



Een review van de ecologische effecten van zandwinning

Auteurs: Marcel JC Rozemeijer, Julia Karagicheva, Nana Afranewaa, Jip Vrooman, Marieke Stuijt

Wageningen Marine Research

Rapport: C037/26

Een review van de ecologische effecten van zandwinning

Een achtergronddocument voor de vergunningsprocedure en de MER voor zandwinning door Rijkswaterstaat en de leden van de Stichting LaMER



Auteurs: Marcel JC Rozemeijer, Julia Karagicheva, Nana Afranewaa, Jip Vrooman, Marieke Stuijt

Wageningen Marine Research
IJmuiden, Mei 2026

Wageningen Marine Research rapport: C037/26

Rozemeijer Marcel JC, Julia Karagicheva, Nana Afranewaa, Jip Vrooman, Marieke Stuijt (2026). Een review van de ecologische effecten van zandwinning. Een achtergronddocument voor de vergunningsprocedure en de MER voor zandwinning door Rijkswaterstaat en de leden van de Stichting LaMER. Wageningen Marine Research rapport C037/26

Key words: zandwinning, milieueffecten, review, zwarte zee-eend, *Melanitta nigra*, roodkeelduiker, *Gavia stellata*, grote stern, *Sterna sandvicensis*, bruinvis, *Phocoena phocoena*, grijze zeehond, *Halichoerus grypus*, gewone zeehond, *Phoca vitulina*, dwergmeeuw, *Hydrocoloeus minutus*, halfgeknotte strandschelp, *Spisula subtruncata*, zaagje, *Donax vittatus*, nonnetje, *Macoma balthica*, rechtsgestreepte platschelp, *Tellina fabula*, zwaardschedes, *Ensis spp.*, otterschelp, *Lutraria lutraria*, witte dunschaal, *Abra alba*, zandspiering (*Ammodytes marinus* en *Ammodytes tobianus*), rekolonisatie, groei, populatiedynamiek, slib, zwevend sediment, onderwatergeluid, verstoring

Opdrachtgever: Rijkswaterstaat Water, Verkeer en Leefomgeving
t.a.v. Stefan Doedijns
Postbus 2232
3500 GE UTRECHT

Dit rapport is gratis te downloaden van <https://doi.org/10.18174/713883>.
Wageningen Marine Research verstrekt *geen* gedrukte exemplaren van rapporten.

© Wageningen Marine Research, onderdeel van Stichting Wageningen Research, 2026

De gebruiker mag het werk kopiëren, verspreiden en doorgeven en afgeleide werken maken. Materiaal van derden waarvan in het werk gebruik is gemaakt en waarop intellectuele eigendomsrechten berusten, mogen niet zonder voorafgaande toestemming van derden gebruikt worden. De gebruiker dient bij het werk de door de maker of de licentiegever aangegeven naam te vermelden, maar niet zodanig dat de indruk gewekt wordt dat zij daarmee instemmen met het werk van de gebruiker of het gebruik van het werk. De gebruiker mag het werk niet voor commerciële doeleinden gebruiken.

Wageningen Marine Research aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Wageningen Marine Research is NEN-EN-ISO 9001:2015 gecertificeerd.

Op al onze onderzoeksopdrachten zijn de Algemene Voorwaarden van de Animal Sciences Group van toepassing. Deze zijn gedeponeerd bij de Arrondissementsrechtbank Zwolle.

Wageningen Marine Research Rapport C037/26

Foto omslag: Slibpluim van een baggerschip voor de kust van Kenia als voorbeeld van een effect van zandwinning, © Darryl van Dyk, AirWilderness

Inhoud

1	Inleiding	20
	1.1 Doel van het rapport	20
	1.2 Leeswijzer	20
2	De praktijk van zandwinning	21
	2.1 Winning van zand voor suppleties	21
	2.2 Zandwinning voor commerciële doeleinden	24
	2.3 Benodigde oppervlaktes	25
	2.4 Hoe gebeurt zandwinning?	25
	2.4.1 TSHD kenmerken	26
	2.4.2 Vorm van de put	26
	2.5 Referenties praktijk	27
3	Juridische kaders	28
	3.1 Kaderrichtlijn Mariene Strategie	28
	3.1.1 EUNIS-habitatclassificatie	28
	3.1.2 Verlies en beschadiging	34
	3.2 Omgevingswet	36
	3.2.1 Beleidsregels voor winning op zee	36
	3.2.2 Milieueffectrapportage	37
	3.2.3 Natuurbeschermingswet (Wnb) binnen de Omgevingswet	37
	3.2.4 Voorgenomen vergunning	37
	3.3 Referenties juridisch kader	38
4	Effecten van zandwinning	39
	4.1 Kort overzicht en uitgangspunten	39
	4.2 Startliteratuur	40
	4.2.1 Verwachte hoeveelheden en locaties	40
	4.2.2 MER indien nodig	40
	4.2.3 Effecten op slib en primaire productie	40
	4.2.4 Effecten op tweekleppigen	41
	4.3 Referenties effecten	43
5	Aanpak van de literatuurstudie	44
	5.1 Referenties literatuurstudie	44
6	Effecten op benthos	45
	6.1 Inleiding	45
	6.2 Benthische soorten en sedimentkarakteristieken	47
	6.2.1 Sedimentsamenstelling	47
	6.2.2 Soortspecifieke sedimentrelaties: beschrijving	51
	6.2.3 Spisula subtruncata	51

6.2.4	<i>Abra Alba</i>	56
6.2.5	<i>Macoma balthica</i>	57
6.2.6	<i>Ensis</i> spp.	58
6.2.7	<i>Donax vittatus</i>	60
6.2.8	<i>Tellina fabula</i>	61
6.2.9	<i>Lutraria lutraria</i>	62
6.2.10	<i>Ophiura ophiura</i>	62
6.2.11	<i>Kurtiella bidentata</i>	63
6.2.12	<i>Lagis koreni</i>	63
6.3	Schelpdierbanken	63
6.3.1	Nieuw: het aanwijzen van specifieke habitats voor schelpdierbanken	64
6.4	Rekolonisatie van benthische gemeenschappen na mariene zandwinning	66
6.4.1	Rekolonisatie en herstel	66
6.4.2	Diepte-afhankelijke patronen van rekolonisatie	70
6.4.3	Analyse via traits	76
6.5	Effecten	76
6.5.1	Directe effecten	76
6.5.2	Indirecte effecten	79
6.5.3	Soortspecifieke reacties op effecten	83
6.6	Referenties benthos	86
7	Effecten op vogels	92
7.1	Introductie	92
7.2	Algemene soortecologie	92
7.2.1	Zwarte zee-eend <i>Melanitta nigra</i> (Common scoter)	92
7.2.2	Roodkeelduiker <i>Gavia stellata</i> (Red-throated diver/ red-throated loon)	96
7.2.3	Grote stern <i>Thalasseus sandvicensis</i> (Sandwich tern)	98
7.2.4	Dwergmeeuw <i>Hydrocoloeus minutus</i> (Little gull)	100
7.3	Juridisch kader voor het behoud van zeevogels	103
7.3.1	Verstoringsafstanden	103
7.3.2	Habitat H1110	103
7.4	Verwachte effecten van zandwinning op geselecteerde vogelsoorten	106
7.4.1	Directe effecten door verstoring	107
7.4.2	Directe en indirecte effecten via veranderingen in foerageercondities	112
7.5	Verwachte cumulatieve effecten	117
7.6	Kennishiaten en aanbevolen onderzoek	118
7.6.1	Draagkracht van de Nederlandse wateren voor vogels en de impact van habitatverlies	118
7.6.2	Effecten van verstoring op gedrag	118
7.6.3	Gevoeligheid van populaties voor drukfactoren	119
7.7	Conclusies over de effecten op vogels	119
7.8	Referenties vogels	121
8	Effecten op zeezoogdieren	125
8.1	Introductie	125
8.2	Algemene soortecologie	125

8.2.1	Bruinvissen	125
8.2.2	Gewone zeehond	130
8.2.3	Grijze zeehond	133
8.3	Effecten van zandwinning op geselecteerde zeezoogdiersoorten	135
8.3.1	Directe effecten	138
8.3.2	Indirecte effecten	152
8.4	Cumulatie	157
	Grootschalig niveau	157
	<i>Lokaal niveau</i>	157
8.5	Kennisleemtes en onderzoeksaanbevelingen	157
8.6	Conclusie zeezoogdieren	158
8.7	Referenties zeezoogdieren	160
9	Discussie over kennislacunes, algemene discussie en algemene conclusie	170
9.1	Discussie over kennislacunes	170
9.1.1	MSFD als leidraad voor onderzoek	170
9.1.2	Effecten op benthos	170
9.1.3	Schelpdierbanken	171
9.1.4	Vogels	172
9.1.5	Zeezoogdieren	172
9.2	Algemene discussie	173
9.2.1	De aanpak	173
9.2.2	Subtiele systeemverschuivingen?	173
9.2.3	Diepe of ondiepe winning	173
9.2.4	Verlies van bescherming door de overgang naar de Omgevingswet	174
9.3	Conclusies	175
9.3.1	Effecten op benthos	175
9.3.2	Speciale habitats	175
9.3.3	Effecten op vogels	176
9.3.4	Zeezoogdieren	177
9.3.5	Kaderen: winning binnen een gekoppelde fysisch-ecologische context	177
9.3.6	Management implicaties	178
9.4	Referenties discussies en conclusie	183
10	Kwaliteitsborging	185
	Verantwoording	186
Bijlage 1	Natuuraspecten in de omgevingswet	187
Bijlage 2	Aanvullende verspreidings-gegevens bruinvissen	189
Bijlage 3	Bruinvis verzamelde verstoringsgegevens	191

A. Samenvatting

De samenvatting is op verschillende niveaus:

- Kernboodschappen: de belangrijkste conclusies in een gecondenseerde vorm.
- Managementsamenvatting
- Uitgebreide samenvattingen per hoofdstuk.

A.1 Kernboodschappen

A.1.1 Effecten op benthos

In het algemeen vindt rekolonisatie van bentische gemeenschappen plaats na verstoring van de zeebodem. Of dit leidt tot volledig herstel van de oorspronkelijke gemeenschap hangt echter sterk af van de ontginningsdiepte en lokale hydrodynamische omstandigheden:

- Voor ondiepe ontgravingen van 2 m kan rekolonisatie (de terugkeer van organismen), onder hoog-energetische omstandigheden, leiden tot een bentische gemeenschap die vergelijkbaar is met de referentiesituatie (die in de tijd varieert door natuurlijke dynamiek). Langetermijnmonitoring laat echter zien dat dit niet gegarandeerd is en dat de soortensamenstelling nog steeds kan verschuiven, met name wanneer de substraatkwaliteit is veranderd als gevolg van de ontgraving.
- Voor een winningsdiepte van -20 m zullen hydrodynamische omstandigheden waarschijnlijk aanzienlijk veranderen (lagere stroomsnelheden en lagere bodemschuifspanning). Daarnaast zal de zeebodem veranderen naar een bodem met een hoger slibpercentage en een gemeenschap die wordt gedomineerd door slibtolerante fauna. Een dergelijke verschuiving in sedimenttype en fauna kan worden aangemerkt als 'fysiek verlies' van het oorspronkelijke habitatype onder de MSFD (D6), die drempelwaarden hanteert van $\leq 2\%$ onomkeerbaar verlies van een breed habitatype over twee rapportagecycli (12 jaar). Meer onderzoek is nodig, ook op verschillende locaties, om de effecten daadwerkelijk vast te stellen.
- Voor een ontgraving van 4 tot -6 m is beperkte informatie beschikbaar. Beschikbare studies wijzen op een lichte toename van het slibpercentage van de zeebodem en een daarmee samenhangende verschuiving in de bentische gemeenschap van filtervoeders naar interfase- en depositvoeders. Deze verschuiving kan het gevolg zijn van subtiele verschillen in slib, of van het feit dat de gemeten ontgrondingslocaties zich nog in een fase van rekolonisatie bevinden en zich in een onbekende tussenfase richting een onbekende "climax"-toestand bevinden.

Verhoogde vertroebeling en verminderde primaire productie veroorzaken een afname in biomassa-opbouw en gerelateerde processen, maar leiden niet tot sterfte. Aangezien individuen in schelpdierbanken reeds een verminderde voedselopname kunnen ervaren, afhankelijk van sterke lokale concurrentie en voedselaanbod (afhankelijk van productie en transport), zijn aanvullende specifieke berekeningen nodig om de effecten op het niveau van schelpdierbanken te beoordelen.

Schelpdierbanken vereisen speciale aandacht. Binnen Natura 2000-gebieden (habitatype H1110) zijn zij beschermd onder de Habitatrichtlijn, maar buiten Natura 2000 is de voormalige 100 m bufferregel in de Beleidsregels voor Ontgraving in Rijkswateren niet langer van toepassing. Dit vergroot het risico op directe fysieke schade aan ecologisch waardevolle banken die zich binnen de zone van zandwinning en vergunde gebieden bevinden. Schelpdierbanken zijn voornamelijk van belang voor zwarte zee-eenden. Idealiter foerageren zwarte zee-eenden tot diepten van 15 tot 20 m, dus buiten de zandwinningszone. Aangezien aanzienlijke verstoring echter hun foerageerefficiëntie vermindert en daarmee hun aanwezigheid in de Nederlandse kustzone reduceert, is het noodzakelijk om alternatieve foeragemogelijkheden te waarborgen, inclusief op grotere diepten, om hun aanwezigheid te verzekeren. Diepere schelpdierbanken (dieper dan -20 m binnen de zandwinningszone) bieden nog steeds energetisch gunstige omstandigheden en kunnen een alternatief vormen. Wettelijke bescherming hiervan is daarom aan te bevelen.

Elke zandwinning, ongeacht de diepte, kan potentieel leiden tot habitatvernietiging vanwege de specifieke vereisten voor de vorming van schelpdierbanken. Meer onderzoek is nodig om het potentieel van schelpdierbanken te waarborgen.

Daarnaast spelen schelpdierbanken een belangrijke rol in het omzetten van pelagische fytoplankton biomassa (energie) naar benthos biomassa (energie) en detritus. Schelpdierbanken faciliteren de daarmee samenhangende recycling van nutriënten. Door hun omvang hebben zij belangrijke ecosysteemfuncties, zoals bioturbatie en -irrigatie. Ze vormen bovendien een belangrijke voedselbron voor benthos, vis en andere trofische niveaus.

Monitoring van schelpdierbanken kan aanzienlijk worden verbeterd door systematisch gebruik te maken van informatie en survey-inspanningen van schelpdiervissers, die reeds gedetailleerde jaarlijkse gegevens verzamelen over locaties en dichtheden van banken. Er zijn ook quickscan methodes als multi-beam scanners.

A.1.2 Habitats

Een nieuwe ontwikkeling is dat er nu specifieke habitats aangewezen kunnen worden voor trofische sleutelsoorten als *Spisula*, *Ensis* en de twee zandspieringsoorten (*Ammodytes marinus* en *Ammodytes tobianus*). Dergelijke habitats zijn zeer specifiek. Bv *Spisula* banken hebben een nauw venster voor korrelgroottes rond de ~200 µm. Zandspiering houdt van schoon grof zand met weinig slib (voorkeursrange 250-1200 µm). In dergelijk sediment is de wateruitwisseling gemakkelijk, zodat het zuurstofgehalte van het interstitiële water voldoende hoog is om te ademen. Zandwinning kan leiden tot een verandering van het habitat voor verschillende schelpdieren. De eisen voor zandspiering zijn ook specifiek. Doorkijkend naar een toekomst met zeer veel zandwinning lijkt het zaak deze belangrijke gebieden te behouden en niet alleen de feitelijke schelpdierbanken en zandspiering concentraties te beschermen, maar ook de potentie (de habitats) van schelpdierbanken en zandspiering soorten. Schelpdierbanken komen namelijk onvoorspelbaar opzetten en verdwijnen ook zo weer. De schelpdierbanken zelf beschermen biedt te weinig bescherming. Het gaat hierbij om zowel zandwinning als ook suppleties.

A.1.3 Effect op vogels

In deze review hebben we gepubliceerde literatuur samengevat over de potentiële effecten van drukfactoren gerelateerd aan zandwinning in het aangewezen gebied dieper dan 20 m langs de Nederlandse Noordzeekust op vier vogelsoorten: zwarte zee-eend, roodkeelduiker, grote stern en dwergmeeuw. Deze soorten vertegenwoordigen verschillende ecologische groepen, variërend in foerageerspecialisatie (viseters versus benthoseters), jachtstrategie (duiken, oppervlakte-foerageren, stootduiken), seizoensgebruik (broedend of overwinterend) en gevoeligheid voor verstoring. De populaties van grote stern en zwarte zee-eend bevinden zich in een ongunstige staat van instandhouding.

A.1.3.1 Zwarte zee-eend

Verstoring

Vooraf tijdens de winter zijn zwarte zee-eenden in de Nederlandse kustzone afhankelijk van schelpdierbanken, met name die gevormd door *Spisula subtruncata* en *Ensis* spp. De zwarte zee-eend is een verstoringsgevoelige soort en vlucht op afstanden van 1 tot 2 km van naderende schepen. Intensieve '24/7' zandwinning in of nabij belangrijke foerageergebieden zal waarschijnlijk leiden tot verdringing van zwarte zee-eenden, waardoor zij worden gedwongen uit te wijken naar alternatieve, mogelijk suboptimale locaties. Het behouden van voldoende alternatieve foerageergebieden is belangrijk om overmatige energie-uitgaven, een verminderde lichaamsconditie of zelfs emigratie naar andere landen te voorkomen, wat het behalen van nationale instandhoudingsdoelen zou bemoeilijken.

Degradatie van *Spisula*-habitat

Momenteel komt *Spisula* voor op diepten tot meer dan 20 meter in de Nederlandse kustzone, wat in het verleden niet het geval was. Deze gebieden binnen de zandwinningszone kunnen potentieel belangrijke (reserve)opties vormen voor foeragerende zwarte zee-eenden. Zandwinning kan leiden tot vernietiging van de zeer specifieke habitat van *Spisula*-banken zeewaarts van de Natura 2000-gebieden. Extra slib en minder

chlorofyl-a kunnen leiden tot een lagere biomassa van *Spisula* binnen de Natura 2000-gebieden, waardoor de voedselkwaliteit voor zwarte zee-eenden afneemt.

Troebelheid

Extra troebelheid zal waarschijnlijk geen effect hebben op het foerageersucces van zwarte zee-eenden, aangezien deze soort tast gebruikt om schelpdierprooi op de bodem te detecteren.

A.1.3.2 Roodkeelduiker

De roodkeelduiker is bijzonder gevoelig voor verstoring.

Roodkeelduikers foerageren voornamelijk overdag, wat erop wijst dat het visuele jagers zijn. Ze worden ook waargenomen in relatief troebele wateren, maar meer kwantitatief onderzoek is nodig om te beoordelen hoe verhoogde troebelheid als gevolg van zandwinning hun foerageerefficiëntie beïnvloedt.

A.1.3.3 Grote stern

De beschikbaarheid van voedsel heeft twee componenten:

- Het directe jachtsucces lijkt nauwelijks beïnvloed te worden door extra troebelheid.
- Zandspiering is een belangrijke bulkvoedselbron voor grote sterns. Zandspieringen brengen een deel van hun leven door in of nabij het sediment. In de winter blijven zij permanent ingegraven. Zandwinning kan mogelijk de geschiktheid verminderen van grofkorrelige, slibarme zandige sedimenten die zij prefereren, met name nabij de broedkolonie op Texel. Meer onderzoek is nodig naar de effecten van zandwinning op deze zandspieringhabitats en de implicaties voor de populatiedynamiek van grote sterns. Clupeïden vormen hun belangrijkste prooi, waarbij zandspiering de op één na belangrijkste prooi-soort is.

Verstoring

Verstoring lijkt van ondergeschikt belang voor grote sterns. Op basis van huidige observaties lijkt verstoring door schepen tijdens het foerageren van beperkte betekenis te zijn, maar systematische studies ontbreken nog.

A.1.3.4 Dwergmeeuw

Beschikbare reviews over verstoring van zeevogels geven aan dat kleine meeuwensoorten op zee doorgaans beperkte vermijding van schepen vertonen in vergelijking met duikende watervogels. Reacties zijn meestal beperkt tot korte afstanden (tientallen tot enkele honderden meters) en bestaan vaak uit gedragsaanpassingen.

Gezien hun strategie van foerageren aan de oppervlakte en hun afhankelijkheid van zoöplankton en vislarven, is het onwaarschijnlijk dat kortdurende lokale toename van troebelheid als gevolg van zandwinning een sterk effect heeft op dwergmeeuwen, hoewel lange termijn veranderingen in voedselbeschikbaarheid een aandachtspunt blijven. Meer kennis is echter nodig op dit gebied.

Dwergmeeuwen, die voornamelijk aan de oppervlakte foerageren, zullen waarschijnlijk geen hinder ondervinden van visuele beperkingen veroorzaakt door troebelheid.

A.1.4 Zeezoogdieren

A.1.4.1 Bruinvis

Bruinvissen besteden een zeer groot deel van hun tijd aan foerageren, waardoor er weinig energetische marge overblijft voor extra verstoring. Verstoring kan daarom bijzonder nadelig zijn voor hun conditie en uiteindelijk voor de populatiedynamiek. Hoewel geluid van zandwinning waarschijnlijk geen gehoorschade

veroorzaakt bij bruinvissen, kan het wel bijdragen aan kortdurende verstoring, maskering en verstoring van foeragegedrag, met name bij nabije passage of wanneer hoogfrequente geluidscomponenten aanwezig zijn.

Nieuwe inzichten geven daarnaast aan dat bruinvissen mogelijk gevoeliger zijn voor verstoring dan eerder werd aangenomen, wat betekent dat eerdere modelresultaten niet langer conservatief zijn. Meer onderzoek is nodig naar de effecten van verstoring op andere locaties (bereik, verdringing, effecten op individuen en populaties).

Verplaatsing van prooien wordt niet als een significant probleem beschouwd, gezien de grote actieradius en dynamiek waarin bruinvissen zich bewegen.

A.1.4.2 Zeehonden

Verstoring

Zeehonden zijn meer gebonden aan specifieke locaties (rustplaatsen) en kunnen worden verstoord wanneer ontgronding plaatsvindt in de nabijheid van dergelijke locaties. Aangezien zeehonden het gebied tot circa 10 km rond hun rustplaatsen het meest intensief gebruiken, vormt dit gebied het grootste risico wanneer daar zandwinning plaatsvindt. Gewone zeehonden tonen daarnaast in één studie een voorkeur voor gebieden van ~30 m diep, doorgaans geen ontgrondingsgebied. Tegelijkertijd verplaatsen en foerageren zeehonden zich ook buiten deze zone(s), waardoor een afstand van 10 km tot rustplaatsen niet alle verstoring zal voorkomen. Daarnaast kan ook passerend scheepvaartverkeer tot verstoring leiden.

Zeehonden kunnen een hogere tolerantie of gewenning vertonen in gebieden met intensief scheepvaartverkeer. Herhaalde verstoring kan er echter toe leiden dat volwassen dieren te frequent hun rustplaatsen verlaten en het water in gaan, wat negatieve gevolgen heeft voor hun energiebalans (o.a. verlies van energie door afkoeling van de huid). Dit is met name kritisch tijdens de zoogperiode, wanneer volwassen dieren stoppen met zogen en hun pups achterlaten. Pups kunnen sterven als gevolg van overmatige verstoring.

Er moet aandacht worden besteed aan het handhaven van de wettelijk vastgestelde verstoringsafstanden binnen het juridische kader. Indien dit niet mogelijk is vanwege platen, ondiepten en geulen, dient te worden overwogen om tijdens de zoogperiode geen gebruik te maken van sleephopperzuigers (TSHD's) in deze gebieden.

A.2 Managementsamenvatting

Dit rapport is opgesteld om de onderzoeksvraag te analyseren: "Wat zijn de ecologische effecten van zandwinning in de Noordzee?", gebaseerd op wetenschappelijke en technische literatuur uit de afgelopen 15 jaar. Het doel van de studie was om een kennisbasis te bieden die de auteurs van de milieueffectrapportage (MER) voor zandwinning in staat stelt om ecologische effecten te beoordelen en om de formulering van passende mitigerende maatregelen te ondersteunen.

De studie biedt een uitgebreid overzicht van de belangrijkste ecologische drukfactoren en impactroutes die samenhangen met zandwinning. Er is gebruikgemaakt van een brede selectie van peer-reviewed publicaties en rapporten, waaronder resultaten van het bijbehorende Monitoring- en Evaluatieprogramma Zand uit Zee van Rijkswaterstaat en stichting LaMER. Alle relevante impactmechanismen zijn conceptueel geïdentificeerd, waarna de analyse zich heeft gericht op de mechanismen die naar verwachting de grootste ecologische relevantie hebben. Daarbij is rekening gehouden met de prioriteiten zoals aangegeven door Rijkswaterstaat. In het bijzonder onderzoekt het rapport in detail de effecten van verminderde foerageercondities als gevolg van habitatverandering en veranderingen in voedselbeschikbaarheid, evenals de verdringing van soorten door verstoring, wat kan leiden tot functioneel habitatverlies. Hoewel dit oorspronkelijk niet in de opdracht was opgenomen, is de rol van vis aanvullend meegenomen vanwege het belang ervan in het voedselweb en de relevantie voor visetende vogelsoorten. Effecten gerelateerd aan verontreiniging en directe sterfte vielen grotendeels buiten de reikwijdte van deze studie en worden slechts kort beschreven.

De literatuurstudie is uitgevoerd volgens een gestructureerde en transparante aanpak uitgaande van een Ingreep: Effect Schema (effecthypotheses). Voor de verschillende effecthypotheses is de focus gelegd op de meest relevante en recente literatuur, waar nodig aangevuld met belangrijke oudere studies. Er is in het bijzonder aandacht besteed aan het extraheren van kwantitatieve informatie, zoals verstoringsafstanden, hersteltijden en effectgroottes, om de toepasbaarheid van de resultaten voor effectbeoordeling te maximaliseren.

In deze review wordt kennis samengevat over de ecologie van elke soort, evenals kwantitatieve en semi-kwantitatieve informatie, zoals geschatte verstoringsafstanden per soort. Daarnaast worden de belangrijkste mechanismen beschreven waarmee zandwinning het mariene ecosysteem kan beïnvloeden. Deze omvatten veranderingen in sedimentdynamiek, primaire productie, bentische gemeenschappen en hogere trofische niveaus. Op deze manier vormt het rapport een basis voor de beoordeling van potentiële effecten van zandwinning op het functioneren van het Noordzee-ecosysteem en mogelijke conflicten met instandhoudingsdoelstellingen.

Dit rapport laat zien dat zandwinning in de Noordzee geen tijdelijke lokale verstoring is, maar een continue ingreep in een sterk gekoppeld fysisch-ecologisch systeem waarin sediment, hydrodynamica, benthos, vogels en zeezoogdieren direct samenhangen. De centrale beleidsvraag is daarom niet alleen óf effecten optreden, maar vooral wanneer effecten nog als tijdelijk en beheersbaar kunnen worden beschouwd, en wanneer sprake is van langdurige of mogelijk onomkeerbare habitatverandering met juridische consequenties onder de MSFD, en Omgevingswet.

Belangrijkste implicatie is het advies om de speciale habitats van schelpdierbanken en zandspiering te vrijwaren van winning. Dit zijn nieuwe vindingen waarbij afgebakende gebieden dermate speciaal en kwetsbaar lijken dat het nu noodzakelijk lijkt winning in de gebieden te voorkomen uit voorzorg.

A.2.1 Belangrijkste ecologische risico's van zandwinning

De grootste ecologische risico's liggen niet bij directe sterfte, maar bij structurele veranderingen van habitatcondities en functioneel habitatverlies voor met name schelpdierbanken en zandspiering. Het rapport identificeert enkele hoofdmechanismen:

1. Verandering van sediment en hydrodynamiek

Diepe zandwinning verandert stroomsnelheden, bodemschuifspanning en slibgehalte.

Hierdoor verschuiven zandige habitats naar fijnere, slibrijkere systemen met andere benthische gemeenschappen. Dit kan leiden tot langdurige of permanente verandering van habitattypen.

2. Verlies van schelpdierbanken

Schelpdierbanken functioneren als ecologische hotspots en voedselbasis voor soorten zoals zwarte zee-eend. Bescherming buiten Natura 2000 is juridisch verzwakt sinds het vervallen van de 100 m-bufferregel (Beleidsregels Winning in de Rijkswateren 2022 van vóór 09-04-2022). Hierdoor neemt het risico toe op directe aantasting van ecologisch waardevolle banken binnen vergunde winningsgebieden.

3. Permanent verlies van habitatkwaliteit

Een belangrijk nieuw aspect van deze review is dat er nu habitatgeschiktheidskaarten zijn van de belangrijke sleutelsoorten *Spisula*, *Ensis*, en beide zandspieroortsoorten (*Ammodytes marinus* en *Ammodytes tobianus*). Doorkijkend naar een toekomst met intensievere zandwinning lijkt het zaak deze belangrijke gebieden te behouden en niet alleen feitelijke schelpdierbanken en zandspiegelingen concentraties, maar ook de potentie (het habitat) van schelpdierbanken en zandspiegelingen soorten te beschermen als voedsel voor afhankelijke soorten als zwarte zee-eenden. Het gaat hierbij om zowel zandwinning als ook suppleties.

4. Verstoring en verdringing van beschermde soorten

Voorals zwarte zee-eend en roodkeelduiker zijn zeer verstoringgevoelig. Continue 24/7 winning en scheepvaart kunnen leiden tot functioneel habitatverlies zonder dat fysiek habitat verdwijnt.

Voor bruinvissen geldt dat extra verstoring mogelijk grotere effecten heeft dan eerdere modellen aannamen.

A.2.2 Strategische hoofdboodschap voor management

De kernboodschap is dat zandwinning ecologisch en juridisch vooral risicovol wordt wanneer tijdelijke verstoring overgaat in structurele habitatverandering of functioneel habitatverlies voor beschermde soorten.

Voor beleid en vergunningverlening betekent dit concreet:

- Diepte, locatie en duur van winning zijn bepalender dan alleen volume.
- "Rekolonisatie" mag niet gelijkgesteld worden aan "herstel". Er zal altijd rekolonisatie zijn. Terugkeer naar een benthosgemeenschap die zich gelijk gedraagt als de referentie-gemeenschap is niet vanzelfsprekend, zeker bij diepere winningen.
- De habitats (de potentie) van schelpdierbanken en zandspiegelingen zijn belangrijke aspecten die door zandwinning langdurig tot zelfs permanent vernietigd kunnen worden wat zeer onwenselijk is in het licht van een verhoogde vraag naar zand in de toekomst. Deze habitats dermate speciaal en kwetsbaar lijken dat het nu noodzakelijk lijkt winning in deze gebieden te voorkomen uit voorzorg.
- Diepere winning dan 3 meter lijkt voor een habitat verandering te zorgen door accumulatie van slib.
- Er is een visie nodig op het ecologisch functioneren van het Nederlandse kuststelsel als daar hoeveelheden zand gewonnen gaan worden om de kust te beschermen tegen hoge niveaus van zeespiegelstijging.
- Grote onzekerheid in de effectschatting vereist expliciete toepassing van het voorzorgsbeginsel voor schelpdierbanken en zandspiegelingen habitats. Voor diepere winningen dan 3 m is vooralsnog geen voorzorg nodig gezien de huidige beperkte schaal maar er is wel onderzoek nodig naar hoe deze putten zich abiotisch en biotisch ontwikkelen.
- Juridische toetsing verschuift van alleen fysieke aantasting naar behoud van ecosystemefunctie en draagkracht.
- Cumulatieve effecten schatting moeten een prominentere rol krijgen in MER en vergunningverlening.

A.3 Uitgebreide samenvatting

A.3.1 Benthos

Zandwinning in de Noordzee, en met name in de Nederlandse context, moet worden begrepen als een ingreep in een sterk gekoppeld fysisch-ecologisch systeem. De zeebodem is niet slechts een substraat, maar een dynamische omgeving waarin sedimentsamenstelling, hydrodynamica en biologische gemeenschappen onderling afhankelijk zijn. Ontgroning veroorzaakt daarom geen geïsoleerde effecten; het initieert een cascade van veranderingen die zich door dit systeem verspreiden.

De toenemende vraag naar marien zand, grotendeels gedreven door kustbescherming en infrastructuurontwikkeling, legt een groeiende druk op dit systeem. Hoewel ontgroning ruimtelijk gereguleerd is, zijn de schaal en intensiteit van de activiteiten zodanig dat zij in toenemende mate de bodemcondities op regionale schaal beïnvloeden. Dit creëert een structurele spanning tussen de maatschappelijke behoefte aan sediment en de ecologische noodzaak om de integriteit van de zeebodem te behouden, zoals benadrukt in Europese beleidskaders zoals de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM).

A.3.1.1 *Sediment en hydrodynamica als primaire sturende factoren*

Een centrale bevinding van het rapport is dat sedimentkenmerken en hydrodynamische omstandigheden gezamenlijk fungeren als de primaire sturende factoren voor de structuur van bentische gemeenschappen. Korrelgrootteverdeling, slibgehalte en bodemschuifspanning bepalen de geschiktheid van habitats door het reguleren van:

- Zuurstofpenetratie en biogeochemische cycli.
- Voedselbeschikbaarheid (met name afzetting van organisch materiaal).
- Fysieke stabiliteit en mobiliteit van de zeebodem.
- Het vermogen van organismen om zich in te graven, te voeden en zich voort te planten.

Deze variabelen functioneren niet onafhankelijk van elkaar. In plaats daarvan vormen zij een zichzelf versterkend systeem waarin hydrodynamische energie de sedimentsamenstelling bepaalt, terwijl sedimenteigenschappen op hun beurt de stromingsdynamiek en biologische activiteit beïnvloeden.

Deze variabelen vormen tevens de basis voor de EUNIS-habitatclassificatie en zijn daarmee direct relevant voor de beoordeling van zeebodemintegriteit onder MSFD Descriptor 6.

Mariene zandwinning verstoort dit evenwicht door sediment te verwijderen, de morfologie van de zeebodem te veranderen en hydrodynamische regimes te wijzigen. Met name leidt de vorming van ontgrondingsputten lokaal tot een afname van de bodemschuifspanning, wat de accumulatie van fijne sedimenten en organisch materiaal bevordert. Deze verschuiving van mobiele zandige omgevingen naar meer stabiele, fijnkorrelige omstandigheden vertegenwoordigt een fundamentele verandering in habitattype.

A.3.1.2 *Van verstoring naar habitattransformatie*

De effecten van zandwinning reiken verder dan directe fysieke verstoring. Hoewel de directe verwijdering van bentische organismen leidt tot een sterke afname in abundantie en biomassa (vaak 80–95%), ligt het meest significante en langdurige effect in de verandering van habitatcondities.

Ontgrondingsputten ontwikkelen zich vaak tot langdurige sedimentatieomgevingen, die functioneren als opvangplaatsen voor fijne sedimenten. Dit leidt tot:

- Een toename van slibgehalte en organische verrijking.
- Een afname van sedimentpermeabiliteit en zuurstofuitwisseling.
- Veranderingen in nutriëntencycli.

De winningsdiepte bepaalt in belangrijke mate de mate waarin permanente veranderingen optreden. Voor ondiepe ontgrondingen van 2 m kan rekolonisatie, onder hoog-energetische omstandigheden, leiden tot een benthische gemeenschap die vergelijkbaar is met de referentiesituatie (die in de tijd varieert door natuurlijke dynamiek). Langetermijnmonitoring laat echter zien dat dit niet gegarandeerd is en dat de soortensamenstelling kan blijven verschuiven, met name wanneer de substraatkwaliteit is veranderd als gevolg van de ontgronding.

Door een winningsdiepte van -20 m zullen hydrodynamische omstandigheden waarschijnlijk aanzienlijk veranderen (lagere stroomsnelheden en lagere bodemschuifspanning). Daarnaast zal de zeebodem veranderen naar een bodem met een hoger slibpercentage en een gemeenschap gedomineerd door slibtolerante fauna. Een dergelijke verschuiving in sedimenttype en fauna kan worden aangemerkt als 'fysiek verlies' van het oorspronkelijke habitatype onder de MSFD (D6), die drempelwaarden hanteert van $\leq 2\%$ onomkeerbaar verlies van een breed habitatype over twee rapportagecycli (12 jaar). Meer onderzoek is nodig, ook op verschillende locaties, om de effecten daadwerkelijk vast te stellen.

Voor een ontgronding van -4 a 6 m is beperkte informatie beschikbaar. Beschikbare studies wijzen op een lichte toename van het slib- en organisch materiaal percentage van de zeebodem en een daarmee samenhangende verschuiving in de benthische gemeenschap van filtervoeders naar interfase- en depositvoeders. Deze verschuiving kan het gevolg zijn van subtiele verschillen in slib, organisch materiaal of gemiddelde korrelgrootte, of van het feit dat de gemeten ontgrondingslocaties zich nog in een fase van rekolonisatie bevinden en zich in een onbekende tussenfase richting een onbekende "climax"-toestand bevinden.

Hieruit volgt een duidelijk diepte-afhankelijk effectpatroon, waarbij ondiepe ontgrondingen primair leiden tot tijdelijke verstoring, en diepe ontgrondingen tot potentieel onomkeerbare habitatverandering. Voor middeldiepe ontgrondingen kan de winning mogelijk leiden tot langdurige transitie, al dient hier nog meer onderzoek te gebeuren.

A.3.1.3 Ecologische filtering en herstructurering van gemeenschappen

Veranderingen in sedimentcondities werken als een sterke ecologische filter, waarbij soorten worden geselecteerd op basis van eigenschappen die geschikt zijn voor de nieuwe omgeving. Dit resulteert in voorspelbare verschuivingen in de samenstelling van benthische gemeenschappen.

Soorten die geassocieerd zijn met goed gesorteerde zandige sedimenten, zoals *Spisula subtruncata* en *Donax vittatus*, nemen af bij toenemend slibgehalte en afnemende hydrodynamische energie. Daarentegen gedijen opportunistische en generalistische soorten, met name depositvoeders zoals *Abra alba*, goed in fijnkorrelige, organisch rijke sedimenten en domineren zij vaak ontgrondingsputten. Deze verschuiving weerspiegelt een bredere overgang van suspensie etende, zandgebonden gemeenschappen naar depositie etende, slibgebonden gemeenschappen.

Functionele eigenschappen spelen een sleutelrol in dit proces. Soorten met snelle levenscycli, hoge reproductiecapaciteit en flexibele voedingsstrategieën (r-strategen) worden bevoordeeld in verstoorde omgevingen, terwijl langlevende, trager groeiende soorten (K-strategen) afnemen. Dit leidt niet alleen tot veranderingen in soortensamenstelling, maar ook tot veranderingen in ecosysteemfuncties, waaronder energieoverdracht en nutriëntencycli.

A.3.1.4 Rol van soortspecifieke reacties en terugkoppelingsmechanismen

Hoewel algemene patronen kunnen worden onderscheiden, zijn de reacties van soorten niet uniform. Het rapport benadrukt dat verschillen in sedimentvoorkeur, voedingswijze en tolerantie voor begraving bepalend zijn voor kwetsbaarheid en herstelpotentieel.

Sommige soorten, zoals *Ensis* spp., vertonen een hoge tolerantie voor dynamische en verstoorde omstandigheden, waaronder sedimentmobiliteit en begraving. Andere soorten, zoals *Lutraria lutraria*, zijn zeer gevoelig voor zelfs beperkte sedimentafzetting en fungeren daarom als worst-case indicatoren in effectbeoordelingen. Daarnaast functioneren bepaalde soorten als ecosysteemingenieurs, doordat zij de

sedimentstructuur beïnvloeden via bioturbatie of buisbouw. Deze activiteiten beïnvloeden sedimentstabiliteit en hydrodynamica, en creëren terugkoppelingsmechanismen die herstel kunnen versnellen of juist vertragen. Bijvoorbeeld:

- Koker vormende soorten kunnen fijne sedimenten stabiliseren en sedimentatieomstandigheden versterken.
- Bioturbatoren kunnen sedimentmenging en zuurstofvoorziening verhogen.

Deze terugkoppelingen benadrukken dat benthische gemeenschappen niet alleen worden gevormd door hun omgeving, maar deze ook actief zelf vormgeven.

A.3.1.5 Schelpdierbanken als sleutelstructuren in het ecosysteem

Schelpdierbanken worden in het rapport geïdentificeerd als bijzonder belangrijke structuren binnen het benthische systeem. Deze dichte aggregaties, gevormd door soorten zoals *Spisula subtruncata* en *Ensis leei*, functioneren als ecologische hotspots doordat zij:

- Biodiversiteit verhogen.
- (Bulk)voedsel leveren voor hogere trofische niveaus (bijv. vis en vogels).
- Sedimentdynamiek en nutriëntencycli beïnvloeden.

Ondanks hun ecologische betekenis is de bescherming momenteel inconsistent. Het vervallen van de 100 m bufferregel rond schelpdierbanken, in combinatie met het ontbreken van een algemeen geaccepteerde definitie, heeft de effectieve bescherming buiten Natura 2000-gebieden verminderd. Hierdoor ontstaat een discrepantie waarbij ecologisch hoogwaardig habitat juridisch niet automatisch als kwetsbaar of beschermingswaardig wordt behandeld.

Daarnaast missen huidige monitoringsbenaderingen voldoende ruimtelijke resolutie, terwijl waardevolle, hoog-resolutiegegevens uit de visserijsector onderbenut blijven. Dit beperkt het vermogen om veranderingen effectief te volgen en deze kritieke habitats te beheren.

A.3.1.6 Rekolonisatie, herstel en alternatieve stabiele toestanden

Er wordt in het rapport een belangrijk onderscheid gemaakt tussen rekolonisatie en herstel. Terwijl rekolonisatie vaak relatief snel plaatsvindt, is herstel naar de oorspronkelijke toestand veel onzekerder. Herstel is daarom niet gegarandeerd, en in veel gevallen verschilt het ecosysteem na ontgroning fundamenteel van de oorspronkelijke situatie. De mate waarin herstel optreedt, hangt af van een combinatie van:

- Fysische factoren (sediment, hydrodynamica).
- Biologische processen (soorteigenschappen, connectiviteit).
- De ruimtelijke schaal van de verstoring.

Rekolonisatie volgt doorgaans een successietraject:

1. Snelle vestiging van opportunistische soorten.
2. Geleidelijke toename van biomassa.
3. Mogelijke overgang naar stabielere gemeenschappen.

Deze ontwikkeling is echter sterk afhankelijk van de omgevingscondities na ontgroning. Wanneer sediment- en hydrodynamische omstandigheden blijvend zijn veranderd, kan herstel naar de oorspronkelijke gemeenschap uitblijven. In plaats daarvan kan het systeem stabiliseren in een alternatieve toestand, gekenmerkt door:

- Een andere soortensamenstelling.

- Veranderde functionele eigenschappen.
- Aangepaste ecosysteemfuncties.

Deze bevinding is cruciaal, omdat zij de aanname ter discussie stelt dat ecosystemen vanzelf terugkeren naar hun oorspronkelijke toestand na verstoring.

A.3.1.7 Implicaties voor ecosysteem functioneren

Veranderingen in de structuur van benthische gemeenschappen hebben bredere implicaties voor het functioneren van het ecosysteem. Benthische organismen spelen een centrale rol in:

- Nutriëntencycli.
- Sedimentmenging en zuurstofvoorziening.
- Energieoverdracht naar hogere trofische niveaus.

Verschuivingen naar opportunistische, deposit feeding gemeenschappen kunnen bepaalde functies (zoals de verwerking van organisch materiaal) in stand houden, maar andere functies veranderen, zoals de beschikbaarheid van voedsel voor commercieel belangrijke vissoorten of zeevogels. Hierdoor kan, zelfs wanneer de biomassa herstelt, de kwaliteit en het functioneren van het ecosysteem aanzienlijk verschillen van de oorspronkelijke toestand.

A.3.1.8 Kennishiaten benthos

De synthese wijst op verschillende uitdagingen voor beheer:

- Huidige beleidskaders benadrukken een Goede Milieutoestand (Good Environmental Status), maar houden onvoldoende rekening met alternatieve stabiele toestanden.
- Drempelwaarden voor onomkeerbare veranderingen zijn slecht gedefinieerd.
- De relatie tussen structureel en functioneel herstel is onvoldoende begrepen.
- De cumulatieve effecten van herhaalde ontgroning en meerdere drukfactoren zijn onvoldoende bekend.
- Monitoringssystemen missen resolutie en integratie.

Het aanpakken van deze uitdagingen vereist een verschuiving naar beheer op ecosysteembasis, waarbij ontgrondingsstrategieën expliciet rekening houden met sedimentdynamiek, ecologische drempelwaarden en herstelpotentieel.

A.3.2 Vogels

Zandwinningsgebieden overlappen ruimtelijk met belangrijke foerageer-, trek- en rustgebieden voor zeevogels. Hoewel ontgroning doorgaans buiten Natura 2000-gebieden wordt gepland, betekent de ecologische connectiviteit tussen offshore- en kustsystemen dat effecten kunnen doorwerken naar beschermde gebieden, bijvoorbeeld via verminderde voedselbeschikbaarheid of verdringing van vogels. Dit leidt tot zowel ecologische risico's als juridische uitdagingen voor vergunningverlening en planning.

A.3.2.1 Belangrijkste impactroutes

De effecten van zandwinning op zeevogels verlopen hoofdzakelijk via twee impactroutes: (1) veranderingen in voedselbeschikbaarheid en (2) verstoring en verdringing door menselijke activiteit.

Verminderde foerageercondities

Zandwinning kan foerageercondities beïnvloeden via meerdere samenwerkende mechanismen:

- Verwijdering van zeebodemhabitat, wat leidt tot verlies van benthische prooien zoals tweekleppigen.
- Toename van troebelheid (zwevende sedimentpluimen), wat lichtdoordringing en primaire productie kan verminderen.
- Veranderingen in sedimentsamenstelling en hydrodynamica, die langdurige verschuivingen in benthische gemeenschappen kunnen veroorzaken.

Deze processen kunnen zowel de beschikbaarheid als de toegankelijkheid van prooien verminderen (wel soort-, locatie- en schaalafhankelijk). Deze impactroutes zijn echter sterk onzeker vanwege verschillende kennishiaten en vereisen verder onderzoek.

Verstoring

Tegelijkertijd is verstoring door de aanwezigheid van schepen, onderwater- en luchtgeluid gerelateerd aan baggeractiviteiten de meest directe factor die foerageercondities voor sommige vogelsoorten kan verslechteren. Verstoring leidt tot:

- Verhoogd waakgedrag, waardoor minder tijd beschikbaar is voor foerageren.
- Vlucht- of duikreacties, wat leidt tot energieverlies.
- Tijdelijke of permanente verdringing uit anders geschikte habitats.

In het algemeen worden foerageerbronnen in verstoorde gebieden minder toegankelijk of volledig ontoegankelijk voor vogels.

Voor sommige soorten, zoals roodkeelduikers, kunnen verdringingseffecten zich uitstrekken over meerdere kilometers en langdurig aanhouden. Verstoring van nachtelijke rustplaatsen, die verder op zee kunnen liggen dan foerageergebieden, kan ertoe leiden dat vogels zowel de rustplaats als aangrenzende foerageergebieden verlaten.

Beleidsrelevantie

Verstoring hoeft de zeebodem niet fysiek te veranderen om significante ecologische gevolgen te hebben; gedragsreacties alleen kunnen al leiden tot een afname van de geschiktheid van habitats.

A.3.2.2 Soortenoverzicht

Voor deze review zijn niet alle vogelsoorten behandeld maar vier 'indicatorsoorten' die een spreiding in functionele rollen vertegenwoordigen (benthivore zee-eend, verstoring gevoelige duiker op vis, kolonie gebonden viseter (stern), offshore oppervlak foeragerende migrant (meeuw)). Daarmee dekken ze verschillende voedseltypen, gevoeligheidsmechanismen, ruimtelijke schalen en juridische statussen. Op basis van de in dit rapport beoordeelde informatie voor de vier vogelsoorten is een inschatting gemaakt van het gevoeligheidsniveau. De onzekerheid van deze inschattingen varieert van laag (voor relatief goed bestudeerde soorten) tot hoog (voor minder goed bestudeerde soorten), in relatie tot de belangrijkste bedreigingen.

Soort	Gevoeligheid voor zowel verstoring en habitatverstoring	Status NL (Gunstige Referentiewaarde)	Belangrijkste risico
Zwarte zee-eend	Zeer hoog (lage onzekerheid)	Ongunstig	Verstoring beperkt foerageertijd ondanks voedselaanbod
Roodkeelduiker	Hoog (matige onzekerheid)	Gunstig	Sterke verdringing en hoge verstoringsgevoeligheid
Grote stern	Matig (matige onzekerheid)	Zeer ongunstig	Verminderde voedselbeschikbaarheid nabij kolonies
Dwergmeeuw	Laag-matig (hoge onzekerheid)	Gunstig	Afhankelijkheid van voedsel tijdens migratiestops

Nadere toelichting

- De zwarte zee-eend is afhankelijk van dichte schelpdierbanken en kan in tijd beperkt raken in foerageren door verstoring, zelfs wanneer voedsel in overvloed aanwezig is.
- De roodkeelduiker behoort tot de meest verstoringsgevoelige zeevogels en kan menselijke activiteiten op grote afstand vermijden.
- De grote stern is afhankelijk van een voorspelbare beschikbaarheid van kleine vis nabij broedkolonies; een afname in voedselbeschikbaarheid heeft direct invloed op het broedsucces.
- De dwergmeeuw gebruikt Nederlandse wateren voornamelijk tijdens migratie en is afhankelijk van productieve oppervlaktewateren met hoge productiviteiten.

Implicatie

Beleid dient prioriteit te geven aan de bescherming van belangrijke foerageer- en rustgebieden en habitats die essentieel zijn voor de voortplanting, met name voor gevoelige en afnemende soorten. Wanneer effecten onzeker zijn, dienen voorzorgsmaatregelen te worden genomen.

Juridische implicaties

Onder de EU Vogelrichtlijn en Habitatrichtlijn:

- Lidstaten moeten soorten in een gunstige staat van instandhouding behouden
- Activiteiten moeten verslechtering van Natura 2000-habitats voorkomen (Artikel 6.2)
- Plannen en projecten moeten aantonen dat er geen negatieve effecten zijn op de integriteit van gebieden (Artikel 6.3)

Belangrijk is dat deze verplichtingen impliceren dat ook indirecte effecten moeten worden meegenomen, waaronder:

- Verminderde voedselbeschikbaarheid die beschermde vogelpopulaties beïnvloedt.
- Verstoring buiten Natura 2000-gebieden die leidt tot verdringing van vogels die deze gebieden gebruiken.

Kernpunt

Zelfs kleinschalige fysieke effecten kunnen juridisch significant zijn wanneer zij de functionele draagkracht van habitats voor beschermde soorten verminderen.

A.3.3 Zeezoogdieren

De bruinvis (*Phocoena phocoena*), gewone zeehond (*Phoca vitulina*) en grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) zijn veruit de meest voorkomende zeezoogdieren in de Nederlandse Noordzee. Het zijn residente soorten en ze kunnen worden beschouwd als toppredatoren. In Nederland worden deze soorten beschermd door

A.3.3.1 Bruinviss

Bruinvissen besteden een zeer groot deel van hun tijd aan foerageren, waardoor er weinig energetische marge overblijft voor extra verstoring. Verstoring kan daarom bijzonder nadelig zijn voor hun conditie en uiteindelijk voor de populatiedynamiek. Onderwatergeluid gerelateerd aan zandwinning en bijbehorende scheepvaart vormt de belangrijkste zorg.

Hoewel geluid van zandwinning waarschijnlijk geen gehoorschade veroorzaakt bij bruinvissen, kan het wel bijdragen aan kortdurende verstoring, maskering en verstoring van foeragegedrag, met name bij nabij passage of wanneer hoogfrequente geluidscomponenten aanwezig zijn. Aangezien sleephopperzuigers (TSHD's) opereren binnen een al luidruchtig geluidslandschap in de Noordzee, gedomineerd door commerciële scheepvaart, moet hun impact worden gezien als een extra lokale stressfactor in plaats van een dominante regionale factor. Desondanks moeten cumulatieve effecten van baggeractiviteiten en andere scheepvaartgeluiden zorgvuldig worden overwogen, vooral in gebieden waar bruinvissen zich concentreren voor foerageren of voortplanting, waar momenteel nog onvoldoende informatie over beschikbaar is.

Bruinvissen vertonen flexibel echolocatiegedrag, waardoor zij ook in sterk troebele wateren zoals de Waddenzee kunnen functioneren. Dit suggereert dat matige toename van troebelheid als gevolg van zandwinning waarschijnlijk geen groot effect heeft, hoewel het effect van verdere toename in zeer troebele gebieden onzeker blijft.

Aangezien bruinvissen zeer mobiel zijn en gebieden kunnen vermijden (zij het met energetische kosten), is habitatverlies door zandwinning waarschijnlijk alleen significant wanneer het plaatsvindt in voorkeursgebieden of prooi-hotspots. Dit kan relevant zijn voor zandspiering, waarvan hotspots mogelijk overlappen met zoekgebieden voor zandwinning. Meer kennis is nodig over habitatgebruik en voorkeuren van bruinvissen in de Nederlandse kustzone, evenals over de effecten van verstoring op de populatie.

A.3.3.2 Zeehonden

Zeehonden zijn meer gebonden aan specifieke locaties (rustplaatsen) en kunnen worden verstoord wanneer zandwinning plaatsvindt nabij deze locaties. Ook passerend scheepvaartverkeer kan verstoring veroorzaken. Omdat zeehonden het gebied tot circa 10 km rond hun rustplaatsen het meest intensief gebruiken, vormt zandwinning en scheepvaart binnen deze zone het grootste risico. Zeehonden verplaatsen en foerageren echter ook daarbuiten (waarbij grijze zeehonden doorgaans grotere afstanden afleggen), waardoor een buffer van 10 km niet alle verstoring zal voorkomen.

Zeehonden kunnen een zekere tolerantie of gewenning ontwikkelen in gebieden met veel scheepvaart, maar het verlaten van rustplaatsen en het te water gaan blijft een belangrijk aandachtspunt vanwege de gevolgen voor de energiebalans. Herhaalde verstoring kan ertoe leiden dat volwassen dieren te frequent het water in gaan. Dit is vooral problematisch tijdens de zoogperiode, wanneer volwassen dieren stoppen met zogen en hun pups verlaten. Pups kunnen sterven als gevolg van overmatige verstoring.

Er wordt vaak aangenomen dat grijze zeehonden minder gevoelig zijn dan gewone zeehonden, maar wetenschappelijk bewijs hiervoor ontbreekt grotendeels. De meeste studies richten zich op gewone zeehonden; er is meer onderzoek naar grijze zeehonden nodig.

Zeehonden leven in van nature troebele omgevingen, zoals de Waddenzee, en vertrouwen naast zicht op andere zintuigen, zoals hydrodynamische detectie met hun snorharen. Hierdoor kunnen zij effectief foerageren, zelfs bij hoge troebelheid. De effecten van verdere toename van troebelheid door zandwinning blijven echter onzeker, maar zullen waarschijnlijk lokaal beperkt zijn.

Net als bij bruinvissen is habitatverlies door zandwinning vooral relevant wanneer dit plaatsvindt in voorkeursgebieden of prooi-hotspots. Voor zeehonden geldt bovendien dat de afstand tot rustplaatsen van belang is, aangezien deze gebieden intensiever worden gebruikt. Zandspiering verdient hierbij opnieuw extra

aandacht, aangezien deze soort een belangrijke prooi vormt en hotspots overlappen met potentiële zandwinningsgebieden.

A.3.3.3 Kennishiaten zeezoogdieren

Zeezoogdieren vertonen complex en aanpasbaar gedrag, maar er bestaan nog belangrijke kennishiaten die een goed beheer van zandwinning bemoeilijken. Zo ontbreken duidelijke verbanden tussen scheepsgeluid en effecten op gedrag en energieverbruik van soorten (vooral bij grijze zeehonden), en is de extra geluidsbelasting van sleepopperzuigers onvoldoende gekwantificeerd. Ook is weinig bekend over het fijnschalige habitatgebruik van bruinvissen en de mate waarin zij worden verdrongen. Indirecte effecten via prooi en habitat zijn onzeker door beperkte kennis van prooiverspreiding en leefgebieden. Voor zeehonden is meer onderzoek nodig naar mogelijke effecten van troebelheid op bijvangst en naar de energetische gevolgen van verstoring tijdens rust. Tot slot zijn beter inzicht in populatiedynamiek en instrumenten voor het beoordelen van cumulatieve effecten essentieel voor effectief, locatiespecifiek beheer.

1 Inleiding

Jaarlijks wordt een aanzienlijke hoeveelheid zand uit de Noordzee gewonnen 1) ten behoeve van de bescherming van de Nederlandse kust tegen overstromingen door middel van zandsuppleties, en 2) voor de levering van industriezand voor commerciële toepassingen, zoals wegenbouw en andere infrastructurele werken. Met het gewonnen zand houdt het Kustlijnprogramma van Rijkswaterstaat de basiskustlijn in stand en wordt geborgd dat het kustfundament meegroeit met de zeespiegelstijging. Voor beide doeleinden wordt het benodigde zand in de Noordzee gewonnen binnen, of direct grenzend aan, het reserveringsgebied zand tussen de doorlopende NAP -20 m-dieptelijn en de 14-nautische mijl grens.

Zandwinning in de Noordzee is vergunningplichtig op grond van de Omgevingswet. Rijkswaterstaat Zee en Delta en commerciële zandwinners zijn voornemens nieuwe vergunningen aan te vragen voor de periode 2028–2037. Aangezien de bestaande milieueffectrapportages (MER'en), waarop de huidige winningsvergunningen van Rijkswaterstaat en Stichting La MER zijn gebaseerd, op 31 december 2027 aflopen, is het noodzakelijk nieuwe MER'en op te stellen. Deze worden momenteel voorbereid door adviesbureau Movares.

Gezien de omvang van de winningsvolumes en de strategische betekenis van zandsuppleties is het van belang inzicht te verkrijgen in de effecten van zandwinning op bentische habitats, vogels en zeezoogdieren, evenals in de wijze waarop deze effecten samenhangen met andere antropogene drukfactoren in de Noordzee.

1.1 Doel van het rapport

Ter beantwoording van de onderzoeksvraag "*Wat zijn de ecologische effecten van zandwinning in de Noordzee?*" wordt een systematische literatuurstudie uitgevoerd, gebaseerd op gepubliceerde wetenschappelijke en technische literatuur en rapporten uit de afgelopen vijftien jaar. De resultaten van deze systematische analyse stellen Movares in staat de effecten van zandwinning op het mariene systeem, en in het bijzonder op beschermde soorten, te beoordelen en waar nodig passende mitigerende maatregelen te formuleren.

1.2 Leeswijzer

Hoofdstukken 2 tot en met 4 bieden achtergrondinformatie over zandwinning, waaronder de praktische uitvoering, het relevante juridische kader en de algemene ecologische effecten. Hoofdstuk 5 beschrijft de voor deze review gehanteerde methodologie. In hoofdstukken 6 tot en met 8 wordt de impactanalyse gepresenteerd voor respectievelijk benthos, vogels en zeezoogdieren. Hoofdstuk 9 bevat een algemene evaluatie van kennislacunes, gevolgd door een discussie en een overkoepelende conclusie.

2 De praktijk van zandwinning

Zand is zowel nodig voor kustbescherming in de vorm van zandsuppleties als voor toepassing als ophoogzand in infrastructurele projecten op land.

2.1 Winning van zand voor suppleties

Sinds 1990 wordt jaarlijks een aanzienlijke hoeveelheid zand uit de zeebodem gewonnen ter bescherming van de Nederlandse kust tegen overstromingen door middel van zandsuppleties. Dit zand wordt voornamelijk toegepast op het strand of in de vooroever. Om te bepalen waar suppletie noodzakelijk is, zijn instrumenten ontwikkeld op basis van de Basiskustlijn (BKL). De BKL is vastgesteld aan de hand van de trend in de ligging van de kustlijn in de periode 1980–1989. Het handhaven van de BKL waarborgt in essentie dat het oppervlak van Nederland niet afneemt. Daarnaast wordt zand gewonnen om te waarborgen dat het kustfundament gelijke tred houdt met de zeespiegelstijging. Het voor suppleties benodigde zand bevindt zich in de Noordzee tussen de doorlopende NAP -20 m-dieptelijn en landwaarts van de 14-nautische mijl grens. Dit reserveringsgebied voor zandwinning grenst direct aan het kustfundament, dat zich uitstrekt van de binnenduinrand tot aan de -20 m-dieptelijn. Volgens het huidige beleid bedragen de totale jaarlijkse winningsvolumes gemiddeld 12 miljoen m³ per jaar. Voor de periode 2028–2037 wordt uitgegaan van een totaal volume van 130 miljoen m³, waarvan 110 miljoen m³ bestemd is voor kustverdediging en 20 miljoen m³ als reserve, inclusief aanvullende beleidsmatige behoefte. De behoefte per kustvak varieert van minimaal 1,7 miljoen m³ bruto over een periode van tien jaar voor Delfland Scheveningen tot maximaal 11,5 miljoen m³ bruto over tien jaar voor Vlieland (*Tabel 2-1*). Daarnaast kunnen aanvullende projecten worden voorzien, zoals de Zandmotor (Van Duin et al., 2017; Stive et al., 2018; Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2024). De beoogde gebieden waarvoor vergunningen zullen worden verleend voor zowel suppletiezand als commercieel zand zijn weergegeven in *Figuur 2-1*.

Tabel 2-1 De verwachte suppletiebehoefte voor de Nederlandse kustvakken in de periode 2028 tot en met 2037 (exclusief en inclusief een verliesmarge van 15%; tijdens de winning en suppletie gaat zand verloren, bijvoorbeeld door het overlopen van het water-slibmengsel; Ministerie van Infrastructuur & Water, 2024).

		STANDAARD		EXTRA BELEIDSBEHOEFTE	
Kustvak	Suppletielocatie	Totaal netto	Total bruto (incl. 15% verlies)	Total netto	Totaal bruto (incl. 15% verlies)
SCHIERMONNIKOOG	Schiermonnikoog	5.0	5.8	2.0	2.3
AMELAND	Ameland Westkop	7.5	8.6	2.3	2.6
	Ameland midden/oost	6.5	7.5	2.0	2.3
TERSCHELLING	Terschelling	5.0	5.8	2.0	2.3
VLIELAND	Vlieland	7.5	8.6	2.5	2.9
TEXEL	Texel zuidwest	4.5	5.2	1.5	1.7
	Texel midden	6.0	6.9	2.2	2.5
	Texel noord	3.0	3.5	1.0	1.2
NOORD-HOLLAND	Noord-Holland Den Helder /Julianadorp	6.5	7.5	2.5	2.9
	Noord-Holland Callantsoog	5.5	6.3	2.0	2.3
	Hondsbossche Duinen	5.0	5.8		
	Noord-Holland Bergen-Egmond	8.0	9.2		
	Noord-Holland Heemskerk	2.0	2.3		
RIJNLAND	Rijnland	4.5	5.2		
	Katwijk	1.8	2.1		
DELFLAND	Delfland Scheveningen	1.5	1.7		
	Delfland Hoek van Holland-Kijkduin	3.2	3.7		
MAASVLAKTE 2	Maasvlakte 2	5,0	5,8		
VOORNE	Voorne	0,0	0,0		
GOEREE	Goeree	3,0	3,5		
SCHOUWEN	Schouwen	3,5	4,0		
NOORD-BEVELAND	Noord-Beveland	2,0	2,3		
WALCHEREN	Walcheren NW	3,0	3,5		
	Walcheren ZW	4,8	5,5		
ZEEUWS-VLAANDEREN	Zeeuws-Vlaanderen	5,7	6,6		
TOTAAL		110	126,5	20	23



Figuur 2-1 Zoekgebieden voor de MER voor suppletiezand en commercieel zand voor de periode 2028-2037, inclusief een indicatie van de capaciteit en de naar verwachting nieuwe zoekgebieden voor 2028-2037. Bewerkt naar Ministerie van Infrastructuur & Water (2024) door RWS.

<i>Tabel 2-2 De hoeveelheden van ophoogzand gewonnen in de periode 2016-2023 en geprognoseerd voor de periode 2028-2037 per regio.</i>		
Kustvak	Gewonnen	Schatting
	m³ 2016-2023	m³ 2028-2037
Boven de wadden		
2 Schiermonnikoog	1.206.684	2.725.089
3 Ameland	167.417	378.083
4 Terschelling	0	0
5 Vlieland	4.219.312	9.528.593
6 Texel	0	0
Subtotaal Boven Wadden	5.593.413	12.631.765
Noord-Holland		
7a Den Helder / Julianadorp	746.967	1.686.897
7b Callantsoog	746.967	1.686.897
7c Hondsbosche Duinen	0	0
7d Bergen - Egmond (Q5)	59.846	135.152
Subtotaal Noord-Holland	1.553.780	3.508.946
IJmuiden		
7e Heemskerk	96.678	218.331
8 Rijnland	3.912.322	8.835.309
Subtotaal IJmuiden	4.009.000	9.053.640
Rotterdam		
9 Delfland	16.180.678	36.541.289
10 Maasvlakte	6.753.207	15.250.961
Subtotaal Rotterdam	22.933.885	51.792.250
Zeeland		
12 Goeree	164.158	370.723
15 Noord-Beveland	0	0
16 Walcheren	18.221.130	41.149.301
17 Zeeuws-Vlaanderen	13.945.435	31.493.376
Subtotaal Zeeland	32.330.723	73.013.399

2.2 Zandwinning voor commerciële doeleinden

Jaarlijks wordt in de Noordzee een aanzienlijke hoeveelheid zand gewonnen om te voorzien in de nationale marktvraag naar zand voor commerciële toepassingen. Dit zand wordt gebruikt voor projecten op land, zoals de ontwikkeling van nieuwe woningbouwlocaties, bedrijventerreinen en de aanleg van infrastructuur. De benodigde hoeveelheid zand voor commerciële doeleinden is afhankelijk van de marktvraag, die op haar beurt wordt beïnvloed door economische ontwikkelingen. Daarnaast dient rekening te worden gehouden met verliezen. De gehanteerde rekenfactoren zijn gebaseerd op verschillende aspecten, waaronder verlies als gevolg van taluds, obstakels zoals wrakken en niet-gesprongen explosieven, ruimtelijke ontwikkelingen, bodemgesteldheid, het aanwezige percentage slib en fijne fractie, en winningsverliezen. Deze onzekerheden verschillen per winningsgebied. De winningsvolumes variëren van 5 miljoen m³ tot 23,4 miljoen m³ per jaar. Voor de periode 2028-2037 wordt de totale hoeveelheid benodigd zand geraamd op 130 miljoen m³ netto. Rekening houdend met zandverlies naar de waterkolom tijdens de winning komt dit neer op circa 150 miljoen m³ zand dat aan de zeebodem wordt onttrokken (*Tabel 2-2*, persoonlijke communicatie RWS ZD & St. Ia MER, 2026).

2.3 Benodigde oppervlaktes

Om inzicht te verkrijgen in de benodigde oppervlakte en afmetingen van zandwinputten in relatie tot de winningsdiepte, zijn de twee uiterste scenario's van Rijkswaterstaat (RWS) gebruikt om bandbreedtes te berekenen voor verschillende winningsdieptes. De door RWS geschatte hoeveelheden zijn meer locatie-specifiek en kunnen afzonderlijke of gecombineerde winningen (en suppleties) op concrete locaties representeren, terwijl de hoeveelheden van Stichting LaMER een meer geaggregeerd regionaal niveau weerspiegelen.

De oppervlakte voor een winning van 1.700.000 m³, 2 m diep is 850.000 m², 85 ha (~170 voetbalvelden) en heeft een lengte van 1.700 m, uitgaande van een breedte van 500 m (volgens Boers, 2005, *Tabel 2-3*). De oppervlakte voor 1.700.000 m³, 20 m diep is 85.000 m² 9 ha (~4 tot 5 voetbalvelden) en heeft een lengte van 170 m, uitgaande van 500 m breedte.

De grote vraag voor zand voor bijvoorbeeld Vlieland en Ameland (circa 11,5 miljoen m³) resulteert, afhankelijk van de winningsdiepte (2 tot 20 m), in een aanzienlijk ruimtebeslag van 575 hectare (~ 1200 voetbalvelden) bij ondiepe winning of 58 hectare (~ 120 voetbalvelden) bij diepe winning, afhankelijk van de winningsdiepte (2 tot 20 m).

Tabel 2-3 Verschillende grootheden van een zandwinningsput voor twee voorbeeldvolumes en verschillende winningsdieptes:

A: benodigde oppervlakten voor zandwinning in m²

B: benodigde oppervlakten voor zandwinning in hectares

C: benodigde lengtes bij een putbreedte van 500 m
(Boers, 2005).

Oppervlakte in m²					
A	Diepte (m)	2	6	12	20
Volume (m³)					
	1.700.000	850.000	283.333	141.667	85.000
	11.500.000	5.750.000	1.916.667	958.333	575.000

Oppervlakte in ha					
B	Diepte (m)	2	6	12	20
Volume (m³)					
1.700.000		85	28	14	9
11.500.000		575	192	96	58

Lengte in m					
C	Diepte (m)	2	6	12	20
Volume (m³)					
	1.700.000	1.700	567	283	170
	11.500.000	11.500	3.833	1.917	1.150

2.4 Hoe gebeurt zandwinning?

Een trailing suction hopper dredger (TSHD) is het meest geschikt voor de winning van zand in de Noordzee: een TSHD zuigt het zand op terwijl het schip vaart. De TSHD baggert zand van de zeebodem met behulp van een krachtige pomp. De TSHD vaart met een snelheid van 4 tot 7 km/h (2 tot 4 knopen). Met behulp van een waterstraal wordt het zand losgewoeld. Het zand-watermengsel wordt via de pomp in het laadruim gezogen, waar het zand de kans krijgt te bezinken. Het overtollige water wordt via de zogenaamde overflow

terug in zee geloozd. Wanneer het schip vol is, wordt het zuigen gestopt en vaart het geladen schip naar de suppletielocatie en daar wordt het op een manier in het systeem gestort (Boon et al., 2007; Rozemeijer & Graafland, 2007; van Duin et al., 2007, 2017).

2.4.1 TSHD kenmerken

Het type TSHD dat wordt ingezet hangt af van de beschikbaarheid van materieel bij de aannemer, de periode waarin het winnings- of stortgebied beschikbaar is, de waterdiepte, het type suppletie (vooroever- en strandsuppleties, geulwandsuppleties, buitendelta-suppleties en megasuppleties) en de situatie ter plaatse. Bij strandsuppleties wordt de TSHD vaak aangesloten op een persleiding die het zand naar het strand transporteert. Voor dit doel wordt meestal een middelgrote TSHD gebruikt (laadvolume circa 8.000–15.000 m³). Voor vooroeversuppleties worden vanwege de diepgang vaak kleinere TSHD's ingezet (laadvolume circa 2.000–3.000 m³). De zuigdiepte van kleine TSHD's is doorgaans beperkt tot ongeveer 24 m. Verdere details staan in de onderstaande tabel. Per track wordt 50 cm gegraven (Van Duin et al., 2007, 2017, Rozemeijer & Graafland, 2007, Newell & Woodcock, 2013).

<i>Tabel 2-4 Eigenschappen van trailing suction hopper dredger (TSHD) en de operatie, aangepast uit Rozemeijer & Graafland, 2007, van Duin et al., 2007, 2017a,b, Newell & Woodcock, 2013</i>		
	Strandsuppletie	Onderwater vooroeversuppletie
Laadvolume (beuninhoud)	circa 8.000 tot 15.000 m ³	circa 2.000 tot 3.000 m ³
Diepte van de gegraven track	50 cm	50 cm
Maximale zuigdiepte	circa 30 m	max. 24 m
Laadtijd	circa 1 tot 1,5 uur	circa 1 tot 1,5 uur
Vaarsnelheid tijdens transport	circa 10 - 15 knopen (circa 18 - 28 km/h)	circa 10 - 15 knopen (circa 18 - 28 km/uur)
Vaarsnelheid tijdens baggeren	circa 2 - 4 knopen (4 - 7 km/uur)	circa 2 - 4 knopen (4 - 7 km/uur)
Lostijd	circa 1,5 uur (persen naar de wal)	circa 0,25 uur
Kortste vaartijd Egmond aan Zee (vanaf -20m)	Ongeveer 10 tot 20 minuten	Ongeveer 10 tot 20 minuten
Langste vaartijd Hillegom (vanaf -20m)	Ongeveer 40 tot 60 minuten	Ongeveer 40 tot 60 minuten
In bedrijf	Hele jaar door, 24 uur	Hele jaar door, 24 uur

2.4.2 Vorm van de put

Het gebruik van een TSHD beïnvloedt de horizontale vorm en oriëntatie van de zanwinput. Omdat baggeren met een TSHD gepaard gaat met lange, rechte vaarroutes (om het aantal draaibewegingen te beperken), is een rechthoekige put vaak wenselijk. De afstand die een gemiddelde TSHD tijdens het laden aflegt is ongeveer 5 kilometer; voor kleinere TSHD's is dat 2–3 kilometer. Er is bovendien een voorkeur om met of tegen de richting van de dominante getijstroom in te varen; bij varen loodrecht op de getijstroom wordt het schip door de dwarsstroom van de zuigmond weggedrukt. Daarom verdient de winningsput de voorkeur in de richting van de dominante getijstroom te liggen. In de praktijk wordt de vorm en oriëntatie van de put echter bepaald door beschikbare ruimte, obstakels zoals ontplofbare oorlogsresten (OO's, uitsluitingsgebieden) en de waterdiepte. Daardoor wijkt de praktische putvorm vaak af van de theoretische ideale vorm, maar dit vormt doorgaans geen wezenlijk probleem voor de uitvoering van de winning (van Duin et al., 2007, 2017).

2.5 Referenties praktijk

- Boers M (2005) Effects of a deep sand extraction pit. Final report of the PUTMOR measurements at the Lowered Dump Site. RIKZ/2005.001, ISBN 90-369-3498-2
- Boon AR, Gerrits GWR, Van Ledden M, Meulepas JM, De Vriend MC (2006) MER winning suppletiezand Noordzee 2007. Achtergrondrapport. Royal Haskoning, 29 September 2006
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (2024) Notitie reikwijdte en detailniveau zandwinning in de Noordzee 2028–2037: suppletiezand. RWS Programma Kustlijnzorg, Version 2.0, 20 December 2024
- Newell RC & Woodcock TA (2013) Aggregate Dredging and the Marine Environment: an overview of recent research and current industry practice. The Crown Estate.
- Rozemeijer MJC, Graafland M (2007) Effecten van zandwinning 2007 op de Natura 2000-gebieden Voordelta en Noordzeekustzone vanuit het perspectief van de Natuurbeschermingswet. Bijlage bij brief van Rijkswaterstaat Noord-Holland, 1 May 2007 (WSV 2007/2642)
- Stichting LaMER (2024) Notitie reikwijdte en detailniveau zandwinning in de Noordzee 2028–2037: ophoogzand. LaMER, Version 2.0, 20 December 2024
- Van Duin CF, Gotjé W, Jaspers CJ, Kreft M (2007) MER winning suppletiezand Noordzee 2008 t/m 2012. Grontmij 13/99080995/CD, revision D1. Available at: http://news.eia.nl/bibliotheek_detail.aspx?id=121868
- Van Duin CF, Vrij Peerdeman M, Jaspers H, Bucholc A (2017a) MER winning suppletiezand Noordzee 2018 t/m 2027. Sweco 351935, revision D1

3 Juridische kaders

Het voornemen om zand te winnen in de Noordzee dient te passen binnen de geldende (inter)nationale wet- en regelgeving en bestaande beleidskaders. Hieronder volgt een overzicht van deze kaders, met een toelichting op hun relevantie voor zandwinning.

3.1 Kaderrichtlijn Mariene Strategie

De Europese Kaderrichtlijn Mariene Strategie (KRM) heeft tot doel de Europese zeeën en oceanen te beschermen en te herstellen, en duurzaam gebruik ervan te bevorderen. De KRM verplicht iedere lidstaat van de Europese Unie tot het opstellen van een mariene strategie. Deze strategie moet gericht zijn op de bescherming, instandhouding en het herstel van het mariene milieu, met als doel het bereiken van een goede milieutoestand, en tegelijkertijd voorzien in duurzaam gebruik van de Noordzee. Daarnaast worden beschermde gebieden aangewezen als uitvoeringsmaatregel. De mariene strategie bestaat uit drie onderdelen:

1. Een beschrijving van de huidige milieutoestand, de goede milieutoestand, milieudoelen en indicatoren.
2. Een KRM-monitoringsprogramma, waarin is vastgelegd welke monitoring door iedere lidstaat wordt uitgevoerd om de milieutoestand te beoordelen en te volgen.
3. Een programma van maatregelen, waarin is vastgelegd welke maatregelen iedere lidstaat treft om een goede milieutoestand te bereiken.

3.1.1 EUNIS-habitatclassificatie

Een belangrijk aspect betreft de habitatclassificatie en mogelijke veranderingen daarin als gevolg van zandwinning (EU, 2017a,b).

Binnen het EUNIS-habitatclassificatiesysteem, en in het bijzonder in de geactualiseerde mariene versies uit de periode 2016–2022, vallen codes zoals MB3, MB4, MB5 en MB6 onder de brede categorie **“niveau 2: mariene benthische habitats”**. Deze codes vertegenwoordigen verschillende infralitorale en circalitorale habitats van zachte sedimenten (zie *Tabel 3-1* voor definities). De codes maken deel uit van een hiërarchische structuur waarmee de zeebodem wordt geclassificeerd op basis van biologische zones (diepte) en substraattype (*Tabel 3-2*; De Froe et al., 2025).

Tabel 3-1 Definities van termen, bewerking van MarLIN glossary

<https://www.marlin.ac.uk/glossarydefinition/verticalbiologicalzones>. Geraadpleegd op 21-03-2026.

Eulittoraal	Definitie: Het grootste deel van de intergetijdenzone (litorale zone), gelegen tussen de hoogwater- en laagwaterlijn. Kenmerken: Deze zone valt tweemaal per dag periodiek droog en overstroomt vervolgens weer onder invloed van het getij. Levensgemeenschappen: Gedomineerd door robuuste, sessiele organismen die bestand zijn tegen droogval, zoals zeepokken, schaalhorens en zeewieren (bijvoorbeeld <i>Fucus</i>).
Sublittoraal	Definitie: Het gehele gebied onder de eulitorale zone, dat zelden of nooit droogvalt door het getij. Kenmerken: Deze zone staat permanent onder water en strekt zich uit van de laagwaterlijn tot aan de rand van het continentaal plat, globaal tot een diepte van 200 meter. Subzones: Het sublittoraal wordt verder onderverdeeld in de infralitorale en circalitorale zone.
Infralittoraal	Definitie: De bovenste sublitorale zone, gekenmerkt door een hoge lichtdoordringing. Kenmerken: Deze zone wordt gedomineerd door zeewieren, met name algen, die afhankelijk zijn van zonlicht voor fotosynthese. Levensgemeenschappen: Typisch voor deze zone zijn kelpwouden (op hard substraat) of zeegrasvelden. In helder water kan deze zone, afhankelijk van de lichtbeschikbaarheid, reiken tot een diepte van circa 5 tot 45 meter.
Circalittoraal	Definitie: De onderste sublitorale zone, beginnend waar het lichtniveau te laag is om een rijke zeewiergroei te ondersteunen (dus onder het infralittoraal). Kenmerken: Deze zone wordt gedomineerd door sessiele dieren (ongewervelden) in plaats van door planten (of wieren). Levensgemeenschappen: Veelvoorkomende organismen zijn schelpdieren, wormen, kreeftachtigen, sponzen, zeewaaiers, zachte koralen, bryozoën en stekelhuidigen.

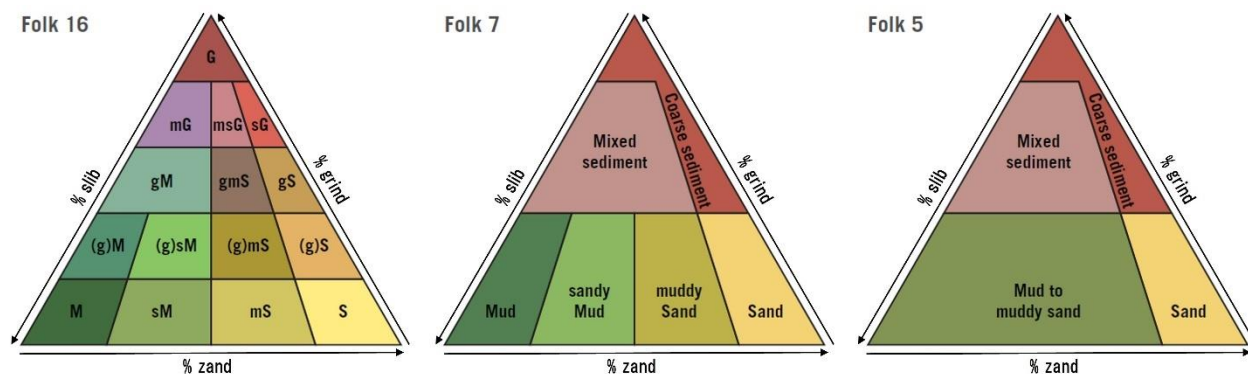
Tabel 3-2 Mariene EUNIS-habitats in de Noordzee en andere Europese mariene wateren.

