit waarbij nonnetjes kunnen voorkomen is 4 promille. Daarmee komt de soort zowel in de euhaliene, polyhaliene als mesohaliene zone voor. Het nonnetje vormt een belangrijke voedselbron voor verschillende soorten steltlopers waaronder kanoeten, rosse grutto's, scholeksters en tureluurs. Ook platvissen doen zich tegoed aan (de sifons van) nonnetjes (Schaminée et al., 2019).

In de jaren zestig van de vorige eeuw, vóór de deltawerken, kwamen nonnetjes voor in de mesohaliene, polyhaliene en euhaliene wateren van de Zuidwestelijke Delta en worden tegenwoordig nog steeds waargenomen in watersystemen met die kenmerken (**Figuur 21**) (Schaminée et al., 2019). Uit MWTL data blijkt dat nonnetjes vooral in het sublitoraal voorkomen. In het verleden kwamen nonnetjes in hoge aantallen voor in de Grevelingen, echter door de aanleg van de deltawerken is het getij verdwenen in het Grevelingenmeer en het Veerse Meer waardoor nonnetjes hier enkel nog in het sublitoraal voorkomen. Het nonnetje is volledig uit het Haringvliet en Volkerak-Zoommeer verdwenen doordat deze watersystemen in stagnante, (nagenoeg) zoete systemen veranderd zijn na de aanleg van de deltawerken. Hiermee is het leefgebied van deze soort sterk afgenomen in de Zuidwestelijke delta (Schaminée et al., 2019). In de huidige situatie worden de meeste nonnetjes waargenomen in de Westerschelde (Schelpdiermonitor 2024)⁵.

⁵ WOT Schelpdiermonitor https://wr-shiny.wur.nl/schelpdiermonitor_delta/



Figuur 21. Verspreiding van het nonnetje in het sublitoraal (gesloten cirkels) en litoraal (open cirkels) in de periode 1959-1969 vóór de deltawerken (overgenomen uit Wolff, 1973) en 2000-2010 (MWTl data, zonder Voordelta) in respectievelijk 1751 en 6557 bemonsteringslocaties. In het gearceerde deel in de periode 1959-1969 was het nonnetje in alle bemonster locaties aangetroffen. **Bron: (Schaminée et al., 2019).**

Mossel (*Mytilus edulis*)

Mosselen zijn kenmerkend voor de ondiepe subtidale en intertidale zone en kunnen onderhevig zijn aan sterke temperatuursveranderingen bij blootstelling aan de lucht en veranderingen in zoutgehalte door regenval en rivierstroming. Volwassen *M. edulis* kunnen een zoutgehalte van 10 PSU verdragen, maar hebben minstens 20 PSU nodig voor een succesvolle ontwikkeling van de larven (Hutchins, 1947, Qiu et al., 2002, Jones et al., 2009). Mosselen zijn één van de belangrijkste soorten die worden gekweekt (in de Oosterschelde en het Grevelingenmeer) (Ysebaert et al., 2013a). Het mosselzaad is afkomstig van mosselzaadinvanginstallaties in de Oosterschelde en voor een groot deel vanuit de Waddenzee (visserij en mosselzaadinvanginstallaties). In de Oosterschelde wordt er sinds de aanleg van de deltawerken nog amper op wilde mosselen gevestigd (Steins et al., 2021). Van nature komen ze alleen nog voor op harde substraten zoals dijken, en in wilde Japanse oesterbanken. Verder waren de Grevelingen en het Volkerak-Zoommeer vóór de deltawerken belangrijk voor de mosselkweek (Wijsman en Kleissen, 2012), maar dat is nu volledig verdwenen (Ysebaert et al., 2013a).

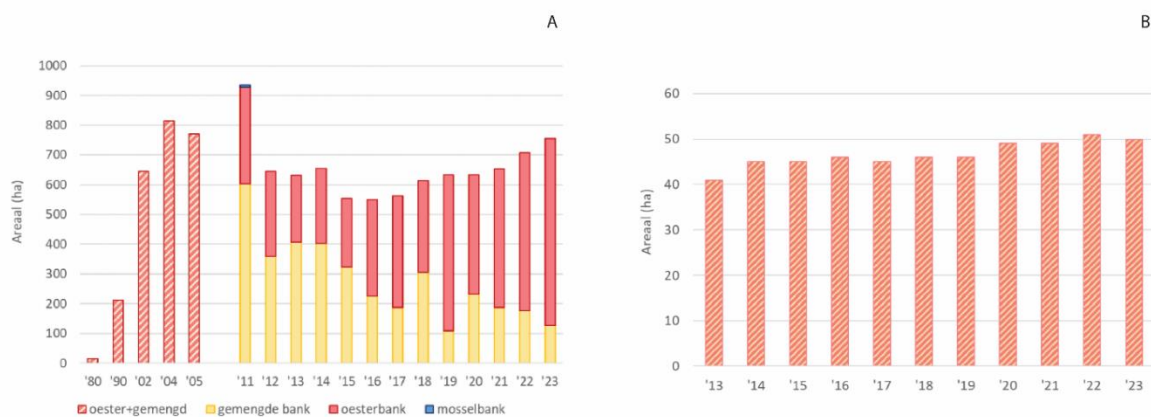
Japanse oesters (*Crassostrea gigas*)

De Japanse oesters zijn in 1964 door vissers in de Oosterschelde geïntroduceerd voor kweekdoeleinden, maar begon zich sinds 1976 in het wild uit te breiden. Daarna is er een snelle uitbreiding van de Japanse oester waargenomen, maar de toename lijkt zich te hebben gestabiliseerd (Troost et al., 2009). De Japanse oester vult mogelijk de habitatleemte, namelijk 3-D schelpdierriffen, die is ontstaan door de verdwijnende natuurlijke mosselbanken, en daardoor vormt het een habitat voor veel andere soorten (Troost et al., 2024).

In de Oosterschelde zijn in het voorjaar van 2023 weer meerdere nieuwe kleine oesterbanken ontdekt en ingemeten, die er al gedurende meerdere jaren bleken te liggen (Troost et al., 2024). Deze kleine oesterbanken dragen bij aan de lichte toename in het totale areaal (**Figuur 22 A**) (Troost et al., 2024). Het aandeel gemengde banken neemt licht af. Hierbij wordt wel opgemerkt dat mosselen in dichte oesterbanken vaak slecht zichtbaar zijn omdat ze diep weggekropen zitten. De inschatting of een bank gemengd is wordt visueel gemaakt en het is daarom goed mogelijk dat het aandeel gemengde banken wordt onderschat. Wel blijkt uit observaties in de Oosterschelde dat de dichtheden van mosselen in gemengde banken over het algemeen zeer laag zijn (Troost et al., 2024).

In de Westerschelde verschilt het areaal van oesterbanken weinig van eerdere jaren (**Figuur 22 B**) (Troost et al., 2024). Hier bevinden oesterbanken zich vrijwel uitsluitend op harde ondergrond zoals stortstenen. Op sommige beschutte locaties achter strekdammetjes hebben de oesters hun rif enigszins weten uit te breiden

op het naastgelegen slik. Echter, blijft het totale areaal klein in vergelijking met de Oosterschelde en Waddenzee (Troost et al., 2024).

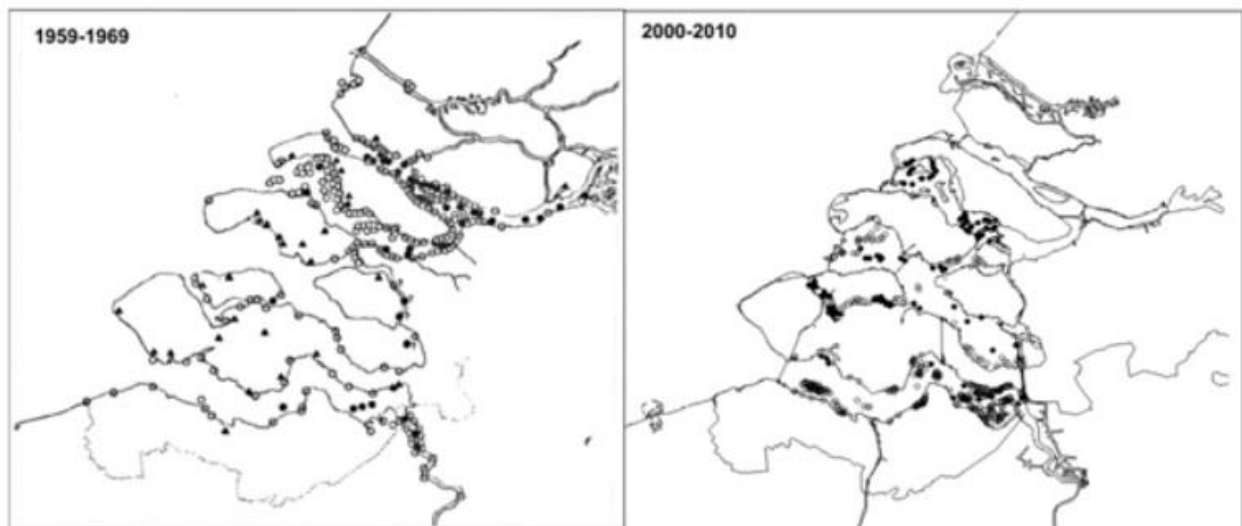


Figuur 22. **A.** Ontwikkeling van het areaal aan oesterbanken, gemengde banken en mosselbanken in de Oosterschelde. Tot 2011 is geen onderscheid gemaakt tussen oesterbanken en gemengde banken. **B.** Ontwikkeling van het areaal aan oesterbanken en gemengde banken tezamen in de Westerschelde (zie ook www.wur.nl/schelpdiermonitor, Monitor 4 tabblad 'ontwikkeling'). Schattingen voor eerdere jaren kunnen nog veranderen als gevolg van nieuwe informatie in de komende jaren. **Bron: (Troost et al., 2024).**

Veelkleurige zeeduizendpoot (*Hediste diversicolor*)

De veelkleurige zeeduizendpoot (*Hediste diversicolor*) is een estuariene borstelworm (6 tot 12 cm lang) die in het mariene en brakke deel van het estuarium in grote aantallen hoog in de intergetijdengebieden voorkomt. De aantallen nemen af richting de zoetwatergetijdengebieden waar de soort enkel sporadisch voorkomt in het laag litoraal. De soort vertoont dan ook een grote zouttolerantie en komt langsheen de volledige zoutgradiënt voor (Schaminée et al., 2019).

In de jaren zestig van de vorige eeuw, vóór de deltawerken, kwam de veelkleurige zeeduizendpoot voor in de mesohaliene, polyhaliene en euhaliene wateren van de Zuidwestelijke delta en wordt tegenwoordig nog steeds waargenomen in watersystemen met die kenmerken (**Figuur 23**). In de periode voor de deltawerken was het een zeer algemene soort in de Haringvliet en Hollands Diep. Zeeduizendpotten komen vooral voor in intergetijdengebieden. In het verleden werd hij alleen sublitoraal aangetroffen in de brakke en zoete delen van mariene, stagnante wateren (Grevelingenmeer en Veerse Meer). De zeeduizendpoot is volledig uit het Haringvliet – Hollands Diep – Biesbosch en het Volkerak-Zoommeer verdwenen doordat deze watersystemen in stagnante, (nagenoeg) zoete systemen veranderd zijn door de aanleg van de deltawerken. Hiermee is het leefgebied van de veelkleurige zeeduizendpoot in de Zuidwestelijke delta aanzienlijk kleiner geworden (Schaminée et al., 2019).



Figuur 23. Verspreiding van de zeeduizendpoot in het sublitoraal (gesloten cirkels) en litoraal (open cirkels) in de periode 1959-1969 vóór de deltawerken (overgenomen uit Wolff, 1973) en 2000-2010 (MWTL data, zonder Voordelta) in respectievelijk 1751 en 6557 bemonsteringslocaties. Verspreiding van de zeeduizendpoot in stilstaande brakke wateren zijn aangegeven met de driehoeken voor de periode 1959-1969. **Bron: Schaminée et al. (2019).**

4.2.3 Vissen

Estuaria vormen een belangrijke schakel in de levensloop van veel vissoorten. Deze kustgebieden zijn van nature voedselrijk door aanvoer van nutriënten uit de rivieren en door een hoge primaire productie als gevolg van uitgestrekte gebieden met ondiep water. Estuaria bieden voor verschillende vissoorten de juiste omstandigheden om te paaien (lage stroomsnelheid, estuariene dynamiek, saliniteit) en beschutting (troebelheid en ondiep water) tegen predatoren en hebben daarmee een belangrijke functie als paaigebied en kraamkamer (Tangelder et al., 2012). Daarnaast fungeren deze kustgebieden als belangrijk doortrekgebied tussen de rivieren en de zee en vormt daarmee een belangrijke corridor tussen opgroei-, foerageer- en paaigebieden in zowel zoete als zoute wateren (Schaminée et al., 2019).

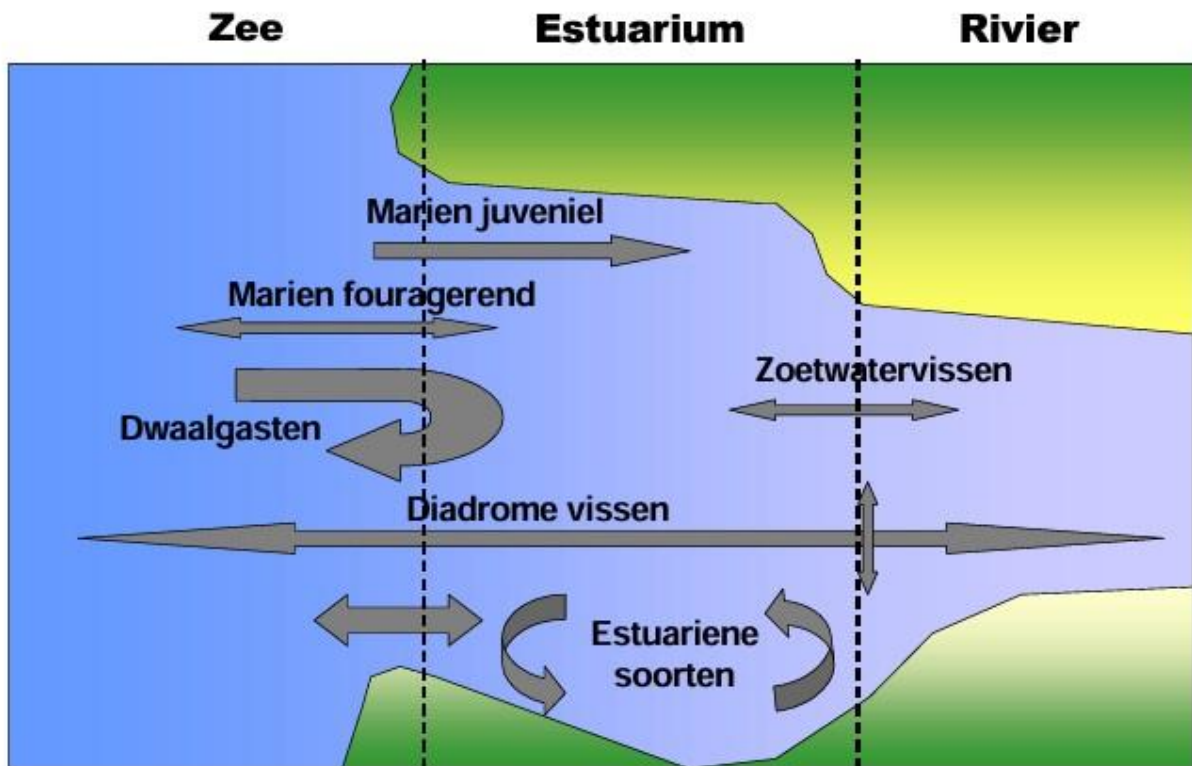
Vissen die voorkomen in een estuarium kan men indelen in zes zogenaamde ecologische gildes. Dit betreft achtereenvolgens (zie **Tabel 1** en **Figuur 24** voor soorten binnen de ecologische gildes en gebruik van het estuarium):

- **Diadrome soorten:** soorten die het estuarium gebruiken als trekroute tussen paai- en opgroeigebied en waarbij sommige soorten het estuarium ook gebruiken als foerageer- en leefgebied. Diadrome soorten kan men verder opsplitsen in katadrome soorten die in zee paaien en het zoete water optrekken om op te groeien en anadrome soorten die als adult stroomopwaarts de rivieren optrekken om hun paaigebieden te bereiken. Voorbeelden van katadrome vissoorten zijn paling, bot en harder. Voorbeelden van anadrome vissoorten zijn Europese steur, Atlantische zalm (*Salmo salar*), driedoornige stekelbaars (*Gasterosteus aculeatus*), fint (*Alosa fallax*) en elft (*Alosa alosa*).
- **Estuarien residente soorten:** soorten die hun hele leven in het estuarium kunnen verblijven en hierop sterk zijn aangewezen. Voorbeelden van estuarien residente soorten zijn brakwatergrondel, botervis en zandspiëring.
- **Marien juveniele soorten:** Ook wel kinderkamersoorten genoemd, zijn soorten die het estuarium gebruiken als opgroeigebied gedurende hun juveniele fase. Voorbeelden zijn haring, schol, zeebaars en schaar.
- **Mariene seizoensgasten:** mariene soorten die gedurende een vast seizoen het estuarium bezoeken, meestal in volwassen stadium. Voorbeelden zijn ansjovis en vijfdradige meun.
- **Mariene dwaalgasten:** mariene soorten zonder een specifieke behoefte aan een estuarium. Voorbeelden zijn dwergtong en smelt.

- **Zoetwatersoorten:** riviersoorten die kunnen voorkomen in de licht brakke zone van het estuarium, bijvoorbeeld om te foerageren. Voorbeelden van zoetwatersoorten zijn blankvoorn, snoekbaars en karper.

Tabel 1. Referentie van de soortsamenstelling van vissoorten in een natuurlijk estuarium is vastgesteld voor de Kaderrichtlijn Water (Jager en Kranenbarg, 2008).

Diadroom	Estuarien resident	Marien juveniele	Seizoene seizoengast	Mariene dwaalgasten	Zoetwatersoorten
Steur <i>Acispenser sturio</i>	Harnasman <i>Agonus cataphractus</i>	Haring <i>Clupea harengus</i>	Geep <i>Belone belone</i>	Dwergtong <i>Buglossidium luteum</i>	Karper <i>Cyprinus carpio</i>
Elft <i>Alosa alosa</i>	Zandspiering <i>Ammodytes tobianus</i>	Zeebaars <i>Dicentrarchus labrax</i>	Pijlstaartrog <i>Dasyatis pastinaca</i>	Smelt <i>Hyperoplus lanceolatus</i>	Blankvoorn <i>Rutilus rutilus</i>
Fint <i>Alosa fallax</i>	Glasgrondel <i>Aphia miuta</i>	Kabeljauw <i>Gadus morhua</i>	Snotolf <i>Cyclopterus lumpus</i>		Snoekbaars <i>Sander lucioperca</i>
Paling <i>Anguilla anguilla</i>	Slakdolf <i>Liparis liparis</i>	Schar <i>Limanda limanda</i>	Ansjovis <i>Engraulis encrasicolus</i>		
Harder <i>Chelon labrosus</i>	Zeedonderpad <i>Myoxocephalus scorpius</i>	Wijting <i>Merlangius merlangus</i>	Sprot <i>Sprattus sprattus</i>		
Driedornige steekelbaars <i>Gasterosteus aculeatus</i>	Botervis <i>Pholis gunnellus</i>	Schol <i>Pleuronectes platessa</i>			
Rivierprik <i>Lampetra fluviatilis</i>	Bot <i>Platichthys flesus</i>	Tarbot <i>Scophthalmus maximus</i>			
Spiering <i>Osmerus eperleanus</i>	Brakwatergrondel <i>Pomatoschistus microps</i>	Griet <i>Scophthalmus rhombus</i>			
Zeeprik <i>Petromyzon marinus</i>	Dikkopje <i>Pomatoschistus minutus</i>	Tong <i>Solea solea</i>			
Zalm <i>Salmo salar</i>	Grote zeenaald <i>Syngnathus acus</i>	Rode poon <i>Trigla lucerna</i>			
Zeeforel <i>Salmo trutta</i>	Kleine zeenaald <i>Syngnathus rostellatus</i>				
Houting <i>Coregonus oxyrinchus</i>	Puitaal <i>Zoarcas viviparus</i>				

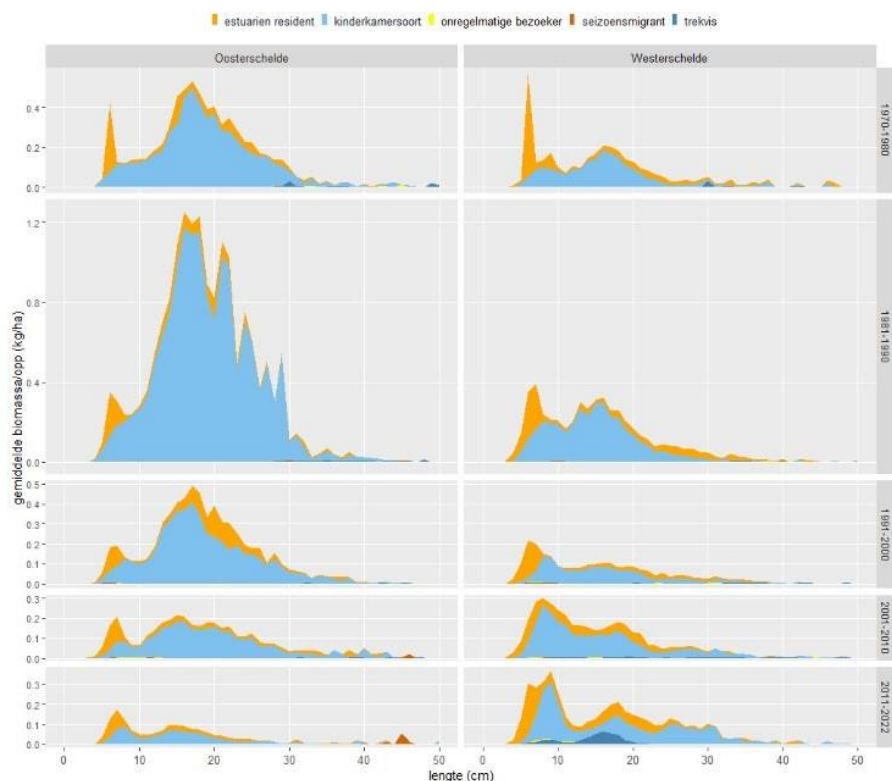


Figuur 24. Gebruik van het estuarium naar Deegan en Thompson (1985). De dikte van de pijlen is een indicatie voor het aantal soorten van een groep. **Bron: Baptist et al. (2007).**

Trends in gildes/Algemene trends

In de Oosterschelde/Westerschelde en in de Voordelta worden er jaarlijks inventarisaties uitgevoerd om een schattig te maken van de vissamenstelling als onderdeel van de Dutch Demersal Fish Survey (DFS) (Tulp et al., 2023). Verder is het Grevelingenmeer in de loop der jaren bemonsterd en beschreven (Tangelder et al., 2019, Didderen et al., 2021). De resultaten van deze surveys worden hier samengevat om algemene trends in visbestanden te bepalen. Vanwege verschillen in vangstmethoden kunnen de resultaten niet één op één worden vergeleken, maar kunnen wel globale trends en verhoudingen worden vastgesteld.

In zowel de Oosterschelde als de Westerschelde wordt de overgrote meerderheid van de biomassa bepaald door de kinderkamersoorten, gevolgd door estuarien residente soorten en daarna pas door andere gildes. Van de kinderkamersoorten zijn schol (*Pleuronectes platessa*) en steenbolk (*Trisopterus luscus*) gedurende de hele periode de meest voorkomende twee soorten in zowel de Oosterschelde als de Westerschelde (**Figuur 19**) (Tulp et al., 2023). In de periode 1981-1990 is er een lichte piek te zien in de gemiddelde biomassa in beide systemen. Daarna is de dichtheid/biomassa van vis in de Oosterschelde aanzienlijk afgenomen vanaf 1990, waarbij de aangetroffen vissen in verhouding veel kleiner zijn. Ook in het laatste decennium is er duidelijk sprake van verdere afname van de totale visbiomassa in de Oosterschelde, vooral in vergelijking met de Westerschelde (**Figuur 25**) (Tulp et al., 2023).

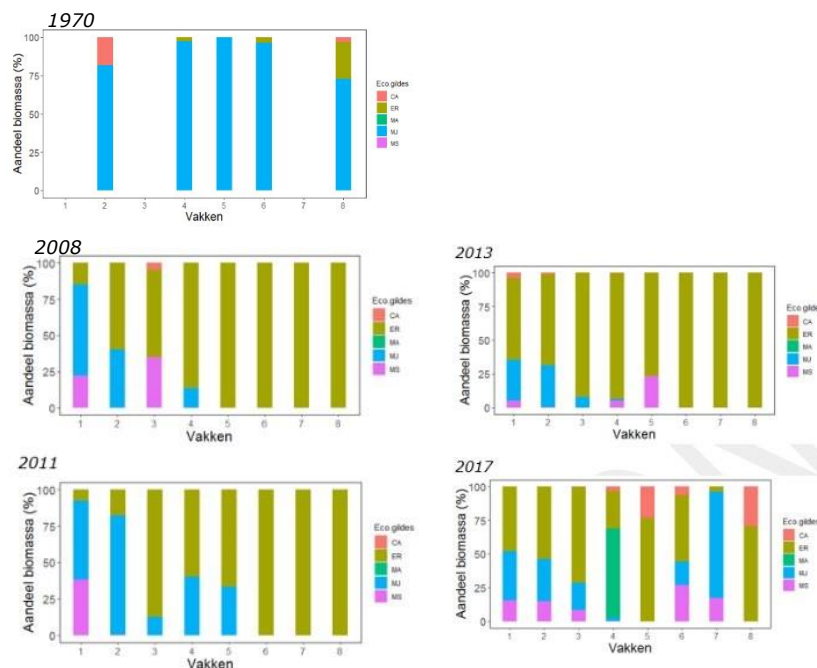


Figuur 25. Verdeling van visbiomassa over lengteklassen in verschillende periodes in de Ooster- en Westerschelde voor de verschillende visgilden (Tulp et al., 2023).