Code	Habitatnaam	Beschrijving	Kenmerken grof sediment / zand / modder (%)
MB3	Infralittoraal grof sediment	Ondiep, aan golfwerking blootgesteld of door getijdenstroming beïnvloed grof zand, grind en kiezel	Hoog aandeel grind/zand, laag aandeel modder (<5%)
MB4	Infralittoraal gemengd sediment	Gemengde, heterogene sedimenten (modderige grindrijke zanden) in ondiep water	Mengsel van modder, zand en grind
MB5	Infralittoraal zand	Ondiep, schoon zand of niet-cohesief modderig zand	Hoog aandeel zand, laag aandeel modder (<5%)
MB6	Infralittoraal modder	Ondiepe, cohesieve modders, vaak in beschutte baaien of estuaria	Hoog aandeel modder (>20% slib/klei)
MC3	Circalittoraal grof sediment	Dieper (>15–20 m) grof zand, grind, kiezels en kiezelbanken	Hoog aandeel grof materiaal (>65% grind/zand), laag aandeel modder
MC4	Circalittoraal gemengd sediment	Diepere heterogene sedimenten (modderige grindrijke zanden/schelpen)	Variërende aandelen modder, zand en grind
MC5	Circalittoraal zand	Dieper fijn zand of niet-cohesief modderig zand met diverse stekelhuidigen	Hoog aandeel zand, laag aandeel modder (<5%, of tot 20% bij modderig zand)
MC6	Circalittoraal modder	Diepere cohesieve zandige modder (vaak >20% slib/klei)	Hoog aandeel modder (>20% slib/klei)
MD3	Offshore circalittoraal grof sediment	Diep (>20 m) grof zand, grind of schelpmateriaal	Hoog aandeel grind/zand
MD4	Offshore circalittoraal gemengd sediment	Diepe heterogene, modderige grindrijke zanden of mozaïeken	Gemengde modderige grindrijke zanden
MD5	Offshore circalittoraal zand	Diepe fijne zanden of niet-cohesieve modderige zanden	Hoog aandeel zand/modderig zand
MD6	Offshore circalittoraal modder	Diepe cohesieve zandige modders, vaak met neteldieren	Hoog aandeel modder (>20% slib/klei)

3.1.1.1 Belangrijke kenmerken van gemengde sedimenten

Gemengde sublitorale (heterogene) sedimenten komen voor vanaf de extreem-laagwaterlijn tot in diepe offshore circalitorale habitats. Deze habitats omvatten een reeks sedimenttypen, waaronder heterogene modderige grindrijke zanden, maar ook mozaïeken van keien en kiezels die in of op zand, grind of modder zijn ingebed. Binnen dit complex bestaat enige terminologische onduidelijkheid, omdat veel habitats als gemengde sedimenten kunnen worden aangeduid, mede afhankelijk van de schaal van het onderzoek en de toegepaste bemonsteringsmethode. De BGS trigon¹ (Figuur 3-1, Tabel 3-3) kan worden gebruikt om daadwerkelijk gemengde of heterogene locaties te definiëren met oppervlakkige sedimenten die bestaan uit een mengsel van modder, grind en zand. Daarnaast bestaat een andere 'vorm' van gemengd sediment uit mozaïekhabitats, zoals oppervlakkige zandgolven of zandlinten op een grindbodem, of gebieden met afzettingen waarin keien en kiezels in zand of modder zijn ingebed. Deze zijn minder scherp afgebakend en kunnen overlappen met andere habitat- of biologische subtypen. Dergelijke habitats kunnen een brede variatie aan infauna en epibiota herbergen, waaronder borstelwormen, tweekleppigen, stekelhuidigen, anemonen, hydroïdpoliepen en bryozoën.

¹ De BGS (British Geological Survey) aangepaste Folk-sediment trigon is een driehoekig classificatieschema dat wordt gebruikt om zeebodemsedimenten te classificeren op basis van percentages zand, modder en grind.



Figuur 3-1 De sedimentdriehoek van Folk (BGS Trigon) en de hiërarchie van de Folk-classificatie (15, 6 en 4 klassen, plus een aanvullende klasse "rots en keien", aangegeven met G in de linkerfiguur Folk 16), zoals gebruikt in het EMODnet Geology-project (Kaskela et al., 2019, figuur van [Zeebodemsedimentkaart | DINOLoket](#) gezien 22-05-2026).

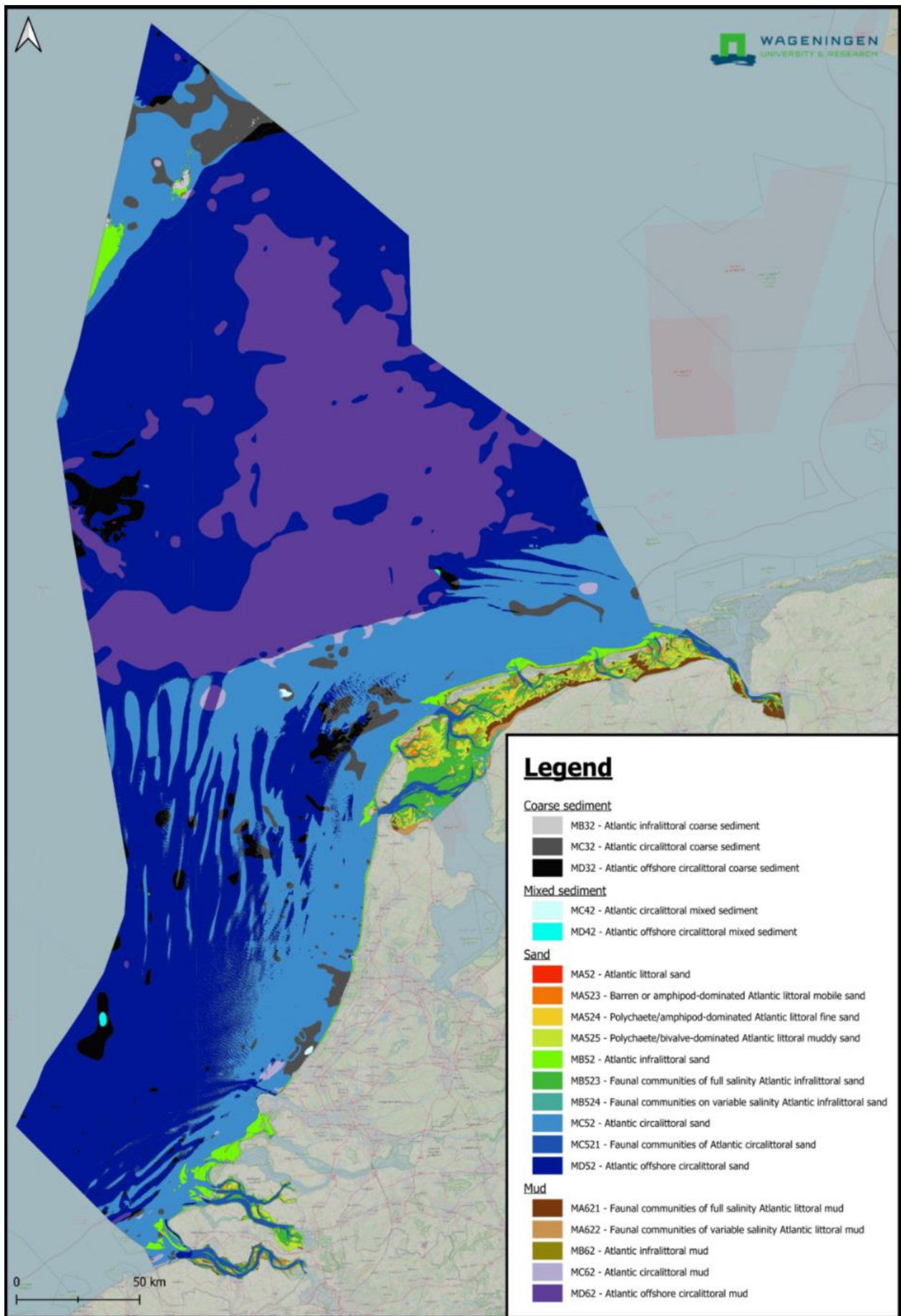
Tabel 3-3 de hiërarchie van de Folk-classificatie (16, 7 en 5 klassen), zoals gebruikt in het EMODnet Geology-project (Kaskela et al., 2019)

FOLK, 16 klassen	FOLK, 7 klassen (Substraat)	FOLK, 5 klassen (EUNIS Hoofdklasse + Voorwaarden)
Rock & Boulders (Rotsen en blokken)	Rock & Boulders (Rotsen en blokken)	Rock & Boulders (Rotsen en blokken)
• Gravel (Grind - G) • sandy Gravel (Zandig grind - sG) • gravelly Sand (Grindachtig zand - gS)	Coarse sediment (Grof sediment)	Coarse sediment (Grof sediment) (Grind $\geq 80\%$ óf (Grind 5% en Zand $\geq 90\%$))
• muddy Gravel (Slikkig grind - mG) • muddy sandy Gravel (Slikkig zandig grind - msG) • gravelly Mud (Grindachtige modder - gM) • gravelly muddy Sand (Grindachtig slikkig zand - gmS)	Mixed sediment (Gemengd sediment)	Mixed sediment (Gemengd sediment) (Modder 10-95%; Zand < 90%; Grind < 5%)
• (gravelly) Mud (Licht grindachtige modder - (g)M) • Mud (Modder / Slik - M)	Mud (Modder / Slik) (Modder $\geq 90\%$; Zand < 10%; Grind < 5%)	Mud to muddy Sand (Modder tot slikkig zand) (Modder 10-100%; Zand < 90%; Grind < 5%)
• (gravelly) sandy Mud (Licht grindachtige zandige modder - (g)sM) • sandy Mud (Zandige modder - sM)	sandy Mud (Zandige modder) (Modder 50-90%; Zand 10-50%; Grind < 5%)	
• (gravelly) muddy Sand (Licht grindachtig slikkig zand - (g)mS) • muddy Sand (Slikkig zand - mS)	muddy Sand (Slikkig zand) (Modder 10-50%; Zand 50-90%; Grind < 5%)	
• (gravelly) Sand (Licht grindachtig zand - (g)S) • Sand (Zand - S)	Sand (Zand) (Modder < 10%; Zand $\geq 90\%$; Grind < 5%)	Sand (Zand)

3.1.1.2 Typische EUNIS-habitats in de Nederlandse kustzone

De typische EUNIS-habitats op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) en in de Nederlandse kustzone zijn MC52 Atlantisch circalittoraal zand, MD5 Atlantisch offshore circalittoraal zand en MC32 infralittoraal grof sediment (onder meer bij de Texelse Stenen en de Borkumse Stenen). Daarnaast komt MC62 infralittoraal modderig sediment voor op slibstortlocaties, zoals die van de Rotterdamse haven (*Figuur 3-1*; De Froe et al., 2025). De oppervlakten van de EUNIS-habitats op breed niveau op het Nederlands Continentaal Plat (NCP) zijn weergegeven in *Tabel 3-4*.

<i>Tabel 3-4 Oppervlakte van hoger niveau -EUNIS-habitats op het Nederlandse continentaal plat (NCP)</i>		
EUNIS hoger niveau habitat	Oppervlakte (km²)	Percentage van NCP
MD52 - Atlantisch offshore circalittoraal zand	26.442	44,88%
MC52 - Atlantisch circalittoraal zand	14.500	24,61%
MD62 - Atlantisch offshore circalittorale modder	14.007	23,77%
MC32 - Atlantisch circalittoraal grof sediment	1.608	2,73%
MD32 - Atlantisch offshore circalittoraal grof sediment	1.274	2,16%
MB52 - Atlantisch infralittoraal zand	717	1,22%
MC62 - Atlantisch circalittorale modder	257	0,44%
MB32 - Atlantisch infralittoraal grof sediment	51	0,09%
MA52 - Atlantisch litoraal zand	22	0,04%
MD42 - Atlantisch offshore circalittoraal gemengd sediment	18	0,03%
MC42 - Atlantisch circalittoraal gemengd sediment	17	0,03%
MB62 - Atlantisch infralittorale modder	9	0,02%
Totaal	58.922	100,00%



Figuur 3-2 EUNIS-habitats van het Nederlands Continentaal Plat (overgenomen uit De Froe et al., 2025).

3.1.2 Verlies en beschadiging

Verlies en beschadiging van de zeebodem hebben betrekking op de negatieve effecten van menselijke activiteiten op de fysische, chemische en biologische kenmerken van de zeebodem, waardoor het functioneren van de bodem en het vermogen om ecosystemen te ondersteunen onder druk komen te staan. De KRM onderscheidt drie hoofdtypen druk (EU, 2017a,b)² (Tabel 3-5):

1. Fysiek verlies van de zeebodem
 - a. Fysiek verlies wordt beschouwd als een extreme en vaak onomkeerbare vorm van druk, waarbij het habitat volledig verdwijnt of blijvend wordt veranderd, zodanig dat het niet langer kan functioneren. Van blijvend wordt in dit verband gesproken wanneer de verandering langer aanhoudt dan twee rapportagecycli (12 jaar).
 - b. Definitie: permanente verandering van het substraat, de morfologie of de topografie van de zeebodem.
 - c. Oorzaken: permanente veranderingen in natuurlijk zeebodemsubstraat of -morfologie door fysieke herstructurering; verlies van substraat door winning van bodemmateriaal; infrastructurele ontwikkelingen zoals landaanwinning, kustengineering, de aanleg van offshore-installaties, havenankerplaatsen en het storten van baggerspecie (afdekking en verstikking). Ook een blijvende verandering in het slibgehalte van de zeebodem als gevolg van gewijzigde hydrodynamische omstandigheden kan tot verlies leiden, bijvoorbeeld wanneer hierdoor de EUNIS-classificatie op breed niveau verandert.
 - d. Drempelwaarde: de EU beveelt aan dat niet meer dan 2% van het natuurlijke areaal van een bentisch habitattype op breed niveau onomkeerbaar verloren mag gaan. Voor het meest voorkomende habitat in de kustzone, MC52, komt dit neer op 290 km².
2. Fysieke beschadiging van de zeebodem (verstoring van sedimenten)
 - a. Fysieke beschadiging betreft veranderingen in de biotische of abiotische structuur van de zeebodem die niet noodzakelijk permanent zijn, waardoor herstel mogelijk is wanneer de druk wegvalt.
 - b. Definitie: veranderingen in slibafzetting, abrasie of andere verstoringen die een nadelig effect hebben op de structuur en functie van het habitat.
 - c. Oorzaken: bodemvisserij met sleepnetten, baggerwerkzaamheden, zand- en grindwinning (zonder wijziging van de EUNIS-classificatie) en door scheepvaart veroorzaakte turbulentie in de waterkolom.
 - d. Drempelwaarde: voor een goede milieutoestand (Good Environmental Status, GES) mag op nationaal niveau niet meer dan 25% van een zeebodemhabitat nadelig worden beïnvloed door menselijke druk.
3. Veranderingen in hydrologische condities³
 - a. Deze descriptor richt zich op antropogene drukfactoren, met name in kustgebieden, die fysisch-oceanografische omstandigheden wijzigen, zoals temperatuur, zoutgehalte, stroming en troebelheid.
 - b. Definitie: permanente verandering van hydrografische omstandigheden verwijst naar langdurige of blijvende veranderingen in de fysische kenmerken van mariene wateren (meer specifiek de waterkolom en de zeebodem) als gevolg van menselijke activiteiten, die leiden tot nadelige effecten op mariene ecosystemen.
 - c. Oorzaken: deze veranderingen worden veroorzaakt door menselijke activiteiten die infrastructuur toevoegen of de zeebodem dan wel kustlijn veranderen, zoals kustontwikkeling, infrastructurele werken en grondstoffenwinning of -beheer. Voorbeelden zijn baggeren, zandwinning en aggregaat-winning van zodanige diepte dat deze bijvoorbeeld leiden tot veranderde bodemschuifspanning, met als gevolg veranderingen in het moddergehalte.

² [https://noordzeeloket.nl/en/policy/marine-strategy-framework-directive/descriptors-0/#:~:text=D6%20%E2%80%93%20Sea%2Dfloor%20integrity%20\(D10%20%E2%80%93%20Marine%20litter](https://noordzeeloket.nl/en/policy/marine-strategy-framework-directive/descriptors-0/#:~:text=D6%20%E2%80%93%20Sea%2Dfloor%20integrity%20(D10%20%E2%80%93%20Marine%20litter) bekeken 05-02-2026

³ https://mcc.jrc.ec.europa.eu/main/dev.py?N=25&O=136&titre_chap=D7%20Hydrographical%20conditions#:~:text=Permanent%20alteration%20of%20hydrographical%20conditions,islands%2C%20and%20offshore%20installations). Bekeken 16-02-2026.

- d. **Drempelwaarde:** sinds 2023 worden regionale drempelwaarden ontwikkeld. In sommige gebieden wordt verwezen naar algemene beperkingen voor habitatverlies, bijvoorbeeld dat niet meer dan 25% van een zeebodemhabitat beïnvloed mag worden, met een minimum aan onomkeerbaar verlies. Drempelwaarden moeten uiteindelijk vaststellen wanneer een “blijvende verandering” leidt tot “significante schade” aan ecosystemen.

3.1.2.1 Toepassing van de Swept Area Ratio als maat

Wijnhoven (2023) suggereerde het gebruik van het concept Swept Area Ratio (SAR, uit de visserij) conform OSPAR (Schmitt et al., 2023, OSPAR, 2023) als maat voor wanneer een bodemhabitat verandert. SAR is een maat voor hoeveel van de zeebodem door vistuig wordt “bestreken” of geraakt in een bepaalde periode. Het is de vraag of dit concept opgaat voor zandwinning. Het veronderstelde mechanisme achter de SAR benadering is dat door bodem beroerende vistuigen sedimenten opnieuw gesuspendeerd worden en weggespoeld. Dit kan leiden tot een verandering in de korrelgrootte van de aanwezige sedimenten. Zowel het grover als fijner worden van de korrelgrootte binnen trawlgebieden zijn beschreven, afhankelijk van het aangetaste sediment en de hydrodynamische omgeving in het beviste gebied en de omgeving. Het gaat hierbij om verschillende tuigen met verschillende penetratiediepte waarbij **2 cm** wordt aangehouden als SAR en dieper als subSAR (Rijnsdorp et al., 2020, Wijnhoven, 2023, Schmitt et al., 2023). In zandige gebieden wordt een SAR van 8 geadviseerd als maximum: 8 maal over een gebied heen trawlen zou nog steeds geen habitatverandering veroorzaken.

Bij bodemberoerende visserij gebeuren echter totaal andere dingen dan bij zandwinning. Bij bodem trawling wordt het substraat niet verwijderd. Het wordt opgewoeld en de opgewoelde sedimenten kunnen meegevoerd worden door de stroming. Acht keer trawlen zal in een extreem geval enkele centimeters verdieping veroorzaken maar waarschijnlijk niets. Bij zandwinning wordt met iedere keer een voor (track) gemaakt van 50 cm (*Tabel 2-4*, Newell & Woodcock, 2013). Acht keer over hetzelfde gebied gaan veroorzaakt een verdieping van **4 m** (in plaats van 2 cm). Verdiepingen van ~4 m kunnen leiden tot sedimentverandering en gemeenschapsveranderingen (zie later, sectie 6.4.2, Witbaard & Craeymeersch, 2023, van Kessel et al., 2026). Een eventuele aanpassing van de bodem en habitat zullen afhankelijk zijn van het aangetaste sediment, het achtergelaten sediment, vorm, oriëntering en dimensies van de put en de hydrodynamische omgeving (bv bodemschuifspanning, zie later sectie 6.2.1.3). Locatie specifieke afwegingen zijn nodig. Het gebruik van SAR lijkt hiermee niet direct toepasbaar voor zandwinning.

Ook qua biologische schade werken bodem beroerende visserijtuigen anders. Afhankelijk van het type tuig zal meer of minder bodemleven een passage van een vistuig overleven (Rijnsdorp et al., 2020), terwijl het bij de passage van een zuigkop en verwijdering van een plak 50 cm diep substraat waarschijnlijk geen bodemleven meer over is (Newell & Woodcock, 2013).

3.1.2.2 Kennislacune

De KRM werkt bij voorkeur met grenzen en drempelwaarden, maar op dit moment zijn slechts voorlopige grenzen en drempelwaarden vastgesteld. Zo is de grens voor verlies van MC5 (<5% slib) vastgesteld op een verandering naar >20% slib, waarmee het habitat verandert in MC6. Daarmee blijft een bandbreedte in slibgehalte tussen 5% en 20% ongedefinieerd. Ook andere indicatoren, grenzen en drempelwaarden zijn nog in ontwikkeling (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat; Ministerie van LNVN, 2025).

Tabel 3-5 Samenvatting van de verschillen tussen fysiek verlies en beschadigingen. (EU, 2017a,b,c, CEDA, 2023).

Kenmerk	Fysiek verlies	Fysieke schade (verstoring)
Duur	Permanent / Onomkeerbaar Niet omkeerbaar binnen 12 jaar	Tijdelijk (binnen 12 jaar) / Mogelijk Omkeerbaar
Impact	Verandering in het hoger-niveau EUNIS-habitat	Verminderde habitatkwaliteit/-conditie
MSFD Limiet	Max 2% van habitat oppervlak	Max 25% van habitat oppervlak

3.2 Omgevingswet

De Omgevingswet trad in werking op 1 januari 2024. De Omgevingswet brengt regelgeving op het gebied van ruimte, huisvesting, infrastructuur, milieu, natuur en water samen in één rechtsstelsel. De wet vormt daarmee de basis voor een samenhangende benadering van de fysieke leefomgeving. Per 1 januari 2024 zijn ook de bepalingen van de Ontgrondingenwet met onderliggende regelingen opgenomen in de Omgevingswet. Dit geldt eveneens voor (grote delen van) de Wet milieubeheer, de Natuurbeschermingswet en de Waterwet (met enkele uitzonderingen). De vereisten voor milieueffectrapportage zijn opgenomen in artikel 16.4 van de Omgevingswet. De Ontgrondingenwet is volledig geïntegreerd in de Omgevingswet. Activiteiten zoals grond ontgraven vallen thans onder de omgevingsvergunning voor een ontgrondingsactiviteit (artikel 5.1, lid 1, onder c). De Natuurbeschermingswet (Wnb) is via de Aanvullingswet Natuur in de Omgevingswet opgenomen. Dit omvat regels voor gebiedsbescherming (Natura 2000) en soortenbescherming. Activiteiten die effecten op de natuur hebben, worden nu beoordeeld binnen het kader van de natuuractiviteit binnen de Omgevingswet.

Winning (ontgroning) en de bijbehorende natuurgevolgen worden nu integraal beoordeeld binnen de Omgevingswet, vaak via de omgevingsvergunning voor ontgrondings- en natuuractiviteiten. Als gevolg hiervan dient de bevoegde autoriteit thans een meer geïntegreerde beoordeling uit te voeren, waarbij zandwinningactiviteiten en de effecten op de natuur (gebieds- en soortenbescherming) coherenter worden beoordeeld.

3.2.1 Beleidsregels voor winning op zee

De Beleidsregels winning ontgrondingen in de Rijkswateren 2022 (ook wel bekend als de BREIN-beleidsregels) vormen het toetsingskader voor het verlenen van vergunningen voor zand- en schelpenwinning in de Rijkswateren, waaronder de Noordzee. Zandwinning ten behoeve van kustverdediging heeft prioriteit binnen de 14-mijlszone, met specifieke dieptebeperkingen (in het algemeen > –20 m NAP) en afstandsregels ten opzichte van constructies. Zand kan buiten de 14-mijlszone worden gewonnen, maar geniet daar geen prioriteit of gebiedsbescherming bij vergunningverlening. De rijksoverheid is de bevoegde autoriteit, waarbij ecologische en waterbeheerbelangen voorrang hebben.

- **Prioriteit:** Zandwinning voor kustverdediging (suppleties) en beton-/metselzand heeft prioriteit in de gereserveerde zandwinningszones.
- **Dieptebeperkingen:** Winning in de Noordzee is in het algemeen niet toegestaan landwaarts van de vastgestelde NAP –20 meter dieptelijn (met specifieke uitzonderingen) om kustverdediging en stabiliteit te waarborgen.
- **Zonering:** Prioriteit geldt in de zone tussen de vastgestelde NAP –20 meter dieptelijn en de 14-mijlszone.
- **Waddenzee:** In de Waddenzee worden vergunningen primair uitsluitend voor schelpenwinning verleend.
- **Vergunning:** Winningactiviteiten vereisen in de regel een vergunning, tenzij zij onder uitzonderingen in het Besluit activiteiten leefomgeving vallen. Voor grootschalige zandwinning is vaak een milieueffectrapportage (MER) vereist. Het Noordzeeportaal biedt uitgebreide documentatie over de precieze reserveringszones en voorwaarden.
- **Afstandsbeperkingen:** Er geldt een voorgeschreven afstand van 500 m tot objecten zoals olie- en gaspijpleidingen in de bodem en 100 m tot archeologische objecten, in gebruik zijnde telecommunicatiekabels in of boven het betreffende rijkswater, enzovoort.

Let op dat, in afwijking van de versie van de Beleidsregels Winning in de Rijkswateren 2022 van vóór 09-04-2022, levende schelpdierbanken niet langer met een afstandsbeperking worden beschermd. Ook rust- en zoogplaatsen voor zeehonden zijn niet langer beschermd.

3.2.2 Milieueffectrapportage

Onder de Omgevingswet is de MER een geïntegreerd instrument om milieuaspecten volledig mee te wegen in besluiten over plannen en projecten die de leefomgeving raken. De regelgeving is overgeheveld van de Wet milieubeheer naar de Omgevingswet en het Besluit omgevingsrecht, waarbij de kerninhoud grotendeels ongewijzigd is gebleven, maar de procedures zijn gestroomlijnd.

Belangrijke punten over de integratie van de MER in de Omgevingswet:

Plan-MER versus Project-MER

Zoals voorheen maakt de Omgevingswet onderscheid tussen twee typen milieueffectrapportages:

- Plan-MER (Strategische milieubeoordeling/plan/programma): Verplicht indien een plan of programma een kader biedt voor toekomstige projecten met mogelijk significante milieueffecten. Het biedt mogelijkheden voor integrale afweging en vroege participatie.
- Project-MER (Projectbesluit/Vergunning): Verplicht voor specifieke projecten (bouw, ontwikkeling, ingrepen in de leefomgeving) die zijn aangewezen in de bijlagen bij het Besluit omgevingsrecht.

3.2.3 Natuurbeschermingswet (Wnb) binnen de Omgevingswet

De kern van de Wnb binnen de Omgevingswet is de integratie en vereenvoudiging van regels voor de bescherming van natuurgebieden en dier- en plantensoorten in één geïntegreerd kader voor de fysieke leefomgeving. Sinds 1 januari 2024 is de Wnb in de Omgevingswet opgenomen; de doelstellingen blijven ongewijzigd — natuurbescherming — maar de werkwijze verandert. De belangrijkste punten zijn:

- Geïntegreerde benadering: Natuurbescherming maakt nu deel uit van bredere besluitvorming over bouwen, milieu en ruimtelijke ordening, in plaats van een afzonderlijke wet.
- Decentralisatie: Provincies en gebiedsbeheerders zoals Rijkswaterstaat hebben een grotere rol gekregen in het beheer en de bescherming van natuur (Besluit kwaliteit leefomgeving).
- Soorten- en gebiedsbescherming: De bescherming van Natura 2000-gebieden, kap van bomen en de bescherming van wilde dieren en planten zijn geclassificeerd onder natuuractiviteiten.
- Voorzorgsbeginsel: Eenieder dient voorzorgsmaatregelen te treffen ten behoeve van de natuur (flora, fauna en Natura 2000-gebieden).
- Vereenvoudiging: Het doel is procedures te vereenvoudigen, met inachtneming van de strikte Europese natuurbeschermingsregels.

Zie *Box B1-1* (Bijlage 1) voor aanvullende details.

Waar voorheen vaak drie verschillende wetten (Flora- en faunawet, Wet Natuurbescherming, Boswet) werden toegepast, is alles nu geconsolideerd. De nadruk ligt meer op de afweging tussen natuurbescherming en de ontwikkeling van de fysieke leefomgeving (bijv. woningbouw).

3.2.4 Voorgenomen vergunning

De huidige Ontgrondingenvergunning voor RWS (Kustlijnzorg) is geldig voor 10 jaar en de vergunningen voor de leden van Stichting LaMER zijn geldig voor 5 jaar (met een verlengingsmogelijkheid van 2,5 jaar). Voor de nieuwe omgevingsvergunning voor een winningactiviteit zal RWS (Kustlijnzorg) in 2027 een aanvraag indienen voor een geldigheidsduur van 10 jaar. Het referentiejaar van de MER is dan 2038. De term 'referentiejaar' verwijst naar het jaar dat wordt gebruikt om de mogelijke effecten van het voorgenomen plan te beschrijven.

Zoals in de huidige situatie zullen de leden van Stichting LaMER in de toekomst elk afzonderlijk tussen 2028 en 2037 een vergunning aanvragen, met een geldigheidsduur van 5 jaar en een eenmalige verlengingsoptie van 2,5 jaar, waarbij de oorspronkelijk vergunde hoeveelheid te winnen zand ongewijzigd blijft.

3.3 Referenties juridisch kader

CEDA (2023). Dredging and Seafloor Integrity Paper. [Online]. Available at:

https://dredging.org/media/ceda/org/documents/resources/cedaonline/ceda-wg_seafloorintegrity.pdf

de Froe E, Asjes, A, Escaravage, V, Glorius, S T, Hoogenstrijd, G, Hüsken, K H A, Jak, R G, Nauta, R W, Sandig, A, Smulders, F, Tamis, J E, Troost, K, & Wijnhoven, S (2025) Natuurherstelverordening en het Nederlandse mariene ecosysteem: stand van zaken voor de relevante habitattypen en habitats van soorten. Wageningen Marine Research rapport; No. C082/25 <https://doi.org/10.18174/703569>

EU (2017a) COMMISSION DIRECTIVE 2017/845 of 17 May 2017 amending Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council as regards the indicative lists of elements to be taken into account for the preparation of marine strategies. Official Journal of the European Union L 125/27.

EU (2017b) Commission Decision laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU. EU Commission Decision 2017/848 of 17 May 2017

Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (2024) Notitie Reikwijdte en Detailniveau Zandwinning in de Noordzee 2028-2037 Suppletiezand. RWS Programma Kustlijnzorg. Versie 2.0, d.d. 20 december 2024.

Newell RC & Woodcock TA (2013) Aggregate Dredging and the Marine Environment: an overview of recent research and current industry practice. The Crown Estate.

OSPAR (2023) Revised OSPAR CEMP Guideline. Common Indicator: BH3 Extent of Physical Disturbance to Benthic Habitats. Revision of OSPAR Agreement 2017-09, adopted during BDC2 (December 2022). (Revised OSPAR CEMP BH3).

Rijnsdorp AD, Hiddink JG, van Denderen PD, Hintzen NT, Eigaard OR, Valanko S, Bastardie F, Bolam SG, Boulcott P, Egekvist J, Garcia C, van Hoey G, Jonsson P, Laffargue P, Nielsen JR, Piet GJ, Sköld M, van Kooten T (2020) Different bottom trawl fisheries have a differential impact on the status of the North Sea seafloor habitats. ICES Journal of Marine Science 77, 1772-1786. [fsaa050]. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa050>

Schmitt P, Vina-Herbon C, Matear L (2023) Pilot Assessment of Area of Habitat Loss. In: OSPAR, 2023: The 2023 Quality Status Report for the North-East Atlantic. OSPAR Commission, London. Available at: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/indicator-assessments/area-habitat-loss-pilot>

Stichting LaMER (2024) Notitie Reikwijdte en Detailniveau Zandwinning in de Noordzee 2028-2037 Ophoogzand. LaMER. Versie 2.0, d.d. 20 december 2024.

van Kessel T, Ton A, Jaksic L (2026) Redeneerlijn slib. Deltares rapport 11212071-000-SUB-0002

Wijnhoven S (2023). Berekening van verlies en verstoring van bentisch habitat onder invloed van activiteiten en structuren. Achtergrondrapport ten behoeve van Mariene Strategie deel 1 met betrekking tot KRM beoordelingen D6 (fysieke verstoring bentische habitats) en D7 (hydrografische verstoringen). Ecoauthor Report Series 2023 – 05, Heinkenszand, the Netherlands. Witbaard R, Craeymeersch J (2023) Littekens op de zeebodem. Een onderzoek naar de faunistische effecten op lange termijn van diepe zandwinning voor de Nederlandse kust. NIOZ rapport 2023-01

4 Effecten van zandwinning

4.1 Kort overzicht en uitgangspunten

Zand is nodig voor het beheer en onderhoud van de Nederlandse kust. Daarnaast is zand benodigd voor infrastructuur en andere toepassingen op land. Dit zand wordt gewonnen in de Noordzee binnen de aangewezen zandwinningsgebieden (*Figuur 2-1*). Dit heeft gevolgen voor het functioneren van het ecosysteem en de daaraan verbonden soorten.

Kort samengevat (*Figuur 4-1*) leidt zandwinning tot het verdwijnen van de bovenste sedimentlaag met al het leven dat daarin voorkomt, zoals schelpen, wormen, enz. Dit kan effecten hebben op vissen, vogels en zeezoogdieren die daarvan afhankelijk zijn. Rekolonisatie van de winningsput vindt plaats, maar afhankelijk van putkenmerken (zoals diepte) en lokale omstandigheden kan rekolonisatie leiden tot herstel of juist tot de ontwikkeling van een ander habitat. Dit kan betekenen dat de put niet meer dezelfde waarde heeft voor predatoren als voorheen. Bovendien komt er tijdens zandwinning veel slib in de waterkolom vrij, wat de helderheid vermindert en de productiviteit van algen (die leven en groeien op zonlicht) reduceert. Deze vermindering van de primaire productie kan op haar beurt effecten hebben op dieren die daarvan afhankelijk zijn. Vogels die hun prooi door het water moeten zien, kunnen eveneens worden gehinderd door de toegenomen troebelheid.



Figuur 4-1 Overzicht van de potentiële effecten van zandwinning op het ecosysteem.

4.2 Startliteratuur

In het kader van vergunningverlening zijn meerdere MER-studies opgesteld voor zowel zandwinning ten behoeve van kustverdediging als voor commerciële toepassingen (Boon et al., 2007; van Duin et al., 2007, 2017a,b). Deze MERs zijn onderbouwd met meer diepgaande ecosysteemanalyse en met specifieke modelstudies over bijvoorbeeld het gedrag van opgewerveld slib of de groei van een voorbeeldtweekleppige. Deze studie beoogt niet de komende verwachte winnings- en transportactiviteiten te evalueren; op sommige momenten is het echter nodig bevindingen in perspectief te plaatsen. In die zin zullen eerdere studies worden gebruikt. De volgende paragrafen geven aan welke studies zijn gebruikt en waarom.

4.2.1 Verwachte hoeveelheden en locaties

Voor de voorgestelde hoeveelheden en locaties zijn zowel de *Notities Reikwijdte en Detailniveau* van het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (2024) als die van Stichting LaMER (2024) gebruikt. De essentiële informatie is reeds weergegeven in secties 2.1, 0, *Figuur 2-1*, *Tabel 2-1*, *Tabel 2-2*).

4.2.2 MER indien nodig

Indien het nodig is om de (meer theoretische) bevindingen van deze review in de context te plaatsen van wat in de dagelijkse praktijk of qua geraamde effecten relevant is, zullen de evaluaties in de bestaande Rijkswaterstaat-MER worden gebruikt (van Duin et al., 2017). Deze MER vertegenwoordigt een worst-case-scenario vergeleken met de MER voor commerciële zanden, omdat het zand van RWS naar elk deel van de kust getransporteerd kan worden en daarmee mogelijk vogels en zeezoogdieren verstoort, terwijl het zand voor commerciële doeleinden naar havens langs drukbevaren scheepvaartroutes wordt vervoerd. De MER is te omvangrijk om hier beknopt samen te vatten.

4.2.3 Effecten op slib en primaire productie

Voor de effecten van opgewerveld slib en primaire productie (PP) is Van Duren et al. (2017a) gebruikt (versie suppletiezand). De resultaten verschillen niet wezenlijk tussen de suppletiezand- en de commerciële zandversie (Van Duren et al., 2017b).

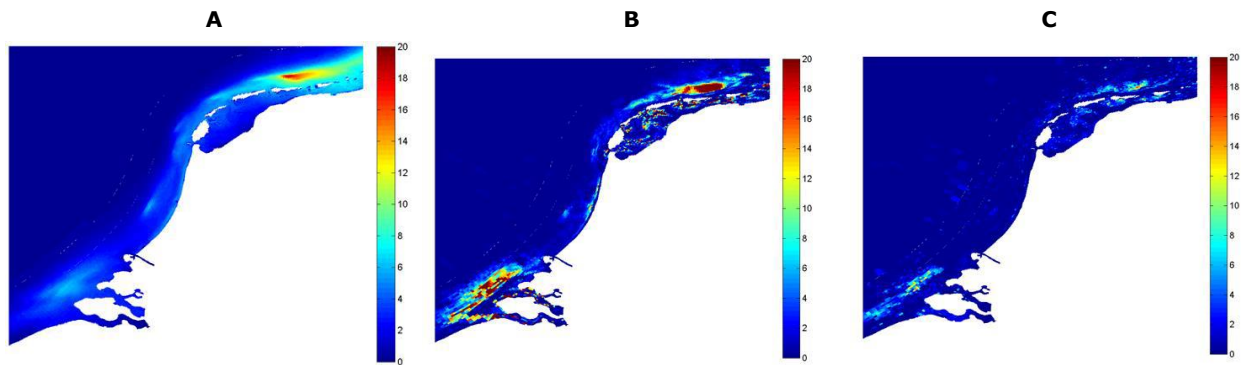
Om de MER van 2018-2027 (Van Duin et al., 2017) van kwantitatieve schattingen te voorzien, is een reeks numerieke modelstudies gebruikt waarin de effecten van de voorgestelde zandwinning op slibconcentraties, doorzichtigheid, nutriëntentransport en PP zijn berekend. Primaire productie is belangrijk voor hogere trofische niveaus als voedselbeschikbaarheid voor het gehele systeem. De resultaten van de kustsuppletie en de ophoogzandwinning werden afzonderlijk gepresenteerd ten opzichte van achtergrondconcentraties en reeds vergunde activiteiten, en de cumulatieve effecten van beide activiteiten werden eveneens besproken. Er werd onderscheid gemaakt tussen kustgebonden winning en naar zee gerichte winning. Effecten op secundaire productie werden eveneens berekend, maar met een V1-morf⁴ die meer een populatie dan een individueel dier representeert.

4.2.3.1 Rijkswaterstaat

Vergeleken met de destijds daadwerkelijk vergunde situatie gaven de individuele RWS-zandwinningsscenario's over het algemeen een effect van 3–7% toename in jaargemiddelde slibconcentraties in de Noordzee en Waddenzee (zie *Figuur 4-2a* voor een voorbeeld). In vrijwel alle gebieden werd een negatief effect van zandwinning op PP en chlorofylconcentraties gevonden. In het algemeen waren de veranderingen in chlorofylconcentraties minder extreem dan de veranderingen in PP. In de meeste gebieden

⁴ In Dynamic Energy Budget-modellering kan men kiezen uit verschillende benaderingen om groei te modelleren. Twee veelgebruikte benaderingen zijn de zogenoemde isomorfe en V1-morfe groei. Bij isomorfe individuen verandert de oppervlak-tot-volume-verhouding tijdens de groei, en daarmee ook hun energiebalans. De isomorfe benadering is met name geschikt om de groei van individuele organismen in detail te beschrijven. Bij V1-morfen daarentegen blijft de oppervlak-tot-volume-verhouding tijdens de groei constant, wat betekent dat hun energiebalans eveneens constant blijft en niet afhankelijk is van hun grootte. In dat geval gedragen alle individuen zich identiek en verdwijnt het onderscheid tussen individuen en de populatie grotendeels (Van der Kaaij et al., 2017).

was de afname in PP (2–4%) ongeveer evenredig aan de toename in slibconcentratie. De effecten op PP waren vaak iets groter in de kustscenario's dan in de naar zee gerichte scenario's (Van Duren et al., 2017a).



Figuur 4-2 De relatieve verandering (%) in het landwaarts gerichte RWS-scenario cumulatief vergeleken met het vergunde scenario in (a) slib, (b) primaire productie en (c) chlorofyl. Veranderingen in slibconcentraties zijn toenames en de veranderingen in de andere variabelen zijn afnames. (Van Duren et al., 2017a).

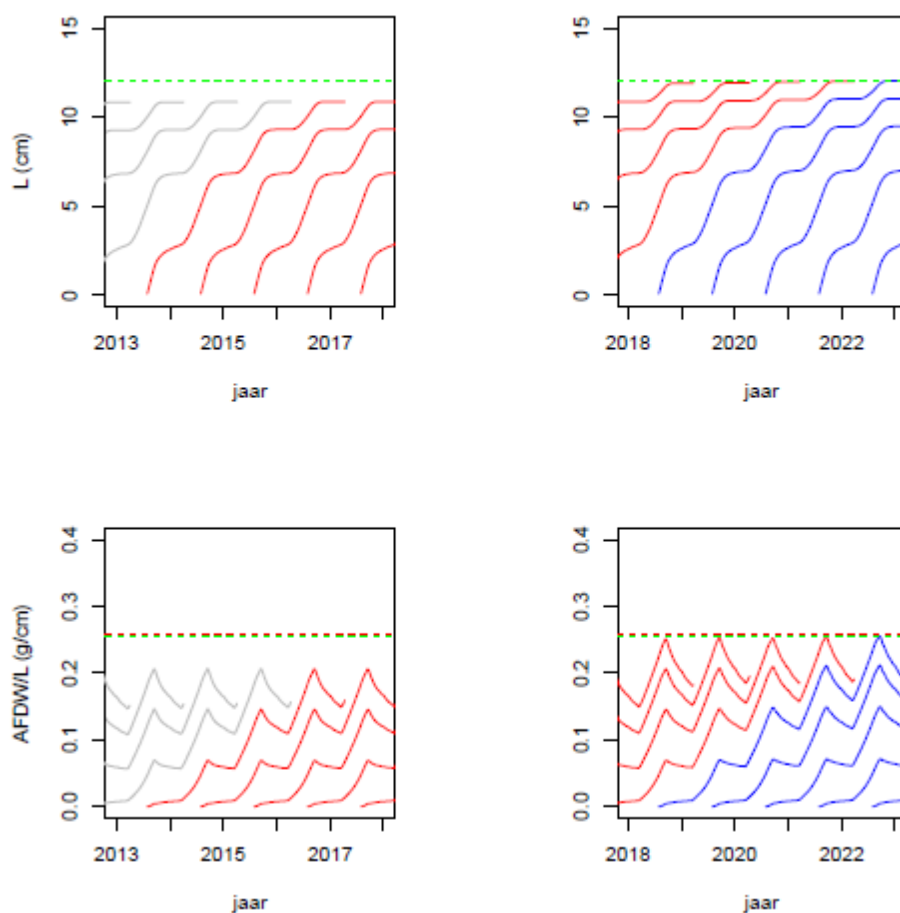
4.2.3.2 Commerciële zandwinning

Vergeleken met de vergunde situatie (bestaande uit de natuurlijke achtergrondconcentraties plus de reeds toegekende zandwinningen) liet het kleinere commerciële zandwinningsscenario (135 miljoen m³) op de meeste locaties een toename van de slibconcentratie van maximaal 3–4% zien ten opzichte van het vergunde scenario. Het scenario van 165 miljoen m³ resulteerde doorgaans in toenames van 5–6%. Op de overgrote meerderheid van locaties is het effect van de commerciële zandwinningsscenario's op primaire productie minder dan 2% en bij cumulatieve scenario's minder dan 4%.

De resultaten van zowel suppletiezandwinning als commerciële zandwinning gaven vergelijkbare uitkomsten.

4.2.4 Effecten op tweekleppigen

Schellekens (2012a,b) berekende het effect van zandwinning op de groei van *Ensis leei* (Amerikaanse zwaardschede) met behulp van een Dynamic Energy Budget (DEB)-model. Dit was voor de MER suppletiezand 2008-2017 (Van Duin et al., 2007). De door Deltares berekende veranderingen in slib- en algenconcentraties werden hiervoor gebruikt (Harezlak et al., 2012). De groei van *Ensis* werd berekend op zes locaties over een periode van tien jaar; een periode van vijf jaar met zandwinning (2013–2017) en aansluitend vijf jaar zonder zandwinning (2018–2022). De groei tijdens zandwinning (2013–2017) werd vergeleken met de groei die zou optreden in de zogenaamde autonome situatie (scenario 0). De conclusie luidde dat de voorgenomen zandwinningsactiviteiten slechts lokale en directe effecten zullen hebben op de groei en kwaliteit van *Ensis* (zoals tijdelijk verminderde lengte en lichaamsgewicht; zie *Figuur 4-3* voor een voorbeeld). Deze effecten verschilden echter niet significant van het effect van slib in de autonome situatie.



Figuur 4-3 Bovenste panelen: DEB model berekeningen van de groei in lengte van *Ensis leei*-individuen in de tijd (1 januari 2013 tot 1 januari 2023) op locatie C1 in scenario 0. Linker paneel: tijdens zandwinning. Rechter paneel: na zandwinning. In grijs: individuen geboren vóór de zandwinning. In rood: individuen geboren tijdens de zandwinning. In blauw: individuen geboren na de zandwinning.

Onderste panelen: As-vrij drooggewicht gedeeld door de lengte van individuen in de tijd. Linker paneel: tijdens zandwinning. Rechter paneel: na zandwinning. Horizontale stippellijnen: gemiddelde (blauw), maximum (rood) en minimum (groen) van waarden na zandwinning (Schellekens, 2012a).

4.3 Referenties effecten

- Harezlak V, van Rooijen A, Friocourt Y, van Kessel T, Los H (2012) Winning suppletiezand Noordzee. Scenariostudies m.b.t. slibtransport, nutriënttransport en primaire productie voor de periode 2013-2017. Deltares rapport 1204963-000-0040.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (2024) Notitie Reikwijdte en Detailniveau Zandwinning in de Noordzee 2028-2037 Suppletiezand. RWS Programma Kustlijnzorg. Versie 2.0, d.d. 20 december 2024.
- Schellekens T (2012a) Groei en conditie van zwaardschede (*Ensis directus*, Conrad) voor, tijdens en na geplande zandwinning in 2013-2017; Berekeningen voor het RWS. IMARES Wageningen UR Rapport C088/12.
- Schellekens T (2012b) Groei en conditie van zwaardschede (*Ensis directus*, Conrad) voor, tijdens en na geplande zandwinning in 2013-2017; Berekeningen voor het HHNK. IMARES Rapport C089/12.
- Stichting LaMER (2024) Notitie Reikwijdte en Detailniveau Zandwinning in de Noordzee 2028-2037 Ophoogzand. LaMER. Versie 2.0, d.d. 20 december 2024.
- Van Duin CF, Gotjé W, Jaspers CJ, Kreft M (2007) MER winning suppletiezand Noordzee 2008 t/m 2012. Grontmij 13/99080995/CD, revision D1. Available at: http://news.eia.nl/bibliotheek_detail.aspx?id=121868
- Van Duin CF, Vrij Peerdeman M, Jaspers H, Bucholtz A (2017) MER winning suppletiezand Noordzee 2018 t/m 2027. Sweco 351935, revision D1
- van Duren LA, van Kessel T, Troost T, Blauw AN, Kramer L, van Gils JAG, Wijsman JWM, Craeymeersch JAM Herman P, Villars MT (2017a) Scenariostudies ter ondersteuning van de MER zandwinning Noordzee 2018 – 2027 Winning van suppletiezand voor RWS. Deltares Rapport 1230888-000-ZKS-0025
- van Duren LA, van Kessel T, Troost T, Blauw AN, Kramer L, van Gils JAG, Wijsman JWM, Craeymeersch JAM Herman P, Villars MT (2017b) Scenariostudies ter ondersteuning van de MER zandwinning Noordzee 2018 – 2027. Winning van ophoogzand door Stichting LaMER. Deltares Rapport 1230888-000-ZKS-0023.

5 Aanpak van de literatuurstudie

Ter voorbereiding van deze studie is een memo opgesteld met een initiële opzet voor het literatuuronderzoek (Rozemeijer et al., 2025, later aangepast). De uitgangspunten van deze eerder vastgestelde aanpak waren:

1. Volledige interventie: impactrelaties waarbij een overzicht werd gemaakt van alle potentiële interventies met alle mogelijke effecten. Een interventie–impactrelatie werd gedefinieerd als een hypothese van effect.
2. Zoekcombinaties per hypothese: voor elke hypothese van interventie–impact werden meerdere combinaties van zoekwoorden gedefinieerd.
3. Minimaal aantal referenties: voor elke combinatie van zoekwoorden werden ten minste 100 referenties geëvalueerd.

Toepassing van deze aanpak maakte snel duidelijk dat het een enorme opgave betrof die niet binnen de beschikbare planning en middelen paste. Daarom is de aanpak aangepast naar de volgende stappen:

1. Prioriteren van impacthypothesen in drie tot vier categorieën. Zeezoogdieren in drie categorieën (alleen hoog en midden worden behandeld). Vogels in vier categorieën; alleen de twee hoogste prioriteiten worden behandeld.
2. Verminderen van het aantal te analyseren artikelen. Er is besloten te stoppen met het beoordelen van de relevantie van tijdschrift-hits wanneer twee opeenvolgende pagina's van elk 10 artikelen geen relevante hits opleveren.
3. Gebruik van twee databanken (Scholar en Scopus), aangezien Web of Science niet langer beschikbaar was.
4. Primaire selectie op basis van: (1) titel, (2) beschrijvende regels in de zoekresultaten, (3) abstract, (4) conclusies.
5. Geen administratieve registratie van de uitgevoerde zoekopdrachten.
6. Aandacht voor cumulatie gerelateerd aan zandwinning, bijvoorbeeld geluid en slib; dit kan tevens als kennislacune worden geregistreerd. Denk aan afstanden van overlap: binnen deze afstand is er overlap; daarbuiten niet.
7. Voor sommige stukken tekst werd gebruik gemaakt van NotebookLM (AI) met geselecteerde referenties voor een eerste concept (NotebookLM: AI-Powered Research and Learning Assistant Tool Google Workspace).
8. Grondige beoordeling van de door AI gegenereerde tekst en aanvulling van details door de wetenschapper.
9. Zodra de overzichten zijn opgesteld, selectie van drie kernartikelen/critische informatiebronnen voor forward-search en gerelateerde publicaties.
10. Vaststellen van kennislacunes.
11. Indien bepaalde aspecten belangrijk lijken en er weinig of geen informatie beschikbaar is, een laatste zoekactie op internet uitvoeren.
12. Aanvullen van informatie over verschillende soorten waar nodig en bespreking van de relevantie.
13. Waar mogelijk ten minste één referentie opnemen die de irrelevantie van laaggeprioriteerde impacthypothesen ondersteunt.

5.1 Referenties literatuurstudie

Rozemeijer MJC, Karagicheva J, Afranewaa N, Vrooman J, Stuijt M (2025) Approach for the literature search for a review on the ecological impacts of sand extraction. Wageningen Marine Research, Wageningen Marine Research report C110/25.

6 Effecten op benthos

6.1 Inleiding

De winning van zand en grind behoort tot de meest omvangrijke vormen van materiaalwinning wereldwijd, voornamelijk gedreven door de vraag vanuit de bouwsector, waar deze grondstoffen worden gebruikt als vervanging voor land gewonnen aggregaten in betonproductie, grondwerken, wegfunderingen en landaanwinning, met een wereldwijd gebruik dat wordt geschat op 40–50 miljard ton per jaar (Krausmann et al., 2017; Torres et al., 2017; UNEP, 2019; Bisht, 2021). Mariene zand- en grindwinning, aangeduid als zandwinning of mariene aggregaat-winning, is wereldwijd een strategische activiteit geworden. In de Noordoost-Atlantische regio is de winning in de afgelopen vier decennia sterk toegenomen, van honderdduizenden kubieke meters per jaar in de jaren zeventig tot tientallen miljoenen kubieke meters in recente jaren (ICES, 2024).

In Nederland is mariene zandwinning bijzonder significant en wordt deze gereguleerd in zowel diepte als locatie, waarbij activiteiten doorgaans worden beperkt tot gebieden zeewaarts van de NAP –20 m dieptelijn ter bescherming van de kustsedimentdynamiek. Jaarlijks wordt circa 25 miljoen kubieke meter zand gewonnen uit Nederlandse offshore gebieden, voornamelijk ter ondersteuning van kustverdediging (zandsuppletieprogramma's) ter mitigatie van structurele erosie, grootschalige infrastructuurprojecten zoals Maasvlakte 2 en speciale kustbeschermingsprojecten als de Zandmotor, en zand voor commerciële toepassingen op land, inclusief infrastructuurprojecten (ICES, 2024; Wijsman et al. 2023, Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2024, Stichting LaMER, 2024). Kustsuppleties (strand- en vooroeversuppleties) zijn essentieel voor het handhaven van een veilige en robuuste kustlijn, met circa 110 miljoen m³ zand benodigd voor de komende 10 jaar en een aanvullende 20 miljoen m³ voor nog niet gespecificeerde maar verwachte ontwikkelingen. Dit volume zal naar verwachting toenemen als gevolg van zeespiegelstijging (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2024).

Zandwinning in de Nederlandse Noordzee wordt voornamelijk uitgevoerd met sleephopperzuigers (TSHD's). Deze schepen verwijderen sediment direct van de zeebodem via een zuigkop en stijgbuis, wat resulteert in fysieke verwijdering van sediment en verstoring van benthische habitats (Boyd et al., 2004; Phua et al., 2002, Hoofdstukken 2 en 4). Tijdens de winning kunnen fijne sedimenten opnieuw in suspensie worden gebracht en via zeefprocessen of overloop worden vrijgegeven, wat leidt tot lokale sedimentdepositie en troebelheidspluimen (Cooper et al., 2011; Tillin et al., 2011, van Duren et al., 2017a, b). Dergelijke winning-activiteiten wijzigen de bathymetrie van de zeebodem (Boyd et al., 2004; Mielck et al., 2019), veranderen de korrelgrootteverdeling en heterogeniteit van sediment (Crowe et al., 2016) en kunnen aanzienlijke gevolgen hebben voor benthische fauna (verwijdering en rekolonisatie, Vanaverbeke et al., 2007; De Backer et al., 2017). Daarnaast kunnen winputten lokale hydrodynamische regimes aanzienlijk wijzigen door stromingspatronen te veranderen en bodemschuifspanning te verminderen (de Jong et al., 2016). Deze veranderingen bevorderen de accumulatie van fijne sedimenten in putten, wat de sedimentcompositie en habitatcondities verder beïnvloedt. Zacht-sediment benthische gemeenschappen zijn bijzonder kwetsbaar voor verstoringen geassocieerd met zandwinning, omdat hun structuur en functioneren nauw verbonden zijn met korrelgrootte, slibgehalte, hydrodynamiek en zeebodem morfologie, waardoor benthos bijzonder gevoelige indicatoren zijn voor milieuverandering (Somerfield et al., 2019). Marien benthos vormt een belangrijk onderdeel van de mondiale mariene biodiversiteit en speelt sleutelrollen in ecosysteemfuncties, waaronder secundaire productie, bioturbatie, nutriëntenkringloop en energietransfer naar hogere trofische niveaus, met name naar commercieel belangrijke vissoorten (Stäbler et al., 2018, Tsikopoulou et al., 2024). Deze fysieke habitatkenmerken structureren benthische gemeenschappen niet alleen taxonomisch, maar ook in termen van functionele eigenschappen, waaronder voedingswijze, mobiliteit, graafdiepte en levensgeschiedenisstrategie (de Fouw et al., 2024, Rousi et al., 2011, Bosco Gusmao et al., 2022).

Sedimentstabiliteit en verstoringsregimes vormen de gemeenschap verder door soorten te bevoordelen met specifieke levensgeschiedenissenmerken, zoals snelle rekolonisatie of diep ingraven (Bolam et al., 2010).

Zandwinning beïnvloedt benthische gemeenschappen via meerdere, vaak interacterende routes, zoals directe verwijdering van organismen, bedekking of verstikking door opnieuw afgezet sedimenten, veranderingen in korrelgrootte en sedimentheterogeniteit, en lange termijn veranderingen in habitatgeschiktheid. Deze processen kunnen leiden tot verschuivingen in soortensamenstelling, afnames in abundantie en diversiteit, en veranderingen in de verdeling van functionele eigenschappen, met gevolgen voor ecosysteem functioneren en herstelpotentieel (Toussaint et al., 2021). In tegenstelling tot andere vormen van zeeboderverstoring zoals bodemberoerende visserij, waarbij sediment doorgaans wordt herverdeeld, resulteert zandwinning vaak in de permanente verwijdering van sediment en substantiële morfologische veranderingen van de zeebodem. Daardoor worden de omvang en duur van ecologische effecten sterk beïnvloed door de intensiteit en frequentie van winning, lokale sedimentaire omstandigheden en post-extractie hydrodynamiek, evenals de lokale en pre-verstoringsgemeenschappen, die samen hersteltrajecten en de kans op terugkeer naar de oorspronkelijke toestand bepalen. Inzicht in deze relaties is daarom essentieel voor het voorspellen van ecologische responsen en het ontwikkelen van winning-strategieën die langetermijneffecten minimaliseren.

Belangrijk is dat het herstel van benthische gemeenschappen na dergelijke verstoringen niet alleen wordt bepaald door lokale milieumomstandigheden, maar ook sterk afhankelijk is van connectiviteit en larvale toevoer, aangezien rekolonisatie afhankelijk is van de beschikbaarheid van larven uit omliggende bronpopulaties en effectieve verspreidingsroutes (Bosco Gusmao et al., 2022; Witbaard et al., 2015). Dit herstelpotentieel wordt daarom ook beïnvloed door de ruimtelijke schaal en intensiteit van verstoring, aangezien grote of herhaaldelijk verstoorde gebieden de natuurlijke capaciteit voor rekolonisatie kunnen overschrijden, waardoor herstelbeperkingen op gebiedsniveau kunnen optreden. Deze effecten kunnen verder worden versterkt door cumulatieve druk van herhaalde winning en andere antropogene activiteiten, die de habitatgeschiktheid verminderen en lange termijn herstel beperken.

De relevantie van deze review is bijzonder groot in de context van de toenemende afhankelijkheid van Nederland van mariene aggregaten voor kustverdediging, landaanwinning en grootschalige infrastructuurprojecten (ICES, 2016; Van Duin et al., 2017, Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, 2024, Stichting LaMER, 2024). Het verbeteren van inzicht in de relaties tussen winningsregimes, geologische context en ecologische responsen is noodzakelijk voor het ontwikkelen van passende mitigatiemaatregelen en beheeraanbevelingen (Wyns et al, 2021). Het behoud van fysieke zeebodemintegriteit is essentieel om lange-termijn verschuivingen in biologische gemeenschappen te voorkomen en herstel richting pre-verstoringscondities te faciliteren (Wyns et al, 2021), mede in relatie tot juridische kaders zoals de MSFD-criteria voor zeebodemintegriteit (EU 2017a,b, Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur, 2025).

De milieuregelgeving in Nederland wordt vormgegeven door Europese en nationale kaders (Chapter 3). Op EU-niveau heeft de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (MSFD) tot doel een goede milieutoestand van mariene wateren te bereiken, met belangrijke descriptoren relevant voor zandwinning, waaronder biodiversiteit, zeebodemintegriteit, hydrografische omstandigheden en voedselwebben (ICES, 2016, Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur, 2025).

Daarnaast vereist de Omgevingswet, waarin onder andere de voormalige Habitatrichtlijn is opgenomen, passende beoordelingen voor activiteiten die Natura 2000-gebieden beïnvloeden. Op nationaal niveau reguleren de Omgevingswet en de Beleidsregels Ontgrondingen Rijkswateren (2022) vergunningverlening en vereisen doorgaans MER'en voor grootschalige winningsactiviteiten.

Dit hoofdstuk evalueert de huidige stand van kennis over de effecten van mariene zandwinning op benthische gemeenschappen in Nederland en de bredere Noordzeeregio. De focus ligt op het documenteren van structurele en functionele responsen van gemeenschappen, het beoordelen van hersteltrajecten in relatie tot fysieke habitatveranderingen en het identificeren van kennislacunes. Het startpunt van de review ligt in 2010, waarbij de artikelen van Newell et al. (1998) Rosenberg (2001) en Newell & Woodcock (2013) als fundamentele referenties worden gebruikt. Samenvattend laten deze artikelen zien dat de ecologische effecten van zandwinning op benthische gemeenschappen voortkomen uit een samenhangend samenspel van fysieke habitatveranderingen, biologische responsen, herstelprocessen en ruimtelijke schaal, wat richtinggevend is voor de verdere analyse in dit hoofdstuk.

6.2 Benthische soorten en sedimentkarakteristieken

Het begrijpen van de relatie tussen benthische soorten en sedimentkarakteristieken is fundamenteel voor het beoordelen van habitatgeschiktheid, ecosysteem functioneren en de potentiële effecten van zeebodemverstoring in mariene zachte-bodemomgevingen. Sedimenteigenschappen beïnvloeden niet alleen de fysieke structuur van de zeebodem, maar ook voedselbeschikbaarheid, zuurstofpenetratie en het vermogen van organismen om te graven, zich te voeden en zich voort te planten. Als zodanig is sedimentsamenstelling een sleutelfactor in het bepalen van patronen in benthische biodiversiteit en gemeenschapsstabiliteit (Rousi et al., 2011; Gusmao et al., 2022).

De structuur en verspreiding van macrobenthische gemeenschappen in mariene zachte-bodemomgevingen worden gevormd door een complex samenspel van fysische, chemische en biologische factoren, waarbij sedimentkarakteristieken, verstoringsregimes en larvale vestigingspatronen fungeren als belangrijke determinanten voor welke benthische organismen zich kunnen vestigen en handhaven in een bepaald habitat (Somerfield et al., 2019; van Dalfsen et al. 2000, Boon and van Dalfsen, 2022, Rousi et al., 2011, van Tongeren 2021). Sedimenttextuur, inclusief korrelgrootteverdeling en slibgehalte, die het fysisch-chemische habitat voor benthische soorten en de bijbehorende hydrodynamische omstandigheden bepalen, zijn herhaaldelijk geïdentificeerd als cruciale variabelen die lokale soortvoorkomen, abundantie en functionele samenstelling sturen (Schultz et al., 2025).

Specifieke sedimenttypen ondersteunen vaak onderscheidende benthische gemeenschappen. Zo wordt de *Abra alba*-gemeenschap doorgaans geassocieerd met slibrijk fijn zand (Schultz et al., 2025). In extreme omgevingen kunnen fysiologische beperkingen ertoe leiden dat alleen de meest robuuste soorten kunnen overleven, wat vaak resulteert in een verminderde taxonomische diversiteit (Snelgrove, 2024). Tegelijkertijd kunnen benthische organismen sediment actief modifieren via bioturbatie en bio-irrigatie, waardoor nutriëntenkringlopen, sedimentstabiliteit en habitatstructuur veranderen, en feedbackmechanismen ontstaan die de gemeenschapsstructuur en het ecosysteem functioneren verder beïnvloeden (Bosco Gusmao et al., 2022).

Naast sedimentsamenstelling spelen sedimentmobiliteit en verstoringsregimes een centrale rol in het structureren van benthische gemeenschappen. Hydrodynamische forcering reguleert de frequentie en omvang van sedimenttransport en bepaalt daarmee verstoringsintensiteit en habitatgeschiktheid (Schwemmer et al., 2019). Larvale vestiging en rekolonisatie processen bepalen vervolgens hoe gemeenschappen zich vestigen en herstellen na verstoring, terwijl functionele eigenschappen en levensgeschiedenisstrategieën de veerkracht en respons van soorten op omgevingsvariabiliteit beïnvloeden. Samen bepalen deze processen de ruimtelijke patronen, stabiliteit en het herstelpotentieel van benthische gemeenschappen. In dynamische, hoog-energetische omgevingen met mobiele zandige sedimenten domineren daarbij andere functionele strategieën dan in laag-energetische, slibrijke habitats, wat leidt tot voorspelbare verschillen in soortensamenstelling, verstoringstolerantie en hersteltempo (*Figuur 6-1*, Newell & Woodcock, 2013). Deze review onderzoekt hoe sedimentsamenstelling en hydrodynamische omstandigheden de structuur van benthische gemeenschappen beïnvloeden en soortspecifieke reacties op zeebodemverstoring bepalen. Er wordt bijzondere aandacht besteed aan sleutelsoorten in Nederlandse kusthabitats en hun potentiële respons op sedimentveranderingen als gevolg van zandwinning.

6.2.1 Sedimentsamenstelling

6.2.1.1 Sedimentsamenstelling als determinant van benthisch habitat

Sedimentsamenstelling wordt algemeen erkend als een belangrijke drijvende kracht achter de structuur van benthische macro-infaunagemeenschappen, doordat zij de voorwaarden bepaalt waaronder specifieke biologische assemblages kunnen voorkomen (Somerfield et al. 2019). Belangrijke sedimenteigenschappen zoals korrelgrootteverdeling, slibgehalte en permeabiliteit bepalen de mechanische eigenschappen van de zeebodem, waaronder stabiliteit, pakking van het sediment en porositeit, die op hun beurt basale ecologische functies beïnvloeden zoals graven, hechting en voedselopname, evenals de ontwikkeling van sedimentaire microhabitats die benthisch leven ondersteunen (Wijsman et al., 2023; Compton et al., 2013a; 2013b, Box 6-1).

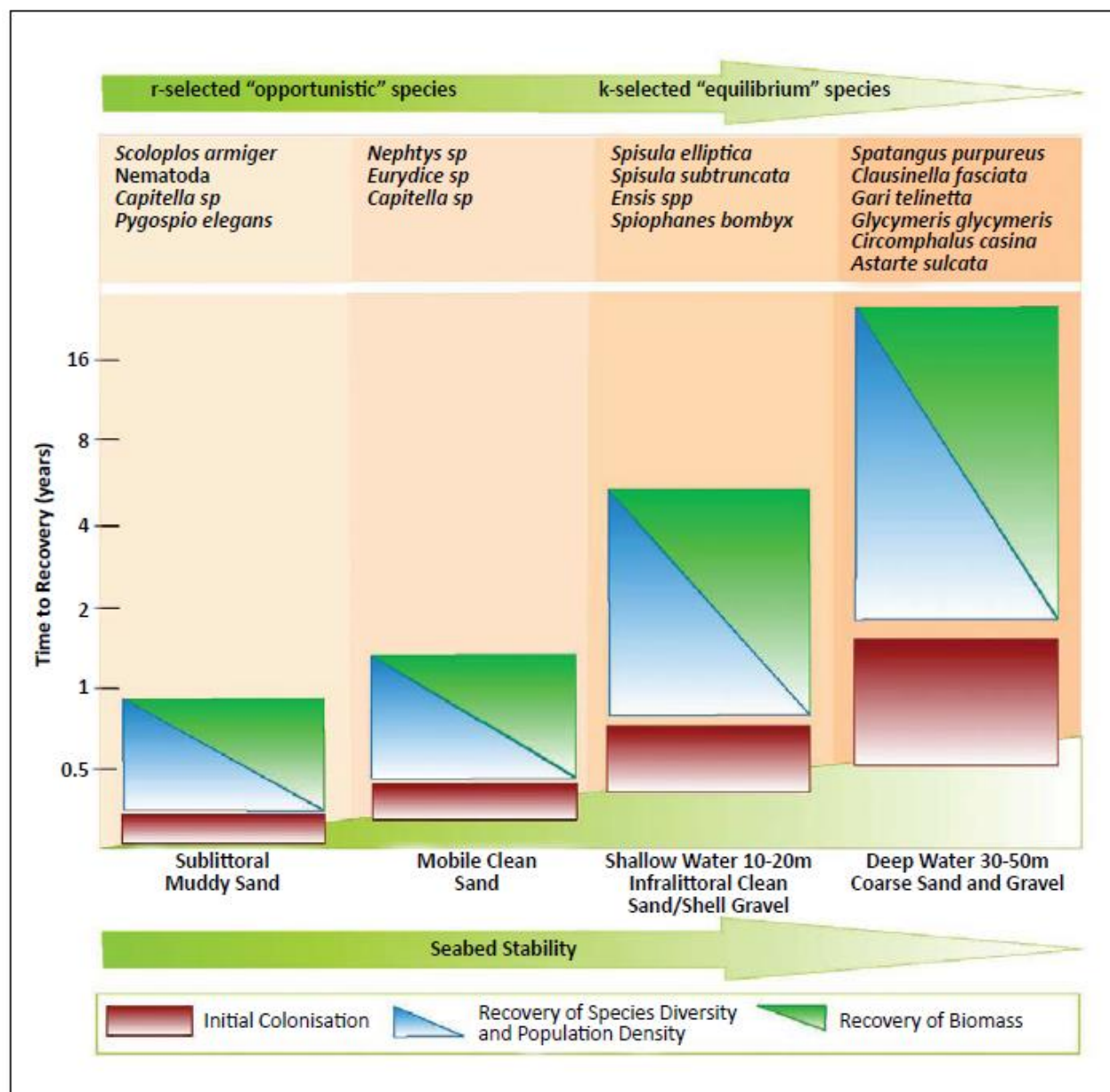
Daarmee weerspiegelt het sedimentaire milieu op een bepaalde locatie de geïntegreerde uitkomst van lange termijn-geologische processen en heersende fysische omstandigheden (zowel op korte als lange termijn), resulterend in ruimtelijk gestructureerde sedimenttypen over de zeebodem. Deze sedimentkarakteristieken fungeren als habitatfilters die bepalen welke soorten en functionele groepen zich kunnen vestigen en handhaven. Sedimentsamenstelling vormt daarom een cruciale referentie voor het interpreteren van veranderingen in benthische gemeenschappen na verstoringen zoals mariene zandwinning.

Box 6-1 Sedimenteigenschappen die benthische gemeenschappen vormgeven

Korrelgrootteverdeling, slibgehalte en permeabiliteit reguleren porieruimte en wateruitwisseling tussen sediment en de bovenliggende waterkolom (Somerfield et al., 2019). In permeabele zandige sedimenten bevordert watercirculatie zuurstofpenetratie en nutriëntenuitwisseling. In fijnkorrelige, slibrijke sedimenten met lage permeabiliteit is zuurstofdiffusie beperkt.

Het sedimenttype, gecombineerd met hydrodynamische forcering door golven en stromingen, bepaalt de stabiliteit van de zeebodem. Hoog energetische omgevingen handhaven mobiele zanden, terwijl laag-energetische omgevingen de accumulatie van stabiel slib mogelijk maken (Newell & Woodcock, 2013; Somerfield et al., 2019). Korrelgrootte en pakking beïnvloeden ook bodemverdichting en penetratievermogen, wat bepaalt hoe gemakkelijk organismen zich door het substraat kunnen bewegen of erin kunnen leven (Baptist et al., 2009).

Deze sedimenteigenschappen beïnvloeden direct biologische processen zoals graaf- en voedingsgedrag en creëren diverse kleinschalige leefomgevingen waarin soorten met verschillende toleranties en voedingsstrategieën naast elkaar kunnen bestaan.



Figuur 6-1 Gegeneraliseerde sequentie die de aard en waarschijnlijke snelheid van rekolonisatie van benthische macrofauna in verschillende typen zeebodem toont na het stoppen van het baggeren. Let op dat herstel waarschijnlijk binnen 12 maanden zal plaatsvinden in modderige afzettingen die worden gekenmerkt door mobiele 'opportunistic' soorten. In ondiepe zand- en grindgebieden wordt herstel van diversiteit en biomassa binnen 4-6 jaar bereikt. In diepwater stabiele habitats wordt een aanzienlijk herstel bereikt binnen 4-6 jaar, maar het herstel van de biomassa van de langzaam groeiende leden van de gemeenschap kan 15-20 jaar duren (figuur uit Newell & Woodcock 2013).

6.2.1.2 Hydrodynamische controle op sedimentverdeling en mobiliteit

De verdeling en samenstelling van mariene sedimenten worden primair bepaald door de interactie tussen lange termijn-geologische processen en korte termijn-hydrodynamische krachten (Somerfield et al., 2019). Op het continentaal plat ontstaan ruimtelijke gradiënten in sedimentverdeling door interacties tussen getijdenstromingen, golfwerking en waterdiepte, wat resulteert in grovere zanden en grind in hoog-energetische omgevingen en fijnere, slibrijke sedimenten in meer beschutte gebieden (Somerfield et al., 2019; de Jong et al., 2015a). In hoog-energetische omgevingen zorgen sterke getijdenstromingen en hoge golfenergie voor een dynamische zone met frequente sedimentbeweging, waardoor accumulatie van fijne deeltjes wordt voorkomen, terwijl in laag-energetische omgevingen fijn slib en klei accumuleren.

Of sediment wordt geërodeerd, getransporteerd of afgezet hangt af van de drempel voor sedimentbeweging, bepaald door de kritische bodemschuifspanning die nodig is om deeltjes in beweging te brengen. Zeer fijne deeltjes (<0,18 mm) vereisen relatief hoge energie om in beweging te komen en zijn moeilijk te resuspenden door cohesieve krachten en oppervlaktespanning tussen korrels. Hoewel cohesie begint onder 0,18 mm, wordt in de praktijk de grens tussen cohesieve en niet-cohesieve sedimenten gelegd bij 0,063 mm (63 µm), waaronder deeltjes worden geclassificeerd als slibfracties (Schwemmer et al., 2019).

Deeltjes van circa 0,18 mm zijn het gemakkelijkst te mobiliseren en vereisen de laagste bodemschuifspanning, terwijl grovere deeltjes (>0,18 mm) moeilijker te mobiliseren zijn door hun grotere massa (Somerfield et al., 2019). Sedimenttransportdrempels worden gekwantificeerd met onder andere Bottom Shear Stress Intensity (BSSI) en bodemschuifspanning.

6.2.1.3 Bodemschuifspanning

Bodemschuifspanning is een kritische variabele voor het verklaren van distributiepatronen van macrozoöbenthos, met name in de Nederlandse kustzone, en werkt vaak samen met sedimentsamenstelling. Bodemschuifspanning (τ_b) is de kracht per oppervlakte-eenheid die door stromend water op de zeebodem wordt uitgeoefend (de Jong et al., 2016). Deze wordt beïnvloed door de gemiddelde stroomsnelheid over de waterkolom en de ruwheid van de zeebodem, die varieert met sedimenttype. Hoe ruwer de bodem, hoe lager de Chézy-ruwheid: $65 \text{ m}^{1/2} \text{ s}^{-1}$ in zandige referentiegebieden, $80 \text{ m}^{1/2} \text{ s}^{-1}$ in matig slibrijke sedimenten en $110 \text{ m}^{1/2} \text{ s}^{-1}$ in diepe slibrijke putten. De mediane korrelgrootte correleert positief met τ_b (Spearman $\sim +0,4$), terwijl het percentage slib en organisch materiaal negatief correleert. Hoge bodemschuifspanning wordt doorgaans geassocieerd met mobiele, homogene sedimenten, terwijl lage energiecondities de accumulatie van fijne deeltjes en organisch materiaal bevorderen (Somerfield et al., 2019). Omdat korrelgrootte porositeit en permeabiliteit beïnvloedt, reguleren hydrodynamische omstandigheden indirect zuurstofbeschikbaarheid en biogeochemische processen in de zeebodem en daarmee habitatgeschiktheid voor benthische fauna.

6.2.1.4 Relatie tussen sedimentkarakteristieken en benthische gemeenschappen

De samenstelling van benthische soorten vertoont sterke correlaties met combinaties van gemeten sedimentvariabelen en gemodelleerde hydrodynamische variabelen, wat wijst op een belangrijke sturende rol van deze factoren in habitatgeschiktheid en gemeenschapsstructuur waarbij mediane korrelgrootte en slibgehalte consistent als belangrijke factoren naar voren komen (Jong et al., 2015a; Barrio-Froján et al., 2012). Benthische soorten vertonen doorgaans ecologische optima gekoppeld aan specifieke sedimenttexturen, waarbij substraatvoorkeur direct samenhangt met essentiële levensfuncties, populatiedynamiek en ecosysteemstabiliteit (Gusmao et al., 2022). Fijnkorrelige sedimenten bevatten doorgaans meer organisch materiaal en bevorderen deposit- en suspensie-depositvoeders zoals *Abra alba*, terwijl soorten in dynamische zandige omgevingen zoals scheermessen (*Ensis spp.*) gespecialiseerde aanpassingen vertonen, zoals mogelijkheden tot snel ingraven in mobiel zand (Sospedra et al., 2017; Winter et al., 2012; Witbaard et al., 2015).

Sedimenteigenschappen beïnvloeden ook de rekrutering, aangezien larvale vestiging vaak selectief is en een voorkeur vertoont voor substraatkenmerken die overeenkomen met die van volwassen populaties (Somerfield et al., 2019). Larvale vestiging en rekolonisatie dynamiek zijn daarom cruciaal voor het herstel van benthische gemeenschappen. Larven kunnen zich passief ophopen als gevolg van hydrodynamisch transport, maar kunnen ook actief vestigingslocaties selecteren op basis van sedimentkarakteristieken, bodemvormstructuur en chemische signalen zoals biofilms (Bosco Gusmao et al., 2022; Witbaard et al., 2015). Het succes van rekrutering is afhankelijk van gunstige omgevingscondities, waaronder sedimentstabiliteit, die temporele vensters creëren voor vestiging en vroege overleving (de Fouw et al., 2024).

Hoewel sommige soorten relatief stabiele sedimentcondities vereisen om levensvatbare populaties te behouden, vertonen andere soorten een hoge ecologische plasticiteit. Zo kan *Macoma balthica* voorkomen in een breed scala aan sedimenttypen, variërend van klei tot zand, door van voedingsstrategie te wisselen in reactie op lokale omstandigheden (Rousi et al., 2011). Functionele eigenschappen en levensgeschiedenisstrategieën bieden verdere inzichten in hoe benthische soorten reageren op variatie in sediment en verstoring. Kenmerken zoals voedingswijze, mobiliteit en graafgedrag variëren langs

sedimentgradiënten en weerspiegelen aanpassingen aan omgevingscondities (Bosco Gusmao et al., 2022). Depositvoeders domineren doorgaans fijnkorrelige, organisch-rijke sedimenten, terwijl suspensievoeders vaker voorkomen in grovere, hoog-energetische omgevingen waar de voedseltoevoer vanuit de waterkolom continu is (Snelgrove, 2024). De samenstelling van gemeenschappen verschuift vaak van kleine, kortlevende, mobiele soorten in fijne sedimenten naar grotere, langlevende organismen in stabielere omgevingen. Opportunistische r-strategen, gekenmerkt door snelle groei en voortplanting, domineren verstoorde omgevingen en maken snelle rekolonisatie mogelijk, terwijl K-strategen competitiever zijn in stabiele omstandigheden maar gevoeliger voor verstoring (Bolam et al., 2010). Deze verschillen in functionele eigenschappen vormen de basis voor variaties in veerkracht, hersteltempo en ecosysteem functioneren binnen benthische habitats.

Daarnaast fungeren benthische organismen als ecosysteemingenieurs doordat zij via bv bioturbatie of buisbouwactiviteiten terugkoppelen op de sedimentdynamiek, waarbij zij de zeebodem zowel kunnen stabiliseren als destabiliseren (Gusmao et al., 2022). Buisvormende polychaeten zoals *Owenia fusiformis* bevorderen sedimentstabiliteit en stimuleren de afzetting van fijne deeltjes, terwijl depositvoedende tweekleppigen zoals *Tellina fabula* bijdragen aan sedimentdestabilisatie door bioturbatie (Baptist et al., 2009). Deze wederzijdse interacties tussen organismen en sediment zijn cruciaal voor het begrijpen van hoe fysieke verstoringen, waaronder zandwinning, zich vertalen in ecologische veranderingen. Omdat mariene zandwinning direct de korrelgrootteverdeling van sediment, de stabiliteit van de zeebodem en hydrodynamische condities verandert, is inzicht in soortspecifieke sedimentvoorkeuren essentieel voor het voorspellen van responsen van benthische gemeenschappen, de omvang van effecten en hersteltrajecten na winningsactiviteiten.

Deze review richt zich op de benthische soorten *Spisula subtruncata*, *Abra alba*, *Macoma balthica*, *Ensis spp.*, *Donax vittatus*, *Tellina fabula*, *Lutraria lutraria*, *Ophiura ophiura*, *Kurtiella bidentata* en *Lagis koreni*, die relevante indicatorsoorten zijn vanwege hun meetbare en voorspelbare responsen op milieuverandering en hun sterke relatie met habitatintegriteit (Barrio-Froján et al., 2012).