In de Grevelingen is er een opvallend klein visbestand aanwezig, waarbij het aandeel van estuarien residenten juist overheerst, zowel in biomassa als in aantallen tijdens de bemonsterde jaren (2008, 2011, 2013 en 2017). Deze soorten, zoals de zwarte grondel (*Gobius niger*), dikkopje (*Pomatoschistus minutus*), brakwatergrondel (*Pomatoschistus microps*), puitaal (*Zoarces viviparus*) en in mindere mate de zeenaald (*Syngnathus* sp.), kunnen over het algemeen hun hele levenscyclus in het Grevelingenmeer voltooien (Hop, 2016, Tangelder et al., 2019). In recente jaren wordt het visbestand voornamelijk gevormd door kleine vis met een relatief lage totale biomassa als gevolg.

Opvallend is dat vóór de constructie van de Brouwersdam (1962-1971), toen de Grevelingen nog verbonden was met de Noordzee, de dominante vissoorten ook kinderkamersoorten waren, zoals nu het geval is in de Oosterschelde en Westerschelde. Het afsluiten van de Grevelingen heeft dus geleid tot de dominantie van een andere visgilde in het gebied (**Figuur 26**) (Hop, 2016, Tangelder et al., 2019). Na de afsluiting werden vissen opgesloten en was in- en uittrek niet meer mogelijk, wat resulteerde in veroudering van de platvispopulatie.

De opening van de Brouwerssluis (1978) en de jaarrond openstelling (1999) maakte seizoensgebonden trekgedrag weer mogelijk, met name voor kinderkamersoorten en zomergasten. Echter vormen deze gilden nog steeds een minderheid en wordt het gebied nog altijd gedomineerd door estuarien residenten. De opening van de Flakkeese spuisluis (Winter et al., 2014) lijkt een positief effect te hebben gehad op de visstand in het oostelijk deel van het Grevelingenmeer, echter zijn hierover maar beperkte gegevens beschikbaar (Hop, 2016, Wijsman et al., 2022).



Figuur 26. Aandeel van biomassa (% links) en dichtheid (% rechts) voor elke ecologische gilde (CA = diadrome soorten, ER = estuarien residente soorten, MA = mariene gast, MJ = mariene juvenielen, MS = mariene seizoensgasten) in verschillende vakken in het Grevelingenmeer in voorjaar 2008, 2011, 2013 en 2017. Voor een indeling van de vakken zie Tangelder et al. (2019).

Individuele vissoorten

Voor een gedetailleerde beschrijving van de trends van de individuele soorten zie Winter et al. (2014), Schaminée et al. (2019), Tulp et al. (2023).

4.2.4 Zeezoogdieren

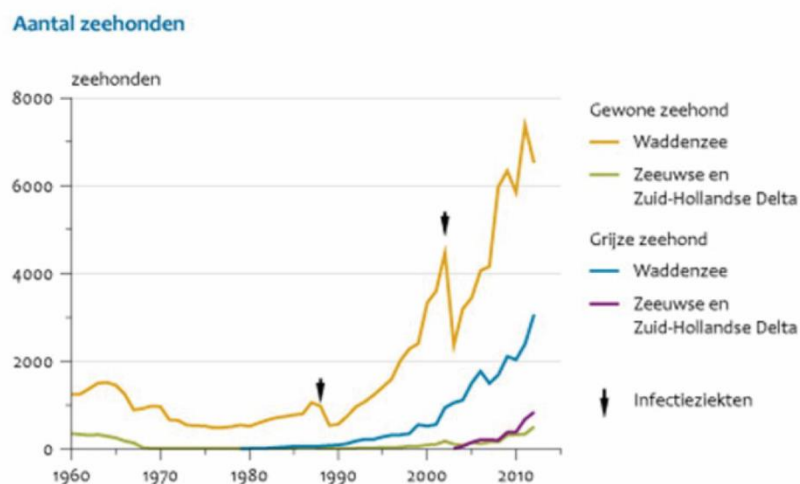
Historische gegevens (al van ver vóór 1900) vermelden de aanwezigheid van 32 soorten zeezoogdieren in de Nederlandse kustwateren en het Nederlandse deel van de Noordzee (Nederlands Continentaal Plat, NCP; (Meiningen et al., 2003). Twintig van deze soorten werden in het verleden ook waargenomen in de Zuidwestelijke delta en dan specifiek in de Westerschelde. De meerderheid van de zeezoogdieren kwam maar zelden voor in de delta met uitzondering van de gewone zeehond en de bruinvis (**Tabel 2**).

Gewone zeehonden (*Phoca vitulina*) en grijze zeehonden (*Halichoerus grypus*) komen in het Deltagebied in alle zoute watersystemen voor, en sporadisch in het Veerse Meer (Hoekstein et al., 2024). Droogvallende zandplaten dienen als rustplek tijdens laagwater voor zeehonden (Hoekstein et al., 2024). In het Grevelingenmeer rusten zeehonden vooral op dammen van basaltblokken die dienen als oeververdediging (Hoekstein et al., 2024).

Zowel gewone zeehonden als grijze zeehonden zijn relatief recentelijk in het gebied teruggekeerd (**Figuur 27**) (Dedert et al., 2015). Er zijn echter aanwijzingen voor een hoge sterfte (op basis van aangespoelde dieren). Daarnaast blijft de reproductie van grijze zeehonden achterwege, terwijl de productie van de gewone zeehond zelden de aantallen dood gevonden dieren overstijgt (www.compendiumvoordeleefomgeving.nl). Hieruit blijkt dat voor beide soorten de populatiegroei afhankelijk is van import uit andere gebieden (Aarts et al., 2013). Sterfte onder zeehonden kan, naast een natuurlijke dood, worden veroorzaakt door verschillende factoren, zoals de draagkracht van het gebied en verstoring door de mens (Reijnders et al., 2000, Brasseur en Reijnders, 2001, Osinga et al., 2012). Een andere factor is de opstapeling van vervuilende stoffen in zeehonden. In voorgaande studies naar vervuilende stoffen in het voedselweb van de Westerschelde zijn er onder andere hoge gehalten aan geperfluoreerde verbindingen in zeehonden aangetroffen (Van den Heuvel-Greve en Zabel, 2010). In 2010 was het nog niet duidelijk of dat voor (zee)zoogdieren een oorzaak kan zijn van een lagere reproductie of, via beïnvloeding van het immuunsysteem, tot verhoogde kansen op ziektes (Dedert et al., 2015).

Tabel 2. Historische aantallen gewone zeehonden en grijze zeehonden in het Deltagebied, excl. Voordelta (Dedert et al., 2015, Hoekstein et al., 2024).

Periode	Gewone zeehond	Grijze zeehond
1900	11.500	
1930-1933	1.300	
1953	1.000	
1960	350	
1980	7	
1990	14	0
2000	91	0
2010	325	382
2022/2023	~1000	~53



Figuur 27. Aantal zeehonden geteld in het Nederlandse deel van de Waddenzee en in het Deltagebied van de jaren '60 tot heden (www.compendiumvoordeleefomgeving.nl).

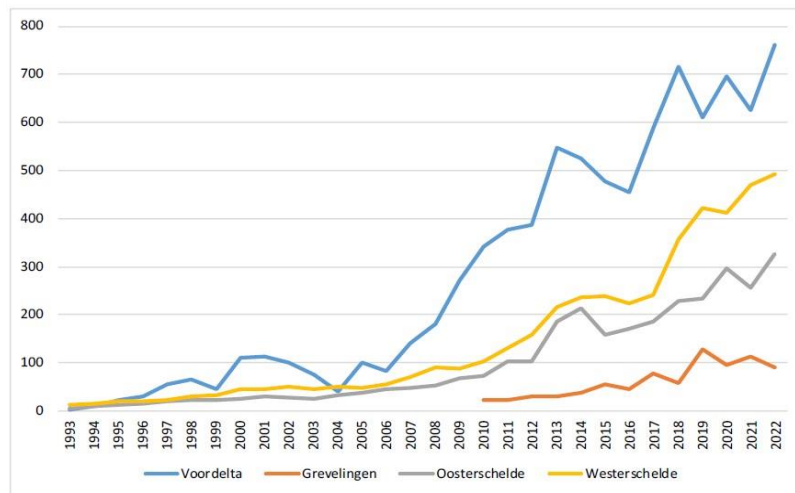
Gewone zeehond (*Phoca vitulina*)

De gewone zeehond foerageert in visrijke kustwateren, binnen een zone van circa 60 km van geschikte rustplaatsen. Verreweg het grootste deel van de tijd brengen zeehonden door op zee. De dieren komen aan land om te rusten. Dit gebeurt in hoofdzaak op zandbanken en stranden. Vooral tijdens de verharing en de geboorte- en zoogperiode hebben de ligplaatsen een belangrijke functie. Deze vindt plaats tegen het einde van de zomer, waardoor de zeehonden dan relatief meer tijd spenderen op de zandbanken. Het dieet van de gewone zeehond bestaat voornamelijk uit bodemvissen zoals platvis (bot, schor, schol en tong), grondels en kabeljauwachtigen, aangevuld met zandspiering en haring.

De gewone zeehond komt voor in alle zoute deltawateren, hoewel slechts een incidentele waarneming in het Veerse Meer. Rond 1900 was het een veel voorkomende soort, met een geschatte totale populatie van toen 11.500 dieren. Als gevolg van efficiëntere jachtmethodes (overgang van netten naar vuurwapens) nam de populatie af naar 1.300 dieren in 1933. De jacht werd in 1961 gesloten en in 1962 werd de Gewone zeehond als beschermde diersoort beschouwd. Dat jaar werden nog 350 dieren geteld in het Deltagebied. Hierna vond echter een verdere afname plaats, mogelijk veroorzaakt door vervuiling van het water met PCB's, en werd de soort als bijna verdwenen beschouwd in de jaren zeventig en uitgestorven in de 80' jaren van vorige eeuw. Sindsdien laat het aantal gewone zeehonden weer een stijgende lijn zien in het Deltagebied. Echter door de uitbraak van een virus in 1988 blijven de aantallen laag. In 1990 is het aantal op 14 dieren geschat. In 2002 breekt wederom een virus uit wat voor een tijdelijke afname zorgt (Schaminée et al., 2019).

Vanaf 2006 vind er elk jaar een flink groei plaats in de populatie, met een uitzondering in 2016 waar een kleine afname te zien is, mede door een tijdelijke afname in de Voordelta. De populatie is inmiddels aanzienlijk gegroeid, en in het seizoen 2020/2021 werden er door Deltamilieu-projecten, die in het kader van

het MWTL monitoringsprogramma jaarlijks meerdere laagwatertellingen uitvoeren, in het Deltagebied maximaal 1485 gewone zeehonden geteld, inclusief jongen. Met name in de Westerschelde heeft de populatie een snelle groei doorgemaakt. In 2022/2023 werden maximaal 761 exemplaren geteld in de Voordelta (mei), 89 in het Grevelingenmeer (mei), 326 in de Oosterschelde (juli) en 492 in de Westerschelde (juni), (**Figuur 28**) (Hoekstein et al., 2024).

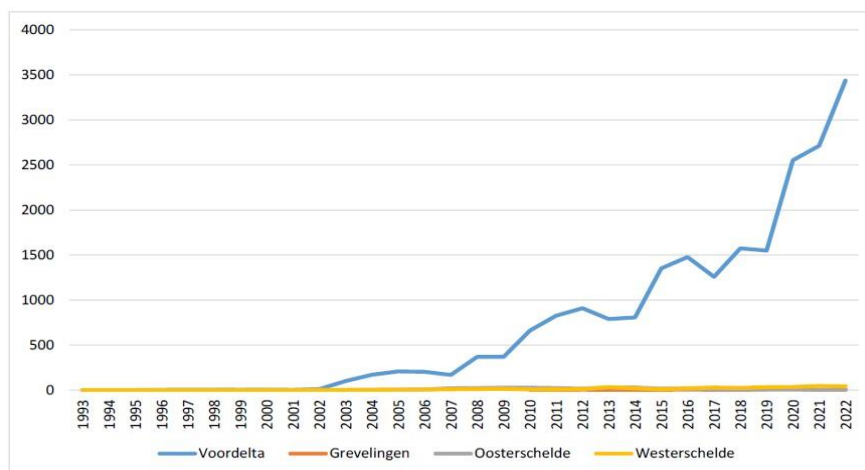


Figuur 28. Trend van het seizoensmaxima van de gewone zeehond in verschillende bekkens van het Deltagebied in de seizoenen 1993/1994 – 2022/2023). **Bron: Hoekstein et al., 2024.**

Grijze zeehond (*Halichoerus grypus*)

De grijze zeehond is de grootste zeehondensoort in Nederland en foerageert in visrijke kustwateren, binnen een zone van circa 60 km van geschikte rustplaatsen. Verreweg het grootste deel van de tijd brengen zeehonden door op zee. Onverstoorde, permanent droge platen, stranden en duinen zijn belangrijke biotopen voor de voortplanting van de grijze zeehond. De ruiperiode vindt een aantal maanden na de geboorteperiode plaats, voor grijze zeehond ligt de piek in april. Tijdens deze verharingsperiode liggen de dieren veel op de ligplaatsen om te zonnen. De voortplantingsperiode van de grijze zeehond ligt tussen september en december. De grijze zeehond eet voornamelijk vis zoals kabeljauw, schelvis, koolvis, zandspiering, wijting en platvissen (zoals bot). Ook schaal- en weekdieren, inktvissen en vogels staan op het menu (Schaminée et al., 2019).

De overgrote meerderheid van de grijze zeehonden leven in de voordelta (~ 3400), een klein deel in de Westerschelde (~42) en een enkeling in de Oosterschelde/Grevelingen (Hoekstein et al., 2024). De soort was in een ver verleden vermoedelijk algemener in de Noordzee dan de gewone zeehond, maar zijn in de Middeleeuwen in de Nederlandse wateren uitgeroeid. Pas in 2002/2003 word de soort in het Deltagebied weer waargenomen. Sindsdien vertonen de jaarlijkse waarnemingen tijdens de MWTL-laagwatertellingen een toenemende trend, met een uitzondering in 2016 waar een kleine afname te zien is, vergelijkbaar met de trend bij de gewone zeehonden. In 2022/2023 werd in de Voordelta het hoogste aantal van 3437 grijze zeehonden geteld in april, het maximum van twee in de Grevelingen viel in december, zes in de Oosterschelde in juli en 42 in de Westerschelde juli (**Figuur 29**) (Hoekstein et al., 2024). De groei van het maximumaantal getelde grijze zeehonden in het Deltagebied bedraagt de afgelopen tien seizoenen 17% per jaar. Deze groei lijkt sterk op die van de Waddenzee in de periode 1985-2013 (Brasseur et al., 2015). Daar kwam het herstel van de populatie veel eerder op gang, maar de groei neemt er de laatste jaren af (Hoekstein et al., 2024).



Figuur 29. Trend van het seizoensmaxima van de grijze zeehond in verschillende bekken van het Deltagebied in de seizoenen 1993/1994 – 2022/2023. **Bron: Hoekstein et al., 2024.**

Bruinvis (*Phocoena phocoena*)

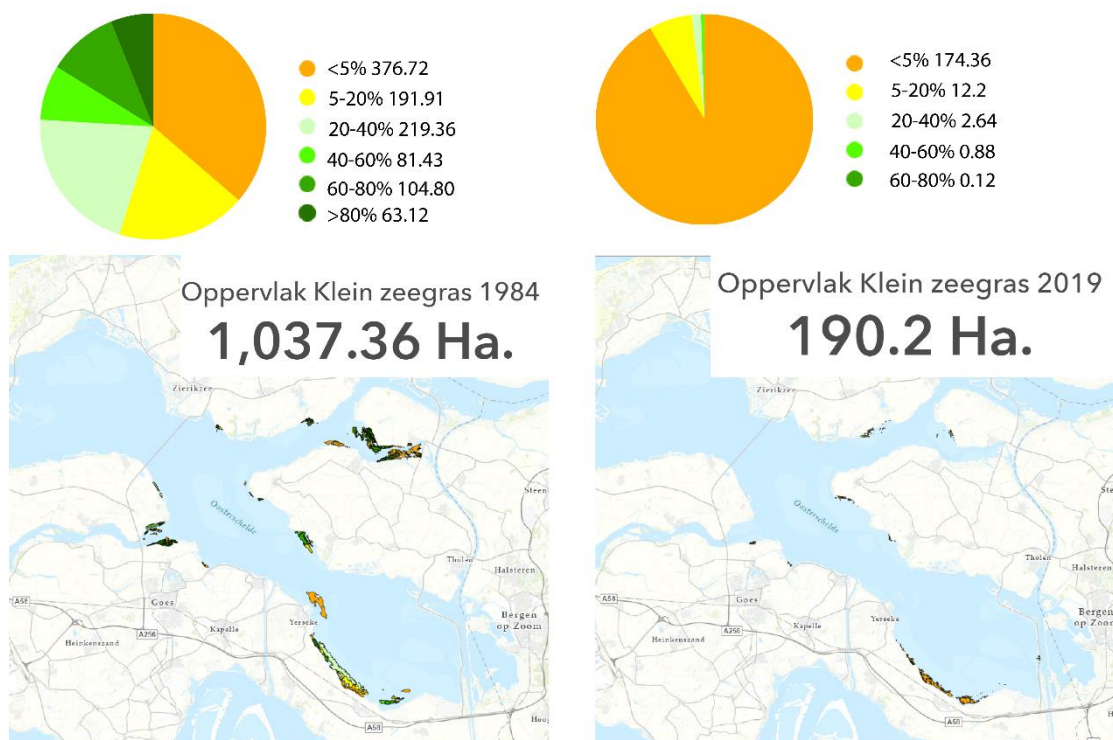
De bruinvis is de kleinste tandwalvis (lengte 1,35 – 1,90 m, gewicht tot 75 kg) in de Noordzee. De bruinvis leeft voornamelijk in zout water maar kan ook in brak water worden aangetroffen en het komt voor dat bruinvissen rivieren opzwemmen. De bruinvis leeft meestal solitair of in kleine groepjes van 2 tot 10 dieren. De voortplantingstijd van bruinvissen loopt van mei tot begin augustus. De bruinvis jaagt vooral op kleine vissen zoals haring, sprot, wijting, diverse soorten platvis maar ook inktvissen en garnalen.

Data over aantallen bruinvissen in het begin van de 20ste eeuw zijn beperkt. Echter, historisch gezien was de bruinvis in Nederland een veelvoorkomende soort. Van 1900 tot de vroege jaren 1950 kwam de bruinvis in hoge aantallen en wijdverspreid voor in de kustwateren van de zuidelijke Noordzee, inclusief de Nederlandse wateren. In de jaren 1930-1940 waren de Nederlandse kustwateren een belangrijk voortplantingsgebied (hele zomer) en paaigebied (augustus) voor de bruinvis. Vanaf de jaren 1990 neemt het aantal strandingen en waarnemingen van de bruinvis in Nederlandse kustwateren toe, alsook in de Westerschelde. De bruinvis wordt als teruggekeerd beschouwd na een afwezigheid van enkele tientallen jaren, waarbij de status verandert van zeldzaam tot algemeen voorkomend. Door gebrek aan onderzoek zijn de redenen van de populatieafname in de jaren 1950-1960 en de terugkeer van de bruinvis halverwege de jaren negentig niet goed bekend, maar aangenomen wordt dat het te maken heeft met verschuiving van hun voedselaanbod. In het Deltagebied neemt het aantal waarnemingen pas sinds 2001 toe. In de Oosterschelde vestigt zich vanaf 2001 een klein, maar wisselend, bestand aan bruinvissen (max. aantal 61 dieren in 2011). De toegenomen scheepvaartintensiteit en het ontbreken van een gezonde haringpopulatie zijn waarschijnlijk de meest beperkende factoren (Schaminée et al., 2019).

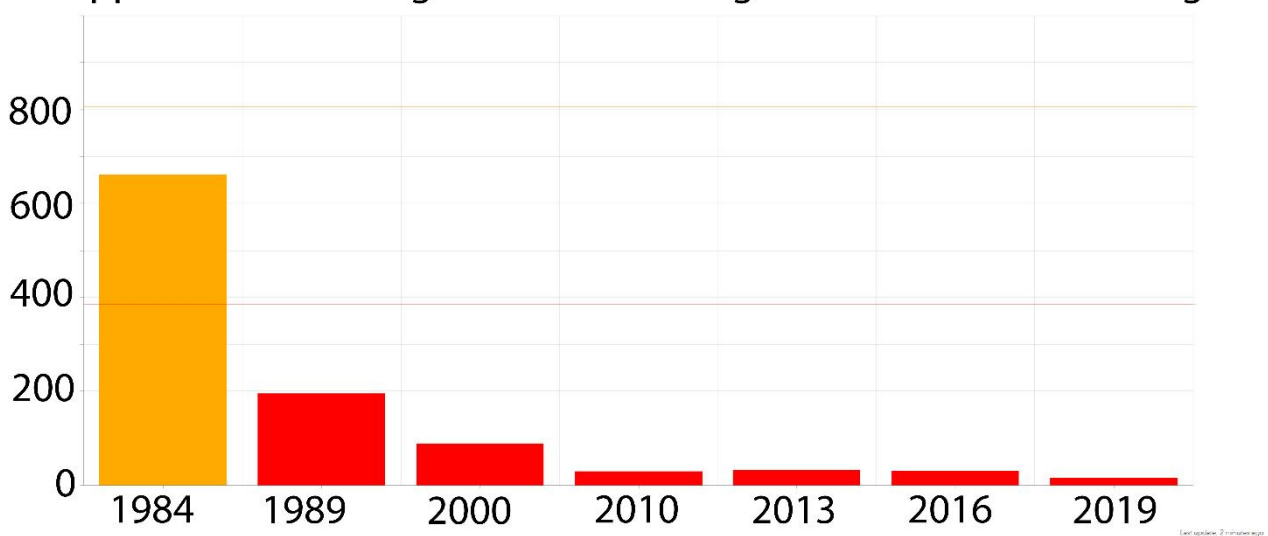
4.3 Zeegras en andere vaatplanten

Zeegras (*Zostera marina* and *Zostera noltii*) groeide op de getijdenvlaktes in gebieden met een gemiddeld zoutgehalte van ongeveer 10-12‰. Beneden het laagwaterpeil kwam geen zeegras voor. In de jaren 1970 en 1980 werd meer dan 4000 hectare zeegras (Groot zeegras *Zostera marina* en Klein zeegras *Zostera noltii*) aangetroffen in de Oosterschelde en het Grevelingenmeer. Ook in het Veerse Meer kwam het in mindere mate voor. Sindsdien is bijna al het zeegras verdwenen (Troost et al., 2012). Oorzaken voor de afname van de zeegrasbedekking lijken te zijn: een combinatie van een hoog zoutgehalte en fosforbeperking in een laagdynamisch milieu (Wijgergangs en Van Katwijk, 1993, Kamermans et al., 1999). Na de aanleg van de Grevelingendam in 1964 ontwikkelde zich zeegras (*Zostera marina*) in het oostelijk deel van de Grevelingen. Na de aanleg van de Brouwersdam nam het areaal zeegras sterk toe tot een maximum van ruim 4600 hectare in 1978. Daarna namen de zeegrasvelden af tot er in 2000 geen meer over waren (Wetsteyn, 2011). In Zuidwest-Nederland komt eigenlijk alleen nog klein zeegras voor op verschillende plaatsen in de

Oosterschelde (**Figuur 30**) en in een klein veldje in de Westerschelde (Sloehaven) (Rijkswaterstaat). Groot zeegras komt hier en daar nog heel beperkt voor in de Oosterschelde. In het Grevelingenmeer en Veerse Meer is het groot zeegras geheel verdwenen.



Oppervlak Klein Zeegras met bedekking >5% met KRW normering



Figuur 30. Boven: Percentage bedekking van Klein zeegrasvelden *Zostera noltii* in de Oosterschelde in 1984 en in 2019. Middel: Oosterschelde kaart met totale bedekking Klein zeegrasvelden. Onder: oppervlakte door de jaren (in ha.) waar bedekking hoger was dan 5%. Gegevens van Rijkswaterstaat zeegraskartering.

Vergelijkbare vaatplanten werden niet aangetroffen in het brakke gebied, maar in het zoetwatergetijdgebied waren fonteinkruiden (*Potamogeton* spp.) te vinden in sommige krekken onder het laagwaterpeil. Typische zoutmoerasvegetatie werd alleen gevonden nabij het gemiddelde hoogwaterpeil in het mariene gebied. Belangrijke soorten waren onder andere *Salicornia procumbens*, *Spartina townsendii*, *Puccinellia maritima* en *Atriplex portulacoides*. In het brakke gebied werden soorten zoals *Scirpus maritimus*, *Cochlearia officinalis* en *Phragmites communis* aan deze lijst toegevoegd en vervingen ze geleidelijk de eerder genoemde soorten. Deze planten daalden ook af naar een lager niveau in het intergetijdgebied, bijna tot aan het gemiddelde

zeeniveau. In het zoetwatergetijdegebied waren de belangrijkste soorten *Typha* spp., *Scirpus* spp., *Phragmites australis* en verschillende soorten salix. De vegetatie in het zoetwatergetijdegebied daalde af tot ongeveer het gemiddelde zeeniveau.

5 Ecotopen, abiotisch en biotische omgevingscondities

5.1 Introductie

Ecotopen zijn ruimtelijk te begrenzen ecologische eenheden die worden bepaald door de lokale fysische en biologische omgevingscondities (Bouma et al., 2005, Baptist et al., 2019). De ecotopen vormen de leefgebieden (habitats) voor verschillende soorten en soortgroepen. Een soort kan verschillende habitats of ecotopen nodig hebben voor verschillende functies (e.g. foerageren, paaien) of in de loop van het seizoen of levenscyclus. Deze habitats kunnen bij elkaar liggen (bijvoorbeeld ondiep water – geul) of in verschillende gebieden liggen (Oosterschelde - Voordelta).

Estuaria bevatten een groot aantal karakteristieke habitats die zich onderscheiden in abiotische eigenschappen. Een belangrijk onderdeel zijn de intergetijdengebieden die zich door hun periodieke droogval onderscheiden van het open water. Ook de zoutgradiënten leiden tot een belangrijk onderscheid tussen zoute-, brakke- en zoete gebieden. De sterkte van de getijdestroming door de geulen maar ook de mate van golfwerking kan leiden tot een onderscheid in hoog dynamische- en laag dynamische gebieden die elk hun typische levensgemeenschappen herbergen. Ook de aanwezigheid van structuurvormende organismen kunnen een specifieke leefomgeving voor andere soorten creëren zoals oesterbanken, schorren of zeegrasvelden.

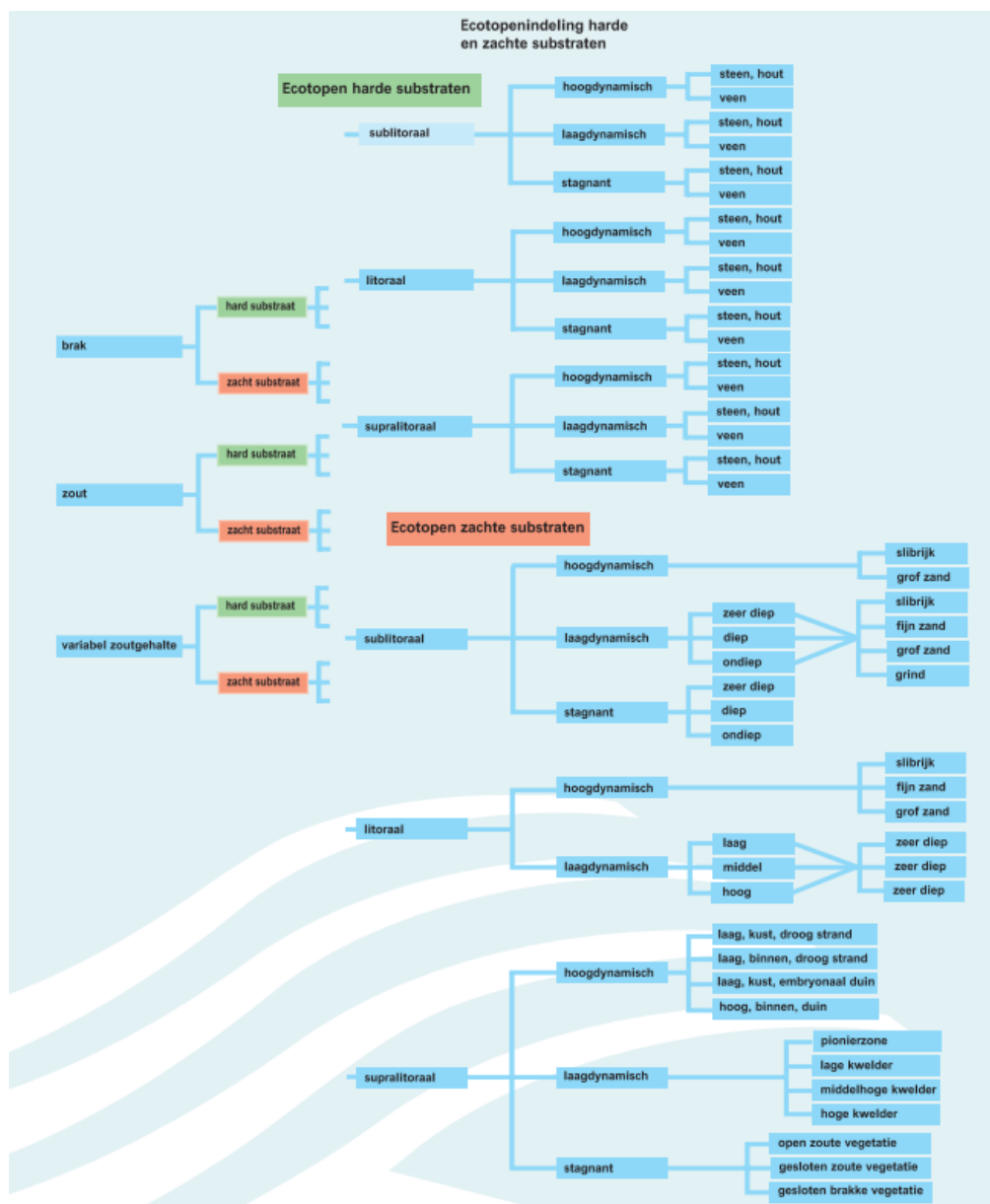
Een belangrijk deel van de natuurwaarden van estuaria en delta's worden bepaald door de variatie in ecotooptypen waardoor een grote diversiteit aan organismen het gebied gebruiken voor verschillende functies. De ruimtelijke verdeling van ecotopen bepaald voor een groot deel dan ook de verdeling van levensgemeenschappen (Tamis en Baptist, 2025).

5.2 Zoute wateren ecotopen stelsel (ZES.1)

Een ecotopenstelsel is een classificatiesysteem van ecotopen waarin de van belang zijnde ecotopen in een gebied (watersysteem) op overzichtelijke wijze gerangschikt zijn. Kenmerkend voor een ecotopenstelsel is dat de indelingskenmerken van het stelsel zijn gekoppeld aan beleids- en beheersmaatregelen (Wijsman, 2003, Bouma et al., 2005). Voor de zoute wateren in Nederland wordt gebruikt gemaakt van het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1) (Bouma et al., 2005). De abiotische karakteristieken die in deze indeling worden gebruikt zijn:

1. zoutgehalte en -variatie;
2. substraat 1 (hard, zacht);
3. diepte 1 (sublitoraal, litoraal of supra-litoraal);
4. hydrodynamiek;
5. diepte 2 (diepte, overspoeling);
6. substraat 2 (sedimentsamenstelling)

Het Zoute wateren EcotopenStelsel (**Figuur 31**) is hiërarchisch opgebouwd waarbij op de verschillende niveaus verschillende indelingskenmerken en variabelen worden gebruikt. Hierdoor wordt er stap voor stap een meer gedetailleerd beschrijvingsniveau van een ecotoop bereikt. Voor de geselecteerde variabelen zijn klassegrenzen gekozen die relevant zijn voor het voorkomen van typische soorten en levensgemeenschappen waarbij ook rekening is gehouden met klassegrenzen die gekozen zijn in andere, nationale en internationale, stelsels. Er zijn diverse validaties uitgevoerd van het ZES.1 ecotopenstelsel op basis van meetgegevens om de indeling te toetsen (Wijsman, 2003, Wijnhoven et al., 2006, van Donk en Baptist, 2021).



Figuur 31. Ecotopenindeling Zoute water EcotopenStelsel (ZES.1)(Bouma et al., 2005).

5.2.1 Zoutgehalte

Op het eerste hiërarchische niveau van het ZES.1 ecotopenstelsel wordt een indeling gemaakt op basis van het zoutgehalte (Bouma et al., 2005). Hierbij wordt zowel het zoutgehalte als de zoutvariatie als indelingskenmerk gebruikt. In estuaria is het zoutgehalte vaak variabel als gevolg van getij en rivierafvoer. Brakwater heeft daarbij een gemiddeld zoutgehalte tussen 5.4 en 18 PSU. Een zoutgehalte van meer dan 18 PSU. wordt gezien als zout. Tevens wordt er onderscheid gemaakt tussen variabel en weinig variabel zoutgehalte. De zoutgehalten worden typisch bepaald uit modelberekeningen.

5.2.2 Substraat 1 (hard/zacht)

De bodem van de het deltagebied bestaat van nature voornamelijk uit zacht substraat (zand en slib). Vrijwel al het harde substraat is kunstmatig (dijkglooiingen, havendammen, strandhoofden en wrakken), maar er zijn ook natuurlijke hardsubstraten zoals veen- en kleibanken, schelpenbanken en grindbanken die eveneens een habitat bieden voor typische hard substraat soorten.

5.2.3 Diepte 1 (sublitoraal, litoraal en supra-litoraal)

Op het derde hiërarchische niveau van het ZES.1 ecotopenstelsel (Bouma et al., 2005) wordt onderscheid gemaakt tussen het sublitoraal (permanent onder water staand), het litoraal (elk tij overspoeld) en het supra-litoraal (niet elk tij overspoeld). Hierbij wordt er rekening gehouden met de hoogteligging van de bodem en de getijdencurve. In het sublitoraal ligt de bodem beneden gemiddeld laag water springtij (GLWS). In het litoraal ligt de bodem tussen gemiddeld laag water springtij (GLWS) en gemiddeld hoog water doortij (GHWD).

5.2.4 Hydrodynamiek

Op basis van hydrodynamiek (getijbeweging en golven) wordt er binnen het ZES.1 ecotopenstelsel (Bouma et al., 2005) een onderscheid gemaakt tussen hoog dynamisch en laag dynamisch. Dit kan worden bepaald op basis van stroomsnelheden (modelberekeningen) of op basis van de geomorfologie (luchtfoto's). In het sublitoraal hebben de hoog dynamische gebieden een maximale stroomsnelheid tijdens gemiddeld springtij van meer dan 0.8 m s^{-1} . Minder dan 0.8 m s^{-1} is laag dynamisch en 0 is stagnerend. In het sublitoraal wordt er ook naar de (berekende) orbitaalsnelheid door golven gekeken. In het litoraal wordt de dynamiek ingeschaald op basis van luchtfoto's.

5.2.5 Diepte 2 (diepte, overspoeling)

Op het vijfde niveau van het hiërarchische het ZES.1 ecotopenstelsel (Bouma et al., 2005) wordt het sublitoraal, litoraal en supra-litoraal gedetailleerder onderverdeeld op basis van diepte, overspoeling duur en de overspoeling frequentie. Ondiep water ligt tussen GLWS en GLWS - 5 meter (voor de Noordzee is dat tot -20 m). Alles hieronder is diep, waarbij voor het Grevelingenmeer, Veerse Meer en de Noordzee nog een aparte klasse is gemaakt van zeer diep met kans op stratificatie. Het litoraal wordt onderverdeeld op basis van overspoelingsduur. In het supra-litoraal (hoger dan GHWD) is nog een onderscheid gemaakt in pionier zone, laag kwelder/schor, midden kwelder/schor en hoog kwelder/schor op basis van de overspoeling frequentie door het jaar heen.

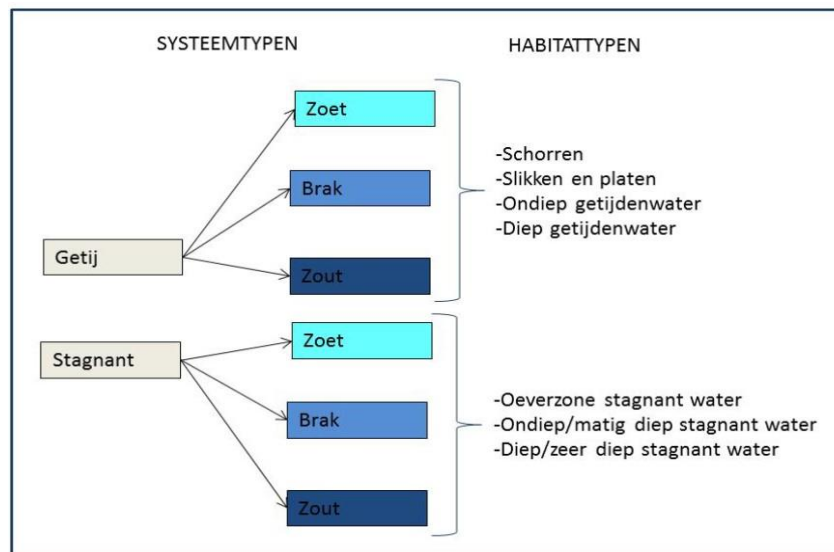
5.2.6 Substraat 2 (sedimentsamenstelling)

Als laatste karakteristiek van het ZES.1 ecotopenstelsel (Bouma et al., 2005) wordt er gekeken naar de sedimentsamenstelling, waarbij als variabelen worden gebruikt de mediane korrelgrootte (μm) en het slibgehalte ($\% < 63 \mu\text{m}$). Er is onderscheid gemaakt in slibrijk (slibgehalte $\geq 25\%$ ongeacht de mediane korrelgrootte), fijn zand (mediane korrelgrootte $\leq 250 \mu\text{m}$ en slibgehalte $< 25\%$), grof zand (mediane korrelgrootte $250\text{--}2000 \mu\text{m}$ en slibgehalte $< 25\%$) en grind (mediane korrelgrootte $> 2000 \mu\text{m}$). Deze klassegrenzen zijn gebaseerd op het voorkomen van soorten in sediment met een specifieke korrelgrootte (Ysebaert, 2000).

5.3 Karakterisering habitattypen in RMS-monding

Naast het ZES ecotopenstelsel zijn er diverse varianten van ecotopenindelingen gebruikt om habitattypen te karakteriseren (Leewis, 1900, Dankers et al., 2001, Meijers et al., 2008, Maris et al., 2013, Ysebaert et al., 2013b), veelal hebben ze het ZES ecotopenstelsel als basis. Voor een studie over het gebied van de Rijn-Maas-Scheldemonding (Ysebaert et al., 2013a, Ysebaert et al., 2013b) worden voor het gebied 27 habitattypen (waarvan 6 terrestrisch) beschreven. Als eerste stap is er gekozen voor een indeling in systeemtypen: getijdensystemen en stagnante systemen. Deze zijn verder opgesplitst in subtypen op basis van zoutgehalte (zout-brak-zoet). Voor alle zes sub-systeemtypen zijn weer verschillende habitattypen gedefinieerd op basis van waterstandskarakteristieken (**Figuur 32**). In het rapport worden voor ieder habitatype de algemene abiotische en biotische kenmerken beschreven inclusief de typische soorten die er voorkomen. Hieronder wordt er een overzicht van de randvoorwaarden die aan de basis liggen van de indeling die is gebruikt door (Ysebaert et al., 2013b). Een beknopt overzicht en de typische soorten zijn opgenomen in Bijlage 1. De typische abiotische kenmerken en processen binnen ieder habitatype zullen in

belangrijke mate de biodiversiteit en het ecologisch functioneren binnen ieder habitattype bepalen, en daarmee ook binnen de bekkens en de hele RMS-monding.



Figuur 32. Indeling in systeemtypen en habitattypen. Voor de zes verschillende systeemtypen zijn habitattypen benoemd voor de getijde en stagnante systeemtypen (Ysebaert et al., 2013b).

5.3.1 Habitats van getijdesystemen

Estuariene of getijdenatuur is natuur die zich ontwikkelt in het contact tussen zoet en zout water, tussen land en zee. Getijdesystemen kenmerken zich primair door de invloed van tweemaal daags getij. Een belangrijk kenmerk van estuaria is de dynamiek en continue korte en lange termijn veranderingen. Denk maar aan eb en vloed, het geulenpatroon dat continu verandert en de wisselende zoutconcentraties. Het is een gebied met tal van natuurlijke overgangen: van droog naar nat, van zoet naar zout en van een stabiele naar een instabiele bodem. Door al deze overgangen is er een grote diversiteit aan habitats. Dit is mede bepalend voor de biodiversiteit van estuaria. Het zijn ook gebieden waar typische brakwatersoorten zich kunnen ontwikkelen. In dergelijke systemen spelen zich een aantal complexe fysische processen af, die van belang zijn om te begrijpen hoe organismen zich aanpassen aan deze specifieke omgeving. Kenmerkende habitattypen van getijdesystemen zijn het intergetijdengebied (slikken en platen), ondiep water en diep water.

Waterbeweging en morfologie

De waterbeweging in getijdesystemen wordt vooral bepaald door het astronomische getij, dat voortkomt uit de aantrekkingskrachten van aarde, maan en zon. De uiteindelijke waterbeweging in een watersysteem wordt bepaald door wisselwerking met de bathymetrie, geometrie en randvoorwaarden zoals de rivierafvoer en het getij op zee. Dit uit zich in verticale (hoog-laagwater) en horizontale (stroming) waterbeweging die varieert in ruimte en tijd. Wind zorgt voor golven aan het oppervlak en voor extra opstuwing of afwaaiing van het water. Door de dynamische waterbeweging, in combinatie met de geometrie van het gebied, ontstaat in een estuarium een gevarieerde morfologie, samengesteld uit hoofdgeulen, nevengeulen, kortsluitgeulen, zandplaten, slikken en schorren. Op plaatsen waar het water snel stroomt worden geulen uitgesleten; daaromheen wordt grof materiaal (zand) afgezet. Op plaatsen waar het water langzamer stroomt, komt fijner sediment (slib) tot bezinking. Zo ontstaan er geleidelijke overgangen tussen hoogdynamische (grof)zandige bodems en laagdynamische, slibrijke bodems.

Estuaria worden gekenmerkt door wisselwerkingen tussen de waterbeweging, het transport van sediment en morfologische veranderingen. De complexe fysisch-chemische processen leiden tot een gevarieerd aanbod aan habitats of ecotopen, welke op hun beurt het voorkomen van levensgemeenschappen bepaalt. Biobouwers kunnen omgekeerd ook weer invloed hebben op de omgeving. De morfologie van een estuarium is ook voortdurend aan veranderingen onderhevig, in ruimte en tijd, door korte termijn dynamiek (getijdewerking), seizoendynamiek (hoge afvoeren en stormen met grote golfactiviteit) en zeer lange termijndynamiek (bijv. zeespiegelstijging).

Zoet-zout gradiënt

In een estuarium wordt het rivierwater in meer of mindere mate gemengd met zeewater. De ligging van de mengzone en de mate van verticale menging (verticale zoutgradiënt, omdat het zoet water lichter is dan het zoute) zijn sterk afhankelijk van het getij, de golfslag en wind enerzijds en de hoeveelheid zoetwateraanvoer anderzijds. Dit kan enorm fluctueren in ruimte en tijd; per dag, per getijcyclus, per seizoen en per jaar. Op basis van het zoutgehalte kunnen estuaria ingedeeld worden in een aantal zones (**Tabel 3**).

Tabel 3. Indeling van estuaria op basis van zoutgehalte (Ysebaert et al., 2013b).

Zone	Zoutgehalte		Klasse
	Psu (saliniteit)	‰ CL (chloridegehalte)	
Zoetwater(getijdezone)	<0.5	<0.3	Zoet
Oligohaliene zone	0.5 – 5.0	0.3-3	Brak
Mesohaliene zone	5.0 – 18.0	3-10	Brak
Polyhaliene zone	18.0 – 30.6	10-17	Zout
Euhaliene zone	>30.6	>17	Zout

In de oligohaliene zone kunnen troebelheidsmaxima optreden. Hier is het percentage zwevende stof zeer groot en daarmee de lichtdoordringing gering. Deze troebelheidsmaxima variëren in locatie en grootte, maar liggen meestal in de zone tussen de 5 ppt zoutgehalte (saliniteit) en de zoetwaterzone, de plaats waar zee en rivierwater elkaar ontmoeten. De slikranden in de oligohaliene zone zijn vaak zeer slibrijk.

Waterkwaliteit

De waterkwaliteit van een systeem wordt vaak bepaald aan de hand van fysisch-chemische parameters, in het bijzonder zuurstof, nutriëntenconcentraties en algenbloei. De productie van fytoplankton is afhankelijk van de aanvoer van nutriënten en vormen de basis voor draagkracht voor schelpdieren en ook de hogere trofische niveaus (Smaal, 2017, Jansen et al., 2019, Mulder et al., 2021, Craeymeersch et al., 2024). Doordat de nutriënten doorgaans via de rivieren worden aangevoerd kennen estuaria doorgaans ook sterke gradiënten in productiviteit (Baptist et al., 2007). Daarnaast kunnen toxische stoffen en contaminanten grote invloed hebben op de waterkwaliteit.

Slikken en platen

Slikken en platen maken deel uit van de intertidale zone of intergetijdenzone, de zone in het estuarium die regelmatig droog komt te liggen: bij vloed overstroomt ze met water en bij eb vallen ze droog. Slikken en platen zijn opgebouwd uit een (in samenstelling wisselend) mengsel van klei, slib en zand en bieden een leefgebied voor heel wat dieren en planten. Platen zijn net als slikken delen tussen de laag- en hoogwaterlijn, maar ze zijn volledig omgeven door water. Slikken en platen worden gekenmerkt door het nagenoeg ontbreken van hogere planten met uitzondering van zeegras. Het zijn desalniettemin hoogproductieve systemen en ze kennen een zeer rijk bodemleven. Slikken en platen hebben naast de functie als leefgebied van bodemdieren andere functies, zoals rui-, rust- en foerageergebied voor vogels, foerageergebied voor (jonge) vis en hyperbenthos (o.a. kinderkamerfunctie) en rust- en zoogplaats voor zeezoogdieren.

Sturende variabelen voor het voorkomen van bodemleven op slikken en platen zijn sedimentsamenstelling en de getijbeweging. De getijbeweging bepaalt niet alleen de droogvalduur, maar ook de lokale stroomsnelheden. Stroomsnelheden beïnvloeden de morfologische ontwikkeling (sedimentatie- en erosieprocessen) op verschillende tijd- en ruimteschalen, maar beïnvloeden ook rechtstreeks de leefomstandigheden voor soorten.

De soortensamenstelling en -diversiteit in een estuarium variëren sterk over de horizontale (longitudinale zoutgradiënt) en verticale gradiënt (overspoelingsduur of droogvalduur). De samenstelling en de verspreiding van benthossoorten- en gemeenschappen wordt bepaald door het zoutgehalte (Boesch, 1977, Wolff, 1983,

Holland et al., 1987), het getijregime (immersie/emersie) en getijdynamiek (stroomsnelheden), het sediment, de temperatuur, het zuurstofgehalte, en ook de nutriënten en voedselvoorziening, zowel kwantitatief als kwalitatief (Pearson en Rosenberg, 1978, Dauwe et al., 1998). Er bestaan geen soorten bodemdieren die van volledig zoet tot volledig zout kunnen voorkomen, al verschilt de voorkeur tussen de soorten van zeer nauw naar ruim. Vele estuariene soorten hebben een zeer brede tolerantie voor zoutgehalte. Rond het oligohaliene-mesohaliene gebied vinden we een minimum aantal soorten omwille van de grote (seizoensale) variatie in zoutgehalte en daarmee gepaard gaande grote saliniteitstress. Algemeen kan men stellen dat het aantal waargenomen soorten en de biomassa afneemt met afname van het zoutgehalte (naar de oligohaliene zone toe), wat min of meer als een natuurlijke gradiënt te beschouwen is. In Bijlage 1 (**Tabel 9**) wordt het overzicht gegeven van een aantal kenmerkende soorten van het habitat slikken en platen binnen het RMS-monding.

Ondiep getijdewater

Ondiep getijdenwater is in (Ysebaert et al., 2013b) gedefinieerd als het deel tussen de Gemiddeld Laag Water tijdens Springtij (GLWS) en -5 m NAP. Ondiepwater gebieden zijn doorgaans gebieden met een grote potentiële natuurwaarde, vooral als kinderkamer en opgroei gebied van vissen en kreeftachtigen.

Net als bij de slikken en platen bepaalt ook hier de getijbeweging, en met name de heersende stroomsnelheden, het voorkomen van het bodemleven. De maximale stroomsnelheid op een locatie, bepaald aan de hand van een hydrodynamisch model, is een van de variabelen die het voorkomen (diversiteit, dichtheid, biomassa) van bodemdieren het best verklaart, naast het zoutgehalte. Zo toont een gedetailleerde studie in het ondiep subtidaal rondom de Plaat van Walsoorden een duidelijke afname in de totale biomassa bodemdieren met toenemende stroomsnelheid. De soortensamenstelling en -diversiteit in de ondiep water gebieden variëren verder sterk over de horizontale gradiënt (longitudinale zoutgradiënt) (Ysebaert et al., 2013b). In Bijlage 1 (**Tabel 10**) wordt het overzicht gegeven van een aantal kenmerkende soorten van het habitat ondiepe getijdewater binnen het RMS-monding.

Diep getijdewater

Tot het diep getijdewater behoren de delen die dieper liggen dan -5 m NAP. Hiertoe behoren ook de geulen die verantwoordelijk zijn voor het grootschalig watertransport. Ze vormen een belangrijk onderdeel van het morfologische systeem van estuaria. Geulen worden van nature gekenmerkt door een grote dynamiek door de sterke stroming. Het bodemleven is dan ook eerder beperkt. Geulen fungeren wel als belangrijke transportroute voor allerlei organismen (o.a. transport van larven) en een migratieroute voor verschillende vissoorten. In Bijlage 1 (**Tabel 8**) wordt het overzicht gegeven van een aantal kenmerkende soorten van het habitat diep getijdewater binnen het RMS-monding.

5.3.2 Habitats van stagnante systemen

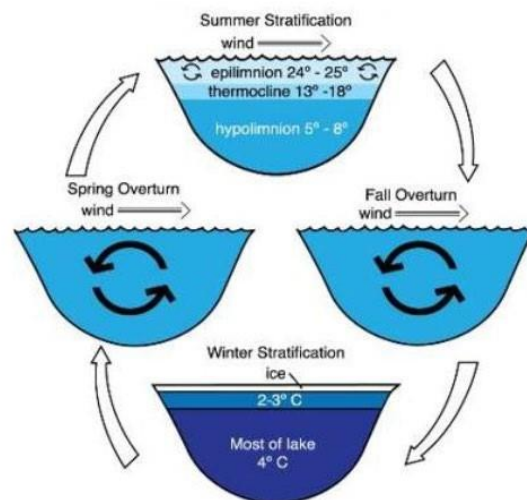
Stagnante systemen zijn stilstaande waterlichamen die geheel of vrijwel geheel door land of dammen zijn omringd. Deze systemen worden gekenmerkt door een aantal typerende processen en kennen ook een grote onderlinge verscheidenheid in systeemeigenschappen die erg bepalend zijn voor het voorkomen van levensgemeenschappen. Onderstaande beschrijving en invulling zijn deels gebaseerd op Carlson en Simpson (1996). De meest kenmerkende habitats voor stagnante wateren zijn: oeverzone, ondiep/matig diep stagnant water en diep/zeer diep stagnant water.

Waterbeweging

Stagnante systemen hebben geen of een zeer beperkte getijdewerking echter er kunnen wel schommelingen in waterpeil optreden als gevolg van waterbeheer. Soms staan deze systemen in verbinding met een afwaterende rivier die voor enige peildynamiek en waterbeweging zorgt maar dit is niet in alle gevallen zo. De seizoensdynamiek van stagnante systemen van een bepaalde diepte worden gekenmerkt door een sterke thermische seizoenstratificatie in de zomer en de winter (**Figuur 33**). In de zomer wordt de bovenste waterlaag (epilimnion) opgewarmd door de zon terwijl de onderste waterlaag (hypolimnion) nog relatief koud (en daardoor ook zwaarder) is waardoor temperatuur gelaagdheid optreedt. In de herfst treedt menging gedreven door de wind op, waarna in de winter opnieuw een gelaagde situatie ontstaat, maar nu met het

koude water bovenin terwijl de onderste waterlaag een paar graden warmer is. Temperaturen hangen af van lokale omstandigheden en kunnen ook van jaar tot jaar verschillen. In de lente vindt wederom menging plaats waardoor de cyclus weer van voor af aan begint.