6.2.2 Soortspecifieke sedimentrelaties: beschrijving

Benthische soorten reageren verschillend op sedimentkenmerken en hydrodynamische omstandigheden; elke soort vertoont specifieke voorkeuren voor substraat, voedingsstrategieën, graafgedrag en bioturbatie. Deze eigenschappen bepalen niet alleen hun ruimtelijke verspreiding en ecologische niche, maar beïnvloeden ook hun gevoeligheid voor verstoring en hun herstelvermogen na sedimentveranderende activiteiten, zoals mariene zandwinning. Deze sectie geeft een overzicht van substraatvoorkeuren, voedingsstrategieën, verstoringstolerantie en ecologische rollen van sleutelsoorten die hun potentiële kwetsbaarheid voor zandwinning en hun herstelpotentieel na verstoring bepalen.

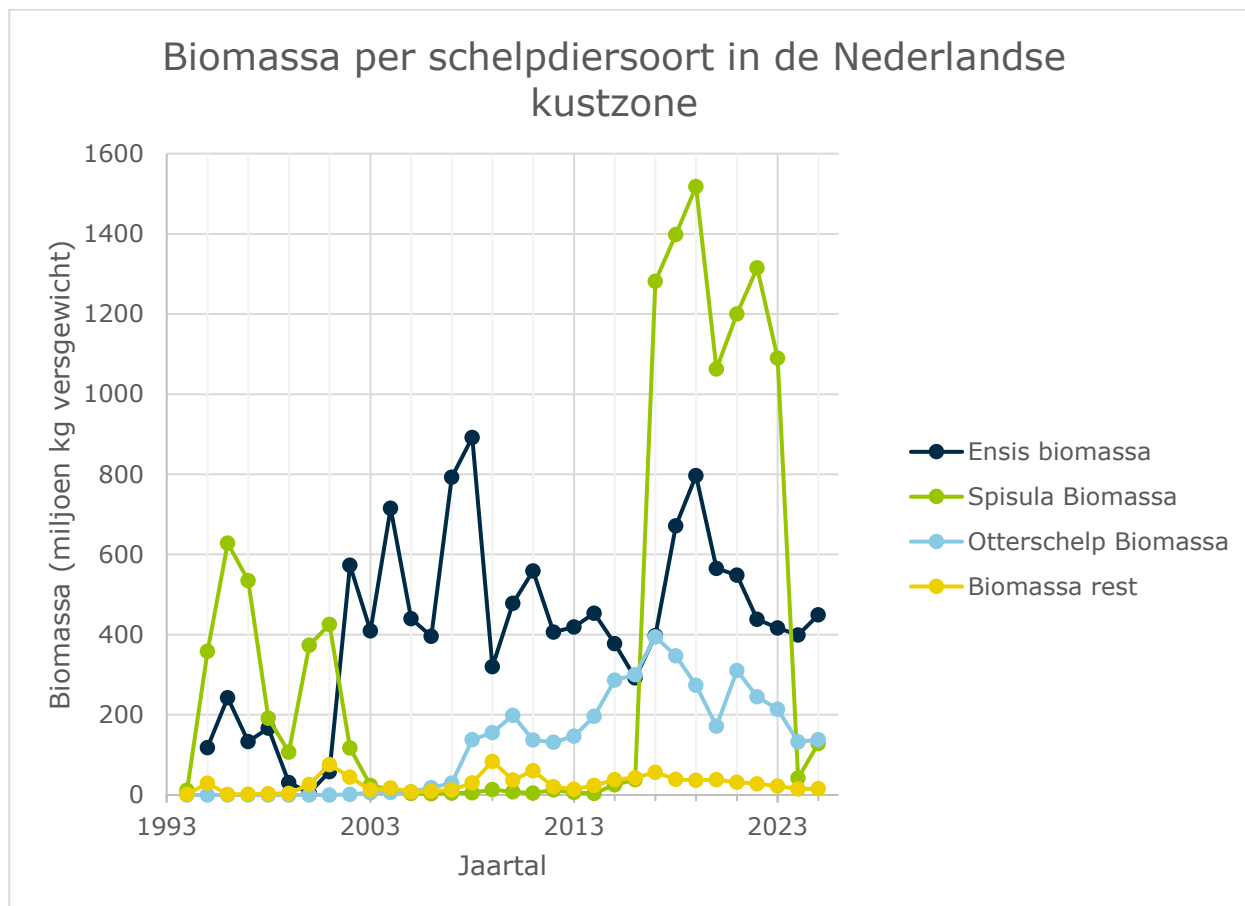
6.2.3 *Spisula subtruncata*

Spisula subtruncata (halfgeknotte strandschelp) is een van de meest voorkomende tweekleppigen in de Nederlandse kustzone van de Noordzee en staat bekend om het vormen van dichtbevolkte aggregaties (schelpenbanken) die tienduizenden individuen per m² kunnen bereiken en dan weer verdwijnen (Fouw et al., 2024; Schultz et al., 2025). De soort komt voor op de lagere vooroever bij waterdieptes tussen circa 5 en 20 meter, waarbij de patchy verspreiding wordt beïnvloed door massale juveniele vestigingsperioden (Sospedra et al., 2017). *S. subtruncata* is een obligaat suspensiefilteraar die gedeeltelijk begraven leeft binnen de bovenste circa 5 cm van het sediment (Sospedra et al., 2017; de Fouw et al., 2024). Als tweekleppige is de filtratie-efficiëntie afhankelijk van regelmatige waterstroming. Ge(re)suspendeerd slib kan de groei negatief beïnvloeden (de Fouw et al., 2024).

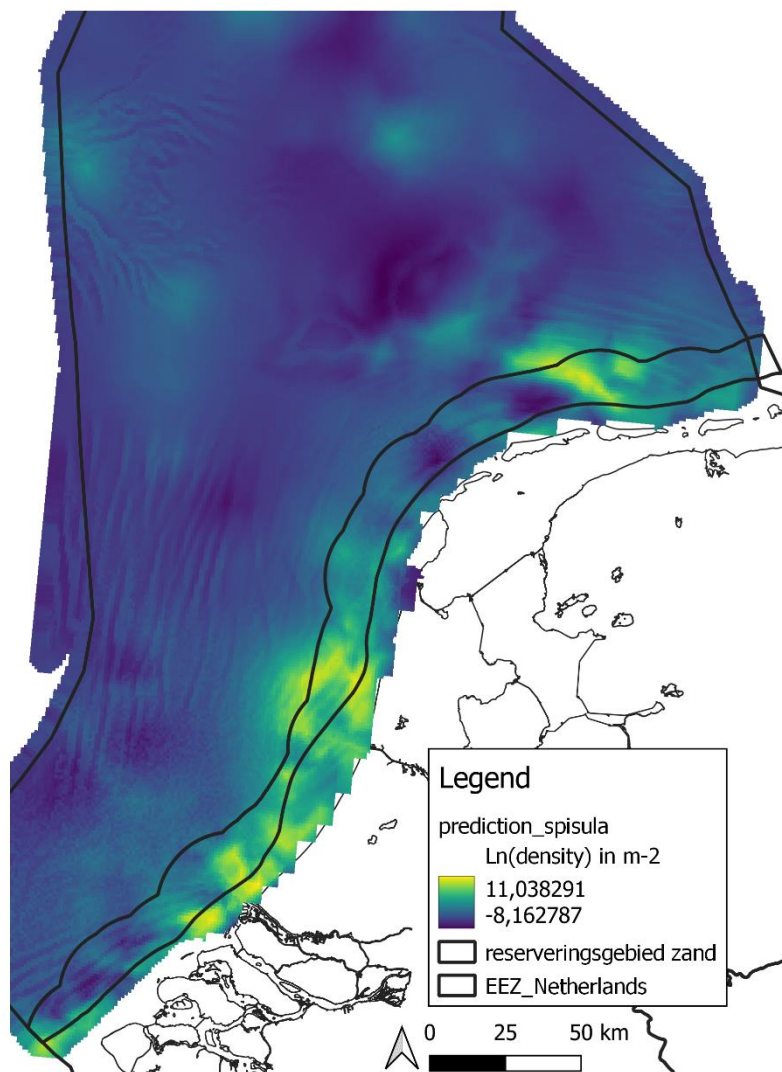
De verspreiding en het voorkomen van de *S. subtruncata*-populatie op het NCP worden sterk bepaald door een gemiddelde korrelgrootte van het sediment (de Fouw et al., 2024). Deze soort vertoont een duidelijke voorkeur voor goed gesorteerde fijne zanden met mediaan korrelgroottes tussen circa 160 en 280 µm (Sospedra et al., 2017). In de Nederlandse kustzone van de Noordzee zijn hoge dichtheden aangetroffen in sedimenten met een mediaan korrelgrootte (D50) van ongeveer 150–250 µm (de Fouw et al., 2024). De gemiddelde korrelgrootte van sedimenten waarin de soort voorkomt onder Nederlandse kustsoorten bedraagt

circa 209 μm (± 74 SD) (Baptist et al., 2009). Wat de voorkeur voor slibgehalte betreft: hoewel *S. subtruncata* hoofdzakelijk in zand en modderig fijn zand wordt aangetroffen, wordt gerapporteerd dat de soort een significante positieve niet-lineaire respons vertoont op de slibfractie; de voorspelde abundantie daalt aanvankelijk naarmate de slibfractie toeneemt, wat duidt op een voorkeur voor lage slibgehalten en optimale dichtheden in zanderige sedimenten (Schultz et al., 2025, *Figuur 6-3*). Nb hier moet wel aan toegevoegd worden dat Schulz et al (2025) niet de D50 gebruiken en dat er maar weinig datapunten zijn met hogere slibgehalten. Degraer et al (2006) vonden een aanwezigheid van *Spisula subtruncata* op het Belgisch Continentaal Plat (BCP) van zeer fijn tot grof zand en van lage tot hoge slibconcentraties. Toch wordt een voorkeur voor eerder fijnzandige sedimenten (mediane korrelgrootte 150-250 μm) met variabele gehalten aan slib (slibgehalte 10-40%) waargenomen. Verschillen in de slibvoorkeur tussen NCP en BCP liggen waarschijnlijk in het gebrek aan slibbig zeebed op het NCP (Rozemeijer & Baptist, 2025). (zie bv het contrast het de Belgische resultaten (Degraer et al., 2006)

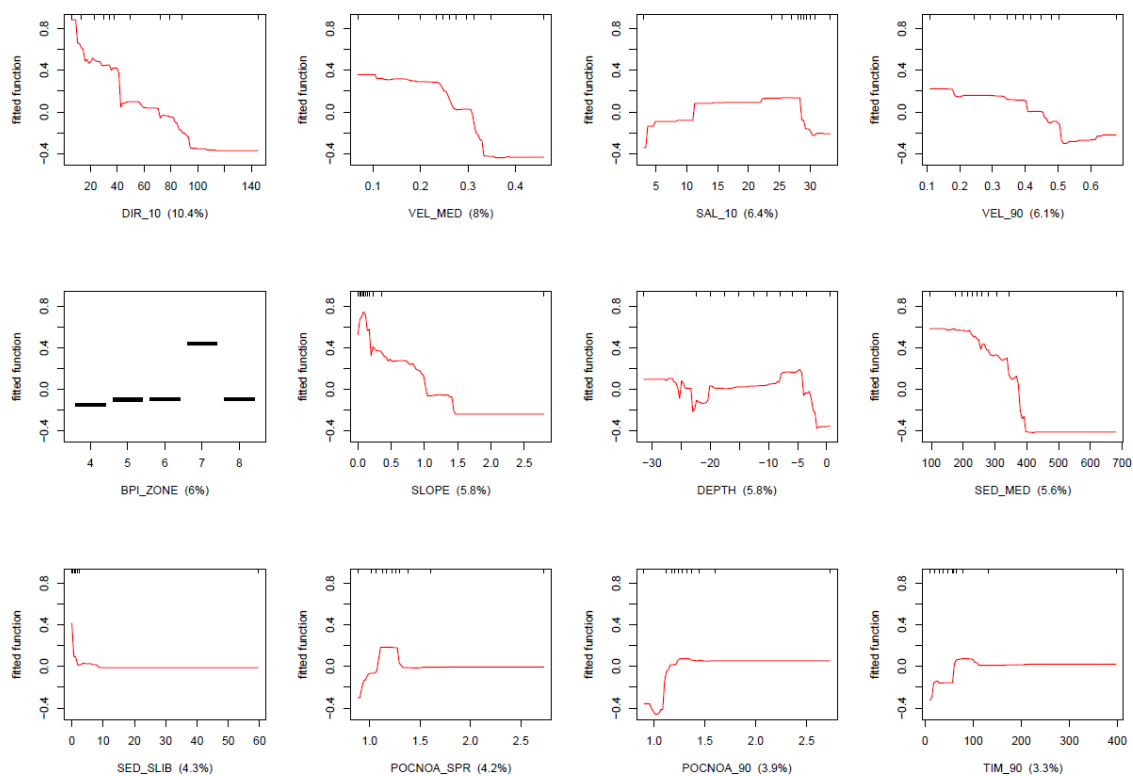
De Mesel et al. (2011a,b) vonden dat de abiotische variabelen die het meest bijdroegen aan het model voor *Spisula subtruncata* de minimale stroomrichting, de mediaan en maximale stroomsnelheid, het minimale zoutgehalte, de bathymetrische positie-index, de helling, de diepte en de mediaan korrelgrootte waren (*Figuur 6-4, Box 6-2*). Vergelijkbaar met Schultz et al. (2025) observeerden zij een sterke affiniteit voor vlakke gebieden en lage slibgehalten.



Figuur 6-2 Biomassa per schelpdierensoort in de Nederlandse kustzone. De biomassa van Lutraria is geschat op 80 g per individu, wat naar verwachting een onderschatting is. (Bron: Troost et al., 2025, 2026)



Figuur 6-3 Prediction of the mean density (m^{-2}) for *Spisula subtruncata* along the Dutch coast. The density is presented on a log scale. (Figure derived from Schulz et al., 2025)



Figuur 6-4 Responscurven van *Spisula subtruncata*. Functie per variabele. Afkortingen zijn weergegeven in Box 6-2 (de Mesel et al., 2011a,b).

Box 6-2 Afkortingen gebruikt in de relaties uit de studies van De Mesel et al. (2011) over de omgevingsvariabelen die correleren met de aanwezigheid van tweekleppigen.

- *velocity_median.asc (VEL_MED)*: gemiddelde van de mediaanwaarden van de gemodelleerde stroomsnelheden over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de gemiddelde stroomsnelheid ($m s^{-1}$).
- *velocity_10_percentile.asc (VEL_10)*: gemiddelde van de 10e percentielwaarden van de gemodelleerde stroomsnelheden over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de minimale stroomsnelheid ($m s^{-1}$).
- *velocity_90_percentile.asc (VEL_90)*: gemiddelde van de 90e percentielwaarden van de gemodelleerde stroomsnelheden over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de maximale stroomsnelheid ($m s^{-1}$).
- *direction_median.asc*: gemiddelde van de mediaanwaarden van de gemodelleerde stroomrichting over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de gemiddelde stroomrichting ($^{\circ}N$).
- *direction_10_percentile.asc (DIR_10)*: gemiddelde van de 10e percentielwaarden van de gemodelleerde stroomrichting over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de minimale stroomrichting ($^{\circ}N$).
- *direction_90_percentile.asc (DIR_90)*: gemiddelde van de 90e percentielwaarden van de gemodelleerde stroomrichting over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de maximale stroomrichting ($^{\circ}N$).
- *tau_median_new.asc (TAU_MED)*: gemiddelde van de mediaanwaarden van het gemodelleerde bodemschuifspanning (door golven en waterbeweging) over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de gemiddelde bodemschuifspanning ($N m^{-2}$).
- *tau_10_percentile.asc (TAU_10)*: gemiddelde van de 10e percentielwaarden van de gemodelleerde bodemschuifspanning over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de minimale bodemschuifspanning ($N m^{-2}$).
- *tau_90_percentile.asc (TAU_90)*: gemiddelde van de 90e percentielwaarden van de gemodelleerde bodemschuifspanning over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de maximale bodemschuifspanning ($N m^{-2}$).
- *salinity_median.asc (SAL_MED)*: gemiddelde van de mediaanwaarden van de gemodelleerde zoutgehalten over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de gemiddelde zoutgehalte (ppt).
- *salinity_10_percentile.asc (SAL_10)*: gemiddelde van de 10e percentielwaarden van de gemodelleerde zoutgehalten over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de minimale zoutgehalte (ppt).
- *salinity_90_percentile.asc (SAL_90)*: gemiddelde van de 90e percentielwaarden van de gemodelleerde zoutgehalten over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de maximale zoutgehalte (ppt).
- *chla_median.asc (CHLA_MED)*: gemiddelde van de mediaanwaarden van de gemodelleerde chlorofyl-a-gehalten over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de gemiddelde chlorofyl-a-concentratie ($\mu g L^{-1}$).
- *CHLA_10_percentile.ASC (CHLA_10)*: gemiddelde van de 10e percentielwaarden van de gemodelleerde chlorofyl-a-waarden over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de minimale chlorofyl-a-concentratie ($\mu g L^{-1}$).
- *CHLA_90_percentile.ASC (CHLA_90)*: gemiddelde van de 90e percentielwaarden van de gemodelleerde chlorofyl-a-waarden over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de maximale chlorofyl-a-concentratie ($\mu g L^{-1}$).
- *POCnoa_median.asc (POCNOA_MED)*: gemiddelde van de mediaanwaarden van de gemodelleerde partiële organische koolstofgehalten (exclusief chlorofyl) over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de gemiddelde POC-concentratie ($mg C L^{-1}$).
- *POCnoa_10_percentile.asc (POCNOA_10)*: gemiddelde van de 10e percentielwaarden van de gemodelleerde partiële organische koolstofgehalten (exclusief chlorofyl) over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de minimale POC-concentratie ($mg C L^{-1}$).

- *POCnoa_90_percentile.asc (POCNOA_90)*: gemiddelde van de 90e percentielwaarden van de gemodelleerde partiële organische koolstofgehalten (exclusief chlorofyl) over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de maximale POC-concentratie (mg C L^{-1}).
- *chla_spring_peak.asc (CHLA_SPR)*: gemiddelde van de piekwaarden van de gemodelleerde chlorofyl-a-concentraties gedurende de lente (1 maart–30 juni) over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de piekwaarde van chlorofyl-a in de lente ($\mu\text{g L}^{-1}$).
- *POCnoa_spring_peak.asc (POCNOA_SPR)*: gemiddelde van de piekwaarden van de gemodelleerde partiële organische koolstofgehalten (exclusief chlorofyl) gedurende de lente (1 maart–30 juni) over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de piekwaarde van POC in de lente (mg C L^{-1}).
- *TIM_median.asc (TIM_MED)*: gemiddelde van de mediaanwaarden van de gemodelleerde Total Inorganic Matter (TIM)-concentraties over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de gemiddelde gesuspenderde slibconcentratie (mg L^{-1}).
- *TIM_10_percentile.asc (TIM_10)*: gemiddelde van de 10e percentielwaarden van de gemodelleerde TIM-concentraties over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de minimale gesuspenderde slibconcentratie (mg L^{-1}).
- *TIM_90_percentile.asc (TIM_90)*: gemiddelde van de 90e percentielwaarden van de gemodelleerde TIM-concentraties over de jaren 1996–2003. Dit kan worden geïnterpreteerd als de maximale gesuspenderde slibconcentratie (mg L^{-1}).
 - SED_MED: mediaan korrelgrootte van het sediment.
 - SED_SLIB: slib- of moddergehalte van de zeebodem.
 - SLOPE: de helling of steilheid van de zeebodem.
 - DEPTH: waterdiepte.

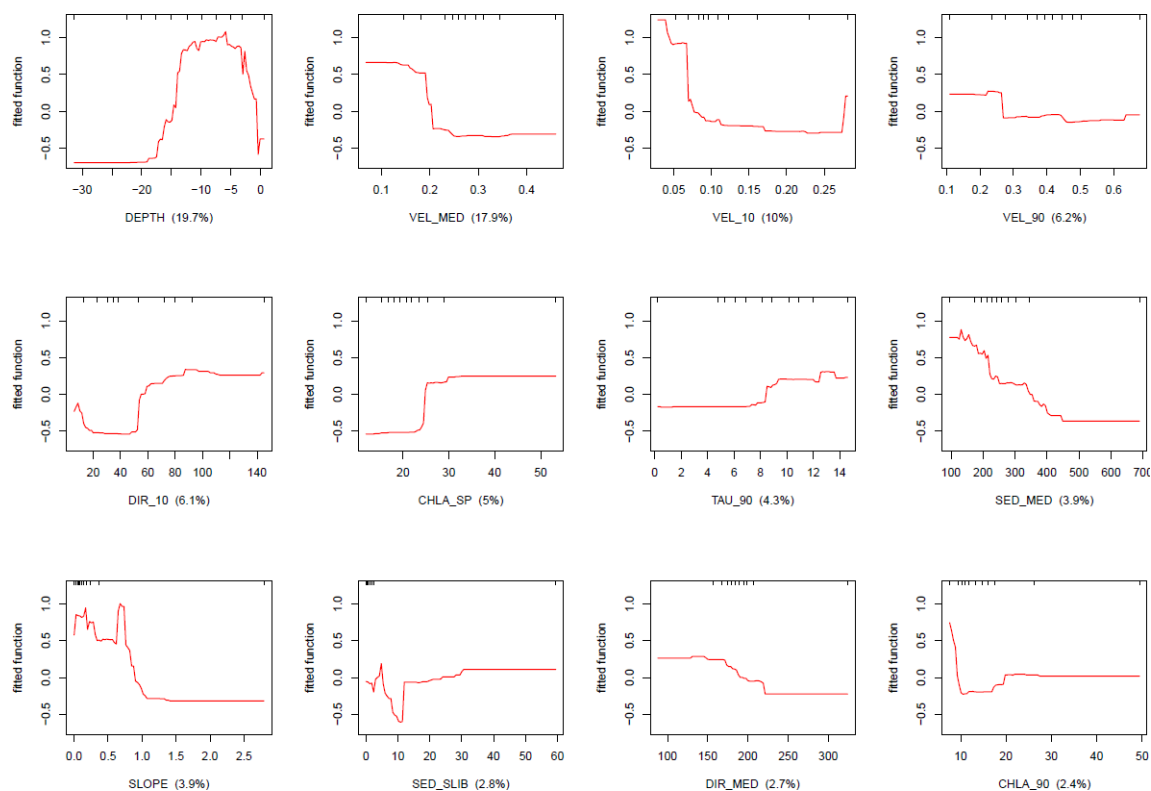
6.2.4 *Abra Alba*

Abra alba (witte dunschaal) is een veelzijdige tweekleppige die bekendstaat om haar vermogen om snel nieuwe, verstoorde substraten te koloniseren; zij vertoont een snelle demografische aanpasbaarheid aan omgevingsveranderingen, wat haar succesvol maakt in kolonisatieprocessen (Schultz et al., 2025). De soort komt typisch voor in de bovenste 1–2 cm van modderige en slibrijke sedimenten, waar zij deel uitmaakt van een kenmerkende, zeer productieve en soortenrijke assemblage (Schultz et al., 2025; de Jong et al., 2015a). Deze soort is een typische generalist, gekenmerkt door een korte levensduur en een hoge reproductiesnelheid (Schultz et al., 2025). *A. alba* is een opportunistische eter die primair als deposit-feeder optreedt en zoekt naar organisch materiaal op het sedimentoppervlak, maar zij kan, afhankelijk van de omgevingscondities, overschakelen op suspensiefiltratie om voedsel in de waterkolom te benutten (Schultz et al., 2025). *A. alba* vormt een belangrijke voedselbron voor demersale vissen zoals schol; hogere dichtheden van schol zijn in verband gebracht met de aanwezigheid van *Abra alba* (Schultz et al., 2025; de Jong et al., 2014; Witbaard & Craeymeersch, 2023).

A. alba wordt gekenmerkt door een uitgesproken habitatvoorkeur voor fijnere substraten. Assemblages die door deze soort worden gedomineerd, komen vaak voor op locaties met verhoogde ophoping van modder en fijn sediment, zoals verdiept scheepvaartroutes of nabij stortplaatsen voor fijn sediment (de Jong et al., 2015a). Deze soort prefereert relatief fijne sedimenten; de assemblage correleert met een kleine mediaan korrelgrootte (D50) (drempelwaarde $< 200 \mu\text{m}$) en is zeer gevoelig voor kleine toenames in mediaan korrelgrootte: de kans op voorkomen neemt met 0,14–0,17 af bij een toename van $10 \mu\text{m}$ rond de drempelwaarde (Wijsman et al., 2023). Volgens de Jong et al. (2015a) kenmerkte een door *A. alba* gedomineerde assemblage zich door een hoog moddergehalte en werd deze aangetroffen in gebieden met 15,4% modder en 2,1% organische stof in het sediment. In zandwinningsputten worden deze condities versterkt doordat de putten fungeren als verzamelplaatsen/accumulatiezones doordat de lagere stroomsnelheden door de lagere bodemligging leidt tot accumulatie van fijn sediment en organisch materiaal. Als gevolg daarvan wordt *A. alba* binnen winningsputten vaak talrijk en dominant in bentische gemeenschappen (Witbaard & Craeymeersch, 2023). De dominantie van *A. alba* binnen winningsputten kan worden geïnterpreteerd als een indicatie van fysieke beschadiging van het oorspronkelijke zandige habitat, en – bij langdurige bestendiging – potentieel als een verschuiving richting fysiek verlies in MSFD-zin.

6.2.5 *Macoma balthica*

Macoma balthica (Nonnetje) is een inheemse ovale tweekleppige die kenmerkend is voor de Nederlandse kust- en getijdenzones (De Mesel, 2011a,b). Zij komt voornamelijk voor in intergetijdengebieden en ondiepe sublitorale wateren tot circa 20 meter diepte (Rozemeijer & Smith, 2017). *M. balthica* is een deposit-feeder die haar sterk uitrekbare sifons gebruikt om te voeden op de deeltjes die zich op het sedimentoppervlak bevinden (De Mesel et al., 2011a,b). Het is een zeer aanpasbare generalist die voorkomt in een breed spectrum aan sedimenttypen, waaronder klei, modder, zanderige slib, fijn zand en grof zand; dit wordt deels toegeschreven aan haar vermogen om van voedingsmodus te wisselen afhankelijk van het sedimenttype (Rousi et al., 2011). De gemiddelde korrelgrootte voor het voorkomen van *M. balthica* onder Nederlandse kustsoorten bedraagt circa 200 μm (Baptist et al., 2009). Wijsman et al. (2023) rapporteren dat de soort gevoelig is voor veranderingen in korrelgrootte, met een absolute gevoeligheid ($\Delta\rho/\Delta\mu$) van ongeveer $-0,015 \mu\text{m}^{-1}$ bij een mediaan korrelgrootte van 219 μm ; dit impliceert dat een relatief kleine toename van de mediaan korrelgrootte met 50 μm de kans op voorkomen met circa 0,75 kan verminderen. Volgens De Mesel et al. (2011a,b) is *Macoma balthica* duidelijk gebonden aan de ondiepe kustzone en heeft zij een voorkeur voor lage stroomsnelheden. Dit, in combinatie met het feit dat zij voornamelijk intergetijdengebieden boven -20 m bewoont, maakt haar waarschijnlijker getroffen door suppleties dan door zandwinning. De minimale stroomrichting, als maat voor geografische verschillen, is eveneens een belangrijke verklarende variabele. De kans op voorkomen in de Nederlandse kustzone is het grootst tussen Terschelling en de Duitse grens (Figuur 6-5). *M. balthica* is zeer tolerant ten aanzien van begraving. Fatale dieptes bij plotselinge slibdepositie zijn gerapporteerd op 38 cm en de maximale tolerantie voor continue slibdepositie bedraagt circa 15 cm/maand (Baptist et al., 2009).



Figuur 6-5 Responscurven van *Macoma balthica*. Functie per variabele. Afkortingen zijn weergegeven in Box 6-2 (de Mesel et al., 2011a,b).

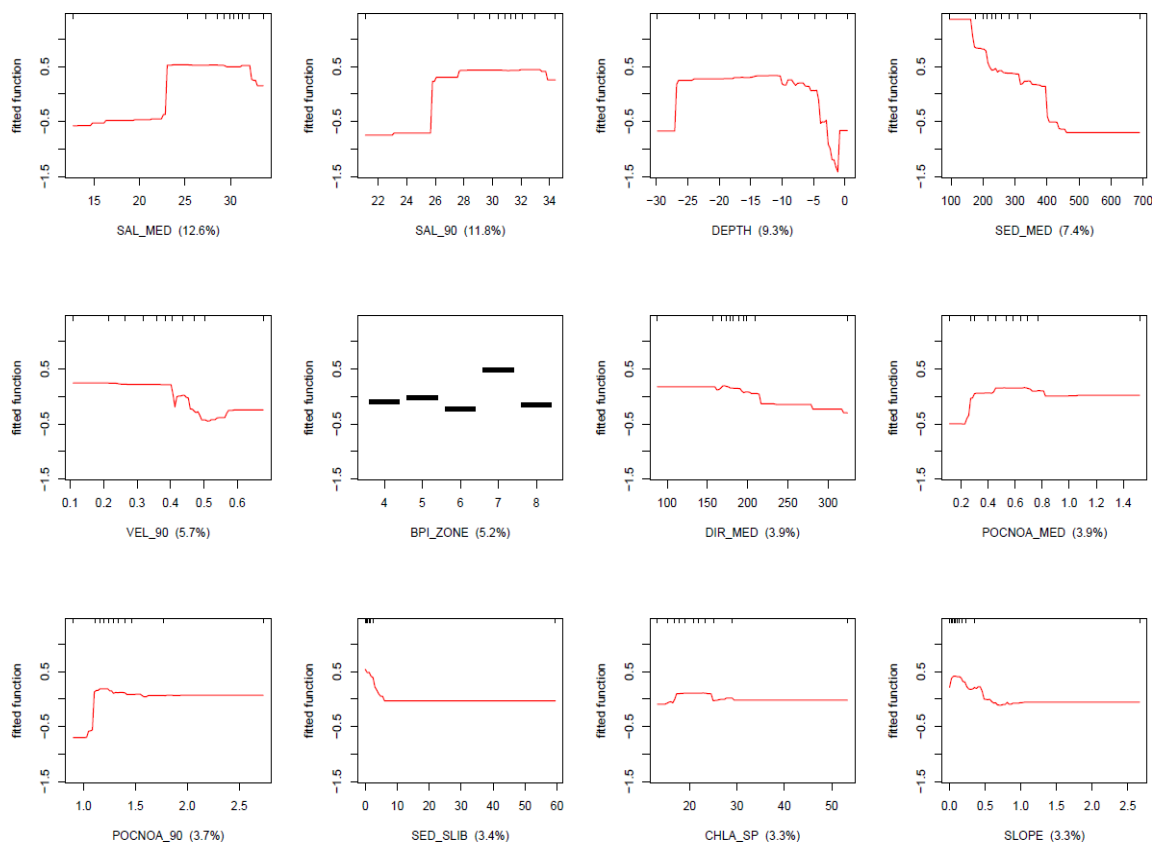
6.2.6 *Ensis* spp.

Ensis spp. is een complex van *Ensis leei* en *Ensis magnus*, zwaardschedesoorten die morfologisch moeilijk van elkaar te onderscheiden zijn (Rozemeijer and Smith, 2017; Van Tongeren, 2021)⁵. Sinds de introductie eind jaren zeventig heeft de invasieve soort *E. leei* (voorheen bekend als *Ensis americanus* en *Ensis directus*) zich ontwikkelt tot een van de dominante benthische soorten in de Nederlandse kustzone (Witbaard et al., 2015; De Mesel et al., 2011a, b). *Ensis* spp. zijn langgerekte, robuuste tweekleppigen die functioneren als suspensievoeders, waarbij zij fytoplankton en gesuspendeerd organisch materiaal uit de waterkolom filtreren (Baptist et al., 2009; De Mesel et al., 2011a, b, *Figuur 6-6*). De soorten leven ingegraven dicht onder het sedimentoppervlak, maar kunnen bij verstoring snel tot circa 30 cm diepte ingraven met behulp van hun sterke voet en door sedimentmobilisatie via waterexpulsie, hetgeen bescherming biedt tegen predatie (De Mesel et al., 2011a, b).

Langs de Noord-Hollandse kust werden de hoogste gemiddelde dichtheden (177 individuen m⁻²) aangetroffen in de nabijheid van de kust (1 tot 3 km uit de kust), terwijl de laagste dichtheden (22 individuen m⁻²) werden gemeten op offshore locaties (Witbaard et al., 2015). De verspreiding van *Ensis*-soorten (zoals *E. leei*) is sterk gekoppeld aan dynamische, mobiele milieus die worden gekenmerkt door sterke getijdenstromingen en mobiele zandsubstraten. Zowel de abundantie als de biomassa van *Ensis* vertonen een negatieve correlatie met het aandeel fijn zand, zowel in het noordelijke als zuidelijke deel van de Waddenzee (Schwemmer et al., 2019). Deze habitatvoorkeuren vertonen echter regionale variatie: in het noordelijke deel van de Waddenzee geeft *Ensis* de voorkeur aan grovere sedimenten, terwijl in het zuidelijke deel juist modderigere sedimenten worden geprefereerd. Dicht bij de Nederlandse kust werden hoge dichtheden van *E. leei* aangetroffen in sedimenten met een mediane korrelgrootte van 185 µm en een gemiddeld slibgehalte van circa 5%, terwijl lagere dichtheden werden gevonden in meer offshore gelegen, grovere en minder slibrijke sedimenten (D50 = 222 µm; slibgehalte = 2,9%) (Witbaard et al., 2015). Deze regionale verschillen onderstrepen dat sedimentvoorkeuren contextafhankelijk zijn en mede worden gestuurd door lokale hydrodynamiek en sedimentbeschikbaarheid, wat de extrapolatie van resultaten tussen regio's beperkt. Volgens De Mesel et al. (2011a,b) is *Ensis* spp. een uitgesproken mariene soort die voornamelijk voorkomt in de ondiepe kustzone, met een voorkeur voor dieptes tussen 5 en 25 m. De soort prefereert vlakke bodems met fijnzandige, slibrijke sedimenten en matige stroomsnelheden (*Figuur 6-6*).

Geschiktheidskaarten tonen aan dat *Ensis* spp. potentieel in vrijwel de gehele Nederlandse kustzone kan voorkomen. Aanvullende statistische modellen voor de noordelijke Nederlandse kust geven aan dat *E. leei* een kans van 50% op voorkomen heeft bij een mediane korrelgrootte van 259 µm, met een negatieve helling op dit punt ($\Delta p / \Delta \mu = -0,009 \mu\text{m}^{-1}$), wat duidt op een afnemende kans op voorkomen naarmate het sediment grover wordt (De Mesel et al. 2011a, b; Witbaard et al., 2023).

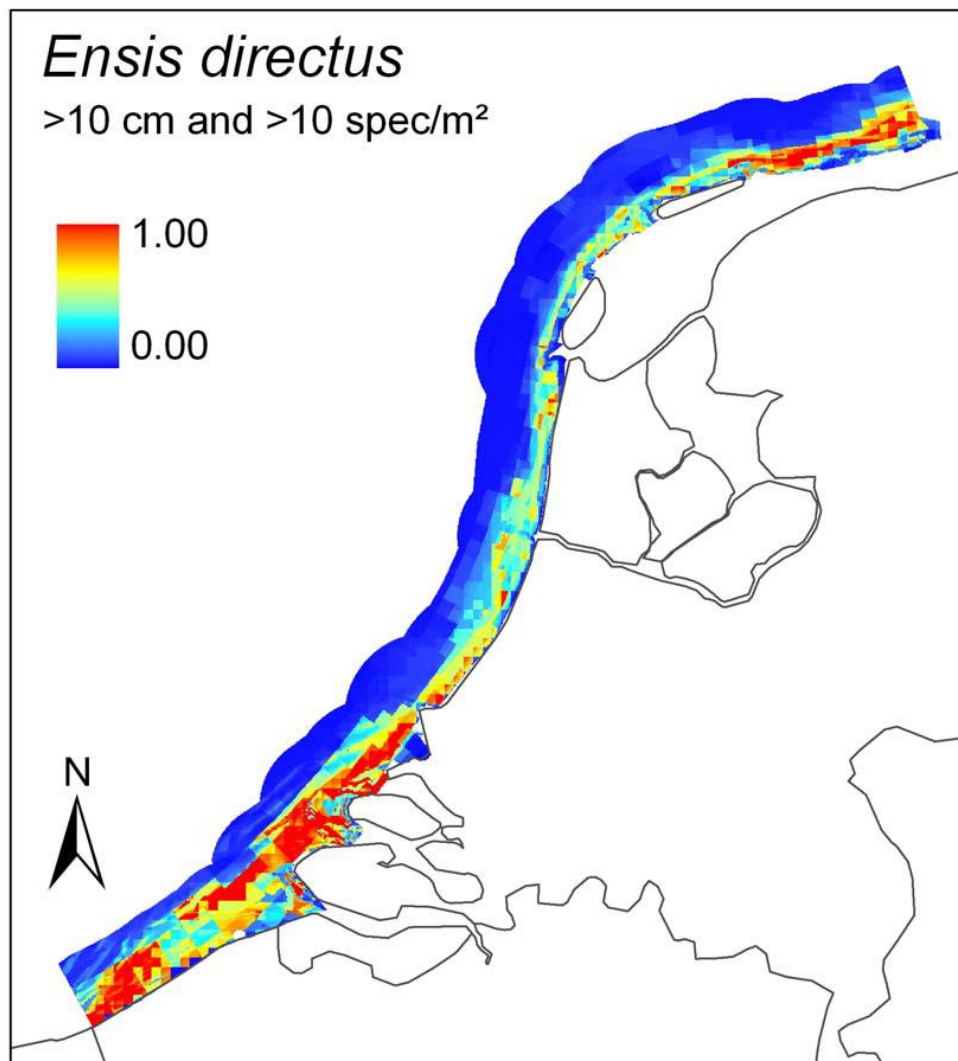
⁵ [https://www.vliz.be/niet-inheemse-soorten/en/ensis-leei#:~:text=A%20distinctive%20feature%20that%20is,is%20also%20called%20filter%2Dfeeding.&text=%5B1%5D%20World%20Register%20of%20Marine,2020%2D11%2D17\).&text=%5B35%5D%20ISPC%20\(2018\),2018%2D08%2D13\).](https://www.vliz.be/niet-inheemse-soorten/en/ensis-leei#:~:text=A%20distinctive%20feature%20that%20is,is%20also%20called%20filter%2Dfeeding.&text=%5B1%5D%20World%20Register%20of%20Marine,2020%2D11%2D17).&text=%5B35%5D%20ISPC%20(2018),2018%2D08%2D13).) Benaderd op 23-03-2026
<https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=160539> Benaderd op 25-03-2026



Figuur 6-6 Responscurven van Ensis spp.. Functie per variabele. Afkortingen zijn weergegeven in Box 6-2 (de Mesel et al., 2011a,b).

Houziaux et al. (2011) modelleerden de aanwezigheid van individuen > 10 cm bij dichtheden van > 10 individuen. De resultaten waren niet eenduidig. In ongeveer 30% van de gevallen werden matige troebelheidsniveaus geassocieerd met geschikte gebieden. Diepte en lokale geomorfologie, weerspiegeld in de bodemschuifspanning, waren waarschijnlijk belangrijke sturende factoren voor de concentratie van volwassen individuen. Er leek een minimale hoeveelheid fytoplankton nodig te zijn als voedselbron, waarbij minimale chlorofyl-a (Chla) concentraties ongeveer 10% van de verspreiding konden verklaren (Figuur 6-7).

Experimenteel onderzoek laat zien dat *E. leei* een hoge tolerantie heeft voor verhoogde slibconcentraties. Hoewel de filtratiesnelheid significant afnam met 16–56% bij de hoogste geteste concentratie (300 mg L⁻¹ slib) (Kamermans et al., 2013), leidde langdurige blootstelling (10 weken) aan deze concentratie juist tot een toename in groei. Bovendien kan een levende *E. leei* het gemiddelde slibgehalte in het omringende sediment met 56% verhogen ten opzichte van zandige controlematerialen in het voorjaar, wat wijst op een rol in lokale slibaccumulatie en sedimentdynamiek (Witbaard et al., 2015). Deze soort vertoont daarnaast een hoge tolerantie voor begraving, met een geschatte letale begravingsdiepte van 50 cm zand (100% mortaliteit) of 45 cm slib (100% mortaliteit) (Rozemeijer & Smith, 2017).

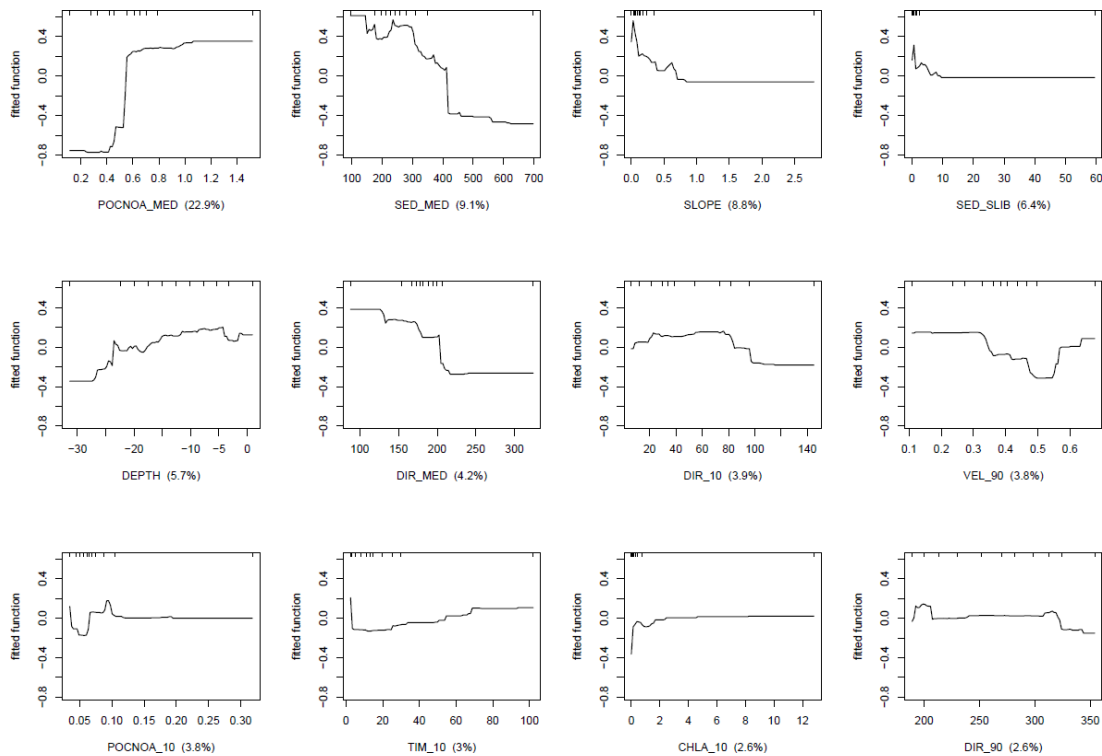


Figuur 6-7 Kaart van de geschiktheid van het leefgebied voor de grote exemplaren (>10 cm) met hogere dichtheden (>10 exemplaren m⁻²). De *Ensis*-dichtheidsgegevens zijn afgeleid van de maximale waarden die zijn waargenomen in de jaren 2008, 2009 en 2010, met een dichtheidsdrempel voor geschiktheid van 10 exemplaren m⁻² (Houziaux et al., 2011).

6.2.7 *Donax vittatus*

Donax vittatus (zaagje) is een suspensievoeder en wordt gekarakteriseerd als een langlevende tweekleppige (De Mesel et al., 2011a,b; Baptist et al., 2009). De soort komt voornamelijk voor in fijnzandige habitats (Pinedo et al., 2022) en wordt aangetroffen op dieptes tot circa 25 m (De Mesel et al., 2011). Hoewel studies naar deze soort beperkt zijn, is gerapporteerd dat *Donax* spp. een matige tolerantie voor begraving vertonen, met een geschatte letale begravingsdiepte van 21 cm zand (100% mortaliteit) (Rozemeijer and Smith, 2017). De soort vertoont een voorkeur voor fijn tot matig grof zand met een gemiddelde mediane korrelgrootte van 225 µm en een relatief smalle korrelgrootte-range, wat wijst op gevoeligheid voor veranderingen in sedimentsamenstelling (Baptist et al., 2009). Volgens De Mesel et al. (2011a,b) reageert *D. vittatus* negatief op lage POC-concentraties, hetgeen duidt op voedselbeperking, en heeft de soort een voorkeur voor fijnzandige sedimenten, met name korrels kleiner dan 0,4 mm (Figuur 6-8). Daarnaast prefereert *Donax* relatief vlakke en ondiepe gebieden. De kans op voorkomen is met name hoog in noordelijke gebieden, vooral nabij Terschelling en langs de Noord-Hollandse kust. In zandwingebieden wordt de soort voornamelijk aangetroffen in referentiegebieden en minder in winningsputten, waarbij de aanwezigheid geassocieerd is met gebieden buiten de verstoorde, slibrijke omstandigheden van deze putten

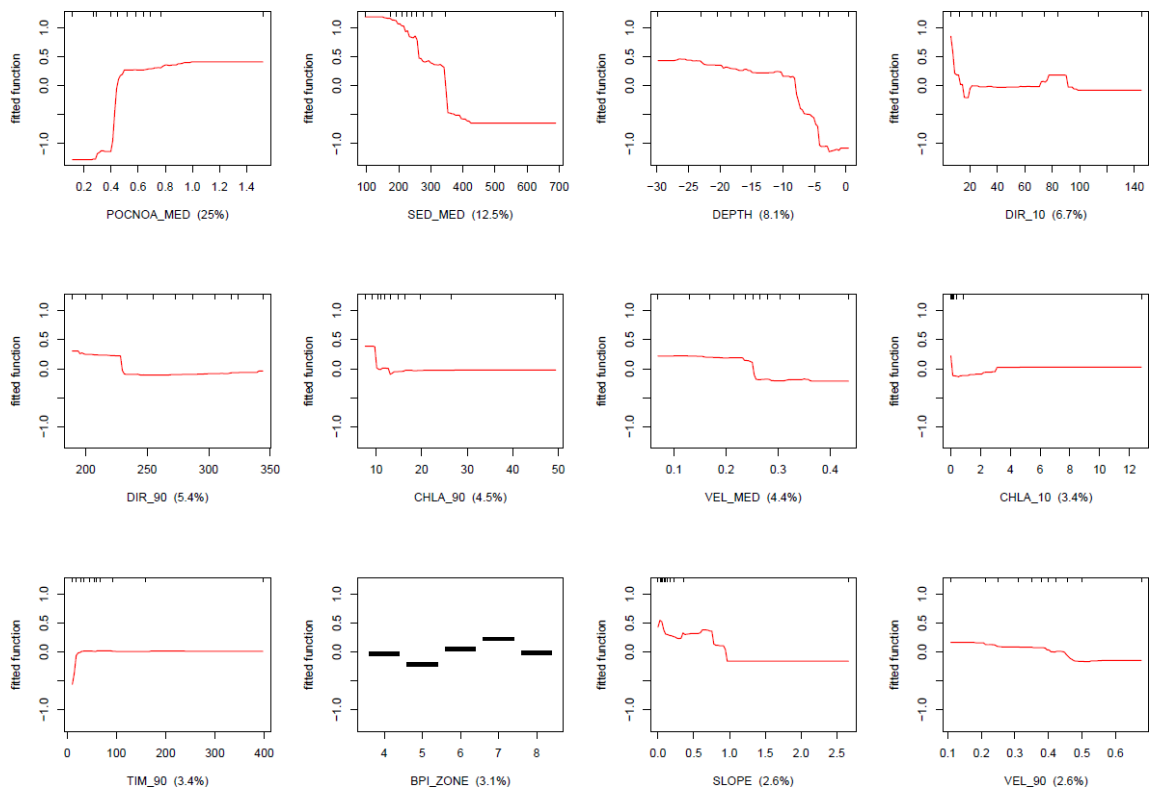
(Witbaard and Craeymeersch, 2023). Deze voorkeur voor stabiele, slibarme referentiegebieden impliceert dat *Donax vittatus* vooral kwetsbaar is voor indirecte effecten van zandwinning via sedimentverfijning, en minder geschikt is als herstelindicator binnen winningsputten.



Figuur 6-8 Responscurven van *Donax vittatus*. Functie per variabele. Afkortingen zijn weergegeven in Box 6-2 (de Mesel et al., 2011a,b).

6.2.8 *Tellina fabula*

Tellina fabula (rechtsgestreepte platschelp) wordt beschouwd als een bio-engineer vanwege de destabiliserende invloed op sediment via bioturbatie (het mengen van sedimentlagen) (Baptist et al., 2009). Het mechanisme van sedimentmodificatie is vergelijkbaar met dat van *Macoma balthica*, gezien hun vergelijkbare voedingsstrategieën (selectieve depositievoeding en suspensievoeding). *M. balthica* prefereert echter doorgaans slibrijke sedimenten, terwijl *T. fabula* vooral voorkomt in fijnzandige substraten en breder verspreid is in de Noordzee (Baptist et al., 2009). Hoewel studies naar deze soort beperkt zijn, wijzen beschikbare gegevens erop dat *Tellina* spp. een hoge tolerantie voor begraving vertonen, met een geschatte letale begravingsdiepte van 50 cm zand en 40 cm slib (beide 100% mortaliteit) (Rozemeijer and Smith, 2017). Volgens De Mesel et al. (2011a,b, Figuur 6-9) vertoont *T. fabula* een negatieve respons op lage POC-concentraties, wat duidt op voedselbeperking. De soort heeft een voorkeur voor fijnere sedimenten. Voor verwante soorten (*Tellina tenuis*) wordt voorkomen gerapporteerd bij slibgehalten onder 20% (De Mesel et al., 2011a). Daarnaast prefereert *Tellina* waterdieptes groter dan 10 m. Minimale en maximale stroomrichting dragen significant bij aan het verspreidingsmodel en fungeren als proxy voor een geografische gradiënt. De kans op voorkomen is hoog boven de Waddeneilanden (van Terschelling tot aan de Duitse grens) en langs de Zuid- en Noord-Hollandse kust.



Figuur 6-9 Responscurven van *Tellina fabula*. Functie per variabele. Afkortingen zijn weergegeven in Box 6-2 (de Mesel et al., 2011a,b).

6.2.9 *Lutraria lutraria*

Lutraria lutraria (otterschelp) is een grote, langgerekte tweekleppige met een lichaamsvorm vergelijkbaar met *Mya arenaria* en komt algemeen voor op dieptes tussen –20 en –30 m (Rozemeijer and Smith, 2017). De soort is een suspensievoeder (De Fouw et al., 2024).

Als diep ingraver zijn directe gegevens over tolerantie voor sedimentbedekking beperkt; daarom wordt gebruikgemaakt van *Mya arenaria* als proxy (Rozemeijer and Smith, 2017). Op basis hiervan wordt aangenomen dat *L. lutraria* volledige overleving vertoont bij 4 cm sedimentatie, terwijl mortaliteit optreedt vanaf circa 5 cm bedekking. Vanwege deze lage tolerantiedrempel wordt de soort beschouwd als normatief (relevant worst-case), samen met *Ophiura ophiura*, bij de beoordeling van risico's van sedimentoverstort bij activiteiten zoals zandwinning, met name rond de –20 m dieptelijns (Rozemeijer and Smith, 2017).

6.2.10 *Ophiura ophiura*

Ophiura ophiura (gewone slangster) is een wijdverspreide en zeer abundante stekelhuidige in de Noordzee (Schultz et al., 2025). De soort wordt gekenmerkt door een centrale schijf tot 35 mm diameter en vijf lange, flexibele armen tot circa 12 cm. Zij lijkt sterk op *Ophiura albida*, die kleiner is (De Mesel et al., 2011). In tegenstelling tot veel benthische ongewervelden ontwijkt *O. ophiura* predatie voornamelijk door zich over het sedimentoppervlak te verplaatsen in plaats van zich diep in te graven, wat duidt op een hoge aanpassingscapaciteit aan variërende bodemsamenstellingen (Schultz et al., 2025).

De soort is een omnivore generalist die een breed scala aan voedselbronnen benut via predatie, aaseten en zowel oppervlakte- als subsurface depositie feeding (Schultz et al., 2025). De soort komt voornamelijk voor in zachte sedimenten en hoewel sommige modellen suggereren dat de voorspelde abundantie aanvankelijk kan afnemen naarmate het slibgehalte toeneemt, wordt de soort ook geïdentificeerd als een indicator voor

hogere slibgehalten in het sediment, waarbij een ecologisch optimum wordt bereikt waar organisch materiaal zich ophoopt (Schultz et al., 2025). Studies uit de Duitse Bocht tonen een toename in abundantie van *O. ophiura* in oudere baggerputten ten opzichte van het omringende ongestoorde zeebed (Mielck et al., 2021), wat suggereert dat de soort een voorkeur heeft voor fijne en slibrijke substraten die kenmerkend zijn voor deze oudere baggerputten. Witbaard en Craeymeersch (2023) rapporteren eveneens dat de soort karakteristiek is voor de fauna in zandwinputten, met een gemiddelde dichtheid van 25 individuen per m² in winningsputten, vergeleken met slechts 6 individuen per m² in ongestoorde referentiegebieden binnen de bemonsterde locaties.

De soort vormt een belangrijke voedselbron voor demersale vissen, grotere stekelhuidigen en kreeftachtigen (Schultz et al., 2025). *O. ophiura* is gevoelig voor plotselinge begraving door menselijke activiteiten zoals zandwinning: 2 cm sediment kan tot 6% mortaliteit veroorzaken, en 5 cm circa 7% (Rozemeijer and Smith, 2017). De soort komt vaak samen voor met *O. albida*, die vaker actief graaft en beter bestand is tegen sediment afzetting.

6.2.11 Kurtiella bidentata

Kurtiella bidentata (tweetandschelpje) is een inheemse kleine tweekleppige die voorkomt in macrobenthische gemeenschappen van de Nederlandse Noordzee (Rozemeijer & Smith, 2017). Het betreft een sublitorale soort die voornamelijk voorkomt in offshore gebieden (>20 m), maar ook in de ondiepere kustzone wordt aangetroffen.

De soort heeft een voorkeur voor fijnzandige sedimenten en wordt beschouwd als een karakteristiek taxon van benthische gemeenschappen in zandwingebieden (Leewis et al., 2024; Wyns et al., 2021). Zij gedijt goed in sedimenten met een hoog slibgehalte (10–40%), wat voordeel biedt in diepe baggerputten waar fijne deeltjes accumuleren. Studies uit de Duitse Bocht tonen significant hogere dichtheden in oudere baggerputten met verhoogde slibgehalten (Mielck et al., 2021). Hoewel voornamelijk geassocieerd met fijne en slibrijke sedimenten, is de soort ook aangetroffen in grofzandige grindhabitats (Hill et al., 2011).

6.2.12 Lagis koreni

Lagis koreni (goudkammetje) is een polychaete worm die bekendstaat om zijn buisvorming en invloed op fysische bodemeigenschappen (Baptist et al., 2009). De soort wordt beschouwd als karakteristiek voor zandwinputten en geassocieerd met slibrijke, organisch verrijkte milieus (Witbaard and Craeymeersch, 2023).

Als ecosysteemingenieur speelt *L. koreni* een belangrijke rol in het modifieren van sedimentdynamiek. De soort bouwt horizontale buizen van zandkorrels, wat leidt tot verhoogde bodemruwheid en veranderingen in stromingspatronen nabij de bodem. Deze structuren beïnvloeden schuifspanningen en daarmee sedimenttransport, -depositie en resuspensie. Hierdoor beïnvloedt de soort de stabiliteit en eigenschappen van zachte bodems. *L. koreni* kan bijdragen aan positieve terugkoppelingen die slibaccumulatie en habitatstabilisatie versterken, wat het herstel naar oorspronkelijke zandige omstandigheden kan vertragen.

6.3 Schelpdierbanken

Schelpdierbanken zijn dichte biologische aggregaties die fungeren als ecologische hotspots en hun omringende milieu transformeren (De Fouw et al., 2024; Rozemeijer and Smith, 2017; Craeymeersch & Velilla, 2024). In de Nederlandse kustzone bestaan deze banken voornamelijk uit organische riffen die worden gevormd door mosselen (*Mytilus edulis*) en oesters en boven het zeebed uitsteken, of uit ingegraven soorten zoals *S. subtruncata* en *Ensis leei*, die hoge dichtheidsaggregaties vormen onder het sedimentoppervlak (Kleijberg et al., 2017).

Deze twee typen schelpdierbanken verschillen fundamenteel in zowel structuur als definitie. Rifvormende soorten zoals mosselen en oesters zijn epibenthisch en vormen driedimensionale structuren door hechting aan het substraat en aan elkaar. Craeymeersch en Velilla (2024) stellen een definitie voor van een

oesterbank als een gebied van minimaal 1 km² met een gemiddelde dichtheid van vijf levende individuen per m². Daarnaast specificeert een veelgebruikte trilaterale definitie voor mosselbanken (Craeymeersch en Velilla, 2024) een minimale bankgrootte van 1 m² met ten minste 5% bedekking.

Daarentegen zijn *S. subtruncata* en *Ensis leei* ingravende soorten die aggregaties vormen, hetgeen betekent dat individuen niet fysiek aan elkaar gehecht zijn, maar in voldoende hoge dichtheden voorkomen om structureel habitat te bieden (Craeymeersch en Velilla, 2024). Vanwege hun voorkomen onder het sedimentoppervlak worden deze banken gedefinieerd aan de hand van aanzienlijk hogere dichtheidsdrempels en zijn zij minder eenvoudig detecteerbaar dan rifvormende soorten. Craeymeersch en Velilla (2024) formuleren kwantitatieve criteria voor de definitie van schelpdierbanken op basis van *Spisula subtruncata* als modelsysteem, waarbij een minimale dichtheid van 1000 individuen per m² voor juvenielen en 100 individuen per m² voor oudere individuen wordt aanbevolen. Deze drempelwaarden zijn echter specifiek ontwikkeld voor *S. subtruncata* en zijn mogelijk niet direct toepasbaar op *Ensis leei*, die verschilt in ruimtelijke verspreiding en habitatkarakteristieken en een bredere verspreiding vertoont met vaak continu niet-nul dichtheden (De Mesel et al., 2011b). Bij afwezigheid van soortspecifieke drempelwaarden voor *Ensis* fungeren de op *Spisula* gebaseerde criteria voorlopig als werkdefinitie, hoewel deze nog in ontwikkeling zijn en verdere validatie vereisen.

Ondanks deze structurele verschillen vervullen beide typen schelpdierbanken belangrijke ecologische functies. De tweekleppigen in ingegraven aggregaties veranderen actief hun omgeving ten gunste van andere soorten door sediment te stabiliseren en gangen te creëren die het transport van zuurstof en nutriënten verbeteren, terwijl zij tegelijkertijd het bentisch metabolisme versterken, de zuurstofopname van sediment verdubbelen en de productie van opgelost anorganisch stikstof verhogen. Hiermee spelen zij een belangrijke rol in biogeochemische processen in sediment (Craeymeersch en Velilla, 2024; Sospedra et al., 2017).

Daarnaast vormen deze banken een belangrijke voedselbron voor garnalen, demersale vissen en duikende vogels, met name de zwarte zee-eend (*Melanitta nigra*) (Sospedra et al., 2017; De Fouw et al., 2024). De hoge dichtheden van de banken stellen zee-eenden in staat efficiënt te foerageren in de winter en hun energiebalans onder koude omstandigheden te handhaven. Schattingen suggereren dat 4–20% van de lokale biomassa van volwassen *Spisula* in één winterseizoen door zee-eenden kan worden geconsumeerd (Schultz et al., 2025; De Fouw et al., 2024; Van de Wolfshaar et al., 2023). Hiermee vormen deze banken niet alleen ecologische sleutelstructuren, maar ook juridisch relevante foerageerhabitats in het kader van de Vogelrichtlijn, met name voor de zwarte zee-eend.

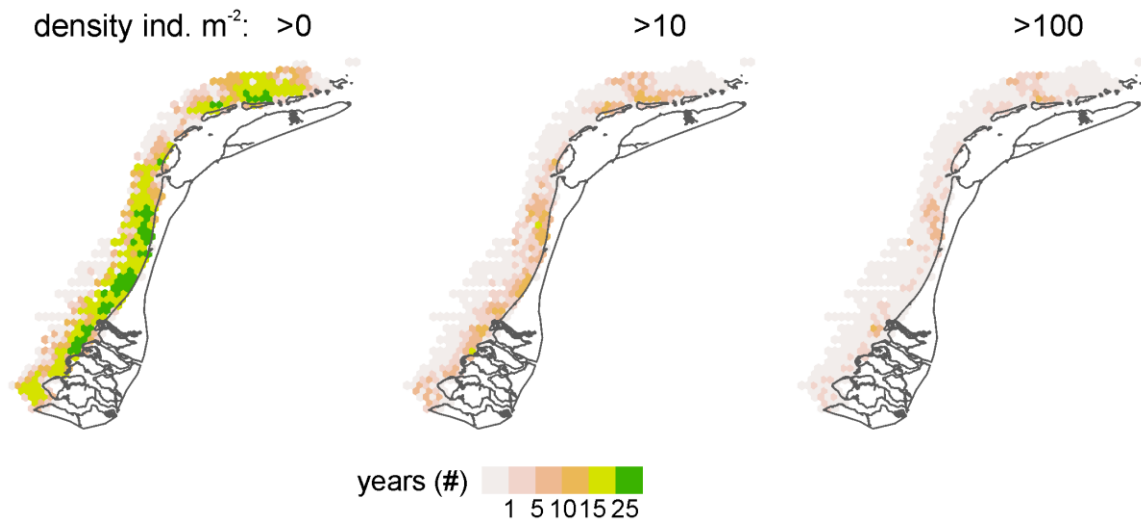
Spisula-banken (>100 ind. m⁻²) vertonen een voorkeur voor een smalle bandbreedte in mediane korrelgrootte (D50) van 180 tot 220 µm, smaller dan bij lagere dichtheden (Rozemeijer & Baptist, 2025). Zowel Schultz et al. (2025) als De Mesel et al. (2011a,b) benadrukken het belang van een vlak tot licht hellend zeebed. Deze banken komen voor in specifieke gebieden, zowel offshore als in kustgebonden zones (Figuur 6-10Figuur 6-10).

Ensis-banken komen voor in specifieke gebieden en zijn relatief sterker kust gebonden in vergelijking met *Spisula*-banken (vergelijk Figuur 6-10 met Figuur 6-11 Figuur 6-11Figuur 6-10). Verdere analyses conform de Fouw et al. (2024) zijn in voorbereiding maar matige troebelheidsniveaus geassocieerd met geschikte gebieden, bodemschuifspanning en een minimale hoeveelheid fytoplankton lijken belangrijke elementen voor *Ensis* bank vorming (Houziaux et al., 2011).

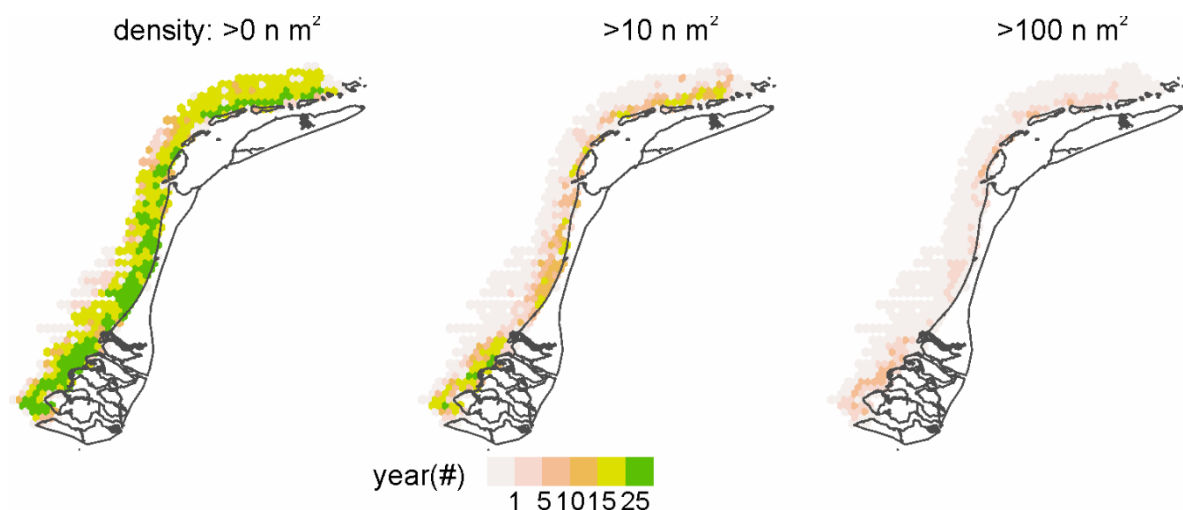
6.3.1 Nieuw: het aanwijzen van specifieke habitats voor schelpdierbanken

Wat nieuw is ten opzichte van de laatste MERren (Van Duine et al., 2017a,b), is het kunnen aanwijzen van specifieke habitats en afgebakende gebieden voor schelpdierbanken en dat ook kunnen relateren aan abiotische factoren als bv een specifieke D50 (nauw venster rond de 200 µm) (de Fouw et al., 2024, Schulz et al., 2025, Rozemeijer & Baptist, 2025, ongepubliceerde analyse van WOT-data van Wageningen Marine Research, zie bv Troost et al., 2025, 2026). Deze afgebakende gebieden, die ook beperkt in oppervlakte zijn (Figuur 6-11en vergelijk Figuur 6-10 met Figuur 6-3), verdienen extra bescherming voor zandwinning en ook suppleties omdat ze een eigen waarde aan zich hebben, van belangzijn voor zwarte zee-eenden en andere

dieren en omdat deze gebieden een specifiek habitat zijn wat mogelijk wordt vernietigd door zandwinning en -suppleties. Zeker in het lange termijn perspectief (>50 jaar) kan men zich voorstellen dat al deze gebieden verdwijnen en niet meer in deze hoedanigheid terugkomen. De bescherming van schelpdierbanken voorbij de doorgetrokken -20 m lijn is echter weggefallen in de huidige Omgevingswet (sectie 3.2.1). Dit geldt overigens ook voor het aanwijzen van specifieke habitats voor de twee zandspieroorsorten *Ammodytes marinus* and *Ammodytes tobianus* (sectie 6.3.1)



Figuur 6-10 Ruimtelijke plots van het aantal jaren waarin de dichtheid van *S. subtruncata* >0, >10 of >100 individuen m^2 per hexagon bereikte. Nul waarnemingen in grijs. (de Fouw et al., 2024).



Figuur 6-11 Ruimtelijke verdeling van het aantal jaren waarin de dichtheden van *E. leei* >0, >10 of >100 individuen m^{-2} per hexagoon bereikten. Geen enkele waarneming in grijs (ongepubliceerde analyse van WOT-data van Wageningen Marine Research, zie bv Troost et al., 2025, 2026).

Schelpdierbanken, met name die gevormd door *S. subtruncata*, worden geïdentificeerd als kwaliteitsindicatoren voor Natura 2000-habitattype 1110 binnen aangewezen gebieden en worden derhalve beschermd onder de Habitatrichtlijn (Baptist et al., 2009). Onder deze richtlijn zijn lidstaten verplicht een representatief en voldoende deel van het habitat aan te wijzen en adequaat te beschermen om een gunstige staat van instandhouding op nationaal niveau te waarborgen. In de Nederlandse context wijst Nederland habitattype H1110 aan en beschermt dit binnen specifieke Natura 2000-gebieden, wat betekent dat schelpdierbanken die zich buiten deze aangewezen gebieden bevinden, niet beschermd zijn (Kleijberg et al., 2017).

Schelpdierbanken buiten Natura 2000-gebieden werden voorheen beschermd door de bufferregel in de Beleidsregels Ontgrondingen, die vereiste dat zandwinvaartuigen een afstand van 100 m tot schelpdierbanken aanhielden om directe vernietiging van deze ecologisch zeer waardevolle structuren te voorkomen. Sinds 2024 is deze 100-meterregel echter afgeschaft (sectie 3.2.1), mede omdat bescherming werd bemoeilijkt door het ontbreken van een éénduidige definitie (soorten, minimale dichtheden, oppervlakte, etc.) van wat een schelpdierbank vormt. Ten tijde van de beleidsbeslissing was geen breed geaccepteerde of beleidsmatig vastgestelde definitie beschikbaar, en het werk van Craeymeersch & Velilla (2024), dat een dichtheidsgebaseerde definitie voorstelt (1000 individuen m⁻² voor juvenielen en 100 individuen m⁻² voor oudere individuen), was nog niet opgenomen in beleidskaders. Hoewel deze definitie inmiddels beschikbaar is en een bruikbare werkhypothese biedt, is zij pas na het besluitvormingsproces ontwikkeld en nog niet formeel geïntegreerd in het beheerbeleid.

De huidige situatie leidt tot een discrepantie: hoewel de ecosysteemdiensten van deze banken goed zijn gedocumenteerd, is de juridische bescherming afgenomen. Daarnaast kan de monitoring worden verbeterd. Monitoring is traditioneel gebaseerd op gegevens uit de meest recente WOT-survey. Deze survey heeft een lage ruimtelijke resolutie in belangrijke gebieden, zoals bij Ameland, en is niet altijd de meest actuele meting. Daarentegen beschikken *Spisula*-visserij over een zeer nauwkeurig monitoringsprogramma om potentiële vangstlocaties te bepalen. Zij monitoren jaarlijks in het voorjaar, wat resulteert in een zeer actueel overzicht van schelpdierbanken voor dat jaar (Baptist & Rozemeijer, resultaten van een Or Else-workshop met vissers). De monitoring van schelpdierbanken kan worden verbeterd door systematisch gebruik te maken van informatie en surveydata van schelpdiervissers, die gedetailleerde jaarlijkse gegevens verzamelen over locaties en dichtheden van banken voor hun eigen beheer. Hoewel deze gegevens niet altijd publiek beschikbaar zijn, vormen zij een belangrijke en momenteel onderbenutte bron van informatie met hoge resolutie. Dit kan in combinatie met multibeam backscatter-technologie (Bai, 2026).

6.4 Rekolonisatie van benthische gemeenschappen na mariene zandwinning

6.4.1 Rekolonisatie en herstel

Rekolonisatie verwijst naar het ecologische proces waarbij benthische gemeenschappen zich opnieuw vestigen in een gebied dat is verstoord, beschadigd of volledig verwijderd, doorgaans als gevolg van mariene zandwinning of andere fysieke ingrepen (Cooper et al., 2011; Newell & Woodcock, 2013). Mariene zandwinning verandert het zeebed ingrijpend door het verwijderen van benthische organismen en het wijzigen van bathymetrie en sedimentsamenstelling (Cooper et al., 2011; De Jong et al., 2015b). Direct na baggerwerkzaamheden nemen abundantie en biomassa van benthos doorgaans af met 80–95%, wat wijst op vrijwel volledige verwijdering van fauna (Hill et al., 2011; Waye-Barker et al., 2015). Deze reductie is zelden absoluut, doordat refugia aanwezig blijven. Deze refugia, in combinatie met biologische veerkrachtmechanismen zoals horizontale en verticale migratie, tolerantie voor begraving en beperkte overleving van individuen in diepere sedimentlagen, zorgen ervoor dat sommige organismen aanwezig blijven of snel terugkeren naar het verstoorde gebied.

Een belangrijk onderscheid moet worden gemaakt tussen rekolonisatie en herstel naar de oorspronkelijke toestand. Rekolonisatie beschrijft de terugkeer van organismen naar een verstoorde locatie, vaak beginnend met opportunistische r-strategen. Herstel impliceert daarentegen het herstel van de oorspronkelijke soortensamenstelling, functionele eigenschappen, biomassa-verdeling en stabiliteit van de gemeenschap

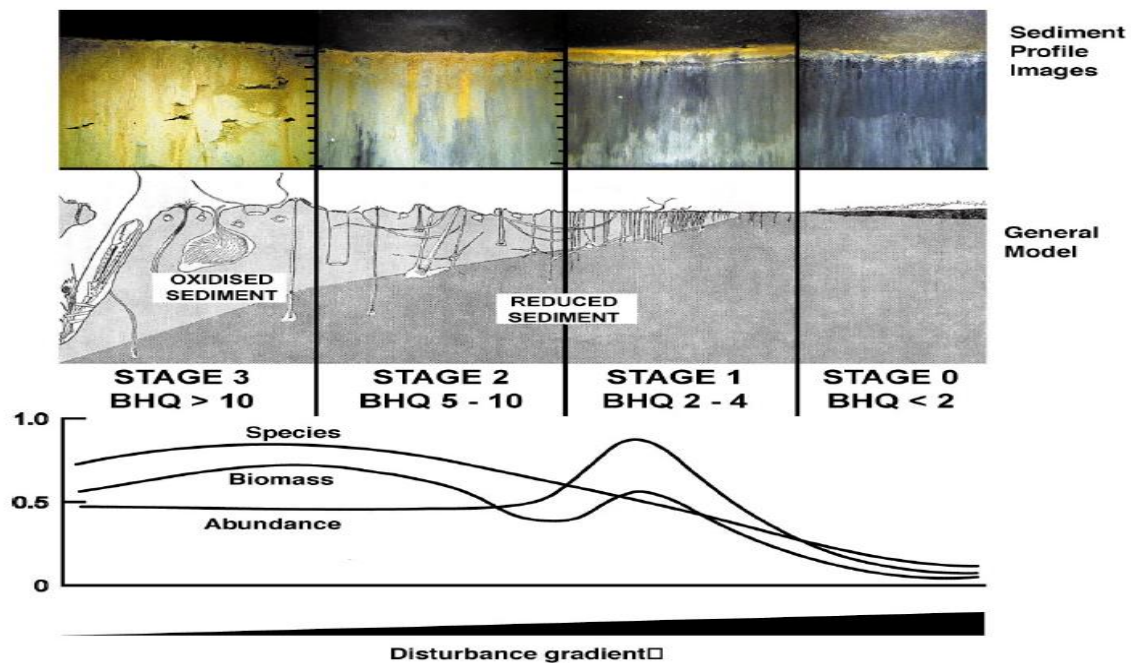
(*Figuur 6-1*, ICES, 2016). Deze processen zijn niet synoniem: een locatie kan snel worden gerekoloniseerd, maar zich ontwikkelen tot een alternatieve stabiele toestand indien sedimentaire en hydrodynamische omstandigheden fundamenteel zijn veranderd (Newell & Woodcock, 2013; De Jong et al., 2016; Mielck et al., 2021). In dergelijke gevallen kan het zeebed verschuiven naar een nieuwe climaxgemeenschap waarbij terugkeer naar de oorspronkelijke biologische toestand onwaarschijnlijk is. Deze persistente veranderingen worden aangedreven door veranderingen in de fysische omgeving, zoals bodemschuifspanning in diepe winputten, die de accumulatie van fijne sedimenten en het verlies van harde substraten bevorderen (Wyns et al., 2021; Mielck et al., 2021).

De grootte en ruimtelijke omvang van de zandwininput zijn cruciale determinanten voor rekolonisatie en herstel. Kleinere verstoorde gebieden herstellen doorgaans sneller vanwege hun nabijheid tot ongestoorde refugia en de mogelijkheid voor volwassen organismen om zich over impactgrenzen te verplaatsen (ICES, 2016; Hill et al., 2011). In kleinere putten wordt rekolonisatie voornamelijk gedreven door migratie van adulte individuen vanuit aangrenzende sedimenten, terwijl grotere winningsputten sterker afhankelijk zijn van larvale aanvoer vanuit de waterkolom. Dit resulteert in een trager herstel en gemeenschappen die aanvankelijk worden gedomineerd door kleine, onvolgroeide pioniersoorten voordat biomassa zich herstelt (Hill et al., 2011; Van Tongeren, 2021). Zeer grote en diepe putten kunnen bovendien langdurig blijven bestaan door beperkte natuurlijke opvulling, fungeren als "slibvallen" en potentieel decennialang aanwezig blijven (Mielck et al., 2018). Dit impliceert dat het winningsontwerp (putgrootte, -diepte, clustering en afstand tot refugia) een direct sturingsinstrument vormt voor effecten en ecologisch herstel.

Vanuit een ecologisch successieperspectief vormt rekolonisatie een overgangsfase die direct na verstoring begint. De eerste kolonisten zijn klein, snelgroeiend en tolerant voor verstoring, en domineren vaak in aantallen maar dragen weinig bij aan de totale biomassa (Hill et al., 2011; Newell & Woodcock, 2013; Waye-Barker et al., 2015). In de loop van de tijd kunnen deze vroege soorten worden vervangen door grotere, langlevende K-strategen naarmate het systeem richting een evenwichtstoestand evolueert (Boyd et al., 2005; Gutperlet et al., 2015).

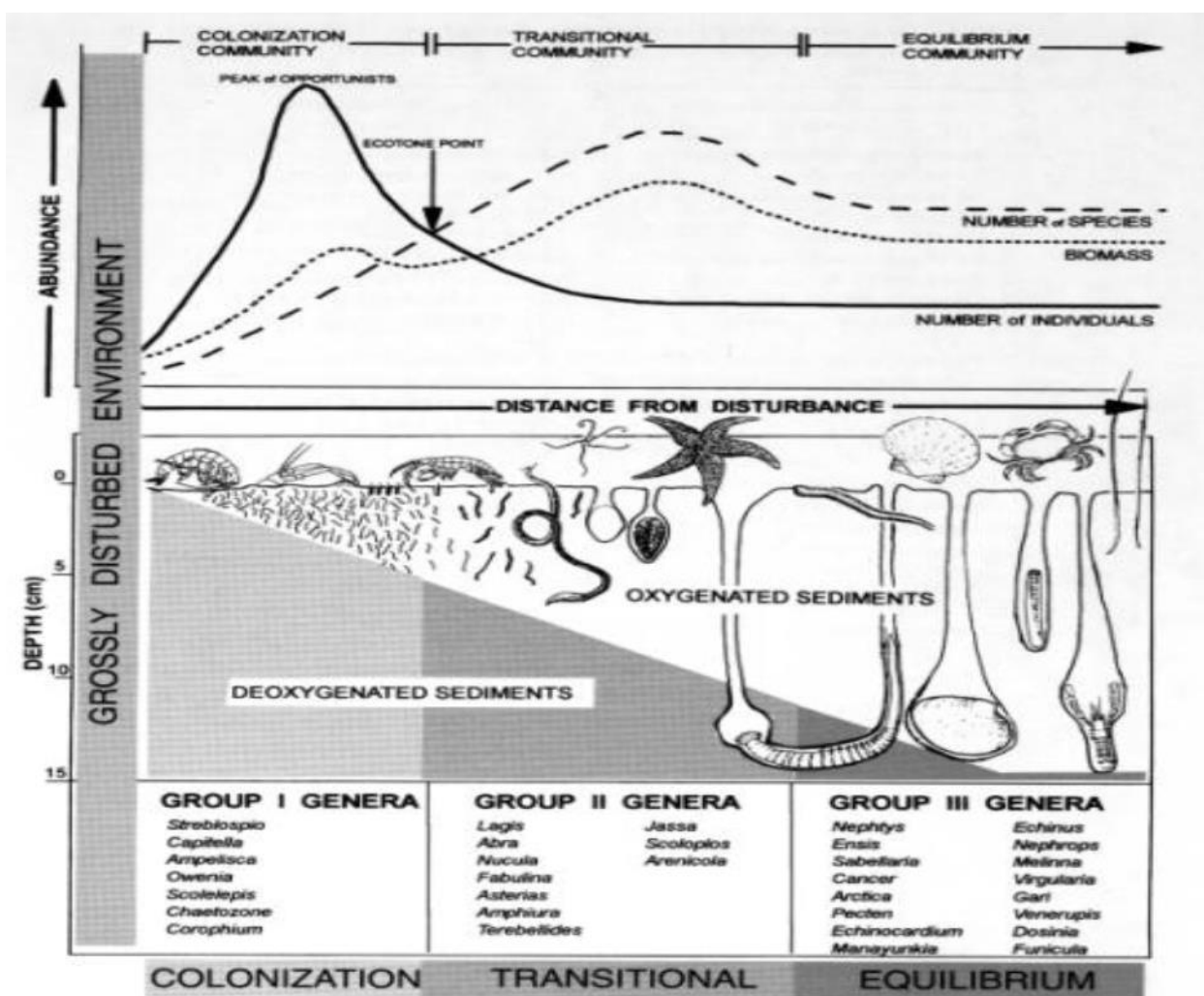
Vanuit milieubeheerperspectief wordt vroege rekolonisatie vaak beschouwd als een verstoorde toestand en niet als daadwerkelijk herstel, aangezien beleidskaders zoals de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (MSFD) een terugkeer naar condities vergelijkbaar met de pre-bagger situatie vereisen (ICES, 2016; Desprez et al., 2022). Tegelijkertijd kan een nieuwe climax- of alternatieve stabiele toestand ecosysteemfuncties leveren, zoals nutriëntenkringloop of voedselbeschikbaarheid voor vissen, die afwijken van het oorspronkelijke systeem, zelfs wanneer de soortensamenstelling veranderd is (De Jong et al., 2016). Zo kunnen depositievoedende tweekleppigen zoals *Abra alba* dominante soorten worden in verdiepte winningsputten, wat resulteert in hoge biomassa en secundaire productie, terwijl deze gemeenschappen functioneel verschillen van de oorspronkelijke zandgebonden assemblages (De Jong et al., 2016; Witbaard et al., 2025).