Door de zeer beperkte waterbeweging is het sedimenttransport in stagnante systemen gering en hoofdzakelijk gedreven door windgolven waardoor erosie kan optreden aan de oevers. Hoe groter de omvang van het waterlichaam des te meer grip de wind kan krijgen op de watervlakte (strijklengte) en grotere golven kunnen ontwikkelen. De mate van sedimenttransport is tevens afhankelijk van de bodemsamenstelling (bv. zand, slib, grind). Daarbovenop heeft de mens vaak harde substraten toegevoegd (bijv. t.b.v. oeeververdedigingen).



Figuur 33. Typering van de herfst en lente "turnover" in stagnante systemen. Een proces gedreven door de voor- en najaarswinden waarbij het gestratificeerde watersysteem volledig wordt gemengd (Ysebaert et al., 2013b).

Zoutgehalte

Stagnante systemen kunnen een zeer uiteenlopend zoutgehalte hebben van zoet (saliniteit <0.5), brak (saliniteit 0.5-18) tot zout (saliniteit 18->30) (zie **Tabel 3**), maar kennen doorgaans geen grootschalige zoet-zout gradiënt zoals bij getijdensystemen het geval is. Wel kan er een verticaal verschil in zoutgehalte optreden, bijvoorbeeld wanneer een zout meer is verzoet maar er in de onderste waterlaag nog zout water aanwezig is. De zoete waterlaag drijft dan als het ware op de zoute waterlaag die een hogere dichtheid heeft waardoor er weinig menging plaatsvindt en een "halocline" ontstaat (Wijsman, 2002). Andere belangrijke aspecten met betrekking tot zoutgehalte zijn de mate van neerslag en verdamping die kunnen zorgen voor een fluctuatie in zoutgehalte.

Waterkwaliteit

De gelaagdheid die doorgaans optreedt in stagnante systemen is van invloed op de processen in het water. Het epilimnion (bovenste waterlaag) betreft de zone waar het zonlicht kan doordringen en wordt gedomineerd door primaire processen (fotosynthese, primaire productie) en kent een relatief hoge zuurstofverzadiging. Het hypolimnion (onderste waterlaag) kent weinig tot geen licht inval en door de gelaagdheid vindt ook weinig uitwisseling plaats met het epilimnion. Doordat het hypolimnion het organisch materiaal ontvangt wat van boven naar beneden zinkt wordt deze zone gedomineerd door afbraakprocessen en kent daardoor ook een lage tot zeer lage zuurstofverzadiging.

Het nutriëntenaanbod is bepalend voor de primaire productie door algen en waterplanten. Ook verblijftijden en verversing zijn hier op van invloed. **Tabel 4** geeft een mogelijke typering van trofische klassen in relatie tot chlorofyl, fosfaat en doorzicht. Oligotrofe systemen zijn door lage nutriëntenbeschikbaarheid gekenmerkt door een relatief lage primaire productie en zeer helder water doordat er weinig algen ontwikkelen. Door de relatief lage mate van afbraak, heeft de onderste waterlaag een relatief hoge zuurstofverzadiging, gunstig

voor het voorkomen van vissen. Mesotrofe systemen worden gekenmerkt door een middelmatige biologische productiviteit en zijn over het algemeen helder met goed ontwikkelde zones met waterplanten. Eutrofe systemen zijn hoog productief als gevolg van o.a. hoge fosfaatwaarden waardoor er hoge primaire productie door algen plaatsvindt in de bovenste waterlaag. Extreem hoge ontwikkeling van algen (algenbloei) kunnen leiden tot vissterfte door een hoge mate van respiratie en afbraakprocessen die anoxische omstandigheden veroorzaken. Hypereutrofe systemen worden gekenmerkt door het regelmatig voorkomen van algenbloei en kennen een hoge mate aan troebelheid van het water.

Tabel 4. Een typering van trofische klassen in relatie tot chlorofyl en fosfaatconcentraties en doorzicht van meren gebaseerd (Carlson en Simpson, 1996, Ysebaert et al., 2013b).

Trofische klasse	Chlorofyl (µg/l)	Fosfaat (µg/l)	Doorzicht (m)
Oligotroof	0–2.6	0–12	>8–4
Mesotroof	2.6–20	12–24	4–2
Eutroof	20–56	24–96	2–0.5
Hypereutroof	56–155+	96–384+	0.5–<0.25

Naast nutriëntenhuishouding en zuurstofdepletie kunnen ook toxicanten van invloed zijn op de waterkwaliteit. Delta's zijn vaak gekarakteriseerd als gebieden met hoge agrarische en/of industriële activiteit.

Oeverzone stagnant water

Oevers vormen de randen van stagnante wateren (meren en plassen). De ondiepe en droge oeverzone langs meren heeft een belangrijke betekenis voor het watersysteem: voor de waterkwaliteit, de landschappelijke waarde en de biodiversiteit. Meren verschillen sterk in waterdynamiek, voedselrijkdom, zoutgehalte, bodemsamenstelling en morfologie. Hierdoor bestaat er een grote verscheidenheid in plant- en diergroepen en structuur van de oeervervegetatie. De begrenzing van de oever is lastig aan te geven. Als definitie in het Handboek Natuurvriendelijke Oevers wordt aangegeven dat de oever loopt van het hoogste punt waar het water via overstroming kan komen, tot aan de teen van het oevertalud. Ook wordt wel de definitie voor de litorale zone genomen, die de ondergrens bij de diepte legt, tot waar waterplanten kunnen groeien. Vanwege het belang van deze begroeide zone voor het ecologisch functioneren van meren, zal bij de inrichting vooral gestreefd worden naar een zo groot mogelijke oppervlakte begroeid gebied waarin wateruitwisseling met het open water plaatsvindt. Vooral overstroming in het vroege voorjaar is essentieel.

Het peilregime bepaalt het potentiële voorkomen van plantensoorten, vanwege verschillende eisen die soorten stellen aan hun milieu. Ondergedoken en drijvende waterplanten kunnen alleen groeien op plaatsen waar (gedurende het groeiseizoen) permanent een voldoende diepe waterkolom aanwezig is. Het doorzicht van de waterkolom bepaalt tot welke diepte waterplanten kunnen voorkomen. Vanuit het water het land op gaand worden deze soorten vervangen door steeds weer andere soorten die onder de gegeven omstandigheden sterkere concurrenten zijn om licht en nutriënten. Bij een vast peil groeit gewoonlijk in de zone van enkele meters uit de oeverlijn een soortenarme rietvegetatie, die op de waterlijn overgaat in soortenrijkere vegetatie gedomineerd door riet, terwijl op drogere plaatsen ruigteplanten of houtige planten gaan domineren. Deze zonering kan worden beschouwd als een successiereeks van 'verlanding', die op lange termijn door aanvoer van sediment en ophoping van organisch materiaal leidt tot het verdwijnen van open water en de ontwikkeling van bos. Door overstroming, baggeren, begrazing, maaibeheer en dergelijke gebeurtenissen, wordt de successie echter steeds weer onderbroken en als het ware teruggezet naar een vroeger stadium. De diversiteit aan habitats blijft daardoor in een bepaalde mate continu bestaan. Processen in de oeverzone hebben een belangrijke invloed op het ecologisch functioneren van stagnante watersystemen. Daarom kunnen maatregelen in oevers bijdragen aan het bereiken van de goede ecologische toestand van waterlichamen, zoals vereist wordt door de EU Kaderrichtlijn Water. De meest effectieve maatregelen zijn die, waarbij inrichting van oevers samengaat met (gedeeltelijk) herstel van de natuurlijke

peilvariatie. In Bijlage 1 (Tabel 9) wordt het overzicht gegeven van een aantal kenmerkende soorten van de oeverzone van stagnante wateren binnen het RMS-monding.

Ondiep / matig diep stagnant water

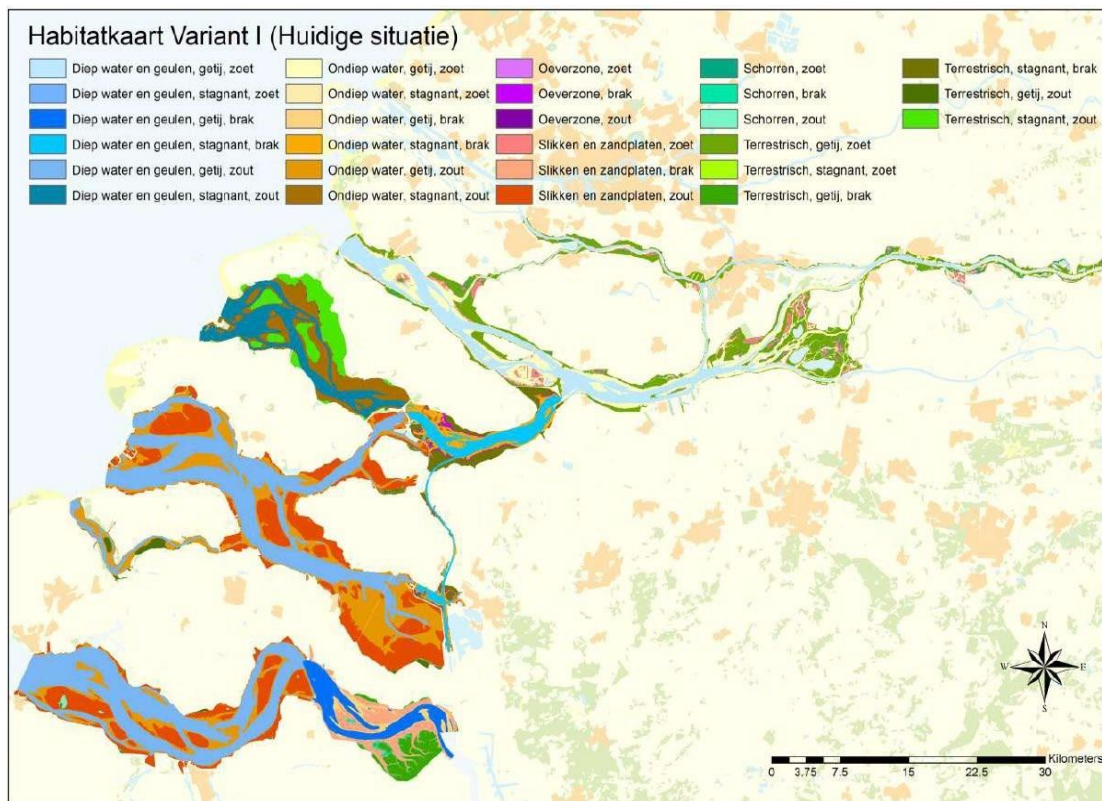
De ondiepe zone loopt tot een waterdiepte van ongeveer -3 meter NAP. In Bijlage 1 (Tabel 10) wordt het overzicht gegeven van een aantal kenmerkende soorten van de ondiepe / matig diepe zone van stagnante wateren binnen het RMS-monding.

Diep stagnant water

Onder diep tot zeer diep water wordt gedefinieerd als het deel van stagnante systemen dat dieper is dan -3 meter NAP. In sommige gevallen wordt er ook nog gesproken van zeer diep water (dieper dan -5 m NAP). De diepe delen van stagnante systemen worden gekenmerkt door aanwezigheid van relatief kouder water ten opzichte van de ondiepe delen. Door weinig waterbeweging ontstaat vaak stratificatie en vindt er geringe uitwisseling van nutriënten en zuurstof plaats. Aan de oppervlakte kunnen enkel drijvende waterplanten groeien (zoet) en komen veelal eenden en duikende vogels voor. Het bodemleven wordt gekenmerkt door aanwezigheid van wormensoorten en tweekleppigen. In Bijlage 1 (**Tabel 11**) wordt het overzicht gegeven van een aantal kenmerkende soorten van de diepe zone van stagnante wateren binnen het RMS-monding.

5.4 Habitatkaart Rijn-Maas-Scheldemonding

Op basis van de hierboven beschreven indeling is er door (Ysebaert et al., 2013a) een habitatkaart voor de Rijn-Maas-Scheldemonding gemaakt (**Figuur 34**). De Voordelta is daarbij niet meegenomen. De Westerschelde en de Oosterschelde zijn in de huidige situatie de belangrijkste getijdenwateren (meso- tot macrotidaal), met een respectievelijk open en halfopen verbinding met de zee. Ondanks hun afgesloten karakter aan de zeezijde komt ook in Hollandsch Diep, Haringvliet, Biesbosch, Noordelijke rivieren getij voor, maar de getijslag is veel kleiner (microtidaal). Het Veerse Meer, Grevelingenmeer en Volkerak-Zoommeer (zoet) zijn stagnante wateren, maar door het in- en uitlaten van water via de Katse Heule heeft het Veerse Meer een gering getij (<10 cm).



Figuur 34. Habitatkaart Rijn-Maas-Scheldemonding (huidige situatie) (Ysebaert et al., 2013a).

Het onderzoeksgebied bestaat uit 60% zoute wateren, 14% brakke wateren en 25% zoete wateren (Ysebaert et al., 2013a). Alleen de Westerschelde heeft een onderverdeling van diep en ondiep permanent water in twee types, nl. zout en brak met getijde (en gaat over in een zoetwatergetijdengebied op Vlaams grondgebied, buiten het plangebied), de overige wateren hebben slechts één type water (Ysebaert et al., 2013a). Oosterschelde, Veerse Meer, en Grevelingenmeer zijn zout, Volkerak-Zoommeer brak (gemodelleerde) saliniteit van 0,6-0,7 PSU), en Haringvliet, Hollands Diep, Biesbosch en Noordelijke rivieren zijn zoet. Een geleidelijke (en open) gradiënt van zout via brak naar zoet bestaat in de huidige situatie dus alleen in het Schelde estuarium (Westerschelde op Nederlands grondgebied en Zeeschelde op Vlaams grondgebied) (Ysebaert et al., 2013a).

In de berekende (2013) situatie bestaat het plangebied voor 66% uit permanent water habitat (41% diep en 25% ondiep habitat, **Tabel 5** en **Tabel 6**), 20% droogvallend (18% slikken en zandplaten, 0.4% oeverzone en 1.3% schorren, **Tabel 5** en **Tabel 6**). Slikken en zandplaten komen voor 88% voor in de Westerschelde en Oosterschelde (**Tabel 5**).

Tabel 5. *Oppervlakte van de verschillende habitats (in ha) per deelgebied (gedefinieerd op basis van waterstandskarakteristieken) zoals berekend in (overgenomen uit: Ysebaert et al., 2013a). Deze indeling kan afwijken van de ecotopenkarteringen van RWS door andere indelingen.*

Deelgebied	Permanent onderwater			Droogvallend	
	Diep water	Ondiep water	Slikken en platen	oeverzone	schorren
Biesbosch	1029	2171	959	0	319
Grevelingenmeer	5080	4558	0	87	0
Haringvliet	4524	2852	803	0	179
Hollandsch Diep	2486	1204	129	0	75
Noordelijke rivieren	2141	1538	669	0	445
Oosterschelde	14244	9419	10740	0	131
Veerse Meer	868	1117	9	0	0
Volkerarak-Zoommeer	3270	1901	0	373	0
Westerschelde	15562	4777	8321	0	437
Totaal	49204	30382	21630	460	1586

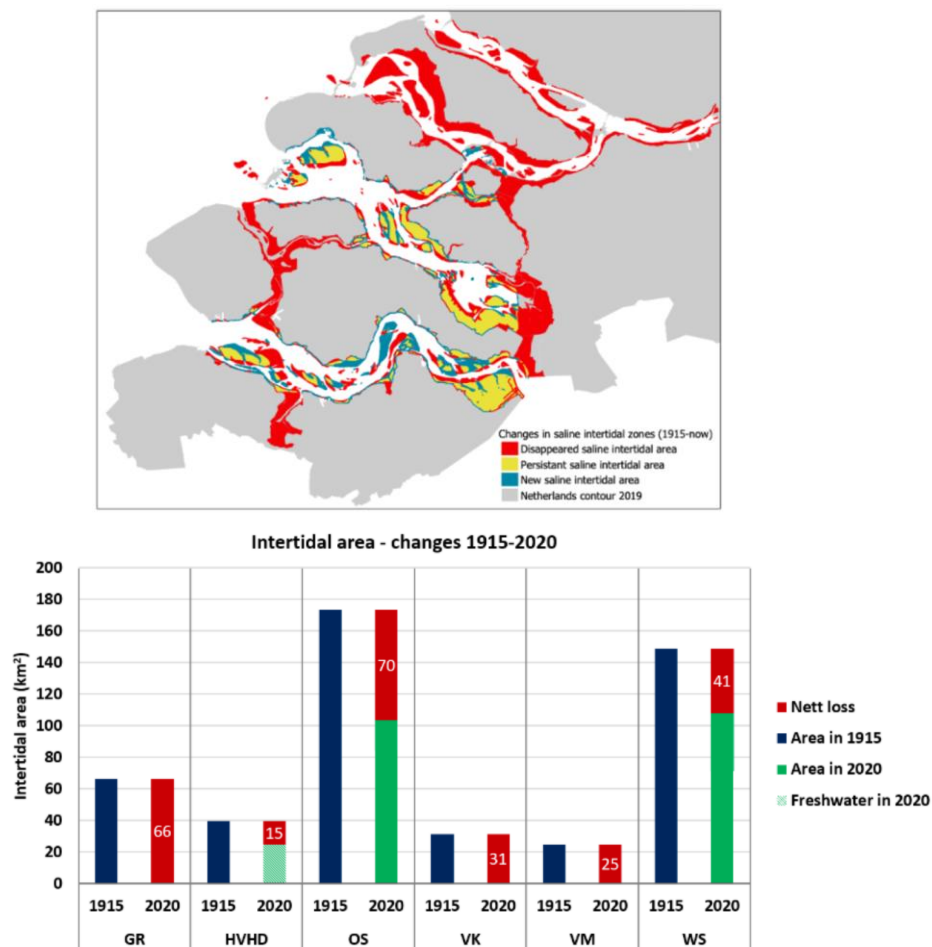
Tabel 6. *Relatieve oppervlakttes (%) per deelgebied van permanent onder water, droogvallend (= slikken en zandplaten, schorren en oeverzone) (overgenomen uit: Ysebaert et al., 2013a).*

Deelgebied	Permanent onderwater	Droogvallend
Biesbosch	45	15
Grevelingenmeer	74	1
Haringvliet	71	9
Hollandsch Diep	79	4
Noordelijke rivieren	51	16
Oosterschelde	68	31
Veerse Meer	81	0
Volkerark-Zoommeer	67	5
Westerschelde	65	28

Naast deze indeling zijn er ook diverse andere indelingen waaruit arealen kunnen worden berekend (Eertman, 1997, Haas en Tosserams, 2005, Schaminée et al., 2019, Deggeller, 2021).

Vanuit het streefbeeldenteam RMS is bijvoorbeeld de biotopenkaart voor de Rijn-, Maas- en Scheldemonding ontwikkeld vanuit een gecombineerde kaart van de ecotopen van Rijkswaterstaat en de habitattypen vanuit

Natura 2000 (Terlouw et al., 2023, Wolff, 2023). Door andere keuzes en klassegrenzen kunnen de oppervlakten afwijken van bovenstaande tabellen. Verschilkaarten kunnen inzichtelijk maken welke veranderingen er waar hebben plaatsgevonden (**Figuur 35**) (e.g. Deggeller, 2021).



Figuur 35. Veranderingen arealen in zoutwater intergetijdengebied in de Zuidwestelijke Delta tussen 1915 en 2020 (Deggeller, 2021).

6 Ruimtelijke kenmerken

6.1 Introductie

De Deltawerken compartimenteerden de Zuidwestelijke Delta en creëerden verschillende waterlichamen met verschillende kenmerken en beperkingen. Sinds de Deltawerken is de overgangszone tussen de rivieren en de zee op de meeste plaatsen verdwenen, waardoor de mogelijkheden voor vismigratie afnamen. Bovendien is de vormgeving van het landschap door het getij verminderd of helemaal afwezig. In de gebieden met een constant waterpeil (zout of zoet) verdwijnen eilanden door de afwezigheid van getijdenkrachten. In de Westerschelde, het laatst overgebleven open estuarium, wordt de waterdiepte dieper, waardoor het systeem homogener wordt en bijgevolg alle intermediaire condities verminderen. In dit hoofdstuk wordt een overzicht gegeven van de connectiviteit en habitatbeschikbaarheid voor verschillende vissoorten.

6.2 Connectiviteit en leefgebieden voor vis in de Rijn-Maas Scheldemonding

Door de grote diversiteit aan watertypen in de Zuidwestelijke Delta, is er een rijke schakering aan vissoorten, waaronder zoutwatersoorten, zoetwatersoorten, estuarien residente soorten en trekvissoorten te vinden. Historisch gezien was de Zuidwestelijke Delta een zeer dynamisch estuarien systeem, maar door inpolderingen in het verre verleden en meer recent de aanleg van de Deltawerken is veel van deze natuurlijke dynamiek verloren gegaan, wat grote gevolgen heeft gehad voor de leefgebieden en verbindingen voor vis (Winter et al., 2021).

Fragmentatie van verbindingen tussen wateren in de Zuidwestelijke Delta

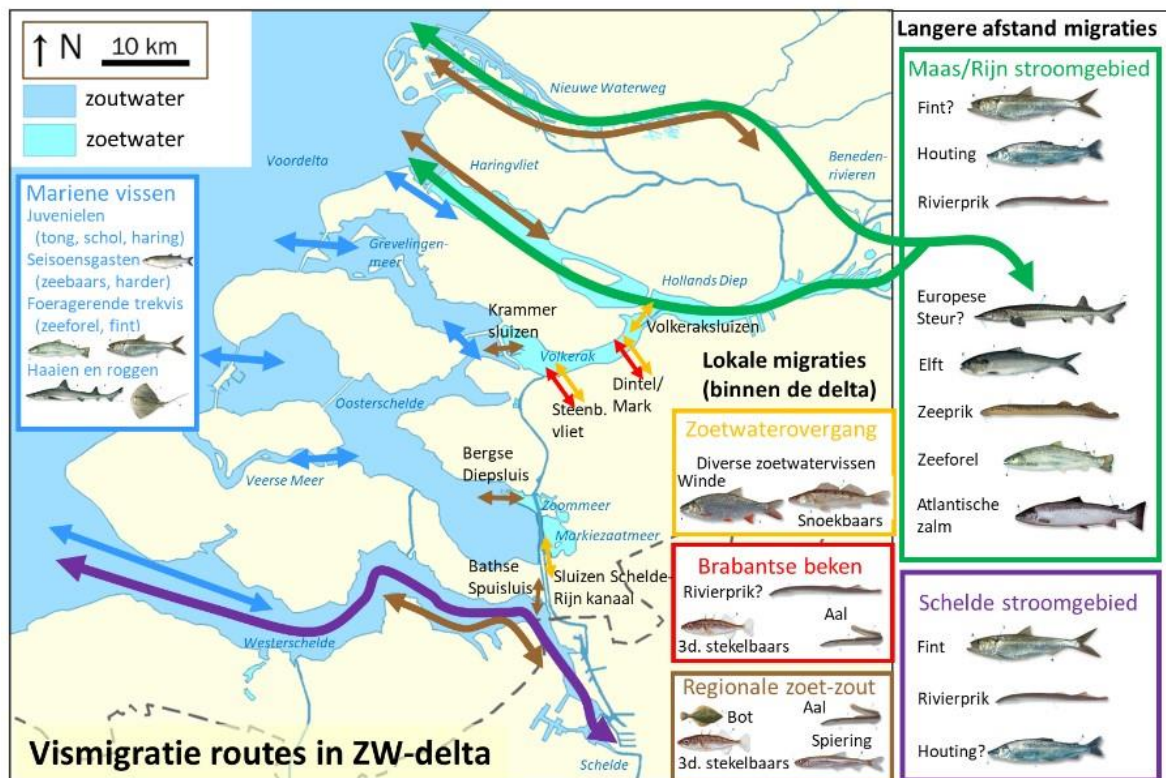
De verbindingen tussen de verschillende wateren in de Zuidwestelijke Delta zijn echter sterk gefragmenteerd door menselijke activiteiten. De meeste verbindingen bestaan uit kunstwerken zoals sluizen, stuwen en gemalen. De mate waarin vissen deze kunstwerken kunnen passeren hangt af van diverse factoren zoals het type kunstwerk, waterbeheer, abiotische condities en visgedrag. Over het algemeen bieden de verbindingen met scheepsluizen de minste mogelijkheden voor vismigratie (Winter et al., 2021).

Connectiviteit

De Westerschelde, de Oosterschelde, en de Nieuwe Waterweg bieden wel open verbindingen met de Noordzee, waardoor alle vissoorten vrij kunnen migreren (Figuur 36). Het Haringvliet is sinds het Kierbesluit gedeeltelijk open voor intrek, maar de intrek-efficiëntie per vissoort is nog onbekend. Het Grevelingenmeer heeft sinds 1978 een open verbinding met de Noordzee (Figuur 36), wat de waterkwaliteit en habitatdynamiek ten goede komt. De Oosterschelde is een dynamisch zout bekken met een relatief open verbinding met de Noordzee, maar kent beperkte vismigratie door het ontbreken van instromend zoetwater (Winter et al., 2021).

Het Volkerak-Zoommeer is verbonden via scheepsluizen met beperkte vismigratiemogelijkheden. De Brabantse beken die in het Volkerak uitmonden zijn goed passeerbaar. De vele kleine zoet-zoutovergangen in de Zeeuwse en Zuid-Hollandse polders worden in toenemende mate vispasseerbaar gemaakt.

Er zijn diverse maatregelen genomen om de connectiviteit en habitatkwaliteit te verbeteren, zoals de aanleg van vispassages en verbeterd spui-beheer, maar er zijn nog knelpunten, met name bij de zoet-zout overgangen rondom het Volkerak-Zoommeer (Winter et al., 2021).



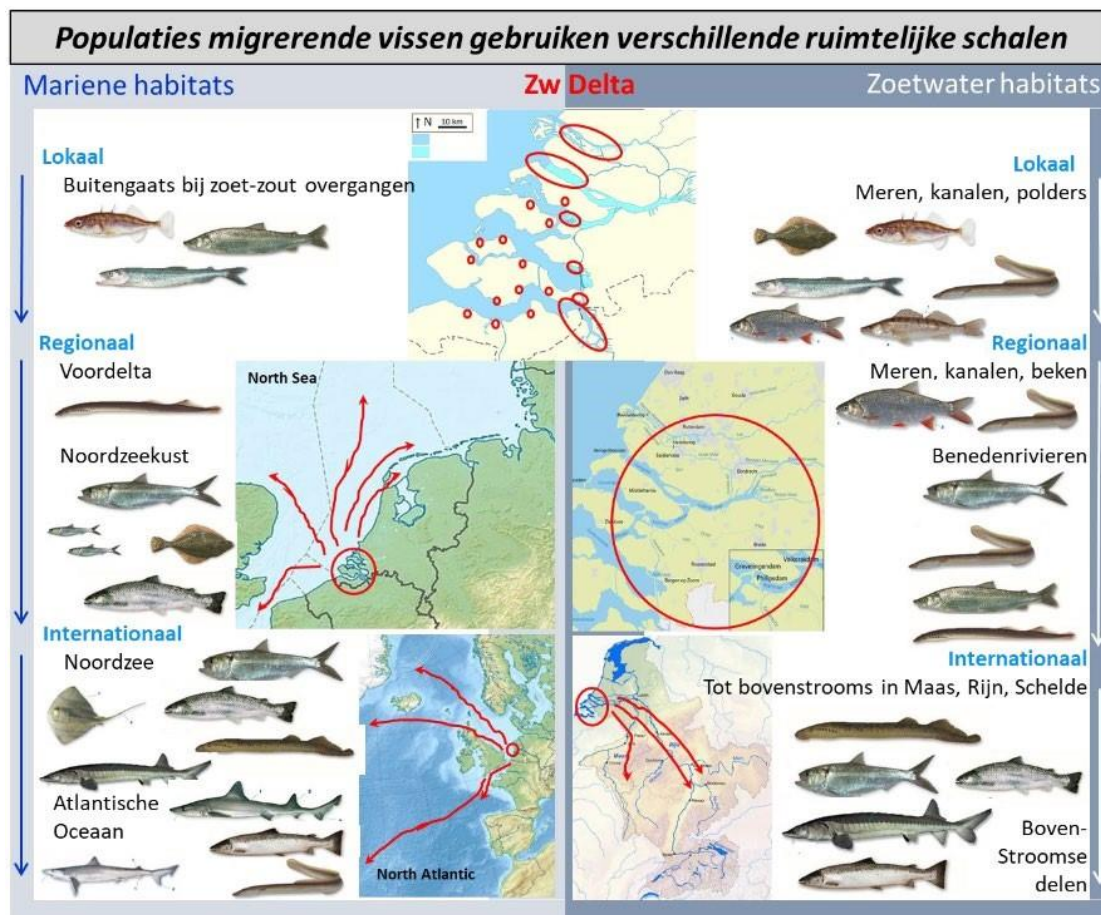
Figuur 36. Huidige connectiviteit tussen de verschillende watersystemen en stroomgebieden in de Zuidwestelijke Delta (pijlen); er is onderscheid gemaakt tussen migraties op verschillende ruimtelijke schalen (lokale, regionale en lange afstand). De kleuren van de pijlen corresponderen met de vissoorten in de gekleurde kaders. Daarnaast zijn er ook nog tal van kleine zoet-zout overgangen tussen Rijkswateren en polders in de Zeeuwse en Zuid-Hollandse eilanden die niet individueel zijn aangegeven in deze kaart (uitgebreid en aangepast naar Tangelder et al. 2020 en Winter et al. 2020).

Leefgebieden

De ruimtelijke schaal waarop vispopulaties in de Zuidwestelijke Delta opereren varieert sterk, van zeer lokaal en resident tot internationaal, met sommige soorten die honderden kilometers landinwaarts migreren naar rivieren en zelfs duizenden kilometers ver op open zee (Box 1 en **Figuur 37**). Dit benadrukt het belang van de Zuidwestelijke Delta als een essentiële schakel in de swimway van vele vispopulaties, die deze wateren nodig hebben om hun levenscyclus te voltooien:

Box 1: De Zuidwestelijke Delta wordt door vissen gebruikt op verschillende manieren

1. **Permanent leefgebied:** Sommige vissoorten gebruiken de Zuidwestelijke Delta als permanent leefgebied waar ze zich vestigen en hun hele levenscyclus voltooien.
2. **Paai- en opgroeigebied:** Voor veel vissoorten fungeert de delta als paai- en opgroeigebied voor jonge vissen, ook wel bekend als "kinderkamers". Dit is essentieel voor de voortplanting en het opgroeien van de populaties.
3. **Tijdelijk foerageergebied:** Sommige vissen gebruiken de delta als tijdelijk foerageergebied, waar ze zich voeden voordat ze verder migreren naar andere locaties.
4. **Doortrekgebied:** Voor andere vissoorten dient de delta als doortrekgebied tussen zee en zoetwatergebieden. Het is een belangrijke schakel in de migratieroutes van deze vissen.



Figuur 37. Overzicht van de verschillende trekvissoorten die van de Zuidwestelijke Delta gebruik maken. In dit schema is de variatie aan ruimtelijke schalen die de verschillende migrerende vissoorten benutten tijdens zowel de zeefase (links) als de zoetwaterfase (rechts) weergegeven. De ruimtelijke schalen lopen uiteen van kleinschalig (lokaal, bovenste deel) tot grootschalig (internationaal, onderste deel). Bron: Winter et al., 2021.

Verbindingen werken uiteraard alleen goed voor vismigratie als er ook iets te verbinden is. De kwaliteit en omvang van de leefgebieden en de kwaliteit van de verbindingen samen bepalen welke populaties en in welke omvang er kunnen leven (de ruimtelijke draagkracht voor vispopulaties). In **Tabel 7** is een samenvattend overzicht van de connectiviteit in relatie tot de habitatkwaliteit, visgemeenschappen en rol van de verschillende wateren in de Zuidwestelijke Delta voor vis weergegeven.

Tabel 7. *Samenvattend overzicht van de connectiviteit in relatie tot de habitatkwaliteit, visgemeenschappen en rol voor migrerende vis van de verschillende wateren in de Zuidwestelijke Delta (Winter et al., 2021).*

Deelgebied	Connectiviteit	Kenschets habitat kwaliteit	Kenschets visgemeenschap	Bron
Nieuwe Waterweg	Open verbinding tussen de grote stroomgebieden van de Rijn en de Maas met de Noordzee. Alle vissoorten kunnen vrij passeren	Zeer sterk door de mens beïnvloede waterweg met grote stromings- en zoetwater dynamiek en veel scheepvaart	Zeer soortenrijk omdat zowel zoutwater-, zoetwater als trekvis hier (tijdelijk) voorkomen danwel doortrekken	1
Haringvliet	Periodiek elk tij gedeeltelijk open voor intrek, gesloten bij zeer lage rivierafvoer (Kierbesluit), komende jaren optimalisatie via lerend implementeren. Intrek-efficiëntie per vissoort is nog onbekend.	Zoetwatermeer met sterk wisselende rivierafvoer vanuit de Rijn en Maas. Na Kierbesluit ontstaat ten westen van Tiengemeten een gradiënt van zoet naar brak. Bij zeer lage rivierafvoer periodiek volledig zoet.	Grote rol als doortrek en opgroei gebied voor trekvis. Leefgebied voor met name zoetwatervis, sinds 2019 toename in brakwatersoorten als grondels door Kierbesluit.	1, 2, 3, 4, 5
Grevelingen	Open verbinding in Brouwers-dam met de Noordzee sinds 1978 tijdens de winter, sinds 1996 jaarrond. Tweezijdige spuiverbinding tussen Oosterschelde en Grevelingenmeer (is getijdencentrale gepland) via de Flakkeese Spuisluis.	Stagnant zout meer waar getijdeslag vrijwel is verdwenen, met zuurstofproblematiek in de diepere delen door stratificatie. Terugkeer van een beperkte getijdeslag tot max. 40 cm wordt voorzien. Getij komt de waterkwaliteit en habitat dynamiek ten goede.	Soortendiversiteit en visbiomassa is teruggelopen, mede door ontbreken aan dynamiek en periodiek slechte waterkwaliteit. Terugkeer van gedempt getij zal ook de visstand gunstig beïnvloeden	1, 6, 7
Oosterschelde	Open verbinding met de Noordzee via de stormvloedkering, alleen gesloten bij extreem hoogwater. Alle vissoorten kunnen vrij passeren. Tweezijdige spuiverbinding tussen Oosterschelde en Grevelingenmeer via de Flakkeese Spuisluis.	Dynamische zoute zeearm met getijden (iets minder getijdeslag dan voor de bouw van de stormvloedkering) en een grote habitatdiversiteit. Veel hard substraat langs de oevers, mosselparcels, oesterbanken en droogvallende platen. Goede waterkwaliteit. Weinig tot geen instromend zoeter water.	Soortenrijk aan zoutwater vissoorten. Vervult rol als geboorte en opgroei gebied van pups van gevleete gladde haai, ruwe haai en pijlstaartrog. De doortrek van trekvis is beperkt door het ontbreken van een instroom van zoetwater. Voorkomen betreft m.n. kleine trekvis als glasaal, driedoornige stekelbaars en bot.	8, 9
Veerse Meer	Eenzijdige meest open verbinding met de Oosterschelde waar beperkte getijdenstroming in en uit het meer loopt	Kunstmatig brakwatermeer met variërende zoutgehalten. Door grotere wateruitwisseling zijn stratificatie problemen voorbij	Geringe soortendiversiteit (brakwater en zoutwater vissoorten met grote zouttolerantie)	1
Westerschelde	Open verbinding tussen het stroomgebied Schelde en de Noordzee. Alle vissoorten kunnen vrij passeren. Tot Gent is de Schelde optrekbaar, bovenstroomse delen van de Schelde zijn nog gefragmenteerd met veel barrières	Zeer dynamisch estuarium met grote getijdeverschillen en sterke zoetwater dynamiek. Areal opgroei gebied verminderd, recentelijk via plaatselijke ontpoldering weer uitgebreid. Veel menselijke activiteit (scheepvaart, baggeren). Waterkwaliteit is verbeterd	Soortenrijke visgemeenschap, waarbij de totale visbiomassa geringer is dan in eerste helft van 20e eeuw. Fint is als paaiopuultie teruggekeerd in de 21e eeuw. Lange afstand migranten komen niet of slechts beperkt voor (rivierprik)	1, 10
Volkerak-Zoommeer	Verbonden met scheepsluizen naar Hollands Diep (Volkeraksluizen), Grevelingen (Krammersluizen), Oosterschelde (Bergse Diepsluis), Schelde (sluizen kanaal richting Antwerpen) en spuisluis naar Westerschelde (Bathse Spuisluis). Al deze sluisystemen bieden beperkte mogelijkheden voor vismigratie	Zoetwatermeer met een toename in het doorzicht van 1.3m in 2008 naar 2.4m in 2016 (o.a. door de opkomst van zoetwatermosselen). Er is een debat geweest of het Volkerak-Zoommeer zouter kon worden, maar er is gekozen dat het in de nabije toekomst nog zoet blijft.	Relatief soortenrijke vissoorten gemeenschap (28 soorten in 2017), waarbij de visbiomassa sinds 2008 een neergaande trend vertoont. Het aandeel aan trekvis is momenteel relatief gering ten opzichte van zoetwater vissoorten.	1, 11, 12, 13, 14, 15, 16
Markiezaatmeer	Afgesloten van het Zoommeer. Geen vismigratie mogelijk in beide richtingen	Lichtbrak voedselrijk troebel algenrijk meer. Door netto inzijging is er ook vrijwel geen afvoer vanuit het meer	Beperkte soortenrijkdom, met hoge visbiomassa. Grote palingstand (door uitzetting).	17
West-Brabantse beken	De benedenlopen zijn vrijwel permanent open voor vrije vismigratie. In de bovenlopen zijn vispassages aangelegd en komen nog meer vispassages.	Grotendeels gekanaliseerde beeklopen, waarbij in de bovenlopen hermeanderingsprojecten in gang zijn gezet.	Zoetwatervis, waaronder migrerende soorten als winde, aal en driedoornige stekelbaars	18, 19
Zuid-Hollandse en Zeeuwse Polderwateren	Vele kleine zoet-zout overgangen met vrijwel altijd een gemaal, soms ook een spuisluis. Deze overgangen worden in toenemende mate passeerbaar gemaakt voor intrek van vis	Sterk gefragmenteerde wateren door dijken en gedifferentieerd peilbeheer. Veelal lichtbrak tot brak door zoute kwel en vaak zeer eutrofe en troebele algenrijke wateren.	Veelal lage soortendiversiteit: zoetwatervis met grotere zouttolerantie aangevuld met brakwatersoorten en trekvis als driedoornige stekelbaars en aal	20

Bronnen: 1) (Van Rijssel et al., 2022); 2) (Hop, 2016); 3) (Griffioen et al., 2017); 4) (Winter et al., 2020); 5) (Ploegaert et al., 2018); 6) (Hop, 2017); 7) (Tangelder et al., 2019); 8) (Breve et al., 2018); 9) (Brevé et al., 2020); 10) (Stevens et al., 2011); 11) (Dubbeldam en Broekhoven, 2014); 12) (Mies en van Giels, 2017); 13) (Mulder et al., 2019); 14) (Ploegaert en Tummers, 2019); 15) (Tangelder et al., 2017); 16) (Tangelder et al., 2020); 17) (W+B, 2016); 18) (Beers, M., 2011); 19) (Beers, M., 2014); 20) (De Wilt, 2015). Daarnaast is gebruik gemaakt van online systeemrapportages op: https://www.deltaxpertise.nl/wiki/index.php/ZWD_De_Zuidwestelijke_Delta_VN.

7 Synopsis

Estuaria zijn al duizenden jaren belangrijke leefgebieden voor de mens. In Nederland heeft de mens zich sinds circa 4500 v. Chr. gevestigd langs intergetijdengebieden van estuaria. Als gevolg hiervan heeft de mens direct of indirect het estuariene milieu veranderd (De Leeuw and Backx 2001). De Rijn-Maas-Scheldemonding (RMS-monding), ooit bestaande uit meerdere open estuaria, is sinds de Romeinse tijd drastisch veranderd door de aanleg van polders en dijken, met de meest ingrijpende veranderingen veroorzaakt door de aanleg van de Deltawerken (1954 - 1997). Als gevolg van al deze veranderingen werden de connectiviteit en dynamiek van de RMS-monding aanzienlijk verminderd, met als resultaat dat sommige bekkens gedeeltelijk werden afgesloten. Dit vertaalde zich voor sommige bekkens in het verdwijnen of reduceren van getij, een verminderde saliniteitsgradiënt, een afname van de waterkwaliteit, een barrière voor migrerende vissoorten (vooral van en naar zoet water), een afname van brakwaterhabitats en bijgevolg een afname van de soorten die deze habitats gebruiken gedurende hun levenscyclus. Verwacht wordt dat klimaatverandering sommige van deze problemen zal verergeren.

De Programmatistische Aanpak Grote Wateren (PAGW) werkt aan het verbeteren van de omstandigheden voor planten en dieren in de grote wateren, met als uiteindelijke doel de gezondheid en veerkracht van ecosystemen te vergroten, rekeninghoudend met de mogelijke uitdagingen die klimaatverandering met zich meebrengt. De PAGW schetst een streefbeeld voor de grote wateren zoals de Waddenzee en de RMS-monding, waarin wordt gedefinieerd hoe de optimale ecologische waarde voor deze gebieden er in de toekomst uitziet, en wat er nodig is om dit te bereiken. In dit streefbeeld staan de begrippen veerkracht en robuustheid centraal. Veerkracht en robuustheid verwijzen naar het vermogen van een systeem om verstoringen te absorberen en zichzelf te reorganiseren, met behoud van dezelfde functie, structuur, identiteit en terugkoppeling (Levin en Lubchenco, 2008a)

Verder wordt veerkracht en robuustheid van de RMS-monding geplaatst in de context van de Adaptieve Cyclus (Holling en Gunderson, 2002), die verwijst naar de relatie tussen verschillende elementen van het systeem op verschillende schalen van tijd en ruimte, waardoor verschillende fasen in de levenscyclus van het systeem mogelijk zijn. De overgang van fasen en de interactie van de elementen op verschillende tijd- en ruimteschalen geven complexe systemen zoals de RMS-monding veerkracht om verstoringen te weerstaan, zich te herstellen en te reorganiseren en zich aan te passen aan de veranderende omstandigheden.

Dit rapport bevat een beschrijving van de onderwaternatuur van de RMS-monding, inclusief het ecologisch functioneren van het systeem; processen; soorten, soortgroepen en het voedselweb; ecotopen met hun bijbehorende abiotische en biotische condities; en ruimtelijke kenmerken zoals connectiviteit. In deze synopsis wordt de huidige status van de onderwaternatuur van de RMS-monding besproken in het licht van de concepten veerkracht en robuustheid, en hoe deze relatie (mogelijk) leidt tot het streefbeeld van de RMS-monding.

De RMS-monding is in de loop der jaren sterk veranderd van een open estuarium naar een mozaïek van bekkens, sommige met een verminderde dynamiek en connectiviteit. De bekkens met de minste uitwisseling, het Grevelingenmeer en het Veerse Meer, zijn nu zoutwatermeren. Het Veerse meer staat in verbinding met de Oosterschelde via de Katse Heule en het Grevelingenmeer staat in verbinding met de Oosterschelde (Flakkeese spuisluis) en de Noordzee (Brouwerssluis). Deze verbindingen hebben initieel een positief effect gehad op de waterkwaliteit van beide zoutwaterarmen. De connectiviteit blijft echter beperkt (vooral met zoetwaterbronnen) en heeft weinig mengingseffect. Het gebrek aan getij (of gebrek aan mengingseffect) heeft geleid tot temperatuurstratificatie en zuurstofdepletie in de diepere delen van de meren. Bovendien zijn de problemen die werden veroorzaakt door de aanvankelijke volledige afsluiting van de meren, zoals het verlies van zeegrasvelden, een afname van benthische soorten, en een afname van migrerende vissoorten niet verholpen. De opening van het Katse Heule (Veerse Meer) of de opening in de Brouwerssluis (Grevelingenmeer) hebben deze negatieve effecten niet terug kunnen draaien.

Ook verbonden met de veranderingen in connectiviteit en dynamiek, zijn de veranderingen in fauna die de verschillende bekkens ondergingen. Zo kende het Grevelingenmeer een algemene afname van vispopulaties, en specifiek een sterke afname van trekvissoorten die het Grevelingenmeer als kraamkamer gebruikten, voordat het meer werd afgesloten (de aanleg van de Brouwersdam) (Hop and Vriese, 2017; Tangelder et al., 2019). Het meer werd toen gedomineerd door estuarien residente soorten die hun hele levenscyclus in het meer kunnen voltooien. Hoewel de Brouwerssluis het Grevelingenmeer in 1999 weer permanent verbond met de Noordzee, waardoor migrerende soorten zich konden verplaatsen, bleef het meer gedomineerd door estuarien residenten.

Met het verdwijnen van het getij in het Grevelingenmeer en Veerse Meer zijn bovendien ook benthische gemeenschappen aangetast. Het leefgebied voor kokkels is bijvoorbeeld sterk afgenomen (Schaminée et al., 2019). Tot slot is met de eerste veranderingen in het zoutgehalte in het Grevelingenmeer en het Veerse meer, en het gebrek aan getij, zeegras bijna volledig verdwenen (Troost et al., 2012). De huidige inspanningen om zeegras te herstellen lijken hoopvol, maar zijn afhankelijk of van het herstel van de estuariene condities die gunstig zijn voor autochtoon Nederlands zeegras (ecotype Zuidwestelijke Delta), of van allochtoon zeegras ecotypes die minder gevoelig zijn voor hoge zoutgehaltes (Kamermans et al., 1999).

Zoals blijkt uit de veranderingen die de RMS-monding in de loop der jaren heeft ondergaan, zijn de meeste problemen die de veerkracht en robuustheid van het systeem beperken gerelateerd aan (het gebrek aan) connectiviteit en dynamiek. De beperkte beweging van soorten en nutriënten tussen de bekkens; de vermindering van de mengkracht door getijdendynamiek, wat leidt tot stratificatie; de vermindering van (ondiepe) brakke habitats; en de verstoring van estuariene faseverschuivingen door de beperking van estuariene getijdendynamiek verzwakken allemaal het natuurlijk functioneren van het systeem. Veerkracht tegen biodiversiteitsverlies wordt bijvoorbeeld gewaarborgd door de connectiviteit van overgangswateren (o.a. estuaria, lagunes) met hun inputmilieus (o.a. de zee en het zoetwaterstroomgebied), waardoor het risico op verlies van cruciale functies afneemt doordat een hoge taxonomische omloopsnelheid mogelijk is (Barbone en Basset, 2010).

Bovendien maakt de terugkoppeling tussen abiotische en biotische factoren de adaptieve cyclus mogelijk, waardoor interactie tussen verschillende ruimtes, tijd en organisatieniveaus mogelijk wordt, wat op zijn beurt de veerkracht van het systeem vergroot (Holling and Gunderson, 2002). Het gebrek aan connectiviteit en dynamiek heeft ervoor gezorgd dat sommige stroomgebieden in één fase blijven steken en daardoor minder veerkrachtig zijn tegen verstoringen.

Het Ecologisch Streefbeeld dat het PAGW voorstelt voor de RMS-monding richt zich op het versterken van estuariene dynamiek en intergetijdennatuur, in omvang en kwaliteit. In het noordelijke deel (Haringvliet, Hollands diep, en Biesbosch) beoogt het RMS-streefbeeld ruimte te maken voor (grootschalige) dynamiek, intergetijdengebieden en brakwaterzones. In het middengebied (Grevelingenmeer, Volkerak-Zoomer, Veerse Meer en Oosterschelde) ligt het aandacht op meer ruimte geven aan dynamische processen, het behouden en uitbreiden van essentiële waardevolle leefgebieden, en het creëren en herstellen van verbindingen. Het doel in de Westerschelde is om getijdennatuur te versterken en vergroten door verbreding van het estuarium.

Deze maatregelen lijken de juiste weg, omdat ze natuurlijke processen de ruimte geven om opnieuw te beginnen (geïnduceerd door connectiviteit en getijdenwerking). De verwachte gevolgen van de terugkeer van deze natuurlijke processen zijn: de verbetering van de biodiversiteit en de versterking van het voedselweb. Echter, het is moeilijk om een tijdsmaat (bijv. 2050 of 2100) te verbinden aan de verwachte of gewenste effecten. Samen met deze gewenste natuurlijke processen zijn er fases van sterfte en verval (Holling and Gunderson, 2002), en het is dus belangrijk om die fases te erkennen als onderdeel van een systeemdynamiek en niet als het eindresultaat van een ingreep.

8 Dankwoord

Onze dank gaat naar Karin Troost en Ingrid Tulp voor hun advies op de aanpak van dit rapport en Karin Troost, Dick van Oevelen, Anna de Kluijver, Marijn Tangelder en Robert Jentink voor hun feedback op een conceptversie van deze literatuurstudie. Ook dank aan Martin Baptist voor het uitvoeren van de interne review van dit rapport.

9 Kwaliteitsborging

Wageningen Marine Research beschikt over een ISO 9001:2015 gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem. De organisatie is gecertificeerd sinds 27 februari 2001. De certificering is uitgevoerd door DNV.

Literatuur

- Aarts, G.M., S.M.J.M. Brasseur, S.C.V. Geelhoed, R.S.A. Van Bemmelen en M.F. Leopold (2013). Grey and harbour seal spatiotemporal distribution along the Dutch West coast. IMARES. Rapport nummer: C103/13. 39 pagina's.
- Anderies, J.M., M.A. Janssen en E. Ostrom (2004). A framework to analyze the robustness of social-ecological systems from an institutional perspective. *Ecology & Society* 9.
- Arts, F.A., M.S.J. Hoekstein en M. Sluijter (2019). Analyse en prognose trends vogels en zeehonden Grevelingenmeer. Delta ProjectManagement, Vlissingen. Rapport nummer: 2019-06. 75 pagina's.
- Bakker, J.P., J. De Leeuw, K.S. Dijkema, P.C. Leendertse, H.H.T. Prins en J. Rozema (1993). Salt marshes along the coast of The Netherlands. *Hydrobiologia* 265:73–95.
- Bannink, B.A., J.H.M. Van der Meulen en P.H. Nienhuis (1984). Lake Grevelingen: from an estuary to a saline lake. An introduction. *Netherlands Journal of Sea Research* 18:179–190.
- Baptist, M.J., I. De Mesel, L.C.P.M. Stuyt, R. Henkens, H. De Molenaar, J.W.M. Wijsman, N. Dankers en V. Kimmel (2007). Herstel van estuariene dynamiek in de zuidwestelijke Delta. IMARES, Texel. Rapport nummer: C119/07. 172 pagina's.
- Baptist, M.J., J.T. Van der Wal, E.O. Folmer, U. Gräwe en K. Elschot (2019). An ecotope map of the trilateral Wadden Sea. *Journal of Sea Research* 152:101761.
- Barbone, E. en A. Basset (2010). Hydrological constraints to macrobenthic fauna biodiversity in transitional waters ecosystems. *Rendiconti Lincei* 21:301–314.
- Barneveld, H.J., R.P. Nicolai, M. Van Veen, S. Van Haaster, T.J. Boudewijn, J.W. De Jong, K. Van Ditteren, R.J.W. Van de Haterd, P.P. Middenveld, S. Michielsen, I. Van de Moortel, C. Velez en E. De Wilde (2018). T2015-rapportage Schelde-estuarium analyserapport (No. PR3152.10). Antea group.
- Beaumont, N.J., M.C. Austen, S.C. Mangi en M. Townsend (2008). Economic valuation for the conservation of marine biodiversity. *Marine Pollution Bulletin* 56:386–396. .
- Beers. M (2011). Winde wil de West-Brabantse beken optrekken. *Visionair* 22:20–23.
- Beers. M (2014). Echte beken meanderen. *Visionair* 34:32–35.
- Bijlsma, L. en J.W.M. Kuipers (1989). River water and the quality of the delta waters. In J.C. Hooghart and C.W.S. Posthumus, editors. *Hydro-ecological relations in the Delta waters of South-West Netherlands*.
- Boere, G.C. en D.A. Stroud (2006). The flyway concept: what it is and what it isn't. In G.C. Boere, C.A. Galbraith, and D.A. Stroud, editors. *Waterbirds around the world*. Edinburgh, UK: The Stationery Office.
- Boesch, D.F. (1977). A new look at the zonation of benthos along the estuarine gradient. In B.C. Coull, editor. *Ecology of Marine Benthos*. University of South Carolina Press, Columbia, Sout Carolina. 245–266 pagina's.
- Boorman, L.A. (1999). Salt marshes—present functioning and future change. *Mangroves and salt marshes* 3:227–241.
- Bouma, H., D.J. De Jong, F. Twisk en K. Wolfstein (2005). Zoute wateren Ecotopenstelsel (ZES.1) Voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. RIKZ, Middelburg. Rapport nummer: RIKZ/2005.024. 156 pagina's.
- Box, S. en P. Mumby (2007). Effect of macroalgal competition on growth and survival of juvenile Caribbean corals. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 342, . . *Marine Ecology Progress Series* 342:139–149.
- Boyd, J. en L. Wainger (2002). Landscape indicators of ecosystem service benefits. *American Journal of Agricultural Economics* 84:1371–1378.
- Brasseur, S.M.J.M. en P.J.H. Reijnders (2001). Zeehonden in de Oosterschelde, Fase 2. Effecten van extra doorvaart door de Oliegeul. Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Rapport nummer: 353. 35 pagina's.
- Brasseur, S.M.J.M., T.D. Van Polanen Petel, T. Gerrodette, E.H.W.G. Meesters, P.J.H. Reijnders en G. Aarts (2015). Rapid recovery of Dutch gray seal colonies fueled by immigration. *Marine Mammal Science* 31:405–426.
- Breve, N., H. Vis en A.W. Breukelaar (2018). Escape from the North Sea: the possibilities for pikeperch (*Sander lucioperca* L. 1758) to re-enter the Rhine and Meuse estuary via the Haringvlietdam, as revealed by telemetry. . *Journal of Coastal Conservation* 23:239–252.
- Brevé, N.W.P., H.V. Winter, P.A.D.M. Wijmans, E.S.I. Greenway en L.A.J. Nagelkerke (2020). Sex differentiation in seasonal distribution of the starry smooth-hound *Mustelus asterias*. *Journal of Fish Biology* 97:1870–1875.
- Carlson, J.M. en J. Doyle (2002). Complexity and robustness. 99, 2538–2545. . *PNAS* 99:2538–2545.
- Carlson, R.E. en J. Simpson (1996). A Coordinator's Guide to Volunteer Lake Monitoring Methods.
- Carpenter, S.R., D. Ludwig en W.A. Brock (1999). Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications* 9:751–771.