Direct na baggerwerkzaamheden vertonen bentische gemeenschappen doorgaans sterke afnames in abundantie, soortenrijkdom en biomassa (Waye-Barker et al., 2015; Hill et al., 2011). *Figuur 6-12* en *Figuur 6-13* illustreren het rekolonisatieproces. *Figuur 6-12* laat zien hoe de kwaliteit van bentisch habitat (BHQ) verandert langs een verstoringsgradiënt: stadium 0 representeert recent verstoorde sedimenten met lage zuurstofpenetratie en vrijwel geen macrofauna, terwijl stadium 3 overeenkomt met geoxideerde, goed doorstroomde sedimenten waarin soortenrijkdom en biomassa zijn hersteld. Opvallend is dat de totale abundantie vaak piekt bij een intermediair verstoringsniveau (stadium 2), doordat opportunistische soorten domineren tijdens de vroege rekolonisatie voordat K-strategen zich vestigen. K-strategen, ook wel climax- of evenwichtsoorten genoemd, domineren stabiele, ongestoorde habitats en worden gekenmerkt door trage groei, lange levensduur en een lage en vertraagde reproductiestrategie. Dit patroon benadrukt dat een hoge numerieke abundantie niet noodzakelijk duidt op volledig herstel.



Figuur 6-12 Sedimentprofielafbeeldingen en een gegeneraliseerd model van de kwaliteit van het benthische leefgebied (BHQ) (stadium 0-3) over een verstoringsgradiënt. Naarmate de omstandigheden verbeteren van gereduceerd naar geoxideerd sediment, nemen de soortenrijkdom en biomassa toe, terwijl de abundantie piekt bij een gemiddelde verstoring. De grafiek vat de trends in het aantal soorten, biomassa en abundantie samen in relatie tot toenemende verstoring (Rosenberg 2001).

Het traject en tempo van rekolonisatie worden sterk beïnvloed door fysische en biologische factoren, waaronder de morfologie van de zeebodem na winning, korrelgrootte van het sediment, hydrodynamische omstandigheden en connectiviteit met nabijgelegen bronpopulaties (Mielck et al., 2021; Wyns et al., 2021; ICES, 2016). Gezamenlijk bepalen deze factoren of herstel leidt tot een gemeenschap die lijkt op de situatie vóór winning (volledig herstel van de gemeenschap) of tot een alternatieve stabiele toestand. *Figuur 6-13* (Newell 1998), conceptualiseert het successieproces: de kolonisatiegemeenschap, gedomineerd door snelgroeiende, verstoringstolerante soorten met lage biomassa, wordt gevolgd door een overgangsgemeenschap met soorten zoals *Abra alba*, en uiteindelijk door een evenwichts- (of climax-) gemeenschap gedomineerd door K-strategen (evenwichtssoorten). Leewis et al. (2024) tonen echter aan dat dit traject niet altijd wordt bereikt in winningsputten. Hoewel recent hergekoloniseerde gemeenschappen biomassa-niveaus kunnen bereiken die vergelijkbaar zijn met referentiegebieden, blijven zij gedomineerd door opportunistische soorten met veel kleine individuen en ontwikkelen zij zich niet tot een door K-strategen gedomineerde evenwichtsgemeenschap, maar blijven zij bestaan als een veranderde toestand. De figuur illustreert tevens hoe zuurstofpenetratie en sedimentcondities verbeteren van zuurstofarm naar zuurstofrijk met toenemende afstand tot de verstoring, wat een directe koppeling laat zien tussen sedimentkwaliteit en biologisch herstel en functionele prestaties.



Figuur 6-13 Conceptueel model van ecologische successie na verstoring, dat de overgang toont van een kolonisatiegemeenschap (gedomineerd door opportunistische soorten met hoge abundantie maar lage biomassa) via een overgangsgemeenschap naar een evenwichtsgemeenschap (hogere soortenrijkdom en biomassa). Veranderingen in zuurstofpenetratie en sedimentcondities (van zuurstofarm naar zuurstofrijk) met toenemende afstand tot de verstoring worden weergegeven, evenals representatieve benthische genera (Newell, 1998).

Vanuit een ecologisch successieperspectief vertegenwoordigt rekolonisatie een overgangsfase. De eerste kolonisten zijn kleine, snelgroeiende soorten met korte levenscycli, die vaak domineren in aantallen maar weinig bijdragen aan de biomassa (Hill et al., 2011; Waye-Barker et al., 2015). In de loop van de tijd worden deze vroege soorten vervangen door grotere, langlevende K-strategen naarmate het systeem zich richting een evenwichtstoestand ontwikkelt (Boyd et al., 2005; Gutperlet et al., 2015). De figuren bieden een visuele representatie van dit proces: BHQ-stadia vatten veranderingen samen in soortenaantal, abundantie en biomassa, terwijl het successiemodel van Newell verschuivingen in gemeenschapsstructuur weergeeft samen met verbeteringen in zuurstofvoorziening van het sediment.

Vanuit beheerperspectief zijn herstelcapaciteit en tijdschaal cruciaal bij de beoordeling van de lange termijn aanvaardbaarheid van winningsactiviteiten (Hill et al., 2011; Waye-Barker et al., 2015). Grote verschuivingen in habitat kunnen worden beschouwd als een onacceptabel "habitatverlies" onder MSFD-criteria (sectie 3.1). Biologisch herstel wordt vaak beoordeeld aan de hand van de structuur van benthische gemeenschappen (samenstelling, abundantie en biomassa), maar dit vertegenwoordigt slechts één aspect van herstel. In de praktijk kan herstel worden onderscheiden in structureel herstel (terugkeer van soortensamenstelling en gemeenschapsstructuur), functioneel herstel (herstel van ecologische processen en

functies) en partieel herstel, waarbij slechts enkele componenten van de oorspronkelijke gemeenschap worden hersteld (ICES, 2016).

Het bereiken van volledig herstel kan echter jaren tot decennia duren, of mogelijk nooit plaatsvinden indien habitatkenmerken permanent zijn veranderd (Hill et al., 2011; Witbaard et al., 2025). In het kader van de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (MSFD) wordt "verandering" gedefinieerd op basis van het onderscheid tussen fysieke verstoring en fysiek verlies in relatie tot de integriteit van de zeebodem (Descriptor 6) (Lopez Lopez et al., 2025). Fysieke verstoring verwijst naar een omkeerbare wijziging waarbij antropogene activiteiten het zeebed tijdelijk veranderen zonder een permanente verschuiving in het benthisch habitatype (BHT) te veroorzaken, zoals een tijdelijke verandering in sedimentsamenstelling. Om als verstoring te worden geclassificeerd, moet het habitat het vermogen behouden om binnen maximaal 12 jaar volledig te herstellen naar het oorspronkelijke BHT, overeenkomend met twee MSFD-rapportagecycli (Desprez et al., 2022). Daarentegen wordt fysiek verlies beschouwd als een permanente verandering, waarbij herstel naar verwachting langer dan 12 jaar duurt of waarvan de herstelsnelheid onbekend is (Lopez Lopez et al., 2025).

De centrale vraag luidt derhalve:

In hoeverre leidt rekolonisatie na zandwinning tot herstel van de oorspronkelijke benthische gemeenschap binnen deze termijn van 12 jaar?

6.4.2 Diepte-afhankelijke patronen van rekolonisatie

De winningsdiepte is een belangrijke determinant van de condities van de zeebodem na baggeren, doordat deze de bodemschuifspanning, sedimentmobiliteit, accumulatie van fijn sediment en uiteindelijk het ecologische traject van benthische gemeenschappen bepaalt (De Jong et al., 2016). De effecten van zandwinning en de kans op herstel naar de oorspronkelijke zandige gemeenschap variëren sterk tussen ondiepe (~2 m), intermediaire (~6 m) en diepe (~20 m) winningslocaties. Golf geïnduceerde sedimentverstoring blijft effectief op dieptes tot minder dan 30 m; in de praktijk worden geschikte sedimenten echter zelden dicht bij de kust aangetroffen en nemen de kosten voor het winnen van bruikbare mariene sedimenten toe met de afstand tot de kust. Daarom hebben zandvoorraden op waterdieptes van minder dan 20 m en binnen 10 nautische mijlen van de suppletie locatie de voorkeur als winningsgebied (Mielck et al., 2019).

6.4.2.1 Ondiepe winning (~2 m diepte)

Ondiepe winningslocaties, doorgaans circa 2 m onder het oorspronkelijke zeebed, bevinden zich vaak in hoog-energetische zandige milieus waar sterke getijdenstromingen en golfwerking leiden tot hoge bodemschuifspanning (Kint et al., 2023; Krabbendam et al., 2022; Lopez Lopez et al., 2025; De Jong et al., 2016). Deze hoog-energetische condities zijn niet beperkt tot één duidelijk afgebakend gebied of uitsluitend gedefinieerd door diepte, maar weerspiegelen hydrodynamische omstandigheden die typisch zijn voor waterdieptes <30 m en geomorfologische structuren zoals zandbanken, zandgolven en kustzones (ICES, 2016; Hill et al., 2011). Deze omstandigheden zorgen voor een hoge sedimentmobiliteit en frequente natuurlijke verstoring, wat sneller herstel mogelijk maakt (Desprez et al., 2022; ICES, 2016; Hill et al., 2011). Hierdoor zijn benthische gemeenschappen in dergelijke milieus vooraf aangepast aan verstoring en kan fysisch herstel van baggerdepressies, zoals het opvullen van sporen, snel plaatsvinden, soms binnen maanden of zelfs binnen enkele getijcycli in zeer mobiele zanden (ICES, 2016; Hill et al., 2011). In dergelijke systemen bestaat het opvullingsmateriaal voornamelijk uit zand en grovere fracties.

Door deze natuurlijke instabiliteit verloopt rekolonisatie in ondiepe winningslocaties doorgaans snel in vergelijking met diepere of stabielere milieus. Soortenrijkdom, abundantie en biomassa keren vaak terug naar pre-winningsniveaus binnen circa 6–9 maanden of binnen 1–2 jaar, hoewel sommige studies herstelperioden van 4–6 jaar rapporteren, afhankelijk van lokale sedimentcondities en winningsintensiteit (*Figuur 6-1, Figuur 6-*, Van Dalfsen et al., 2000; Van Dalfsen and Essink, 2001; Boyd et al., 2005; Newell & Woodcock, 2013; De Backer et al., 2014; De Jong et al., 2015b). De vroege rekolonisatie fase wordt doorgaans gedomineerd door opportunistische r-strategen met hoge mobiliteit en reproductiesnelheid, zoals polychaeten (*Pygospio elegans*, *Corophium volutator*, *Owenia fusiformis*, *Lagis koreni*, *Abra alba*) (Hill et al., 2011; Gutperlet et al., 2015). Onder de tweekleppigen behoren verstoringstolerante soorten zoals *Ensis* spp.

en *Spisula subtruncata* tot de vroege kolonisten vanwege hun graafvermogen, mobiliteit en tolerantie voor mobiele sedimenten (De Jong et al., 2015b).

Hoewel numeriek herstel (in termen van dichtheid en biomassa) relatief snel kan optreden, is volledig ecologisch herstel—that wil zeggen herstel van soortensamenstelling, functionele eigenschappen, leeftijdsstructuur en stabiliteit van de gemeenschap—veel minder zeker. Langlevende, diepgravende soorten keren vaak traag terug of helemaal niet indien sedimenteigenschappen veranderen. Langetermijnmonitoring in de Belgische Noordzee (Wyns et al., 2021) illustreert dit patroon. In twee winningsgebieden (EA1, onder continue winning, en EA4c, laatste winning april 2018, laatste bemonstering eind zomer 2019, ~ één jaar rekolonisatie) op circa 2–2,4 m diepte leidde sedimentherverdeling tot een toename van klei- en slibfracties en blootstelling van onderliggende lagen, wat resulteerde in uiteenlopende ecologische trajecten. Continue winning leidde tot accumulatie van fijn sediment en verschuiving naar slib gebonden gemeenschappen, terwijl periodieke winning leidde tot stabielere patronen zonder sterke toename van opportunistische soorten. Dit toont aan dat, hoewel ondiepe winningslocaties vaak snel rekoloniseren en soms zelfs een toename in biodiversiteit vertonen, de resulterende gemeenschapsstructuur substantieel kan verschillen van de oorspronkelijke toestand en afhankelijk is van de winningsdynamiek.

Wat is nieuw sinds 2010?

Langetermijnmonitoring op de Vlaamse banken (Wyns et al., 2021) toont aan dat zelfs ondiepe, hoog-energetische locaties uiteenlopende ecologische trajecten kunnen vertonen afhankelijk van continue versus periodieke winning. In deze context wordt met continue winning bedoeld: zandwinning iedere maand van het jaar, zonder ecologisch relevante rustperiodes binnen hetzelfde winningsvak, terwijl periodieke winning verwijst naar winning met expliciete onderbrekingen (jaren) die rekolonisatie en gedeeltelijk herstel mogelijk maken voordat opnieuw wordt ontgrond (in dit geval ongeveer een jaar). Continue winning kan leiden tot accumulatie van fijn sediment en gemeenschappen gedomineerd door opportunistische taxa, terwijl periodieke winning deze veranderingen mogelijk niet veroorzaakt. Desondanks kunnen gemeenschappen ook dan verschuiven, wat mogelijk wijst op een verschil tussen winning voor suppletie die meestal in grote tussenpozen gaat in Nederland en commerciële winning op de Vlaamse Banken (België) die op enkele locaties iedere dag doorgaat.

Vanuit MSFD-perspectief kan fysieke verstoring, zelfs bij ondiepe winningsdieptes, binnen één rapportagecyclus van 12 jaar omkeerbaar zijn; de soortensamenstelling van de gemeenschap kan echter alsnog afwijken van de oorspronkelijke referentie, met name bij frequente of continue winning.

Kennislacunes

Er is een gebrek aan studies die bentisch herstel beoordelen in termen van zowel soortabundantie en biomassa als ecosysteem functioneren, wat het vermogen beperkt om ecosysteemresistentie tegen continue verstoring en periodieke verstoring te voorspellen en lange termijn hersteltrajecten te modelleren.

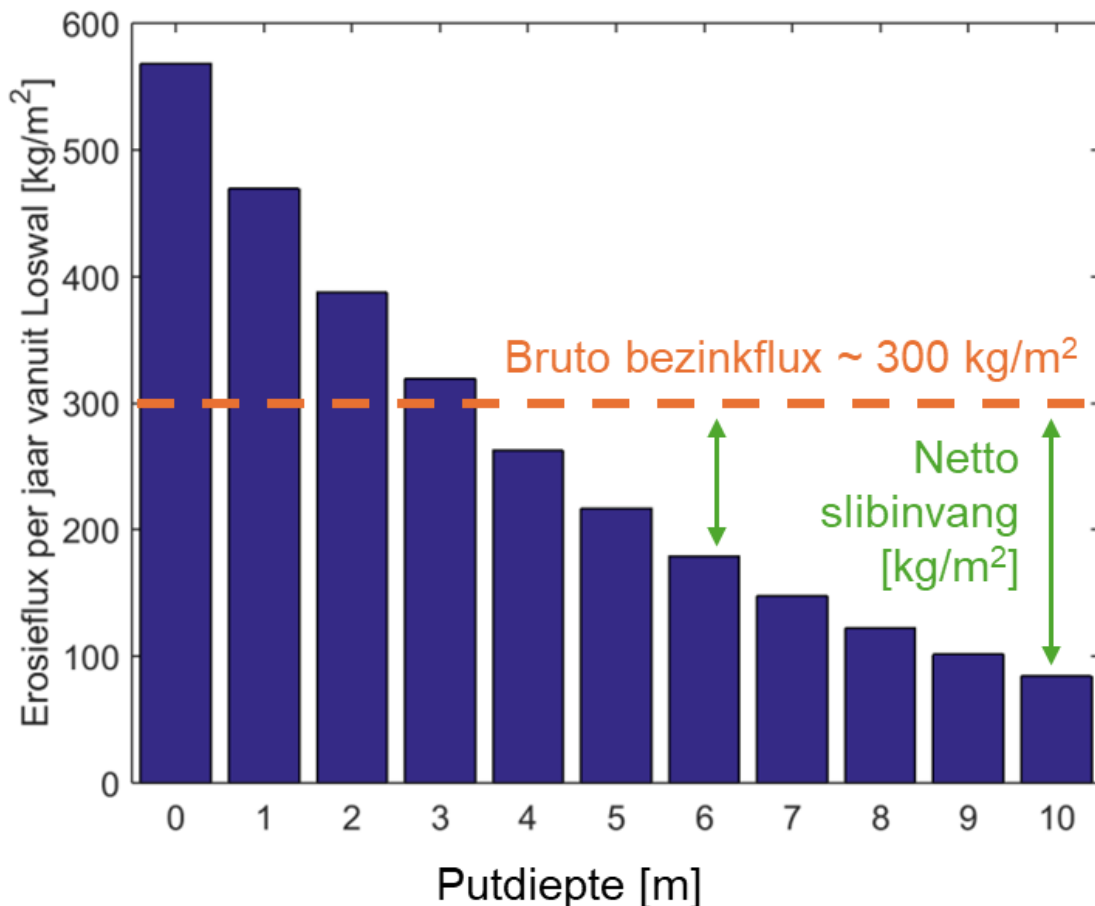
6.4.2.2 Intermediaire winning (~4 tot 6 m)

Intermediaire winningslocaties, doorgaans circa 6 m onder het oorspronkelijke zeebed, vertegenwoordigen een overgangszone in hydrodynamische zin. Hydrodynamische energie en bodemschuifspanning zijn lager dan in ondiepe, hoog-energetische zandbanksystemen, maar hoger dan in diepe, beschutte winputten (Witbaard et al., 2025). Studies naar vergelijkbare diepteveranderingen, zoals winningsdieptes van 5–12 m of een uitgediepte vaargeul tot circa 8 m bij een waterdiepte van ongeveer 20 m, tonen een meetbare afname in bodemschuifspanning (De Jong et al., 2016). Bijvoorbeeld, getijgemiddelde bodemschuifspanning in de uitgediepte vaargeul namen af tot circa $0,17 \text{ N m}^{-2}$. Deze afname is niet extreem, maar wel voldoende om sedimentdynamiek te beïnvloeden.

Door de matige reductie in bodemschuifspanning neemt sedimentmobiliteit af en wordt het vermogen van stromingen om fijn materiaal te verwijderen beperkt. Hierdoor kunnen intermediaire winningsputten fungeren als opvanggebieden voor fijn sediment, zoals slib en zeer fijn zand, wat leidt tot een verschuiving naar een sedimentsamenstelling met een hoger aandeel fijne fracties (Witbaard et al., 2025; De Jong et al., 2016). Volgens van Kessel et al. (2026) begint van ongeveer 4 meter verdieping de structurele accumulatie van slib in de put (*Figuur 6-14*). Bij putten ondieper dan circa 4 m is de potentiële erosieflux van slib groter

dan de bruto sedimentatie, zodat er netto geen slib accumuleert. Er kan wel tijdelijke sedimentatie optreden in rustige periodes

Er kan ook een sediment achterblijven met een andere D50 (Leewis et al., 2024). Deze veranderingen treden doorgaans langzamer en persistenter op dan in ondiepe winningslocaties (~2 m), doordat natuurlijke herwerking minder frequent is en laterale sedimentaanvoer beperkter. Binnen MSFD-terminologie kan dit betekenen dat dergelijke putten mogelijk richting 'fysiek verlies' bewegen, afhankelijk van hersteltijd en schaal.



Figuur 6-14 Netto slibinvang in een zandwinput als functie van bruto bezinkflux $ws \times C$ (ca. 300 kg/m²/jaar) en erosieflux vanuit de put. De gebruikte valsnelheid Ws is ca. 0.5 mm/s en de slibconcentratie in de waterkolom (C) is ca. 20 mg/l.

Winningsputten binnen de diepteklasse van 4–6 m vormen daarmee een overgangszone die biologische verschuivingen kan veroorzaken. Op deze dieptes functioneren putten als sedimentvallen door de grotere waterdiepte binnen de put, wat leidt tot lokaal verminderde stroomsnelheden (Witbaard and Craeymeersch, 2023). Deze rustigere omstandigheden maken het mogelijk dat slib en modder bezinken en achterblijven.

De literatuur toont gemengde resultaten voor rekolonisatie op deze dieptes. Numeriek herstel (abundantie) kan nog steeds binnen circa één tot twee jaar optreden indien het sediment overwegend zandig blijft. Wanneer echter fijne fracties accumuleren, volgt rekolonisatie een ander ecologisch traject. In plaats van herstel naar de oorspronkelijke zandgemeenschap verschuift het systeem naar een fauna aangepast aan slibrijk zand, hogere organische stofgehalten en lagere bodemschuifspanning (Leewis et al., 2024, Witbaard et al., 2025). Ook al dient hierbij ook in acht genomen te worden dat het achtergebleven sediment van korrelgrootte veranderd kan zijn (Leewis et al., 2024)

Verschillende studies rapporteren dat herstel van abundantie en biomassa relatief snel kan optreden (bijvoorbeeld binnen vier tot zes jaar), terwijl de resulterende gemeenschap sterk afwijkt van de pre-winningssituatie (Witbaard et al., 2025). Dit kan het gevolg zijn van subtiele verschillen in korrelgrootte,

slibgehalte, organisch stofgehalte of doordat de gemeten systemen zich nog in een overgangsfase bevinden richting een onbekende climaxtoestand. Productiviteit en biomassa kunnen zelfs hoger zijn dan in referentiegebieden, als gevolg van verhoogde voedselbeschikbaarheid door accumulatie van fijn sediment en organisch materiaal (De Jong et al., 2016).

Deze door sediment gemedieerde veranderingen beïnvloeden de functionele structuur van de benthische gemeenschap. Depositievoeders en soorten die tolerant zijn voor slibrijkere substraten worden bevoordeeld, terwijl interstitiële zandspecialisten afnemen als gevolg van verminderde sedimentstabiliteit. Het voorbeeld van de uitgediepte vaargeul illustreert deze verschuiving duidelijk. Bij bodemschuifspanning-waarden rond $0,17 \text{ N m}^{-2}$ ontwikkelde het systeem een duidelijke, zeer productieve gemeenschap die werd gedomineerd door de depositie-feeder tweekleppige *Abra alba* (De Jong et al., 2016). Deze soort heeft een voorkeur voor licht slibrijke fijne zanden en regimes met lagere bodemschuifspanning. De dominantie van deze soort, samen met andere slibtolerante taxa, weerspiegelt een fundamentele verschuiving in de gemeenschapsstructuur, waarbij de biomassa toenam tot meer dan het dubbele van die van de oorspronkelijke zandige gemeenschap.

Opgemerkt dient te worden dat de hogere slibpercentages in de uitgediepte vaargeul in het geval van De Jong (2016) het gevolg kunnen zijn van geforceerde aggregatie van slib door de Region of Fresh Water Influence (ROFI), en het daaruit voortvloeiende bodentransport van slib richting zowel de kust als de haven.

Intermediaire winning creëert omstandigheden waarin rekolonisatie plaatsvindt, maar niet een traject volgt dat leidt tot herstel van de benthische gemeenschap naar de oorspronkelijke toestand. De gecombineerde effecten van een matig gereduceerde hydrodynamiek, het invangen van fijn sediment en veranderde functionele omstandigheden leiden tot een persistente verschuiving in zowel de taxonomische als functionele (trait-based) gemeenschapsstructuur. Herstel naar de referentietoestand is daarom onzeker binnen gangbare monitoringstermijnen, zoals jaarlijkse monitoring gericht op het kwantificeren van winningsintensiteit of meerjarige monitoring over perioden tot circa 10 jaar (Goedefroo et al., 2023).

Wat is nieuw sinds 2010?

Intermediaire winningslocaties kunnen een matige afname in bodemschuifspanning vertonen, wat sedimentmobiliteit vermindert en accumulatie van fijn sediment bevordert. Volgens modellen begint van ongeveer 4 meter verdieping de structurele accumulatie van slib in de put.

Kennislacunes

Veranderingen in gemeenschappen en habitat bij intermediaire winningslocaties zijn nog onvoldoende bekend. Hoewel er aanwijzingen zijn voor een toename in slibgehalte, zijn rekolonisatie paden nog niet systematisch onderzocht. Momenteel is er wel een Before-After-Control-Impact studie gestart naar de rekolonisatie van een zandwinning van -6 m onder het zeebed ten noorden van Ameland (Baptist & Rozemeijer, 2024).

6.4.2.3 Diepe winning (~20 m diepte)

De winningsdiepte bepaalt in sterke mate het traject en eindpunt van benthische rekolonisatie. Monitoring van de 14 km² grote Maasvlakte 2 (MV2)-put, uitgegraven tot 20 m onder het oorspronkelijke zeebed, toont aan dat diepe winning resulteert in een onderscheidend, door diepte gestuurd herstelpad dat stabiliseert in een nieuwe ecologische toestand in plaats van herstel van de oorspronkelijke zandige benthische gemeenschap (Van Tongeren, 2021).

Biologische rekolonisatie in diepe winningsputten volgt een gestructureerde, meerjarige ontwikkeling richting een dynamisch evenwicht. Binnen twee jaar na beëindiging van het baggeren werd de put opnieuw gekoloniseerd door benthische fauna in relatief hoge dichtheden. De totale biomassa bleef echter laag, aangezien de gemeenschap voornamelijk bestond uit kleine pioniersindividuen. Deze ont koppeling tussen dichtheid en biomassa weerspiegelt snelle larvale vestiging in een veranderd maar fysisch stabiel habitat. Tussen jaar twee en vier namen individuen in grootte toe en steeg de biomassa overeenkomstig. Ongeveer vier jaar na de winning bereikten zowel dichtheid als biomassa niveaus vergelijkbaar met omliggende referentiegebieden. Multivariate analyses (DCA) toonden aan dat de soortensamenstelling in putbodems,

hellingen, randen en Building with Nature (BwN)-structuren rond 2012 overeenkwam met referentiegebieden, wat duidt op het bereiken van een dynamisch evenwicht vergelijkbaar met omliggende habitats. De diepste niet-gebaggerde delen vertoonden sterke overeenkomsten met controlelocaties, hoewel variabiliteit in dichtheid en biomassa een nauwkeurige bepaling van het evenwicht beperkte. Dit wijst erop dat diepe winning niet noodzakelijk het numerieke herstel vertraagt, maar wel de terugkeer naar de oorspronkelijke soortensamenstelling en gemeenschapsconditie. Na circa vier jaar bereikten de diepste delen van de MV2-put een dynamisch evenwicht. De soortensamenstelling vertoonde interjaarlijkse fluctuaties vergelijkbaar met controlelocaties. De evenwichtsgemeenschap verschilde echter fundamenteel van de pre-extractie zandgemeenschap, wat wijst op stabilisatie van een nieuwe gemeenschapsconfiguratie in plaats van herstel.

Het veranderde rekolonisatieproces op circa 20 m onder de oorspronkelijke zeebodem wordt gedreven door veranderingen in hydrodynamische forcering. Winning tot deze diepte reduceert de stroomsnelheden nabij de bodem aanzienlijk. Modelresultaten van vergelijkbare diepe winningsputten tonen dat getijgemiddelde bodemschuifspanning afneemt tot circa $0,08 \text{ N m}^{-2}$ bij 20 m winningsdiepte en zelfs tot $0,04 \text{ N m}^{-2}$ bij 24 m diepte (De Jong et al., 2016). Diepe winningslocaties, doorgaans rond 20 m onder het oorspronkelijke zeebed, creëren grote en persistente bathymetrische depressies die hydrodynamische condities sterk veranderen. Stroomsnelheden binnen deze depressies zijn aanzienlijk lager dan in het omliggende gebied, wat resulteert in zeer lage bodemschuifspanning (De Jong et al., 2014). Deze omstandigheden lijken op natuurlijk beschutte, laag-energetische milieus en veranderen sedimenttransportprocessen fundamenteel. Door de gereduceerde hydrodynamische energie is sedimentmobiliteit sterk beperkt en fungeert de winningsput als een effectieve val voor fijn sediment en organisch materiaal, aangezien verzwakte stromingen niet langer in staat zijn slib en modder af te voeren (De Jong et al., 2016). Natuurlijke opvulling van deze diepe putten verloopt zeer traag door beperkte sedimentbeschikbaarheid en het ontbreken van energetische processen die normaal zand herverdelen (De Jong et al., 2015b).

Monitoring van de Maasvlakte 2-put bevestigt de ecologische consequenties van deze sedimentaire veranderingen. Het slibgehalte ($<63 \mu\text{m}$) werd geïdentificeerd als de primaire determinant van de infaunacompositie (Van Tongeren, 2021). Tijdens het baggeren werden zand en fijne fracties vrijgezet, waarbij een deel van de fijne fracties via overflow verloren ging; diepere delen accumuleerden echter later fijne fracties, in overeenstemming met verminderde golfwerking en stroomsnelheden. De slibpercentages stabiliseren naar verwachting binnen vier tot acht jaar na de winning, waarbij de diepste delen consequent de hoogste concentraties vertonen (Van Tongeren, 2021).

Gemeenschapsstructuren weerspiegelden deze sedimentgradiënten. Soorten die kenmerkend zijn voor lage slibgehalten: *Ophelia limacina* (brokkelworm), *Ophiocten affinis* (slangster), *Spio goniocephala* (borstelworm), *Cumopsis goodyeari* (kommakreeftje). Deze domineerden licht beïnvloede gebieden. Slibrijke zones werden gedomineerd door slibtolerante soorten als *Barnea candida* (witte boormossel), *Loimia medusa* (kokerworm), *Harmothoe glabra* (gladde schubworm), *Echiurus echiurus* (lepelworm), *Venerupis senegalensis* (tapijtscelp), *Amphiura squamata* (dwergslangster), en *Lutraria lutraria* (otter schelp), met *Macoma balthica* (nonnetje), die een voorkeur hebben voor ondiepere, slibrijke gebieden. Epifauna vertoonde eveneens patronen gestuurd door diepte en slibgehalte, waarbij diepere zones, waar de volgende soorten zich bevinden: *Petricola pholadiformis* (Amerikaanse boormossel), *Necora puber* (fluwelen zwemkrab), *Angulus donacinus* (kleine platschelp), *Psammechinus miliaris* (groene zee-egel), en *Mya truncata* (afgeknotte gaper), terwijl ondiepere gebieden *Ensis* sp., *Diogenes pugilator* (kleine heremietkreeft), *Asterias rubens* (gewone zeester), *Nassarius reticulatus* (gevlochten fuikhoorn), en *Spisula elliptica* (ovale strandschelp) bevatten.

Langetermijn-onderzoek in de regio Sylt in de zuidoostelijke Noordzee toont de persistentie van deze veranderde toestanden aan (Mielck et al., 2021). In dat geval vertoonde een 20 m diepe winningsput blijvende sedimentverfijning, verhoogde slibgehalten en zeer trage opvulling, zelfs na meer dan 35 jaar. De benthische gemeenschap verschoof van zandminnende naar slibtolerante soorten, en volledig herstel werd geschat op eeuwen. Dit duidt op een alternatieve stabiele toestand waarin het systeem niet langer de fysische condities bezit om de oorspronkelijke fauna te ondersteunen.

Diepe winning creëert omstandigheden waarin biomassa snel kan herstellen, maar herstel naar de oorspronkelijke gemeenschap zeer onwaarschijnlijk is. De sterke reductie in hydrodynamische energie, lage bodemschuifspanning en hoge depositiesnelheid van fijn sediment leiden tot een fundamenteel nieuw habitat. De resulterende benthische gemeenschap wordt gedomineerd door depositievoeders en opportunistische soorten die zijn aangepast aan laag-energetische, slibrijke omstandigheden. Dit resulteert in een blijvende verschuiving in ecologische structuur en functie in plaats van herstel van het oorspronkelijke zandige systeem. De diepe zandput vormt een nieuw habitattype met een dunne slibrijke toplaag boven een zandige ondergrond. Dit maakt vestiging van sommige oppervlakkig levende slibfauna mogelijk, terwijl diepgravende slibsoorten uit typische modderhabitats afwezig blijven (Mielck et al., 2021).

Vanuit beheerperspectief zijn deze persistente habitatveranderingen van groot belang. Vanuit beheerperspectief zijn deze persistente habitatveranderingen van groot belang. Indien herstel langer dan twee MSFD-rapportagecycli (12 jaar) uitblijft, wordt dit binnen het MSFD-kader aangemerkt als fysiek verlies zowel door een verandering van de hydraulische condities als door een verandering van het habitat (zie hoofdstuk 3, Lopez Lopez et al., 2025). (). Diepe winningsputten die een blijvende overgang van zandig naar slibrijk habitat ondergaan dragen daarmee bij aan de nationale limiet voor toegestaan habitatverlies.

Wat is nieuw sinds 2010:

Recente studies, met name het Maasvlakte 2-project (Van Tongeren, 2021), bevestigen vroege successiestadia zoals beschreven door Newell (1998), maar tonen een fundamenteel ander eindpunt voor diepe winning (>20 m). In plaats van herstel naar een zandige K-strategengemeenschap functioneren diepe putten als slibvallen en ontstaat een permanente habitatverandering. De resulterende gemeenschap wordt gedomineerd door slibminnende soorten, terwijl een dynamisch evenwicht al binnen circa vier jaar wordt bereikt. Biomassa en dichtheden herstellen tot niveaus vergelijkbaar met referentiegebieden, wat wijst op functioneel herstel ondanks veranderde soortensamenstelling. Verwachte anoxie in diepe putten werd niet waargenomen; milde hellingen en getijstrooming zorgen voor voldoende zuurstofvoorziening. Slibgehalte stabiliseert binnen vier tot zes jaar waarbij de rol ervan als primaire bepalende factor voor de samenstelling van de bodemfauna wordt benadrukt.

Sinds 2010 hebben verschillende aanvullende ontwikkelingen het begrip en de beheersing van diepe zandwinning verder gevormd. Sinds de implementatie van de MSFD is de nadruk sterker komen te liggen op expliciete herstelverwachtingen en drempelwaarden voor zeebodemintegriteit (D6) en biodiversiteit (D1), waardoor ecologische effecten en hersteltrajecten van zandwinning beleidsmatig scherper worden beoordeeld dan vóór 2010. (ICES, 2016). Grootschalige projecten zoals MV2 hebben aangetoond dat diepe putten kunnen functioneren als "*biologische oases*", waarbij de macrozoobenthische biomassa binnen twee jaar vervijfvoudigde. Tegelijkertijd is aangetoond dat ecologische landschapsvormende initiatieven (bijv. *Building with Nature*-zandgolven) de habitatheterogeniteit en biodiversiteit kunnen vergroten. Technologische vooruitgang, waaronder multibeam echosounder (MBES)-kartering en EMODnet-dataintegratie, maakt nu nauwkeurige, hoog-resolutie monitoring mogelijk van bathymetrie, sedimentsamenstelling en benthische gemeenschappen.

Kennisleemtes

Ondanks de vooruitgang die is geboekt met MV2 en andere grootschalige projecten, blijven aanzienlijke onzekerheden bestaan met betrekking tot de effecten van diepe zandwinning. De lange termijn stabiliteit van deze alternatieve benthische gemeenschappen, voorbij een periode van tien jaar, is nog onvoldoende bekend, met name wat betreft functionele veerkracht en ecosysteemdiensten. Kwantitatieve drempelwaarden voor slibaccumulatie, verrijking met organisch materiaal en hun effecten op soortenturnover zijn nog steeds slecht gedefinieerd. Hersteltrajecten onder verschillende hydrodynamische regimes, vooral in gebieden met een lagere getij-energie dan de zuidelijke Noordzee, blijven onzeker. Daarnaast is de effectiviteit van ecologische landschapsinterventies (bijv. kunstmatige zandgolven) in het bevorderen van oorspronkelijke gemeenschapstypen versus alternatieve stabiele toestanden nog niet volledig gekwantificeerd. Er is ook beperkte kennis over cumulatieve effecten wanneer diepe zandwinning samenvalt met andere antropogene drukfactoren, zoals bodemsleepnetvisserij, offshore constructies of door klimaat gedreven sedimentverschuivingen. Deze leemtes beperken voorspellende modellen voor herstel en bemoeilijken de formulering van op bewijs gebaseerde beheerdoelen voor zeebed integriteit en biodiversiteit.

6.4.3 Analyse via traits

Momenteel wordt trait analyse meer en meer ingezet als analyse tool om de gevolgen van een activiteit te onderzoeken. In de mariene ecologie en milieubeoordelingen worden biologische traits⁶ gebruikt om bv (Bolam & Eggleton 2014, Beauchard et al., 2021, 2023; Festjens et al., 2023; Goedefrou et al., 2023):

- ecosystemen functioneel te beschrijven;
- gevoeligheid voor verstoringen (zoals zandwinning, visserij of baggeren) te beoordelen;
- ecosysteefuncties en veerkracht te analyseren;
- veranderingen in biodiversiteit beter te interpreteren dan enkel via soortenaantallen.

Er zijn al verschillende studies waarbij trait analyse is toegepast voor zandwinning: Barrio Froján et al. (2011) en Wan Hussin et al. (2012) voor gravel en grove zanden; Festjens et al., (2023) en Goedefrou et al., (2023) voor de Vlaamse Banken. Trait analyse is een krachtig tool alleen iedere auteur gebruikt zijn eigen set aan traits. Daarom lijkt het zaak de aanpak te harmoniseren. Beauchard et al. (2021) hebben een twee-traps benadering ontwikkeld voor de effecten van visserij op benthos. Rozemeijer et al. (2025) hebben deze techniek ook toegepast op de effecten van visserij op epibenthos en een eerste stap gedaan het principe toepasbaar te maken voor klimaatverandering. In deze twee-trapsbenadering worden eerst de trait karakteristieken bepaald voor gevoeligheid, herstelbaarheid en de resultante daarvan kwetsbaarheid. In de tweede stap worden eventuele veranderingen in het ecosysteem functioneren bepaald. Eventueel kan er gedacht worden aan een drie-trapsbenadering waarin in de derde stap gekeken wordt naar foerageerstrategieën aangezien deze laatste stap al zijn nut bewezen heeft in eerdere analyses (Witbaard & Craeymeersch, 2023, Witbaard et al., 2025). Op deze manier wordt goed uitelkaar getrokken wat de mogelijk effecten zijn. Eerst de analyse van rekolonisatie op kwetsbaarheid (wat een belangrijk aspect is gezien de normale ontwikkeling van r – naar k-strategen, *Figuur 6-1, Figuur 6-12, Figuur 6-13*), en dan op ecosysteem functioneren in plaats van een mengelmoeis van effecten die de echte betekenis verduisteren.

6.5 Effecten

6.5.1 Directe effecten

6.5.1.1 Habitatdestructie

De belangrijkste directe druk die samenhangt met mariene zandwinning is de fysieke verwijdering van het zeebodemsediment (Waye-Barker et al., 2015; Hill et al., 2011). Baggerwerkzaamheden, met name uitgevoerd met sleephopperzuigers (TSHDs), verwijderen gelijktijdig oppervlakkige sedimentlagen en de daarin aanwezige benthische organismen (ICES, 2016; De Backer et al., 2014). Dit mechanische proces leidt tot een aanzienlijke verandering in de morfologie van de zeebodem (Lopez Lopez et al., 2025; Uścinowicz et al., 2014). Afhankelijk van de winningsmethode ontstaan verschillende morfologische structuren: sleephopperzuigen resulteert doorgaans in langgerekte voren of baggersporen, vaak 1 tot 3 meter breed en 0,3 tot 1 meter diep (ICES, 2011; Hill et al., 2011). De vorming van winningsputten leidt tot een sterk gewijzigde bathymetrie. In Nederland wordt marien zand hoofdzakelijk gewonnen met behulp van de sleephopperzuiger (TSHD) (Rozemeijer en Graafland, 2007). De winningsdiepte, gereguleerd door het Nederlandse beleid, bepaalt de ruimtelijke toepassing: zandwinning is doorgaans toegestaan tussen de -20 meter dieptelijn en de grens van 12 (sinds 2026 12+2) nautische mijlen. Binnen de eerste 2 km vanaf de -20 m-lijn is uitsluitend ondiepe winning toegestaan tot maximaal 2 m onder het oorspronkelijke zeebed (De Jong et al., 2016; Kleijberg et al., 2017).

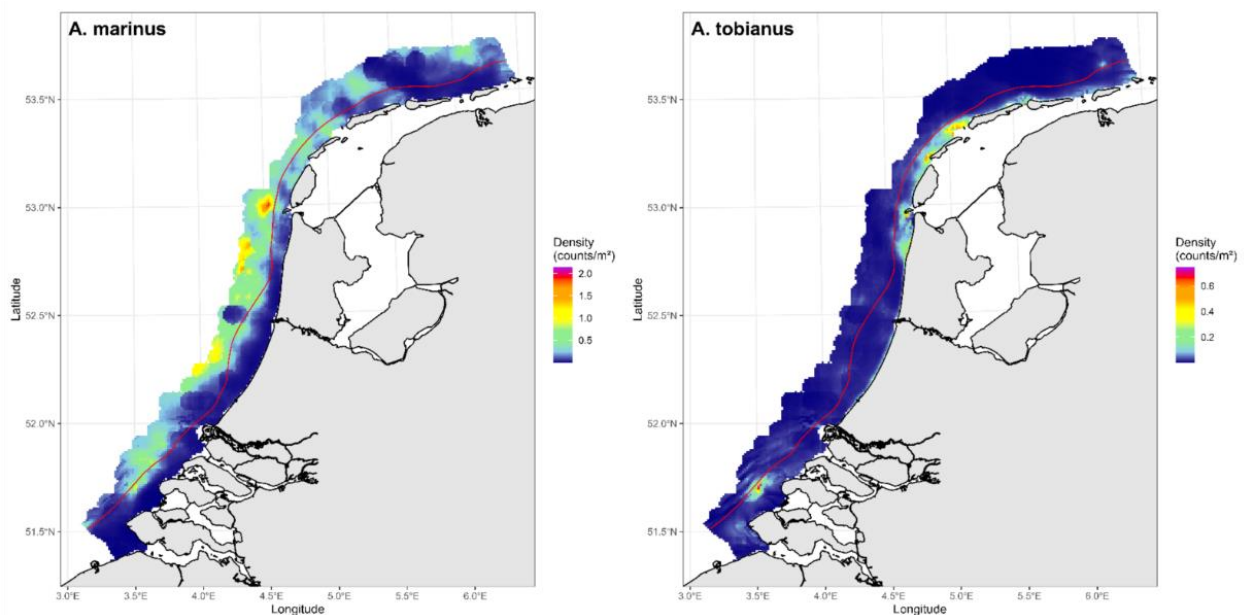
De directe consequentie van sedimentverwijdering is een acute fysieke verstoring en het verlies van bestaande habitatstructuren (Waye-Barker et al., 2015; De Backer et al., 2014; Mynott et al., 2021). Het

⁶ Biologische traits (ook wel biological traits of functionele kenmerken) zijn meetbare eigenschappen van organismen die bepalen hoe soorten functioneren, reageren op hun omgeving en bijdragen aan ecosysteemprocessen. Traits beschrijven dus niet zozeer wie een soort is (taxonomie), maar wat een sedimentdiepte waarin een organisme leeft soort doet en hoe zij leeft. Voorbeelden van biologische traits zijn: lichaamsgrootte; levensduur; groeisnelheid; voortplantingsstrategie etc.

winningsproces kan leiden tot blootlegging van onderliggende geologische lagen die verschillen van het oorspronkelijke substraat, met name bij hoge winningsintensiteiten (Cooper et al., 2011). In Nederland is de ondergrond goed bekend en wordt een minimale afstand van 1 m tot klei- of veenlagen aangehouden.

Sedimentverwijdering verandert het fysische habitat (Waye-Barker et al., 2015; Wyns et al., 2021; De Jong et al., 2016; Mielck et al., 2019). Daarnaast leidt de wijziging van de zeebodempotografie, met name de vorming van diepere putten, tot significante veranderingen in de lokale hydrodynamiek (De Jong et al., 2015b; De Backer et al., 2014; Mielck et al., 2019; Desprez et al., 2022). De toename in waterdiepte binnen winningsputten veroorzaakt een lokale afname van bodemsnelheden en bodemschuifspanning (De Jong et al., 2016; Wang et al., 2018). Deze veranderingen in fysische condities vormen de basis voor secundaire of indirecte effecten, zoals preferentiële sedimentatie van fijne fracties in de ontstane depressies (zie paragraaf 6.4.4) (De Jong et al., 2014).

Een nieuwe ontwikkeling is dat er nu specifiek gebieden aangewezen kunnen worden voor trofische sleutelsoorten als *Spisula*, *Ensis* en de twee zandspieroortsoorten (*Ammodytes marinus* en *Ammodytes tobianus*, *Figuur 6-10*, *Figuur 6-11*, *Figuur 6-15*, Witbaard et al., 2025, Parmentier in prep). Dergelijke habitats zijn zeer specifiek. Bv *Spisula* banken hebben een nauw venster rond de $\sim 200 \mu\text{m}$ (Rozemeijer & Baptist, 2025). Zandspieroort houdt schoon grof zand met weinig slib (voorkeursrange $250\text{--}1200 \mu\text{m}$). In dergelijk sediment is de wateruitwisseling gemakkelijk, zodat het zuurstofgehalte van het interstitiële water voldoende hoog is om te ademen. Schulz et al (2025) laten zien dat zandwinning kan leiden tot een verandering van het habitat voor verschillende schelpdieren. De eisen voor zandspieroort zijn ook specifiek. Doorkijkend naar een toekomst met zeer veel zandwinning lijkt het zaak deze belangrijke gebieden te behouden en niet alleen feitelijke schelpdierbanken en zandspieroort concentraties maar ook de **potentie** van schelpdierbanken en zandspieroort soorten te beschermen. Schelpdierbanken komen namelijk onvoorspelbaar opzetten en zo verdwijnen ze ook weer. De schelpdierbanken zelf beschermen biedt te weinig bescherming. Het gaat hierbij om zowel zandwinning als ook suppleties.



Figuur 6-15 Verspreiding van twee zandspieroortsoorten Ammodytes marinus en Ammodytes tobianus langs de Nederlandse Noordzeekust (Parmentier et al., ingediend). De doorgaande 20 m-dieptelijns is in rood weergegeven. Let op de verschillende schalen voor de twee soorten.

6.5.1.2 Sterfte van benthische organismen

Benthische organismen zijn bijzonder gevoelig voor de directe effecten van baggeren vanwege de niet-selectieve verwijdering van oppervlakkige sedimentlagen (ICES, 2016). Het merendeel van de macrofauna bevindt zich in de bovenste 30 cm van de sedimentkolom, waardoor sterftepercentages direct samenhangen met het verwijderde oppervlak (Loia et al., 2020; Waye-Barker et al., 2015; ICES, 2016). De kwetsbaarheid wordt bepaald door soortspecifieke eigenschappen, waaronder graafdiepte, mobiliteit, grootte en

voortplantingsstrategie. Doelsoorten zoals *Spisula subtruncata*, *Donax vittatus*, *Macoma balthica*, *Tellina fabula*, *Ensis* spp. en *Lutraria lutraria* worden direct beïnvloed door zandwinning (Schultz et al., 2025). Soorten met een K-strategie, doorgaans groot en langlevend, zoals bepaalde tweekleppigen en gravende zee-egels, vertonen hoge sterfte en een beperkt herstellvermogen. Daarentegen zijn soorten met kenmerken zoals hoge mobiliteit of snelle voortplanting (r-strategen) beter in staat om fysieke verstoring te ontlopen of snel opnieuw te koloniseren (Hill et al., 2011). Zo wordt de witte dunschelp (*Abra alba*) vaak abundant in winningsputten na extractie en toont deze soort een hoge tolerantie voor veranderde omstandigheden, met name verhoogde slibgehalten en mogelijk lagere zuurstofconcentraties (Schultz et al., 2025; De Jong et al., 2015b; De Jong et al., 2016). *A. alba* is kortlevend en heeft een hoge reproductiesnelheid en kan zijn sifon verlengen om zuurstofrijk water te bereiken. Daarentegen zijn buisvormende soorten zoals *Lanice conchilega* afhankelijk van gemengde zandsubstraten en kunnen zij moeite hebben hun biogene structuren te behouden bij hoge sedimentatiesnelheden of verhoogde slibfracties (Schultz et al., 2025).

De fysieke interactie tussen de baggerkop en de zeebodem veroorzaakt directe sterfte van benthische fauna (Boone, 2010; Krause et al., 2010; Mynott et al., 2021). Sterfte treedt op doordat individuen fysiek beschadigd raken (lichamen, schelpen of gangenstructuren worden vernietigd), van het substraat worden verwijderd of in de zuigleiding terecht komen (Boone, 2010; Krause et al., 2010; Mynott et al., 2021). De verwijdering van sediment elimineert de bestaande habitatstructuur voor zowel infaunale als epifaunale soorten (Hill et al., 2011; Le Bot et al., 2010; Loia et al., 2020). Het verwijderen van grovere sedimentfracties, zoals grind, leidt tot verlies van aanhechtingsplaatsen voor sessiele epifauna, waaronder zeepokken en hydroïdpoliepen (Hill et al., 2011). Aangezien diverse gemeenschappen vaak voorkomen in gemengde sedimenten die zowel infauna als epifauna ondersteunen, kan het verlies van grof materiaal leiden tot een aanzienlijke afname in lokale biodiversiteit (Hill et al., 2011; Krause et al., 2010; Desprez et al., 2022). Het directe verlies aan biomassa resulteert doorgaans in een sterke afname van soortendiversiteit en -rijkdom. Studies tonen aan dat macrofauna na baggeren afneemt in soortenaantal (11–76%), abundantie (16–88%) en biomassa (78–92%) (Waye-Barker et al., 2015; Krause et al., 2010; Hill et al., 2011). Dit kan variëren van significante veranderingen in gemeenschapsstructuur tot vrijwel volledige defaunatie binnen het winningsgebied (ICES, 2016; Loia et al., 2020).

6.5.1.3 Vernietiging van schelpdierbanken

Een belangrijk aspect van directe sedimentverwijdering is de mogelijke vernietiging van schelpdierbanken gevormd door *Spisula subtruncata* en *Ensis leei*. Deze dichte aggregaties vormen lokale biodiversiteitshotspots en leveren belangrijke ecosysteemdiensten. Hoewel deze banken beschermd zijn binnen Natura 2000-gebieden, ontbreekt bescherming voor banken buiten deze gebieden (Kleijberg et al., 2017). Het vervallen van de 100 m-bufferregel per 09-04-2022⁷ heeft de juridische bescherming als algemene maatregel tegen directe baggereffecten verminderd. Hoewel bufferzones momenteel nog worden toegepast in vergunningen, is de toekomstige toepassing onzeker. Bovendien wordt de effectiviteit beperkt door de moeilijkheid om deze banken tijdig te detecteren.

Daardoor blijven schelpdierbanken met hoge dichtheden binnen winningsgebieden kwetsbaar voor verwijdering. Toch is het compleet vermijden van schelpdierbanken misschien niet nodig of haalbaar. Beheer kan zich daarom richten op het beschermen van de meest ecologisch waardevolle en dichtste aggregaties, in lijn met functionele definities dat functioneel belangrijke schelpdierconcentraties onderscheidt (e.g. Craeymeersch and Velilla 2024). Hierbij gaat het niet alleen Gezien hun rol als voedselbron voor hogere trofische niveaus, waaronder soorten zoals de zwarte zee-eend, blijft bescherming van deze gebieden essentieel (van de Wolfshaar & van Daalen, 2024).

Directe effecten treden acuut op op de schaal van de baggervoetafdruk. Deze effecten kunnen zich echter cumuleren over meerdere winningszones, met name waar baggeren continu of ruimtelijk uitgebreid plaatsvindt (Loia et al., 2020; Desprez et al., 2022; ICES, 2016). Intensieve winningsregimes kunnen leiden tot de permanente vorming van diepe morfologische structuren, zoals de depressie die op de Kwintebank is waargenomen, wat resulteert in langdurige en blijvende veranderingen van de zeebodem (Van Lancker et al., 2010; ICES, 2016). Op grotere schaal verstoren cumulatieve effecten als gevolg van aanhoudende activiteit herhaaldelijk benthische gemeenschappen, waardoor de gemeenschapsstructuur kan worden gereduceerd tot haar eenvoudigste vorm, bestaande uit voornamelijk enkele tolerante soorten en minimale

⁷ wetten.nl - Regeling - Beleidsregels ontgrondingen in rijkswateren 2022 - BWBR0046536, gezien 12-05-2026

biomassa, met name door het verdwijnen van langlevende soorten (Desprez et al., 2022). Indien grootschalige menselijke ingrepen regionale homogenisatie van sedimenten veroorzaken, zal deze homogenisatie zich weerspiegelen in de samenstelling van benthische soorten, wat leidt tot een regionale afname van diversiteit en bijgevolg een verminderde regionale benthische functie (De Backer et al., 2014).

Het behoud van zeevloerintegriteit is daarom cruciaal om het risico op fysiek verlies van speciaal habitat te minimaliseren, hetgeen drastische verschuivingen in benthische gemeenschappen veroorzaakt (zie ook sectie 6.5.1.1). Bewijs van ondiepe winningslocaties (Wyns et al., 2021) toont aan dat zelfs beperkte verstoring van de zeebodem sedimenteigenschappen kan veranderen en kan leiden tot langdurige veranderingen in gemeenschapssamenstelling (zie ook de berekeningen van Schulz et al., 2025). De effectbeoordeling moet daarom rekening houden met de schaal en duur van de verstoring om het volledige effect op ecosysteemstructuur en -functie te begrijpen (Barry et al., 2010).

6.5.2 Indirecte effecten

6.5.2.1 Habitatverandering (MSFD-perspectief)

Mariene zandwinning verandert fundamenteel de fysieke structuur en de omgeving van de zeebodem en stuurt indirect daaropvolgende ecologische veranderingen aan door modificaties van topografie, hydrodynamica en sediment samenstelling. Deze wijzigingen worden kritisch beoordeeld binnen het kader van de Marine Strategy Framework Directive (MSFD), in het bijzonder met betrekking tot Descriptor 6 (Seabed Integrity) en Descriptor 7 (Hydrographical Conditions) (de Jong et al., 2016; Roche et al., 2011; Desprez et al., 2022). De Richtlijn heeft tot doel een Good Environmental Status (GES) te bereiken of te handhaven door te waarborgen dat de structuur en functies van benthische ecosystemen worden beschermd en dat hydrographische condities niet blijvend worden gewijzigd op een wijze die nadelig is voor mariene ecosystemen (ICES, 2016).

Binnen het MSFD-kader wordt onderscheid gemaakt tussen fysieke verstoring en fysiek verlies, afhankelijk van de mate en duur van herstel (zie sectie 3.1, Desprez et al., 2022). Fysiek verlies daarentegen wordt beschouwd als een permanente verandering waarbij herstel naar verwachting langer dan 12 jaar duurt of de herstelsnelheid onbekend is (Lopez Lopez et al., 2025).

Verder maakt de MSFD onderscheid tussen deze fysieke veranderingen en nadelige effecten, gedefinieerd als door de mens veroorzaakte drukfactoren die het bereiken of behouden van GES verhinderen (Lopez Lopez et al., 2025). Om GES te handhaven, mag het totale door de mens veroorzaakte habitatverlies niet groter zijn dan 2% van de natuurlijke omvang van een specifiek BHT. Belangrijk is dat ICES en WGEXT adviseren dat niet alle structurele veranderingen automatisch "nadelig" zijn, en erkennen dat winning inherent de morfologie van de zeebodem wijzigt (ICES, 2016). Het kader benadrukt het waarborgen van ecosysteemstructuur en -functie, en staat toe dat benthische fauna herstelt, zelfs indien fysieke zeebodemkenmerken (bijv. putdiepte of ophoping van fijn sediment) blijvend zijn gewijzigd.

De fysieke handeling van winning creëert kenmerken op de zeebodem op meerdere ruimtelijke schalen, zoals longitudinale sleuven (typisch 2–3 m breed en tot 50 cm diep) door trailer-suction dredging, of grote, diepe putten door intensieve baggeractiviteiten, die de topografie permanent veranderen (Hill et al., 2011; Desprez et al., 2022; Uścinowicz et al., 2014). Op lokale schaal veroorzaken de ondiepe longitudinale sleuven kortdurende, gelokaliseerde verstoringen en kunnen in dynamische zanderige omgevingen relatief snel herstellen, vaak binnen maanden tot een jaar, wat wijst op een beperkte impact op de zeebodemstructuur (Hill et al., 2011; Desprez et al., 2022). Daarentegen genereert intensieve of herhaalde stationaire winning op regionale schaal grote en diepe putten, soms dieper dan 20 m, die de topografie permanent wijzigen en fungeren als langdurige verstoringen van de zeebed integriteit. In hoog-winningsgebieden zoals de Thorntonbank in het Belgische deel van de Noordzee is lokaal verdiepen tot 5 m waargenomen (Wyns et al., 2021). In laag-dynamische of diepwateromgevingen zijn diepe putten gedocumenteerd die decennialang of zelfs eeuwenlang kunnen aanhouden en als langdurige verstoringen van de zeebed integriteit fungeren, zoals aangetoond door de diepe winningsput in de Duitse Bocht (20 m) die meer dan 30 jaar na beëindiging van het baggeren nog duidelijk detecteerbaar is (Mielck et al., 2019; Mielck et al., 2021).

Veranderde bathymetrie, in het bijzonder de creatie van diepe depressies, beïnvloedt direct lokale hydrodynamische condities, die worden behandeld onder MSFD Descriptor 7 (Hydrographical Conditions) (de Jong et al., 2016; Desprez et al., 2022). Op lokale schaal leidt de toegenomen waterdiepte boven winningsputten tot vermindering van de stroomsnelheid en van de tij-gemiddelde bodemschuifspanning, wat direct invloed heeft op sedimenttransport, bedvorm dynamiek en de verspreiding van macrozoobenthos. Bijvoorbeeld, een ontleningsput op 20 m watdiepte met winning tot 24 m ervoer een afname van bodemschuifspanning van $0,50 \text{ N m}^{-2}$ naar $0,04 \text{ N m}^{-2}$ (de Jong et al., 2016; de Jong et al., 2015a, 2015b). Om te voldoen aan MSFD-doelstellingen worden Ecosystem-based Design (EBD)-regels ontwikkeld en toegepast die parameters zoals tij-gemiddelde bodemschuifspanning gebruiken als proxy om geoptimaliseerde winningsdieptes te bepalen, met als doel gewenste ecologische effecten te bereiken terwijl de zandopbrengst wordt gemaximaliseerd en het oppervlak van directe impact wordt geminimaliseerd (de Jong et al., 2016). Voor gebieden rond 20 m waterdiepte wordt ondiepe winning (2 m diepte) voorgesteld als de beste optie indien het doel is de zeebodem in de oorspronkelijke fysieke toestand te laten zodat pre-winning faunagemeenschappen kunnen terugkeren, gebaseerd op het bereiken van een tij-gemiddelde bodemschuifspanning van $0,41 \text{ N m}^{-2}$ (de Jong et al., 2016).

Veranderingen in hydrodynamica leiden vaak tot een meetbare verschuiving in sediment samenstelling, wat centraal staat in MSFD Descriptor 6 (Seafloor Integrity), aangezien sedimenttype sterk correleert met de verspreiding en samenstelling van benthische gemeenschappen (D1 en D6) (de Jong et al., 2015a; Desprez et al., 2022; Wyns et al., 2021; Gutperlet et al., 2015). Winningsputten functioneren als sedimentvallen waar de verminderde bodemschuifspanning fijn deeltjesmateriaal laat bezinken (Mielck et al., 2019). Dit resulteert in een verfijning van de sedimenten binnen de put, gekenmerkt door een afname van de mediane korrelgrootte (D50) en een toename van het slibgehalte ($<63 \mu\text{m}$) en organische stof, wat het habitat kan veranderen in een omgeving die soorten bevoordeelt die kenmerkend zijn voor modderige zandbodems, zoals *Abra alba* (Wyns et al., 2021; Mielck et al., 2019; de Jong et al., 2015b).

6.5.2.2 Sedimentresuspensie en troebelheid

Mariene zandwinning genereert aanzienlijke sedimentpluimen die een belangrijke bron van indirecte effecten vormen, voornamelijk door verhoogde troebelheid in de waterkolom en de uiteindelijke verstikkende bedekking van benthische organismen (Uścinowicz et al., 2014; de Jong et al., 2015b; Le Bot et al., 2010; Mielck et al., 2019). Deze pluimen ontstaan door drie hoofdactiviteiten tijdens baggerwerkzaamheden, met name bij inzet van trailing suction hopper dredgers (TSHDs): de mechanische verstoring veroorzaakt door de drag-head op de zeebodem, de overflow van overtollig water en fijne sedimenten uit het ruim van het schip, en de lozing van gezeefd materiaal (Waye-Barker et al., 2015; Kint et al., 2023). De door deze processen gegenereerde troebele pluim vermindert de lichtpenetratie in de waterkolom en kan fysische of fysiologische stress veroorzaken bij benthische organismen door het verstopen van voedings- en ademhalingsstructuren, verhoogde energetische kosten voor het verwijderen van slib, of vermijdingsgedrag bij visuele predatoren (ICES, 2016; Tillin et al., 2011; Van Duren et al., 2017a,b).

De ruimtelijke en temporele schalen van deze effecten variëren aanzienlijk en hangen af van de winningsmethode, het volume gewonnen materiaal en lokale omgevingsfactoren zoals sedimenttype en hydrodynamische condities (golven en stromingen) (Uścinowicz et al., 2014; ICES, 2016). Op lokale schaal bezinken zandgrootte deeltjes snel, typisch binnen 200–500 meter van de baggeraar, waardoor de meest ernstige directe effecten, zoals begraving en verstikking, beperkt blijven tot gebieden direct rond de winningslocatie (Desprez et al., 2022). Daarentegen kunnen fijnere slib- en kleifracties door getijstromingen over grotere afstanden worden getransporteerd, waardoor de regionale voetafdruk van depositie toeneemt, met detecteerbare pluimen tot 8,5 km van de bron en depositie geregistreerd tot 6,5 km afstand (Waye-Barker et al., 2015; Caballero et al., 2018; ICES, 2016). Hoewel de vorming van pluimen zelf vaak van korte duur is, doorgaans binnen twee uur in macrotidale omgevingen, kan de lange termijn ophoping van fijne sedimenten de samenstelling van de zeebodem veranderen en ecologische effecten verlengen ver voorbij de actieve baggerperiode. Hiermee verschuift het effect van een kortdurende waterkolomverstoring naar een potentieel langdurige verandering van het benthische habitat. Vooral in de dynamische regio's van het Nederlandse zandwinningsgebied zal het merendeel van het slib met de normale slibbewegingen worden getransporteerd (Deltares, 2017). De ecologische consequenties van sedimentpluimen betreffen primair verstikking door afgezet materiaal en verhoogde concentraties zwevend deeltjesmateriaal. Verstikking kan intense mortaliteit veroorzaken onder macrobenthische soorten, met name in grofzandige habitats waar zelfs

enkele centimeters fijn zand of slib dodelijk kunnen zijn (Hendrick et al., 2016). De ernst van de effecten is soort- en habitat-specifiek; organismen zoals de gele zeewants (*Ciona intestinalis*) ondervinden volledige mortaliteit na slechts twee dagen begraving, terwijl slangsterren (*O. ophiura*) en Ross-wormen (*Sabellaria spinulosa*) een hogere tolerantie tonen voor kortdurende sedimentdepositie. Evenzo kunnen filtervoeders zoals Ensis (*E. leei*) 100% mortaliteit ervaren indien begraven onder 50 cm zand, hoewel dergelijke begravingsdieptes meer kenmerkend zijn voor zandsuppletie dan voor zandwinning zelf, wat aantoont dat gevoeligheid toeneemt met zowel sedimentdiepte als habitat-kwetsbaarheid (Rozemeijer en Smith, 2017; Cooper et al., 2011).

Verhoogde troebelheid beperkt de voedingsactiviteit van suspensievreters en filtervoeders en kan hun voedings- en ademhalingsorganen beschadigen of verstopen (ICES, 2016; Tillin et al., 2011). De effecten van zwevende sedimenten en sedimentatie zijn soortspecifiek, maar ongewervelden, eieren en larven zijn het meest kwetsbaar. Experimentele studies (bijv. Last et al., 2011; Szostek et al., 2013) tonen aan dat verhoogde concentraties zwevend deeltjesmateriaal alleen, op niveaus vergelijkbaar met die gegenereerd door zandwinningspluimen, geen kortetermijn-dodelijke effecten hadden op de geteste benthische soorten, hoewel sub-letale stress en verhoogde energetische kosten niet kunnen worden uitgesloten.

Rozemeijer & Graafland (2007) stelden een overzichtsgrafiek samen over mortaliteit van tweekleppigen bij verschillende concentraties zwevend slib (*Figuur 7.4c*). Voor slib in de waterkolom zijn de korte termijn fluctuaties enorm. Tien km uit de kust bij Noordwijk is de gemiddelde zomerse concentratie 5 mg/l, met een bereik van 0–50 mg/l. In de winter liggen deze waarden hoger. Dichter bij de kust is de achtergrondconcentratie nog hoger (~100 mg/l; Rozemeijer & Graafland, 2007; Van der Kaaij et al., 2017). Het patroon is dat sterfte pas optreedt bij zeer hoge concentraties die zelden voorkomen in de Nederlandse kustzone. Directe effecten op sterfte treden op bij veel hogere concentraties (>>100 mg/l). Larven van oesters vertonen geen mortaliteit bij 300 mg/l en ze vertonen 10% mortaliteit bij 400 mg/l. Voor volwassenen ligt de waarde voor 10% mortaliteit in de orde van grootte van 8000 mg/l, terwijl bij 3700 mg/l geen mortaliteit optreedt (*Figuur 6-16*). Het is moeilijk hier een grenswaarde aan te geven; de waarden waarbij mortaliteit optreedt liggen echter vele malen hoger dan de natuurlijke dynamiek en de extra belasting door zandwinning. Deze waarnemingen duiden erop dat acute lethale effecten door troebelheid als gevolg van zandwinning onder normale omstandigheden onwaarschijnlijk zijn, maar vormen op zichzelf geen ecologische of juridische grenswaarden.

In de tests in *Figuur 6-16* werden voornamelijk Amerikaanse soorten gebruikt. Vooralsnog lijkt de Amerikaanse venusschelp (*Mercenaria mercenaria*) qua habitatvoorkeuren vergelijkbaar met soorten uit de Nederlandse kustzone. Voor larven en volwassenen van *M. mercenaria* werden subletale reacties alleen gemeten bij zeer hoge slibconcentraties (>250 mg/l) (Rozemeijer & Graafland, 2007).

Het lijkt redelijk voor de hand liggend om in drie bereiken te denken:

1. Waar waarschijnlijk geen effect zal optreden: waarschijnlijk binnen de natuurlijke dynamiek (tot 200 mg/l).
2. Een bereik waar de aanvaardbare grenswaarde zich bevindt.
3. Waar sprake is van een duidelijk effect: enkele honderden mg/l.

Een concentratie van circa 200 mg/l kan op basis van beschikbare experimentele gegevens worden beschouwd als een indicatieve, ecologisch conservatieve referentiewaarde, en niet als een formele grenswaarde binnen juridisch-beleidsmatige kaders. .

6.5.3 Soortspecifieke reacties op effecten

Mariene zandwinning veroorzaakt sterk soortspecifieke effecten, variërend van snelle opportunistische kolonisatie tot langdurige lokale extinctie, grotendeels gestuurd door veranderingen in sedimentcompositie en zeebodemmorphologie. Soorten die worden gekenmerkt door een lange levensduur, trage groei of nauwe habitatvereisten ondervinden doorgaans de meest aanhoudende achteruitgang. Daarentegen kunnen opportunistische taxa die zijn aangepast aan verstoring en fijne, organisch verrijkte sedimenten snel in abundantie toenemen.

Abra alba (witte dunschelp) is een soort die wordt bevoordeeld door diepe zandwinning. De biomassa ervan is waargenomen tot vijfmaal toe te nemen binnen twee jaar na beëindiging van de winning, wat de capaciteit weerspiegelt om modderige, organisch rijke sedimenten in winputten te benutten (de Jong et al., 2015b). Dit succes wordt toegeschreven aan een hoge reproductiecapaciteit en tolerantie voor lage zuurstofcondities, gefaciliteerd door het uitstrekken van de sifon in de waterkolom, waardoor voedselopname mogelijk blijft bij verminderde zuurstofniveaus nabij de bodem (de Jong et al., 2015b; Schultz et al., 2025). *Ensis* spp. wordt algemeen beschouwd als een robuuste en verstoringstolerante tweekleppige. Volwassen individuen beschikken over een snel ontsnapingsmechanisme, waarbij zij zich tot 30 cm diep kunnen ingraven met behulp van een sterke voet om fysieke verstoring te vermijden of begraving tot 50 cm te overleven, wat voor andere tweekleppigen fataal zou zijn (Witbaard et al., 2016). Laboratoriumexperimenten suggereren dat hoge slibconcentraties (tot 300 mg/l) de groei zelfs kunnen stimuleren, mits voedselbeschikbaarheid hoog is (Kamermans et al., 2013). Deze eigenschappen maken *Ensis* goed aangepast aan verstoorde omgevingen.

Daarentegen zijn andere taxa zeer gevoelig voor de effecten van zandwinning. *Ophiura ophiura* is kwetsbaar vanwege zijn oppervlaktebeweging en vertoont een mortaliteit van circa 7% bij slechts 4 cm sedimentatie, terwijl *Lutraria lutraria* sterfte vertoont bij circa 5 cm zandbedekking (Rozemeijer en Smith, 2017). *Donax vittatus* kan slechts 7–14 dagen overleven zonder toegang tot de waterkolom, waardoor deze soort bijzonder kwetsbaar is bij langdurige sedimentdepositie (Rozemeijer & Smith, 2017).

Soorten zoals *Donax vittatus* en *Tellina fabula* komen doorgaans in hogere dichtheden voor buiten winputten, hoewel *T. fabula* is waargenomen op grovere sedimenttoppen van kunstmatig aangelegde zandbanken (de Jong et al., 2015b; Witbaard et al., 2025). *Macoma balthica* fungeert als een relatief weinig kwetsbare rekolonisator via secundaire dispersie, waarbij juvenielen of volwassen individuen zich na initiële vestiging verplaatsen om verstoorde gebieden snel te koloniseren. De dominantie van deze soort weerspiegelt echter doorgaans een vroeg successiestadium met verminderde taxonomische complexiteit ten opzichte van stabiele referentiegebieden met complexere gemeenschappen (Krause et al., 2010). *Macoma* kan hiermee een indicatorsoort zijn.

Spisula subtruncata komt vrijwel uitsluitend voor in niet-gebaggerde referentiegebieden; bij zuidelijke Nederlandse winlocaties werden hoge dichtheden aangetroffen in omliggende gebieden, terwijl de soort grotendeels afwezig was in de putten zelf (Witbaard et al., 2025). Modelleren van omgevingsvariabelen toont aan dat, hoewel *S. subtruncata* slibrijke zandsubstraten kan tolereren, de abundantie aanvankelijk afneemt naarmate het slibgehalte toeneemt (Schultz et al., 2025). Ruimtelijke voorspellingen bevestigen dat de soort doorgaans hogere dichtheden vertoont buiten winputten, met als uitzondering Petten Noord, waar relatief hogere dichtheden binnen de put worden voorspeld, wat suggereert dat lokale hydrodynamische en sedimentaire omstandigheden daar gunstig blijven.

6.5.4 Cumulatieve en synergetische effecten

Cumulatieve en synergetische effecten van mariene zandwinning op benthische gemeenschappen ontstaan wanneer meerdere antropogene drukfactoren gelijktijdig of in nabijheid optreden, waaronder zandwinning, commerciële bodemberoerende visserij, aanleg van offshore windparken en zandsuppleties (ICES, 2016).

Vanuit ruimtelijk perspectief kan de overlap van deze activiteiten leiden tot regionale homogenisatie van sedimenten. Deze activiteiten veroorzaken vaak vergelijkbare fysische veranderingen, zoals verfijning van sediment en aanpassing van de zeebodemmorphologie, wat resulteert in overeenkomstige reacties van benthische gemeenschappen (De Backer et al., 2014). Hierdoor neemt habitatheterogeniteit af en ontstaat een uniformer maar minder divers ecosysteem. Dit vormt een risico voor het behalen van een Goede Milieutoestand (GES) onder de Kaderrichtlijn Mariene Strategie (MSFD), met name voor Descriptor 1

(biodiversiteit) en Descriptor 6 (zeebodemintegriteit). Dit raakt direct aan MSFD-drempelwaarden voor fysiek verlies en verstoring zoals beschreven in hoofdstuk 3. Tijdelijke cumulatieve versterkt deze effecten wanneer verstoring herhaaldelijk op dezelfde locatie plaatsvindt. Herhaalde winning verhindert dat benthische gemeenschappen zich ontwikkelen voorbij vroege successiestadia, waardoor systemen gedomineerd blijven door kortlevende opportunistische soorten en de vestiging van langlevende climaxsoorten wordt belemmerd (Hill et al., 2011). Dit leidt tot een chronisch verstoorde toestand met verminderde taxonomische en functionele complexiteit.

De cumulatieve impact neemt toe wanneer zandwinning samenvalt met activiteiten zoals zandsuppletie. Terwijl zandwinning habitats verwijdert, kan suppletie bestaande gemeenschappen begraven onder grote hoeveelheden sediment, inclusief belangrijke habitats zoals *Spisula*-banken. Gezamenlijk vergroten deze processen het ruimtelijke bereik van verstoring en veranderen zij de structuur en distributie van benthische habitats.

Op ecosysteemniveau vormen benthische ongewervelden een essentiële schakel tussen primaire productie en hogere trofische niveaus, en fungeren zij als voedselbron voor demersale vissen, vogels (zoals de zwarte zee-eend) en mariene zoogdieren (Schultz et al., 2025). Veranderingen in benthische gemeenschappen werken daarom door in de voedselketen (ICES, 2016). Afname van biomassa en verandering in soortensamenstelling kan de beschikbaarheid van prooien verminderen en foerageercondities veranderen, wat predatoren kan dwingen hun gedrag aan te passen of zich te verplaatsen (Desprez et al., 2022).

6.5.5 Kennishiaten

Een belangrijke kenniskloof betreft hoe herstel en ecosysteem functioneren variëren met verschillende winningsdieptes. Ondiepe winning (~2 m) vertoont over het algemeen relatief snel benthisch herstel binnen 4–6 jaar (de Jong et al., 2015), wat suggereert dat licht verstoorde systemen een hoge capaciteit voor natuurlijk herstel kunnen behouden. Daarentegen veroorzaakt diepere winning (~20 m), zoals de ontleningsputten bij Maasvlakte 2, fundamentele veranderingen in hydrodynamische en sedimentaire condities. Deze putten functioneren als laag-energieomgevingen waarin verminderde stroomsnelheden en golfschuifspanning de ophoping van fijne sedimenten bevorderen, waardoor zanderige habitats effectief transformeren naar slib-gedomineerde systemen (Van Tongeren, 2021). Een kritisch intermediair dieptebereik van 4–6 m is nog slecht begrepen. Dit diepte-interval kan een drempel vertegenwoordigen waarbij hydrographische en sediment condities beginnen te verschuiven, mogelijk in het voordeel van accumulatie van fijn materiaal en de transformatie van oorspronkelijk zanderige habitats naar meer stabiele, slib-gedomineerde systemen. Huidig bewijs is echter onvoldoende om te bepalen of dergelijke putten zich meer gedragen als ondiepe verstoringen of kenmerken vertonen die vergelijkbaar zijn met diepe winningslocaties. Het is daarom onduidelijk of er een kritische drempel bestaat voor sedimentatie- en resuspensie-processen die een overgang naar persistente ophoping van fijn sediment aandrijft, of hoe deze processen schalen met toenemende winningsdiepte (Witbaard et al., 2025). Dit gebrek aan informatie vormt een belangrijke kenniskloof in het begrip van diepteafhankelijke hersteltrajecten.

De meeste beoordelingen van herstel richten zich op structurele maatstaven zoals soortrijkdom, abundantie en biomassa. Structureel herstel betekent echter niet noodzakelijk dat het ecosysteem functioneren is hersteld, aangezien functionele diversiteit gereduceerd kan blijven zelfs wanneer structurele indicatoren verbeteren. Benthische gemeenschappen kunnen er vergelijkbaar uitzien met referentiecondities terwijl ze nog steeds verschillen in soortensamenstelling, eigenschappen en ecologische rollen (Hill et al., 2011). Functioneel herstel, inclusief processen zoals bioturbatie, nutriëntenkringloop en secundaire productie, kan een ander traject volgen dan structureel herstel (Wyns et al., 2021; Bolam et al., 2016). Het is onduidelijk of de functionele capaciteit sneller herstelt onder lage verstoringsniveaus dan onder hoge. Hoewel structurele veranderingen goed zijn gedocumenteerd, is verder onderzoek nodig om de koppeling tussen gemeenschaps-samenstelling en ecosysteem functioneren te verbeteren en het begrip van hersteltrajecten te verdiepen.

De MSFD maakt onder Descriptor 6 onderscheid tussen fysieke verstoring en fysiek verlies, maar mist duidelijke kwantitatieve sedimentdrempels om te definiëren wanneer een benthisch breed habitatype (BHT) verandert (Lopez Lopez et al., 2025). Verstoring verwijst naar reversibele zeebodemveranderingen, terwijl verlies duidt op langdurige of permanente verandering, typisch wanneer herstel langer dan 12 jaar duurt (Desprez et al., 2022). Deze tijdsperiode is echter niet gekoppeld aan specifieke sedimentcondities, wat

onzekerheid creëert bij het identificeren wanneer sedimentveranderingen leiden tot habitatverlies. Zandwinning kan variëren van kortstondige sleuven die snel herstellen tot grote putten die de sediment samenstelling wijzigen en decennialang aanhouden, mogelijk habitats voorbij hun natuurlijke staat verschuivend. Hoewel de MSFD een limiet van 2% stelt voor totaal habitatverlies, definieert zij niet de sedimentdrempels die BHT-grenzen bepalen, wat een belangrijke lacune in de beoordeling blootlegt.

Mariene zandwinning vindt plaats in een sterk belaste omgeving waar activiteiten zoals bodemsleepnetvisserij, offshore windontwikkeling en zandsuppletie overlappen en met elkaar interageren. Deze drukfactoren kunnen elkaar versterken, bijvoorbeeld door gelijktijdige verwijdering en begraving van benthische habitats, wat leidt tot regionale sediment-homogenisatie en verminderde habitatdiversiteit. Herhaalde verstoring beperkt herstel en handhaaft gemeenschappen die gedomineerd worden door opportunistische soorten, waardoor de ecologische complexiteit in de loop van de tijd afneemt. Een belangrijke kenniskloof is hoe deze cumulatieve drukfactoren in de tijd en ruimte met elkaar interageren en hoe zij het langetermijnherstel en de functie van ecosystemen beïnvloeden. Klimaatverandering kan deze druk verder intensiveren door de vraag naar zand te vergroten, maar de gecombineerde lange termijn ecologische effecten blijven onzeker.

Ecologische ontwerpmethoden, waaronder ecosystem-based design en ecologisch landschapsonwerp, streven ernaar de effecten van zandwinning te mitigeren door putmorfologie, hellingen en sedimentdynamiek te vormen om habitatheterogeniteit te vergroten en biodiversiteitsherstel te ondersteunen. Innovatieve technieken zoals kunstmatige zandbanken en ontworpen puthellingen hebben aanvankelijk veelbelovend effect getoond op benthische en visassemblages door de habitatcomplexiteit te vergroten (de Jong et al., 2015; Desprez et al., 2022; de Jong et al., 2014). De creatie van parallelle en oblieke zandbanken vergrootte de topografische variabiliteit, leidend tot duidelijke kam-dal differentiatie, waarbij kammen een hogere soortrijkdom ondersteunden en taxa zoals *T. fabula* voorkwamen, terwijl dalen fijnere sedimenten ophoopten en werden gedomineerd door soorten zoals *Ophiura ophiura* en *Abra alba* (de Jong et al., 2014). Ontworpen puthellingen van minder dan 1:7 helpen de zuurstofuitwisseling te behouden en verminderen hypoxische condities, wat de kwaliteit van benthische habitats verder ondersteunt (Roche et al., 2011). Desondanks blijven belangrijke kenniskloven bestaan met betrekking tot hun lange termijn effectiviteit en bredere toepasbaarheid. Het is nog niet duidelijk of specifieke putvormen, hellingen of oriëntaties betrouwbaar problemen zoals ophoping van fijn sediment, lage zuurstofcondities of dominantie door opportunistische soorten kunnen voorkomen in verschillende hydrodynamische omstandigheden. Langdurige monitoring is nodig om vast te stellen of deze systemen zich ontwikkelen tot stabiele, ecologisch betekenisvolle evenwichten of dat zij in plaats daarvan nieuwe habitats vormen die fundamenteel verschillen van natuurlijke referentiecondities.

6.6 Referenties benthos

- Bai Q (2026). Multi-frequency Acoustic Mapping of Marine Benthos: Data-driven Multibeam Classification in the Dutch North Sea. Dissertation Delft University of Technology.
<https://doi.org/10.4233/uuid:da455477-65dc-44c5-8657-32397549189c>
- Baptist MJ, Rozemeijer MJC (2024). Onderzoeksopzet BACI Zand uit Zee Ameland; Langjarig ecologisch, morfologisch en hydrodynamisch onderzoek naar een 6 m diepe zandwinning. Wageningen, Wageningen Marine Research, Wageningen Marine Research rapport C039/24. 57 blz.
- Baptist MJ, Tamis JE, Borsje BW (2009) Review of the geomorphological, benthic ecological and biogeomorphological effects of nourishments on the shoreface and surf zone of the Dutch coast. IMARES Report C113/08, Deltares Z4582.50
- Barrio Froján CRS, Bolam SG, Eggleton JD, Mason C (2012) Large-scale faunal characterisation of marine benthic sedimentary habitats around the UK. *J Sea Res* 69:53–65.
- Barrio Froján CRS, Cooper KM, Bremner J, Defew EC, Wan Hussin WMR, Paterson DM. (2011). Assessing the recovery of functional diversity after sustained sediment screening at an aggregate dredging site in the North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 92:358–366.
<https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.01.006>
- Barry J, Boyd S, Fryer R (2010) Modelling the effects of marine aggregate extraction on benthic assemblages. *J Mar Biol Assoc U K* 90:105–114.
- Beauchard O, Brind'Amour A, Schratzberger M, Laffargue P, Hintzen NT, Somerfield PJ, Piet G. (2021). A generic approach to develop a trait-based indicator of trawling-induced disturbance. *Marine Ecology Progress Series* 675:35–52.
- Beauchard O, Thompson MSA, Ellingsen KE, Piet G, Laffargue P, Soetaert K. (2023). Assessing sea floor functional biodiversity and vulnerability. *Marine Ecology Progress Series* 708:21–43.
<https://doi.org/10.3354/meps14270>
- Bisht A (2021) Conceptualizing sand extractivism: Deconstructing an emerging resource frontier. *Extr Ind Soc* 8:100904.
- Bolam SG, Barrio-Frojan CRS, and Eggleton JD (2010) Macrofaunal production along the UK continental shelf. *Journal of Sea Research*, 64(3), 166–179
- Bolam SG, Eggleton JD. (2014). Macrofaunal production and biological traits: spatial relationships along the UK continental shelf. *Journal of Sea Research* 88:47–58.
- Bolam SG, McIlwaine PSO, Garcia C (2016) Application of biological traits to further our understanding of the impacts of dredged material disposal on benthic assemblages. *Mar Pollut Bull* 105:180–192.
- Bonne WMI (2010) Macrobenthos characteristics and distribution, following intensive sand extraction from a subtidal sandbank. *J Coast Res*:141–150.
- Boon AR, Van Dalfsen J (2022) Long-term changes in the macrobenthic assemblages at a harbour sediment disposal site in the southern North Sea. *Mar Environ Res* 178:105663.
- Bosco Gusmao J, Thieltges DW, Dekker R, Govers LL, Meijer KJ, Klemens Eriksson B (2022) Comparing taxonomic and functional trait diversity in marine macrozoobenthos along sediment texture gradients. *Ecol Indic* 145:109718.
- Boyd SE, Cooper KM, Limpenny DS, Kilbride R, Rees HL, Dearnaley MP, Stevenson J, Meadows WJ, Morris CD (2004) Assessment of the re-habilitation of the seabed following marine aggregate dredging.
- Boyd SE, Limpenny DS, Rees HL, Cooper KM (2005) The effects of marine sand and gravel extraction on the macrobenthos at a commercial dredging site (results 6 years post-dredging). *ICES J Mar Sci* 62:145–162.
- Caballero I, Navarro G, Ruiz J (2018) Multi-platform assessment of turbidity plumes during dredging operations in a major estuarine system. *Int J Appl Earth Obs Geoinformation* 68:31–41.
- Compton TJ, Bowden DA, Roland Pitcher C, Hewitt JE, Ellis N (2013a) Biophysical patterns in benthic assemblage composition across contrasting continental margins off New Zealand. *J Biogeogr* 40:75–89.
- Compton TJ, Holthuijsen S, Koolhaas A, Dekinga A, Ten Horn J, Smith J, Galama Y, Brugge M, Van Der Wal D, Van Der Meer J, Van Der Veer HW, Piersma T (2013b) Distinctly variable mudscapes: Distribution gradients of intertidal macrofauna across the Dutch Wadden Sea. *J Sea Res* 82:103–116.
- Cooper KM, Curtis M, Wan Hussin WMR, Barrio Froján CRS, Defew EC, Nye V, Paterson DM (2011) Implications of dredging induced changes in sediment particle size composition for the structure and function of marine benthic macrofaunal communities. *Mar Pollut Bull* 62:2087–2094.

-
- Craeymeersch JA, Velilla E (2024) Shellfish aggregations in the Dutch waters: an exploration towards a definition of a shellfish bed. Wageningen Marine Research report; No. C057/23
<https://doi.org/10.18174/674991>.
- Crowe SE, Bergquist DC, Sanger DM, Van Dolah RF (2016) Physical and Biological Alterations Following Dredging in Two Beach Nourishment Borrow Areas in South Carolina's Coastal Zone. *J Coast Res* 320:875–889.
- De Backer A, Van Hoey G, Coates D, Vanaverbeke J, Hostens K (2014) Similar diversity-disturbance responses to different physical impacts: Three cases of small-scale biodiversity increase in the Belgian part of the North Sea. *Mar Pollut Bull* 84:251–262.
- De Backer A, Breine N, Hillewaert H, Pecceu E, Ranson J, Van Hoey G, Wittoeck J, Hostens, K (2017) Ecological assessment of intense aggregate dredging activity on the Belgian part of the North Sea. Conference: Belgian marine sand: a scarce resource? At: Oostende.
- de Fouw J, van Horsen PW, Craeymeersch J, Leopold MF, Perdon J, Troost K, Tulp I, van Zwol J, Philippart CJM (2024) Spatio-temporal analysis of potential factors explaining fluctuations in population size of *Spisula subtruncata* in the Dutch North Sea. *Front Mar Sci* 11.
- de Jong MF, Baptist MJ, Lindeboom HJ, Hoekstra P (2015a) Relationships between macrozoobenthos and habitat characteristics in an intensively used area of the Dutch coastal zone. *ICES J Mar Sci* 72:2409–2422.
- de Jong MF, Baptist MJ, Lindeboom HJ, Hoekstra P (2015b) Short-term impact of deep sand extraction and ecosystem-based landscaping on macrozoobenthos and sediment characteristics. *Mar Pollut Bull* 97:294–308.
- de Jong MF, Baptist MJ, Van Hal R, De Boois IJ, Lindeboom HJ, Hoekstra P (2014) Impact on demersal fish of a large-scale and deep sand extraction site with ecosystem-based landscaped sandbars. *Estuar Coast Shelf Sci* 146:83–94.
- de Jong MF, Borsje BW, Baptist MJ, van der Wal JT, Lindeboom HJ, Hoekstra P (2016) Ecosystem-based design rules for marine sand extraction sites. *Ecol Eng* 87:271–280.
- De Mesel I, Craeymeersch J, Schellekens T, C Z, Wijsman J, Leopold M, Dijkman E, Cronin K (2011b) Kansencarten voor schelpdieren op basis van abiotiek en hun relatie tot het voorkomen van zwarte zee-eenden. IMARES Wageningen UR Rapport C042/11.
- De Mesel, I., Craeymeersch, J., Jansen, J. M., & van Zweeden, C (2011a). Biodiversiteit, verspreiding en ontwikkeling van macrofauna soorten in de Nederlandse kustwateren. IMARES Wageningen UR Rapport C042/11.
- Degraer S, Wittoeck J, Appeltans W, Cooreman K, Deprez T, Hillewaert H, Hostens K, Mees J, Vanden Berghe E, Vincx M (2006) De macrobenthosatlas van het Belgisch deel van de Noordzee. Federaal Wetenschapsbeleid, Brussel. 164 pp + cd-rom. ISBN 90-810081-5-3.
- Desprez M, Stolk A, Cooper KM (2022) Marine aggregate extraction and the Marine Strategy Framework Directive: A review of existing research. *ICES Cooperative Research Reports (CRR)*.
- Festjens F, Buyse J, De Backer A, Hostens K, Lefaible N, Vanaverbeke J, Van Hoey G. (2023). Functional trait responses to different anthropogenic pressures. *Ecological Indicators* 146:109854.
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109854>
- Goedefroo N, Braeckman U, Hostens K, Vanaverbeke J, Moens T, De Backer A (2023) Understanding the impact of sand extraction on benthic ecosystem functioning: a combination of functional indices and biological trait analysis. *Front Mar Sci* 10:1268999.
- Gutperlet R, Capperucci RM, Bartholomä A, Kröncke I (2015) Benthic biodiversity changes in response to dredging activities during the construction of a deep-water port. *Mar Biodivers* 45:819–839.
- Hendrick VJ, Hutchison ZL, Last KS (2016) Sediment Burial Intolerance of Marine Macroinvertebrates. *PLoS One* 11:e0149114.
- Hill, J. M., Marzalletti, S., & Pearce, B. (2011). Recovery of Seabed Resources Following Marine Aggregate Extraction. *Marine ALSF Science Monograph Series No. 2*. MEPP 10/P148. (Edited by R. C. Newell & J. Measures).
- Houziaux, J.-S. J. Craeymeersch, B. Merckx, F. Kerckhof, V. Van Lancker, W. Courtens, E. Stienen, J. Perdon, P.C. Goudswaard, G. Van Hoey, L. Vigin, K. Hostens, M. Vincx, S.Degraer (2011). 'EnSIS' - Ecosystem Sensitivity to Invasive Species. Final Report. Brussels: Belgian Science Policy 2011 – Research Programme Science for a Sustainable Development. 100 pp.
- ICES (2016). Effects of extraction of marine sediments on the marine environment 2005–2015. *ICES Cooperative Research Report No. 330*.

-
- ICES (2024) Working Group on the Effects of Extraction of Marine Sediments on the Marine Ecosystem (WGEXT; outputs from 2022 meeting). ICES Scientific Reports.
- Kamermans P, Brummelhuis E, Dedert M (2013) Effect of algae- and silt concentration on clearance- and growth rate of the razor clam *Ensis directus*, Conrad. *J Exp Mar Biol Ecol* 446:102–109.
- Kint L, Barette F, Degrendele K, Roche M, Van Lancker V (2023) Sediment variability in intermittently extracted sandbanks in the Belgian part of the North Sea. *Front Earth Sci* 11:1154564.
- Kleijberg, R., Rozemeijer, M. J. C., & van der Wal, J. T. (2017). Zandwinning Noordzee 2018 - 2027: nadere verdieping effecten Natura 2000. Arcadis. <https://edepot.wur.nl/439938>.
- Krabbendam JM, Roche M, Van Lancker VRM, Nnafie A, Terseleer N, Degrendele K, De Swart HE (2022) Do tidal sand waves always regenerate after dredging? *Mar Geol* 451:106866.
- Krause JC, Diesing M (2010) The Physical and Biological Impact of Sand Extraction: a Case Study of the Western Baltic Sea. *J Coast Res.*
- Krausmann F, Wiedenhofer D, Lauk C, Haas W, Tanikawa H, Fishman T, Miatto A, Schandl H, Haberl H (2017) Global socioeconomic material stocks rise 23-fold over the 20th century and require half of annual resource use. *Proc Natl Acad Sci* 114:1880–1885.
- Last KS, Hendrick VJ, Beveridge CM, Davies AJ (2011) Measuring the effects of suspended particulate matter and smothering on the behaviour, growth and survival of key species found in areas associated with aggregate dredging.
- Le Bot S, Lafite R, Fournier M, Baltzer A, Desprez M (2010) Morphological and sedimentary impacts and recovery on a mixed sandy to pebbly seabed exposed to marine aggregate extraction (Eastern English Channel, France). *Estuar Coast Shelf Sci* 89:221–233.
- Leewis L, Van Son LM, Lubos L (2024) Zand uit Zee. Chronosequentie rapportage boxcore-campagne. Eurofins AquaSense Rapport 31174887/J0003187 Zanduitzee.nl
- Loia M, La Valle P, Lattanzi L, La Porta B, Targusi M, Nicoletti L (2020) Recolonization patterns of benthic assemblages after relict sand dredging in the central Tyrrhenian sea. *Mar Ecol* 41:e12615.
- Lopez Lopez L, Degrendele K, Roche M, Barette F, Van Lancker V, Terseleer N, De Backer A (2025) Macrobenthos and morpho-sedimentary recovery dynamics in areas following aggregate extraction cessation. *Mar Pollut Bull* 218:118184.
- Mielck F, Hass HC, Michaelis R, Sander L, Papenmeier S, Wiltshire KH (2019) Morphological changes due to marine aggregate extraction for beach nourishment in the German Bight (SE North Sea). *Geo-Mar Lett* 39:47–58.
- Mielck F, Michaelis R, Hass HC, Hertel S, Ganai C, Armonies W (2021) Persistent effects of sand extraction on habitats and associated benthic communities in the German Bight. *Biogeosciences* 18:3565–3577.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (2024). Notitie Reikwijdte en Detailniveau Zandwinning in de Noordzee 2028-2037 Suppletiezand. RWS Programma Kustlijn zorg. Versie 2.0, d.d. 20 december 2024.
- Mynott F, Lonsdale J-A, Stamford T (2021) Developing an Ecological Risk Assessment to Effectively Manage Marine Resources in Data-Limited Locations: A Case Study for St Helena Sand Extraction. *Front Mar Sci* 8:645225.
- Newell R.C., Seiderer L.J., Hitchcock D.R. (1998) The impact of dredging works in coastal waters: a review of the sensitivity to disturbance and subsequent recovery of biological resources on the seabed. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 36: 127-178.
- Newell RC & Woodcock TA (2013) Aggregate Dredging and the Marine Environment: an overview of recent research and current industry practice. The Crown Estate.
- Parmentier B, Brasseur S, Couperus B, Immler E, van Langevelde F, Perdon J, Schultz J, Witbaard R, van Zwol J, Aarts G (2026) Spatial and temporal niche differentiation of two sympatric sandeel (*Ammodytes*) species. In prep.
- Phua C, van den Akker S, Baretta M, van Dalen J (2002) Ecological effects of sand extraction in the North Sea. Stichting De Noordzee, Utrecht, 22.
- Pinedo S, Jordana E, Ballesteros E (2022) Species characterization of soft bottom habitats by depth and sediment particle size on the Catalan coast (NW Mediterranean): unexpected species composition of the assemblages. *Mediterr Mar Sci* 23:789–804.
- Robinson, S. P., Theobald, P. D., Hayman, G., Wang, L. S., Lepper, P. A., Humphrey, V., and Mumford, S. (2011). Measurement of noise arising from marine aggregate dredging operations. Marine Aggregate Levy Sustainability Fund (MEPF Ref No. 09/P108). 152 pp.
- Roche et al., 2011 (no date)
- Rosenberg R (2001) Marine benthic faunal successional stages and related sedimentary activity. *Sci Mar* 65:107–119.

-
- Rousi, H., Peltonen, H., Mattila, J., Bäck, S., & Bonsdorff, E. (2011) Impacts of physical environmental characteristics on the distribution of benthic fauna in the northern Baltic Sea. *Boreal environment research*, 16, 521-533.
- Rozemeijer MJ, Baptist MJ (no date) *Natuurversterking Noordzee voor de zandige zeebodem*.
- Rozemeijer MJC, Bartilotti C, Batziakas S, Blum S, Consiglio A, Fock H, Gillie ER, Golin F, Henriques S, Hidalgo M, Jonsdottir IG, Lindegren M, Lobo Arteaga J, Merigot B, Moullec F, Moura T, Pecuchet L, Peristeraki N, Polo J, Puerta P, Rutterford LA, Spedicato MT, Tiano J, Vasconcelos R, Zupa W, Engelhard GH (2025) B-USEFUL. Assessing community-level risks of marine biodiversity and habitats in different European regional seas. Technical University of Denmark. <https://buseful.eu/library/deliverables/>
- Rozemeijer MJC, Graafland M (2007) Effecten van zandwinning 2007 op de Natura2000-gebieden Voordelta en Noordzeekustzone vanuit het perspectief van de natuurbeschermingswet. Bijlage bij brief van Rijkswaterstaat Noord-Holland d.d. 1 mei 2007, kenmerk WSV 2007/2642 aan Directie Regionale zaken van het Ministerie van LNV.
- Rozemeijer MJC, Smith S (2017) Deskstudie naar de mogelijke effecten van sedimentatie bij overvloed door zandwinning op macrobenthos nabij de -20 m diepte. Wageningen Marine Research rapport C103-17, IJmuiden.
- Rozemeijer, M. J., & Baptist, M. J. (2025). *Natuurversterking Noordzee voor de zandige zeebodem: Bewerking van de zeebodem om te sturen op gewenste soorten*. Wageningen Marine Research rapport C051-25A
- Schultz JT, Aarts G, Baptist MJ, Poos JJ (2025) Unravelling the impact of sand extraction pits on macrobenthos distribution in the Southern North Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 772:43–60.
- Schwemmer P, Adler S, Enners L, Volmer H, Kottsieper J, Ricklefs K, Stage M, Schwarzer K, Wittbrodt K, Reimers H-C, Binder K, Asmus R, Asmus H, Horn S, Schückel U, Kohlbus J, Eskildsen K, Klingbeil K, Gräwe U, Garthe S (2019) Modelling and predicting habitats for the neobiotic American razor clam *Ensis leei* in the Wadden Sea. *Estuar Coast Shelf Sci* 231:106440.
- Snelgrove PVR (2024) Marine Sediments. In: *Encyclopedia of Biodiversity*. Elsevier, p 783–795
- Somerfield PJ, McClelland IL, McNeill CL, Bolam SG, Widdicombe S (2019) Environmental and sediment conditions, infaunal benthic communities and biodiversity in the Celtic Sea. *Cont Shelf Res* 185:23–30.
- Sospedra J, Falco S, Morata T, Rodilla M (2017) Influence of Organic Enrichment and *Spisula subtruncata* (da Costa, 1778) on Oxygen and Nutrient Fluxes in Fine Sand Sediments. *Estuaries Coasts* 40:726–740.
- Stichting LaMER (2024). *Notitie Reikwijdte en Detailniveau Zandwinning in de Noordzee 2028-2037 Ophoogzand*. LaMER. Versie 2.0, d.d. 20 december 2024.
- Szostek C, Davies A, Hinz H (2013) Effects of elevated levels of suspended particulate matter and burial on juvenile king scallops *Pecten maximus*. *Mar Ecol Prog Ser* 474:155–165.
- Tillin HM, Houghton AJ, Saunders JE, Drabble R, Hull SC (2011) Direct and indirect impacts of aggregate dredging. *Mar ALSF Sci Monogr Ser*.
- Torres A, Brandt J, Lear K, Liu J (2017) A looming tragedy of the sand commons. *Science* 357:970–971.
- Toussaint E, De Borger E, Braeckman U, De Backer A, Soetaert K, Vanaverbeke J (2021) Faunal and environmental drivers of carbon and nitrogen cycling along a permeability gradient in shallow North Sea sediments. *Sci Total Environ* 767:144994.
- Troost K, Breunese S, Van Asch M, Van den Ende D, Perdon KJ, Van der Pool J, Van Zweeden C, Van Zwol J (2026) *Schelpdierbestanden in de Nederlandse kustzone, Waddenzee en zoute deltawateren in 2025*. CVO Rapport 25.024.
- Tsikopoulou I, Nasi F, Bremner J (2024) Editorial: The importance of understanding benthic ecosystem functioning. *Front Mar Sci* 11:1470915.
- UNEP 2019. *Sand and sustainability: Finding new solutions for environmental governance of global sand resources*. GRID-Geneva, United Nations Environment Programme, Geneva, Switzerland. ISBN No: 978-92-807
- Uścinowicz S, Jegliński W, Miotk-Szpiganowicz G, Nowak J, Pączek U, Przewdziecki P, Szeffler K, Poręba G (2014) Impact of sand extraction from the bottom of the southern Baltic Sea on the relief and sediments of the seabed. *Oceanologia* 56:857–880.
- Van Dalfsen J, Essink K, Toxvigmaden H, Birklund J, Romero J, Manzanera M (2000) Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the Western Mediterranean. *ICES J Mar Sci* 57:1439–1445.
- Van Dalfsen JA, Essink K (2001) Benthic community response to sand dredging and shoreface nourishment in Dutch coastal waters. *Senckenberg Maritima* 31:329–332.

-
- Van Dalfsen, J. A., Essink, K., Toxvig Madsen, H., Birklund, J., Romero, J., and Manzanera, M. (2000). Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the Western Mediterranean. *ICES Journal of Marine Science*, 57: 1439–1445.
- van de Wolfshaar KE, Brinkman AG, Benden DLP, Craeymeersch JA, Glorius S, Leopold MF (2023) Impact of disturbance on common scoter carrying capacity based on an energetic model. *J Environ Manage* 342:118255.
- van de Wolfshaar KE, Van Daalen S (2024) Verstoring zandwinning voor de zwarte zee-eend: Kansen voor transport en winning. Wageningen Marine Research rapport C033/24 <https://doi.org/10.18174/659350>.
- van de Wolfshaar, K. E., Brinkman, A. G., Benden, D. L. P., Craeymeersch, J. A., Glorius, S., & Leopold, M. F. (2023). Impact of disturbance on common scoter carrying capacity based on an energetic model. *Journal of Environmental Management*, 342, 118255.
- Van Duin CF, Gotjé W, Jaspers CJ, Kreft M (2007) MER winning suppletiezand Noordzee 2008 t/m 2012. Grontmij 13/99080995/CD, revision D1. Available at: http://news.eia.nl/bibliotheek_detail.aspx?id=121868
- Van Duin CF, Vrij Peerdeman M, Jaspers H, Bucholc A (2017a) MER winning suppletiezand Noordzee 2018 t/m 2027. Sweco 351935, revision D1
- van Duren L.A. van Kessel T., Troost T., Blauw A.N., Kramer L., van Gils J.A.G., Wijsman J.W.M., Craeymeersch J.A.M. Herman P., Villars M.T. (2017a). Scenario studies ter ondersteuning van de MER zandwinning Noordzee 2018 – 2027 Winning van suppletiezand voor RWS. Deltares Rapport 1230888-000-ZKS-0025
- van Duren L.A. van Kessel T., Troost T., Blauw A.N., Kramer L., van Gils J.A.G., Wijsman J.W.M., Craeymeersch J.A.M. Herman P., Villars M.T. (2017b). Scenario studies ter ondersteuning van de MER zandwinning Noordzee 2018 – 2027. Winning van ophoogzand door Stichting LaMER. Deltares Rapport 1230888-000-ZKS-0023.
- van Kessel T, Ton A, Jaksic L (2026) Redeneerlijn slib. Deltares rapport 11212071-000-SUB-0002
- Van Lancker RM, Bonne W, Degrendele K, Roche M, Velegrakis AF (2010) Recommendations for the sustainable exploitation of tidal sandbanks. *J Coast Res.* , 51: 151–164
- van Tongeren. (2021). Statistical Analysis of the recolonization of the sand mining pit of Maasvlakte 2. Data-Analyse Ecologie report.
- Vanaverbeke J, Deprez T, Vincx M (2007) Changes in nematode communities at the long-term sand extraction site of the Kwintebank (Southern Bight of the North Sea). *Mar Pollut Bull* 54:1351–1360.
- Wan Hussin WMR, Cooper KM, Froján CRSB, Defew EC, Paterson DM. (2012) Impacts of physical disturbance on the recovery of a macrofaunal community: A comparative analysis using traditional and novel approaches. *Ecological Indicators* 12:37–45. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.016>
- Wang ZB, Elias EPL, Van Der Spek AJF, Lodder QJ (2018) Sediment budget and morphological development of the Dutch Wadden Sea: impact of accelerated sea-level rise and subsidence until 2100. *Neth J Geosci* 97:183–214.
- Waye-Barker GA, McIlwaine P, Lozach S, Cooper KM (2015) The effects of marine sand and gravel extraction on the sediment composition and macrofaunal community of a commercial dredging site (15 years post-dredging). *Mar Pollut Bull* 99:207–215.
- Wijsman JWM, Prins TC, Moons JJS, Herman PMJ (2023) Changed sediment composition prevents recovery of macrobenthic community four years after a shoreface nourishment at the Holland coast. *Estuar Coast Shelf Sci* 293:108521.
- Winter AG, Deits RLH, Hosoi AE (2012) Localized fluidization burrowing mechanics of *Ensis directus*. *J Exp Biol* 215:2072–2080.
- Witbaard R, Bergman MJN, Van Weerlee E, Duineveld GCA (2017) An estimation of the effects of *Ensis directus* on the transport and burial of silt in the near-shore Dutch coastal zone of the North Sea. *J Sea Res* 127:95–104.
- Witbaard R, Craeymeersch J (2023) Littekens op de zeebodem. Een onderzoek naar de faunistische effecten op lange termijn van diepe zandwinning voor de Nederlandse kust. NIOZ rapport 2023-01
- Witbaard R, Duineveld GCA, Bergman MJN, Witte HJ, Groot L, Rozemeijer MJC (2015) The growth and dynamics of *Ensis directus* in the near-shore Dutch coastal zone of the North Sea. *J Sea Res* 95:95–105.
- Witbaard R, Moons S, Schaars LK, Craeymeersch J (2025) Sedimentary and faunistic effects of medium-deep sand mining along the Dutch Coast. *Estuar Coast Shelf Sci* 321:109337.
- Witbaard R, Parmentier B, Herman P (2024) Distribution of Sandeel (*Ammodytes* sp.) in the Dutch North Sea. Deltares.

Wyns L, Roche M, Barette F, Van Lancker V, Degrendele K, Hostens K, De Backer A (2021) Near-field changes in the seabed and associated macrobenthic communities due to marine aggregate extraction on tidal sandbanks: A spatially explicit bio-physical approach considering geological context and extraction regimes. *Cont Shelf Res* 229:104546.

7 Effecten op vogels

7.1 Introductie

Zand is nodig voor het beheer en onderhoud van de Nederlandse kust. Daarnaast is zand nodig voor infrastructuur en andere toepassingen op land. Dit zand wordt gewonnen in de Noordzee, in de aangewezen zandwinningsgebieden (*Figuur 2-1*). Dit heeft onder meer impact op de ecologie van het ecosysteem en op soorten, waaronder vogels. In dit hoofdstuk worden de effecten van zandwinning en transport beoordeeld voor vier vogelsoorten.

De vier vogelsoorten die voor dit rapport zijn geselecteerd, vertegenwoordigen vier belangrijke ecologische groepen van kustgebonden zeevogels, waarvan de verspreiding en leefgebieden overlappen met of grenzen aan het gebied langs de Nederlandse kust dat is gereserveerd voor zandwinning. In dit hoofdstuk geven we een overzicht van de ecologische kenmerken en kwetsbaarheden op zee van elke soort die relevant zijn voor de beoordeling van effecten van zandwinning, beschrijven we het seizoensgebonden voorkomen en verspreidingspatronen, en geven we informatie over populatietrends en de beschermingsstatus in Nederland. Figuren die het seizoensgebonden voorkomen en de verspreidingspatronen in Nederlandse kustwateren weergeven, worden voor alle soorten aan het einde van de subhoofdstukken gepresenteerd (zie *Figuur 7-1* tot en met *Figuur 7-18*).

Voor de populatie van elke soort worden gunstige referentiewaarden (GRW) afgeleid uit (Sovon 2022) en opgenomen in de subsecties 'Populatietrend en beschermingsstatus'. De GRW fungeert als referentiepunt waarmee de huidige populatiegrootte en trends worden beoordeeld. Het betreft een populatieomvang die noodzakelijk wordt geacht om de lange termijn levensvatbaarheid van een soort binnen zijn natuurlijke verspreidingsgebied te waarborgen.

7.2 Algemene soortecologie

7.2.1 Zwarte zee-eend *Melanitta nigra* (Common scoter)

De zwarte zee-eend (*Melanitta nigra*, *Figuur 7-1*) is een middelgrote zee-eend met een lengte van 44–54 cm en een spanwijdte van 70–90 cm. Met een gewicht tussen 560–1.300 g (gemiddeld ongeveer 1 kg) worden deze vogels gekenmerkt door hun relatief kleine formaat in vergelijking met andere zee-eenden. Om voedsel te zoeken duiken zwarte zee-eenden en verzamelen ze prooien van de zeebodem. Ze voeden zich voornamelijk met kleine (tot 40 mm lengte) tweekleppigen — de belangrijkste prooien in de Nederlandse Noordzee met name *S. subtruncata*, en — sinds ten minste 1995 — de inslikbare kleine individuen van de invasieve Amerikaanse zwaardschede *Ensis leei* (Tulp et al. 2010, Schwemmer et al. 2019, Kottsieper et al. 2019a b, Sovon 2022, Camphuysen & Lieshout 2024, van Donk et al. 2025b). De dichtheden van zwarte zee-eenden zijn het hoogst waar tweekleppigen in grote aantallen voorkomen binnen duikdieptes tot ongeveer 15–20 m, maar ook andere omgevingsfactoren kunnen de verspreiding van zwarte zee-eenden beïnvloeden, zoals stroomsnelheid en verstoring door scheepvaartbewegingen (Prins et al. 2020, van de Wolfshaar et al. 2023, van de Wolfshaar & Van Daalen 2024). In Duitsland werd de abundantie van zwarte zee-eenden hoger ingeschat dicht bij de kust en in gebieden met een hogere bodem "shear stress", oftewel sterke bodemstromingen, maar dit betrof een situatie waarin de eenden vooral op *Ensis* sp. foerageerden (Schwemmer et al. 2019).

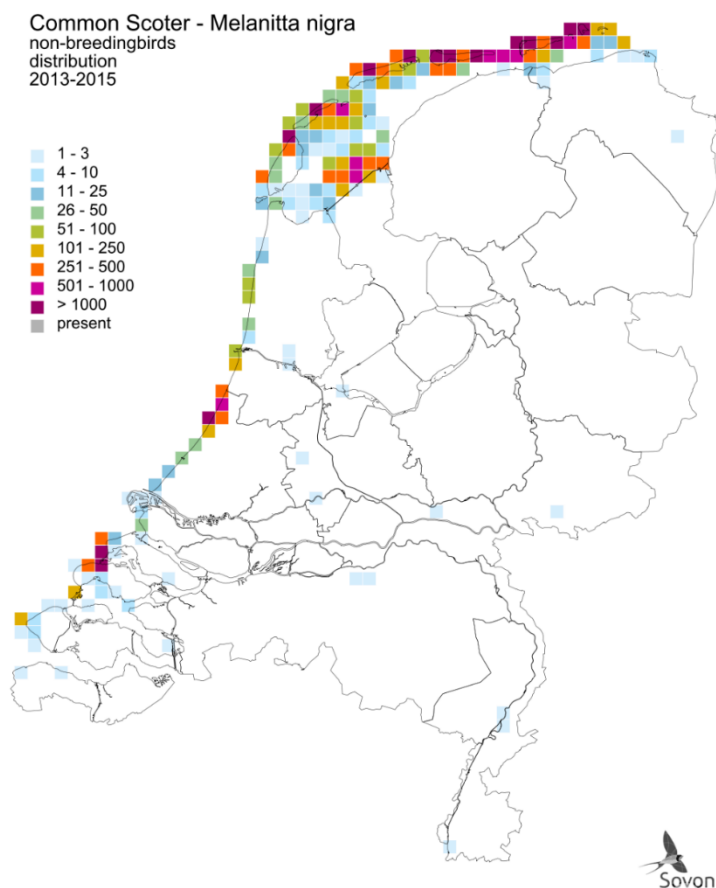


Figuur 7-1 Zwarte zee-eend, man
©Matthew Grube, photo downloaded from <https://ebird.org/>, Cornell Lab of Ornithology

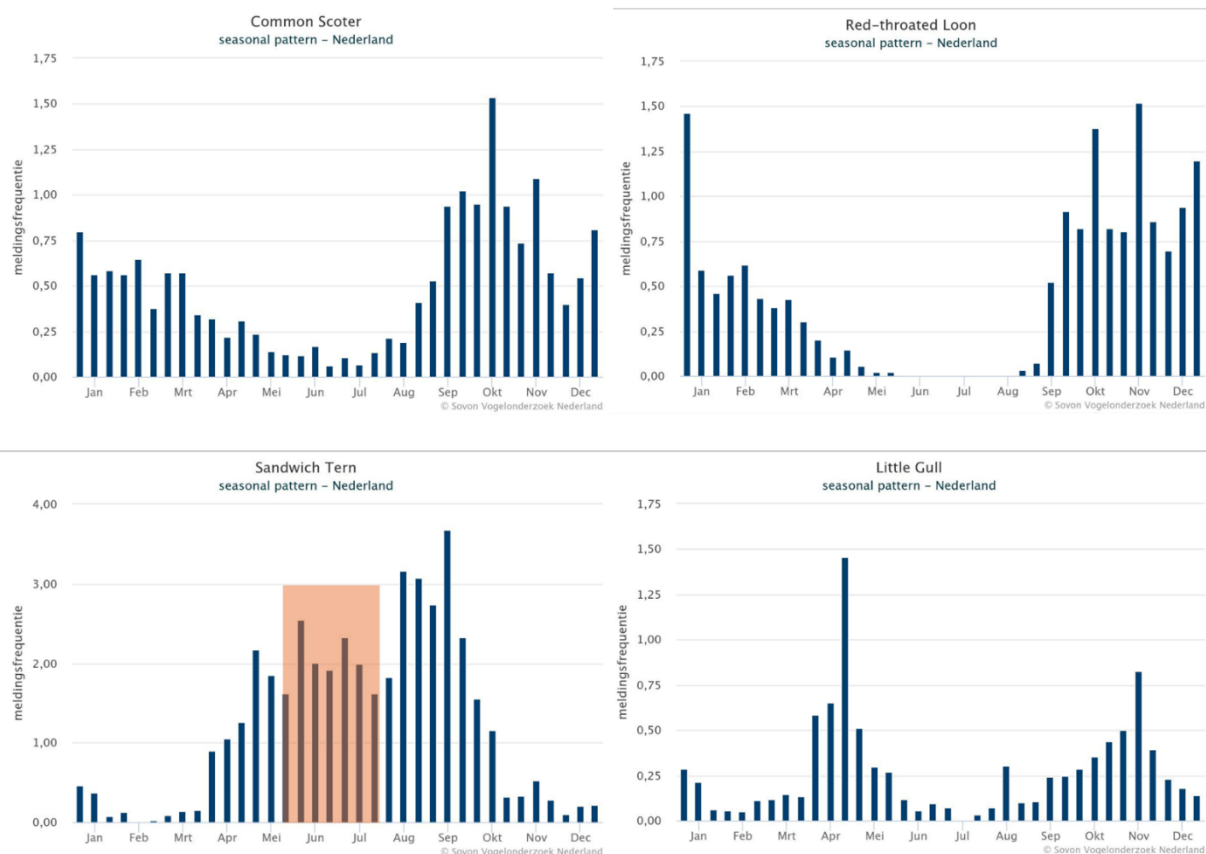
Individuele volgstudies suggereren dat zwarte zee-eenden 's nachts tot 25 km uit de kust verblijven (Camphuysen & Lieshout 2024). Aangezien deze locaties vaak niet geassocieerd worden met hoge dichtheden aan tweekleppigen, kan worden verondersteld dat de vogels op zee rusten. Vergelijkbare patronen zijn waargenomen bij de verwante soort, de brilzee-eend (Hamilton et al. 2022).

7.2.1.1 Voorkomen en verspreiding

In Nederland pieken de aantallen tussen oktober en mei, wanneer tot 6–7% van de Oost-Atlantische flyway-populatie aanwezig is (Figuur 7-2 en Figuur 7-3). Deze vogels verblijven in relatief ondiepe kustwateren, waarbij de grootste concentraties worden waargenomen boven de Waddeneilanden (Figuur 7-2, Fijn et al. 2017a, Camphuysen & Lieshout 2024). Aanzienlijke aantallen worden ook geteld in de Voordelta en langs de Noord-Hollandse kust.



Figuur 7-2 Verspreiding van de zwarte zee-eend afgeleid van de Vogelatlas van Nederland. Voor elk atlasvak van 5 × 5 km is een schatting gegeven van het aantal winterende vogels (Sovon 2024).



Figuur 7-3 Voorkomen van de zwarte zee-eend, roodkeelduiker, grote stern en dwergmeeuw in Nederland. De meldfrequentie per decennium wordt weergegeven, gemiddeld over de laatste vijf jaar. De meldfrequentie is het percentage volledige lijsten waarop de soort is geregistreerd. De gegevens zijn afkomstig uit LiveAtlas (Sovon 2024). Oranje arcering geeft de geschatte broedperiode aan.

De nationale aantallen fluctueren sterk tussen jaren, wat suggereert dat vogels in sommige winters gebruikmaken van alternatieve overwinteringsgebieden, zoals de Oostzee of zuidelijker langs de Europese kusten, vermoedelijk als gevolg van schommelingen in voedselaanbod (Camphuysen & Lieshout 2024). Tijdens het broedseizoen blijven slechts kleine aantallen (niet-broedende) individuen in Nederland, terwijl de meeste vogels vertrekken om te broeden in Scandinavië en het Russische Arctische gebied (Figuur 7-3, Fijn et al., 2020, Sovon 2022).

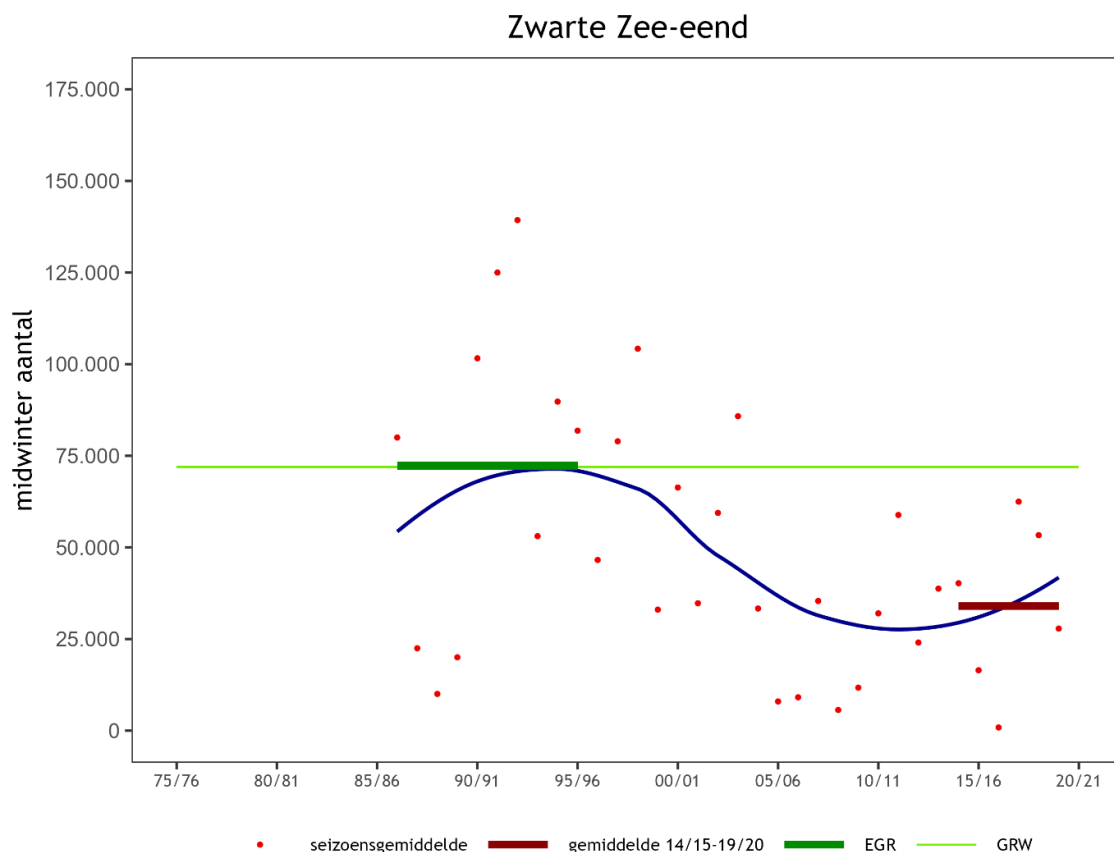
7.2.1.2 Kwetsbaarheid

Zwarte zee-eenden staan bekend om hun sterke gevoeligheid voor verstoring door scheepvaart en luchtverkeer, specifiek op zee door offshore helikopterverkeer. Hoge verstoringsniveaus worden gezien als een mogelijke oorzaak van de lage aantallen zwarte zee-eenden in de Voordelta, waar de voedselbeschikbaarheid ruim boven de draagkracht ligt voor de waargenomen aantallen vogels (Prins et al. 2020, Van de Wolfshaar et al. 2023, Van de Wolfshaar & Van Daalen 2024). Daarnaast is bijvangst in visnetten een van de bekende oorzaken van sterfte. Andere bedreigingen voor de soort zijn afname van prooiën, olievervuiling, jacht en klimaatverandering, met name in de Arctische broedgebieden (Leopold et al. 2025). Net als andere watervogels kunnen zwarte zee-eenden tijdens de rui tijdelijk niet vliegen. Belangrijke ruigebieden liggen echter in de Duitse Noordzee, buiten de Nederlandse wateren. Al kunnen incidenteel grote concentraties in de Nederlandse wateren voorkomen (Fijn et al., 2020)

7.2.1.3 Populatieontwikkeling en beschermingsstatus

De populatie van overwinterende zwarte zee-eenden in Nederland neemt af. De beschermingsstatus is recent opnieuw beoordeeld als ongunstig (slecht), omdat de langetermijnafname groter is dan 1% per jaar en de huidige populatieomvang (2014/15–2019/20) meer dan 25% onder de gunstige referentiewaarde (GRW) voor de populatie ligt (Figuur 7-4) (Sovon 2022). Hierbij moet worden opgemerkt dat de populatieaantallen in Nederland van jaar tot jaar variëren. Om deze reden wordt de nationale trend op lange termijn (sinds

1986/87) geclassificeerd als 'geen verandering', en op korte termijn (2011/12–2022/23) als 'onzeker' (Scheekkerman et al. 2025).



Figuur 7-4 Overzicht van de waarden die zijn gebruikt om de 'Gunstige Referentiewaarde' (GRW) voor de populatie van de Zwarte Zee-eend in de niet-broedperiode vast te stellen. De algemene populatieontwikkeling, gebaseerd op de aantallen (januaritellingen, rode punten), wordt weergegeven. Deze populatieontwikkeling is geïllustreerd met een doorgetrokken donkerblauwe lijn. Relevante waarden, inclusief de perioden waarop zij betrekking hebben, zijn aangeduid met gekleurde horizontale balken: de Richtlijnwaarde (DV, 1977/78–1981/82, oranje), de Ecologisch Gunstige Referentie (EGR, donkergroen) en de populatieomvang in de periode 2014/15–2019/20 (donkerrood). De GRW zelf is weergegeven als een lichtgroene horizontale lijn (Sovon 2022).

7.2.2 Roodkeelduiker *Gavia stellata* (Red-throated diver/ red-throated loon)

Roodkeelduikers zijn viseters (Duckworth et al. 2024) met een lichaamslengte van 55 tot 67 centimeter (Figuur 7-4). Ze achtervolgen hun prooi door te duiken tot dieptes van 15–25 m. In de Noordzee bestaat hun voedsel uit vissen van 4–25 cm, waaronder stekelbaars, wijting en kabeljauw (Kleinschmidt et al. 2019). Roodkeelduikers lijken flexibele foerageerders te zijn, waarbij het dieet varieert tussen locaties en in de tijd, afhankelijk van lokaal beschikbare voedselbronnen (van Donk et al. 2025b).

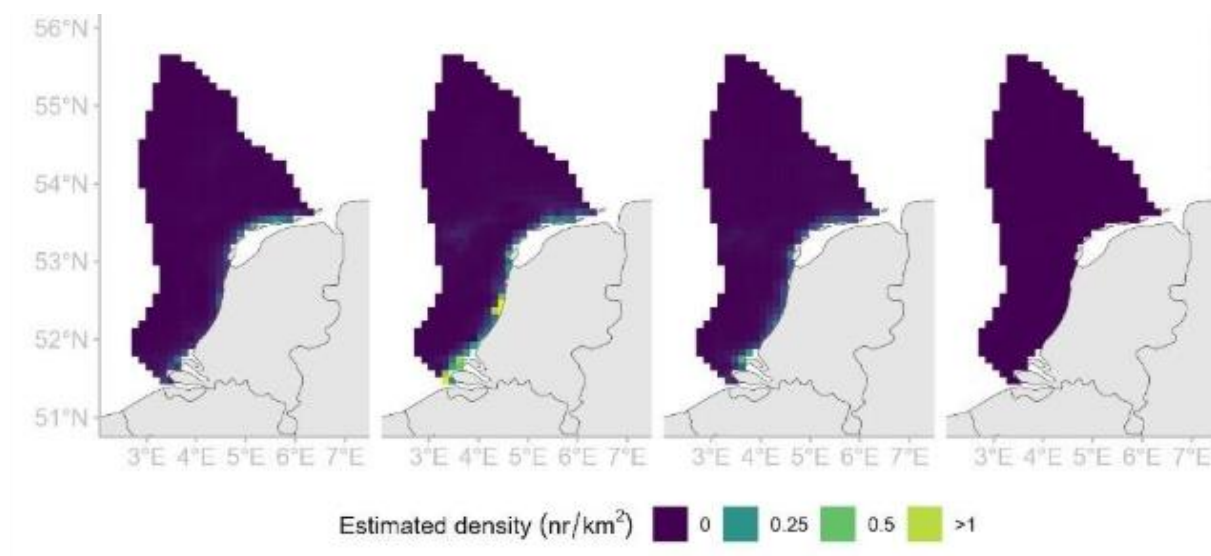


Figuur 7-5 Roodkeelduiker ©Tyler Ficker, photo downloaded from <https://ebird.org/>, Cornell Lab of Ornithology

7.2.2.1 Voorkomen en verspreiding

Roodkeelduikers broeden in boreale en Arctische gebieden, van West-Groenland tot Taimyr. In Nederland kunnen ze worden waargenomen tijdens trek en in de winter. Ongeveer 1% van de Noordwest-Europese flyway-populatie overwintert in Nederlandse wateren (Figuur 7-6 en Figuur 7-3).

Tijdens de winter komen de vogels voornamelijk voor in de kustwateren van de Noordzee. Kleinere aantallen overwinteren in de Waddenzee en in het Deltagebied. Tijdens de najaarstrek concentreert de soort zich in getijde-inlaten en geulen tussen de Waddeneilanden (Sovon 2022). Roodkeelduikers geven de voorkeur aan ondiepe gebieden binnen 10–20 km van de kust (Sovon 2022).



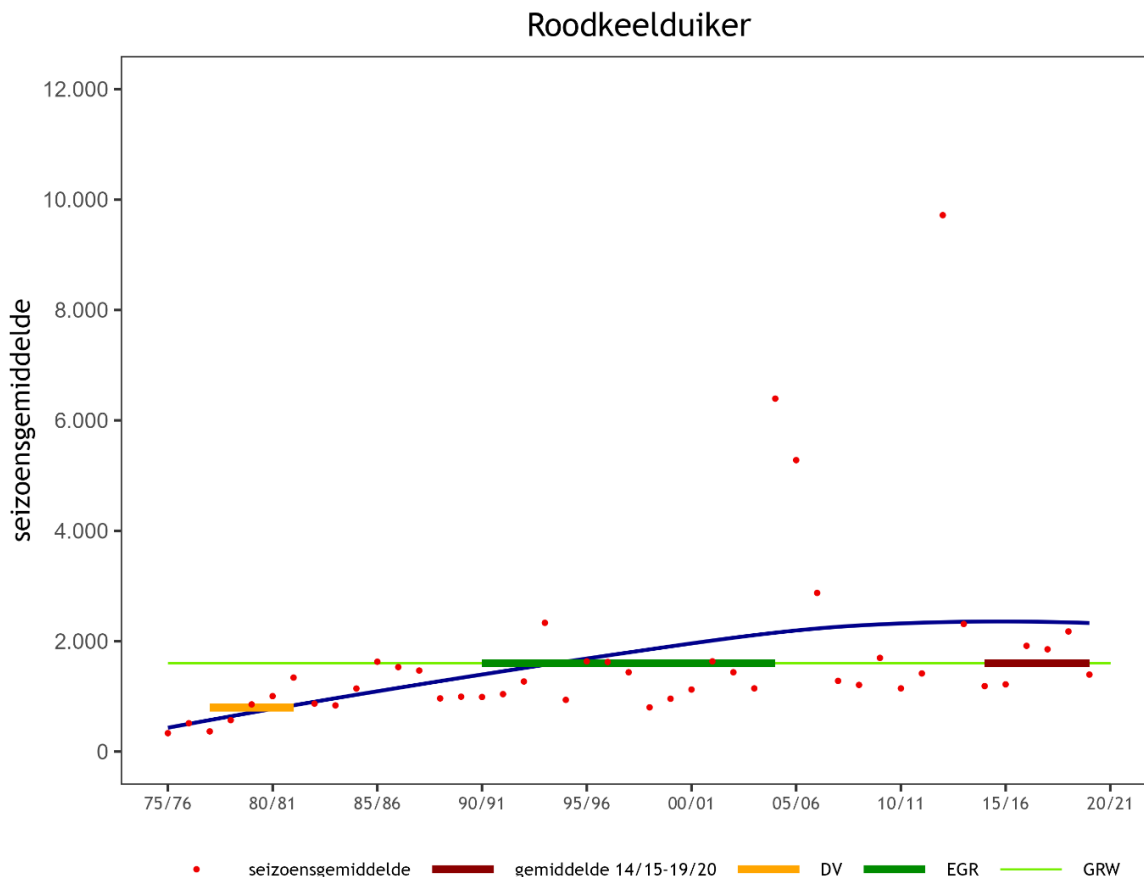
Figuur 7-6 Voorspelde dichtheid van de roodkeelduikers per tweemaandelijke periode voor de periode 2016–2020. Uit Van Donk et al. (2024).

7.2.2.2 Kwetsbaarheid

Roodkeelduikers zijn zeer gevoelig voor verstoring door scheepvaart en waterrecreatie (bijvoorbeeld windsurfen). Verstoring door scheepvaart kan leiden tot massale verplaatsingen, waarbij vogels ver weg vliegen en langzaam terugkeren. Vluchtafstanden kunnen op zee oplopen tot 1–2 km voor groepen vogels. Duikers zijn in groepen gevoeliger voor verstoring dan solitaire individuen (Krijgsveld et al. 2022). Roodkeelduikers vermijden offshore windparken in Duitse wateren en houden afstanden tot 10 km aan, hoewel dit ook een cumulatief effect kan zijn van verstoring door scheepvaart (Garthe et al. 2023). In Nederland komen roodkeelduikers voornamelijk langs de kust voor. Andere bedreigingen zijn onder meer olievervuiling (die zeldzaam is geworden), verstrikking en bijvangst in visnetten (Sovon 2022).

7.2.2.3 Populatieontwikkeling en beschermingsstatus

Onlangs de onzekere lange-termijn-trend in aantallen wordt de nationale populatiestatus als gunstig beoordeeld. Het leefgebied is in voldoende mate aanwezig en (waarschijnlijk) ook van voldoende kwaliteit. De incidentie van olievervuiling is afgenomen, maar er is weinig bekend over de ontwikkeling van de beschikbaarheid en toegankelijkheid van prooivissen. De korte-termijn-trend is stabiel, en het ontbreken van grote knelpunten leidt ertoe dat het toekomstperspectief als 'gunstig' wordt beoordeeld (Sovon 2022). De populatietrend en GRW worden weergegeven in *Figuur 7-7*.



Figuur 7-7 Overzicht van de waarden die zijn gebruikt om de 'Gunstige Referentiewaarde' (GRW) te bepalen voor de populatie van de roodkeelduiker als niet-broedvogel. De algemene populatieontwikkeling, gebaseerd op de aantallen (seizoensgemiddelde, rode stippen), is weergegeven. Deze populatieontwikkeling is met een donkerblauwe doorgetrokken lijn weergegeven. Relevante waarden, inclusief de periode waarop ze betrekking hebben, zijn aangeduid met gekleurde horizontale balken: Richtlijnwaarde (DV, 1977/78–1981/82, oranje), Ecologisch Gunstige Referentie (EGR, donkergroen) en populatieomvang in de periode 2014/15–2019/20 (donkerrood). De GRW zelf is weergegeven als een lichtgroene horizontale lijn (Sovon 2022).

7.2.3 Grote stern *Thalasseus sandvicensis* (Sandwich tern)

Grote sterns zijn visetende stootduikers en oppervlaktefoerageerders die gespecialiseerd zijn in het eten van kleine haringachtigen en zandspiering (Figuur 7-8). Het betreft een middelgrote tot grote stern, met een lengte van 36–41 cm en een spanwijdte van 95–105 cm. Deze vogels zijn in Nederland voornamelijk aanwezig van april tot september (Figuur 7-9). Hun broedgebieden zijn beperkt tot schaars begroeide eilanden of kwelders. De soort broedt hier in grote kolonies van honderden tot duizenden broedparen, vaak in combinatie met kokmeeuwen en/of zwartkopmeeuwen (Sovon 2022).



Figuur 7-8 Grote stern © Christoph Moning, photo downloaded from <https://ebird.org/>, Cornell Lab of Ornithology

7.2.3.1 Voorkomen en verspreiding

Kolonies van grote sterns komen voor in de Waddenzee, de Zuidwestelijke Delta en rond Putten (). Broedkolonies kunnen snel verschijnen of verdwijnen en er is aanzienlijke uitwisseling tussen verschillende kolonies (Sovon 2022). Grote sterns die in het Deltagebied broeden, gebruiken kernfoerageergebieden tot 40 km van de kust en 60 km van de kolonie (Fijn et al. 2017b).

Na het zomerseizoen trekken de meeste in Nederland broedende grote sterns naar West-Afrika. Kleinere aantallen blijven rond het Middellandse Zeegebied en incidenteel overwintert een individu langs de Nederlandse kust ().

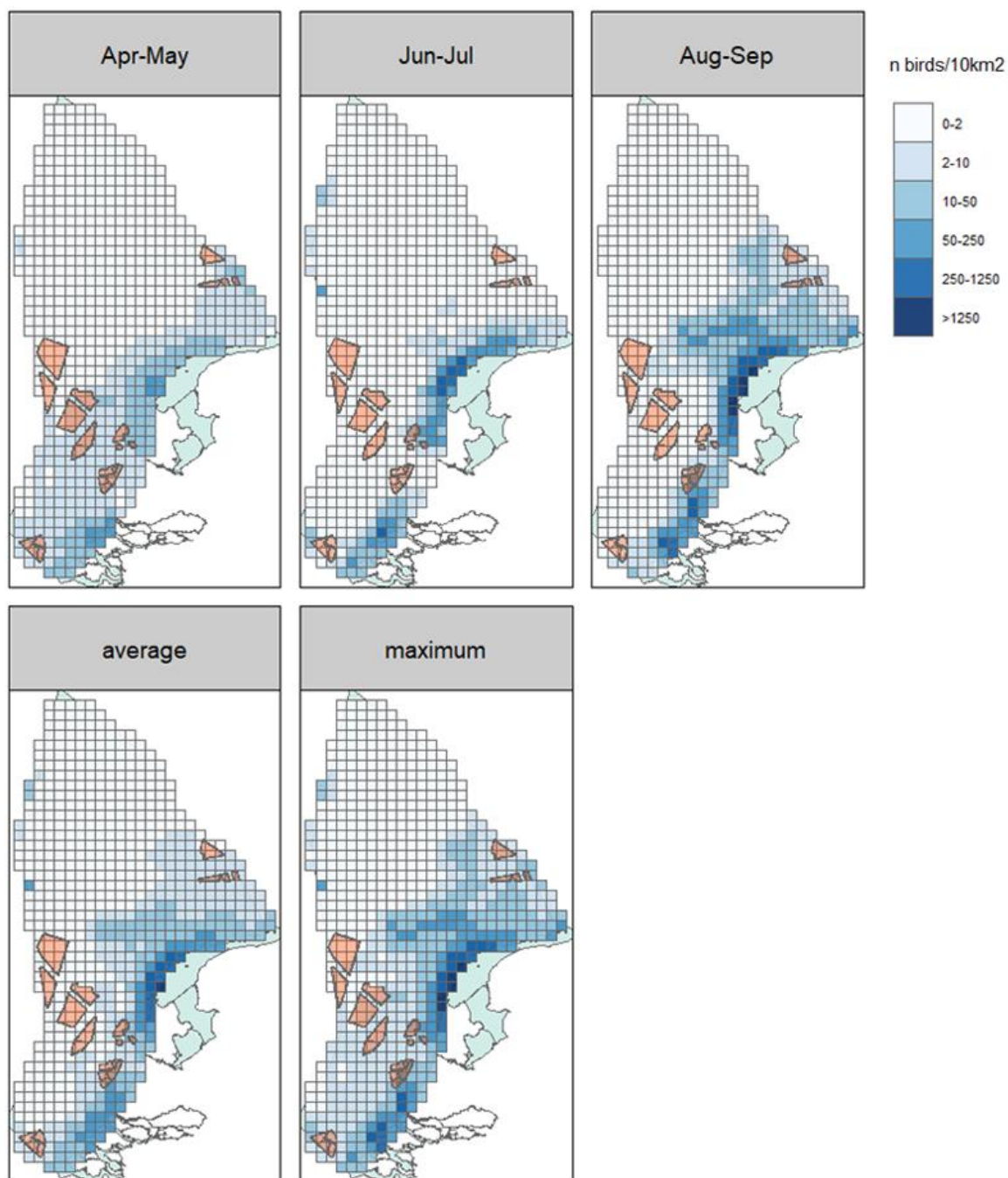
7.2.3.2 Kwetsbaarheid

Grote sterns zijn kwetsbaar voor een afname in voedselaanbod nabij hun broedkolonies gedurende deze periode, omdat ze niet te ver van de kolonie kunnen vliegen. Daarnaast moeten ze hun kuikens voeren met vis van een bepaalde grootte en voedingskwaliteit (Stienen 2006). Tijdens de kuikenfase hebben kleine haringachtigen de voorkeur wanneer deze beschikbaar zijn, vanwege hun hogere voedingswaarde dan andere prooien. Zandspiering vormt een tweede belangrijke prooi tijdens de kuikenfase (in de zuidelijke en oostelijke delen van de Noordzee), en is de belangrijkste prooi voor volwassen grote sterns vóór de kuikenfase (Sovon 2022).

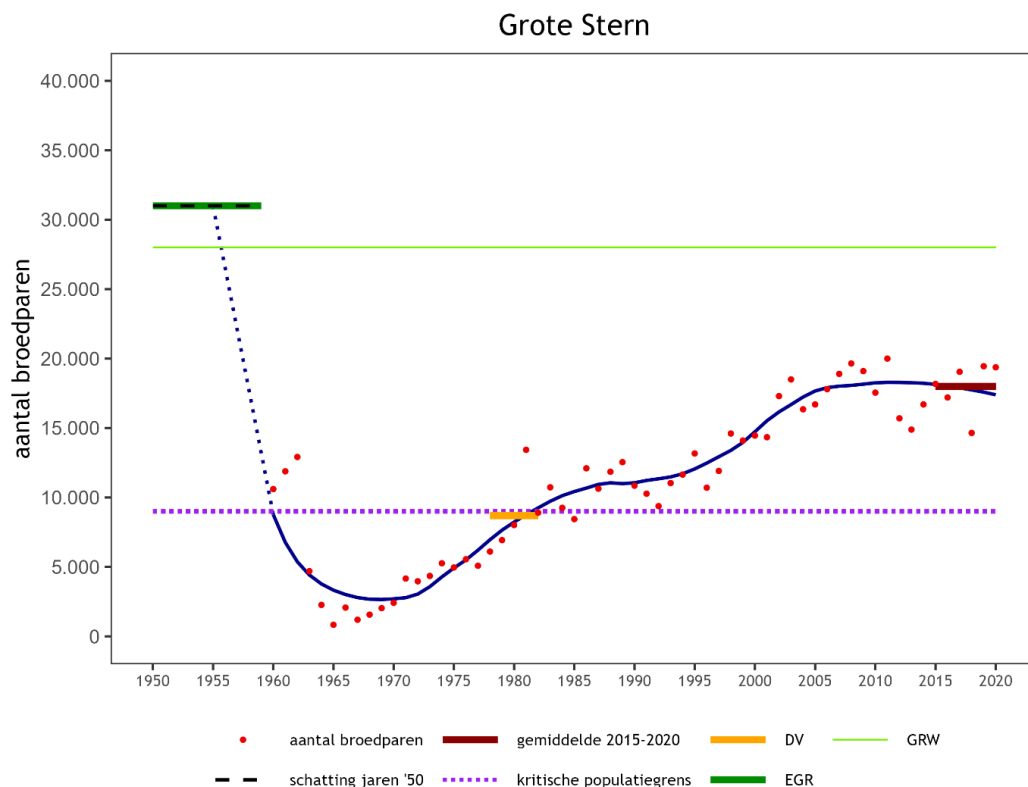
Naast gevoeligheid voor lage voedselbeschikbaarheid nabij de broedgebieden hebben grote sterns te maken met nestpredatie door grote meeuwen en zoogdieren en verlies van broedhabitat. Sterfte tijdens de uitbraak van vogelgriep in 2022 leidde tot een bijna halvering van de populatie in Nederland (Leopold et al. 2025). Grote sterns worden ook beschouwd als kwetsbaar voor aanvaringen en verdringing door offshore windparken.

7.2.3.3 Populatieontwikkeling en beschermingsstatus

De beschermingsstatus van de grote stern als broedvogel in Nederland wordt beoordeeld als zeer ongunstig (Figuur 7-10). Hoewel het verspreidingsgebied als gunstig wordt beschouwd, zijn zowel de populatiegrootte als de habitatkwaliteit zeer ongunstig, omdat de aantallen ruim onder de gunstige referentiewaarde blijven en het beschikbare habitat geen grotere populatie kan dragen. Daarnaast zijn de toekomstperspectieven zeer ongunstig, met name door recente massale sterfte door vogelgriep en aanhoudende druk op het leefgebied (Sovon 2022).



Figuur 7-9 Gemiddeld verspreidingspatroon van de Grote stern per twee-maandelijke periode, op een resolutie van $10 \times 10 \text{ km}^2$, weergegeven als jaargemiddelde en jaarlijks maximum over de periode 2016–2020 (van Donk et al., 2024) voor het Nederlandse deel van de Noordzee, met de overlay van zoekgebieden voor offshore windparken (oranje).



Figuur 7-10 Overzicht van de waarden die zijn gebruikt om de Gunstige Referentiewaarde (GRW) te bepalen voor de populatie van de grote stern als broedvogel. De algemene populatieontwikkeling, gebaseerd op het aantal broedparen (rode stippen), is weergegeven. Voor perioden met jaarlijkse schattingen (met uitzondering van enkele ontbrekende jaren) is de populatieontwikkeling weergegeven als een doorgetrokken donkerblauwe lijn. In perioden zonder jaarlijkse schattingen zijn de jaren met een bekende populatieomvang verbonden met een gestippelde lijn. Periodiek bepaalde populatieomvangswaarden uit de jaren 1950 zijn weergegeven met een horizontaal gestreepte zwarte lijn die de periode dekt waarop de schatting betrekking heeft (meestal 1950–1959). Relevante waarden zijn aangeduid met gekleurde horizontale balken: Richtlijnwaarde (DV, 1978–1982, oranje), Ecologisch Gunstige Referentie (EGR, donkergroen), populatieomvang in de periode 2015–2020 (donkerrood) en kritische populatiegrens (paarse gestippelde lijn). De GRW zelf is weergegeven als een lichtgroene horizontale lijn (Sovon 2022).

7.2.4 Dwergmeeuw *Hydrocoloeus minutus* (Little gull)

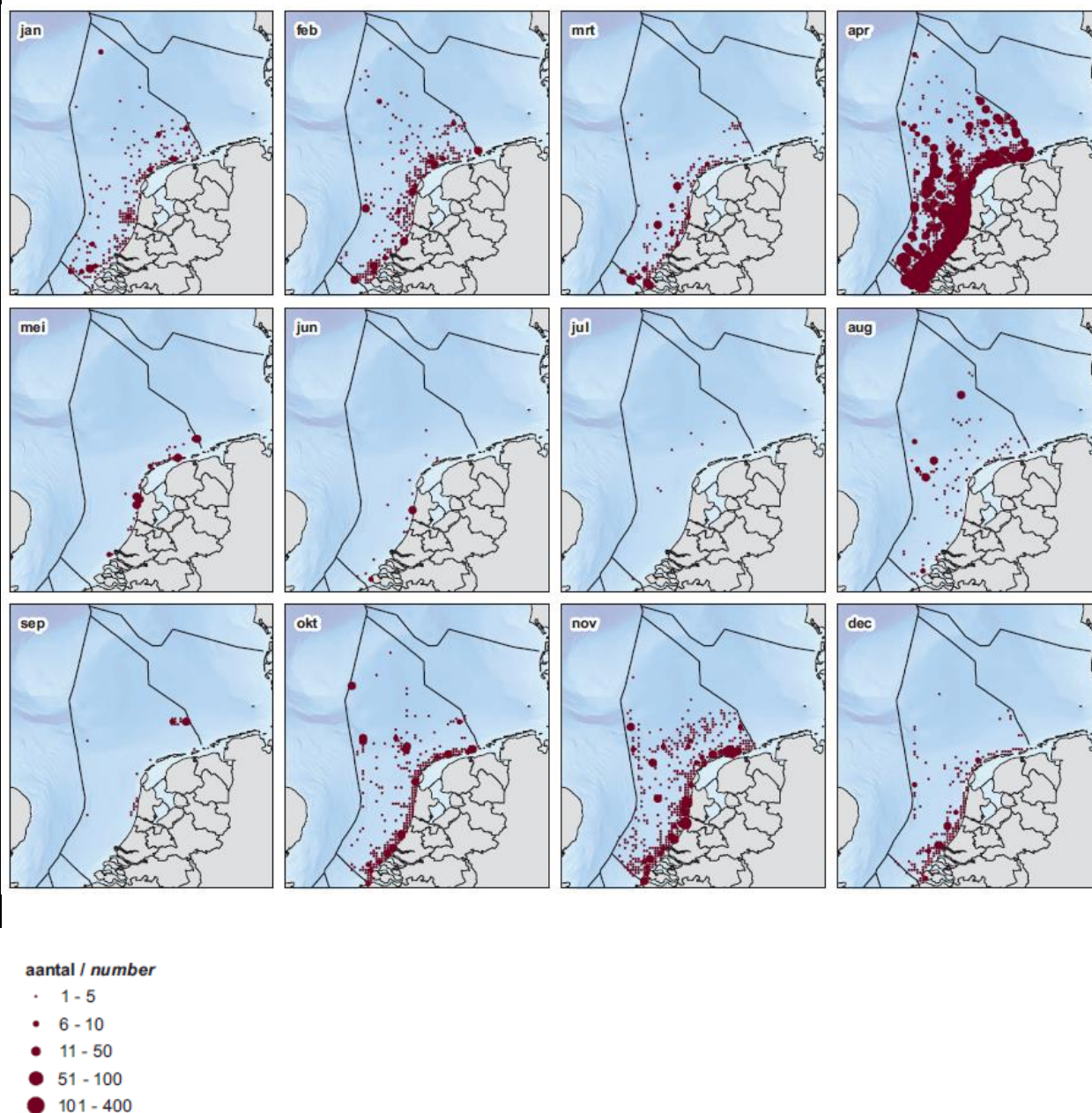
De dwergmeeuw heeft een lichaamslengte van 24 tot 28 cm en een spanwijdte van 62 tot 69 cm, met een typisch gewicht tussen 68 en 180 gram, waarmee het de kleinste meeuwensoort ter wereld is (Figuur 7-10). De soort voedt zich met ongewervelden, kleine vissen en insecten. Tijdens het broedseizoen zijn vrijwel geen dwergmeeuwen in Nederland aanwezig, afgezien van enkele incidentele broedgevallen. De aantallen en het aandeel van de flyway-populatie dat door Nederland trekt zijn aanzienlijk: naar schatting trekt 40–100% van de populatie tijdens de voorjaarstrek via Nederland, waarbij jaarlijkse variaties waarschijnlijk worden beïnvloed door windrichting tijdens de piek van de trek (Fijn et al. 2022). De grote aantallen enkele tienduizenden vogels actief foeragerend tijdens deze tussenstop periodes suggereren dat Nederlandse wateren bijzonder gunstige foerageermogelijkheden bieden, waardoor de soort mogelijk gevoelig is voor drukfactoren die het leefgebied of voedselaanbod beïnvloeden (Sovon 2022).



Figuur 7-11 Dwergmeeuw © Cameron Eckert, photo downloaded from <https://ebird.org/>, Cornell Lab of Ornithology

7.2.4.1 Voorkomen en verspreiding

De hoogste aantallen dwergmeeuwen komen in Nederland voor in april, wanneer zij naar hun broedgebieden in Noordoost-Europa trekken. In deze periode worden zij voornamelijk aangetroffen in de Noordzee en het IJsselmeergebied, hoewel tijdens de voorjaars trek ook verder landinwaarts waarnemingen voorkomen (Figuur 7-12). Na het broedseizoen trekken dwergmeeuwen die een tussenstop maken in Nederlandse wateren verder naar hun overwinteringsgebieden in de westelijke Noordzee en het Kanaal. In vergelijking met het voorjaar trekken veel lagere aantallen door tijdens de najaars trek. Dwergmeeuwen zijn ook in de winter in Nederland aanwezig, maar voornamelijk in de Noordzee. Tijdens het broedseizoen zijn dwergmeeuwen vrijwel afwezig in Nederland, afgezien van enkele incidentele broedgevallen.



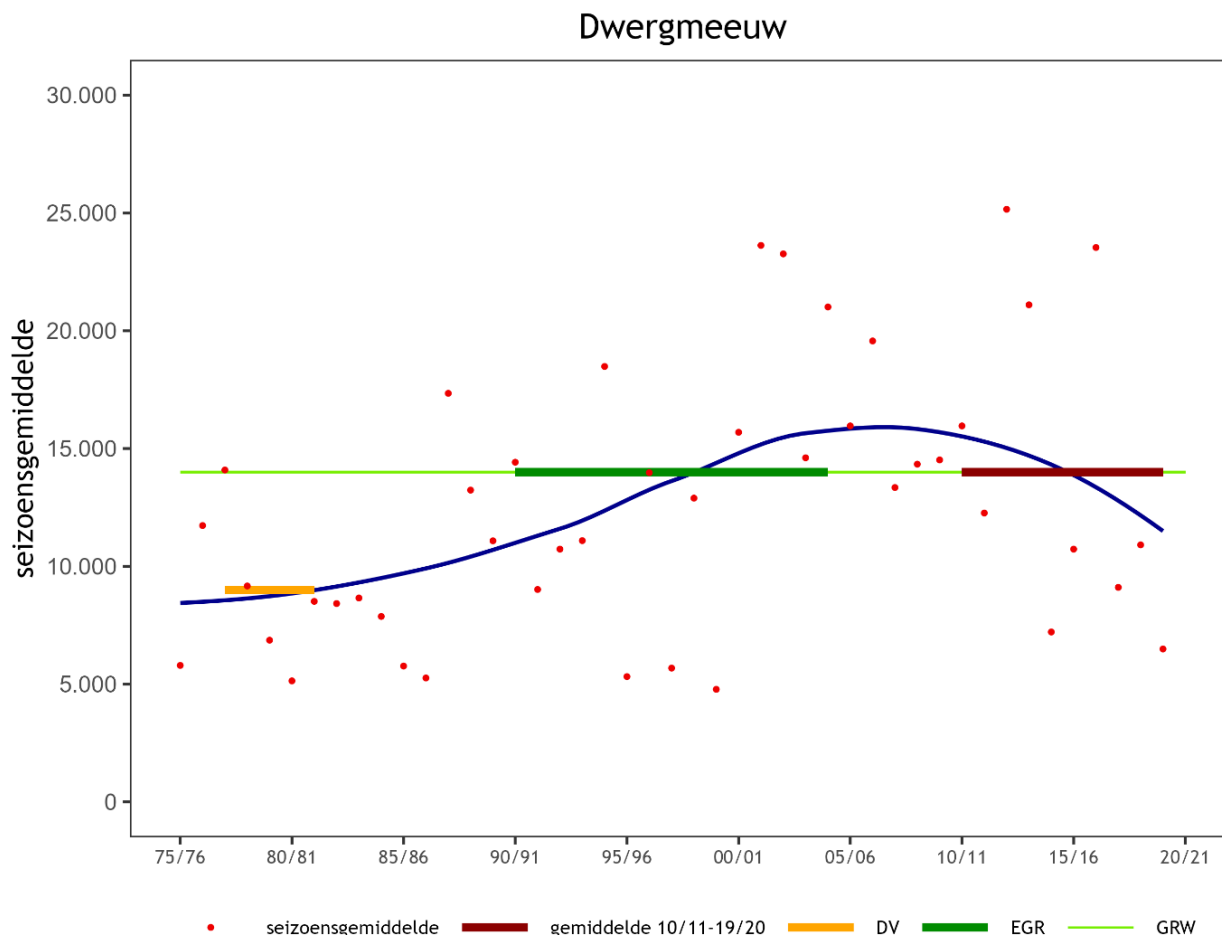
Figuur 7-12 Verspreiding van dwergmeeuwen per maand, gebaseerd op maximale aantallen per 5×5 km-vak op het Nederlandse continentaal plat, afgeleid van MWTL-luchtwoarnemingen (1991–2020), Shortlist-tellingen (2010–2011) en ESAS-scheepstellingen (1984–2019). Maximale aantallen dwergmeeuwen in 5×5 km-vakken op het Nederlandse continentaal plat, gebaseerd op MWTL-luchtonderzoeken in 1991–2020, Shortlist-onderzoeken in 2010–2011 en ESAS-scheepgebaseerde onderzoeken in 1984–2019 (naar Fijn et al., 2022).

7.2.4.2 Kwetsbaarheid

Op dit moment zijn er op landelijk niveau geen belangrijke knelpunten die het behoud van de GSvI van de Dwergmeeuw als niet-broedvogel in de weg staan. Wel zijn er mogelijke bedreigingen door diverse antropogene ontwikkelingen in de grote wateren waar de soort pleistert. Het gaat om zandwinning, energieopwekking en visserij. Dit zijn activiteiten die tot habitatverlies, afname voedselaanbod en/of aanvaringen kunnen leiden (Sovon 2022).

7.2.4.3 Populatieontwikkeling en beschermingsstatus

Op lange termijn vertoont de niet-broedende populatie van de dwergmeeuw een stabiele trend, waarbij de huidige aantallen (2010/11–2019/20) gelijk zijn aan de gunstige referentiewaarde, wat resulteert in een gunstige populatiebeoordeling (Sovon 2022, *Figuur 7-13*).



Figuur 7-13. Overzicht van de waarden waarmee de 'Gunstige Referentiewaarde' (GRW) voor de populatie van de Dwergmeeuw als niet-broedvogel is bepaald. Weergegeven is het globale populatieverloop op basis van de aantallen (seizoensgemiddelde, rode punten). Dit populatieverloop is weergegeven met een donkerblauwe solide lijn. Relevante waarden, inclusief de periode waar deze betrekking op hebben, zijn aangeduid met gekleurde horizontale balkjes: Directive Value (DV, 1977/78-1981/82, oranje), Ecologisch Gunstige Referentie (EGR, donkergroen) en populatieomvang in de periode 2010/11-2019/20 (donkerrood). De GRW zelf is weergegeven als lichtgroene horizontale lijn (Sovon 2022)

7.3 Juridisch kader voor het behoud van zeevogels

Vogelbescherming in Nederland is gebaseerd op Europese natuurbeschermingswetgeving, met name Richtlijn 2009/147/EG en Richtlijn 92/43/EEG. De Vogelrichtlijn verplicht de lidstaten om alle in het wild voorkomende vogelsoorten op een niveau te behouden dat overeenkomt met ecologische, wetenschappelijke en culturele vereisten, en om Speciale Beschermingszones (Special Protection Areas - SPA's) aan te wijzen voor zeldzame, kwetsbare en trekvogels. De Habitatrichtlijn vult dit kader aan door het concept van gunstige staat van instandhouding te definiëren en vormt de juridische basis van het Natura 2000-netwerk.

In Nederland worden deze richtlijnen geïmplementeerd via nationale wetgeving (voorheen de Natuurbeschermingswet, nu geïntegreerd in het kader van de Omgevingswet). Samen verplicht dit juridische kader de autoriteiten om vogelpopulaties te monitoren, verslechtering van beschermde habitats te voorkomen en ervoor te zorgen dat plannen of projecten geen nadelige effecten hebben op aangewezen Natura 2000-gebieden.

De belangrijkste drukfactoren die mogelijk door zandwinning op de vogels in dit rapport worden uitgeoefend, zijn verstoring en (foerageer)habitatdegradatie. Met betrekking tot deze drukfactoren is wetgeving van toepassing zoals uitgelegd in de volgende secties.

7.3.1 Verstoringsafstanden

De Omgevingswet reguleert de bescherming van soorten, maar bevat geen expliciete norm voor verstoringsafstanden. Het Toegangbeperkend Besluit Noordzeekustzone (zones I–III), artikel 2, stelt binnen TBB zone I-gebieden, een vermijdingsafstand van 1.500 m vast voor groepen vogels van 100 individuen of meer⁸. De effectbeoordeling van projecten moet op basis van beschikbare ecologische inzichten aantonen waar effecten kunnen optreden en hoe deze worden beoordeeld. Meestal worden effecten van verstoring bij vogels beoordeeld als afname in omvang en kwaliteit van leefgebied. Verstoringseffecten kunnen ook over grote afstanden plaatsvinden, zodanig dat sprake kan zijn van externe werking. Zie hiervoor de uitwerking in Box 7-1.

7.3.2 Habitat H1110

Habitattype 1110 – permanent overstroomde zandbanken in ondiepe delen van de zee, waarbij het water zelden meer dan 20m diep is (Bijlage I van de EU Habitatsrichtlijn) – is een cruciaal habitat voor de belangrijkste prooi-soorten *Spisula* spp. en sprot (maar ook zandspiering). Lidstaten moeten een representatief en voldoende deel van het habitat aanwijzen en adequaat beschermen. H1110 is daarom een beschermd habitattype binnen Natura 2000-gebieden (Artikel 3 van de EU Habitatrichtlijn). Niet alle aanwezigheid van H1110 langs de Nederlandse kust valt onder Natura 2000-bescherming, bijvoorbeeld het gebied langs de Zuid-Hollandse kust.

Voor zandwinning gereserveerd is een gebied buiten de -20 m lijn offshore en dit omvat geen Natura 2000-gebieden. Bovendien komt H1110 in de huidige kaart van Nederlandse mariene habitattypen niet voor buiten de -20 m dieptelijn. Een toekomstige aanpassing kan plaatsvinden voor het gebied van de Zeeuwse Banken (offshore van Natura 2000-gebied Voordelta), omdat deze zandbanken kwalificeren als habitattype 1110. Verlies of degradatie van H1110 buiten Natura 2000 valt niet onder de beschermingsplicht van de Richtlijn, tenzij dit de integriteit van een Natura 2000-gebied beïnvloedt als gevolg van ecologische connectiviteit tussen kust- en offshore-gebieden.

Voor gevallen waarin ecologische functies van Natura 2000-gebieden worden beïnvloed door een activiteit buiten het N2000-gebied, geldt Artikel 6 van de EU Habitatrichtlijn, het geen-verslechtingsbeginsel (No Deterioration-principe, Art. 6(2)). Lidstaten moeten verslechtering van H1110 binnen aangewezen gebieden vermijden. Dit betekent dat wanneer zandwinning of een andere activiteit buiten het beschermde gebied leidt tot een meetbare vermindering van de kwaliteit van H1110 binnen het beschermde gebied, dit kan worden

⁸ <https://www.inview.nl/openCitation/iddc85cd63d4484579bd30f1b9076da461/toegangbeperkend-besluit-noordzeekustzone-zones-i-t-m-iii-artikel-2?ctx=bac3ab0d95b17f7c6350f39d35e2c26a&undefined> bekeken 29-03-2026. Regelgeving geldig tot en met 01-01-2027.

beschouwd als verslechtering. Zelfs zonder fysieke verwijdering kan functionele degradatie (bijv. door verlies van prooiën voor vogels die gebruikmaken van Natura 2000-gebied) worden beschouwd als verslechtering wanneer ecologische kenmerken worden beïnvloed.

Op basis van de toetsingsplicht voor een passende beoordeling (het Appropriate Assessment-principe - Art. 6(3)) moet elk plan of project dat waarschijnlijk aanzienlijke effecten heeft, aantonen dat het de integriteit van het gebied niet nadelig beïnvloedt.