-
- Chapin, F.S., B.H. Walker, R.J. Hobbs, D.U. Hooper, J.H. Lawton, O.E. Sala en D. Tilman (1997). Biotic control over the functioning of ecosystems. *Science* 277:500-504.
- Coosen, J., P. Meire, J.J. Stuart en J. Seys (1990). Trophic relationships in brackish Lake Veere: the role of macrophytes. Pages 404-423.
- Costanza, R., W.M. Kemp en W.R. Boynton (1993). Predictability, scale, and biodiversity in coastal and estuarine ecosystems: implications for management. *Ambio*:88-96.
- Craeymeersch, J. en I. De Vries (2007). Waterkwaliteit en ecologie Veerse Meer: het tij is gekeerd. Eerste evaluatie van de veranderingen na de ingebruikname van de 'Katse Heule' op basis van waarnemingen juni 2004-juni 2006. RIKZ. Rapport nummer: RIKZ/2007-008. 86 pagina's.
- Craeymeersch, J.A., J. Schotanus, M. Van Asch, J.J. Capelle, K. Troost en H. Jansen (2024). Draagkracht van de Oosterschelde en de westelijke Waddenzee voor schelpdieren. Evaluatie van veranderingen in de voedselcondities en schelpdierbestanden in relatie tot de mosselkweek in de periode 1990-2021. Wageningen Marine Research. Rapport nummer: C013/24. 26 pagina's.
- Daggers, T.D., D. van Oevelen, P.M.J. Herman, H.T.S. Boschker en D. van der Wal (2020). Spatial variability in macrofaunal diet composition and grazing pressure on microphytobenthos in intertidal areas. *Limnology and Oceanography* 65:2819-2834.
- Dankers, N.M.J.A., W.E. Van Duin, M.F. Leopold, G.F.P. Martakis, C.J. Smit, D.C. Van Der Werf en H.P. Wolfert (2001). Ontwerp-ecotopenstelsel kustwateren. Voorstel voor classificatie en advies voor validatie. Alterra. Rapport nummer: 177. 71 pagina's.
- Dauwe, B., P.M.J. Herman en C.H.R. Heip (1998). Community structure and bioturbation potential of macrofauna at four North Sea stations with contrasting food supply. *Marine Ecology Progress Series* 173:67-83.
- Day, J.W. (2013). *Estuarine ecology*. Wiley, New York.
- De Kraker, C. (2022). Grevelingenverslag. Onderzoek aan flora en fauna van de Hompelvoet en andere gebieden in de Grevelingen in 2021. Sandvicensis. 111 pagina's.
- De Vriend, H.J., Z.B. Wang, T. Ysebaert, P.M.J. Herman en P. Ding (2011). Eco-Morphological Problems in the Yangtze Estuary and the Western Scheldt. *Wetlands* 31:1033-1042.
- De Vries, I. en R. Postma (2013). Quick scan waterkwaliteit en ecologie Volkerak-Zoommeer. Deltares. Rapport nummer: 1207783-000-VEB-0005. 33 pagina's.
- De Vries, I., C. Sprengers, A.J. Nolte, B. Stengs, O. Weiler en T.H.G. Jongeling (2013). Verwachte waterkwaliteit in een verbonden en zout Grevelingen - Volkerak-Zoommeer met getij. Resultaten van 1D en 3D modellering. Deltares. Rapport nummer: 1207783-000-VEB-0011. 31 pagina's.
- De Wilt, H. (2015). Deltaplan voor Zeeuwse Vismigratie. *Visionair* 35:8-11.
- Dedert, M., S. Brasseur en M.J. Van den Heuvel-Greve (2015). Zeehonden in het Deltagebied; populatieontwikkeling en geperfluoreerde verbindingen. IMARES. Rapport nummer: C178/14. 26 pagina's.
- Deegan, L.A. en B.A. Thompson (1985). The ecology of fish communities in the Mississippi River deltaic plain. Fish community ecology in estuaries and coastal lagoons: towards an ecosystem integration 35-56.
- Deggeller, T. (2021). Intertidal area in the Dutch Southwest Delta: Changes in the past century, and strategies for conservation. Internship report, World Wide Fund for Natura NL, Utrecht University. 44 pagina's.
- Didderen, K., W. Lenkeek, E.G.R. Bakker, J. Tummers en A. Gmelich Meijling (2021). Vis in de Grevelingen. Bureau Waardenburg. Rapport nummer: 20-328. 80 pagina's.
- DiGiano, M.L. en A.E. Racelis (2012). Robustness, adaptation and innovation: Forest communities in the wake of Hurricane Dean. *Applied Geography, The Health Impacts of Global Climate Change: A Geographic Perspective* 33:151-158.
- Dijkman, N. (2023). Pelagische primaire productie Oosterschelde, Grevelingenmeer, Veerse Meer en Westerschelde 2020-2022, Primaire productie metingen met behulp van Fast Repetition Rate fluorometrie. Tussenrapportage resultaten 2020-2022. RWS. 47 pagina's.
- Dubbeldam, M.C. en B.J.L. Broekhoven (2014). Kansen en knelpunten voor vismigratie bij zoet-zout overgangen in het Volkerak-Zoommeer. Monitoring en resultaten 2013-2014. Stichting Zeeschelp. 40 pagina's.
- Duffy, J.E. (2002). Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos* 99:201-219.
- Duijts, O., H.A. Van Der Jagt, D.B. Kruijt, M. Japink en R.P. Middelveld (2018). Macrozoöbenthosbemonstering in de zoute Rijkswateren MWTL 2017 : waterlichamen: Westerschelde en Oosterschelde.
- Eertman, R.H.M. (1997). Veranderingen in de estuarine ecotopen in de delta. Rijksinstituut voor Kust en Zee (RWS, RIKZ) Werkdocument RIKZ/AB-96.803x, NIOO-CEMO rapport 1997-01. 25 pagina's.
- Elmqvist, T., C. Folke, M. Nyström, G. Peterson, J. Bengtsson, B. Walker en J. Norberg (2003). Response diversity, ecosystem change, and resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1:488-494.
- Ferguson, H.A. en W.J. Wolff (1984). The Haringvliet-project: the development of the Rhine-Meuse estuary from tidal inlet to stagnant freshwater lake. *Water Science and Technology* 16:11-26.
- Folke, C., S.R. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Elmqvist, L.H. Gunderson en C.S. Holling (2004). Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 35:557-581.

- Greenberg, R. (2012). The ecology of estuarine wildlife. In J.W. Day, B.C. Crump, W.M. Kemp, and A. Yáñez-Arancibia, editors. Estuarine ecology. 357–380 pagina's.
- Griffioen, A.B., H.V. Winter en R. Van Hal (2017). Prognose visstand in en rond het Haringvliet na invoering van het Kierbesluit in 2018. Wageningen Marine Research, IJmuiden. Rapport nummer: C081/17. 53 pagina's.
- Groenendijk, A.M. (1984). Primary production of four dominant salt-marsh angiosperms in the SW Netherlands. *Vegetatio* 57:143–152.
- Gunderson, L.H. (2000a). Ecological Resilience—In Theory and Application. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 31:425–439.
- Gunderson, L.H. (2000b). Ecological resilience - in theory and application. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31:425–439.
- Gunderson, L.H. en C.S. Holling (2002). *Panarchy, understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Washington.
- Haas, H.A. en M. Tosserams (2005). Estuariene dynamiek in de Delta. Achtergronddocument en kansenkaarten. Rapport nummer: Werkdocument RIKZ/ZDO/2005.800w. 38 pagina's.
- Heip, C. en P.M.J. Herman (1995). Major biological processes in European tidal estuaries: a synthesis of the JEEP-92 Project. *Hydrobiologia* 311:1–7.
- Herman, P.M.J., J.J. Middelburg, J. Van de Koppel en C.H.R. Heip (1999). Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in ecological research* 29:195–240.
- Herman, P.M.J. en M.J.F. Stive (2011). Natuurherstel van de Westerschelde; een systeemperspectief. 38 pagina's.
- Hirota, M., M. Holmgren, E.H. Van Nes en M. Scheffer (2011). Global Resilience of Tropical Forest and Savanna to Critical Transitions. *Science* 334:232–235.
- Hoeksema, H.J. (2002). Grevelingenmeer van kwetsbaar naar weerbaar? RIKZ Middelburg. Rapport nummer: RIKZ/2002.033.
- Hoekstein, M.S.J., M. Sluijter, K.D. Van Straalen en W. Janse (2024). Watervogels en zeehonden in de Zoute Delta in 2022/2023. Deltamilieu Projecten. Rapport nummer: Deltamilieu Projecten Rapportnr. 2024-01. 158 pagina's.
- Holland, A.F., A.T. Shaughnessy en M.H. Hiegel (1987). Long-term variation in mesohaline chesapeake bay macrobenthos: spatial and temporal patterns. *Estuaries* 10:227–245.
- Holland, A.M.B.M. (2004). Veerse Meer aan de Oosterschelde. Toestand ecosysteem Veerse Meer vóór ingebruikname doorlaatmiddel. RIKZ, Middelburg. Rapport nummer: RIKZ/2004.007. 72 pagina's.
- Holling, C.S. (1996). Engineering resilience versus ecological resilience. *Engineering within ecological constraints* 31:32.
- Holling, C.S. en L.H. Gunderson (2002). Resilience and adaptive cycles.
- Hop, J. (2016). Visstand Haringvliet en Voordelta-heden. ATKB. 47 pagina's.
- Hop, J. (2017). Visstandonderzoek Grevelingenmeer voor-en najaar 2017. ATKB. Rapport nummer: 20161256/002. 37 pagina's.
- Horn, H.G., P. Van Rijswijk, K. Soetaert en D. Van Oevelen (2023). Drivers of spatial and temporal micro- and mesozooplankton dynamics in an estuary under strong anthropogenic influences (The Eastern Scheldt, Netherlands). *Journal of Sea Research* 192:102357.
- Huiskes, H.L. (1988). The salt marshes of the Westerschelde and their role in the estuarine ecosystem. *Hydrobiological Bulletin* 22:57–63.
- Hutchins, L.W. (1947). The bases for temperature zonation in geographical distribution. *Ecological Monographs* 17:325–335.
- Ives, A.R. (1995). Measuring Resilience in Stochastic Systems. *Ecological Monographs* 65:217–233.
- Jackson, J.B.C., M.X. Kirby, W.H. Berger, K.A. Bjorndal, L.W. Botsford, B.J. Bourque, R.H. Bradbury, R. Cooke, J.A. Estes, T.P. Hughes, S. Kidwell, C.B. Lange, S. Lenihan, J.M. Pandolfi, C.H. Peterson, R.S. Steneck, M.J. Tegner en R.R. Warner (2001). Historical overfishing and the collapse of coastal ecosystems. *Science* 293:629–638.
- Jager, Z. en J. Kranenbarg (2008). Maatlat vissen in estuaria KRW watertype O2. 40 pagina's.
- Jansen, H., P. Kamermans, S. Glorius en M. Van Asch (2019). Draagkracht van de Oosterschelde en de westelijke Waddenzee voor schelpdieren. Evaluatie van veranderingen in de voedselcondities en schelpdierbestanden in relatie tot de mosselkweek in de periode 1990–2016. Wageningen Marine Research. Rapport nummer: C096/19. 46 pagina's.
- Jones, S.J., N. Mieszkowska en D.S. Wetthey (2009). Linking Thermal Tolerances and Biogeography: *Mytilus edulis* (L.) at its Southern Limit on the East Coast of the United States. *The Biological Bulletin* 2017:73–85.
- Kamermans, P., M.A. Hemminga en D.J. De Jong (1999). Significance of salinity and silicon levels for growth of a formerly estuarine eelgrass (*Zostera marina*) population (Lake Grevelingen, The Netherlands). *Marine Biology* 133:527–539.
- Kästner, L. (2011). Inventarisatie van mogelijke gevolgen door de herintroductie van getij in het Grevelingenmeer inventarisatie intergetijde gebieden en vegetatiezones. Hogeschool Zeeland. 55 pagina's.

-
- Kerckhof, F. (2011). Een vroege waarneming van verwilderde Japanse oesters *Crassostrea gigas* in de Oosterschelde. Zeepaard 71.
- King, S.E. en J.N. Lester (1995). The value of salt marsh as a sea defence. *Marine Pollution Bulletin* 30:180–189.
- Klein, R.J., M.J. Smit, H. Goosen en C.H. Hulsbergen (1998). Resilience and vulnerability: coastal dynamics or Dutch dikes? *Geographical Journal* 164:259–268.
- Kruijt, D.B., O. Duijts, M. Japink en R.P. Middelverld (2020). Macrozoöbenthos-bemonstering in de zoute Rijkswateren, hoofdrapport, MWTL 2019 : waterlichamen: Westerschelde, Veerse Meer en Grevelingenmeer. Bureau Waardenburg. Rapport nummer: 20-270. 64 pagina's.
- Leewis, R.J. (1900). Ecologische indeling van de Nederlandse zoute wateren - aansluiting bij het CML-Ecotopensysteem? RIVM, Bilthoven.
- Levin, S.A. en J. Lubchenco (2008a). Resilience, Robustness, and Marine Ecosystem-based Management. *BioScience* 58:27-32.
- Levin, S.A. en J. Lubchenco (2008b). Resilience, Robustness, and Marine Ecosystem-based Management. *BioScience* 58:27-32.
- Maris, T., S. Wijnhoven, S. Van Damme, O. Beauchard, E. Van den Berg en P.M. Meire (2013). Referentiematrices en Ecotooppervlaktes. Annex bij de Evaluatiemethodiek Schelde-estuarium. Universiteit Antwerpen, Ecosystem Management Research Group. 35 pagina's.
- Meijers, E., S. Groot, M. Haasnoot, B. Van Wesenbeeck en I. De Vries (2008). Waterkwaliteit en ecotopen in een zout Volkerak-Zoommeer. Planstudie Volkerak-Zoommeer. Deltares. 66 pagina's.
- Meininger, P.L., R.H. Witte en J. Graveland (2003). Zeezoogdieren in de Westerschelde: knelpunten en kansen. RIKZ. Rapport nummer: RIKZ/2003.041. 72 pagina's.
- Meire, P., T. Ysebaert, S.V. Damme, E.V.D. Bergh, T. Maris en E. Struyf (2005). The Scheldt estuary: a description of a changing ecosystem. *Hydrobiologia* 540:1-11.
- Mies, J. en J. van Giels (2017). Rapport visstandonderzoek Volkerak-Zoommeer najaar 2. ATKB. Rapport nummer: 20170681/rap01.
- Ministerie van Infrastructuur en Milieu (2013). Peilbelsluit Grevelingenmeer. 6 pagina's.
- Mittelbach, G.G., A.M. Turner, D.J. Hall, J.E. Rettig en C.W. Osenberg (1995). Perturbation and Resilience: A Long-Term, Whole-Lake Study of Predator Extinction and Reintroduction. *Ecology* 76:2347-2360.
- Mulder, I., V. Escaravage, M. Tangelder en T. Ysebaert (2019). Ontwikkelingen van het macrozoöbenthos in het Grevelingenmeer 1992-2016. Wageningen University & Research. Rapport nummer: C021/19. 68 pagina's.
- Mulder, I.M., J.W.M. Wijsman en M. Tangelder (2021). Een quickscan naar ecologische draagkracht voor filter feeders nu en bij gedempt getij. Wageningen Marine Research, Yerseke. Rapport nummer: C006/21. 33 pagina's.
- Mulder, J.M.P., J. Cleveringa, M. Taal, B.K. Van Wesenbeeck en F. Klijn (2010). Sedimentperspectief op de Zuidwestelijke Delta. Deltares, Delft. Rapport nummer: 1203404-000. 62 pagina's.
- Mumby, P.J., I. Chollett, Y.M. Bozec en N.H. Wolff (2014). Ecological resilience, robustness and vulnerability: how do these concepts benefit ecosystem management? *Current Opinion in Environmental Sustainability* 7:22-27.
- Neubert, M.G. en H. Caswell (1997). ALTERNATIVES TO RESILIENCE FOR MEASURING THE RESPONSES OF ECOLOGICAL SYSTEMS TO PERTURBATIONS. *Ecology* 78:653-665.
- Nicholls, R.J. en J. Branson (1998). Coastal resilience and planning for an uncertain future: an introduction. *The Geographical Journal* 164:255–258.
- Nienhuis, P.H. (1978). De Grevelingen, een afgesloten zeearm. Een overzicht van 10 jaar aquatisch oecologisch onderzoek. Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke. Rapport nummer: 1978-3.
- Nienhuis, P.H. (1993). Nutrient cycling and foodwebs in Dutch estuaries. *Hydrobiologia* 265:15-44.
- Nienhuis, P.H. en A.C. Smaal (1994). The Oosterschelde estuary, a case study of a changing ecosystem: an introduction. *Hydrobiologia* 282/283:1-14.
- Nieuwkamer, R., L.G. Turlings, J.W. Slager en P. Paulus (2009). Verkenning Grevelingen water en getij. *H2O* 8:27-30.
- Nijhof, B.S.J., F.H. Bethe, B.v. Elderen, C.M. Goossens, A.G.M. Hermans, A.J.M. Koomen, R. Leopold, E.P. Querner en J.a.J. Vervloet (2002). Landschapswaarden Veerse Meer; een inventarisatie, analyse & integratie.
- Nolte, A., J. Grashof en B. Bolman (2024). Verkennende Systeemanalyse Zuidwesterlijke Delta. Deltares. Rapport nummer: 11210350-0004-ZKS-002. 216 pagina's.
- Nolte, A.J. en I. De Vries (2012). Overzicht van kennisbijdrage Deltares in de Green Deal Oosterschelde. Ecosysteekkennis, nutriëntenstromen, primaire productie en draagkracht. Deltares, Delft. Rapport nummer: 1206232-000-ZKS-0008. 33 pagina's.
- Norberg, J., D.P. Swaney, J. Dushoff, J. Lin, R. Casagrandi en S.A. Levin (2001). Phenotypic diversity and ecosystem functioning in changing environments: A theoretical framework. *PNAS* 98:11376-11381.
- Osinga, N., M.M. Shahi-Ferdous, D. Morick, M. Garcia Hartmann, J.A. Ulloa, L. Vedder, H.A.U. De Haes, P.M. Brakefield, A.D.M.E. Osterhaus en T. Kuiken (2012). Patterns of Stranding and Mortality in Common Seals

- (*Phoca vitulina*) and Grey Seals (*Halichoerus grypus*) in The Netherlands between 1979 and 2008. *Journal of Comparative Pathology* 147:550-565.
- Pearson, T.H. en R. Rosenberg (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 16:229-311.
- Petchey, O.L., A.L. Downing, G.G. Mittelbach, L. Persson, C.F. Steiner, P.H. Warren en G. Woodward (2004). Species loss and the structure and functioning of multitrophic aquatic systems. *Oikos* 104:467-478.
- Peterson, G.D. (2002). Estimating resilience across landscapes. *Conservation Ecology* 6.
- Ploegaert, S., M. Vos, M. Schiphouwer, J. Kranenburg en J. Herder (2018). Een Zegen in de Delta – Nulmeting 2018. Onderzoek naar de kraamkamerfunctie van de Zuid-Hollandse delta. RAVON, Nijmegen. Rapport nummer: 2017.109. 45 pagina's.
- Ploegaert, S.M.A. en J.S. Tummers (2019). Viscorridors Zuidwestelijke Delta. Monitoringsplan vismigratieroute Bathse Spuisluis - Volkeraksluizen Stichting RAVON, Nijmegen. Rapport nummer: 2018.168.
- Prins, T., A.J. Nolte, S. Couvin Rodriguez, L. Van Der Heijden en L.J. Buckman (2024). Het ecologisch functioneren van het Veerse Meer 2005-2023. Synthese. Deltares. Rapport nummer: 11209251-000-ZKS-0012. 92 pagina's.
- Prins, T. en S.A. Vergouwen (2015). Bekkenrapport Veerse Meer 2000-2014 ten behoeve van de Evaluatie Peilbesluit. Deltares. Rapport nummer: 1220248-000-ZKS-0010. 134 pagina's.
- Pritchard, D.W. (1967). What is an estuary: Physical Viewpoint.
- Qiu, J.-W., R. Tremblay en E. Bourget (2002). Ontogenetic changes in hyposaline tolerance in the mussels *Mytilus edulis* and *M. trossulus*: implications for distribution. *Marine Ecology Progress Series* 228:143-152.
- Reeze, B., M.A.A. De la Haye, H.A. Van der Jagt en G.L. Verweij (2023). Vervolgrapportage ecologische toestand Haringvliet en Voordelta "Lerend implementeren kierbesluit" 2021. Waardenburg Ecology. Rapport nummer: 23-333. 63 pagina's.
- Reijnders, P.J.H., S.M.J.M. Brasseur en A.G. Brinkman (2000). Habitatgebruik en aantalsontwikkelingen van gewone zeehonden in de Oosterschelde en het overige Deltagebied. Alterra. Rapport nummer: Alterra-rapport 078. 25 pagina's.
- Sandig, A., E. De Froe, J.W.M. Wijsman en J.J. De Leeuw (2024). Oosterschelde: verkenning en kennisleemten ecologisch functioneren. Wageningen Marine Research. Rapport nummer: C094/23. 37 pagina's.
- Schaminée, J.H.J., J.A.M. Janssen, R. Kwak, G.J.J.M. Litjens, J.P.M. Mulder, B. Roels, S.R. Smith, B. Walles, A. Van der Winden, H.V. Winter en T. Ysebaert (2019). Biodiversiteit in de Zuidwestelijke Delta. Wageningen Environmental Research. 330 pagina's.
- Smaal, A.C. (2017). Draagkracht voor schelpdieren: definities, indices en case studies. Wageningen Marine Research. Rapport nummer: C023/17. 26 pagina's.
- Smaal, A.C., T. Schellekens, M.R. Van Stralen en J.C. Kromkamp (2013). Decrease of the carrying capacity of the Oosterschelde estuary (SW Delta, NL) for bivalve filter feeders due to overgrazing? *Aquaculture* 404-405:28-34.
- Smits, A.J.M., P.H. Nienhuis en H.L.F. Saeijs (2006). Changing Estuaries, Changing Views. *Hydrobiologia* 565:339-355.
- Soetaert, K., J.J. Middelburg, C. Heip, P. Meire, S. Van Damme en T. Maris (2006). Long-term change in dissolved inorganic nutrients in the heterotrophic Scheldt estuary (Belgium, The Netherlands). *Limnology and Oceanography* 51:409-423.
- Steins, N., H. Jansen, K. Troost en J. Capelle (2021). Mosselkweek en effecten op natuur.
- Stevens, M., T. Van den Neucker, E. Gelaude, R. Baeyens, Y. Jacobs, A. Mouton, D. Buysse en J. Coeck (2011). Onderzoek naar de trekvissoorten in het Schelde-estuarium: Voortplantings- en opgroei-habitat van rivierprik en fint. INBO Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek. Rapport nummer: INBO.R.2011.14. 71 pagina's.
- Tamis, J. en M.J. Baptist (2025). Literatuurstudie ter onderbouwing van het PAGW streefbeeld voor een veerkrachtige en robuuste Waddenzee. Wageningen Marine Research, Den Helder. Rapport nummer: C098/24.
- Tamis, J.E. en M.J. Baptist (2024). Onderwaternatuur Waddenzee. Literatuurstudie ter onderbouwing van het PAGW streefbeeld voor een veerkrachtige en robuuste Waddenzee. Rapport nummer: C098/24.
- Tangelder, M. (2024). Theoretisch kader – ecologische veerkracht en de adaptieve cyclus in relatie tot het streefbeeld RMS-monding. Uitwerking ecologische veerkracht i.r.t. het streefbeeld. Rijkswaterstaat.
- Tangelder, M., A.J. Nolte, I.M. Mulder, J.W.M. Wijsman, J.A.M. Janssen en T.J.W. Ysebaert (2021). Grevelingen: van zout meer naar gedempt getij. Ontwikkeling van macrobenthos en inschatting gevolgen van gedempt getij. Landschap 2021:49-57.
- Tangelder, M., K. Troost en T. Ysebaert (2012). Ecologische begrippen: Veerkracht en verwante begrippen in het kader van Beleid Ondersteuning Programmabureau Zuidwestelijke Delta. Wageningen IMARES, Yerseke. Rapport nummer: C068/12.