Zandwinning, uitgevoerd in de gereserveerde zandwinningszone, kan mogelijk de integriteit van het kustecosysteem verstoren door:

- Verstoring van foeragerende of rustende watervogels (aangezien zwarte zee-eend en grote stern, maar waarschijnlijk ook roodkeelduiker en Dwergmeeuw, gebieden 20–30 km uit de kust gebruiken).
- Degradatie van de populatie van prooi, wat leidt tot afname van de draagkracht van kustzones (voor consumenten van *Spisula* spp. en sprot, bijvoorbeeld door extra opwaaiend slib).
- Verminderde voedseltoegankelijkheid, bijvoorbeeld door verminderde vangstsucces.

Indien effectief habitatverlies de draagkracht voor kwalificerende soorten (bijv. zee-eenden) vermindert, kan dit een juridisch significante reden zijn om de activiteit te vermijden, zelfs wanneer het aandeel van fysiek verwijderde H1110 klein is. Omgekeerd, als een statistisch model met voldoende zekerheid laat zien dat een deel van de dan aanwezige populatie negatief wordt beïnvloed zodanig dat de aantallen boven het instandhoudingsdoel blijft en zonder dat het habitat in omvang of kwaliteit afneemt, kunnen effecten juridisch als niet-significant worden beoordeeld. Dit vereist voldoende kwantitatieve informatie om de modellen te voeden (zie sectie Kennisleemtes), inclusief schattingen van functioneel relevant habitat (inclusief gebieden met hoge dichtheid prooi die voor vogels buiten bereik liggen maar belangrijk zijn om prooipopulatie te ondersteunen). Bij effectinschattingen in het kader van de Vogel- en Habitatrichtlijn komt het er vaak op aan om te bepalen in hoeverre er sprake is van externe werking. Externe werking betekent dat activiteiten of projecten die buiten een Natura 2000-gebied of een ander beschermd natuurgebied plaatsvinden, negatieve gevolgen kunnen hebben voor de natuurdoelen of beschermde soorten binnen dat gebied. Omdat zandwinning buiten de beschermde kustzone plaatsvindt, is in de box hier beneden externe werking van zandwinning nader uitgewerkt, voordat in secties 0 en 7.5 ingegaan wordt op de verwachte effecten van zandwinning op geselecteerde vogelsoorten.

Box 7-1 Externe werking van zandwinning op vogels

In het kader van de Wet natuurbescherming kan zandwinning buiten de beschermde kustzone leiden tot externe werking die invloed heeft op beschermde vogelsoorten zoals zwarte zee-eenden en grote sterns. Stel, er wordt een plan ontwikkeld voor zandwinning op kilometers afstand van een Natura 2000-kustgebied waar grote sterns in kolonies broeden en zwarte zee-eenden foerageren. Hoewel de zandwinning plaatsvindt buiten het beschermde gebied, kunnen de activiteiten toch negatieve gevolgen hebben voor de natuurwaarden binnen dat gebied. Dit is een typisch voorbeeld van externe werking, waarbij activiteiten elders indirect effect sorteren op beschermde soorten en hun leefgebieden.

Voor zwarte zee-eenden speelt met name verstoring een cruciale rol. Zandwinning gaat gepaard met scheepvaart, baggeren en mechanische werkzaamheden die onderwatergeluid veroorzaken, dat zich over grote afstanden kan voortplanten. Onderwatergeluid kan hun foerageergedrag verstoren, doordat ze moeite krijgen met het opsporen van voedsel zoals schelpdieren. Daarnaast kan geluidshinder leiden tot vermijdingsgedrag, waardoor de vogels het gebied verlaten en mogelijk uit moeten wijken naar minder geschikte leefgebieden. Dit kan resulteren in energetische stress en een slechtere lichamelijke conditie, wat vooral in de winterperiode nadelige gevolgen kan hebben.

Ook voor grote sterns kan zandwinning buiten het beschermde gebied negatieve effecten hebben, met name door de afname van de kwaliteit van het foerageergebied. Zandwinning veroorzaakt troebelheid in het water en veranderingen in de sedimenthuishouding, wat de beschikbaarheid van pelagische vis, het hoofdvoedsel van grote sterns, kan verminderen. Als de vangbaarheid van de vis afneemt, moeten sterns verder vliegen om voedsel te vinden, wat extra energie kost en kan leiden tot een lagere broedsucces. Kuikens kunnen onvoldoende gevoed worden als ouder vogels langer moeten foerageren, wat de overlevingskansen van de jongen vermindert.

Volgens de Wet natuurbescherming moet bij plannen eerst worden onderzocht of er sprake is van significante negatieve effecten op de instandhoudingsdoelstellingen van een Natura 2000-gebied. Indien nodig moet een passende beoordeling worden uitgevoerd, waarbij de effecten gedetailleerd in kaart worden gebracht. Vervolgens kunnen mitigerende maatregelen worden genomen, zoals het beperken van verstoring door stillere technieken te gebruiken, het vermijden van activiteiten in kritieke seizoenen, of het monitoren van de effecten op vogelpopulaties. Alternatieve locaties voor zandwinning kunnen ook worden overwogen om de impact op beschermde soorten te minimaliseren. Het is essentieel om deze externe effecten zorgvuldig te beoordelen en passende maatregelen te treffen om de natuurwaarden in het beschermde gebied te waarborgen.

7.4 Verwachte effecten van zandwinning op geselecteerde vogelsoorten

Hier presenteren we een overzicht van de verwachte drukfactoren en effecten van zandwinning. Kort samengevat leidt zandwinning tot:

Directe effecten:

- Verstoring veroorzaakt door scheepvaart, geluid en licht.

Directe en indirecte effecten:

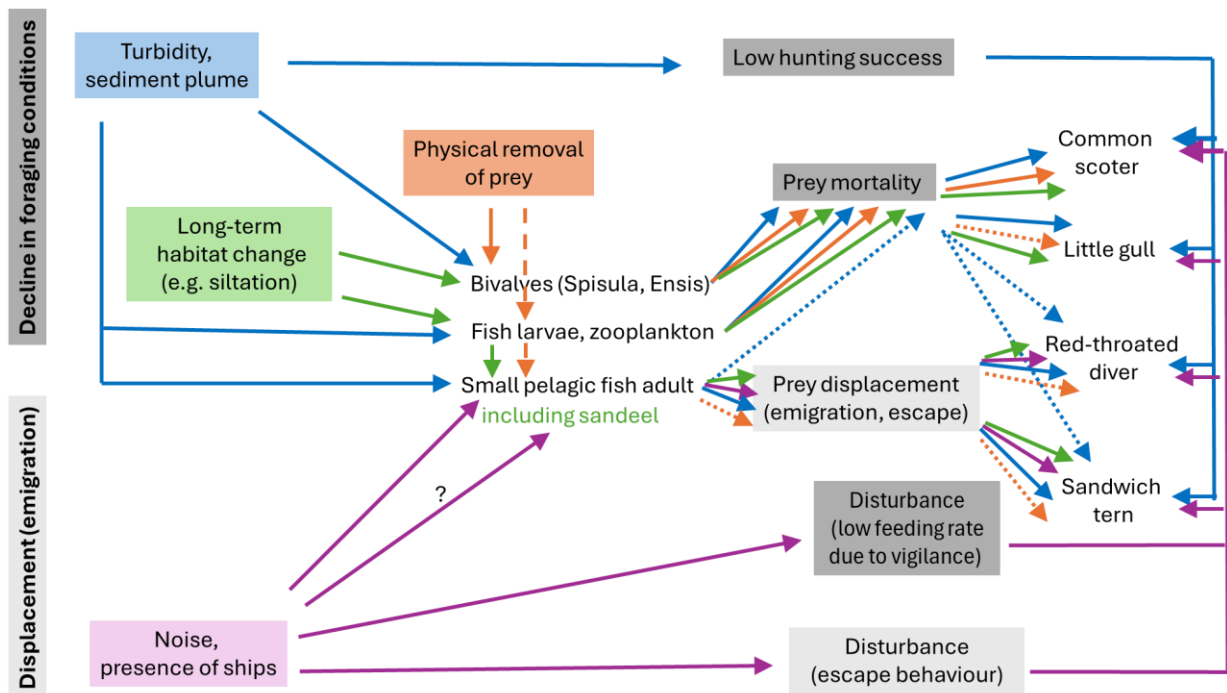
- Verwijdering van substraat, habitat en prooidieren.
- Via toegenomen troebelheid door slibwolken, die vangstsucces en via ecosysteem doorwerking voedselaanbod voor vogels beïnvloeden.

Dit rapport richt zich op verslechterde foerageeromstandigheden (inclusief verlies van foerageerhabitat) en verstoring van de focussoorten, wat kan leiden tot functioneel habitatverlies. Daarnaast kunnen ook effecten van zandwinning via chemische verontreiniging en aanvaringen met schepen optreden, maar deze negatieve impacts zijn zeldzaam of van een incidenteel karakter en worden, omdat over de effecten weinig bekend is, niet behandeld in deze literatuurstudie.

Afnemende foerageeromstandigheden. Foerageerefficiëntie kan, met name in het geval van visetende zeevogels, afnemen door verhoogde troebelheid, waardoor prooivindbaarheid afneemt, of door verhoogde alertheid door verstoring (met name door aanwezigheid van schepen en gerelateerde geluid- en lichtverstoring). Verwijdering van substraat kan leiden tot verlies van schelpdierbanken en/of habitat geschikt voor schelpdieren en zandspiering. Directe prooi-mortaliteit door sedimentwolken (bijv. slib of meegezogen prooi) kan tijdelijk de voedselbeschikbaarheid voor vogels verminderen. Op langere termijn kan habitatdegradatie verschuivingen in benthische gemeenschappen veroorzaken, met mogelijke gevolgen voor samenstelling en beschikbaarheid van vogelvoedsel.

Verstoring. Vogels kunnen worden verdrongen door verstoring geassocieerd met trailing suction hopper dredgers (TSHD), inclusief scheepsaanwezigheid, geluid en licht. Daarnaast kan verdringing in principe indirect optreden door herverdeling of tijdelijk verlies van prooi door sedimentopwaaiing en operationele verstoring. Op basis van deskundig oordeel zijn de belangrijkste routes van mogelijke effecten op de zeevogelsoorten in deze studie geselecteerd (*Figuur 7-14*). Uit de figuur blijkt dat, hoewel directe impactmechanismen gemeenschappelijk zijn voor alle vier vogelsoorten, indirecte effecten via de voedselketen verschillend kunnen werken, afhankelijk van de foeragespecialisatie van de vogels. Bijvoorbeeld, verwijdering van prooi door baggeren kan benthivore zwarte zee-eenden beïnvloeden (als schelpdierbanken worden gebaggerd), terwijl voor vogels die foerageren op (volwassen) kleine pelagische vissen het effect zou kunnen plaatsvinden via verwijdering van een aanzienlijk aantal eieren of larven als baggeractiviteit zich in een belangrijk paaigebied bevindt en samenvalt met de paaiperiode, behalve voor zandspiering waarbij volwassen dieren in het sediment verwijderd kunnen worden. Hierbij kan worden aangetekend dat paaigebieden en opgroei-gebieden een veel grotere schaal kennen dan het gebied waar zand wordt gewonnen (Rozemeijer, 1999; van Duin et al., 2007, 2017).

In deze literatuurstudie is de focus gelegd op effecten van mogelijke afname van foerageeromstandigheden, veroorzaakt door verstoring, verhoogde troebelheid en (foerageer)habitatverandering (inclusief kort termijn effecten van troebelheid op vangstsucces). Fysieke verwijdering van prooi (inclusief sedentair schelpdieren, prooi voor de zwarte zee-eend) werd eerder al als niet belangrijk beschouwd, aangezien zandwinning buiten foerageergebieden van de zwarte zee-eend gepland is (buiten de nauwe kustzone en daarmee te diep). Systematisch literatuuronderzoek is uitgevoerd naar de effecten van verstoring en troebelheid-gedreven verandering in vangstsucces van de pelagische visetende soorten zoals de kleine mantelmeeuw.



Figuur 7-14 Verwachte impactpaden van zandwinning voor de in de studie beschouwde vogelsoorten. Impactpaden van zijn geclassificeerd als 'vermindering van foerageercondities' en 'verdringing'. Impactmechanismen zijn onderscheiden met kleuren: troebelheid (blauw), geluid en aanwezigheid van vaartuigen (paars), fysieke verwijdering van habitat en prooien (oranje) en langdurige habitatverandering, voornamelijk door slibafzetting (groen). Gekleurde pijlen geven de impactpaden voor elke vogelsoort aan via de corresponderende mechanismen. Onwaarschijnlijke impactpaden die niet in de literatuurzoektocht zijn meegenomen, zijn met stippellijnen weergegeven.

7.4.1 Directe effecten door verstoring

Verstoring kan mild tot ernstig zijn. Milde verstoring dwingt vogels om alert te blijven in plaats van daadwerkelijk te foerageren, wat het foerageersucces kan beïnvloeden. Ernstige verstoring dwingt vogels om het gebied te verlaten (een vorm van habitatverlies) en weg te vliegen (energieverspilling). Wanneer verstoring herhaaldelijk plaatsvindt, is dit te beschouwen als een afname in kwaliteit en omvang van het leefgebied.

7.4.1.1 Benodigde definities:

Een maat voor ernstige verstoring die wegvliegen veroorzaakt, wordt uitgedrukt als opvliegafstand (escape distance), d.w.z. "de afstand waarop een vogel of groep vogels begint te vluchten (door weg te lopen, te rennen, te zwemmen, op te vliegen of te duiken) bij benadering door een verstoringbron (zoals een persoon of motorboot)" (Goodship & Furness 2022). Een ander aspect dat van belang bij wegvliegen is hoe snel vogels terug keren na de verstoring, de zogenaamde terugkeertijd (zie hieronder 7.7.3, Krijgsveld et al. 2022).

Milde verstoring veroorzaakt eveneens verhoogde energetische kosten doordat hun dagelijkse routine wordt verstoord. Vogels verliezen bijvoorbeeld tijd om te foerageren en kennen een verhoogde stofwisseling door een verhoogd stressniveau en alertheid. "Alertafstand wordt gedefinieerd als de afstand waarop een vogel of groep vogels alert gedrag begint te vertonen (in plaats van slapen, foerageren of poetsgedrag) bij benadering door een verstoringbron" (Livezey et al. 2016).

Voor beheersdoeleinden kan een bufferafstand worden vastgesteld op basis van geschatte alertafstand en opvliegafstand (Goodship & Furness 2019). Dit is de afstand waarop mensen moeten blijven van wilde dieren om verstoring van hun gedrag te voorkomen (Livezey et al. 2016). Deze afstand moet zodanig zijn dat de wilde dieren geen alert-gedrag vertonen bij menselijke aanwezigheid en niet wegvlugten (Goodship & Furness 2019).

Weinig studies rapporteren echter soortspecifieke alertafstanden, omdat deze moeilijker te kwantificeren zijn dan opvliegafstanden. Omdat opvliegafstanden over het algemeen korter zijn dan alertafstanden, onderschatten bufferafstanden afgeleid van vluchtdata waarschijnlijk de werkelijke afstand die nodig is om verstoring te voorkomen.

Verstoring creëert een direct effect dat verdwijnt zodra de versturende activiteit stopt. Wanneer dieren vluchten, wordt verwacht dat ze terugkeren. Vluchtafstand en terugkeertijd kunnen worden gemeten om het effect van verstoring door tijdelijk habitatverlies in te schatten, aangezien een deel van het habitat (gekwantificeerd via vluchtafstand) gedurende de tijd dat vogels terugkeren niet kan worden gebruikt. Herhaalde verstoring kan leiden tot vertraagde terugkeer (tijdelijk habitatverlies) en uiteindelijk tot gebiedsverlaten en dus permanent habitatverlies. Aan de andere kant kunnen voortdurende menselijke activiteiten soms leiden tot habituatie, waarbij dieren stoppen met reageren of slechts milde reacties vertonen. Habituatie-kans en tijd hangen af van de soort, kenmerken van de verstoringbron (bijv. scheepsgrootte en snelheid) en andere factoren, zoals periode in de jaarlijkse cyclus, waarde van het verstoorde gebied voor dieren, etc. (Krijgsveld et al. 2022).

7.4.1.2 Gevoeligheid voor verstoring per soort

Over het algemeen kunnen gedragsreacties van vogels op verstoring variëren afhankelijk van talloze factoren, waaronder kenmerken van de verstoringbron (grootte, snelheid, geluidsniveau, voorspelbaarheid), omgevingscondities (tijd van het jaar of dag, foerageeromstandigheden op locatie, weer) en vogelsoort en status (groepsgrootte, levensgeschiedenisstatus zoals broeden, rui of overwinteren).

Kwantitatieve studies die verstoringsafstand meten zijn zeer beperkt voor alle in dit rapport beschouwde soorten. Een literatuurreview door Foppen & Roodbergen (2020) generaliseert dat scheepvaartinvloeden variëren per scheepsgrootte en -snelheid, waarbij grote of snelle schepen aanzienlijke energieverliezen bij vogels veroorzaken door verhoogd vluchtinitiatief. De auteurs geven richtlijnen voor effectbeoordeling van verstoring. Voor het beoordelen van effecten van grote schepen wordt aanbevolen opvliegafstanden en specifieke kwetsbaarheidsindices voor Noordwest-Europese zeevogels te gebruiken. Drie hoofdbronnen worden aanbevolen voor referentie over verstoring door scheepvaart: Livezey et al. (2016), Krijgsveld et al. (2022) en Fliessbach et al. (2019).

Alle drie bronnen rapporteren vluchtinitiatieven, en Livezey et al. (2016) geven bovendien alertafstanden en aanbevolen bufferafstanden (helaas niet specifiek voor de besproken soorten in deze review). Van de vier soorten in dit rapport is alleen informatie over de zwarte zee-eend van Schwemmer et al. (2011) opgenomen in de database van Livezey et al. (2016).

Volgens Foppen & Roodbergen (2020) *"lijken de door Fliessbach et al. (2019) gerapporteerde vluchtafstanden het meest relevant voor de beoordeling van verstoring door toegenomen zeescheepvaart, omdat deze studie specifiek schepen in Noordwest-Europese zeeën en relevante soorten voor Nederland behandelt. Indien een soort (of soortengroep) niet wordt behandeld door Fliessbach et al. (2019), en voor binnenvaart, kan de Livezey-database worden gebruikt, met name vluchtafstanden geassocieerd met vaartuigen."* Fliessbach et al. (2019) geven verstoringsafstanden afzonderlijk voor individuen en groepen, wat waardevol is, omdat verstoringsreacties een relatie hebben met groepsgrootte. Bijvoorbeeld, Krijgsveld et al. (2022) merkten dat roodkeelduikers gemakkelijker werden verstoord in groepen, een veelvoorkomend kenmerk ("more eyes, more vigilance"). Voor zwarte zee-eend, roodkeelduiker en grote stern zijn de laatste gegevens over verstoringsafstanden samengevat in een recenter rapport van Goodship & Furness (2022).

Verstoringsafstanden voor de zwarte zee-eend

Voor de zwarte zee-eend is een mediaan voor de opvliegafstand van 800 m gerapporteerd voor vaartuigen van 25–40 m lengte (Kaiser et al. 2006; Schwemmer et al. 2011; Fliessbach et al. 2019). Een extreem geval betrof een vluchtafstand van 3.200 m (Schwemmer et al. 2011). Fliessbach et al. (2019) rapporteerden een gemiddelde opvliegafstand per individu van 1.600 ± 777 m (bereik 40 tot 3.200 m, $n = 9.417$). Voor de groepen bedroeg de gemiddelde afstand 1.015 ± 727 m ($n = 591$) in reactie op commerciële scheepvaart buiten het broedseizoen. Dit komt overeen met de mediane opvliegafstand van 804 m en een maximale afstand van 3.200 m (voor één groep) gerapporteerd door Schwemmer et al. (2011). Die studie toont grote variatie in vliegafstanden, met name bij zwarte zee-eenden. Schwemmer et al. (2011) meldden dat, van alle

in hun studie opgenomen zee-eendensoorten, de duur van tijdelijke habitatverliezen het langst was voor de zwarte zee-eend. Ruiende dieren hebben die mogelijkheid van wegvliegen niet en kunnen vaak niet veel meer dan onder water duiken. Het is dan ook heel belangrijk om deze ruiende groepen niet te verstoren⁹.

Opmerkelijk is dat een modelleringsstudie van Breen et al. (2022), waarin zij de verplaatsing van zwarte zee-eenden schatten, geen significant effect vond van de aanwezigheid van een kokkelvisserijvloot op de verspreiding van de soort. Het ontbreken van een effect kan te wijten zijn aan de modelopzet, die kortaafstandverplaatsingen niet goed vastlegde, of aan habituatie van de vogels aan regelmatig aanwezige kleine vaartuigen die met lage snelheid (0,1–0,3 knopen) varen. Indicaties voor habituatie van zee-eenden (inclusief zwarte zee-eenden) binnen gebieden met gebundeld scheepvaartverkeer werden eveneens gevonden door Schwemmer et al. (2011). De auteurs stellen echter dat vogels wennen aan voorspelbare scheepsbewegingen maar niet aan vrij varende schepen. Zij bevelen daarom aan om scheepvaartroutes waar mogelijk te kanaliseren om verdere habitatfragmentatie te voorkomen en habituatie, ten minste bij sommige soorten, te bevorderen. De maximale gerapporteerde opvliegafstand van 3,2 km impliceert dat momenteel een bufferafstand van 1–4 km wordt aanbevolen voor zwarte zee-eenden in mariene omgevingen (Goodship & Furness 2022). Box 7-2 gaat in op de relatie tussen verstoring en foerageren.

Box 7-2 Interactie tussen voedselbeschikbaarheid, abiotiek en verstoring in het leefgebied van zee-eenden

De interactie tussen schelpdieraanbod, abiotische factoren en verstoring door scheepvaart speelt een cruciale rol in het functioneren van zee-eendenpopulaties in de Nederlandse kustzone. Deze soort heeft de afgelopen jaren veel aandacht gekregen in zowel veldstudies als modelstudies, mede vanwege de hoge gevoeligheid voor verstoringen in hun leefgebied. Het begrijpen van deze complexe dynamiek is essentieel voor effectief beheer en behoud van deze beschermde vogelsoort.

De aanwezigheid van dichte schelpdierbanken met voor consumptie geschikte (met een hoge vlees tot schelpverhouding), energetisch rendabele prooien op bereikbare diepten beïnvloedt de verspreiding en winteraantallen van duikeenden, in het bijzonder van de zwarte zee-eend. Veldwaarnemingen koppelen consequent hoge concentraties zwarte zee-eenden aan specifieke gebieden met een hoge biomassa aan tweekleppigen, met name *E. leei* en *S. subtruncata* (Zuur et al. 2014; Prins et al. 2020). Ook in de Duitse Noordzee correleert de verspreiding van zwarte zee-eenden met een hoge abundantie aan tweekleppigen, en dan met name met de Amerikaanse zwaardschede (*Ensis spp.*). Niettemin kunnen verstoring (en mogelijk andere factoren) de voordelen van gebieden met hoge prooibeschikbaarheid tenietdoen (Prins et al. 2020; Wolfshaar et al. 2024).

In Nederlandse kustwateren zijn de effecten van menselijke verstoring en omgevingsfactoren op de draagkracht voor de zwarte zee-eend bestudeerd met behulp van een mechanistisch energiebalansmodel (Van de Wolfshaar et al. 2024). Het SCOTERS model berekent de balans tussen de calorische inname van vogels uit tweekleppige prooien en de energie-uitgaven tijdens activiteiten zoals duiken en vliegen. De studie benadrukt dat scheepvaart, met name vrachtverkeer, de foerageertijd substantieel beperkt en vaak een grotere bedreiging vormt dan voedseltekort op zich. De modelresultaten geven aan dat vogels, zelfs bij overvloedig voedsel, een drempel kunnen bereiken waarbij er simpelweg onvoldoende uren per dag beschikbaar zijn om te foerageren, voor schepen weg te vliegen en te rusten. De auteurs pleiten voor flexibele ruimtelijke beheersmaatregelen en een voorzorgsprincipe in vogelbescherming die rekening houdt met deze energetische beperkingen. Met betrekking tot de impact van zandwinning concluderen de auteurs dat bij aanhoudende industriële activiteit, zoals continue (24/7) zandwinning, zelfs prooierijke gebieden gedurende langere periodes functioneel onbereikbaar kunnen worden wanneer verstoring vogels verhindert toegang te krijgen tot dichte schelpdierbanken (Foppen & Roodbergen 2020; Prins et al. 2020). Sommigen pleiten voor het vrijwaren van diepere schelpdierbanken voorbij de –20 m lijn binnen zandwinningsgebieden, die momenteel niet langer door het beleid rond zandwinning worden beschermd (van de Wolfshaar & Daalen 2024). Anderen stellen voor optimale condities te scheppen voor *Spisula* banken (Rozemeijer &

⁹ <https://noordzeeloket.nl/functies-gebruik/zand-grindwinning/onderzoeken-zand-zee/onderzoeksthema/zwarte-zee-eenden/landingspagina/> gezien op 28-05-2026.

Baptist 2025). Dergelijke voedselgebieden zouden alternatieve foerageermogelijkheden in de nabijheid kunnen bieden wanneer diepere schelpdierbanken door verstoring ontoegankelijk zijn.

Hoewel de studie suggereert dat zwarte zee eenden op sommige locaties tijdsbeperkt zijn en niet per se voedselbeperkt, impliceert dit niet dat er in Nederlandse wateren voldoende voedsel voorhanden is. Hoewel van de Wolfshaar en coauteurs de draagkracht bespreken, kwantificeren zij deze niet in de gebruikelijke zin van: "hoeveel individuele zwarte zee-eenden kunnen in Nederland overwinteren gegeven hun voedselbehoefte en de prooibeschikbaarheid in het gebied". Een dergelijke kwantificering van draagkracht is relevant voor het beschermingsdoel: het in stand houden van een foerageerbasis die voldoende is om 51.900 overwinterende zwarte zee eenden te ondersteunen (Kleijberg et al. 2017).

Zwarte zee-eenden kunnen binnen één winter grote afstanden afleggen en naar andere gebieden uitwijken wanneer lokale voedselbronnen schaarser worden (Camphuysen & Lieshout 2024). Deze flexibiliteit betekent echter niet automatisch dat de gevolgen van variabele voedselbeschikbaarheid verwaarloosbaar zijn. Voordat wordt geconcludeerd dat vogels eenvoudigweg zonder nadelige gevolgen kunnen verplaatsen, moet worden beoordeeld of alternatieve gebieden voldoende draagkracht hebben om extra individuen te ondersteunen. Indien alternatieve foerageergebieden al dicht bij hun ecologische draagkracht opereren, kan verdringing leiden tot verhoogde concurrentie, verminderde voedselinname of lagere overleving. Daarom is een beoordeling van de draagkracht van potentiële alternatieve locaties essentieel om de effecten van dergelijke verdrijvingsbewegingen op de populatie te kwantificeren.

Verstoringsafstanden voor de roodkeelduiker

De roodkeelduiker kan van boten wegvliegen op afstanden van meer dan 1.000 m (Schwemmer et al. 2011; bijlage bij Furness et al. 2013). In de studie van Fliessbach et al. (2019) bedroeg de gemiddelde ontsnappingsafstand van individuele roodkeelduikers ten opzichte van een vaartuig 750 ± 437 m ($n = 31$, bereik 250 tot 1.700 m). Voor groepen was de gemiddelde afstand 702 ± 348 m ($n = 21$). Volgens Burger et al. (2019) reageren roodkeelduikers sterk op scheepvaart, met name op grote vaartuigen die met hoge snelheid varen; bovendien correleerde het aantal schepen positief met de verplaatsing van de vogels. Gedeeltelijke herbezetting van het gebied werd waargenomen binnen 7 uur na verstoring door schepen. De auteurs bevelen daarom kanalisering van scheepvaartroutes en snelheidsbeperkingen aan om verstoring te verminderen. Wat verstoringsevoeligheid betreft, worden duikers gerangschikt als de groep zeevogels met de hoogste mate van verstoringseffect: 95% van de vogels reageert op naderende menselijke activiteit, zoals scheepvaart (Garthe & Hüppop 2004).

Recente bevindingen tonen aan dat roodkeelduikers de neiging hebben gebieden rond offshore windparken te vermijden, met de sterkste dichtheidsreducties binnen ongeveer 5 km van turbines en statistisch significante verplaatsingseffecten detecteerbaar tot circa 8–15 km vanaf de rand van turbines. Sommige studies rapporteren lokale vermijding die zelfs verder reikt (tot ~20 km), afhankelijk van het windpark en de monitoringscontext (overzicht in Thompson et al. 2023). Op basis van het rapport over de Horns Rev offshore windparken (Scott-Hayward et al. 2024) zijn de verplaatsingseffecten bij roodkeelduikers duidelijk verschillend en ernstiger dan die voor zwarte zee-eenden.

Verstoringsafstanden voor de grote stern

Er is geen kwantitatieve studie die een specifieke opvliegafstand of vermijdingsafstand ten opzichte van schepen voor de grote stern rapporteert. De kwetsbaarheid van de soort voor verstoring door schepen werd door Garthe & Hüppop (2004) gescoord als 2 van 5. Overzichten geven expliciet aan dat grote sterns over het algemeen kleine boten op zee negeren en geen sterke vermijding vertonen. Goodship & Furness (2022) merkten op dat grote sterns die op zee foerageerden doorgaans niet werden verstoord door boten op ~20–100 m tijdens een trackingstudie; de vogels zetten hun gedrag meestal voort en reageerden slechts zelden door afstand tot het volgvaartuig te vergroten. Onze literatuurstudie bevestigt eerdere suggesties dat grote sterns, net als andere sternsoorten, in mariene omgevingen over het algemeen weinig gevoelig zijn voor verstoring (supplementaire materialen bij Furness et al. 2013 en daar geciteerde literatuur).

Verstoringsafstanden voor de kleine mantelmeeuw

Er is momenteel geen gepubliceerde kwantitatieve schatting van door schepen veroorzaakte vluchtinitiatie afstanden of verplaatsingsafstanden voor de kleine mantelmeeuw. Beschikbare reviews over verstoring van zeevogels geven aan dat meeuwensoorten doorgaans beperkte vermijding van vaartuigen op zee vertonen in

vergelijking met duikende watervogels; reacties beperken zich meestal tot korte afstanden en bestaan vaak uit gedragsaanpassingen in plaats van grootschalige verplaatsing (Goodship & Furness 2022).

7.4.1.3 Kennisleemtes met betrekking tot verstoringseffecten op vogels

Betrouwbare schattingen van opvliegafstanden veroorzaakt door schepen zijn beschikbaar voor zwarte zee-eenden en roodkeelduikers (Tabel 7-1). Voor het vaststellen van passende bufferafstanden ter bescherming van vogels is echter een goed begrip nodig van hoe soorten reageren op verschillende typen verstoring. Deze reacties kunnen gedragsveranderingen omvatten (zoals verminderde foerageertijd), de afstand waarover vogels zich verplaatsen en de duur van afwezigheid uit een gebied (tijdelijk habitatverlies). In de praktijk variëren de reacties sterk afhankelijk van het type activiteit (bijv. vaartuiggrootte, snelheid en geluid), alsmede van soort, seizoen, tijdstip van de dag en omgevingscondities. Rekening houden met deze factoren is essentieel om bufferafstanden te definiëren die zowel effectief zijn in het beschermen van vogels als proportioneel ten opzichte van de betreffende activiteit.

Tabel 7-1 Verstorings- en verdringingsafstanden gekwantificeerd voor de vier in dit rapport behandelde vogelsoorten. Voor eenden en duikers is de verstoring door schepen ontleend aan Fliessbach et al. (2019) en de verdringing door offshore windparken (OWF) aan Scott-Hayward et al. (2024). De terugkeersnelheden van door schepen verstoorde duikers zijn afkomstig uit Burger et al. (2019).						
Soort	Vlucht-afstand (scheeps-verstoring)	Reactie-percentage op schepen	Alert-afstand (scheeps-verstoring)	Hersteltijd na scheeps-verstoring	Verdringings-afstand t.o.v. OWF	Hersteltijd na aanleg OWF
Zwarte zee-eend	Individu: 1.600 ± 777 m; Zwerm: 1.015 ± 727 m	83%	Onbekend	> 3 uur	~ 5.000 m (bereik 0–9.000 m)	Meerdere jaren
Roodkeelduikers	Individu: 750 ± 437 m; Zwerm: 702 ± 348 m	95%	Onbekend	7 uur	4.000–16.000 m	Niet teruggekeerd binnen 15-jarige studieperiode
Grote stern	Niet gekwantificeerd; geschat 10–100 m	Niet gekwantificeerd; laag	Onbekend	Onbekend	~ 1.500 m	Onbekend
Dwergmeeuw	Onbekend	Niet gekwantificeerd; laag	Onbekend	Onbekend	Laag	Onbekend

De effecten van milde verstoring kunnen gekwantificeerd worden met behulp van alertafstand en het aandeel van de tijd dat vogels alert zijn in relatie tot de afstand tot de verstoringbron. Informatie over vogelreacties op milde verstoring is over het algemeen schaars en ontbreekt met name voor de vier focale soorten.

Bij effectbeoordelingen is het belangrijk te erkennen dat de alertafstand vaak aanzienlijk groter is dan de vluchtinitiatiesafstand. Daardoor kunnen bufferzones die uitsluitend op vluchtinitiatiesafstand zijn gebaseerd (zoals vaak gebeurt) nog steeds vogels buiten deze zones aan verstoring blootstellen.

Een andere kennishiaat betreft in hoeverre habituatie kan optreden, die waarschijnlijk soort- en stressor-specifiek zijn. Het is onduidelijk of habituatie relevant is in de context van zandwinning.

De effecten van onderwatergeluid zijn slecht bestudeerd voor vogels. Als onderwatergeluid een drijvende mechanisme achter verstoring is, zouden de niveaus en afstanden van geluid die duikende vogels als zwarte zee-eenden en roodkeelduikers kunnen beïnvloeden relevant zijn voor effectbeoordelingen van zandwinningsactiviteiten.

7.4.2 Directe en indirecte effecten via veranderingen in foerageercondities

De mogelijke werkingsmechanismen van de impact van zandwinning op foerageercondities zijn:

- Veranderingen in prooibeschikbaarheid of -toegankelijkheid (bijv. door verminderde vangsucces veroorzaakt door troebelheid of door verplaatsing van vissen door geluid, scheepvaart of sterke troebelheid).
- Via ecosysteemverandering (bijv. een afname van de primaire productie en daardoor via de voedselketen een achteruitgang van prooipopulaties).

Hieronder vatten we gepubliceerde informatie samen deze twee impactpaden ondersteunt of ter discussie stelt. We geven bewijs voor het belang van foerageercondities voor vogels en een overzicht van soms tegenstrijdige feiten over de effecten van zandwinningsgerelateerde drukfactoren op foerageercondities. De effecten van zandwinning op tweekleppigen worden besproken in het Benthos-hoofdstuk.

7.4.2.1 Troebelheid en vangstsucces

Grote stern

Eerdere studies suggereren dat plunge-divers relatief helder water nodig hebben om prooien visueel te detecteren, terwijl pursuit-divers mogelijk voordeel kunnen hebben van enige troebelheid omdat zij dichterbij prooien kunnen komen zonder opgemerkt te worden. Baptist & Leopold (2010) kwantificeerden de relatie tussen jachtsucces en watertransparantie voor de grote stern: het jachtsucces was het hoogst bij matige transparantie. De optimale transparantie lag tussen 1,5 en 2,0 m, wat overeenkomt met een TSM-concentratie van circa 5–10 mg/L onder gemiddelde zomerse omstandigheden. Bij lagere (0,4 m) en hogere (3,2 m) transparanties daalde het jachtsucces met bijna 50%.

De auteurs rapporteerden verder dat zomergemiddelde TSM-concentraties in nearshore Nederlandse kustwateren doorgaans tussen 10 en 30 mg/L liggen, wat impliceert dat foerageercondities voor sterns tijdens het broedseizoen vaak suboptimaal zijn. Daarnaast werden gedragsaanpassingen waargenomen: bij hoge troebelheid verminderde de frequentie van diepe plunge-duiken, wat duidt op flexibiliteit in jachtstrategie bij veranderende zichtbaarheid. Ze berekenden dat de geanticiperde troebelheidsverschuivingen door zandwinning nauwelijks zouden moeten leiden tot een verlaging van het vangstsucces.

Zwarte zee-eend

Omdat benthische prooien niet visueel vanaf het oppervlak kunnen worden gedetecteerd, gebruiken zee-eenden signalen van soortgenoten om geschikte foerageergebieden te vinden (Kaiser et al., 2006). Hun aanwezigheid in sterk troebele gebieden (bijv. Liverpool Bay) wijst erop dat hun verspreiding niet sterk wordt beperkt door verminderde waterhelderheid en suggereert dat zicht niet het primaire zintuig is tijdens foerageren (Kaiser et al., 2006).

Roodkeelduiker

De roodkeelduiker foerageert overdag en wordt daarom beschouwd als een zichtjager, die potentieel nadelen ondervindt van verhoogde troebelheid (Duckworth et al. 2020). Desondanks benutten roodkeelduikers succesvol getijdenrivieren, wat wijst op een zekere tolerantie voor matige troebelheid (Spiegel et al. 2017).

Dwergmeeuw

Dwergmeeuwen zullen, aangezien zij voornamelijk oppervlaktevoeders zijn, waarschijnlijk niet lijden onder visuele beperking veroorzaakt door troebelheid. Er is dus weinig tot geen bewijs dat verhoogde troebelheid de fitheid van vogels aantoonbaar beïnvloedt via verminderd jachtsucces. Hoewel dit gebrek aan bewijs kan voortkomen uit beperkte kennis, erkennen we dat andere paden, zoals (hieronder behandeld) afname van prooibeschikbaarheid door ecosysteemveranderingen, meer aandacht verdienen.

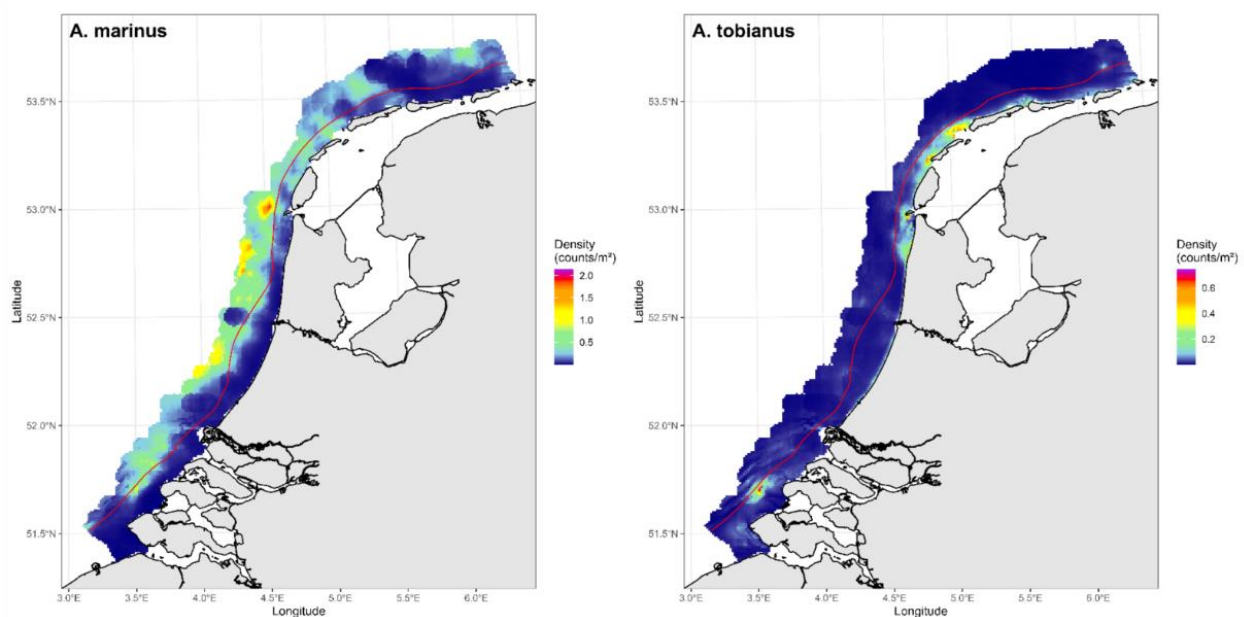
7.4.2.2 Potentiële effecten van zandwinning via ecosysteem doorwerkingen op voedselvissen voor vogels

Clupeiden, sleutelprooien voor zeevogels in de zuidelijke en oostelijke Noordzee, zijn mobiel en kunnen zandwinningsgebieden vermijden. Atlantische haring is echter afhankelijk van specifieke paaigebieden — grof, stabiel, hoogenergetisch substraat met sterke stromingen — en verzamelt zich in dergelijke gebieden

vooraangaand aan het paaien (Maravelias et al. 2000). Zolang de ruimtelijke voetafdruk van zandwinningslocaties klein blijft, zijn de effecten op paaigebieden van deze soorten waarschijnlijk beperkt.

Daarentegen zijn zandspiering sedentair en gebonden aan patchy zandhabitats met weinig slib, helder water en sterke hydrodynamiek (Witbaard et al. 2024; Rozemeijer & Baptist 2025; Tien et al. 2017; Henriksen 2020). Zandspieringverdeling vertoont uitgesproken persistente patches. Deze eigenschappen vergroten hun kwetsbaarheid voor habitatverstoring. Hoewel geschikt habitat momenteel schijnbaar niet beperkend is (Parmentier et al. 2025), kan de zandspieringabundantie worden beperkt door voedselbeschikbaarheid. Dit impliceert dat verminderingen in primaire productie — bijvoorbeeld door toegenomen troebelheid — aanzienlijke gevolgen voor deze soort kunnen hebben. Aan de ander kant kan het verwijderen van habitat voor zandspiering nabij vogelbroedkolonies die daarvan afhankelijk zijn leiden tot effecten op broedsucces zoals bijvoorbeeld nabij Texel en de grote stern kolonies (Figuur 7-15).

Samengevat: een effect van zandwinning op vissen kan niet worden uitgesloten, maar is onvoldoende bestudeerd.



Figuur 7-15 Verspreiding van twee zandspieringensoorten langs de Nederlandse Noordzeekust (Parmentier et al., ingediend). De gegladde 20 m-dieptelijn is in rood weergegeven. Let op de verschillende schalen voor de twee soorten.

Vissen kunnen door verhoogde troebelheid op meerdere manieren worden beïnvloed: fysiologische stress en kieuwschade, gedragsmatige vermijding en habitatverplaatsing, verminderd visueel foerageren en veranderde voedselwebben, en aantasting van reproductie en vroege levensstadia (Kjelland et al. 2015, Illing et al. 2024).

Dodelijke drempels voor vissen zijn over het algemeen hoog (≈ 1000 – 2500 mg/L), maar subletale effecten treden op bij veel lagere niveaus en variëren per soort, levensstadium, blootstellingsduur en sedimenteigenschappen (Kjelland et al. 2015). Gerapporteerde dodelijke troebelheidswaarden zijn meestal groot (1000 – 2500 mg/L), maar sommige soorten zijn minder tolerant: voor Europese spruit *Osmerus eperlanus* begon de overleving af te nemen bij >300 NTU (Illing et al. 2024), wat ruwweg kan worden geschat als >300 mg/L. Vissen kunnen een gebied verlaten als de troebelheid boven een comfortabel niveau ligt, terwijl hun larven en eieren kunnen sterven wanneer deze te hoog is. Bij Amerikaanse shad-larven nam de overleving significant af bij troebelheidsniveaus >100 mg/L gedurende 48–96 uur. Bij Pacific herring veroorzaakten concentraties van 250 – 500 mg/L dat de eieren samenklonterden (gereviewd in Kjelland et al. 2015).

De effecten van extra troebelheid op vissen worden bepaald door de hoeveelheid, kwaliteit (bijv. deeltjesgrootte en angulariteit) en duur van blootstelling (Kjelland et al. 2015, Illing et al. 2024).

Aangenomen dat pelagische vissen normaal gesproken uit het impactgebied kunnen wegzwemmen, suggereren wij mogelijke impact alleen op zandspiering, aangezien deze soort sedentair is (verkiest op dezelfde bodemlocatie te blijven) en een visueel foeragerende soort is (Henriksen 2020, Witbaard et al. 2024, 2025). Mogelijke effecten op vis-eieren en larven vormen echter een kennislacune en kunnen niet worden uitgesloten.

Samengevat zijn er twee principiële verschillende oorzaken van hoge troebelheid: ge(re)suspendeerd slib en fytoplankton. Beide typen troebelheid verminderen de watertransparantie, wat het succes van visuele jagers kan verlagen. Hoge planktonconcentraties zijn echter geassocieerd met verhoogde productiviteit en trekken consumenten op alle niveaus van de voedselpiramide aan, inclusief vissen (Perry & Schweigert 2008). Daarentegen kan extra troebelheid (zwevende sedimenten) veroorzaakt door zandwinning het licht blokkeren dat cruciaal is voor fytoplanktonfotosynthese en op die manier de primaire productie verstoren, waardoor het door de sedimentpluim bedekte gebied minder of zelfs ongeschikt wordt voor mariene organismen. Hoewel de toegevoegde troebelheid door zandwinning langs de Noordzeekust als laag wordt geschat, is de spatio-temporele variatie groot (van Duren et al. 2017). Dit betekent dat de effecten van toegevoegde troebelheid lokaal moeten worden geschat. Schellekens (2012) toonde een beperkte omkeerbare vermindering in biomassa in gemodelleerde *E. leei* onder invloed van verminderde algenconcentraties door zandwinning. Afhankelijk van lokale omstandigheden is er echter een kans dat individuen in een schelpdierbank al een verminderde biomassa hebben door dichtheidsafhankelijke competitie¹⁰. Een vermindering van de primaire productie en beschikbare algen kan de schelpdierbiomassa verder verminderen en daarmee de geschiktheid voor zwarte zee-eend verminderen.

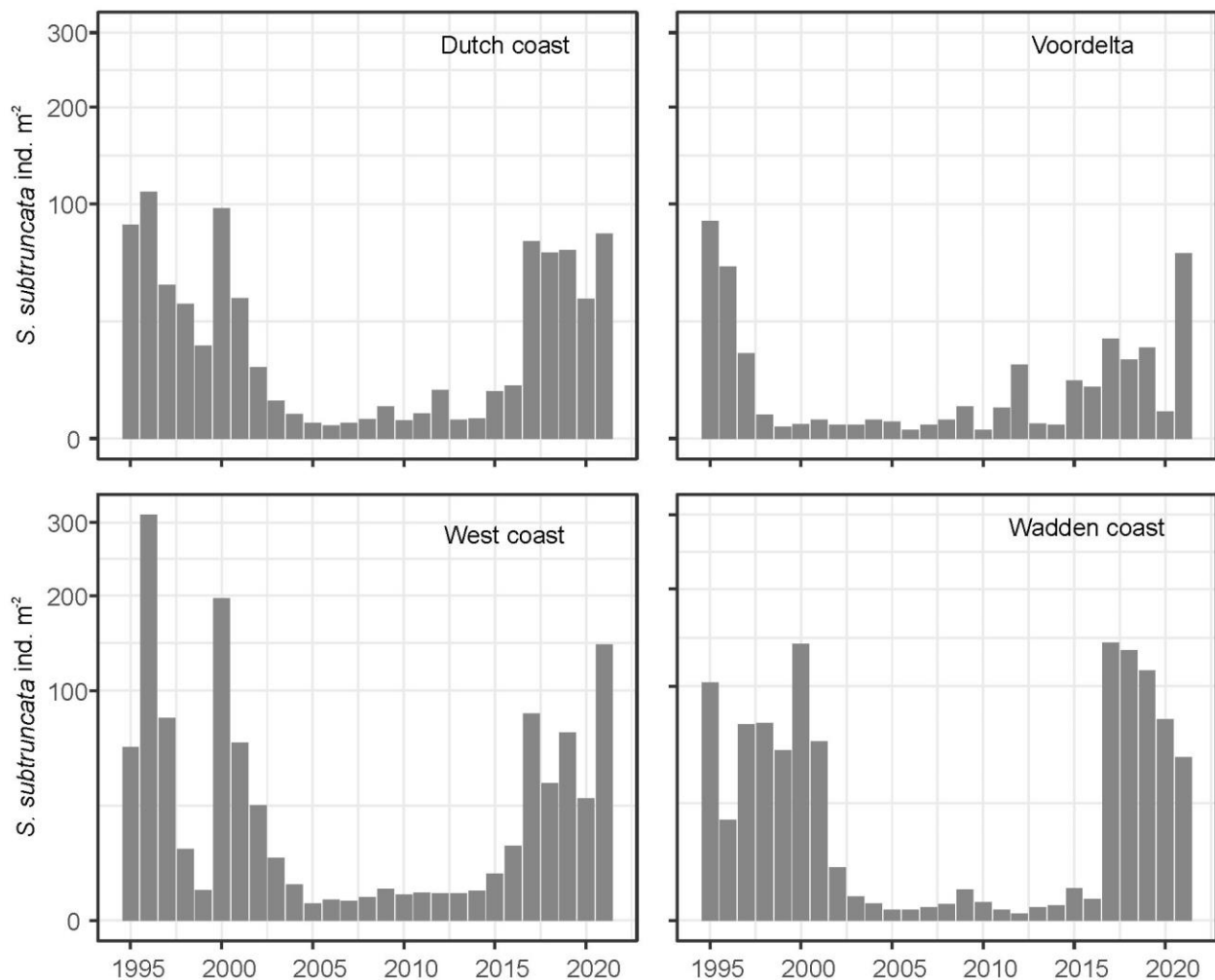
7.4.2.3 Twee hoofdprooi-soorten van de zwarte zee-eend in de context van mogelijke effecten door zandwinning

Effecten van verhoogde zwevende stof op schelpdieren worden besproken in hoofdstuk 6. Zandwinning veroorzaakt langdurige veranderingen in benthische habitats door sedimentverwijdering, accumulatie van extra slib en gewijzigde hydrodynamiek. Diepe winningsputten (≤ -20 m) herstellen zeer traag, met persistente verschuivingen van grof zand naar fijn, modderig sediment en bijbehorende veranderingen in benthische gemeenschappen (Mielck et al. 2021). Zelfs op matige diepten (~ 6 m) is een habitatverschuiving en daarmee een gemeenschapsverandering mogelijk (Witbaard et al. 2025). Deze condities bevorderen opportunistische, fijn-sedimenttolerante soorten, terwijl soorten als *S. subtruncata* minder veerkrachtig blijken (Schultz et al. 2025).

Voor de zwarte zee-eend zijn directe effecten doorgaans beperkt omdat winning vaak plaatsvindt buiten de kern-foerageerdiepten (> -20 m). Indirecte effecten kunnen echter optreden via verstoring nabij foerageer- of rustgebieden en via verminderde connectiviteit tussen offshore en kustgebonden schelpdierpopulaties en -banken.

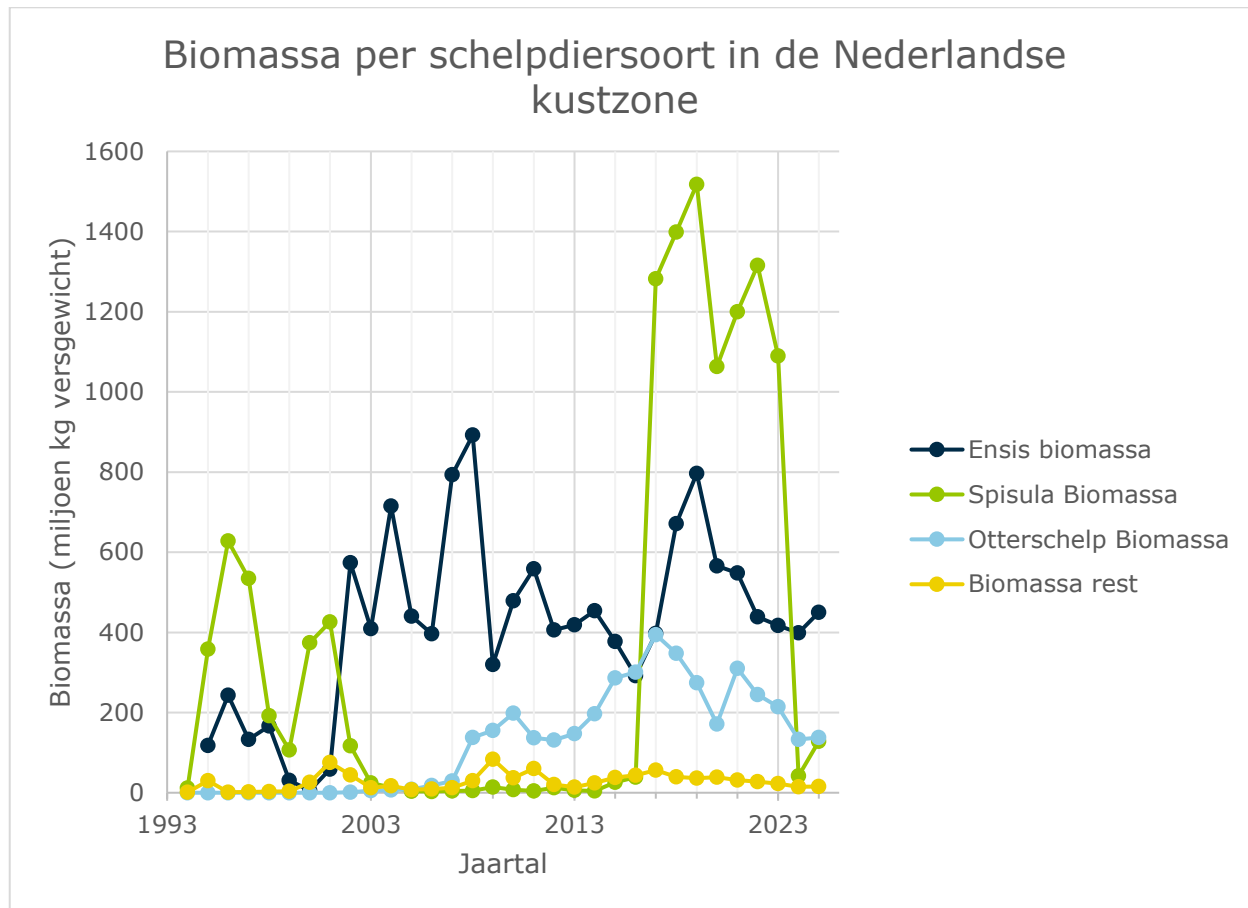
S. subtruncata is de belangrijkste prooi van de zwarte zee-eend in de Nederlandse kust zone. De populatie vertoont sterke interjaarlijkse variabiliteit, met hoge dichtheden eind jaren negentig, een duidelijke afname tot circa 2015 en een gedeeltelijk herstel daarna, zij het met recente afnames langs de Waddenkust (de Fouw et al. 2024a). Persistente hoogdichtheidsgebieden — zoals het noordelijke Voordelta, delen van de westkust en gebieden ten noorden van de Waddeneilanden (Terschelling en Ameland, zie *Figuur 6-10* en *Figuur 7-2* en *Figuur 7-16*) — vormen kern-foerageerhabitats en verdienen bijzondere aandacht in effectbeoordelingen (zie ook kaarten van *Spisula*- en *Ensis*-abundantie *Figuur 6-10* en *Figuur 6-11*).

¹⁰ [What are environmental factors that affect the growth and survival of mussels in cultivation plots? - Schelpdieren.com](#) bekeken op 27-03-2026



Figuur 7-16 Totale jaarlijkse gemiddelde dichtheden van *S. subtruncata* voor de gehele ondiepe Nederlandse Noordzeekust (linksboven) en voor de subgebieden Waddenkust, Westkust en Voordelta (overgenomen uit de Fouw et al., 2024)

Sinds de jaren negentig is de invasieve *E. leei* een belangrijke prooi geworden voor de zwarte zee-eend, maar haar ecologische rol blijft onzeker. *E. leei* lijkt toleranter voor verstoring en zou daarvan kunnen profiteren, mogelijk concurrerend met *S. subtruncata* (de Fouw et al. 2024b; Prins et al. 2020a; Schultz et al. 2025; Van Der Meer et al. 2025; Craeymeersch et al. in prep), hoewel er geen eenduidig bewijs is voor competitieve verdringing (van Der Meer et al. 2025). Als prooi kan *E. leei* minder rendabel zijn vanwege hogere hanteringskosten, wat de zorg oproept dat een dieetverschuiving weg van *S. subtruncata* de energetische balans van zee-eenden negatief zou kunnen beïnvloeden (Tulp et al. 2018; van de Wolfshaar et al. 2023). Tegelijkertijd lijkt de populatie van *E. leei* stabielere dan die van *S. subtruncata* en vormt zij daardoor een relatief betrouwbaardere voedselbron voor zee-eenden (Figuur 7-17).



Figuur 7-17 Biomassa per schelpdierensoort in de Nederlandse kustzone. De biomassa van Lutraria is geschat op 80 g per individu, wat naar verwachting een onderschatting is. (Bron: Troost et al., 2025, 2026)

7.5 Verwachte cumulatieve effecten

Cumulatieve effecten van zandwinning kunnen ontstaan door de ruimtelijke en temporele aggregatie van activiteiten, waardoor progressief habitatverlies, verhoogde troebelheid en – afhankelijk van schaal en herstel – potentiële lange-termijn-veranderingen in het ecosysteem kunnen optreden. De mate waarin deze effecten zich daadwerkelijk manifesteren, is sterk afhankelijk van lokale hydrodynamiek, herstelprocessen en de cumulatieve omvang van de ingrepen (zie hoofdstukken 4 en 6). Daarnaast kunnen cumulatieve effecten tussen stressoren optreden wanneer zandwinning interageert met andere antropogene of milieudrukken, wat mogelijk resulteert in synergetische effecten op populatieniveau. Ten slotte dienen afwegingen tussen soorten (multi-species trade-offs) in beschouwing te worden genomen, aangezien verschillende soorten verschillend kunnen reageren op dezelfde activiteit, hetgeen een gebalanceerde beoordeling vereist over verschillende natuurdoelstellingen.

Herhaalde of meervoudige locaties van zandwinning kunnen temporele en ruimtelijke cumulatieve effecten veroorzaken. In het geval van herhaalde verstoring kunnen vogels het gebied verlaten (langdurig of permanent habitatverlies). Indien meerdere zandwinlocaties dicht bij elkaar liggen, kan een cumulatief effect worden verwacht waarbij vogels het gebied gedurende meerdere jaren verlaten. Ruimtelijke uitbreiding van zandwinning met meerdere winlocaties kan leiden tot minder toevluchtgebieden voor verstoringgevoelige soorten. Minder beschikbaar habitat kan resulteren in een afname van nationale populatieaantallen (door emigratie of mortaliteit).

Voortdurende zandwinningsactiviteiten zullen habitatveranderingen en troebelheid versterken. De cumulatief toegevoegde troebelheid dient te worden geëvalueerd voor het zandwinningsgebied, rekening houdend met de ruimtelijke variabiliteit (Van Duren et al. 2017). Op basis hiervan kan het cumulatieve effect op primaire productie worden geschat. Met name gevoelige perioden – de zomer volgens Van Duren et al. (2017), maar waarschijnlijk ook de voorjaarsbloei van algen (voordat dwergmeeuwen en lokaal broedende vogels aanwezig zijn) – dienen in het bijzonder te worden beschouwd, met name voor individuen in schelpdierbanken die zich mogelijk reeds in suboptimale conditie bevinden. Tevens kan het verwijderen van onbeschermde schelpdierbanken dieper dan -20 m het vermogen verminderen om alternatieve voedselbronnen te benutten wanneer voorkeurshabitats in ondieper water tijdelijk niet toegankelijk zijn door passerende sleephopperzuigers (TSHD's).

Cumulatieve effecten tussen drukfactoren. Meerdere stressoren kunnen synergetisch werken en leiden tot een afname van populaties, zelfs indien elke stressor afzonderlijk slechts een matig effect heeft. Vogels vormen een lastige groep voor analyse van gecombineerde stressoren, aangezien zij zeer mobiel zijn en complexe ruimtelijke dag- en jaarpatronen vertonen. Zo broeden zwarte zee-eenden en roodkeelduikers in het Arctisch gebied en worden daar blootgesteld aan lokale drukfactoren. Grote sterns foerageren op zee, maar rusten en broeden aan land. Hierdoor is hun broedsucces niet alleen afhankelijk van voedselbeschikbaarheid op zee, maar ook van omstandigheden op land, zoals predatierisico en verstoring door menselijke activiteiten.

Afwegingen tussen soorten. Hoewel soorten overlappen in verspreiding en behoeften, kunnen hun belangen soms conflicteren, wat implicaties heeft voor het beheer van menselijke activiteiten, waaronder zandwinning. Zo kan een winlocatie die is geoptimaliseerd om impact op één soort te vermijden, juist negatieve effecten hebben op een andere soort. Het balanceren van effecten tussen soorten vereist een transparante en consistente beoordelingssystematiek, waarin effecten worden gewogen ten opzichte van instandhoudingsdoelstellingen en de gunstige staat van instandhouding. Schattingen van effecten op populatieomvang (met referentie aan de gunstige staat van instandhouding, GRW, de populatiestatus en relatieve bijdrage van andere stressoren) en van de draagkracht van gebieden zijn essentieel voor dergelijke vergelijkende analyses. Deze benadering sluit aan bij het juridisch kader zoals beschreven in hoofdstuk 3 (Habitatrichtlijn en Vogelrichtlijn). Demografische gegevens, noodzakelijk voor impactbeoordelingen, zijn schaars of afwezig voor de meeste zeevogels in Nederland (Scheekerman et al. 2025).

7.6 Kennishiaten en aanbevolen onderzoek

7.6.1 Draagkracht van de Nederlandse wateren voor vogels en de impact van habitatverlies

Het voldoen aan instandhoudingsdoelstellingen voor zeevogelpopulaties vereist het behoud van voldoende foerageer- en rusthabitat, evenals adequate voedselbronnen om populaties op een gunstige staat van instandhouding (GRW) te ondersteunen. Voor de zwarte zee-eend is binnen het Natura 2000-kader een streefwaarde voor de draagkracht vastgesteld van circa 51.900 individuen op de schaal van de Nederlandse kustzone van de Noordzee. Deze doelstelling impliceert de noodzaak om de draagkracht van de Nederlandse wateren voor deze soort te schatten; dergelijke schattingen ontbreken momenteel echter en zijn moeilijk te verkrijgen. Modelleren van draagkracht vereist kennis van (i) de ruimtelijke en temporele verspreiding van belangrijke prooi-soorten in Nederlandse wateren, (ii) de energetische behoeften van predatoren, (iii) functionele responsen die prooidichtheid koppelen aan opname-snelheden, en (iv) habitatgebruik door predatoren en de seizoensvariatie daarin. Dergelijke analyses zijn complex.

Om de draagkracht van een vogelsoort te bepalen, zouden de volgende kennishiaten moeten worden opgelost:

1. Habitatgebruik door zowel prooi- als predatorsoorten kan worden gemodelleerd op basis van surveydata. Voor vogels kan aanvullende informatie, zoals foerageer- en rustlocaties, worden verkregen via telemetrie met diergebonden zenders. Heranalyse van bestaande datasets met nieuwe analysemethoden kan eveneens waardevol zijn. Survey-inspanningen dienen te worden gesynchroniseerd tussen gebieden, zoals de Noordzee en de Waddenzee. Idealiter worden surveys van predatoren en prooiën gelijktijdig uitgevoerd.
2. Voor evaluatie van draagkracht op grotere schaal dienen grootschalige verplaatsingen van vogels te worden geanalyseerd in relatie tot voedselbeschikbaarheid en andere omgevingsvariabelen.
3. De impact van zandwinning op prooi-soorten is beperkt onderzocht. Seizoensveranderingen in habitat zijn een essentiële factor die vaak onvoldoende wordt meegenomen in monitoring. Een hogere temporele resolutie van surveys – met name voor vis – is daarom wenselijk. Speciale aandacht dient uit te gaan naar belangrijke paaigebieden.
4. De verwachte effecten van verhoogde troebelheid door zandwinning op primaire productie zijn locatie- en seizoensafhankelijk. Abrupte afnames in primaire productie kunnen gevolgen hebben voor het gehele ecosysteem en uiteindelijk voor vogels. Locaties waar deze effecten groot kunnen zijn, vereisen bijzondere aandacht, Zie bv de gebieden met extreme hoge extra slibconcentraties door zandwinning. Als die samenvallen met lokale maxima aan slib kunnen wel overtreffende effecten ontstaan op primaire productie (van Duren et al., 2017) en wellicht zelfs op schelpdieren (*Figuur 6-16*).
5. Energetische behoeften (vertaald naar prooibiomassa) per individu, benodigd voor draagkrachtmodelleren, zijn slecht onderzocht.

7.6.2 Effecten van verstoring op gedrag

De kennishiaten met betrekking tot verstoringsafstanden en -frequenties zijn samengevat in hoofdstuk 6.3.1. Gedetailleerde informatie over verstoringsafstanden en verplaatsingsgedrag onder verschillende omstandigheden is schaars (voor zwarte zee-eend en roodkeelduiker) of afwezig (voor overige soorten). Meer goed opgezette, soortspecifieke studies zijn nodig, gebruikmakend van herhaalde monitoring volgens een Before-After-Control-Impact (BACI)-opzet, veldexperimenten en hoog-resolutie telemetrie. De rol van onderwatergeluid als mechanisme achter verstoring bij duikende zeevogels vormt een belangrijk kennishiaat. Heranalyse van bestaande trackingdata kan hierbij waardevol zijn.

7.6.3 Gevoeligheid van populaties voor drukfactoren

Betrouwbare schattingen van effecten op demografische parameters van vogelpopulaties zijn essentieel voor cumulatieve impactanalyses, waarin de bijdrage van verschillende drukfactoren moet worden bepaald. Kwantitatieve informatie over overlevings- en reproductiesucces ontbreekt grotendeels voor drie van de vier onderzochte soorten: zwarte zee-eend, roodkeelduiker en dwergmeeuw.

De afhankelijkheid van demografische parameters van voedselbeschikbaarheid, habitat en andere factoren wordt momenteel onderzocht voor de grote stern. Zelfs voor deze soort zijn gegevens echter afkomstig uit uiteenlopende locaties en jaren. Schekkerman et al. (2025) bevelen aan een geïntegreerde lange termijn studie op te zetten in het Deltagebied, waarin alle relevante demografische processen en voedselbeschikbaarheid gelijktijdig worden gemeten. Langetermijnmonitoring wordt ook aanbevolen voor de overige soorten.

7.7 Conclusies over de effecten op vogels

In deze review hebben wij gepubliceerde literatuur samengevat over mogelijke effecten van stressoren gerelateerd aan zandwinning in het aangewezen gebied >20 m diepte langs de Nederlandse Noordzeekust op vier vogelsoorten: zwarte zee-eend, roodkeelduiker, grote stern en dwergmeeuw. Deze soorten vertegenwoordigen verschillende ecologische groepen, variërend in foerageerspecialisatie (vis- versus benthoseters), jachtstrategie (oppervlakte foerageren, stootduiken en achtervolgingsduiken), seizoensgebruik (broedend of overwinterend) en verstoringsgevoeligheid. De populaties van grote stern en zwarte zee-eend hebben een ongunstige staat van instandhouding.

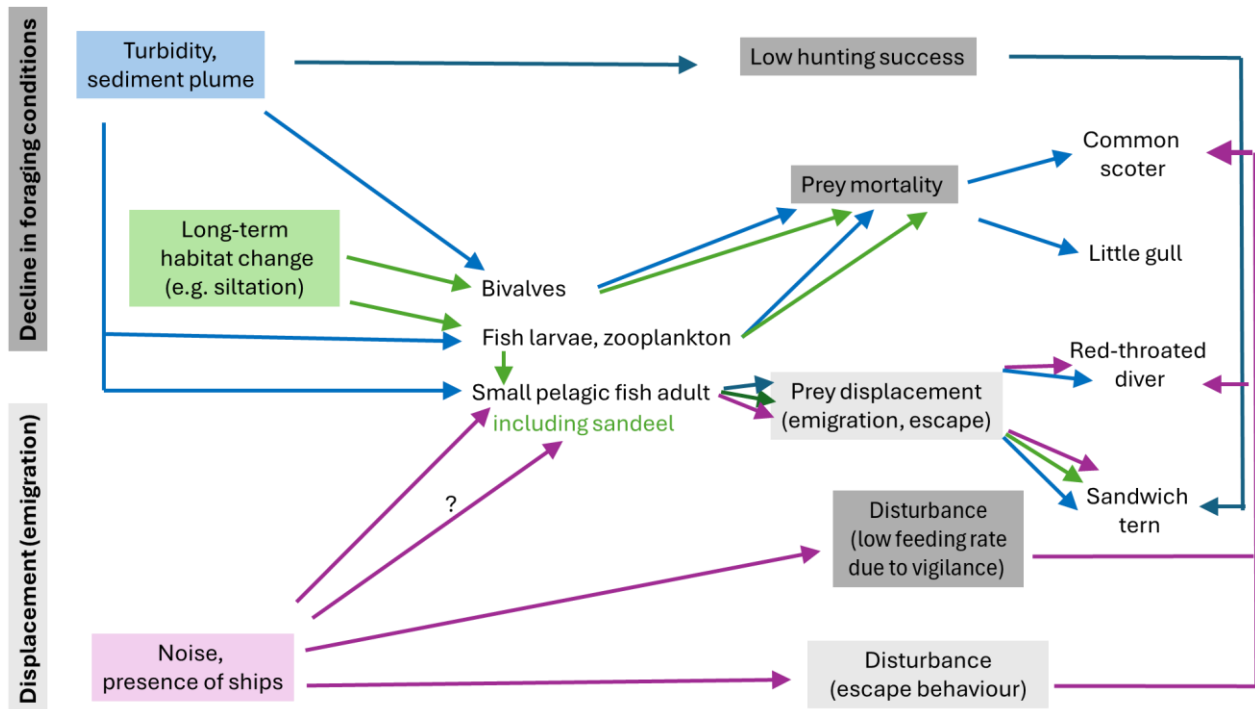
De analyse richt zich op effecten van verslechterde foerageeromstandigheden als gevolg van verstoring, verhoogde troebelheid en habitatverandering (inclusief ecosysteemveranderingen en kortetermijneffecten van troebelheid op jachtsucces). Op basis van de literatuur concluderen wij dat habitatverlies door verstoring en afname van (lokale) prooibeschikbaarheid door verhoogde troebelheid en sedimentatie de belangrijkste drukfactoren zijn die in milieueffectrapportages (MER) voor vogels moeten worden meegenomen (*Figuur 7-18*).

Literatuur wijst erop dat verstoring de belangrijkste factor is voor soorten zoals roodkeelduiker en zwarte zee-eend. Deze soorten vertonen vluchtgedrag op afstanden groter dan 1 km (op basis van gemeten vluchtafstanden tot schepen). Voor het vaststellen van verstoringenvrije zones zijn echter waarschijnlijk ruimere buffers nodig. Informatie over soortspecifieke verstoringafstanden, terugkeergedrag en effecten van specifieke verstoringbronnen, met name zandwinning, ontbreekt nog grotendeels. Totdat deze kennisvelden zijn ingevuld, wordt een voorzorgsprincipe met ruime bufferzones aanbevolen. Hierbij dient ook rekening te worden gehouden met mogelijke offshore rustlocaties.

Door baggeractiviteiten veroorzaakte troebelheid kan visuele predatoren, zoals grote sterns, beïnvloeden door vermindering van zicht onderwater. De belangrijkste effecten op vogels worden echter verwacht via het voedselweb, door lokale afname van primaire productie, die in bepaalde gebieden aanzienlijk kan zijn. Deze processen zijn slecht gekwantificeerd en vormen een belangrijk kennisveld.

De effecten van zandwinning op prooi-soorten, met name vis, zijn eveneens onvoldoende bekend. Daarom wordt een voorzorgsprincipe aanbevolen, inclusief het vermijden van extra troebelheid in belangrijke foerageergebieden voor vogels – met name rond broedkolonies van grote stern – evenals in gebieden van sedentair voorkomende prooi-soorten zoals schelpdieren en zandspiering.

Hoe effecten van verhoogde troebelheid zich cumulatief ontwikkelen bij herhaalde winning op dezelfde locatie of over meerdere locaties blijft een open vraag.



Figuur 7-18 Belangrijkste impactroutes van zandwinning op de in deze studie beschouwde zeevogels, gebaseerd op de literatuurstudie. Effecten zijn geclassificeerd als 'Afname van foerageeromstandigheden' en 'Verplaatsing'. Impactmechanismen worden onderscheiden met kleuren. Gekleurde pijlen geven de impactroutes per vogelsoort weer via de corresponderende mechanismen. Onwaarschijnlijke impactroutes zijn niet weergegeven.

Seizoensvariatie in de gevoeligheid van vogels en hun prooien voor drukfactoren is eveneens een belangrijke factor. De voorspelbare seizoensgebonden afwezigheid van vogels in bepaalde gebieden (bijvoorbeeld tijdens het broedseizoen dat buiten Nederland wordt doorgebracht) kan een tijdelijk venster van mogelijkheden bieden, tenzij de effecten van activiteiten lang genoeg aanhouden om de vogels bij terugkeer alsnog te beïnvloeden. Seizoensvariatie in de effecten van verhoogde troebelheid op primaire productie kan eveneens kansen bieden voor mitigatie van de impact van zandwinning.

Het behalen van instandhoudingsdoelstellingen onder een toenemende intensiteit van zandwinning vereist een beter begrip van cumulatieve effecten op het mariene voedselweb. Voor zeevogels is de kwetsbaarheid van populaties voor drukfactoren in Nederlandse wateren nog onvoldoende gekwantificeerd. Van de vele kennishiaten dient prioriteit te worden gegeven aan die welke het meest relevant zijn voor instandhoudingsmaatregelen. In het bijzonder is informatie over habitatgebruik essentieel voor het schatten van de draagkracht van habitats in Nederland. Van de vier hier beschouwde soorten is de grote stern relatief goed onderzocht, terwijl de ecologie en demografie van de dwergmeeuw grotendeels onbekend blijven.

Ten slotte is het van belang te erkennen dat de vier in dit rapport behandelde soorten bredere ecologische groepen vertegenwoordigen. Inzichten in hun gevoeligheid zijn daarom relevant voor vergelijkbare soorten. Desalniettemin dienen milieueffectrapportages rekening te houden met het volledige scala aan soorten dat gebruikmaakt van het gebied.

Een voorzorgsprincipe impliceert dat, bij gebrek aan voldoende kennis, overlap tussen impactgebieden en verspreidingshotspots van soorten, evenals functioneel kritische gebieden (zoals gebieden rondom broedkolonies), vermeden dient te worden bij de planning van zandwinning. Dit is met name van belang voor soorten met een ongunstige staat van instandhouding, zoals de grote stern en de zwarte zee-eend.

Hoewel zandwinning lokaal plaatsvindt en buiten Natura 2000 gebieden gepland is, kunnen effecten zich via externe werking manifesteren in deze beschermde of ecologisch cruciale gebieden, met potentieel negatieve gevolgen voor het functioneren van deze ecosystemen.

7.8 Referenties vogels

- Baptist MJ, Leopold MF (2010) Prey capture success of Sandwich Terns *Sterna sandvicensis* varies non-linearly with water transparency. *Ibis* 152:815–825.
- BioConsult SH (2023) DiverLog. <https://www.divertracking.com/en/tracking-map/> (accessed February 17, 2026)
- Breen P, Clarke S, Tully O (2022) Modelling essential habitat for common scoter (*Melanitta nigra*) in a disturbed environment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 276:108007.
- Burger C, Schubert A, Heinänen S, Dorsch M, Kleinschmidt B, Žydelis R, Morkūnas J, Quillfeldt P, Nehls G (2019) A novel approach for assessing effects of ship traffic on distributions and movements of seabirds. *Journal of Environmental Management* 251:109511.
- Camphuysen CJ, Lieshout S (2024) Common Scoters *Melanitta nigra* in the Netherlands. *Limosa* 97:145–174.
- Courtens W, Mouton C, Fijn R, Stienen E (2022) Adult and chick diet of Sandwich Terns *Thalasseus sandvicensis* in the Dutch Delta area in 2013–2021.
- Cox SL, Miller PI, Embling CB, Scales KL, Bicknell AWJ, Hosegood PJ, Morgan G, Ingram SN, Votier SC (2016) Seabird diving behaviour reveals the functional significance of shelf-sea fronts as foraging hotspots. *R Soc Open Sci* 3:160317.
- Cramp S, Simmons KEL (1977) *The Birds of the Western Palearctic*. Oxford University Press, Oxford.
- Cury PM, Boyd IL, Bonhommeau S, Anker-Nilssen T, Crawford RJM, Furness RW, Mills JA, Murphy EJ, Österblom H, Paleczny M, Piatt JF, Roux J-P, Shannon L, Sydeman WJ (2011) Global Seabird Response to Forage Fish Depletion—One-Third for the Birds. *Science* 334:1703–1706.
- Duckworth J, Green J, Daunt F, Johnson L, Lehtikoinen P, Okill D, Petersen A, Petersen IK, Väisänen R, Williams J, Williams S, O'Brien S (2020) Red-throated Diver Energetics Project: Preliminary Results from 2018/19. JNCC, JNCC, Peterborough.
- Duckworth J, O'Brien S, Dunn R, Petersen I, Petersen A, Benediktsson G, Johnson L, Lehtikoinen P, Okill D, Väisänen R, Williams J, Williams S, Daunt F, Green J (2024) Linking Foraging Behaviour and Habitat Preferences During Molt Across Multiple Populations of Red-Throated Diver. *Ecology and Evolution* 14.
- Fijn RC, De Jong J, Courtens W, Verstraete H, Stienen EWM, Poot MJM (2017b) GPS-tracking and colony observations reveal variation in offshore habitat use and foraging ecology of breeding Sandwich Terns. *Journal of Sea Research* 127:203–211.
- Fijn R, Leopold M, Dirksen S, Arts F, Asch M, Baptist M, Craeymeersch J, Engels B, van Horssen P, de Jong J, Perdon J, Zee E, van der Ham N (2017a) Een onverwachte concentratie van Zwarte Zee-eenden in de Hollandse kustzone in een gebied met hoge dichtheden van geschikte schelpdieren. *Limosa* 90:97–117.
- Fijn RC, Lilipaly S, Wolf PA (2020) Zee-eenden tellingen in de zomer van 2020. Bureau Waardenburg Notitie 20-0348/20.08746/RubFi
- Fijn R, Poot MJM, Arts F, Bemmelen RSA van, Hornman M, Jong J de, Schekkerman H, Soldaat L, Troost G (2022) Dutch waters form an internationally important stopover for the Little Gull (*Hydrocoloeus minutus*). *Limosa* 95:160–177.
- Fliessbach KL, Borkenhagen K, Guse N, Markones N, Schwemmer P, Garthe S (2019) A Ship Traffic Disturbance Vulnerability Index for Northwest European Seabirds as a Tool for Marine Spatial Planning. *Front Mar Sci* 6.
- Foppen RPB, Roodbergen M (2020) *Vogels en verstoringsbronnen in de Rotterdamse Haven*. Handreiking voor een beoordelingskader. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- de Fouw J, van Horssen PW, Craeymeersch J, Leopold MF, Perdon J, Troost K, Tulp I, van Zwol J, Philippart CJM (2024) Spatio-temporal analysis of potential factors explaining fluctuations in population size of *Spisula subtruncata* in the Dutch North Sea. *Front Mar Sci* 11.
- Furness RW, Wade HM, Masden EA (2013) Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *Journal of Environmental Management* 119:56–66.
- Garthe S, Hüppop O (2004) Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41:724–734.
- Garthe S, Schwemmer H, Peschko V, Markones N, Müller S, Schwemmer P, Mercker M (2023) Large-scale effects of offshore wind farms on seabirds of high conservation concern. *Sci Rep* 13:4779.
- Goodship NM, Furness RW (2022) Disturbance Distances Review: An updated literature review of disturbance distances of selected bird species. MacArthur Green.