-
- Tangelder, M., J.W.M. Wijsman, J. Janssen, A.J. Nolte, B. Walles en T. Ysebaert (2018). Scenariostudie natuurperspectief Grevelingenmeer. Wageningen Marine Research. Rapport nummer: C021/18. 164 pagina's.
- Tangelder, M., E. Winter, A.J. Nolte en T. Ysebaert (2020). Ecologische betekenis van zoet-zout-overgangen en evaluatie van herstel met modelstudie Volkerak-Zoommeer. H2O:8-11.
- Tangelder, M., E. Winter en T. Ysebaert (2017). Ecologie van zoet-zout overgangen. Literatuurstudie en beoordeling van een scenario in het Volkerak-Zoommeer in het kader van Beleidsondersteuning voor het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit. Wageningen Marine Research.
- Tangelder, M., T. Ysebaert, J.W.M. Wijsman, J. Janssen, I. Mulder, A.J. Nolte, W. Stolte, N. Van Rooijen en L. Van den Bogaart (2019). Ecologisch onderzoek getij Grevelingen. Onderzoek naar de historische ontwikkeling van het watersysteem en inschatting van de autonome ontwikkeling vergeleken met getijscenario's en effecten op Natura 2000-soorten en habitats bij gedempt getij. Wageningen Marine Research. Rapport nummer: C089/19. 230 pagina's.
- Terlouw, S., E. Wolff, L. Baars, A. De Kluijver en R. Jentink (2023). Streefbeeld RMS monding Inzicht in huidig voorkomen biotopen.
- Thrush, S.F., M. Townsend, J.E. Hewitt, K. Davies, A.M. Lohrer, C. Lundquist, K. Cartner en J. Dymond (2013). The many uses and values of estuarine ecosystems. Ecosystem services in New Zealand—conditions and trends. Manaaki Whenua Press, Lincoln, New Zealand:226-237.
- Troost, K., E. Gelderman, P. Kamermans, A.C. Smaal en W.J. Wolff (2009). Effects of an increasing filter feeder stock on larval abundance in the Oosterschelde estuary (SW Netherlands). Journal of Sea Research.
- Troost, K., M. Tangelder, D. Van den Ende en T.J.W. Ysebaert (2012). From past to present: biodiversity in a changing delta. Rapport nummer: WOt-werkdocument 317. 75 pagina's.
- Troost, K., M. Van Asch, S. Breunese, E. Brummelhuis, S.A. Cornelisse, S. Glorius, D. Van den Ende, Y. Van Es, K.J. Perdon, J. Van der Pool, W. Suykerbuyk, C. Van Zweeden en J. Van Zwol (2024). Schelpdierbestanden in de Nederlandse Kustzone, Waddenzee en zoute deltawateren in 2023. Stichting Wageningen Research, Centrum voor Visserijonderzoek (CVO). 92 pagina's.
- Troost, K., M. Van Asch, S.A. Cornelisse, S. Glorius, D. Van den Ende, Y. Van Es, M. Keur, K.J. Perdon, J. Van der Pool, W. Suykerbuyk, C. Van Zweeden en J. Van Zwol (2023). Schelpdierbestanden in de Nederlandse Kustzone, Waddenzee en zoute deltawateren in 2022. Stichting Wageningen Research, Centrum voor Visserijonderzoek (CVO). 92 pagina's.
- Troost, K. en H. Van Hulzen (2000). Doelendocument Natura 2000 Deltagebied. Uitwerking van Natura:233.
- Troost, K. en T. Ysebaert (2011). ANT Oosterschelde: Long-term trends of waders and their dependence on intertidal foraging grounds. IMARES. Rapport nummer: C063/11. 93 pagina's.
- Tulp, I., K. Molla Gazi, C. Chen en J.W.M. Wijsman (2023). Ontwikkelingen vis en overige mobiele fauna in de Oosterschelde vanaf 1970. Wageningen Marine Research. 85 pagina's.
- Underwood, G.J.C. en J. Kromkamp (1999). Primary production by phytoplankton and microphytobenthos in estuaries. Advances in ecological research.
- Valiela, I. (1984). Marine Ecological Processes.
- Van de Haterd, R.J.W., W. Lengkeek, S. Bouma en M.T. Collombon (2010). Herintroductie getij in de Grevelingen en effecten op natuur in intergetijdengebieden. Bureau Waardenburg. Rapport nummer: 10-079. 70 pagina's.
- Van den Heuvel-Greve, M.J. en A. Zabel (2010). Identification of contaminants in estuarine food webs. State of the art report 2008-2010. Deltares. Rapport nummer: Z4635/1200235.002. 68 pagina's.
- Van Der Heijden, L. en A.J. Nolte (2022). Effect en effectiviteit van negen scenario's op de zuurstofdoelindicatoren van het Grevelingenmeer. Onderdeel van Getij Grevelingen.
- van Donk, S. en M. Baptist (2021). Validatie van het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES. 1) in de Waddenzee. Wageningen Marine Research.
- Van Haperen, A.M.M. (1989). Ecological development of salt marshes and former tidal flats in the South-West Netherlands Hydro-ecological relations in the Delta Waters of the South-West Netherlands. TNO.
- Van Oevelen, D., J.C. Kromkamp, N. Dijkman en L. Blommaert (2021). Primaire productie in de Westerschelde over de periode 2016-2019 bepaald m.b.v. de Fast Repetition Rate Fluorometry techniek : MONEOS eindrapport. Royal Netherlands Institute for Sea Research.
- Van Rijssel, J.C., O.A. Van Keeken en J.J. De Leeuw (2022). Vismonitoring Rijkswateren t/m 2021. Deel 1: Toestand en trends. Wageningen Marine Research. Rapport nummer: C085/22. 438 pagina's.
- Van Zanten, E. en L.A. Adriaanse (2008). Verminderd getij. Verkenning naar mogelijke maatregelen om het verlies van platen, slikken en schorren in de Oosterschelde te beperken. Rijkswaterstaat, Middelburg. 80 pagina's.
- Vegter, F. en P. De Visscher (1984). Phytoplankton primary production in brackish Lake Grevelingen (SW Netherlands) during 1976–1981. Netherlands Journal of Sea Research 18:246-259.
- Vroon, J. (1994). Hydrodynamic characteristics of the Oosterschelde in recent decades. Hydrobiologia 282/283:17-27.
- W+B (2016). Watersysteemanalyse Markiezaatsmeer-Binnenschelde. Witteveen+Bos, Waterschap Brabantse Delta. Rapport nummer: BR668-21/16-005.665. 36 pagina's.

-
- Walker, B., C.S. Holling, S.R. Carpenter en A. Kinzig (2004). Resilience, adaptability and transformability in social-ecological systems *Ecology and Society* 9:5.
- Walker, B., A. Kinzig en J. Langridge (1999). Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: The nature and significance of dominant and minor species. *Ecosystems* 2:95-113.
- Walker, B.H., D. Ludwig, C.S. Holling en R.M. Peterman (1981). Stability of semi-arid savanna grazing systems. *Journal of Ecology* 69:473-498.
- Wetsteyn, L.P.M.J. (2010). Actualisatie bekkenrapport Grevelingenmeer. Een beschrijving van de ecologische ontwikkelingen in de periode 1999 t/m 2008/2009 in vergelijking met de periode 1990 t/m 1998. RWS Waterdienst. 148 pagina's.
- Wetsteyn, L.P.M.J. (2011). Grevelingenmeer: meer kwetsbaar? Een beschrijving van de ecologische ontwikkelingen voor de periode 1999 t/m 2008 - 2010 in vergelijking met de periode 1990 t/m 1998. RWS Waterdienst. 163 pagina's.
- Wijgergangs, L.J.M. en M.M. Van Katwijk (1993). Zeegrassterfte in het Grevelingenmeer. Een studie naar de mogelijke oorzaken van de afname van het Groot zeegras, *Zostera marina* L., sinds eind jaren tachtig. Department of Aquatic Ecology and Environmental Biology, University of Nijmegen.
- Wijnhoven, S., V. Escaravage, E. Daemen en H. Hummel (2010). The Decline and Restoration of a Coastal Lagoon (Lake Veere) in the Dutch Delta. *Estuaries and Coasts* 33:1261-1278.
- Wijnhoven, S., G. Van Hoey, W.C.H. Sistermans en V. Escaravage (2006). Validatie ecotopenstelsel Westerschelde. N IOO-CEME, Yerseke. 34 pagina's.
- Wijsman, J.W.M. (2002). Stratificatie en zuurstofdeficiëntie in het Grevelingenmeer. RIKZ Middelburg. Rapport nummer: RIKZ/AB/2002.819X. 64 pagina's.
- Wijsman, J.W.M. (2003). Verkennende studie voor de validatie van het Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES) aan de hand van bodemdiergegevens. WL | Delft Hydraulics. Rapport nummer: Z3670.
- Wijsman, J.W.M. (2019). Meten van primaire productie in de Oosterschelde, Grevelingenmeer en het Veerse Meer. Overzicht van methodieken en plan van aanpak voor monitoring. Wageningen Marine Research. Rapport nummer: C022/19. 56 pagina's.
- Wijsman, J.W.M., V. Escaravage, Y. Huismans, A.J. Nolte, R.M. Van Der Wijk, Z.B. Wang en T. Ysebaert (2018). Potenties voor herstel getijdenatuur in het Haringvliet, Hollands Diep en de Biesbosch. Wageningen Marine Research, Yerseke. Rapport nummer: C008/18. 110 pagina's.
- Wijsman, J.W.M. en A. Hamer (2024). Geschiktheid Grevelingenmeer voor filtrerende en bodemetende bodemdieren. Validatie geschiktheidskaarten aan de hand van MWTL-gegevens. Wageningen Marine Research, Yerseke. Rapport nummer: C038/24. 29 pagina's.
- Wijsman, J.W.M. en F.M. Kleissen (2012). Potenties van een zout Volkerak-Zoommeer voor mossel- en oestercultuur. IMARES, Yerseke. Rapport nummer: C180/11. 43 pagina's.
- Wijsman, J.W.M., M. Poelman, A. Blanco, T. Troost, T. Schellekens, W.J. Strietman en K. Hamon (2013). Verkenning van de effecten van toelaten nutriënten en verwijderen van wilde oesters op de productie van Kweekoesters in de Kom van de Oosterschelde. Wageningen IMARES, Yerseke. Rapport nummer: C010/13. 68 pagina's.
- Wijsman, J.W.M., M. Tangelder, A. Hamer, J. Janssen, N. Van Rooijen en M.S.J. Hoekstein (2022). Ecologische effecten veranderd peilbeheer Grevelingen. Inschatting effecten aangepaste varianten in peilbeheer op onderwaternatuur en de Natura 2000 instandhoudingsdoelen. Wageningen Marine Research. 138 pagina's.
- Wijsman, J.W.M., J. Van der Pool en W. Suykerbuyk (2024). Monitoring mosselgroei Flakkeese spuisluis. Resultaten bemonstering 2024. Wageningen Marine Research, Yerseke. Rapport nummer: C096/24. 32 pagina's.
- Winter, H.V., A.B. Griffioen en O.A. Van Keeken (2014). De Vismigratierivier: Bronnenonderzoek naar gedrag van vis rond zoet-zout overgangen. IMARES. Rapport nummer: C035/14. 127 pagina's.
- Winter, H.V., I.M. Mulder, A.B. Griffioen, J.C. Van Rijssel, J.J. De Leeuw en I. Tulp (2020). Herstel van vismigratie in het Haringvliet: kennisvragen, monitoring en wetenschappelijk onderzoek. Wageningen Marine Research. Rapport nummer: C061/20. 71 pagina's.
- Winter, H.V., I.M. Mulder en M. Tangelder (2021). Vismigratie in de Zuidwestelijke Delta. Quickscan van kansen en knelpunten in het kader van beleidsondersteunend onderzoek voor LNV. Wageningen Marine Research. Rapport nummer: C020/21. 41 pagina's.
- Wolff, E. (2023). Characteristics and measures for an ecologically resilient Biesbosch Rhine-Meuse estuary.
- Wolff, W.J. (1973). The estuary as a habitat. An analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse, and Scheldt. *Zoologische verhandelingen* 126:3-242.
- Wolff, W.J. (1983). Estuarine benthos. In B.H. Ketchum, editor. *Estuaries and Enclosed Seas*. Elsevier, New York. 151-182 pagina's.
- Worthington, T.A., A. Van Soesbergen, A. Berkhuisen, K. Brink, J. Royte, M. Thieme, H. Wanningen en W. Darwall (2022). Global Swimways for the conservation of migratory freshwater fishes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 20:573-580.
- Ysebaert, T. (2000). Macrozoobenthos and waterbirds in the estuarine environment: Spatio-temporal patterns at different scales. *UIA Antwerp*, 175 pp.

-
- Ysebaert, T., M. Tangelder en J.W.M. Wijsman (2013a). Samenhang in de Delta, ontwikkelingsvarianten voor de Zuidwestelijke Delta: Ecologische ontwikkeling van habitats en levensgemeenschappen (deel 2). IMARES. Rapport nummer: C159/13. 64 pagina's.
- Ysebaert, T., M. Tangelder, J.W.M. Wijsman en K. Troost (2013b). Samenhang in de Delta, ontwikkelingsvarianten voor de Zuidwestelijke Delta: Ecologische onderbouwing (deel 1). IMARES. Rapport nummer: C073/12. 46 pagina's.
- Zanting, H.A., K. Casteleyn, R. Postma, W.J.O. Lorkeers en S. De Greeff (2024). Langetermijnperspectief voor de natuur van het Schelde-estuarium.

Verantwoording

Rapport: C024/25
Projectnummer: 4318100743 / 4318100475

Dit rapport is met grote zorgvuldigheid tot stand gekomen. De wetenschappelijke kwaliteit is intern getoetst door een collega-onderzoeker en het verantwoordelijk lid van het managementteam van Wageningen Marine Research.

Akkoord: Dr. ir. M.J. Baptist
Onderzoeker

Handtekening:  Signed by:
Martin Baptist
8BE66A1D978B49C...

Datum: 22 april 2025

Akkoord: Dr. C.J. Wiebinga
Business Manager Projecten

B/a Dr. A.M. Mouissie

Handtekening:  Signed by:
291E7A4CA7DB419...

Datum: 22 april 2025

Bijlage 1 Abiotische kenmerken en kenmerkende soorten habitats

Tabel 8. Abiotische kenmerken van het habitat 'slikken en platen'. De abiotische randvoorwaarden geven de begrenzingen langsheen de zoutgradiënt en dieptegradiënt waarbinnen het habitat voorkomt. De abiotische variatie geeft inzicht in de belangrijkste sturende variabelen welke bepalend zijn voor de ecologische variatie binnen het habitat. De lijst met kenmerkende soorten geeft een overzicht van welk type organismen voorkomt in het habitat, aan de hand van een aantal voorbeelden (Ysebaert et al., 2013b).

	Zoet slik/zandplaat	Brak slik/zandplaat	Zout slik/zandplaat
Abiotische randvoorwaarden			
Zoutgehalte (Saliniteit)	<0.5	0.5-18	>18
Waterdiepte	GWLS – GHWD	GWLS– GHWD	GWLS – GHWD
Abiotische variatie			
Droogvalduur	1 – 25 % (laag litoraal) 25 – 75 % (midden litoraal) >75 % (hoog litoraal)	1 – 25 % (laag litoraal) 25 – 75 % (midden litoraal) >75 % (hoog litoraal)	1 – 25 % (laag litoraal) 25 – 75 % (midden litoraal) >75 % (hoog litoraal)
Hydrodynamiek	<0.8 m.s ⁻¹ (laag dynamisch) >0.8 m.s ⁻¹ (hoog dynamisch)	0.8 m.s ⁻¹ (laag dynamisch) >0.8 m.s ⁻¹ (hoog dynamisch)	0.8 m.s ⁻¹ (laag dynamisch) >0.8 m.s ⁻¹ (hoog dynamisch)
Morfodynamiek	Laagdynamisch Hoogdynamisch	Laagdynamisch Hoogdynamisch	Laagdynamisch Hoogdynamisch
Sedimentsamenstelling	Zandig (slibarm) Slibrijk	Zandig (slibarm) Slibrijk	Zandig (slibarm) Slibrijk
Kenmerkende soorten			
Macrozoobenthos	<i>Nais pardalis</i> Tubificidae <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> <i>Chironomus</i> spp. <i>Glyptotendipes</i> spp. <i>Potamopyrgus antipodarum</i> <i>Pisidium</i> spp. <i>Helobdella</i> sp.	<i>Heteromastus filiformis</i> (Draadworm) <i>Nereis diversicolor</i> (Zeeduizendpoot) <i>Peringia ulvae</i> (Wadslakje) <i>Corophium volutator</i> (Slijkgarnaal) <i>Bathyporeia pilosa</i> (Knikspriekreeftje) <i>Gammarus duebeni</i> (vlokkreeft) <i>Paranais litoralis</i> <i>Rhithropanopeus harrisi</i> (Zuiderzeekrabbetje) <i>Manayunkia aestuarina</i>	<i>Cerastoderma edule</i> (Kokkel) <i>Macoma balthica</i> (Nonnetje) <i>Peringia ulvae</i> (Wadslakje) <i>Arenicola marina</i> (Wadpier) <i>Scoloplos armiger</i> (Wapenworm) <i>Pygospio elegans</i> (Zandkokerworm) <i>Nephtys hombergii</i> (Zandzager) <i>Lanice conchilega</i> (Schelpkokerworm) Mossel(banken) (<i>Mytilus edulis</i>) Oester(riffen) (<i>Crassostrea gigas</i>)
Vissen / garnalen / krabben	<i>Osmerus eperlanus</i> (Spiering) <i>Platichthys flesus</i> (Bot) <i>Gasterosteus aculeatus</i> (Driedoornige stekelbaars) <i>Alosa fallax</i> (Fint) <i>Anguilla anguilla</i> (Aal) <i>Lampetra fluviatilis</i> (Rivierprik) <i>Petromyzon marinus</i> (Zee-prik) <i>Eriocheir sinensis</i> (Chinese wolhandkrab) <i>Abramis brama</i> (Brasem) <i>Blicca bjoerkna</i> (Kolblei)	<i>Pomatoschistus microps</i> (Brakwatergrondel) <i>Anguilla anguilla</i> (Aal) <i>Platichthys flesus</i> (Bot) <i>Osmerus eperlanus</i> (Spiering) <i>Solea solea</i> (Tong) <i>Dicentrarchus labrax</i> (Zeebaars) <i>Alosa fallax</i> (Fint) <i>Syngnathus rostellatus</i> (Kleine Zeenaald) <i>Crangon crangon</i> (Garnaal) <i>Palaemon longirostris</i> (Steurgarnaal) <i>Eriocheir sinensis</i> (Chinese wolhandkrab)	<i>Pleuronectes platessa</i> (Schol) <i>Solea solea</i> (Tong) <i>Dicentrarchus labrax</i> (Zeebaars) <i>Lisa ramada</i> (Dunlipharder) <i>Mugil labrosus</i> (Diklipharder) <i>Engraulis encrasicolus</i> (Ansjovis) <i>Zoarces viviparus</i> (Puitaal) Garnaal (<i>Crangon crangon</i>) Strandkrab (<i>Carcinus maenas</i>)
Vogels	<i>Anas crecca</i> (Wintertaling) <i>Anas platyrhynchos</i> (Wilde Eend) <i>Anas strepera</i> (Krakeend) <i>Aythya ferina</i> (Tafeleend) <i>Actitis hypoleucos</i> (Oeverloper) <i>Calidris alpina</i> (Bonte strandloper) <i>Fulica atra</i> (Meerkoet) <i>Gallinula chloropus</i> (Waterhoen) <i>Ardea cinerea</i> (Blauwe reiger)	<i>Tadorna tadorna</i> (Bergeend) <i>Anser anser</i> (Gauwe Gans) <i>Anas penelope</i> (Smient) <i>Calidris alpina</i> (Bonte strandloper) <i>Tringa tetanus</i> (Tureluur) <i>Recurvirostra avosetta</i> (Kluut) <i>Platalea leucorodia</i> (Lepelaar)	<i>Haematopus ostralegus</i> (Scholekster) <i>Numenius arquatus</i> (Wulp) <i>Calidris alpina</i> (Bonte strandloper) <i>Calidris canutus</i> (Kanoet) <i>Limosa lapponica</i> (Rosse Grutto) <i>Pluvialis squatarola</i> (Zilverplevier) <i>Branta bernicla</i> (Rotgans) <i>Tadorna tadorna</i> (Bergeend) <i>Somateria mollissima</i> (Eidereend)
Zoogdieren		<i>Phoca vitulina</i> (Zeehond)	<i>Phoca vitulina</i> (Zeehond)
Hogere planten			<i>Zostera noltii</i> (Klein zeegras) <i>Zostera marina</i> (Groot zeegras) <i>Ruppia maritima</i> (Snavelruppia)

Tabel 9. Abiotische kenmerken van het habitat 'ondiep getijdenwater'. De abiotische randvoorwaarden geven de begrenzingen langsheen de zoutgradiënt en dieptegradiënt waarbinnen het habitat voorkomt. De abiotische variatie geeft inzicht in de belangrijkste sturende variabelen welke bepalend zijn voor de ecologische variatie binnen het habitat. De lijst met kenmerkende soorten geeft een overzicht van welk type organismen voorkomt in het habitat, aan de hand van een aantal voorbeelden (Ysebaert et al., 2013b).

	Zoet ondiep getijdenwater	Brak ondiep getijdenwater	Zout ondiep getijdenwater
Abiotische randvoorwaarden			
Zoutgehalte (Saliniteit)	<0,5	0,5-18	>18
Waterdiepte	-5m - GLWS	-5m - GLWS	-5m - GLWS
Abiotische variatie			
Droogvalduur	0%	0%	0%
Hydrodynamiek	<0.8 m.s ⁻¹ (laag dynamisch) >0.8 m.s ⁻¹ (hoog dynamisch)	0.8 m.s ⁻¹ (laag dynamisch) >0.8 m.s ⁻¹ (hoog dynamisch)	0.8 m.s ⁻¹ (laag dynamisch) >0.8 m.s ⁻¹ (hoog dynamisch)
Morfodynamiek	Laagdynamisch Hoogdynamisch	Laagdynamisch Hoogdynamisch	Laagdynamisch Hoogdynamisch
Sedimentsamenstelling	Zandig (grof tot fijnzandig) Slibrijk	Zandig (grof tot fijnzandig) Slibrijk	Zandig (grof tot fijnzandig) Slibrijk
Kenmerkende soorten			
Macrozoobenthos	<i>Tubificidae</i> <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> <i>Chironomus</i> spp. <i>Helobdella</i> sp. <i>Dreissena polymorpha</i> <i>Valvata piscinalis</i> <i>Pisidium</i> sp. <i>Corbicula fluminea</i>	<i>Nephtys cirrosa</i> (Zandzager) <i>Heteromastus filiformis</i> (Draadworm) <i>Polydora</i> sp. <i>Gammarus duebeni</i> (vlokreeft) <i>Bathyporeia pilosa</i> (Knipsprietkreeftje) <i>Haustorius arenarius</i> (Zandvlokreeft) <i>Eurydice pulchra</i> (Agaatpissebed) <i>Corophium multisetosum</i> (Slijkgarnaal)	<i>Nephtys cirrosa</i> (Zandzager) <i>Ophelia borealis</i> <i>Spio</i> sp. <i>Lanice conchilega</i> (Schelpkokerworm) <i>Bathyporeia pilosa</i> (Knipsprietkreeftje) <i>Haustorius arenarius</i> (Zandvlokreeft) <i>Eurydice pulchra</i> (Agaatpissebed) <i>Ensis directus</i> (Amerikaanse Zwaardschede)
Vissen / garnalen / krabben	<i>Osmerus eperlanus</i> (Spiering) <i>Platichthys flesus</i> (Bot) <i>Gasterosteus aculeatus</i> (Driedoornige stekelbaars) <i>Alosa fallax</i> (Fint) <i>Anguilla anguilla</i> (Aal) <i>Lampetra fluviatilis</i> (Rivierprik) <i>Petromyzon marinus</i> (Zeebek) <i>Perca fluviatilis</i> (Baars) <i>Abramis brama</i> (Brasem) <i>Blicca bjoerkna</i> (Kolblei)	<i>Pomatoschistus microps</i> (Brakwatergrondel) <i>Potamoschistus minutus</i> (Dikkopje) <i>Clupea harengus</i> (Haring) <i>Anguilla anguilla</i> (Aal) <i>Platichthys flesus</i> (Bot) <i>Solea solea</i> (Tong) <i>Dicentrarchus labrax</i> (Zeebaars) <i>Alosa fallax</i> (Fint) <i>Syngnathus rostellatus</i> (Kleine Zeenaald) <i>Crangon crangon</i> (Garnaal) <i>Palaemon longirostris</i> (Steurgarnaal)	<i>Pleuronectes platessa</i> (Schol) <i>Solea solea</i> (Tong) <i>Dicentrarchus labrax</i> (Zeebaars) <i>Lisa ramada</i> (Dunlipharder) <i>Crangon crangon</i> (Garnaal) <i>Carcinus maenas</i> (Strandkrab) <i>Clupea harengus</i> (Haring) <i>Liparis liparis</i> (Slakdolf) <i>Engraulis encrasicolus</i> (Ansjovis) <i>Myoxocephalus scorpius</i> (Zeedonderpad) <i>Belone belone</i> (Geep) <i>Scomber scombrus</i> (Makreel)
Vogels	<i>Anas strepera</i> (Krakeend) <i>Aythya ferina</i> (Tafeleend) <i>Fulica atra</i> (Meerkoet) <i>Podiceps cristatus</i> (Fuut) <i>Phalacrocorax carbo</i> (Aalscholver)	<i>Sterna hirundo</i> (Visdief) <i>Phalacrocorax carbo</i> (Aalscholver) <i>Podiceps cristatus</i> (Fuut)	<i>Sterna hirundo</i> (Visdief) <i>Sterna sandvicensis</i> (Grote Stern) <i>Sterna albifrons</i> (Dwergstern) <i>Phalacrocorax carbo</i> (Aalscholver) <i>Podiceps cristatus</i> (Fuut) <i>Bucephala clangula</i> (Brilduiker) <i>Somateria mollissima</i> (Eidereend)
Zoogdieren		<i>Phoca vitulina</i> (Zeehond)	<i>Phoca vitulina</i> (Zeehond)
Hogere planten			<i>Zostera marina</i> (Groot zeegras)

Tabel 10. Abiotische kenmerken van het habitat 'diep getijdewater'. De abiotische randvoorwaarden geven de begrenzingen langsheen de zoutgradiënt en dieptegradiënt waarbinnen het habitat voorkomt. De abiotische variatie geeft inzicht in de belangrijkste sturende variabelen welke bepalend zijn voor de ecologische variatie binnen het habitat. De lijst met kenmerkende soorten geeft een overzicht van welk type organismen voorkomt in het habitat, aan de hand van een aantal voorbeelden (Ysebaert et al., 2013b).