-
- Goodship NM, Furness RW (2019) Seaweed hand-harvesting: literature review of disturbance distances and vulnerabilities of marine and coastal birds.
- Goyert HF (2014) Relationship among prey availability, habitat, and the foraging behavior, distribution, and abundance of common terns *Sterna hirundo* and roseate terns *S. dougallii*. *Marine Ecology Progress Series* 506:291–302.
- Hamilton LJ, Michel NL, Evenson JR, Roberts DL (2022) Surf Scoters use deeper offshore waters during nocturnal resting periods in the Salish Sea of Washington and British Columbia. *Ornithological Applications* 124:duac017.
- Henriksen O (2020) The factors driving the spatiotemporal population dynamics of sandeel in the North Sea. Technical University of Denmark (DTU), Kgs. Lyngby, Denmark
- Illing B, Sehl J, Reiser S (2024) Turbidity effects on prey consumption and survival of larval European smelt (*Osmerus eperlanus*). *Aquat Sci* 86:84.
- Kaiser MJ, Galanidi M, Showler DA, Elliott AJ, Caldow RWG, Rees EIS, Stillman RA, Sutherland WJ (2006) Distribution and behaviour of Common Scoter *Melanitta nigra* relative to prey resources and environmental parameters. *Ibis* 148:110–128.
- Kjelland ME, Woodley CM, Swannack TM, Smith DL (2015) A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioral, and transgenerational implications. *Environ Syst Decis* 35:334–350.
- Kleijberg R, Rozemeijer MJC, Van Der Wal JT (2017). Zandwinning Noordzee 2018-2027. Nadere verdieping effecten Natura 2000. ARCADIS WUR Wageningen Marine Research 079690040 A
- Kleinschmidt B, Burger C, Dorsch M, Nehls G, Heinänen S, Morkūnas J, Žydelis R, Moorhouse-Gann RJ, Hipperson H, Symondson WOC, Quillfeldt P (2019) The diet of red-throated divers (*Gavia stellata*) overwintering in the German Bight (North Sea) analysed using molecular diagnostics. *Mar Biol* 166:77.
- Kottsieper J, Schückel U, Schwemmer P, Fox AD, Garthe S (2019a) Comparison of bivalve communities between moulting and wintering areas used by Common Scoter *Melanitta nigra* in the German North Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 229:106398.
- Kottsieper J, Schwemmer P, Markones N, Fox AD, Garthe S (2019b) An invasive alien bivalve apparently provides a novel food source for moulting and wintering benthic feeding sea ducks. *Helgol Mar Res* 73:11.
- Krijgsveld KL, B Klaassen & J van der Winden (2022). Verstoring van vogels door recreatie. Literatuurstudie van verstoringsgevoeligheid en overzicht van maatregelen. Deel 1 hoofdrapport & deel 2 soortbesprekingen. Uitgave Vogelbescherming Nederland, Zeist.
- Leopold MF, Poot M, Tamis J, Schekkerman H, Goutbeek A, van Oijen T, Jongbloed R (2025) Seabirds in the Dutch North Sea. Wageningen Marine Research, Den Helder.
- Livezey KB, Fernández-Juricic E, Blumstein DT (2016) Database of Bird Flight Initiation Distances to Assist in Estimating Effects from Human Disturbance and Delineating Buffer Areas. *Journal of Fish and Wildlife Management* 7:181–191.
- Maravelias CD, Reid DG, Swartzman G (2000) Seabed substrate, water depth and zooplankton as determinants of the prespawning spatial aggregation of North Atlantic herring. *Marine Ecology Progress Series* 195:249–259.
- Mielck F, Michaelis R, Hass HC, Hertel S, Ganai C, Armonies W (2021) Persistent effects of sand extraction on habitats and associated benthic communities in the German Bight. *Biogeosciences* 18:3565–3577.
- Parmentier B, Aarts G, Brasseur S, Engelhard GH, Immler E, van Langevelde F, Tulp I, Witbaard R (2025) Small fish biomass in the North Sea is far greater than previously estimated. *ICES J Mar Sci* 82:fsaf082.
- Parmentier B, Brasseur S, Couperus B, Immler E, van Langevelde F, Perdon J, Schultz J, Witbaard R, van Zwol J, Aarts G (2026) Spatial and temporal niche differentiation of two sympatric sandeel (*Ammodytes*) species. In prep.
- Prins T, Van Der Meer J, Herman P (2020) Eindrapportage monitoring- en onderzoeksprogramma Natuurcompensatie Voordelta (PMR-NCV). Wageningen Marine Research, IJmuiden, Delft.
- Rozemeijer MJC, Baptist MJ (2025). Natuurversterking Noordzee voor de zandige zeebodem; Bewerking van de zeebodem. Wageningen Marine Research rapport rapport C051-25A
- Schellekens T. (2012). Groei en conditie van zwaardschede (*Ensis directus*, Conrad) voor, tijdens en na geplande zandwinning in 2013-2017; Berekeningen voor het RWS. IMARES Rapport C088/12.
- Schekkerman H, Manche, P, Van Kleunen A, van den Bremer L, Reinartz R (2025) Review of demographic studies on seabirds of the Dutch North Sea. Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen.
- Schultz JT, Aarts G, Baptist MJ, Poos JJ (2025) Unravelling the impact of sand extraction pits on macrobenthos distribution in the Southern North Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 772:43–60.

-
- Schwemmer P, Garthe S (2006a) Spatial patterns in at-sea behaviour during spring migration by little gulls (*Larus minutus*) in the southeastern North Sea. *Journal of Ornithology* 147:354–366.
- Schwemmer P, Garthe S (2006b) Spatial patterns in at-sea behaviour during spring migration by little gulls (*Larus minutus*) in the southeastern North Sea. *J Ornithol* 147:354–366.
- Schwemmer P, Mendel B, Sonntag N, Dierschke V, Garthe S (2011) Effects of ship traffic on seabirds in offshore waters: implications for marine conservation and spatial planning. *Ecological Applications* 21:1851–1860.
- Schwemmer P, Volmer H, Enners L, Reimers H-C, Binder K, Horn S, Adler S, Fox AD, Garthe S (2019) Modelling distribution of common scoter (*Melanitta nigra*) by its predominant prey, the American razor clam (*Ensis leei*) and hydrodynamic parameters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 225:106260.
- Scott-Hayward L, Petersen IK, MacKenzie M, Pedersen CL, Isojunno S, Nielsen RD, Sterup J, Thomsen HM, Neergaard RS (2024) Changes in the distribution and abundance of common scoter and diver species in the Horns Rev I, II and III offshore windfarm areas, Denmark. *Energistyrelsen*.
- Searle KR, Regan CE, Perrow MR, Butler A, Rindorf A, Harris MP, Newell MA, Wanless S, Daunt F (2023) Effects of a fishery closure and prey abundance on seabird diet and breeding success: Implications for strategic fisheries management and seabird conservation. *Biological Conservation* 281:109990.
- Sovon (2022) Bouwstenen voor het Strategisch Plan Natura 2000: factsheets van vogelsoorten die betrokken zijn bij de instandhoudingsdoelstellingen voor Natura 2000-gebieden. *Sovon Vogelonderzoek Nederland, Nijmegen*.
- Sovon (2024) Species overview. <https://stats.sovon.nl/stats/soorten> (accessed December 16, 2024)
- Spiegel C, Berlin A, Gilbert A, Gray CE, Montevecchi W, Stenhouse I, Ford S, Olsen GH, Fiely J, Savoy L, Goodale MW, Burke C (2017) Determining fine-scale use and movement patterns of diving bird species in federal waters of the Mid-Atlantic United States using satellite telemetry. U.S. Department of the Interior, Bureau of Ocean Energy Management.
- Stienen EWM (2006) Living with gulls. Trading off food and predation in the Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*. PhD dissertation, Rijksuniversiteit Groningen
- Thompson DL, Duckworth J, Ruffino L, Johnson L, Lehikoinen P, Okill D, Petersen A, Petersen IK, Väisänen R, Williams J, William S, Green J, Daunt F, O'Brien S (2023) Red-Throated Diver Energetics Project: Final Report. JNCC, Peterborough.
- Tien NSH, Craeymeersch J, van Damme C, Couperus AS, Adema J, Tulp I (2017) Burrow distribution of three sandeel species relates to beam trawl fishing, sediment composition and water velocity, in Dutch coastal waters. *Journal of Sea Research* 127:194–202.
- Troost K, van Asch M, van den Ende D, Perdon K J, van der Pool J, van Zweeden C, van Zwol, J (2025). Schelpdierbestanden in de Nederlandse kustzone, Waddenzee en zoute deltawateren in 2024. (CVO rapport; No. 25.008). Centrum voor Visserijonderzoek (CVO). <https://doi.org/10.18174/688163>
- Tulp I, Craeymeersch J, Leopold M, van Damme C, Fey F, Verdaat H (2010) The role of the invasive bivalve *Ensis directus* as food source for fish and birds in the Dutch coastal zone. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 90:116–128.
- Tulp I, Prins TC, Craeymeersch J a. M, IJff S, Sluis MT van der (2018) Syntheserapport PMR NCV.
- van De Wolfshaar KE, Van Daalen S (2024) Verstoring zandwinning voor de zwarte zee-eend : Kansen voor transport en winning. Wageningen Marine Research, IJmuiden.
- van Der Meer J, Craeymeersch J, Glorius S, Tulp I (2025) No evidence that the Atlantic jackknife clam *Ensis leei* benefits from shrimp fisheries. *Journal of Sea Research* 203:102558.
- van Donk S, van Bemmelen R, Chen C, Tulp I, Melis E (2024) Seabird maps of the North Sea. Wageningen Marine Research report: C024/24a, Den Helder, The Netherlands.
- van Donk S, van Bemmelen R, Fijn RC, van der Have TM, Hesse E, Kühn Susanne, Leopold M, Madden H, Melis E, Poot M, Schekkerman H (2025a) Knowledge gaps and research options for coastal birds and seabirds of the Dutch North Sea | Groenekennis. Wageningen Marine Research report C093/25, Sovon, Waardenburg Ecology.
- van Donk S, Hesse E, Kolman M, Kühn S, Leopold M, Melis E, Poot M, Schaafsma F (2025b) Diet of coastal birds and seabirds of the Dutch North Sea. Wageningen Marine Research report C092/25, Den Helder.
- van Duin CF, Gotjé W, Jaspers CJ, Kreft M (2007). MER Winning suppletiezand Noordzee 2008 t/m 2012. Grontmij 13/99080995/CD, revisie D1.
- van Duin CF, Vrij Peerdeman M, Jaspers H, Bucholc A (2017). MER Winning suppletiezand Noordzee 2018 t/m 2027. Sweco 351935, revisie D1.

-
- van Duren LA, van Kessel T, Troost T, Blauw AN, Kramer L, van Gils JAG, Wijsman JWM, Craemeersch JAM, Herman P, Villars MT (2017) Scenariostudies ter ondersteuning van de MER zandwinning Noordzee 2018 – 2027. Winning van ophoogzand door Stichting LaMER. Deltares.
- Wanless S, Albon SD, Daunt F, Sarzo B, Newell MA, Gunn C, Speakman JR, Harris MP (2023) Increased parental effort fails to buffer the cascading effects of warmer seas on common guillemot demographic rates. *Journal of Animal Ecology* 92:1622–1638.
- Wilson LJ, Black J, Brewer MJ, Potts JM, Kuepfer A, Win I, Kober K, Bingham C, Mavor R, Webb A (2014) Quantifying usage of the marine environment by terns *Sterna* sp. around their breeding colony SPAs. Peterborough.
- Witbaard R, Moons S, Schaars LK, Craeymeersch J (2025) Sedimentary and faunistic effects of medium-deep sand mining along the Dutch Coast. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 321:109337.
- Witbaard R, Parmentier B, Herman P (2024) Distribution of Sandeel (*Ammodytes* sp.) in the Dutch North Sea. Deltares.
- Wolfshaar KE van de, Brinkman AG, Benden DLP, Craeymeersch JA, Glorius S, Leopold MF (2024) Corrigendum to “Impact of disturbance on common scoter carrying capacity based on an energetic model.” *Journal of Environmental Management* 351:118925.
- van de Wolfshaar KE, Brinkman AG, Benden DLP, Craeymeersch JA, Glorius S, Leopold MF (2023) Impact of disturbance on common scoter carrying capacity based on an energetic model. *Journal of Environmental Management* 342:118255.
- Zuur AF, Horssen P van, Leno EN, Saveliev AA, Poot MJM (2014) Zero-inflated and spatial correlated Common Scoter data. In: *A beginner’s guide to generalised additive mixed models with R*.

8 Effecten op zeezoogdieren

8.1 Introductie

De bruinvis (*Phocoena phocoena*), gewone zeehond (*Phoca vitulina*) en grijze zeehond (*Halichoerus grypus*) zijn veruit de meest voorkomende zeezoogdieren in de Nederlandse Noordzee. Alle drie zijn het residente soorten en kunnen worden beschouwd als toppredatoren. In Nederland worden deze soorten beschermd door mondiale, Europese en nationale wetgeving en verdragen (Tabel 8-1). Deze wetgeving verbiedt het opzettelijk doden, verstoren, verhandelen of verzamelen van deze dieren of delen daarvan. Vanwege hun frequente voorkomen en beschermde status worden zij beschouwd als belangrijke soorten om in deze review op te nemen. Bovendien kunnen zeezoogdieren worden beschouwd als sentinelsoorten¹¹, omdat hun lange levensduur, kustgebonden leefwijze, voeding op hoog trofisch niveau en vetreserves waarin verontreinigingen accumuleren, hen tot gevoelige indicatoren maken voor effecten op het milieu die ook risico's vormen voor de menselijke en ecosysteemgezondheid (Bossart 2011).

Tabel 8-1 Soorten en wetgevingskaders			
Soort	Habitatrichtlijn (European Council 1992)	Kaderrichtlijn Mariene Strategie	Overig
Bruinvis	Bijlage II & IV, 'gunstige' staat van instandhouding in 2019 (Adams et al. 2020), mogelijk 'onbekend' in 2025.	GES descriptor 1 ¹² , GES niet bereikt (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat & Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur 2025)	OSPAR-verdrag (OSPAR 1992), ASCOBANS (ASCOBANS 1991), GVB (European Parliament & European Council 2019), CITES (CITES 1973), CMS (CMS 1979)
Gewone zeehond	Bijlage II & V, 'gunstige' staat van instandhouding in 2019 (Adams et al. 2020), mogelijk 'ongunstig' in 2025.	GES descriptor 1, GES bereikt (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat & Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur 2025)	OSPAR-verdrag (OSPAR 1992), Waddenzee Zeehondenakkoord (Common Wadden Sea Secretariat 1990), GVB (European Parliament & European Council 2019), CMS (CMS 1979)
Grijze zeehond	Bijlage II & V, 'gunstige' staat van instandhouding in 2019 (Adams et al. 2020), mogelijk 'gunstig' in 2025.	GES descriptor 1, GES bereikt (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat & Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur 2025)	OSPAR-verdrag (OSPAR 1992), Waddenzee Zeehondenakkoord (Common Wadden Sea Secretariat 1990), GVB (European Parliament & European Council 2019), CMS (CMS 1979)

8.2 Algemene soortecologie

8.2.1 Bruinvissen

Bruinvissen zijn odontoceten (tandwalvissen) en komen voor in koel-gematigde tot subpolaire wateren van het noordelijk halfrond (Jefferson et al. 2015). Ze worden doorgaans dicht bij de kust aangetroffen, hoewel ze soms ook in diepere gebieden worden gezien. Het is een van de kleinste walvissoorten, met een maximale lengte van 2 m (maar de meeste individuen zijn kleiner). Vrouwtjes (1,46–1,89m voor volwassenen in de

¹¹ Een sentinele soort is een plant of dier dat dient als een vroegtijdig waarschuwingssysteem voor milieuveranderingen, vervuiling of opkomende gezondheidsbedreigingen.

¹² De biologische diversiteit wordt gehandhaafd. De kwaliteit en het voorkomen van habitats en de verspreiding en abundantie van soorten komen overeen met de heersende fysiografische, geografische en klimatologische omstandigheden."

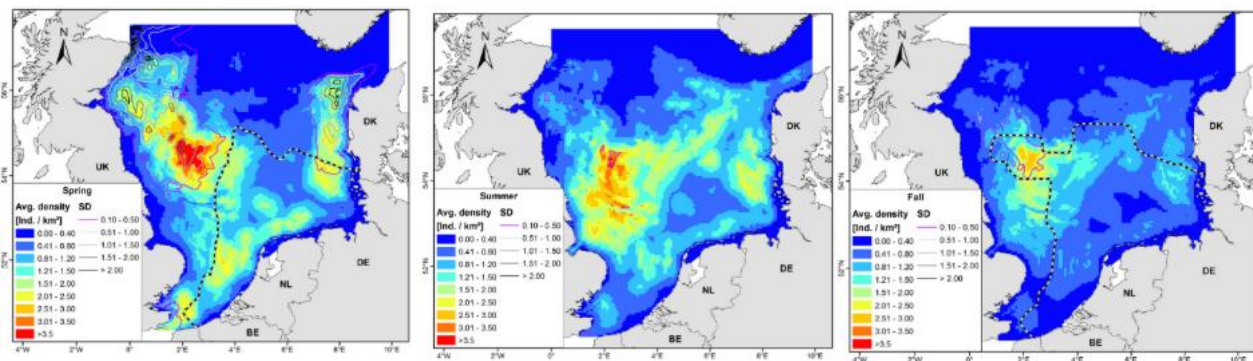
Noord-Atlantische Oceaan) zijn doorgaans groter dan mannetjes (1,32–1,78m voor volwassenen in de Noord-Atlantische Oceaan) (Jefferson et al. 2015). De meeste wilde bruinvissen leven niet langer dan 10 jaar, maar er zijn gevallen bekend van ten minste 24 jaar. Dieren worden meestal solitair of in kleine groepen waargenomen, hoewel grotere foerageeraggregaties zijn gedocumenteerd.

Geslachtsrijpheid wordt bereikt rond de leeftijd van 3–4 jaar, en de draagtijd bedraagt 10–11 maanden. Zwangerschapspercentages variëren tussen 0,74 en 0,986 per jaar voor de Noord-Atlantische Oceaan, wat aangeeft dat niet alle vrouwtjes jaarlijks een kalf krijgen (Lockyer 2003). Het werpen vindt plaats van april tot augustus, en kalveren worden tot een jaar gezoogd. Bruinvissen eten een grote verscheidenheid aan vissen en koppotigen, waarbij de belangrijkste prooi-soorten regionaal variëren (het dieet wordt verder besproken in sectie 8.3.2.3).

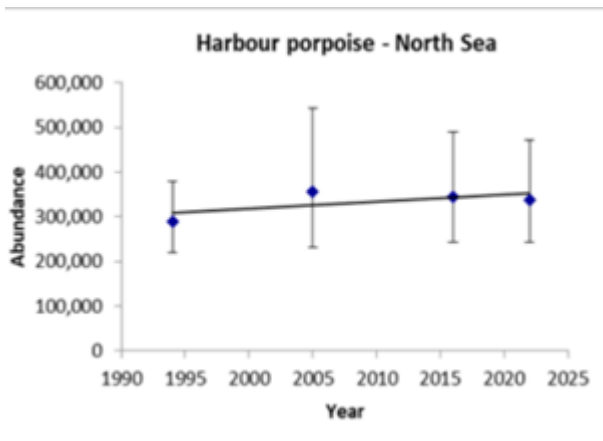
8.2.1.1 Populatiedynamica

De populatiedynamica van bruinvissen in de Noordzee wordt bepaald door de fundamentele parameters reproductie, mortaliteit, immigratie en emigratie. In het verleden was de bruinvis een algemene soort in het Nederlandse deel van de Noordzee. Vanaf de jaren zestig nam het aantal echter sterk af, om onbekende redenen. Sinds de jaren negentig nemen de aantallen bruinvissen op het gehele Nederlands Continentaal Plat (NCP) weer toe, hoewel deze stijgende trend sinds circa 2010 lijkt te zijn afgevlakt (CLO 2024). De bruinvis komt voor in de gehele Noordzee (*Figuur 8-1*), en hoewel de totale populatiegrootte in de regio recent relatief stabiel is gebleven—geschat op circa 339.000 individuen in de Grotere Noordzee in 2022 (Gilles et al. 2023), 345.000 in 2016 (Hammond et al. 2017) en 355.000 in 2005 (SCANS II 2006, Hammond et al. 2013, *Figuur 8-2*) is de verspreiding van de soort zeer dynamisch en verandert deze gedurende het seizoen (*Figuur 8-1*) en tussen jaren (Bijlage 2 en vergelijk *Figuur 8-1* met *Figuur 8-3*).

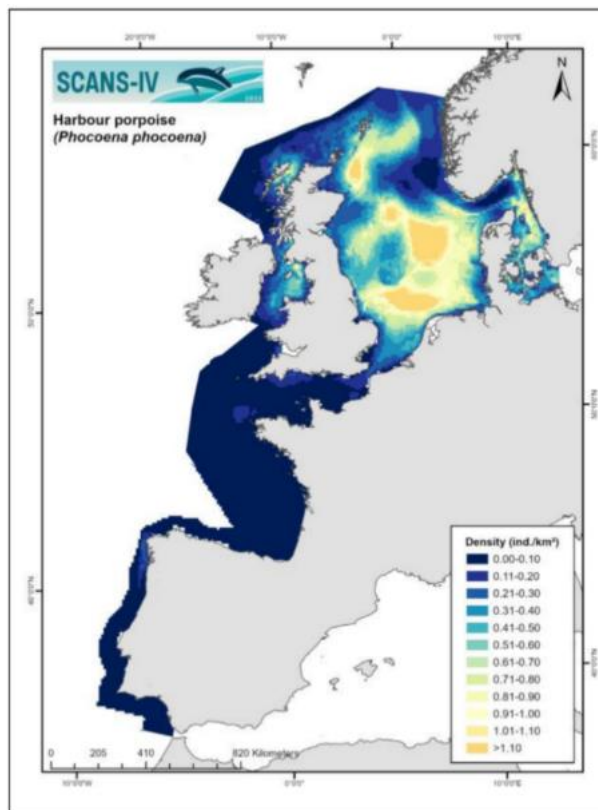
Sinds 1994 is er geen significante trend in aantallen waargenomen voor de Grotere Noordzee, maar de reeks van vier SCANS-surveys (vliegtuigtellingen) kan alleen jaarlijkse veranderingen van ten minste 0,88% detecteren (met 80% statistische betrouwbaarheid) (*Figuur 8.2b*).



Figuur 8-1 Voorspelde dichtheden van bruinvissen in de Noordzee in de lente (links, mrt–mei), zomer (midden, jun–aug) en herfst (rechts sep–nov), gebaseerd op visuele surveydata uit 2005–2013 (Gilles et al. 2016).



Figuur 8-2 Trendlijnen gefit op tijdreeksen van vier abundantie-schattingen voor bruinvissen in de gehele Noordzee. Geschatte jaarlijkse verandering = 0,51% (95% BI: -1,14; 2,20%), $p = 0,32$. Bron: Gilles et al. 2023)

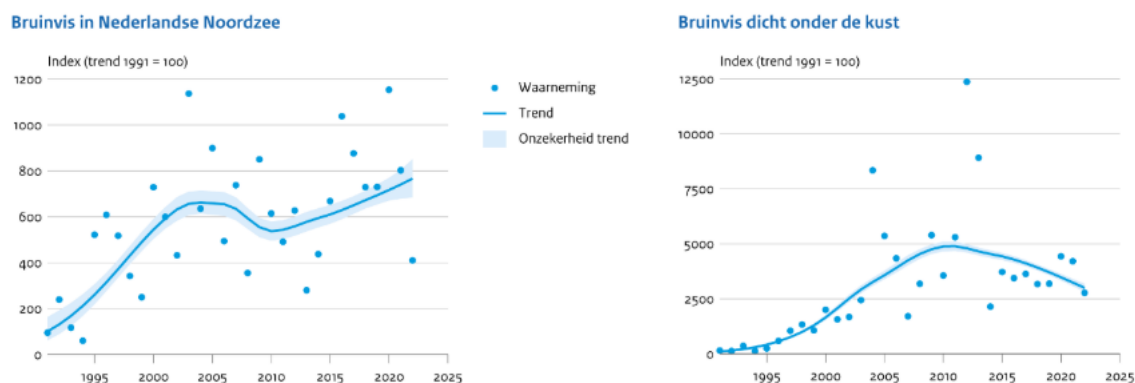


Figuur 8-3 Geschatte dichtheid van bruinvissen in de zomer in SCANS-IV (2022) (Gilles et al. 2025). Zie Bijlage A voor eerdere jaren.

Het SCANS-surveyblok "NSH", dat het Nederlandse deel van de Noordzee het beste benadert, leverde een geschat totaal van 55.691 dieren (BI = 33.836–87.685) in het Nederlandse deel van de Noordzee in 2022 (Gilles et al. 2023). Nationale vliegtuigtellingen vliegtuigtellingen uitgevoerd als onderdeel van het systematische zeevogelmonitoringsprogramma registreerden een toename in het aantal bruinvissen, met een gematigde stijging over de volledige tijdreeks en gedurende de afgelopen twaalf jaar (Figuur 8-4) (CLO 2024). Dit wijst op een grootschalige verschuiving naar het zuiden, wat in overeenstemming is met grootschalige vliegtuigtellingen (zie Bijlage 2) en een sterke toename van strandingen in de zuidelijke Noordzee sinds 2005 (IJsseldijk et al. 2020). De oostelijke Noordzee (oostelijk Duitse en noordelijke Nederlandse wateren) fungeert als belangrijk voortplantingsgebied met hoge dichtheden van gestrande neonaten. Mortaliteit vertoont sterke seizoenspatronen, met een piek in het vroege voorjaar (maart en april), met name onder juvenielen. Dit is waarschijnlijk het gevolg van een combinatie stress door voedingsbehoefte na het spenen en lage watertemperaturen (IJsseldijk et al. 2020).

De meest recente nationale survey specifiek gericht op bruinvissen in Nederland werd uitgevoerd in de zomer van 2019 (Geelhoed et al. 2020). Destijds werd het totale aantal bruinvissen op het Nederlands Continentaal Plat geschat op 38.911 individuen (BI = 20.791–76.822). Deze schatting viel binnen de bandbreedte van abundantie-schattingen sinds 2010, met een minimum van 25.998 (BI = 13.988–53.623 in 2010) en een maximum van 76.773 (BI = 43.414–154.265 in 2014). Omdat de betrouwbaarheidsintervallen overlappen, zijn de verschillen tussen jaren niet statistisch significant. De tijdreeks is echter relatief kort voor het detecteren van trends (2010–2019, 6 datapunten). Recente waarnemingen in de Nederlandse Noordzee wijzen op hogere dichtheden ten noorden van de Waddeneilanden en het Friese Front, terwijl aantallen dicht bij de Nederlandse kust (Noord-Holland) lijken af te nemen (Geelhoed 2024). Dit lijkt in lijn met grootschalige patronen tussen 2016 en 2022 (zie Bijlage 2).

Kustwaarnemingen geven aan dat langs de Nederlandse Noordzeekust bruinvissen over het algemeen talrijker zijn in de winter en minder in de zomer (wanneer zij zich waarschijnlijk verder op zee bewegen) (Camphuysen 2011). Deze gegevens zijn echter enigszins verouderd en patronen kunnen zijn veranderd.



Figuur 8-4 Trend van bruinvissen tijdens vliegtuigtellingen op het Nederlands Continentaal Plat (links) en geteld vanaf de kust (rechts), 1991–2022. Bron: MWTL & WMR, trektellen.nl

8.2.1.2 Bedreigingen en gevoeligheid voor verstoringen

De belangrijkste door de mens veroorzaakte bedreigingen voor bruinvissen in de Noordzee zijn onderwatergeluid, incidentele bijvangst (Noordzee-breed) en chemische verontreiniging (Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit 2020). Aanvullende bedreigingen—zoals afname van prooi-soorten en predatie door grijze zeehonden, hoewel dit laatste een natuurlijke doodsoorzaak is—kunnen de abundantie en verspreiding van bruinvissen aanzienlijk beïnvloeden. Dit benadrukt het belang van het bestuderen van cumulatieve effecten binnen de bredere context van het gehele ecosysteem (Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit 2020).

Gedragsverstoringen veroorzaakt door scheepsgeluid of andere verstoringen vertalen zich direct in significante energetische kosten en potentiële effecten op populatieniveau. Bruinvissen zijn 'income breedders' (dieren die vrijwel volledig afhankelijk zijn van energie die zij tijdens de reproductieperiode zelf verwerven—en niet van opgeslagen lichaamsreserves—voor het produceren en grootbrengen van hun jongen) (Chudzińska et al. 2024). Zij hebben een uitzonderlijk hoge stofwisselingssnelheid, waardoor een vrijwel constante voedselopname noodzakelijk is om in hun dagelijkse energiebehoefte te voorzien (Wisniewska et al. 2016, Rojano-Doñate et al. 2018, Rojano-Doñate et al. 2024) (hoewel dit door andere auteurs enigszins is genuanceerd¹³). Elke verstoring die het foerageren onderbreekt, zelfs voor korte perioden, kan daardoor snel leiden tot een negatieve energiebalans, resulterend in afname van lichaamsmassa, uitputting van essentiële vetreserves en verhoogde fysiologische stress (Kastelein et al. 2019b). Vierentwintig uur van bijna-vasten kan bijvoorbeeld leiden tot een verlies van 3,0% tot 5,4% van de lichaamsmassa (Kastelein et

¹³ Andere auteurs stellen dat sommige van deze studies biased zijn richting extremen (Hoekendijk et al. 2018) en dat bruinvissen kunnen compenseren voor vastenperiodes (2-24 uur) (Kastelein et al. 2019a, Booth 2020). Toch zijn ze het er allemaal over eens dat deze kleine endotherme zoogdieren zeer hoge metabole behoeften onder walvisachtigen vertonen.

al. 2019b). Booth (2020) benadrukt echter dat bruinvissen enige flexibiliteit hebben, en kunnen herstellen na korte perioden van verminderde foerageermogelijkheden indien energierijke prooien beschikbaar zijn.

Deze energetische stress vormt een belangrijk mechanisme dat individuele verstoring koppelt aan populatiedynamiek, met directe effecten op parameters zoals reproductie en overleving. Modellen zoals iPCoD¹⁴ of DEPONS¹⁵ kunnen worden gebruikt om dergelijke populatie-effecten te voorspellen (Nabe-Nielsen & Harwood 2016). Tot op heden zijn beide modellen voornamelijk toegepast in relatie tot de bouw van windparken (Nabe-Nielsen et al. 2018), maar in recentere projecten zal DEPONS bijvoorbeeld worden gebruikt om de effecten van scheepsgeluid op bruinvissen te onderzoeken (SATURN Project 2020). (Andere) modelgebaseerde analyses voorspellen dat chronische verstoring (bijvoorbeeld 300 dagen heien over een bouwperiode van twee jaar of 30 opeenvolgende dagen seismisch onderzoek) reproductie kan onderdrukken, wat kan leiden tot bijvoorbeeld abortus bij zwangere vrouwtjes, en de mortaliteit kan verhogen, met name bij kwetsbare kalfjes (Gallagher et al. 2021, Chudzińska et al. 2024). Deze modellen definiëren de ruimtelijke schaal van significante verstoring door industriële activiteiten, zoals heien en seismisch onderzoek, doorgaans als een straal van 30 km tot 40 km rond de geluidsbron. De gevolgen kunnen worden gekwantificeerd; één model schatte dat een herhaalde verstoringsreactie van 8 uur de jaarlijkse overleving van kalveren met 2,7% kan verminderen¹⁶ (Chudzińska et al. 2024).

Bewegings-ecologie beïnvloedt de mate waarin populaties zeezoogdieren gevoelig zijn voor verstoring (Aarts et al. 2016a, Chudzińska et al. 2024). Chudzińska et al. (2024) beschouwen bruinvissen als soorten met een groot verspreidingsgebied en lage plaats-getrouwheid, wat leidt tot een relatief gelijkmatige blootstelling aan verstoring op populatieniveau (in tegenstelling tot zeehonden, die sterker gebonden zijn aan specifieke rustplaatsen, wat resulteert in een ongelijkmatige blootstelling binnen de populatie). Telemetry studies tonen echter aan dat er variatie bestaat tussen individuen (zie sectie 8.3.2.1), en modellen met vrij bewegende dieren leveren andere resultaten op dan modellen met dieren die in een lokaal gebied blijven (Aarts et al. 2016a).

In Nederland bestaat geen juridisch vastgelegde verstoringsafstand voor bruinvissen, en potentiële verstoring wordt per geval beoordeeld op basis van geluidsniveaus, gevoeligheid en lokale omstandigheden, in plaats van vaste ruimtelijke buffers.

¹⁴ Interim Population Consequences of Disturbance.

¹⁵ Disturbance Effects of Noise on the Harbour Porpoise Population in the North Sea. Een model waarin populatiedynamiek voortkomt uit individuele "agenten" die foerageren, bewegen en reageren op hun omgeving, kan nuttig zijn om dergelijke populatie-effecten te voorspellen.

¹⁶ Bij het modelleren van menselijke druk beschouwen toezichhouders onder ASCOBANS bijvangst van <1% van de populatiegrootte als een tussentijdse voorzorgsmaatregel, terwijl niveaus >1,7% bijvangst als een onaanvaardbare interactie worden beschouwd (Owen 2022). Op basis hiervan is extra sterfte in de range van 1–2% al van beheersrisico, en waarden boven deze range kunnen verband houden met impact op populatieniveau. Daarom ligt 2,7% extra kalfsterfte binnen de range waar populatie effecten waarschijnlijk worden geacht volgens de ASCOBANS-richtlijnen.

8.2.2 Gewone zeehond

Gewone zeehonden behoren tot de Phocidae ('echte zeehonden') en zijn een van de meest wijdverspreide vinpotigen. Ze komen voor in kustgebieden van het noordelijk halfrond, van gematigde tot polaire regio's (Jefferson et al. 2015). Ze zijn in essentie niet-migrerend en zijn afhankelijk van rustplaatsen (haul-out sites) nabij de kust voor essentiële levensactiviteiten zoals rusten, zogen van jongen, thermoregulatie en bescherming tegen aquatische predatoren. Rustplaatsen worden vaak dagelijks gebruikt, hoewel meerdaagse foerageertochten voorkomen (Jefferson et al. 2015). Volwassen dieren bereiken een lengte tot 1,7 m (vrouwtjes) en 1,9 m (mannetjes). De geboortepiek ligt tussen april en juli (begin juni in Nederland), en vrouwtjes krijgen doorgaans één pup per jaar (Brasseur 2017). De lactatieduur varieert tussen 15 en 28 dagen. Gewone zeehonden kunnen tot 25 (mannetjes) en 38 (vrouwtjes) jaar oud worden (Brasseur & Reijnders 1997). Het zijn generalistische eters, die een grote variëteit aan vis, koppotigen en kreeftachtigen consumeren (het dieet wordt verder besproken in 8.3.2.3).

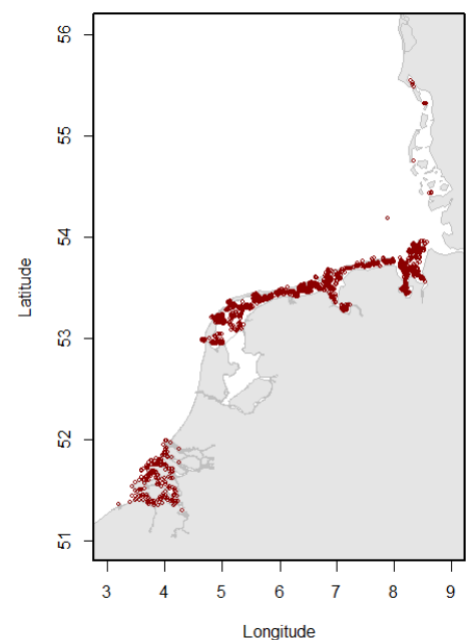
Hun rustplaatsen in Nederland zijn verspreid over de Waddenzee en het Deltagebied (*Figuur 8-5, Figuur 8-6*). De populatie gewone zeehonden herstelt zich langzaam van de jacht sinds 1980 (*Figuur 8-7*). In 2016 werd geschat dat circa 12.416 gewone zeehonden gebruikmaakten van Nederlandse wateren (Aarts et al. 2016b). De meest recente tellingen leverden 7.285 getelde dieren op in de Nederlandse Waddenzee (2025) en 1.738 in de Delta (augustus 2023)¹⁷ (Hoekstein et al. 2025, Galatius et al. 2025) (*Figuur 8-5*). Meer dan 60% van hun foerageertochten vindt plaats binnen 10 km van hun rustplaatsen, hoewel 1% verder zwemt dan 100 km (Brasseur 2017).

8.2.2.1 Populatiedynamica

De populatiedynamiek van gewone zeehonden wordt gekenmerkt door sterke fluctuaties, met name twee epizoötiën¹⁸ van het Phocine Distemper Virus (PDV) in 1988 en 2002, die elk meer dan 50% van de populatie deden sterven (Brasseur 2017, en referenties daarin). Hoewel de populatie na de PDV-gebeurtenissen groeide met een snelheid die dicht bij de intrinsieke groeisnelheid van 13% lag (Härkönen et al. 2002), is de groei recent vertraagd (sinds circa 2012) en is deze sinds 2020 zelfs afgenomen in de Waddenzee (Galatius et al. 2025). Opvallend is dat het aantal pups en het percentage pups is toegenomen, met het hoogste puppercentage in 2025 (Galatius et al. 2025).

Schleswig-Holstein blijft het belangrijkste gebied voor de productie van zeehondenpups en is verantwoordelijk voor 35% tot 55% van alle pups die in de Waddenzee worden geboren (Brasseur 2017). Daarnaast vertonen gewone zeehonden in de Waddenzee een verschuiving in de voortplantingsfenologie, waarbij de geboortepiek drieënhalve week eerder plaatsvindt dan in de jaren zeventig (Reijnders et al. 2010). De afname in het totaal aantal getelde gewone zeehonden ondanks hoge aantallen pups kan wijzen op veranderingen in de leeftijdsstructuur van de populatie of aangepast rustgedrag tijdens de rui.

Omgevingsdrukken—zoals klimaatverandering of verminderde voedselbeschikbaarheid—kunnen zeehonden dwingen meer tijd op zee door te brengen om te foerageren (waardoor de kans toeneemt dat zij tijdens tellingen worden gemist) (Galatius et al. 2025). Er is geen bewijs voor massamigratie of massale sterfte-incidenten in de bredere Noordzee (ICES 2024). Gegevens over strandingen of pathologie van gewone zeehonden worden niet structureel verzameld, wat de kennis over (veranderingen in) doodsoorzaken beperkt. Mogelijk spelen beperkte voedselbronnen en competitie met bruinvissen en rekoloniserende grijze zeehonden een rol. Gewone zeehonden vertonen een grote overlap in prooi-soorten met grijze zeehonden, en enige (maar minder) overlap met bruinvissen (Heße 2024). Interacties tussen de drie toppredatoren zijn het

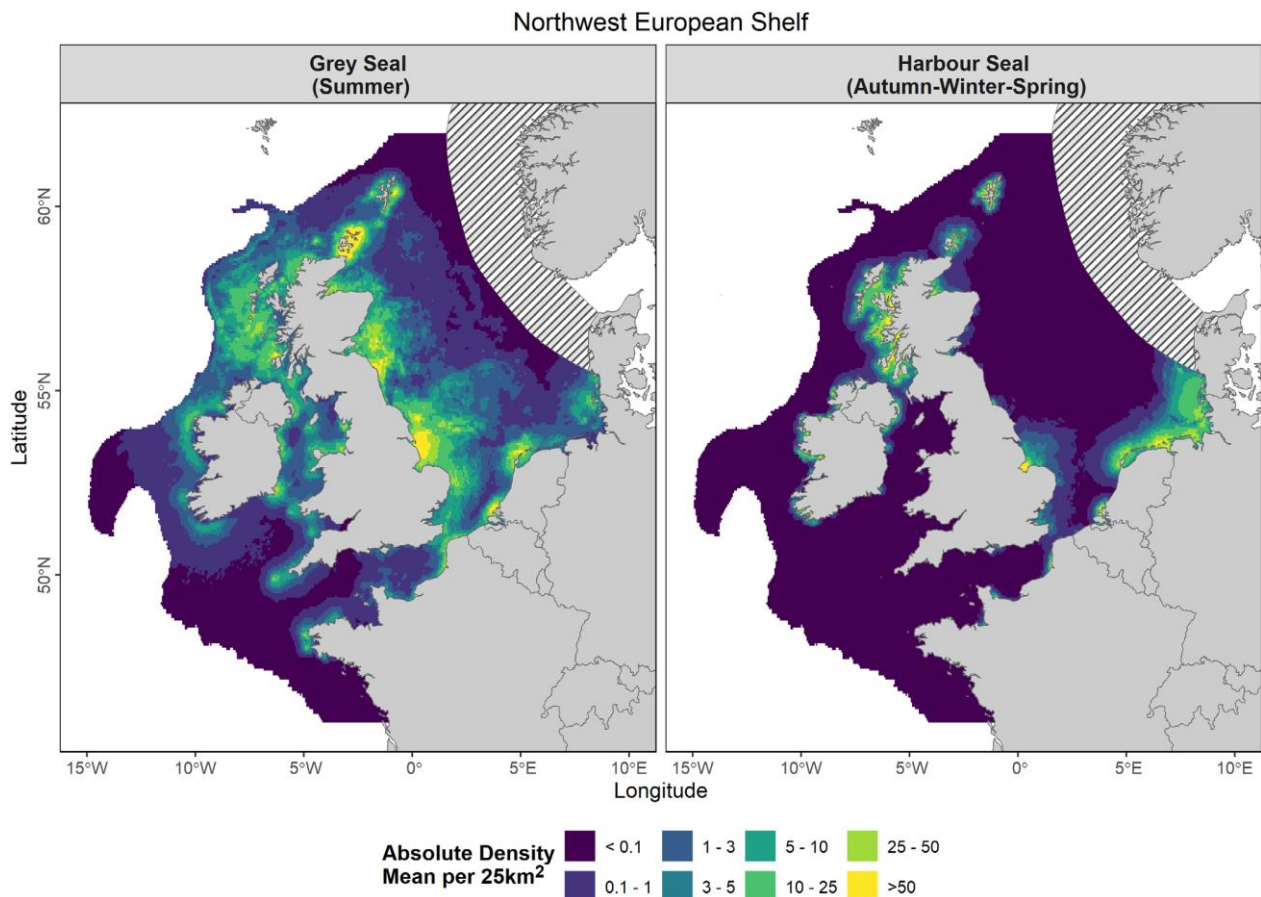


Figuur 8-5 Verspreiding van alle bekende rustplaatsen van gewone zeehonden (Aarts et al. 2016b).

¹⁷ Dit zijn onderschattingen: alleen de dieren die op de zandbanken zitten worden geteld, die, afhankelijk van het seizoen, een groot percentage van de populatie kunnen uitmaken, maar niet de totale populatie zullen vormen.

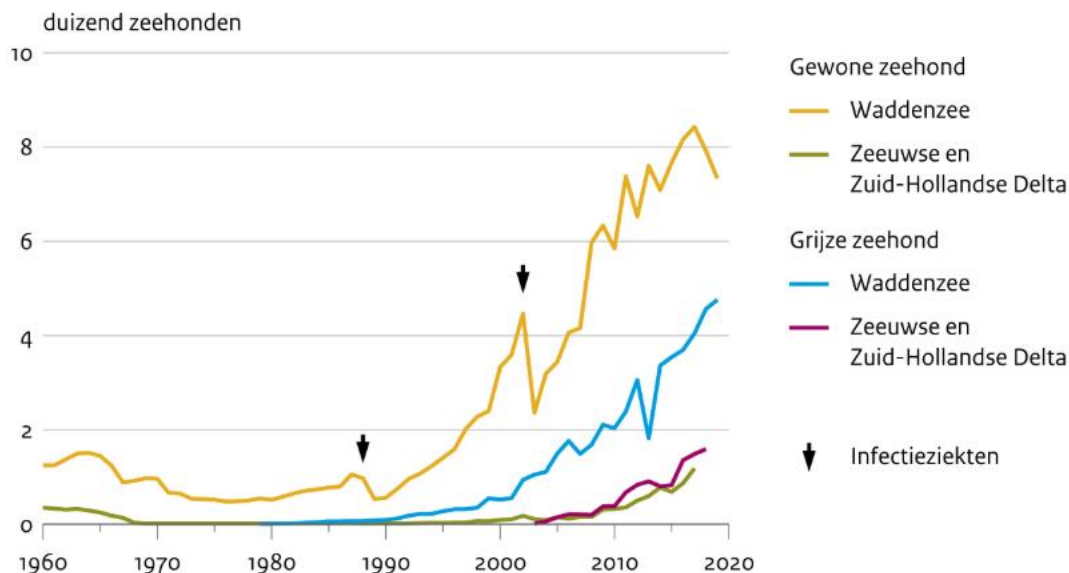
¹⁸ Epidemie onder niet-menselijke dieren

sterkst voor demersale rondvis, platvis, grondels en zandspiering (Heße 2024), en competitie met met name grijze zeehonden wordt genoemd als een waarschijnlijke factor in de afname van gewone zeehonden (Wilson & Hammond 2019, Planque et al. 2021, Heße 2024). Daarnaast kan incidentele predatie door of fatale interacties met individuele grijze zeehonden (zie referenties in Galatius et al. 2025) bijdragen aan een lage overleving van pups. Opvallend is dat gebieden met meer grijze zeehonden (bijv. westelijke Nederlandse Waddenzee) geen overeenkomstige afname van gewone zeehonden vertonen. Toenemende menselijke activiteit in de Noordzee—zoals grootschalige offshore windparken en intensieve visserij—kan eveneens invloed hebben op gewone zeehonden door veranderingen in habitatkwaliteit, vermindering van prooibeschikbaarheid, bijvangst en verstoring van sedimenten. Effecten zijn echter complex: sommige individuele zeehonden maken juist actief gebruik van offshore structuren als foerageermogelijkheden (zie referenties in Galatius et al. 2025). Over het geheel genomen is een beter begrip van de mechanismen achter de combinatie van toenemende pup-productie en afnemende totale aantallen dringend noodzakelijk (Galatius et al. 2025).



Figuur 8-6 Verspreiding op zee van grijze en gewone zeehonden op de Noordwest-Europese Continentale Plaat tijdens het studieseizoen. Waarden tonen de gemiddelde schatting, geschaald naar de absolute dichtheid (aantal individuen gemiddeld over de getijdencyclus) per 5 km cel, gebaseerd op de geschatte populatiegrootte op zee in 2023 (van Carter et al., 2026).

Aantal zeehonden



Bron: Wageningen Marine Research; Delta Projectmanagement
in opdracht van RWS/Provincie Zeeland

WUR/jul20
www.clo.nl/123117

Figuur 8-7 Zeehondenaantallen in Nederland (Compendium voor de Leefomgeving 2020).

8.2.2.2 Bedreigingen en gevoeligheid voor verstoringen

De populatie gewone zeehonden in de Waddenzee is de afgelopen decennia grotendeels hersteld, maar de snelle toename van menselijke activiteiten in de Noordzee—zoals de ontwikkeling van offshore windparken, scheepvaart, onderwatergeluid, zandwinning en afnemende visbestanden—kan de (kwaliteit van) foerageergebieden beïnvloeden. In de Waddenzee dragen toerisme, visserij, baggerwerkzaamheden, vervuiling en watersport hier verder aan bij, en beïnvloeden waarschijnlijk het foerageergedrag, de verspreiding en het gedrag van zeehonden. Verwacht wordt dat klimaatverandering de beschikbaarheid van prooien, competitie en ziektedynamiek verder zal veranderen, wat extra ecologische druk op de populatie legt (Common Wadden Sea Secretariat 2022). Gezamenlijk lijken deze drukfactoren de draagkracht van het gebied voor de gewone zeehond te verminderen.

Gewone zeehonden gebruiken een gemengde voortplantingsstrategie (in tegenstelling tot bruinvissen), waarbij foerageren tijdens de reproductie wordt gecombineerd met opgeslagen reserves. Dit maakt hen kwetsbaar tijdens de voortplantingsperiode; verstoring kan leiden tot scheiding tussen moeder en pup, wat resulteert in verhoogde pupsterfte door verhongering, vooral wanneer voedsel beperkt is. Gewone zeehonden zijn 'central-place foragers' (dieren die herhaaldelijk terugkeren naar een vaste locatie—de centrale plaats—tussen foerageertochten) en zijn gebonden aan specifieke rustplaatsen, wat leidt tot een sterk ongelijkmatige blootstelling: een klein deel van de populatie nabij drukke gebieden ervaart intense, chronische verstoring, terwijl het merendeel minimaal wordt beïnvloed (Chudzińska et al. 2024). Chudzińska et al. (2024) gebruikten bio-energetische modellen om aan te tonen dat verstoring door geluid van offshore windparkconstructie kan leiden tot een tijdelijke afname in energieopname. Hoewel de studie zich richt op windparkconstructie, is het onderliggende bio-energetische kader gericht op de biologische gevolgen van verstoord foerageren en daarmee ook relevant voor andere vormen van verstoring. Hoge niveaus van verstoring kunnen bij gewone zeehonden leiden tot een aanzienlijke toename van pupsterfte door verhongering, met name in populaties die al voedselbeperkt zijn. De modellen van Chudzińska (2024) lieten echter geen significant effect zien op geboortecijfers, hoewel de auteurs aangeven dat dit niet moet worden geïnterpreteerd als bewijs dat gewone zeehonden immuun zijn voor dergelijke effecten. Het kan er echter op wijzen dat de grootste risico's niet zozeer liggen in verstoring op open water (tijdens zandwinning), maar eerder tijdens transport wanneer sleephopperzuigers (TSHD's) langs rustplaatsen varen.

In tegenstelling tot bruinvissen bestaan er voor zeehonden wel operationele verstoringsafstanden die formeel worden toegepast in het Nederlandse beheer en vergunningverlening, hoewel deze uitsluitend betrekking hebben op rustplaatsen. Voor rustende gewone (en grijze) zeehonden op intergetijdde zandbanken hanteren Nederlandse autoriteiten en Rijkswaterstaat een standaard voorzorgsbuffer van 1200m voor zandwinnings- en zandtransportvaartuigen om verstoring van rustgedrag te voorkomen (Rijkswaterstaat 2026). Daarnaast is het tijdens de werp- en zoogperiode (mei-juli) niet toegestaan dat zandtransporterende schepen langs zandbanken varen waar pups aanwezig zijn. Hiervoor is echter geen specifieke afstand vastgesteld. Deze regels zijn ook opgenomen in de beheerplannen van de relevante Natura 2000-gebieden: Voordelta, Noordzeekustzone, Westerschelde & Saeftinghe. Er wordt echter ook vermeld dat "soms de enige mogelijke transportroute zeer dicht langs een intergetijdde zandbank loopt waar zeehonden rusten, en het niet altijd mogelijk is om de voorgeschreven afstand van 1200 m aan te houden" (Rijkswaterstaat 2026). In dergelijke gevallen wordt met het ministerie van LNVV afgestemd hoe de verstoring met aanvullende op locatie afgestemde maatregelen zo klein mogelijk gehouden kan worden (T. Koppenol, pers. com. 2026). Ook in Didderen & Bouma (2012) wordt opgemerkt dat de 1200 m niet haalbaar is op de onderzochte locatie (nabij Renesse, Zeeland), evenals op andere locaties in Natura 2000-gebieden (Bouma et al. 2010, 2012). Verstoring tijdens het spenen kan leiden tot sterfte van pups. In de huidige Beleidsregels zandwinning en de Omgevingswet⁸ is de verstoringsafstand verdwenen¹⁹. Ook in het natuurdeel van de Omgevingswet wordt deze niet expliciet gemaakt. Beleid over waar bescherming van zeehondenpups noodzakelijk is dient te worden ontwikkeld, in afstemming met andere gebruikers.

8.2.3 Grijze zeehond

Grijze zeehonden, eveneens Phocidae, komen uitsluitend voor in de Noord-Atlantische Oceaan²⁰ (*Figuur 8-6*) en zijn groter dan gewone zeehonden (gemiddeld 2 m voor mannetjes en 1,8 m voor vrouwtjes in de oostelijke Noord-Atlantische Oceaan²¹) (Jefferson et al. 2015). Net als gewone zeehonden zijn zij afhankelijk van rustplaatsen op land, waar zij in grote groepen liggen. De meeste grijze zeehonden in Nederland rusten op zandbanken tussen Vlieland en Terschelling (Belgische Plaat — ten noordwesten van de Engelse Hoek — en de Engelse Hoek) en op de Razende Bol. Daarnaast komen zij in kleinere aantallen voor in andere delen van de Waddenzee. Tijdens het werpseizoen (nov-jan) rusten zij voornamelijk op Richel en Griend om te werpen en hun pups te zogen (J. Schop, pers. comm. 2026). Hierbij dient te worden opgemerkt dat hun rustlocaties minder talrijk zijn dan die van gewone zeehonden (J. Schop, pers. comm. 2026).

Op zee leven grijze zeehonden solitair. Net als bij gewone zeehonden vindt het merendeel van de foerageertochten—meer dan 60%—plaats binnen 10 km van hun rustplaatsen, hoewel een iets groter deel van hun tochten (3% tegenover 1% bij gewone zeehonden) verder dan 100 km kan reiken. Grijze zeehonden worden doorgaans 25 tot 35 jaar oud (NOAA Fisheries). De draagtijd bedraagt ongeveer 9 maanden met een implantatievertraging van 2 maanden, en de geboortepiek (meestal één pup) valt in Nederland in december (Brasseur 2017). De lactatie duurt 16–21 dagen. Na de lactatie voeden grijze zeehonden zich met een grote variëteit aan bentische en demersale prooien, maar incidenteel ook met scholenvissen en zelfs vogels en zeezoogdieren (Jefferson et al. 2015). Recent is predatie op gewone zeehonden en bruinvissen in de Noordzee vastgesteld (Leopold et al. 2015, Van Neer et al. 2015).

Na eeuwen afwezigheid door jacht hebben grijze zeehonden sinds de jaren tachtig de Nederlandse Waddenzee geleidelijk opnieuw gekoloniseerd en zich verder verspreid naar de Duitse Waddenzee, Helgoland en Noord-Frankrijk (Brasseur 2017 en referenties daarin) (*Figuur 8.2g*). Sinds de jaren 2000 komt de soort ook voor in het Nederlandse Deltagebied. De aantallen in de Nederlandse Waddenzee zijn exponentieel gegroeid van enkele dwaalgasten in de jaren tachtig tot 8.638 individuen geteld tijdens de rui in 2025 (Brasseur 2017, Schop et al. 2025). Evenzo zijn de aantallen in de Nederlandse Delta sterk toegenomen van circa 0 tot 2003 tot ongeveer 1.600 in 2020 (*Figuur 8.2g*). In maart 2024 werden 2.901 grijze zeehonden geteld in de Delta (Hoekstein et al. 2025).

¹⁹ wetten.nl - Regeling - Beleidsregels ontgrondingen in rijkswateren 2022 - BWBR0046536 bekeken op 27-03-2026.

²⁰ De Atlantische ondersoort (er bestaat ook de Oostzee-ondersoort) bestaat uit twee deels geïsoleerde bestanden: een westelijke Atlantische populatie gecentreerd rond het noordoosten van Noord-Amerika, met Sable Island (Nova Scotia) als belangrijke broedplaats, en een oostelijke Atlantische populatie verspreid over IJsland, de Faeröer-eilanden, Noorwegen, het Verenigd Koninkrijk en Ierland.

²¹ Dieren in de westelijke Noord-Atlantische Oceaan zijn over het algemeen groter dan de oostelijke populatie.

8.2.3.1 Populatiedynamiek

De populatiedynamiek van grijze zeehonden wordt gekenmerkt door snelle groei, gevoed door immigratie vanuit grote kolonies aan de oostkust van het Verenigd Koninkrijk (Brasseur 2017). De jaarlijkse groeisnelheid van pupaantallen in de Nederlandse Waddenzee bedroeg circa 19% in de periode 1985–2013, wat aanzienlijk hoger is dan de maximale groeisnelheid van 11% die wordt verwacht voor een gesloten populatie (Brasseur 2017 en referenties daarin). In 2025 nam het aantal pups in de Waddenzee toe met 17,6% ten opzichte van 2024 (Schop et al. 2025). De populatie bestaat uit residente en passerende individuen, waarbij lokale individuen zich voortplanten in Nederlandse wateren, terwijl passerende individuen in het gebied foerageren maar terugkeren naar andere regio's, zoals het Verenigd Koninkrijk, om zich voort te planten (Brasseur 2017). De totale populatie in de noordoostelijke Atlantische Oceaan²⁰ werd in 2016 geschat op 66.000 individuen en neemt toe (Bowen 2016).

8.2.3.2 Bedreigingen en gevoeligheid voor verstoringen

Voor grijze zeehonden zijn de bedreigingen over het algemeen vergelijkbaar met die voor gewone zeehonden: ontwikkeling van offshore windparken, scheepvaart, onderwatergeluid, zandwinning, afnemende visbestanden, toerisme, baggerwerkzaamheden, vervuiling, watersport en klimaatverandering (Common Wadden Sea Secretariat 2022).

Grijze zeehonden zijn 'pure capital breeders', wat betekent dat zij tijdens de voortplantingsperiode vasten en vrijwel volledig afhankelijk zijn van energie die voorafgaand aan deze periode in het lichaam is opgeslagen. De dieren verblijven enkele weken op land om hun pups te zogen met behulp van opgeslagen vetreserves. Dieren op land worden niet beïnvloed door onderwatergeluid; zwangere vrouwtjes moeten echter eerst de rustplaatsen bereiken, en niet alle dieren werpen gelijktijdig. Daarnaast arriveren mannetjes doorgaans iets later bij de rustplaatsen om vrouwtjes te bevruchten die hun pups hebben gespeend. Hierdoor worden grijze zeehonden tijdens het voortplantingsseizoen waarschijnlijk ook blootgesteld aan onderwatergeluid in de nabijheid van hun rustplaatsen. Buiten de voortplantings- en ruiperiode verspreiden grijze zeehonden zich verder offshore, maar zij zijn kwetsbaar in de zomer wanneer zij reserves moeten opbouwen voor de voortplantingsperiode en 'beslissen' of zij de zwangerschap voortzetten op basis van hun energiereserves (Chudzińska et al. 2024) — verstoring kan dan leiden tot lagere geboortecijfers en hogere sterfte onder nakomelingen. Net als gewone zeehonden zijn grijze zeehonden 'central-place foragers' die gebonden zijn aan specifieke rustplaatsen, wat resulteert in een sterk ongelijkmatige blootstelling, waarbij een klein deel van de populatie nabij drukke gebieden intensieve, chronische verstoring ervaart terwijl het merendeel minimaal wordt beïnvloed (Chudzińska et al. 2024). Voor grijze zeehonden berekende de studie dat verhongering van nakomelingen een kritisch risico vormt, aangezien de mortaliteit in het eerste levensjaar circa 90% bedraagt voor de Britse populatie, waardoor zelfs kleine extra verstoring grote effecten op cohorten kan hebben. Grijze zeehonden vertonen daarnaast een significante afname in geboortecijfers bij verstoring (Chudzińska et al. 2024).

Net als voor gewone zeehonden schrijft Rijkswaterstaat voor dat vaartuigen betrokken bij zandwinning en -transport "ten minste 1200 m afstand houden tot rustplaatsen" om verstoring van volwassen dieren en kwetsbare pups tijdens voortplantings- en ruiperiodes te voorkomen. Tijdens het werp- en zoogseizoen (december–januari) mogen zandtransporterende schepen niet langs zandbanken varen waar zeehondenpups aanwezig zijn, maar er is geen specifieke afstand vastgesteld en soms moeten schepen toch dicht langs intergetijdenzandbanken varen wanneer er geen alternatieve route beschikbaar is (Rijkswaterstaat 2026). In dergelijke gevallen wordt met LVVN afgestemd hoe de verstoring met aanvullende op locatie afgestemde maatregelen zo klein mogelijk gehouden kan worden (T. Koppenol, pers. com. 2026).

8.3 Effecten van zandwinning op geselecteerde zeezoogdiersoorten

Potentiële effecten van zandwinning op zeezoogdieren kunnen worden onderverdeeld in directe en indirecte effecten (Todd et al. 2015, Tabel 8-2). Directe (fysieke) effecten omvatten het vermijden van het gebied, een risico op aanvaringen met schepen en potentiële gehoorschade door continu industrieel geluid (Todd et al. 2015 en referenties daarin). Akoestische interferentie veroorzaakt frequent het maskeren van communicatiesignalen en gedragsveranderingen zoals gebiedsmijding (Todd et al. 2015 en referenties daarin). Daarnaast kan verhoogde troebelheid een effect hebben op de jachtcapaciteit (Todd et al. 2015 en referenties daarin). Volgens Todd et al. (2015) omvatten indirecte consequenties habitatdegradatie en verminderde prooibeschikbaarheid door sedimentatie en opzuiging. Bovendien kunnen verstoorde sedimenten contaminanten remobiliseren die accumuleren in de voedselketen. Dit heeft potentiële effecten op de gezondheid van zoogdieren op de lange termijn, hoewel het gebruik van verontreinigde zanden in Nederland verboden is. Enkele mogelijke positieve effecten omvatten kortdurende nutriëntenverrijking of het gebruik van gemodificeerde zeebodempogografie ter ondersteuning van de jacht (Todd et al. 2015).

Tabel 8-2 Samenvatting van de potentiële druk-effectrelaties van zandwinning voor de drie geselecteerde zeezoogdiersoorten. Todd et al. (2015) is gebruikt als basis voor de verschillende effecten. De prioritering is gebaseerd op expert-beoordeling; de verschillende drukken zijn gerangschikt op basis van blootstelling × aantallen, effect op het energiebudget en persistentie. Deze review richtte zich voornamelijk op de 'hoge' drukken, hoewel de overige ook worden besproken.

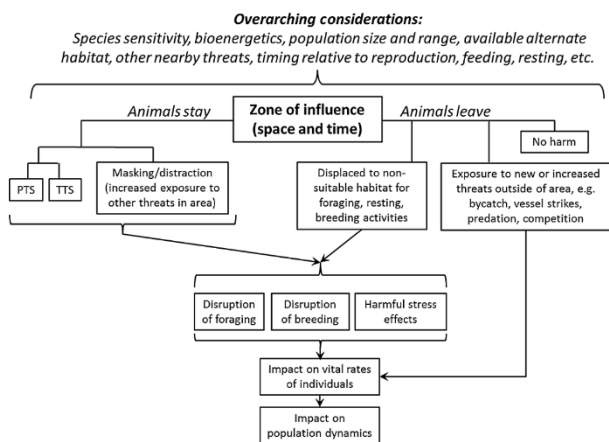
Type effect	Druk	Effect	Potentiële effecten op zeezoogdieren	Waarschijnlijke ruimtelijke en temporele schaal	Prioriteit voor dit rapport	Rationale
Direct	Aanwezigheid /beweging van schepen	Verstoring	Gedragsveranderingen, aanvaringen	Waarschijnlijk lokaal, korte termijn maar effecten kunnen langdurig zijn	Hoog	Geluid van scheepvaart staat bekend als verstorend, schepen worden vaak vermeden
Direct	Geluid	Verstoring	Gehoorschade (TTS/PTS), maskeren, gedragsveranderingen	Waarschijnlijk lokaal, korte termijn maar effecten kunnen langdurig zijn	Hoog	Soorten zijn zeer gevoelig voor geluid, en geluid plant zich ver voort
Direct	Troebelheid	Verstoring	Mogelijk effect op jachtvermogen	Waarschijnlijk lokaal, korte termijn	Laag	Soorten zijn gewend te jagen in troebel water (bijv. Waddenzee)
Indirect	Habitatverandering	Habitatverandering/degradatie	Gedragsveranderingen, verlies van ecologisch belangrijke habitats	Waarschijnlijk lokaal, langere termijn	Laag	Soorten hebben grote leefgebieden en kunnen waarschijnlijk uitwijken. Dit kan echter energiekosten verhogen. Zeehonden vertonen bovendien plaatsgetrouwheid nabij rustplaatsen. Omvang van impact hangt af van aangetast habitat, geschiktheid en beschikbare alternatieven
Indirect	Remobilisatie van contaminanten	Toegenomen contaminanten belasting	Onderdrukking van het immuunsysteem, ziekte-uitbraken, reproductieve effecten, ontwikkelingseffecten en endocriene verstoring (bij hoge concentraties)	Waarschijnlijk lokaal	Laag	Waarschijnlijk lokaal effect, uitgaande van zandwinning in 'schone' gebieden. Cumulatie kan echter een probleem zijn
Indirect	Opzuiging (verwijdering van prooi)	Veranderde prooibeschikbaarheid	Afname in prooiaantallen of overleving, veranderingen in gemeenschap- of populatiestructuur	Lokaal, korte termijn	Laag	Effect lokaal, soorten hebben grote leefgebieden en kunnen elders foerageren. Tenzij het een hotspot betreft voor een voorkeursprooi. Verplaatsing kan energiekosten verhogen

Indirect	Geluid (effect op prooi)		Gedragveranderingen in prooi	Lokaal tot regionaal effect, korte termijn	Middel/Laag	Geluid plant zich voort, kan vissen beïnvloeden en daarmee prooibeschikbaarheid op grotere schaal
Indirect	Sedimentveranderingen		Gedragveranderingen in prooi, effecten op voortplanting van prooi, verandering in prooigemeenschap of populatiestructuur	Waarschijnlijk lokaal, langere termijn	Laag	Waarschijnlijk lokaal, soorten hebben grote leefgebieden en kunnen elders foerageren. Tenzij hotspot voor voorkeursprooi. Verplaatsing kan energiekosten verhogen
Indirect	Toename van gesuspendeerd sediment		Verandering in prooigemeenschapsstructuur, effecten op overlevingskansen van prooi	Waarschijnlijk lokaal, korte termijn	Laag	Waarschijnlijk lokaal, soorten hebben grote leefgebieden en kunnen elders foerageren. Tenzij hotspot voor voorkeursprooi. Verplaatsing kan energiekosten verhogen

8.3.1 Directe effecten

8.3.1.1 Geluid & aanwezigheid van schepen

Antropogeen (door de mens veroorzaakt) geluid van activiteiten zoals scheepvaart, bouw en grondstoffenexploratie vormt een significante fysiologische stressor voor akoestisch gevoelige mariene soorten. Todd et al. (2015) vatten in hun review samen dat geluid in het mariene milieu zowel tijdelijk (TTS) als permanent (PTS) gehoorverlies kan veroorzaken bij zeezoogdieren, waarbij PTS wordt beschouwd als een gehoorbeschadiging. Geluid kan ook leiden tot akoestische maskering, waardoor dieren hun communicatie moeten aanpassen en mogelijk belangrijke gedragingen gerelateerd aan voortplanting worden verstoord. Gedragmatige verstoring door geluid kan ver van de bron optreden en kan de tijd besteed aan foerageren of rusten verminderen, wat de energiebalans beïnvloedt. Daarnaast kan geluid stress veroorzaken, wat de foerageerefficiëntie kan verlagen en de kwetsbaarheid voor ziekten en toxines kan vergroten (Todd et al. 2015). Forney et al. (2017) vatten al deze effecten grafisch samen in een inzichtelijk raamwerk (Figuur 8-8).



Figuur 8-8 Raamwerk voor het evalueren van hoe geluid van menselijke activiteiten zeezoogdieren kan beïnvloeden. PTS = permanente drempelverschuiving; TTS = tijdelijke drempelverschuiving (Forney et al. 2017).

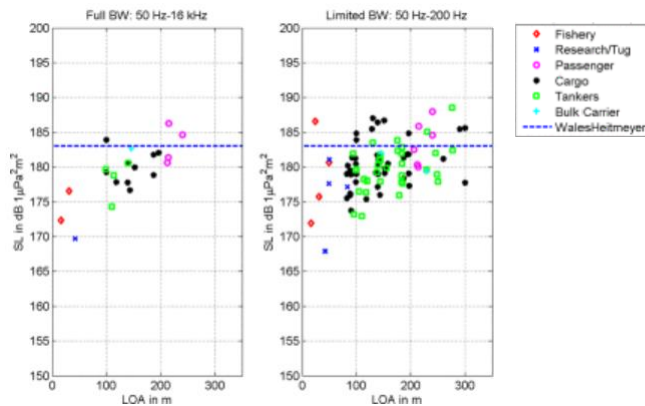
Karakterisering van geluid van zandwinningsactiviteiten

Het onderwatergeluid van een 'Trailing Suction Hopper Dredger' (TSHD – de schepen die in Nederland worden gebruikt) bestaat uit twee componenten: het baggeren (zowel geluid van de pomp als van het materiaal dat door de zuigbuis omhooggaat) en het manoeuvreren (geluid van motor en cavitatie van de schroef) (Heinis et al. 2013, de Jong et al. 2016, McQueen et al. 2020). Onderwatergeluid dat wordt geproduceerd tijdens mariene delfstoffenwinning en baggeren wordt over het algemeen gekarakteriseerd als continu en niet-impulsief, wat het onderscheidt van de hoge-intensiteit geluidsdruk die gepaard gaat met activiteiten zoals heien (Todd et al. 2015, McQueen et al. 2020).

Akoestische energie tijdens baggeren of zandzuigen is voornamelijk geconcentreerd in lage frequentiebanden onder 1 kHz, hoewel bandbreedtes aanzienlijk kunnen variëren afhankelijk van het sedimenttype en het winningsproces, waarbij sommige apparatuur hoorbaar geluid produceert over drie decennia aan frequenties, van 20 Hz tot 40 kHz of zelfs 100 kHz (Nedwell et al. 2010, Clement 2017, Folegot et al. 2024). Deze emissies worden doorgaans onderverdeeld in machineriegeluid (10–100 Hz), afkomstig van tonale componenten van interne pompen, motoren en schroeven, en breedband stromingsgeluid (>100 Hz), een "sissend" geluid veroorzaakt door wrijving van zand en grind in de zuigbuis (Nedwell et al. 2010).

TSHD's worden consequent geïdentificeerd als de luidste scheepstypen die worden gebruikt bij zandwinning, met maximale breedband bronniveaus die typisch variëren van 124 tot 192 dB re 1 µPa-m (Tillin et al. 2011,

Heinis et al. 2013, Reine et al. 2014, de Jong et al. 2016, Clement 2017, McQueen et al. 2020)²² (Figuur 8-9). Dit is vergelijkbaar met andere grote schepen, zoals vissersschepen (174 dB), onderzoeks-/sleepboten (170 dB), passagiersschepen (183 dB), vrachtschepen (179 dB), tankers (178 dB) en bulkcarriers (183 dB) (Jansen & de Jong 2017) (Figuur 8-9).

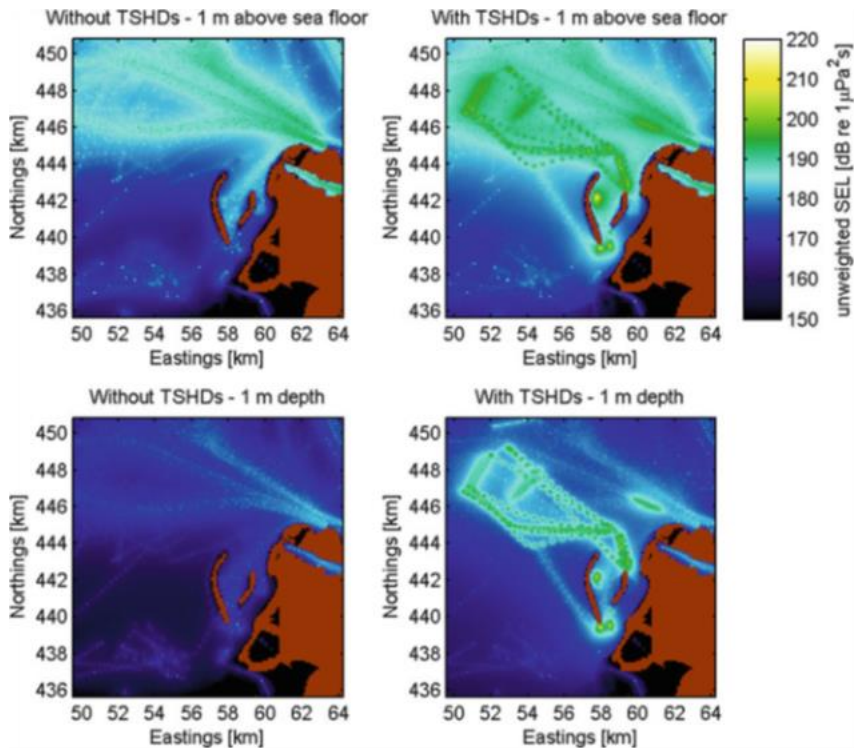


Figuur 8-9 Breedband bronniveaus (voor een bron-diepte van 6 m) over volledige bandbreedte (links) en beperkte bandbreedte (rechts) voor verschillende scheepstypen als functie van de totale scheepslengte (LOA) (Jansen & de Jong 2017).

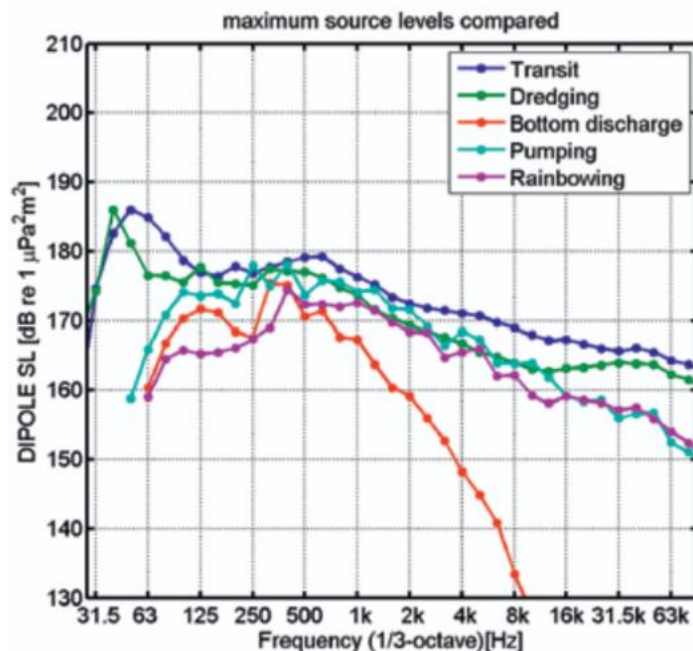
Binnen de operationele baggercyclus genereert transport met hoge snelheid (9–17 knopen, van en naar de winningslocatie²³) de hoogste geluidsniveaus, voornamelijk door cavitatie van de schroef, terwijl pompen aan land en vooroeversuppletie stiller zijn (Figuur 8-10, Figuur 8-11) (Heinis et al. 2013, de Jong et al. 2016, McQueen et al. 2020). Figuur 8-10 laat zien dat TSHD's vaste routes hebben tussen de zandwinningslocatie en de plaats van toepassing (suppletie of haven). Deze antropogene bijdragen worden vaak geëvalueerd ten opzichte van achtergrondgeluidsniveaus, die in drukke kust- of havenomgevingen vaak gemiddeld tussen 117 en 139 dB re 1 μPa liggen (de Jong et al. 2016, Clement 2017, McQueen et al. 2020). Het gemodelleerde achtergrondgeluid van een niet-verstoorde Noordzee (gerepresenteerd door gemodelleerd windgeluid) ligt tussen 95 en 105 SPL in dB re 1 μPa^2 (de Jong et al. 2022).

²² Daarentegen worden mechanische methoden zoals backhoe dredging (BHD en ploegen gekenmerkt door een lagere akoestische intensiteit, vaak gedomineerd door het geluid van de ondersteunende sleepboot of de voortstuwing van het vaartuig, waarbij de BHD-bronniveaus worden geschat tussen 152 en 162 dB per 1 μPa op 1 m (McQueen et al. 2020, Hearty & Glynn 2025, Morgan 2025).

²³ In tegenstelling tot de 2-4 knopen tijdens het baggeren zelf.



Figuur 8-10 Geluidskaarten die het 24-uurs cumulatieve ongewogen breedband geluidsblootstellingsniveau (SEL) tonen, gegenereerd door reguliere scheepvaart (links) en door reguliere scheepvaart gecombineerd met trailing suction hopper dredgers (TSHD's; rechts). Kaarten worden weergegeven voor twee dieptes: 1 meter boven de zeebodem (boven) en 1 meter onder het zeeoppervlak (onder). De bruine gebieden representeren het land van de bestaande Maasvlakte en de geplande contouren van Maasvlakte 2 (MV2) ten tijde van de meting. Afbeelding uit (de Jong et al. 2016).



Figuur 8-11 Maximale dipool²⁴-bronniveauspectra voor de verschillende activiteiten van baggerschepen tijdens de aanleg van Maasvlakte 2 (Heinis et al. 2013).

²⁴ Dipole Source Level (DSL) omvat de bijdrage van het oppervlaktebeeld en is daarom onafhankelijk van de aangenomen brondiepte.

8.3.1.2 Effect op bruinvissen

Gehoor & gevoeligheid van de bruinvis

Voor odontoceten (tandwalvissen) zoals de bruinvis is geluid het primaire zintuig voor navigatie, communicatie en foerageren in de vaak donkere en troebele mariene omgeving. Hun overleving is fundamenteel afhankelijk van een sterk ontwikkeld auditief systeem.

Gedrag-psychoakoestische studies leveren de meest betrouwbare en uitgebreide gegevens over het gehoor van zeezoogdieren. Onderzoek naar bruinvissen toont een klassieke U-vormige audiogram, gekenmerkt door lage gevoeligheid bij lage en zeer hoge frequenties, met daartussen een brede band van zeer scherp gehoor (*Figuur 8-12*). Synthese van gegevens uit kernstudies laat zien dat het bereik van de meest gevoelige gehoorfrequenties voor de bruinvis loopt van 16 tot ongeveer 140 kHz (Kastelein et al., 2017), hoewel frequenties zo laag als 0,125 kHz (125 Hz) bij hoge geluidssterktes hoorbaar zijn (Kastelein et al. 2015). Binnen dit bereik is hun gehoor uitzonderlijk scherp, met een piekgevoeligheid bij 125 kHz, perfect in lijn met de piekfrequentie van de echolocatiepulsen die de soort produceert, smalbandige signalen gecentreerd tussen 120–130 kHz (Møhl & Andersen 1973). Bij deze 125 kHz documenteerde één studie gehoordrempels van 44 dB re 1 μ Pa voor het vrouwtje en 47 dB re 1 μ Pa voor het mannetje (Kastelein et al. 2017). Boven deze piek neemt de gehoorgevoeligheid snel af.

De rol van temporele integratie

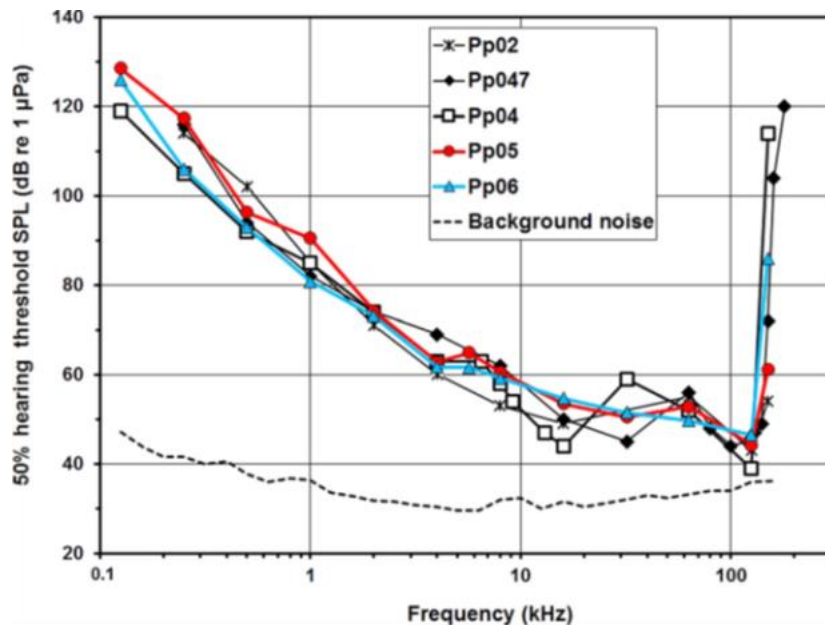
Het vermogen van een dier om geluid te detecteren wordt niet alleen beïnvloed door de amplitude (luidheid), maar ook door de duur ervan. Om detecteerbaar te zijn, moeten signalen met een zeer korte duur een hogere amplitude hebben dan signalen met dezelfde frequentie die langer duren (Kastelein et al. 2010). Omgekeerd kunnen continue geluiden (zoals scheepsgeluid) bij een lagere amplitude worden waargenomen dan impulsieve geluiden (zoals heien).

Begin en omvang van tijdelijke drempelverschuiving (TTS)

Studies die zijn ontworpen om TTS te induceren en te meten leveren duidelijk bewijs van de kwetsbaarheid van de bruinvis voor geluid. Onderzoek met octaafbandgeluid gecentreerd op 4 kHz toonde aan dat significante TTS kan worden geïnduceerd bij een geluidsblootstellingsniveau (SEL) van slechts 151 dB re 1 μ Pa²s (Kastelein et al. 2012). De omvang van de gehoorverschuiving neemt toe met zowel het niveau als de duur van de blootstelling. Dezelfde studie observeerde een maximale TTS van ongeveer 15 dB na een blootstelling van 240 minuten aan geluid met een geluidsdrukniveau (SPL) van 148 dB re 1 μ Pa, wat overeenkomt met een totale SEL van 190 dB re 1 μ Pa²s (Kastelein et al. 2012). Deze resultaten tonen aan dat de bruinvis een soort is met een hoge gevoeligheid voor door geluid geïnduceerd gehoorverlies.

Daarnaast werd vastgesteld dat langdurigere blootstelling aan geluid van lager niveau een grotere verschuiving in de gehoordrempel kan veroorzaken bij bruinvissen dan kortdurende blootstelling aan geluid van hoger niveau met dezelfde totale energie (Kastelein et al. 2012). Deze bevinding suggereert dat veiligheidscriteria die uitsluitend gebaseerd zijn op een gelijk-energie²⁵ SEL-model het risico van chronische geluidsbronnen van matig niveau, zoals scheepvaart, aanzienlijk kunnen onderschatten. De auditieve impact van deze continue bronnen kan in de tijd groter zijn dan die van acute, hoog-niveau geluiden zoals heislagen of sonarpulsen, een realiteit die moet worden meegenomen in milieueffectrapportages.