	Zoet diep getijdewater	Brak diep getijdewater	Zout diep getijdewater
Abiotische randvoorwaarden			
Zoutgehalte (Saliniteit)	<0.5	0.5-18	>18
Waterdiepte	> -5m GLW	> -5m GLW	> -5m GLW
Abiotische variatie			
Droogvalduur	0%	0%	0%
Hydrodynamiek	<0.8 m.s ⁻¹ (laag dynamisch) >0.8 m.s ⁻¹ (hoog dynamisch)	0.8 m.s ⁻¹ (laag dynamisch) >0.8 m.s ⁻¹ (hoog dynamisch)	0.8 m.s ⁻¹ (laag dynamisch) >0.8 m.s ⁻¹ (hoog dynamisch)
Morfodynamiek	Hoogdynamisch laagdynamisch	Hoogdynamisch	Hoogdynamisch
Sedimentsamenstelling	Zandig (grof tot fijnzandig) Slibrijk	Zandig (grof tot fijnzandig)	Zandig (grof tot fijnzandig)
Kenmerkende soorten			
Macrozoobenthos	<i>Tubificidae</i> <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> <i>Chironomus</i> spp. <i>Helobdella</i> sp. <i>Dreissena polymorpha</i> <i>Valvata piscinalis</i> <i>Pisidium</i> sp.	<i>Nephtys cirrosa</i> (Zandzager) <i>Heteromastus filiformis</i> (Draadworm) <i>Bathyporeia pilosa</i> (Kniksprietkreeftje) <i>Haustorius arenarius</i> (Zandvlokkreeft) <i>Eurydice pulchra</i> (Agaatpissebed) <i>Corophium multisetosum</i> (Slijkgarnaal) <i>Macoma balthica</i> (Nonnetje) <i>Ensis directus</i> (Amerikaanse Zwaardschede)	<i>Nephtys cirrosa</i> (Zandzager) <i>Bathyporeia elegans</i> (Kniksprietkreeftje) <i>Haustorius arenarius</i> (Zandvlokkreeft) <i>Ensis directus</i> (Amer. Zwaardschede) <i>Tellina fabula</i> (Platschelp) <i>Macoma balthica</i> (Nonnetje) <i>Echinocardium cordatum</i> (Hartschelp) <i>Spisula subtruncata</i> (Halfgeknotte strandschelp)
Vissen / garnalen / krabben	<i>Osmerus eperlanus</i> (Spiering) <i>Alosa fallax</i> (Fint) <i>Anguilla anguilla</i> (Aal) <i>Lampetra fluviatilis</i> (Rivierprik) <i>Petromyzon marinus</i> (Zeebek) <i>Perca fluviatilis</i> (Baars) <i>Abramis brama</i> (Brasem) <i>Blicca bjoerkna</i> (Kolblei)	<i>Pomatoschistus microps</i> (Brakwatergrondel) <i>Potamoschistus minutus</i> (Dikkopje) <i>Clupea harengus</i> (Haring) <i>Anguilla anguilla</i> (Aal) <i>Platichthys flesus</i> (Bot) <i>Solea solea</i> (Tong) <i>Dicentrarchus labrax</i> (Zeebaars) <i>Alosa fallax</i> (Fint) <i>Syngnathus rostellatus</i> (Kleine Zeenaald) <i>Crangon crangon</i> (Garnaal) <i>Palaemon longirostris</i> (Steurgarnaal)	<i>Pleuronectes platessa</i> (Schol) <i>Solea solea</i> (Tong) <i>Dicentrarchus labrax</i> (Zeebaars) <i>Lisa ramada</i> (Dunliharder) <i>Strandkrab</i> (<i>Carcinus maenas</i>) <i>Clupea harengus</i> (Haring) <i>Myoxocephalus scorpius</i> (Zeedonderpad) <i>Pholis gunnellus</i> (Botervis) <i>Gadus morhua</i> Kabeljauw <i>Merlangius merlangus</i> (Wijting) <i>Trisopterus luscus</i> (Steenbol)
Vogels	<i>Fulica atra</i> (Meerkoet) <i>Podiceps cristatus</i> (Fuut) <i>Phalacrocorax carbo</i> (Aalscholver)	<i>Sterna hirundo</i> (Visdief) <i>Phalacrocorax carbo</i> (Aalscholver) <i>Podiceps cristatus</i> (Fuut)	<i>Sterna hirundo</i> (Visdief) <i>Sterna sandvicensis</i> (Grote Stern) <i>Sterna albifrons</i> (Dwergstern) <i>Phalacrocorax carbo</i> (Aalscholver) <i>Podiceps cristatus</i> (Fuut) <i>Mergus serrator</i> (Middelste Zaagbek)
Zeezoogdieren		<i>Phoca vitulina</i> (Zeehond) <i>Phocoena phocoena</i> (Bruinvis)	<i>Phoca vitulina</i> (Zeehond) <i>Phocoena phocoena</i> (Bruinvis)
Hogere planten			

Tabel 11. Abiotische kenmerken van het habitat 'oeverzone stagnant water'. De abiotische randvoorwaarden geven de begrenzingen langsheen de zoutgradiënt en dieptegradiënt waarbinnen het habitat voorkomt. De abiotische variatie geeft inzicht in de belangrijkste sturende variabelen welke bepalend zijn voor de ecologische variatie binnen het habitat. De lijst met kenmerkende soorten geeft een overzicht van welk type organismen voorkomt in het habitat, aan de hand van een aantal voorbeelden (Ysebaert et al., 2013b).

	Zoet oeverzone	Brak oeverzone	Zout oeverzone
Abiotische randvoorwaarden			
Zoutgehalte (Saliniteit)	<0.5	0.5-18	>18
Waterdiepte (gem. zomerpeil)	>-0.3m-0m	>-0.3m-0m	>-0.3m-0m
Abiotische variatie			
Waterdiepte (gem. zomerpeil)	>-0.3m-0m	>-0.3m-0m	>-0.3m-0m
Hydrodynamiek (V _{lineair} en V _{orbitaal})	V _{lineair} : <0.8 m.s ⁻¹ V _{orbitaal} : <0.2 m.s ⁻¹ , 0.2-0.4 m.s ⁻¹	V _{lineair} : <0.8 m.s ⁻¹ V _{orbitaal} : <0.2 m.s ⁻¹ , 0.2-0.4 m.s ⁻¹	V _{lineair} : <0.8 m.s ⁻¹ V _{orbitaal} : <0.2 m.s ⁻¹ , 0.2-0.4 m.s ⁻¹
Morfodynamiek	Laag dynamisch Midden dynamisch	Laag dynamisch Midden dynamisch	Laag dynamisch Midden dynamisch
Sedimentsamenstelling	Zand, Slib, Klei, Hard substraat	Zand, Slib, Klei, Hard substraat	Zand, Slib, Klei, Hard substraat
Kenmerkende soorten			
Macrozoobenthos	<i>Valvata piscinalis</i> (Vijverpluimdrager) <i>Coenagrion pulchellum</i> (Variabele waterjuffer) <i>Dolomedes plantarius</i> (Grote oeverspin)	<i>Oligochaeta</i> <i>Nereis diversicolor</i> (Zeeduizendpoot) <i>Peringia ulvae</i> (Wadslakje)	<i>Oligochaeta</i> <i>Peringia ulvae</i> (Wadslakje)
Vissen/garnalen/krabben	<i>Esox lucius</i> (Snoek) <i>Sander lucioperca</i> (Snoekbaars) <i>Tinca tinca</i> (Zeelt) <i>Cottus gobio</i> (Rivierdonderpad) <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Rietvoorn) <i>Gasterosteus aculeatus</i> (Driedoornige stekelbaars) <i>Pungitius pungitius</i> (Tiendoornige stekelbaars) <i>Alburnus alburnus</i> (Alver) <i>Rhodeus amarus</i> (Bittervoorn) <i>Cobitis taenia</i> (Kleine modderkruiper)	<i>Esox lucius</i> (Snoek) <i>Gasterosteus aculeatus</i> (driedoornige stekelbaars) <i>Sprattus sprattus</i> (Sprot) <i>Gobius niger</i> (Zwarte grondel) <i>Pomatoschistus minutus</i> (Dikkopje)	<i>Crangon crangon</i> (Garnaal) <i>Carcinus maenas</i> (Strandkrab)
(Broed)vogels	<i>Acrocephalus arundinaceus</i> (Grote karekiet) <i>Emberiza schoeniclus</i> (Rietgors) <i>Luscinia svecica</i> (Blauwborst) <i>Acrocephalus palustris</i> (Bosrietzanger)	<i>Podiceps cristatus</i> (Fuut) <i>Larus ridibundus</i> (Kokmeeuw) <i>Recurvirostra avosetta</i> (Kluut) <i>Emberiza schoeniclus</i> (Rietgors) <i>Luscinia svecica</i> (Blauwborst)	<i>Charadrius alexandrinus</i> (Strandplevier) <i>Recurvirostra avosetta</i> (Kluut) <i>Charadrius hiaticula</i> (Bontbekplevier)
Vogels (niet-broed)	<i>Ardea cinerea</i> (Blauwe Reiger) <i>Cygnus columbianus</i> (Kleine zwaan) <i>Branta leucopsis</i> (Brandgans) <i>Fulica atra</i> (Meerkoet) <i>Anser brachyrhynchus</i> (Kleine rietgans) <i>Anas crecca</i> (Wintertaling) <i>Anas penelope</i> (Smient)	<i>Ardea cinerea</i> (Blauwe Reiger) <i>Anas penelope</i> (Smient) <i>Fulica atra</i> (Meerkoet) <i>Branta leucopsis</i> (Brandgans) <i>Cygnus columbianus</i> (Kleine zwaan) <i>Phalacrocorax carbo</i> (Aalscholver)	<i>Sterna hirundo</i> (Visdief) <i>Sterna sandvicensis</i> (Grote Stern) <i>Anas penelope</i> (Smient) <i>Branta leucopsis</i> (Brandgans) <i>Podiceps cristatus</i> (Fuut) <i>Branta bernicla</i> (Rotgans)
Zoogdieren	<i>Lutra lutra</i> (Otter) <i>Castor fiber</i> (Bever) <i>Myotis dasycneme</i> (Meervleermuis) <i>Myotis daubentonii</i> (Watervleermuis) <i>Microtus oeconomus</i> (Noordse Woelmuis)	<i>Lepus europaeus</i> (Haas) <i>Microtus oeconomus</i> (Noordse Woelmuis)	<i>Lepus europaeus</i> (Haas) <i>Microtus oeconomus</i> (Noordse Woelmuis)
Hogere planten	<i>Schoenoplectus triquetus</i> (Driekantige bies) <i>Polygonum hydropiper</i> (Waterpeper) <i>Phragmites australis</i> (Riet) <i>Urtica dioica</i> (Grote Brandnetel) <i>Cardamine amara</i> (Bittere veldkers) <i>Caltha palustris</i> subsp. <i>araneosa</i> (Spindotterbloem) <i>Leucojum aestivum</i> (Zomerkllokje) <i>Typha latifolia</i> (Grote lisdodde) <i>Salix</i> spp. (Wilg)	<i>Salicornia</i> sp; (Zeekraal) <i>Scirpus maritimus</i> (Zeebies) <i>Spartina anglica</i> (Engels Slijkgras) <i>Halimione portulacoides</i> (Gewone zoutmelde) <i>Puccinellia maritima</i> (Gewoon kweldergras) <i>Phragmites australis</i> (Riet) <i>Althaea officinalis</i> (Heemst) <i>Cochlearia officinalis</i> subsp. <i>officinalis</i> (Echt Lepelblad) <i>Oenanthe lachenalii</i> (Zilt Torkruid) <i>Aster tripolium</i> (Zeeaster) <i>Elymus athericus</i> (Strandkweek)	<i>Salicornia</i> sp; (Zeekraal) <i>Glaux maritima</i> (Melkkruid) <i>Puccinellia maritima</i> (Kweldergras) <i>Juncus gerardii</i> (Zilt rus)

Tabel 12. Abiotische kenmerken van het habitat 'ondiep/matig diep stagnant water'. De abiotische randvoorwaarden geven de begrenzingen langsheen de zoutgradiënt en dieptegradiënt waarbinnen het habitat voorkomt. De abiotische variatie geeft inzicht in de belangrijkste sturende variabelen welke bepalend zijn voor de ecologische variatie binnen het habitat. De lijst met kenmerkende soorten geeft een overzicht van welk type organismen voorkomt in het habitat, aan de hand van een aantal voorbeelden (Ysebaert et al., 2013b).

	Zoet ondiep/matig diep	Brak ondiep/matig diep	Zout ondiep/matig diep
Abiotische randvoorwaarden			
Zoutgehalte (Saliniteit)	<0.5	0.5-18	>18
Waterdiepte (gem. zomerpeil)	-0.3 - 3 m	-0.3 - 3 m	-0.3 - 3 m
Abiotische variatie			
Waterdiepte (gem. zomerpeil)	$V_{\text{lineair}} : <0.8 \text{ m.s}^{-1}$ $V_{\text{orbitaal}} : <0.2 \text{ m.s}^{-1}, 0.2-0.4 \text{ m.s}^{-1}$	$V_{\text{lineair}} : <0.8 \text{ m.s}^{-1}$ $V_{\text{orbitaal}} : <0.2 \text{ m.s}^{-1}, 0.2-0.4 \text{ m.s}^{-1}$	$V_{\text{lineair}} : <0.8 \text{ m.s}^{-1}$ $V_{\text{orbitaal}} : <0.2 \text{ m.s}^{-1}, 0.2-0.4 \text{ m.s}^{-1}$
Hydrodynamiek (V_{lineair} en V_{orbitaal})	$V_{\text{lineair}} : <0.5-1.0$ $V_{\text{orbitaal}} : <0.2-0.4$	$V_{\text{lineair}} : <0.5-1.0$ $V_{\text{orbitaal}} : <0.2-0.4$	$V_{\text{lineair}} : <0.5-1.0$ $V_{\text{orbitaal}} : <0.2-0.4$
Morfodynamiek	Laag dynamisch Midden dynamisch	Laag dynamisch Midden dynamisch	Laag dynamisch Midden dynamisch
Sedimentsamenstelling	Zand, Slib, Klei, Hard substraat	Zand, Slib, Klei, Hard substraat	Zand, Slib, Klei, Hard substraat
Kenmerkende soorten			
Macrozoobenthos	<i>Dreissena polymorpha</i> (Driehoeksmossel) <i>Cristatella mucedo</i> (Kruipend geleimodiertje) <i>Valvata piscinalis</i> (Vijverpluimdrager) <i>Coenagrion pulchellum</i> (Variabele waterjuffer) <i>Dolomedes plantarius</i> (Grote oeverspin)	<i>Streblospio shrubsolii</i> (Borstelworm) <i>Neries diversicolor</i> (Veelkleurige zeeduizendpoot) <i>Nais elinguis</i> <i>Tubifex costatus</i> <i>Gammarus zaddachi</i> <i>Idotea chelipes</i>	<i>OLIGOCHAETA</i> (wormen) <i>Crepidula fornicata</i> (Muiltje) <i>Capitella capitata</i> (Slangpier) <i>Corophium insidiosum</i> <i>Microdeutopus gryllotalpa</i>
Vissen / garnalen / krabben	<i>Esox Lucius</i> (Snoek) <i>Sander lucioperca</i> (Snoekbaars) <i>Tinca tinca</i> (Zeelt) <i>Cottus gobio</i> (Rivierdonderpad) <i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Rietvoorn) <i>Gasterosteus aculeatus</i> (Driedoornige stekelbaars) <i>Pungitius pungitius</i> (Tiendoornige stekelbaars) <i>Anguilla anguilla</i> (Aal) <i>Alburnus alburnus</i> (Alver) <i>Rhodeus amarus</i> (Bittervoorn) <i>Cobitis taenia</i> (Kleine modderkruiper)	<i>Esox Lucius</i> (Snoek) <i>Gasterosteus aculeatus</i> (driedoornige stekelbaars) <i>Sprattus sprattus</i> (Sprot) <i>Gobius niger</i> (Zwarte grondel) <i>Pomatoschistus</i> sp. (Dikkopje) <i>Anguilla anguilla</i> (Aal) <i>Neomysis integer</i> (Gewone aasgarnaal) <i>Neomysis integer</i> (Gewone aasgarnaal) <i>Rhitropanopeus harissii tridentatus</i> (Zuiderzeekrabje)	<i>Pomatoschistus</i> sp. (Dikkopje) <i>Pleuronectes platessa</i> (Schol) <i>Solea solea</i> (Tong) <i>Limanda limanda</i> (Schar) <i>Myoxocephalus scorpius</i> (Zeedonderpad)
Vogels	<i>Aythya ferina</i> (Tafeleend) <i>Aythya fuligula</i> (Kuiifeend) <i>Aythya marila</i> (Toppereend) <i>Bucephala clangula</i> (Brilduiker) <i>Netta rufina</i> (Krooneend) <i>Cygnus columbianus</i> (Kleine zwaan) <i>Branta leucopsis</i> (Brandgans) <i>Anser brachyrhynchus</i> (Kleine rietgans) <i>Anas crecca</i> (Wintertaling) <i>Ardea cinerea</i> (Blauwe Reiger) <i>Acrocephalus arundinaceus</i> (Grote karekiet) (broedvogel)	<i>Anas penelope</i> (Smient) <i>Fulica atra</i> (Meerkoet) <i>Mergus serrator</i> (Middelste zaagbek) <i>Podiceps cristatus</i> (Fuut) <i>Branta leucopsis</i> (Brandgans) <i>Cygnus columbianus</i> (Kleine zwaan) <i>Larus ridibundus</i> (Kokmeeuw) <i>Recurvirostra avosetta</i> (Kluut) <i>Charadrius alexandrinus</i> (Strandplevier) <i>Phalacrocorax carbo</i> (Aalscholver)	<i>Anas penelope</i> (Smient) <i>Anas platyrhynchos</i> (Wilde eend) <i>Branta leucopsis</i> (Brandgans) <i>Podiceps cristatus</i> (Fuut) <i>Branta bernicla</i> (Rotgans)
Zoogdieren	<i>Lutra lutra</i> (Otter) <i>Castor fiber</i> (Bever) <i>Myotis dasycneme</i> (Meervleermuis) <i>Myotis daubentonii</i> (Watervleermuis)		
Hogere planten	<i>Chara aspera</i> (Ruw kransblad) <i>Chara globularis</i> (Breekbaar kransblad) <i>Chara canescens</i> (Brakwater kwansblad) <i>Chara contaria</i> (Brokkeling kransblad) <i>Zannichellia</i> <i>Phragmites australis</i> (Riet) <i>Potamogeton pusillus</i> (Tenger fonteinkruid) <i>Potamogeton trichoides</i> (Haarfonteinkruid) <i>Nuphar lutea</i> (Gele plomp) <i>Nymphaea alba</i> (Waterlelie)	<i>Ruppia maritima</i> (Snavelruppia) <i>Zannichellia</i> <i>Enteromorpha intestinalis</i> (Darmwier) <i>Ranunculus baudotii</i> (Zilte waterranonkel) <i>Ranunculus circinatus</i> (Stijve waterranonkel) <i>Potamogeton pectinatus</i> (Schedefonteinkruid) <i>Phragmites australis</i> (Riet) <i>Scirpus maritimus</i> (Zeebies)	Zee gras (<i>Zostera marina</i>)

Tabel 13. Abiotische kenmerken van het habitat 'diep/zeer diep stagnant water'. De abiotische randvoorwaarden geven de begrenzings langsheen de zoutgradiënt en dieptegradiënt waarbinnen het habitat voorkomt. De abiotische variatie geeft inzicht in de belangrijkste sturende variabelen welke bepalend zijn voor de ecologische variatie binnen het habitat. De lijst met kenmerkende soorten geeft een overzicht van welk type organismen voorkomt in het habitat, aan de hand van een aantal voorbeelden. (Ysebaert et al., 2013b).

	Zoet diep / zeer diep	Brak diep / zeer diep	Zout diep / zeer diep
Abiotische randvoorwaarden			
Zoutgehalte (Saliniteit)	<0.5	0.5-18	>18
Waterdiepte (gem. zomerpeil)	>-3.0 m	>-3.0 m	>-3.0 m
Abiotische variatie			
Waterdiepte (gem. zomerpeil)	3.0 – 5.0 m (diep) >5.0 m (zeer diep)	3.0 – 5.0 m (diep) >5.0 m (zeer diep)	3.0 – 5.0 m (diep) >5.0 m (zeer diep)
Hydrodynamiek (V _{lineair} en V _{orbitsaal})	V _{lineair} : <0.8 m.s ⁻¹ V _{orbitsaal} : <0.2 m.s ⁻¹ , 0.2-0.4 m.s ⁻¹	V _{lineair} : <0.8 m.s ⁻¹ V _{orbitsaal} : <0.2 m.s ⁻¹ , 0.2-0.4 m.s ⁻¹	V _{lineair} : <0.8 m.s ⁻¹ V _{orbitsaal} : <0.2 m.s ⁻¹ , 0.2-0.4 m.s ⁻¹
Morfodynamiek	Laag dynamisch Midden dynamisch	Laag dynamisch Midden dynamisch	Laag dynamisch Midden dynamisch
Sedimentsamenstelling	Zand, Slib, Klei, Hard substraat	Zand, Slib, Klei, Hard substraat	Zand, Slib, Klei, Hard substraat
Kenmerkende soorten			
Macrozoobenthos	<i>Gammarus pulex</i> <i>Glossiphonia heteroclita</i> <i>Valvata ischnalis</i> (Vijverpluimdrager) <i>Wuistadrilus multisetosus</i> <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> <i>Piona pusilla</i> <i>Pisidium nitidum</i> <i>P. moitessierianum</i>	(tweekleppigen) (kreeftachtigen) (muggenlarven) <i>Nereis diversicolor</i> . (Zeeduizendpoot) <i>Streblospio shrubsolii</i> (Borstelworm) <i>Gammarus zaddachi</i> <i>Neomysis integer</i> (Gewone aasgarnaal) <i>Idotea chelipes</i>	<i>OLIGOCHAETA</i> (wormen) <i>Crepidula fornicata</i> (Muiltje) <i>Capitella capitata</i> <i>Corophium insidiosum</i> <i>Microdeutopus gryllotalpa</i>
Vissen / garnalen / krabben	<i>Sander lucioperca</i> (Snoekbaars) <i>Lota lota</i> (Kwabaal) <i>Anguilla anguilla</i> (Aal)	<i>Clupea clupea</i> (Haring) <i>Platichthys flesus</i> (Bot) <i>Anguilla anguilla</i> (Aal)	<i>Pomatoschistus minutus</i> (Dikkopje) <i>Pleuronectes platessa</i> (Schol) <i>Solea solea</i> (Tong) <i>Limanda limanda</i> (Schar) <i>Myoxocephalus scorpius</i> (Zeedonderpad)
Vogels	<i>Podiceps cristatus</i> (Fuut) <i>Aythya fuligula</i> (Kuijeend) <i>Bucephala clangula</i> (Brilduiker) <i>Aythya marila</i> (Toppereend) <i>Aythya ferina</i> (Tafeleend) <i>Mergus serrator</i> (Middelste zaagbek) <i>Hydrocoloeus minutus</i> (Dwergmeeuw)	<i>Podiceps cristatus</i> (Fuut) <i>Phalacrocorax carbo</i> (Aalscholver) <i>Macoma balthica</i> (Nonnetje) <i>Mergus merganser</i> (Grote zaagbek) <i>Mergus serrator</i> (Middelste zaagbek)	<i>Anas platyrhynchos</i> (Wilde eend) <i>Podiceps cristatus</i> (Fuut) <i>Mergus serrator</i> (Middelste zaagbek) <i>Phalacrocorax carbo</i> (Aalscholver)
Zoogdieren			
Hogere planten	<i>Potamogeton crispus</i> (Gekroesd fonteinkruid)		

Wageningen Marine Research
T +31 (0)317 48 70 00
E marine-research@wur.nl
www.wur.nl/marine-research

Bezoekersadres:

- Ankerpark 27 1781 AG Den Helder
- Korringaweg 7, 4401 NT Yerseke
- Haringkade 1, 1976 CP IJmuiden



Wageningen Marine Research levert met kennis, onafhankelijk wetenschappelijk onderzoek en advies een wezenlijke bijdrage aan een duurzamer, zorgvuldiger beheer, gebruik en bescherming van de natuurlijke rijkdommen in zee-, kust- en zoetwatergebieden.

De missie van Wageningen University & Research is 'To explore the potential of nature to improve the quality of life'. Binnen Wageningen University & Research bundelen Wageningen University en gespecialiseerde onderzoeksinstituten van Stichting Wageningen Research hun krachten om bij te dragen aan de oplossing van belangrijke vragen in het domein van gezonde voeding en leefomgeving. Met ongeveer 30 vestigingen, 7.700 medewerkers (7.000 fte), 2.500 PhD- en EngD-kandidaten, 13.100 studenten en ruim 150.000 Leven Lang Leren-deelnemers behoort Wageningen University & Research wereldwijd tot de aansprekende kennisinstellingen binnen haar domein. De integrale benadering van de vraagstukken en de samenwerking tussen verschillende disciplines vormen het hart van de unieke Wageningen aanpak.