²⁵ De aanname dat blootstellingen met dezelfde totale akoestische energie (SEL) hetzelfde biologische effect zullen hebben.



Figuur 8-12 Audiogrammen van verschillende bruinvissen, gemeten door Kastelein et al. (2017) (Pp05 & Pp06) en enkele uit eerdere studies.

8.3.1.3 Effect van geluid geassocieerd met zandwinning op bruinvis

Fysiologische effecten

Hoewel de meest gevoelige frequenties van het gehoor van de bruinvis niet overlappen met de hoofdfrequentie van baggergeluid, is er wel degelijk overlap in hoorbaarheid. Heinis et al. (2013) evalueerden de effecten van onderwatergeluid geassocieerd met baggeren op bruinvissen in relatie tot het Maasvlakte 2 (MV2) project. Zij richtten zich op het risico van tijdelijke drempelverschuiving (TTS). De studie hanteerde de Southall et al. 2007-criteria voor TTS, waarbij M-weging werd toegepast voor "hoogfrequente walvisachtigen" om rekening te houden met de specifieke gehoorgevoeligheid van de bruinvis. De risicodrempel voor het optreden van TTS werd vastgesteld op een gewogen geluidsblootstellingsniveau (SEL) van 195 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$, terwijl de drempel voor permanente drempelverschuiving (PTS) 215 dB re 1 $\mu\text{Pa}^2\text{s}$ bedroeg.

Modellering werd gebruikt om het gebied te bepalen waar deze drempels mogelijk worden overschreden indien een dier gedurende 24 uur stationair blijft op een diepte van 1 m boven de zeebodem (worst-case scenario, zeer onwaarschijnlijk). Voor alleen reguliere scheepvaart was het gebied waar de TTS-drempel werd overschreden 0,0 km²; met toevoeging van baggeractiviteiten nam dit gebied toe tot slechts 0,5 km² (Heinis et al. 2013). In een scenario waarin een bruinvis langs een enkel baggerschip zwemt met een relatieve snelheid van 1 m/s, werden de TTS-risicodrempels op geen enkele afstand overschreden. Bij simulatie van realistischer beweging—namelijk 9,6 passages door het 15 x 15 km projectgebied in 24 uur met een snelheid van 6 km/u—werd minder dan 0,1% van de bruinvissen blootgesteld aan geluidsniveaus boven de TTS-drempel (Heinis et al. 2013). De drempel voor permanente gehoorschade (PTS) werd in geen van de bestudeerde scenario's overschreden.

Geactualiseerde informatie heeft echter geleid tot lagere drempels voor hoogfrequente walvisachtigen: ~153 voor TTS en ~173 voor PTS (NOAA Fisheries 2018, Southall et al. 2019). Vergelijkbare modellering zou daarom grotere risicogebieden en hogere blootstellingspercentages opleveren, maar waarschijnlijk de conclusie dat fysiologische effecten van geluid door zandwinning beperkt blijven tot een relatief klein gebied niet fundamenteel veranderen.

De MV2-studies bieden een robuust en overdraagbaar kader voor het beoordelen van onderwatergeluidseffecten van andere winningsactiviteiten, maar dienen te worden geactualiseerd met de nieuwe drempelwaarden. In de huidige evaluatie is het ook belangrijk rekening te houden met frequentieverschillen met MV2, dat is gebaseerd op meerdere hopperzuigers, en de huidige situatie.

Vermijding & gedragsveranderingen

Naast PTS of TTS kan geluid vermijdingsgedrag en andere gedragsveranderingen veroorzaken. Bijlage B bevat een tabel met alle informatie uit de volgende sectie gecombineerd. Zandwinningsbaggerschepen nabij Sylt (Duitsland) veroorzaakten kortdurende vermijding bij bruinvissen, mogelijk als gevolg van akoestische verstoring. Er werden geen significante langetermijnverschillen in habitatgebruik vastgesteld tussen impact- en referentiegebieden nadat de winning was gestopt. Hoewel hoge geluidsniveaus van schepen (150 dB) de gehoordrempels overschreden, waren de waargenomen effecten beperkt tot een kleine ruimtelijke schaal en van korte duur (Diederichs et al. 2010). Tijdens drie dagen observatie aan boord van een zandzuiger in het Slijkgat in het zuiden van Nederland werden in totaal 33 bruinvissen waargenomen (Leopold et al. 2013). Observaties vonden plaats op afstanden variërend van 30 m tot 1000 m van het schip, met een gemiddelde observatieafstand van 350 m. De zwemrichting van de bruinvissen leek willekeurig en over het algemeen niet beïnvloed door de aanwezigheid van het schip; echter, wanneer individuen binnen 100 m van het schip werden waargenomen, zwommen zij consequent ervan weg (Leopold et al. 2013).

Bruinvissen reageren gedragsmatig op geluid bij ontvangen niveaus van circa 40–50 dB boven hun gehoordrempel, wat neerkomt op ongeveer 100 dB re 1 μ Pa rms voor hun meest gevoelige frequentiebereik (Tougaard et al. 2015). Bewijs uit meer algemene studies naar scheepsgeluid toont vermijding en verminderde aanwezigheid op afstanden van 1–4 km van algemene scheepvaart (Benhemma-Le Gall et al. 2021, 2023, Pigeault et al. 2024) of tot 9 km in gebieden met intensieve scheepvaart (Pigeault et al. 2024). Grote schepen veroorzaakten reacties zoals horizontaal wegbewegen overdag en dieper duiken 's nachts, zelfs bij frequenties van 10 Hz–20 kHz en afstanden van >2 km (Frankish et al. 2023). De verspreiding van bruinvissen in de Fehmarnbelt (Duitsland-Denemarken) werd significant beïnvloed door scheepsgeluid, met afnemende dichtheden bij geluidsniveaus tussen 117 dB en 130 dB (Nehls et al. 2024). Naast vermijding verandert scheepsgeluid fundamenteel de gedragspatronen van bruinvissen. Individuen schakelen vaker tussen gedragsstaten, zoals rusten of foerageren, wat de duur van afzonderlijke activiteiten aanzienlijk verkort en hun natuurlijke dagelijkse ritmes verstoort (Bas et al. 2017, Wisniewska et al. 2018). Verstoring van foerageren trad op wanneer het 16 kHz-éénderde-octaaftandniveau $\sim$ 96 dB re 1 μ Pa overschreed; op en boven dit bandbegrensd niveau deden gezenderde bruinvissen significant minder pogingen tot prooivangst (Wisniewska et al. 2018). Meerdere studies hebben aangetoond dat foerageeractiviteiten merkbaar afnemen wanneer schepen aanwezig zijn (Wisniewska et al. 2018, Roberts et al. 2019). Lage niveaus van hoogfrequent (0,25–63 kHz octaafbanden) scheepsgeluid (boven 123 dB re 1 μ Pa M-gewogen) bleken sterke, stereotiepe vermijdingsreacties te veroorzaken bij dieren in gevangenschap (Dyndo et al. 2015). Deze geluidsniveaus komen in het wild regelmatig voor op afstanden van meer dan 1.000 meter van schepen, wat suggereert dat scheepsgeluid een substantiële bron van verstoring is (Dyndo et al. 2015). Nabe-Nielsen et al. (2014) vonden echter geen significant effect van scheepsgeluid op populatiegrootte in hun model, dus resultaten zijn niet eenduidig.

Hoewel deze studies zich niet specifiek richten op baggerschepen, zijn de mechanismen—vermijding, verminderde foeragering—waarschijnlijk ook relevant voor TSHD's, aangezien TSHD's een breed frequentiespectrum uitzenden dat vergelijkbaar is met andere schepen.

Maskering

Hoogfrequent geluid, geproduceerd door een breed scala aan schepen (inclusief grotere schepen op korte afstand), kan overlappen met het gevoelige gehoorbereik van bruinvissen, waardoor hun auditieve waarneming effectief wordt verminderd en hun vermogen om echolocatie te gebruiken voor het vinden van prooi en communicatie met soortgenoten wordt aangetast (Hermannsen et al. 2014, 2025). Foerageer- en communicatie-echolocatie werden negatief beïnvloed door een toename van het totale aantal schepen en snelheden boven 6 m/s (Dracott et al. 2025). Echolocatieklikken van bruinvissen namen af in aanwezigheid van schepen binnen 2 kilometer (Sairanen 2014). Detecties van klikgeluiden nabij (<100 m) een olietanker daalden met meer dan 50% wanneer schepen aanwezig waren (Terhune 2015). Andere studies hebben echter aangetoond dat bruinvissen hun vocale activiteit kunnen verhogen in lawaaiige omstandigheden, mogelijk als compensatiemechanisme om achtergrondgeluid te overwinnen (Sairanen 2014).

Heinis et al. (2013) concludeerden dat maskering van biologische signalen (zoals echolocatie) niet optreedt tijdens baggeren omdat het laagfrequente geluid van schepen en baggerschepen niet overlapt met de zeer hoogfrequente vocalisaties van bruinvissen, die rond 120 kHz liggen. Opgemerkt moet worden dat latere

metingen aantonen dat veel schepen, waaronder bijvoorbeeld vrachtschepen, hoogfrequente componenten ($\geq 10\text{--}100\text{ kHz}$) genereren die echolocatie kunnen maskeren en foerageren op honderden meters afstand kunnen verminderen, wat eerdere aannames op basis van lage frequenties bijstelt (Hermannsen et al. 2014, 2025, zie hierboven). Nedwell et al. (2010) stelden dat baggerschepen inderdaad enige hoogfrequente geluiden (tot 100 kHz) uitzenden, waarschijnlijk voornamelijk veroorzaakt door zand en ander materiaal dat tegen de wand van de zuigbuis schuurt (Nedwell et al. 2010). Spectrogrammen van baggerschepen in transit tonen eveneens lage niveaus van geluid boven 100 kHz (De Jong et al. 2010). Maskering kan derhalve optreden wanneer bruinvissen zich op korte afstand bevinden.

Context en habitatkwaliteit beïnvloeden effecten

De effecten van scheepvaart zijn niet uniform en kunnen sterk contextafhankelijk zijn. In één studie leidde het verleggen van een belangrijke scheepvaartroute door een kernhabitat van bruinvissen niet tot een detecteerbare verandering in jaarlijkse aanwezigheid of foerageerpatronen, wat suggereert dat andere omgevingsfactoren of gedragsplasticiteit de effecten van akoestische verstoring kunnen mitigeren (Owen et al. 2024). Evenzo blijven dieren talrijk in drukbevaren gebieden in Duitsland, wat wijst op een afweging waarbij habitatvoordelen opwegen tegen de kosten van geluidsverstoring (Nehls et al. 2024). Terhune (2015) vond eveneens dat sommige bruinvissen ondanks onderwatergeluid gedurende 20% van de tijd in de nabijheid van olietankers bleven, wat suggereert dat zij matige verstoring kunnen tolereren in belangrijke gebieden. Er bestaat dus een afweging tussen de impact van verstoring en de kwaliteit van een locatie. Habitatkwaliteit dient daarom te worden meegenomen bij effectbeoordelingen, aangezien bruinvissen mogelijk lawaaiige gebieden selecteren wanneer de prooidichtheid hoog is.

Tot slot is het van belang te erkennen dat de Noordzee een intensief gebruikt maritiem gebied is met veel scheepvaartactiviteit (Basan et al. 2024). Binnen deze context vormen baggerschepen—slechts een klein deel van de totale vloot—en hun bijbehorende geluid een toevoeging aan een reeds divers en persistent achtergrondniveau van antropogene activiteiten en geluiden. In vergelijking met grootschalige commerciële scheepvaart is de ruimtelijke footprint van een enkele TSHD beperkt, en de operationele cyclus (doorgaans 1–2 passages per ~ 4 uur) resulteert in episodische in plaats van continue geluidsblootstelling. Zoals echter blijkt uit *Figuur 8.3c*, kunnen baggerschepen op lokale schaal aanzienlijk bijdragen aan de geluidsbelasting in een gebied, zoals het geval was bij de aanleg van de kunstmatige havenuitbreiding Maasvlakte 2, waar meerdere TSHD's gelijktijdig actief waren.

Beoordelingen in milieueffectrapportages dienen te worden gebaseerd op het lokale achtergrondpatroon van geluid en verstoring, en op de wijze waarop aanvullende activiteiten dit patroon beïnvloeden, in relatie tot het belang van het lokale habitat, om potentiële effecten te kunnen inschatten.

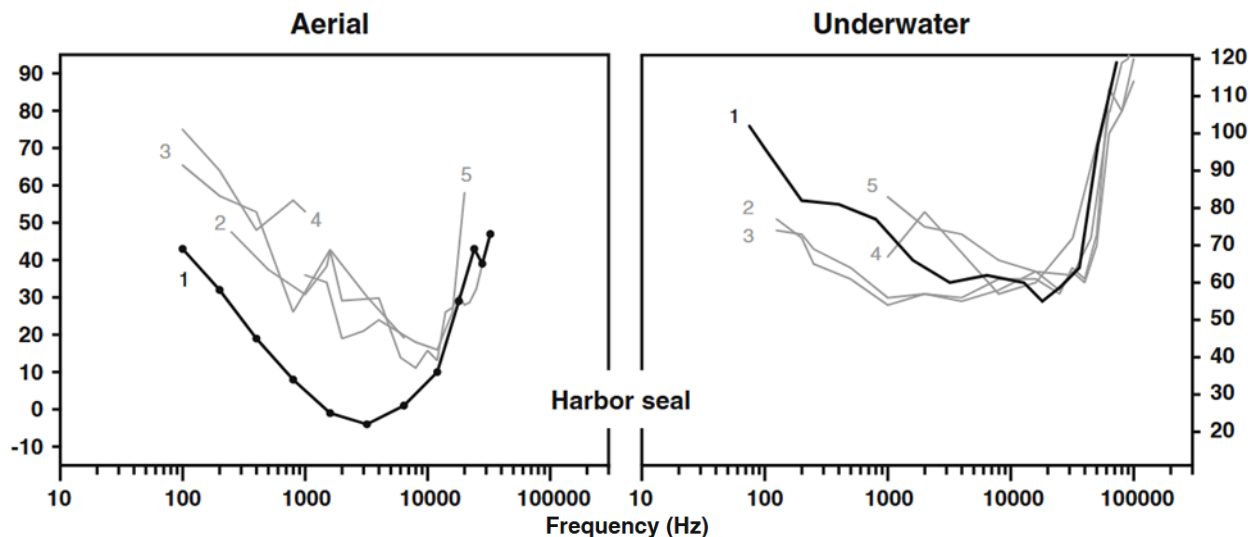
Samenvattend is het onwaarschijnlijk dat geluid van zandwinning gehoorschade veroorzaakt bij bruinvissen, maar het kan wel bijdragen aan kortdurende verstoring, maskering en verstoring van foerageergedrag—met name nabij passage of wanneer hoogfrequente componenten aanwezig zijn. Aangezien TSHD's opereren binnen een reeds lawaaiig Noordzee-geluidslandschap dat wordt gedomineerd door commerciële scheepvaart, kan hun impact het best worden beschouwd als een aanvullende lokale stressor in plaats van een dominante regionale factor. Desondanks dienen, omdat bruinvissen afhankelijk zijn van geluid en continue foeragering en gevoelig zijn voor zelfs korte verstoringen, cumulatieve effecten van baggeractiviteiten en ander scheepsgeluid zorgvuldig te worden meegenomen, met name in gebieden waar bruinvissen zich concentreren voor foerageren of voortplanting. Er is echter geen fjnschalige informatie beschikbaar over voorkeurs habitats van bruinvissen in Nederland/langs de kust, waardoor het lastig is om in te schatten in welke specifieke regio's dit in relatie tot zandwinning problematisch kan zijn. Wel is bekend dat zij zich in de winter doorgaans dicht bij de kust bevinden, waardoor zandwinning in die periode mogelijk een groter effect heeft dan in de zomermaanden, wanneer bruinvissen zich verder offshore bevinden.

8.3.1.4 Effect op gewone en grijze zeehonden

Gewone zeehond – gehoor en gevoeligheid

De gewone zeehond beschikt over een amfibisch gehoor dat in staat is geluid zowel in lucht als in water waar te nemen, hoewel het sterk is aangepast aan aquatische omgevingen (Reichmuth et al. 2013, Kastelein et al. 2018). Het onderwatergehoor wordt gekenmerkt door een opmerkelijk breed en vlak bereik van optimale

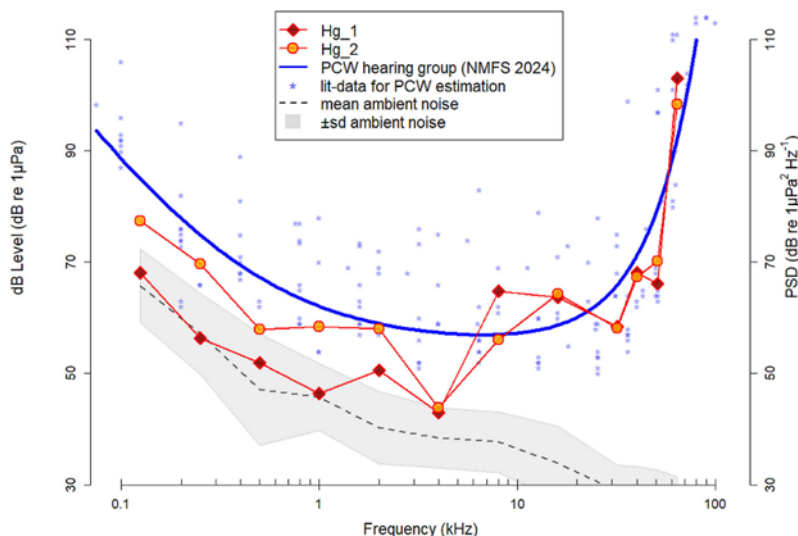
gevoeligheid, variërend van ongeveer 0,5 tot 40 kHz (Kastelein et al. 2009, 2018). Geluiden tussen 100 Hz en 100 kHz zijn echter waarneembaar (Nedwell et al. 2010, Reichmuth et al. 2013) (*Figuur 8-13, rechts*). Boven het water, oftewel in lucht, ligt de bandbreedte van het beste gehoor (binnen 20 dB van de beste drempel) tussen ongeveer 0.500 en 14 kHz (Reichmuth et al. 2013) (*Figuur 8-13, links*). In lucht beschikken gewone zeehonden over een scherp gehoor dat vergelijkbaar is met dat van terrestrische carnivoren, en onder water is hun gevoeligheid vrijwel gelijk aan die van volledig aquatische walvisachtigen (Reichmuth et al. 2013).



Figuur 8-13 Psycho-akoestische gehoordrempels voor de gewone zeehond, verkregen met vergelijkbare smalbandige stimuli (figuur uit Reichmuth et al. 2013). In lucht: 1: Reichmuth et al. (2013), 2-5: oudere studies (zie referenties in Reichmuth et al. (2013)). Onder water: 1: Reichmuth et al. (2013), 2-5: oudere studies (zie referenties in Reichmuth et al. (2013)).

Grijze zeehond – gehoor en gevoeligheid

Het gehoor van de grijze zeehond is grotendeels vergelijkbaar met dat van de gewone zeehond, met uitzondering van lage frequenties (onder 8 kHz), waarvoor zij gevoeliger lijken te zijn (Ruser et al. 2025). Dit kan erop wijzen dat laagfrequent gehoor een belangrijke rol speelt bij deze soort (Figuur 8-14).



Figuur 8-14 Psycho-akoestische gehoordrempel.

Onderwateraudiogrammen voor twee grijze zeehonden (Hg_1 & Hg_2). Geschat groepsaudiogram van de National Marine Fisheries Service (2024) voor phocidae carnivoren (blauwe lijn) ter vergelijking (figuur uit Ruser et al. 2025).

8.3.1.5 Effecten van (zandwinning)geluid en scheepvaart op zeehonden

Aangezien zeehonden zowel tijd op land als in het water doorbrengen—en verstoringmechanismen tussen deze omgevingen verschillen—is deze sectie onderverdeeld in een boven- en een onderwatercomponent. Op land is de aanwezigheid van vaartuigen waarschijnlijk de dominante verstoringbron, terwijl onder water scheepsgeluid de belangrijkste drukfactor is. Opgemerkt dient te worden dat de effecten van vaartuigaanwezigheid en onderwatergeluid niet altijd strikt van elkaar te scheiden zijn, aangezien zij vaak gelijktijdig optreden.

Op land (waarschijnlijk aanwezigheid van vaartuigen)

Het gedrag van zeehonden (zonder onderscheid tussen gewone en grijze zeehond) werd geobserveerd in relatie tot suppletieactiviteiten (op ongeveer 1300 m afstand) en de passage van baggervaartuigen (tussen 300 en 1500 m afstand) nabij Renesse, Nederland (Didderen & Bouma 2012). Hoewel baggeren, zandwinning en zandsuppletie niet dezelfde activiteiten zijn, worden zij vaak uitgevoerd door dezelfde schepen (TSHD). Suppletie en baggeren kunnen 'rainbowing' (het opspuiten van zand) omvatten, terwijl zandwinning dat niet doet. Baggeren en zandwinning omvatten het opzuigen van zand vanaf de zeebodem.

Didderen & Bouma (2012) constateerden dat het gemiddelde aantal zeehonden op de Middelpaalt significant lager was tijdens suppletieactiviteiten (80 dieren) vergeleken met de periode vóór aanvang (105 dieren), hoewel seizoensinvloeden hierbij een rol kunnen hebben gespeeld (voorafgaande monitoring vond voornamelijk plaats in het voorjaar, terwijl suppletie in de winter plaatsvond) (Didderen & Bouma 2012). In het algemeen varieert de aanwezigheid van zeehonden sterk tussen jaren, wat het moeilijk maakt te bepalen of veranderingen worden veroorzaakt door verstoring of louter toevallig zijn. Zeehonden vertoonden een duidelijke toename in alertheid: "kop omhoog"-gedrag²⁶ steeg van een basishoogte van circa 6,5% naar gemiddeld 10,3% tijdens suppletieactiviteiten en tot 23% tijdens passages van baggervaartuigen. "Te water

²⁶ Ze tillen hun hoofd op terwijl ze op het land liggen.

gaan"-gedrag was significant hoger (3%) tijdens passages van baggervaartruigen dan in ongestoorde situaties (<1%) en 0,8% tijdens suppletieactiviteiten (Didderen & Bouma 2012). Daarnaast kunnen hekgolven van een vaartuig dat een zandbank passeert zeehonden alarmeren of te water doen gaan (Didderen & Bouma 2012). Op basis van deze studie kan worden verondersteld dat de passage van een baggervaartruig verstorerder kan zijn dan de suppletieactiviteit zelf. In alle gevallen dienen de activiteiten echter te worden beoordeeld in het licht van de natuurlijke variabiliteit die kenmerkend is voor de specifieke locatie.

Daarentegen leverde een studie op een andere locatie afwijkende resultaten op: op de Razende Bol registreerden onderzoekers 41 passages van baggervaartruigen, waarvan 26 binnen 1.200 meter van de rustplaats van zeehonden plaatsvonden. Er werden geen gedragsveranderingen waargenomen die aan de passerende baggervaartruigen konden worden toegeschreven (Bouma et al. 2010). Didderen et al. (2012) suggereren dat deze verschillen kunnen worden verklaard door gewinning: de Razende Bol kent hogere niveaus van menselijke activiteit, zoals helikopters, surfers en diverse scheepvaart, wat mogelijk leidt tot een verminderde gevoeligheid voor menselijke aanwezigheid in het algemeen, of tot aantrekking van minder gevoelige individuen. Daarnaast kan afstand een rol hebben gespeeld, aangezien vaartuigen op de Middelplaat op kortere afstand passeerden (318 tot 630 meter), terwijl schepen op de Razende Bol een minimale afstand van 689 meter aanhielden (Didderen & Bouma 2012). Eveneens suggereren enkele kwalitatieve observaties van projectmedewerkers dat zeehonden in hoge aantallen aanwezig kunnen blijven tijdens actieve operaties, zoals "rainbowing" (het opspuiten van zand) (Bouma & van den Boogaard 2011).

Ten slotte vertoonde op de Hooge Platen het alerte "kop omhoog"-gedrag onder zeehonden een (niet-significante) toename tijdens (commerciële) zandwinning en bleef het onveranderd bij andere commerciële scheepvaart. In één geval werden zeehonden waargenomen die te water gingen als reactie op het ankergeruid van een zandwinvaartuig (Bouma et al. 2012).

Gewone zeehond

Lucke et al. (2013) en Kirkwood et al. (2014) vonden dat baggerwerkzaamheden in de Eems een positieve correlatie vertoonden met haul-out gedrag; meer gewone zeehonden lagen op een nabijgelegen zandbank tijdens baggeractiviteiten. Het lijkt erop dat zeehonden tijdens dergelijke activiteiten de voorkeur geven aan het verlaten van het water en het rusten op zandbanken. Tevens werd geconcludeerd dat verschillende baggeractiviteiten uiteenlopende effecten vertonen (Lucke et al. 2013, Kirkwood et al. 2014).

Meer algemeen onderzoek naar verstoring door vaartuigen bevestigt dat gewone zeehonden hun gedrag aanpassen in reactie op de aanwezigheid van schepen. Studies uit de Salish Sea (Verenigde Staten, Yellow Island en Goose Island) toonden aan dat vaartuigen de waakzaamheid verhogen en rusttijd verminderen: op Yellow Island nam de waakzaamheid toe met 11,4% en nam "loafing" (een rusttoestand gekenmerkt door inactiviteit op land) af met 9,1%; op Goose Island traden kleinere maar consistente verschuivingen op (Armad et al. 2023). Gewone zeehonden in het Anholt-reservaat (Denemarken) reageerden op naderende boten op significant grotere afstanden dan op naderende voetgangers. Reacties waren korter en minder intens tijdens het voortplantingsseizoen, doordat zeehonden een afweging maakten tussen vluchten en het verzorgen van jongen (Andersen et al. 2012).

Een meer uitgesproken reactie is "flushing", een fenomeen waarbij zeehonden hun rustplaatsen abrupt verlaten en het water ingaan. Flushing brengt risico's met zich mee, zoals onbedoeld warmteverlies, aangezien het enige tijd kost om de thermoregulatie aan te passen aan een aquatische omgeving (Erdsack et al. 2012). Flushing kan ook leiden tot scheiding tussen moeder en jong, wat kan resulteren in een toename van sterfte door verhongering bij jongen. Op Goose Island nam het aantal op land rustende gewone zeehonden gemiddeld met 4,6% af tijdens aanwezigheid van vaartuigen, mogelijk door het opeens verschijnen van een schip (het type terrein zorgt ervoor dat de schepen niet van ver zichtbaar zijn) (Armad et al. 2023). Vergelijkbare patronen zijn waargenomen in fjorden in Alaska, waar cruiseschepen tot 14% van de gewone zeehonden en 11% van de jongen doen vluchten (Jansen et al. 2015), en waar scheepsaanwezigheid (met name cruiseschepen) de kans op haul-out significant vermindert (Blundell & Pendleton 2015). Herstel verloopt traag: verstoringsexperimenten toonden aan dat aantallen na vier uur slechts tot 94% van het uitgangsniveau terugkeerden (Paterson et al. 2019), hoewel zeehonden doorgaans terugkeren naar dezelfde rustplaatsen over getijcycli. Opgemerkt dient te worden dat de fjorden in Alaska

waarschijnlijk veel afgelegener zijn dan de Noordzee en aanzienlijk minder scheepvaart kennen. Het is daarom waarschijnlijk dat dieren daar minder gewend zijn aan verstoring en sterkere reacties vertonen.

Fysiologische reacties zijn eveneens gedocumenteerd: incidenteel scheepvaartverkeer verhoogde de hartslag van gewone zeehonden met circa 4 slagen per minuut, terwijl directe benadering onmiddellijke stijgingen van circa 5 slagen per minuut veroorzaakte (Karpovich et al. 2015). Verstoring door vaartuigen had langdurige effecten, leidend tot lagere hartslag onder water en hogere hartslag tijdens daaropvolgende haul-outs (Karpovich et al. 2015). Deze studie toont aan dat zowel de duur als de intensiteit van verstoring groter zijn dan eerder op basis van alleen gedragsobservaties werd aangenomen.

Afstand en vaarsnelheid beïnvloeden de kans op verstoring sterk. Flushing kan beginnen op circa 400 m en komt vaak voor tot 1000 m; wanneer vaartuigen binnen 100 m naderen, vlucht ongeveer 89% van de gewone zeehonden (Jansen et al. 2015).

Verschillende studies tonen aan dat gewone zeehonden in gebieden met veel scheepvaart tekenen van gewenning vertonen, met minder gedragsreacties, lagere waakzaamheid en/of hogere tolerantie (Jansen et al. 2015, Cates & Acevedo-Gutiérrez 2017, Carpenter et al. 2021, Bankhead et al. 2023, McCutcheon et al. 2025, Fitzgerald & Sheard 2025). Zo konden grootschalige verspreidingspatronen van gewone zeehonden in Alaska niet direct worden verklaard door scheepsaanwezigheid, ondanks frequente verstoringen (Jansen et al. 2015). De dichtheid van ijsbedekking bleek de belangrijkste factor, met een voorkeur voor intermediaire bedekking. De voordelen van rusten op stabiele ijsplatforms kunnen voor sommige zeehonden opwegen tegen de energetische kosten van het tolereren van scheepvaart. Dit onderstreept opnieuw dat reacties op scheepvaart contextafhankelijk zijn.

Grijze zeehond

Er is aanzienlijk minder onderzoek verricht naar verstoring bij grijze zeehonden. Een zesjarig monitoringsprogramma in Ierland toonde aan dat, hoewel bouwgeluid meerdere soorten beïnvloedde, de aanwezigheid van grijze zeehonden niet significant werd beïnvloed door het aantal vaartuigen of bouwgerelateerde variabelen—hoewel de laagste aanwezigheid samenviel met het jaar met de meeste bouwactiviteiten (Culloch et al. 2016). Britton (2012) stelde vast dat vaarsnelheid correleert met de alarmeringsafstand bij grijze zeehonden: snellere vaartuigen veroorzaken sterkere en eerdere verstoringen (Britton 2012).

Seuront et al. (2025) observeerden een paradox waarbij grijze zeehonden exponentieel meer gebruik maakten van een rustplaats binnen een commerciële haven met veel menselijke invloeden. Ondanks constante scheepvaart en industrieel geluid leken deze zeehonden te zijn gewend aan de verstoring en vertoonden zij alleen vluchtgedrag wanneer mensen hen op zeer korte afstand direct benaderden (Seuront et al. 2025). Dit impliceert dat het verstoringspotentieel van baggeractiviteiten per gebied kan verschillen.

Er wordt vaak gesuggereerd dat grijze zeehonden over het algemeen minder gevoelig en robuuster zijn dan gewone zeehonden. Wetenschappelijk bewijs voor deze stelling—en studies die de responsen van beide soorten direct vergelijken—ontbreekt echter.

Conclusie

Samenvattend kunnen gewone zeehonden verhoogde waakzaamheid of kortdurend vluchtgedrag vertonen bij nabij passerende TSHD's of andere vaartuigen, maar de mate van verstoring varieert sterk per locatie en wordt sterk beïnvloed door afstand en lokale gewenning. Gewenning en vroege detectie kunnen factoren zijn die de gedragsrespons verminderen. Verstoringseffecten zijn doorgaans tijdelijk, en tot op heden leveren studies geen consistent bewijs voor langdurige verdringing als gevolg van bagger- of suppletieactiviteiten. Tijdens het werpseizoen zijn gewone zeehonden echter kwetsbaarder, waarbij verstoring kan leiden tot scheiding van moeder en jong en verhongering van jongen. Het wordt sterk aanbevolen de afstand van 1200 meter zoals gespecificeerd in richtlijnen en Natura 2000-beheerplannen te hanteren. Tijdens het werpseizoen (mei-juli voor gewone zeehonden en december-januari voor grijze zeehonden) dient het passeren van rustplaatsen idealiter geheel vermeden te worden, hoewel dit niet in alle locaties haalbaar is. Belangrijke kennislacunes betreffen dosis-responsrelaties per vaartuigklasse, snelheid en seizoen, kwantificering van de energetische kosten van herhaalde korte onderbrekingen van haul-out gedrag, en locatiespecifieke minimale

afstanden voor Nederlandse rustplaatsen. Daarnaast is meer onderzoek nodig naar de effecten van geluid en scheepvaart op grijze zeehonden en naar verschillen tussen beide soorten.

8.3.1.6 Onder water (waarschijnlijk/voornamelijk geluid)

Gewone zeehond

Hoewel hoorbaar, is baggergeluid doorgaans niet intens genoeg om dodelijke of fysieke schade te veroorzaken, aangezien de bronniveaus (ongeveer 190 dB re 1µPa) aanzienlijk onder de drempels liggen die hiervoor vereist zijn (Nedwell et al. 2010). Traumatische gehoorschade wordt eveneens onwaarschijnlijk geacht, en cumulatief gehoorverlies zou alleen optreden indien een zeehond zich gedurende meer dan acht uur per dag binnen 150 meter van de activiteit bevindt (Nedwell et al. 2010). Evenzo schatte de modelleringstudie van Heinis et al. (2013) dat baggergeluid geen risico vormt voor permanent gehoorverlies (PTS) bij gewone zeehonden in de onderzochte scenario's. Tijdelijke drempelverschuivingen (TTS) kunnen optreden indien een dier gedurende 24 uur stationair blijft, maar realistische modellen voor zwemmende zeehonden tonen aan dat minder dan 0,1% wordt beïnvloed. Voor bewegende gewone zeehonden is het risico op gehooreffecten beperkt tot binnen 11 meter van een vaartuig nabij het oppervlak of 90 meter op diepte, terwijl bredere gedragsinvloeden doorgaans beperkt blijven tot enkele honderden meters (Heinis et al. 2013). De door de auteurs gehanteerde drempels waren gebaseerd op Southall 2007—zoals eerder vermeld zijn de Southall 2019-drempels voor PTS en TTS lager, maar slechts met 2 dB.

Nedwell et al. (2010) vatten de verwachte effecten van geluid van TSHD's op gewone zeehonden samen, gebaseerd op literatuur (*Tabel 8-3*).

<i>Tabel 8-3 Verwachte impactniveaus van TSHD-geluid op gewone zeehonden zoals geconcludeerd door Nedwell et al. (2010).</i>	
Effect	Likely level of impact
Lethal	None
Physical Injury	None
Traumatic Hearing Impairment	None
Accumulative Hearing Impairment	About 8 Hours within 150m
Behavioural Response	Strong reaction within 100m, mild within 500m
Audible Range	Under 7000ml

Hoewel het risico op letsel laag is, zijn gedragsreacties op onderwatergeluid van vaartuigen goed gedocumenteerd. Hierbij dient ook te worden meegenomen dat één TSHD slechts een lokaal effect kan hebben, maar bijdraagt aan het reeds drukke en lawaaierige geluidlandschap van de Noordzee (Basan et al. 2024). Toenemende scheepsgeluidsniveaus verminderden de kans op bodemrustgedrag van gezenderde gewone zeehonden in de Elbe en Waddenzee, terwijl de kans op transit- of vluchtgedrag toenam (Maurer et al. 2025). Mikkelsen et al. (2019) toonden aan dat geluid met hoge amplitude van vaartuigen frequent samenviel met onderbrekingen van functioneel gedrag, zoals rusten op de zeebodem.

Vermijdingsgedrag werd eveneens waargenomen, waarbij wilde gewone (en grijze) zeehonden dit gedrag vertoonden bij sensatieniveaus van 59–79 dB boven hun gehoordrempel (Götz & Janik 2010)²⁷. Satelliettelemetriegegevens toonden aan dat gewone zeehonden doorgaans minder voorkomen in gebieden nabij grote scheepvaartroutes (Brasseur et al. 2012) of op kortere afstanden van baggeractiviteiten (Brasseur et al. 2010), vermoedelijk als gevolg van verstoring.

Scheepsgeluid kan in frequentie overlappen met de roepen van gewone zeehonden (~250–2600 Hz gemiddeld (Van Parijs et al. 2000)) en daardoor maskering veroorzaken. Gabriele et al. (2018) vonden dat scheepsgeluid aanzienlijke reducties veroorzaakte in de communicatieruimte²⁸ van roepende gewone

²⁷ Interessant genoeg hebben afspreelexperimenten aangetoond dat luidheid alleen niet de enige factor was die de negatieve impact van een geluid bepaalde. In plaats daarvan bleken specifieke geluidskenmerken, zoals "ruwheid", veroorzaakt door snelle frequentiemodulaties, de sterkste ontwijkingsresponsen op te roepen bij zeehonden (Götz & Janik 2010). De complexe, gemoduleerde geluiden die door scheepsmotoren en schroeven worden geproduceerd, bevatten waarschijnlijk juist de akoestische eigenschappen die als het meest verontrustend worden beschouwd.

²⁸ Communicatieruimte, ook wel "actieve ruimte" genoemd, verwijst naar het geografische gebied waarin een vocaal dier gehoord en begrepen kan worden door potentiële luisteraars (conspecifics).

zeehonden in Alaska, met afnames van 32–61%. Het grootste deel van dit verlies werd toegeschreven aan cumulatief geluid van verschillende vaartuigtypen. Mannelijke gewone zeehonden compenseren dit niet door harder te roepen, wat suggereert dat zij al op hun fysiologisch maximum opereren en hun roepsterkte niet kunnen verhogen om maskering te compenseren (Matthews et al. 2020).

Gewenning kan optreden: een hoge voedselmotivatie of beloning bleek het proces van gewenning aan anderszins aversieve akoestische stimuli te versnellen (Götz & Janik 2010) bij beide zeehondensoorten.

Grijze zeehond

Aangezien het gehoor van grijze zeehonden grotendeels vergelijkbaar is met dat van gewone zeehonden, wordt niet verwacht dat zandwinning PTS of TTS veroorzaakt bij deze soort. Trigg (2019) voorspelde echter dat, hoewel 24-uurs geluidsblootstellingsniveaus voor grijze zeehonden in het Kanaal en de Keltische Zee onder de drempels voor gehoorschade lagen, het geluid voldoende was om subtiele gedragsveranderingen te veroorzaken, zoals een verhoogde stijgsnelheid bij volwassen dieren tijdens benthische duiken en een verminderde daalsnelheid bij jongen tijdens pelagische duiken (Trigg 2019). Ook bij grijze zeehonden werd vermijdingsgedrag waargenomen bij sensatieniveaus van 59–79 dB boven hun gehoordrempel (Götz & Janik 2010). Tevens viel bij deze soort geluid met hoge amplitude van vaartuigen frequent samen met onderbrekingen van functioneel gedrag, zoals rusten op de zeebodem (Mikkelsen et al. 2019). Trigg et al. (2020) identificeerden bovendien dat het maximale bronniveau van schepen en de nabijheid de belangrijkste factoren waren die de geluidsblootstelling van individuele grijze zeehonden bepaalden.

Anderwald et al. (2013) vonden dat de aanwezigheid van grijze zeehonden negatief gecorreleerd was met het totale aantal boten en werkvaartuigen tijdens mariene constructie in Ierland. De studie concludeert dat grijze zeehonden waarschijnlijk uit hun habitat werden verdrongen door hoge niveaus van scheepvaart, waarschijnlijk als gevolg van onderwatergeluid (Anderwald et al. 2013).

Bagočius (2014) onderzocht het maskeringspotentieel van scheepsgeluid op vocalisaties van Baltische grijze zeehonden²⁹ in de Oostzee. De resultaten geven aan dat lokaal scheepsgeluid de detectieafstand van communicatiegeluiden tussen soortgenoten significant kan verminderen, wat sociale interactie kan bemoeilijken of onmogelijk maken (Bagočius 2014).

Opnieuw treedt gewenning op. Zoals eerder vermeld versnelt een hoge voedselmotivatie of beloning het proces van gewenning aan anderszins aversieve akoestische stimuli (Götz & Janik 2010) bij beide soorten. Iets vergelijkbaars werd gevonden door Hastie et al. (2021), die aantoonde dat grijze zeehonden een afweging maken tussen risico en beloning bij blootstelling aan antropogeen geluid. Zij vermeden effectief geluid van heien en getijdenturbines bij foerageren in gebieden met lage prooidichtheid, maar tolereerden hetzelfde geluid in gebieden met hoge prooidichtheid (Hastie et al. 2021).

Conclusie

Hoewel veel van deze studies niet specifiek gericht zijn op baggervvaartuigen, zijn de mechanismen—vermijding, verminderd foerageren en communicatie—waarschijnlijk ook relevant voor TSHD's, aangezien deze een breed frequentiespectrum uitzenden vergelijkbaar met andere schepen. De zoekgebieden voor zandwinning (*Figuur 2-1*) lijken te overlappen met de foerageergebieden van beide zeehondensoorten (*Figuur 8-5*), waardoor lokale vermijding en verhoogde energetische kosten waarschijnlijk zijn. Bovendien liggen de zoekgebieden buiten de belangrijkste scheepvaartroutes, die mogelijk reeds worden vermeden door ten minste gewone zeehonden. Dit vergroot het gebied dat zeehonden mogelijk willen vermijden.

Samenvattend is bagger- en scheepsgeluid hoorbaar maar doorgaans te zacht om fysieke schade te veroorzaken, waarbij gedragsreacties meestal beperkt blijven tot enkele honderden meters, althans voor de beter bestudeerde gewone zeehond. Scheepvaart kan echter belangrijke communicatiegeluiden maskeren. Hoewel de verstoringen rust- of duikgedrag kunnen onderbreken, zijn zij meestal van korte duur, en huidige studies leveren geen consistent bewijs voor langdurige vermijding of populatie-effecten als gevolg van TSHD-operaties of scheepvaart. Echter, hoewel één TSHD mogelijk geen groot effect heeft, draagt deze bij aan de totale verstoringdruk en kan deze niet op zichzelf worden beschouwd. De cumulatieve verstoringdruk zal waarschijnlijk de draagkracht voor gewone en grijze zeehonden in Nederland verminderen.

²⁹ De Baltische grijze zeehond wordt beschouwd als een andere ondersoort.

8.3.1.7 Aanvaringen met vaartuigen

Naast geluid kunnen schepen een bedreiging vormen voor zeezoogdieren door aanvaringen (Jägerbrand et al. 2019).

Impact op bruinvissen

Hoewel aanvaringen met schepen een belangrijke zorg vormen voor sommige populaties grote walvissen (bijv. noordkapers), is grotendeels onbekend in welke mate aanvaringen een bedreiging vormen voor bruinvissen in de Noordzee. Voor ongeveer 4% (25/612) van de gestrande bruinvissen die in de periode 2008–2019 in de regio zijn onderzocht, werd trauma als doodsoorzaak vastgesteld, waarschijnlijk als gevolg van een aanvaring met een vaartuig (IJsseldijk et al. 2022). Aangezien in Nederland gemiddeld 513 bruinvissen per jaar dood aanspoelen (gemiddelde 2014–2023), zouden circa 20 daarvan door aanvaringen met schepen kunnen zijn gestorven. Dit aantal is waarschijnlijk een onderschatting, aangezien niet alle gestorven dieren aanspoelen. Desalniettemin lijkt, gezien het totale aantal aanwezige bruinvissen in het Nederlandse deel van de Noordzee en de intensiteit van de scheepvaart, aanvaring momenteel geen belangrijke bron van sterfte te vormen. Naar aanleiding van een overlap tussen baggerwerkzaamheden en strandingen van bruinvissen met scherp trauma in de buurt van Ouddorp werd onderzoek gedaan naar mogelijke oorzaken van dit scherp trauma, met speciale aandacht voor activiteiten van de zandzuiger Deo Gloria (Leopold et al. 2013). Hoewel aanvaringen met scheepsschroeven als mogelijke oorzaak werden genoemd, was er geen overtuigend bewijs dat dit schip verantwoordelijk was. De overlap tussen baggerwerkzaamheden en strandingen kan toeval zijn, waarbij andere factoren zoals predatie waarschijnlijker of medeverantwoordelijk zijn (Leopold et al. 2013).

Impact op gewone en grijze zeehond

Voor zeehonden zijn dergelijke post-mortemanalyses in Nederland nauwelijks uitgevoerd. Een studie in de Salish Sea (VS) identificeerde 27 gevallen van dodelijke propellerverwondingen bij gewone zeehonden, uit een totaal van 3908 gestrande dieren (0,7%) tussen 2002 en 2019 (Olson et al. 2021). Dit geeft aan dat het voorkomt en waarschijnlijk ook in de Noordzee plaatsvindt, maar in welke mate is onbekend. Aangezien hogere vaarsnelheden waarschijnlijk het risico op aanvaringen vergroten (Conn & Silber 2013), vormt dit risico eerder een aandachtspunt voor TSHD's tijdens transit dan tijdens zandwinning.

8.3.1.8 Troebelheid

De combinatie van RWS-zandwinning en commerciële zandwinning resulteerden gezamenlijk in een toename van 6 tot 11% in de jaarlijkse gemiddelde slibconcentraties in de Noordzee en Waddenzee (sectie 4.2, (van Duren et al. 2017a b)). De jaarlijkse gemiddelde troebelheid kan in sommige gebieden in de Voordelta en Waddenzee oplopen tot 100 mg/l, maar ligt doorgaans rond 20 mg/l in de directe kustzone en 5 mg/l in zandwinzones (van der Kaaij et al. 2017). Theoretisch kan troebelheid invloed hebben op navigatie en de jachtcapaciteit van predatoren.

Effect op bruinvissen

Bruinvissen komen vaak voor in troebele wateren, zoals de Waddenzee en zelfs de Eems (Brasseur et al. 2010, Taupp 2022, Scheidat et al. 2024), welke wordt beschouwd als een hypertroebel systeem (van Maren et al. 2020). Net als andere odontoceten maken bruinvissen gebruik van echolocatie voor jacht en navigatie. In de literatuur beoordeeld door Todd et al. (2015) werd geen bewijs gevonden dat troebelheid echolocatie negatief beïnvloedt. Dähne et al. (2020) onderzochten hoe bruinvissen hun echolocatiegedrag aanpassen bij navigatie in de ondiepe, troebele omgeving van de Waddenzee. Met behulp van een gespecialiseerde hydrofoonarray ontdekten de auteurs dat bruinvissen significant zachtere klikgeluiden produceren dan populaties in helderder of dieper water. Deze reductie in geluidsniveau en bandbreedte helpt waarschijnlijk om akoestische ruis veroorzaakt door zwevende deeltjes en complexe onderwaterstructuren te vermijden. De bevindingen benadrukken een opmerkelijke gedragsflexibiliteit, waarbij bruinvissen hun sonar kunnen afstemmen op specifieke habitatcondities (Dähne et al. 2020). De gemiddelde troebelheid in de kustzone kan door zandwinning toenemen tot maximaal circa 25 mg/l (20 mg/l + 11%, zie boven, sectie 4.2), wat nog steeds aanzienlijk lager is dan de lokale 100 mg/l in de Waddenzee, waar bruinvissen goed lijken te gedijen. Indien de troebelheid echter toeneemt in reeds sterk troebele gebieden in de Voordelta of Waddenzee, zijn de effecten onbekend.

Effect op gewone en grijze zeehonden

Net als bruinvissen komen gewone en grijze zeehonden voor in gebieden zoals de troebele Waddenzee en moeten zij dus in staat zijn te foerageren en navigeren in troebel water. Todd et al. (2015) concluderen dat studies naar vinpotigen—die geen sonar gebruiken om prooi te detecteren—aantonen dat verhoogde troebelheid het zicht kan verminderen, zoals aangetoond bij in gevangenschap gehouden gewone zeehonden waarvan het zicht sterk afnam boven 1 FNU³⁰ (Weiffen et al. 2006). De troebelheidsniveaus in de Noordzee liggen echter doorgaans veel hoger (7–40 FNU), wat suggereert dat zeehonden naast zicht ook andere zintuigen gebruiken, of daarop vertrouwen. Aangetoond is dat zeehonden hun snorharen gebruiken om de hydrodynamische stroming van prooidieren te detecteren (Dehnhardt et al. 2014). Waarnemingen van blinde maar ogenschijnlijk gezonde gewone en grijze zeehonden, evenals trackinggegevens die normaal foerageergedrag tonen bij een blinde grijze zeehond, wijzen er verder op dat zicht niet essentieel is voor foerageren of overleving (Todd et al. 2015 en referenties daarin). Zeehonden zijn ook in staat om waterstroming visueel waar te nemen, wat hen nuttige informatie geeft over hun beweging ten opzichte van de omgeving—zelfs in situaties waarin zicht sterk beperkt is, zoals in troebel water (Gläser et al. 2014, Sandow et al. 2025). Echter, Luck et al. (2020) vonden dat bijvangst van beide zeehondensoorten in staande netten afnam bij afnemende troebelheid (evenals bij toenemende afstand tot rustplaatsen), mogelijk doordat zeehonden beter in staat zijn staande netten waar te nemen. In hoeverre zandwinlocaties zich nabij staande kieuwnetten bevinden, vormt daarom een relevante onderzoeksvraag. Zoals hierboven vermeld kan zandwinning de troebelheid in kustgebieden licht verhogen, maar zelfs de hoogste verwachte waarden blijven ruim onder die in de Waddenzee, die door zeehonden wordt benut. Mogelijke effecten in reeds sterk troebele gebieden zijn echter onzeker.

8.3.2 Indirecte effecten

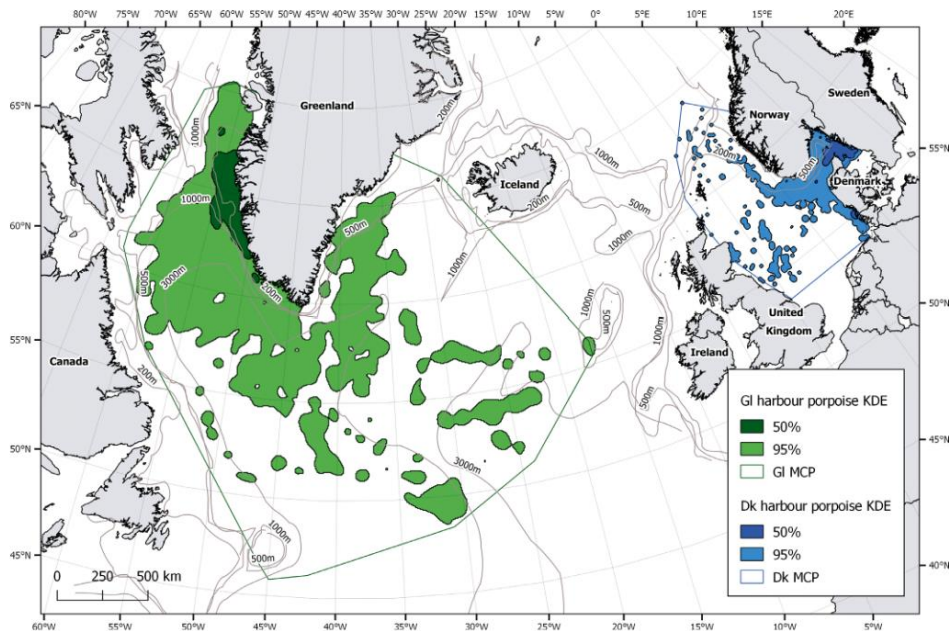
8.3.2.1 Habitatverandering

Afhankelijk van de ontginningsdiepte kan zandwinning leiden tot fysiek veranderde gebieden van 575 ha (5,75 km²) (zie sectie 2.4) en tot 14 km² per jaar bij een winningsdiepte van 2 m (Hoofdstuk 2). Bij een winningsdiepte van 2 m zal het habitat zich waarschijnlijk binnen 1 tot 2 jaar herstellen, hoewel soortgemeenschappen kunnen zijn verschoven (Hoofdstuk 6). Bij een winning van -20 m (met een tienmaal kleiner oppervlak) zal rekolonisatie plaatsvinden en ontstaan er potentiële foerageermogelijkheden, maar de ecologische toestand zal waarschijnlijk sterk verschillen van de situatie vóór de winning.

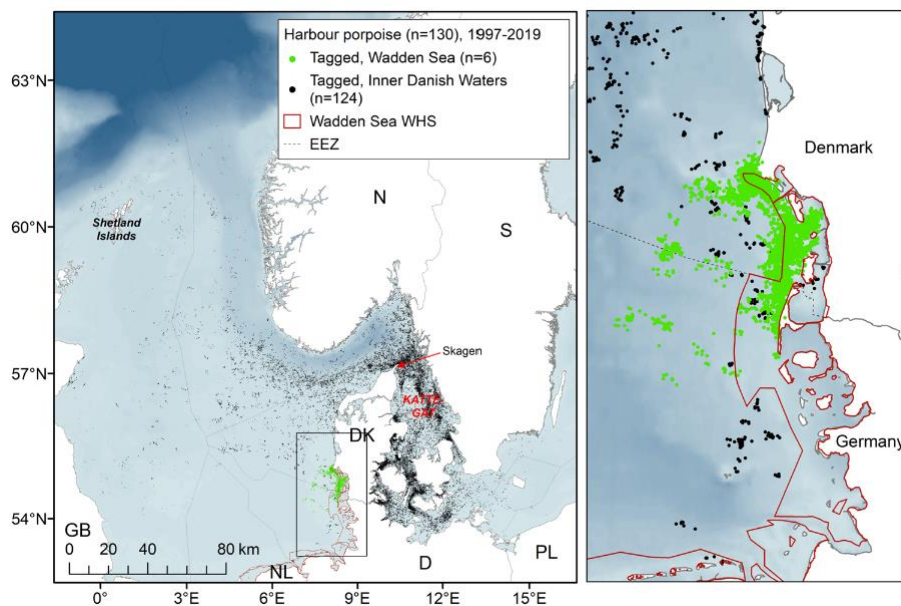
Effect op bruinvissen

Het leefgebied van bruinvissen varieert, waarbij 30 dieren gezenderd bij Groenland grote leefgebieden vertoonden (gecombineerd MCP-oppervlak van 4.144.749 km²) en uitgebreide oceaanbewegingen en diepe duiken maakten (max. ~410 m). 71 dieren gezenderd in Denemarken bleven grotendeels op het continentaal plat (gecombineerd MCP-oppervlak van 588.165 km²) (*Figuur 8-15*) (Nielsen et al. 2018). Gemiddeld legden Groenlandse bruinvissen 25–53 km/dag af, afhankelijk van het seizoen, terwijl Deense bruinvissen gemiddeld 15–18 km/dag aflegden (Nielsen et al. 2018). Opvallend is dat zes dieren gezenderd in de Deense Waddenzee gemiddeld 67% (31–98%) van hun tijd binnen de Waddenzee doorbrachten, wat mogelijk wijst op een veel kleiner, resident leefgebied (*Figuur 8-16* Scheidat et al. 2024)).

³⁰ Formazin Nephelometric Unit, one of the standard units used to measure turbidity with a nephelometer (a device that measures the scattering of light by particles in water)



Figuur 8-15 Heatmaps (QGIS 2.18) voor bruinvissen gezenderd in Denemarken en West-Groenland, met kernel-leefgebieden (50%; Groenland: donkergroen, Denemarken: donkerblauw), kernel-gebruiksverspreiding (95%; Groenland: groen, Denemarken: blauw) en minimale convexe polygonen (Groenland: groen, Denemarken: blauw). KDE = kernel density estimate (Nielsen et al. 2018).



Figuur 8-16 Linkerpaneel toont alle locaties van bruinvissen gezenderd in Denemarken tussen 1997 en 2019. Zwarte punten vertegenwoordigen individuen gezenderd in de binnenwateren en het Skagerrak (124 dieren), terwijl groene punten bruinvissen aangeven die in de Waddenzee zijn gezenderd (6 dieren). Het rechterpaneel toont een detailweergave van locaties in en rond de Waddenzee (Scheidat et al. 2024).

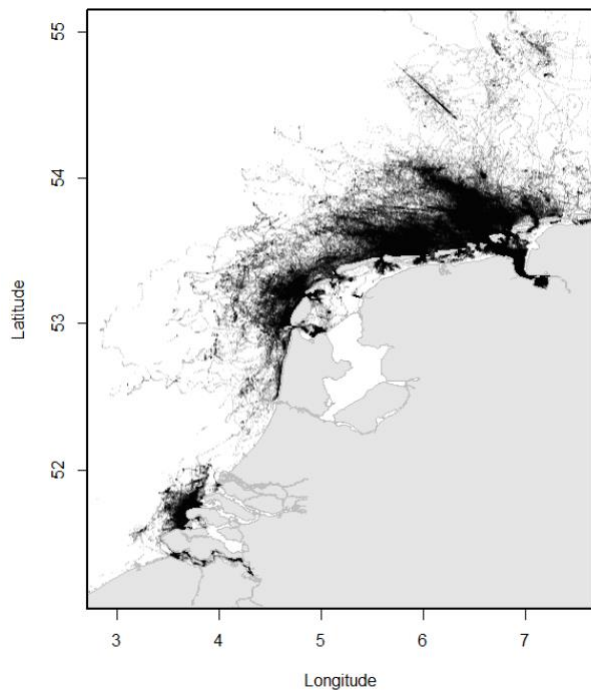
Hoewel de meeste bruinvissen zeer mobiel zijn en doorgaans niet strikt gebonden aan een specifiek gebied, kunnen sommige subpopulaties of individuen meer resident zijn, in welk geval een jaarlijkse winningslocatie van 14 km² een deel van een voorkeursgebied kan beslaan. In hoeverre dit type residentie geldt voor

bruinvissen in de zuidelijke Noordzee is onbekend, hoewel een recent gestart pilotonderzoek met zenders in Nederland wijst op verschillen tussen individuen (Wageningen University & Research 2026).

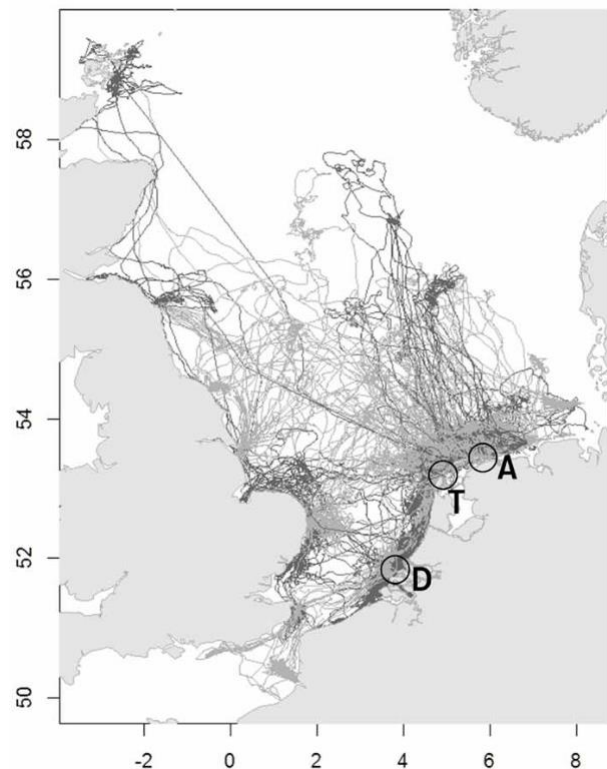
Aangezien deze dieren zeer mobiel zijn en gebieden kunnen vermijden (zij het met energetische kosten), zal habitatverlies waarschijnlijk alleen een substantieel effect hebben indien de gewijzigde habitats zich bevinden in specifiek geprefereerde gebieden of prooi-hotspots. Meer kennis over individueel habitatgebruik in de Nederlandse kustzone is daarom nodig. Indien habitatverandering leidt tot een (lokale) toename van prooi, kan dit ook positieve effecten hebben (zie ook sectie 8.3.2.3).

Effect op gewone en grijze zeehonden

Gewone zeehonden worden doorgaans beschouwd als een soort met een relatief klein verspreidingsgebied en zonder langeafstandsmigraties. Zij verplaatsen zich meestal slechts enkele tientallen kilometers tussen rustplaatsen (*Figuur 8.3j*) (Aarts et al. 2016b, Brasseur 2017). Telemetrygegevens tonen aan dat hun foerageertochten sterk geconcentreerd zijn; meer dan 60% van de tochten vindt plaats binnen 10 km van rustplaatsen, en minder dan 1% overschrijdt 100 km (Brasseur 2017). Sommige individuen vertonen echter grotere seizoensgebonden leefgebieden als gevolg van gerichte voortplantingsmigraties. Zo verplaatste ongeveer 30% van de gevolgdde vrouwtjes in Nederland zich meer dan 50 km (tot 220 km) oostwaarts naar Duitse wateren om te werpen, waarna zij terugkeerden naar Nederlandse wateren (Brasseur 2017). Gewone zeehonden gebruiken hun leefgebied niet uniform; zij vertonen een voorkeur voor gebieden met waterdieptes van circa 30 meter en substraten met een laag slibgehalte (Aarts et al. 2016b).



Figuur 8-17 Posities op zee van 219 gewone zeehonden gevolgd gedurende >10 dagen tussen 2007 en 2015 (Aarts et al. 2016b). NB: een groot aantal dieren (142) werd gezenderd in de Eems..



Figuur 8-18 Trajecten van alle grijze zeehonden gevangen in Nederlandse wateren tussen 2007 en 2015. Bewegingen van mannetjes zijn weergegeven in lichtgrijs en van vrouwtjes in donkergrijs. Vangstlocaties zijn aangeduid met zwarte cirkels: A (Ameland), T (Texel) en D (Deltagebied) (Brasseur 2017).

Grijze zeehonden hebben vaak grotere leefgebieden dan gewone zeehonden en vertonen een hoge flexibiliteit in hun gebiedskeuze. Hoewel 60% van hun foerageertochten eveneens binnen 10 km van een

rustplaats blijft, overschrijdt bijna 3% van de tochten 100 km. Zij zijn in staat tot grootschalige verplaatsingen over de Noordzee; er zijn via satelliet gevolgd individuen die van de Nederlandse Waddenzee naar het Verenigd Koninkrijk zwommen, met afstanden tot bijna 1000 km, bijvoorbeeld naar de Orkney-eilanden (*Figuur 8-17, Figuur 8-18*) (Brasseur 2017). Net als gewone zeehonden geven grijze zeehonden de voorkeur aan relatief ondiepe gebieden nabij rustplaatsen, gekenmerkt door zandig-grindige substraten.

Ook hier geldt dat, aangezien beide zeehondensoorten zeer mobiel zijn, habitatverlies alleen relevant is wanneer gewijzigde habitats zich bevinden in specifiek geprefereerde gebieden of prooi-hotspots. Voor zeehonden is daarnaast van belang hoe dicht winningsgebieden bij rustplaatsen liggen, aangezien gebieden nabij rustplaatsen intensiever worden gebruikt. Zoals opgemerkt door Chudzińska et al. (2024) is het waarschijnlijk dat verstoringseffecten niet gelijkmatig over de populatie zijn verdeeld, gezien hun bewegingspatronen.

8.3.2.2 Remobilisatie van contaminanten

Bagger- en zandzuigactiviteiten kunnen sedimenten op de zeebodem verstoren waarin zich in de loop der tijd toxische stoffen en contaminanten hebben opgehoopt, zoals koolwaterstoffen en zware metalen. Wanneer deze sedimenten worden verstoord, kunnen contaminanten vrijkomen in de waterkolom, wat de waterkwaliteit kan verminderen en de stoffen beschikbaar kan maken voor mariene organismen (Roberts 2012, Todd et al. 2015 en referenties daarin). Deze stoffen kunnen vervolgens accumuleren in de voedselketen en mariene zoogdieren bereiken, die bijzonder kwetsbaar zijn vanwege hun hoge trofische positie en vetrijke speklag waarin dergelijke toxines gemakkelijk worden opgeslagen. Hoge concentraties verontreinigingen bij zeezoogdieren zijn in verband gebracht met diverse negatieve gezondheidseffecten, waaronder onderdrukking van het immuunsysteem en verhoogde gevoeligheid voor ziekten, effecten op voortplanting en ontwikkeling, en verstoring van het endocriene systeem (Todd et al. 2015 en referenties daarin).

Hoewel vervuiling een probleem vormt voor bruinvissen en zeehonden in de Noordzee (Galatius et al. 2013, Mahfouz et al. 2014, Kakuschke & Griesel 2016, Roos 2021, van den Heuvel-Greve et al. 2021), wordt het aanvullende risico van zandwinning als beperkt beschouwd, aangezien winning in vervuilde gebieden boven grenswaarden volgens Nederlandse wetgeving verboden is. Dit geldt zolang sterk verontreinigde sedimenten worden vermeden en/of strikt beheerd en correct worden afgevoerd, in plaats van in open zee te worden verspreid. Bovendien binden contaminanten zich doorgaans aan fijne sedimentdeeltjes zoals slib en klei, waardoor zij meestal geen groot probleem vormen bij mariene delfstoffenwinning, waarbij voornamelijk zand en grind wordt verwijderd.

Desondanks dienen sedimenten grondig te worden onderzocht voordat zandwinning kan plaatsvinden. Saunders (2023) onderzocht welke Europese mariene regio's het grootste toxicologische risico vormen voor bruinvissen door bekende verontreinigingsmetingen te correleren met omgevingsdata en voorspellende kaarten te maken voor gevaarlijke stoffen zoals zware metalen, PAK's en PCB's. De studie identificeerde specifiek de zuidelijke Noordzee als een risicogebied waar hoge dichtheden bruinvissen overlappen met gevaarlijke concentraties kwik en cadmium in sedimenten (Saunders 2023). PFAS en PFOS, relatief nieuwe maar schadelijke stoffen, accumuleren eveneens in de voedselketen. Zij zijn in hoge concentraties aangetroffen in bruinvissen en gewone zeehonden en hun prooien in de Westerschelde, een bekende PFAS-hotspot (van den Heuvel-Greve et al. 2024).

8.3.2.3 Veranderde prooibeschikbaarheid (via verschillende mechanismen)

Todd et al. (2015) vatten samen dat zandwinning zeezoogdieren indirect kan beïnvloeden door verstoring van het voedselweb, onder andere door het opzuigen van vislarven en de fysieke vernietiging van essentiële kraamkamers voor belangrijke prooi-soorten. Fysische stressoren zoals sedimentatie kunnen eieren verstikken en kieuwen van vissen verstoppen, terwijl industrieel geluid akoestische maskering kan veroorzaken die prooidetectie verstoort of fysiologische schade kan veroorzaken bij soorten zoals koptogigen. Hoewel het vrijkomen van nutriënten lokaal tijdelijk kan leiden tot een toename van prooidichtheid, is het cumulatieve effect van deze verstoringen doorgaans een lokale afname van biomassa en biodiversiteit (Todd et al. 2015). Zo identificeerden van der Veer et al. (2015) zandwinning als een mogelijke verklarende factor voor een tienvoudige afname van de totale visbiomassa in de Nederlandse

Waddenzee en kustzone tussen 1980 en 2011, hoewel kanttekeningen geplaatst kunnen worden bij de multivariate benaderingen en het bekende probleem dat 'correlatie niet noodzakelijk causaliteit impliceert'. Een studie in de Eems concludeerde dat langdurig baggeren en rivierverdieping hebben geleid tot een systeemverandering, resulterend in (onder andere) een sterke afname van vispopulaties (de Jonge & Schückel 2019). Tussen 1955 en 2005 daalde de totale biomassa in het estuarium tot 63% van het oorspronkelijke niveau, waarbij demersale vissoorten een afname van 30–40% vertoonden. Dit wordt deels veroorzaakt door verhoogde troebelheid: baggeren verhoogt de concentratie zwevende deeltjes (SPM), wat licht beperkt en de primaire productie (algen) in sommige delen van de Eems met tot 70% reduceert. Soortspecifiek: pelagische soorten (haring en sprat) vertoonden een biomassa-afname van 15,3% in het middengebied van de Eems. Demersale soorten (schol, tong, schaar en bot, evenals grondels) vertoonden over het algemeen negatieve relatieve veranderingen (geschat tussen -30% en -40%) naarmate het ecosysteem verschoof naar een toestand met hogere stress en lagere primaire productie. Kabeljauw en wijting vertoonden sinds 1970 een voortdurende afname (de Jonge & Schückel 2019). De exacte oorzaken, activiteiten en gevolgen zijn echter moeilijk te scheiden, en de Eems-casus moet met de nodige voorzichtigheid worden geïnterpreteerd. Positieve terugkoppelingsmechanismen en de geografische kenmerken van het gebied hebben waarschijnlijk een rol gespeeld (van Maren et al. 2020), en de troebelheid was daar altijd hoger dan in de Noordzee, wat extrapolatie bemoeilijkt.

Opmerkelijk is dat diepe en grootschalige zandwinning nabij Maasvlakte 2 leidde tot een toename van sommige platvissoorten: met name schol, bot en tong namen sterk in aantal toe in diepe (20 m onder de zeebodem) winningsputten, twee jaar na de winning (De Jong et al. 2014).

In welke mate bruinvissen en zeehonden via trofische routes worden beïnvloed door zandwinning hangt af van de mate waarin hun prooi-soorten worden beïnvloed.

Effect op bruinvissen

Het dieet van de bruinvis in de zuidelijke Noordzee wordt gekenmerkt door afhankelijkheid van vier primaire visgroepen: grondels (voornamelijk zandgrondel (*Pomatoschistus minutus*)), kabeljauwachtigen (voornamelijk wijting (*Merlangius merlangus*)), haringachtigen (haring (*Clupea harengus*) en sprat (*Sprattus sprattus*)) en zandspiering (*Ammodytes* sp.) (Leopold 2015). Gezien deze afhankelijkheid kan lokale winning die belangrijke (kraam)gebieden voor deze soorten aantast, onevenredige energetische gevolgen hebben—met name in de winter wanneer bruinvissen beperkte energiereserves hebben.

Zo geeft **Figuur 7-15** aan dat hotspots van zandspiering (een relatief sedentaire soort) mogelijk overlappen met de zoekgebieden voor zandwinning, hoewel kaartlagen moeten worden gecombineerd om definitieve conclusies te trekken.

Effecten op gewone en grijze zeehonden

De diëten van gewone en grijze zeehonden in de Noordzee omvatten meer dan 40 soorten, maar zijn (in de oostelijke Noordzee) voornamelijk gericht op platvis (schol (*Pleuronectes platessa*), tong (*Solea solea*), schaar (*Limanda limanda*) en bot (*Platichthys flesus*)), evenals wijting, grondels en zandspiering (Aarts et al. 2019, Heße 2024, S Brasseur, M Leopold & J Ransijn, pers. comm. 2026). In Duitse wateren vormde ook zeedonderpad (*Agonus cataphractus*) een substantieel deel van het dieet van grijze zeehonden (Heße 2024). De diëten van beide zeehondensoorten overlappen grotendeels, maar zijn niet identiek (Heße 2024). Daarnaast verschillen diëten tussen regio's (Wilson & Hammond 2019, Planque et al. 2021, Heße 2024). Belangrijk is dat het dieet in de oostelijke Noordzee sterk gericht is op demersale vissoorten.

Lokale veranderingen die de rekrutering van schol, tong, schaar en ook zandspiering verminderen nabij frequent gebruikte foerageergebieden rond rustplaatsen (≤ 10 km) kunnen leiden tot hogere reiskosten of herverdeling van foerageerinspanning voor beide zeehondensoorten. Zandwinning kan met name problematisch zijn voor zandspiering, zoals hierboven vermeld. Belangrijk is dat zandspiering wordt aangewezen als een beperkende factor voor gewone zeehonden, met name in het licht van concurrentie met grijze zeehonden (Wilson & Hammond 2019), waardoor deze soort specifieke aandacht vereist bij de selectie van zandwinlocaties.

8.4 Cumulatie

Cumulatie verwijst naar de additieve of synergetische effecten van diverse antropogene activiteiten die gelijktijdig of herhaaldelijk plaatsvinden. Voor zeezoogdieren omvat dit, naast onderwatergeluid uit verschillende bronnen (heien, seismisch onderzoek, scheepvaart), ook bijvangst, commerciële uitputting van prooien, vervuiling en fysieke verstoringen zoals kabellegging en baggeren of zandwinning. Cumulatieve effecten zijn berucht moeilijk te definiëren of te kwantificeren en vereisen uitgebreide kennis van populatieparameters, gedrag en de schaal en frequentie van verstoring.

Grootschalig niveau

Modellen zoals iPCoD en DEPONS kunnen hier in zekere mate voor worden gebruikt (Nabe-Nielsen et al. 2018, Heinis et al. 2025). Het KEC (Kader Ecologie en Cumulatie) is bijvoorbeeld het Nederlandse raamwerk voor het beoordelen van ecologische en cumulatieve effecten, ontwikkeld om te bepalen hoe onderwatergeluid en andere drukfactoren van offshore windparkconstructie cumulatief zeezoogdieren (bruinvis, gewone zeehond en grijze zeehond) beïnvloeden. Dit gebeurt via een gefaseerde, transparante procedure die geluidspropagatie, het gebied en aantal verstoorde dieren, het totaal aantal “verstoringdagen” en uiteindelijk het effect op populatieniveau schat met behulp van tussentijdse PCoD-modellering. Dit raamwerk is herhaaldelijk geactualiseerd (bijv. KEC 5.0, 2025) om nieuwe kennis te integreren, methoden te verbeteren en besluitvorming rond grootschalige offshore windontwikkeling te ondersteunen (Heinis et al. 2025). Zo is berekend dat de Nederlandse bruinvispopulatie tot 2,3 miljoen verstoringdagen kan verdragen (één dag is een periode van zes uur waarin een dier niet kan foerageren, overeenkomend met een reductie van 25% in normale energieopname) voordat de populatie een afname van 5% bereikt. Er blijven echter onzekerheden bestaan met betrekking tot de langetermijneffecten van scheepsgeluid, de impact van elektromagnetische velden (EMV) van stroomkabels en het herstelvermogen van populaties na een afname (Heinis et al. 2025).

Lokaal niveau

Zandwinning kan een lokale activiteit zijn, maar is één van vele en kan daarom niet geïsoleerd worden beschouwd. Zo toonde statistische modellering aan dat voorspelde cumulatieve geluidsblootstellingsniveaus voor individuele zeehonden rond de Britse eilanden drempels kunnen overschrijden die tijdelijke gehoorschade kunnen veroorzaken (Jones et al. 2017). Een studie met gezenderde zeehonden (grijze en gewone) in de Waddenzee en op Helgoland liet zien dat hoorbaar scheepsgeluid aanwezig was gedurende 2,2% tot 20,5% van de tijd dat zeehonden zich in het water bevonden (Mikkelsen et al. 2019). Gewone zeehonden in de Waddenzee worden gemiddeld blootgesteld aan 4,3 passages van vaartuigen met hoge amplitude per dag (Nachtsheim et al. 2023). Zandwinning (bijvoorbeeld voor zandsuppletie) kan leiden tot een tijdelijke maar substantiële toename hiervan. Tijdens winning vindt veel heen-en-weer varen plaats: één cyclus van uitvaren, zand winnen, terugvaren en suppleren duurt ongeveer vier uur, wat kan betekenen dat eenzelfde punt tot circa 12 keer per dag wordt gepasseerd. Dit vindt echter niet het hele jaar plaats, maar slechts gedurende enkele weken per locatie.

Een volgende stap is daarom het integreren van TSHD-vaarroutes/-schema's naast commerciële scheepvaart in agent-based (DEPONS) of PCoD-analyses, zodat de additionele bijdrage van zandwinning aan “verstoringdagen” kan worden gekwantificeerd binnen bijvoorbeeld het Nederlandse KEC-raamwerk. Recent werk koppelt AIS-gegevens van scheepvaart aan blootstellings-responsrelaties voor bruinvissen en levert daarmee de benodigde input voor dergelijke integratie (Frankish et al. 2023).

Onderwatergeluid kan tevens samengaan met andere stressoren, zoals lokaal verhoogde troebelheid. De gecombineerde effecten op individuele dieren zijn nog slecht begrepen, maar kunnen de habitatkwaliteit verder verminderen, direct of via effecten op prooi, en dieren dwingen zich te verplaatsen en meer energie te verbruiken. Dit is met name zorgwekkend in voorkeursfoerageergebieden of prooi-hotspots.

8.5 Kennisleemtes en onderzoeksaanbevelingen

Ondanks aanzienlijke vooruitgang blijven verschillende onzekerheden bestaan die een betrouwbare beoordeling en beheer beperken. Er ontbreken robuuste, in-het-veld-gebaseerde blootstellings-

responsfuncties die frequentiespecifiek geluid, afstand, vaartuigklasse en snelheid koppelen aan gedrag en energiebudgetten per soort. Met name onderzoek naar gedragsreacties van grijze zeehonden, en hoe deze zich verhouden tot die van gewone zeehonden, ontbreekt. Ten tweede is de additionele akoestische voetafdruk van TSHD's ten opzichte van de drukke achtergrond van scheepvaart, en ook voor hogere frequenties, niet consistent gekwantificeerd in ruimte en tijd. Ten derde is de fijnschalige verspreiding en het habitatgebruik van bruinvissen langs de Nederlandse kust onvoldoende bekend. Ten vierde blijven de schaal en persistentie van vermijding—en de omstandigheden waaronder habitatkwaliteit de kosten van verstoring compenseert—sterk casusafhankelijk. Ten vijfde zijn indirecte effecten via prooi en habitat (bijv. kraamkamers, sedimentdynamiek) moeilijk te onderscheiden, aangezien de relevantie van zandwinlocaties voor belangrijke prooi-soorten grotendeels onbekend is, evenals voorkeursfoerageergebieden en habitatafhankelijkheid van predatoren. Gedetailleerde kaarten van vissoorten, met nadruk op kraamgebieden, kunnen dit verbeteren. Ten zesde dient voor zeehonden de mogelijke relatie tussen verhoogde troebelheid en bijvangst nader te worden onderzocht. Ten zevende zijn gerichte pilotstudies nodig om de energetische kosten van herhaalde verstoring van haul-out gedrag bij zeehonden te kwantificeren en om op bewijs gebaseerde richtlijnen voor afstand en vaarsnelheid vast te stellen. Ten achtste vormt beter inzicht in algemene populatiedynamiek en sturende factoren de basis voor elke evaluatie van de drie soorten. Ten slotte combineren de meeste instrumenten voor cumulatieve effectbeoordeling nog geen TSHD-vaarroutes met commerciële AIS-data, onderwaterakoestiek en biologing in (bijna) real time, wat effectief locatiespecifiek beheer beperkt.

8.6 Conclusie zeezoogdieren

De bruinvis, de gewone zeehond en de grijze zeehond zijn beschermde indicatorsoorten en toppredatoren in de Nederlandse Noordzee. Hoewel hun populatietrends verschillen—met exponentiële groei bij grijze zeehonden en recente afnames bij gewone zeehonden in de Waddenzee—staan alle drie onder druk van verschillende antropogene factoren, waaronder zandwinning.

De primaire impact van zandwinning (specifiek via TSHD's) is onderwatergeluid voor bruinvissen en onderwatergeluid en vaartuigaanwezigheid (boven water) voor zeehonden. Hoewel het geluidsniveau doorgaans niet hoog genoeg is om dodelijke effecten of permanent gehoorverlies (PTS) te veroorzaken, vormt het een belangrijke bron van gedragsverstoring. Verstoring kan de voedselopname verminderen en daarmee de conditie beïnvloeden. De gevoeligheid hiervoor hangt sterk af van de energetische strategie van de soort: bruinvissen, als "income breeders", zijn het hele jaar en over hun gehele verspreidingsgebied kwetsbaar, omdat zij vrijwel continu moeten foerageren om hun energiebalans te handhaven. Zeehonden zijn gedurende circa 20% van hun tijd gebonden aan specifieke locaties (rustplaatsen) en kunnen worden verstoord wanneer winning in de nabijheid van dergelijke locaties plaatsvindt. Daarnaast kan passerend scheepvaartverkeer verstoring veroorzaken nabij deze rustplaatsen. De overige 80% van hun tijd brengen zowel gewone als grijze zeehonden foeragerend door in de Noordzee. Omdat zeehonden het gebied binnen 10 km rond hun rustplaatsen het meest intensief gebruiken, vormt zandwinning binnen deze zone het grootste risico. Zeehonden verplaatsen zich echter ook buiten deze zone (waarbij grijze zeehonden doorgaans grotere afstanden afleggen), waardoor een buffer van 10 km rond rustplaatsen niet alle verstoring zal voorkomen (maar waarschijnlijk wel het aantal verstoorde dieren vermindert). Zeehonden kunnen in gebieden met veel scheepvaart een hogere tolerantie of gewenning vertonen, hoewel "flushing"³¹ vanaf rustplaatsen een belangrijke zorg blijft voor hun energiebalans. Dit geldt in het bijzonder tijdens de zoogperiode, wanneer pups kunnen sterven als gevolg van overmatige verstoring. Onderzoek naar verstoring heeft zich voornamelijk gericht op gewone zeehonden, en hoewel vaak wordt aangenomen dat grijze zeehonden minder gevoelig en robuuster zijn, ontbreekt wetenschappelijk bewijs hiervoor en zijn directe vergelijkende studies schaars. De werpperioden verschillen tussen soorten (zomer versus winter) en ook hun energetische strategieën verschillen, waardoor de meest gevoelige perioden soortspecifiek zijn.

Indirecte effecten, zoals habitatdegradatie en verminderde beschikbaarheid van prooi, worden over het algemeen als minder belangrijk beschouwd in ruimte en tijd dan geluid. Verplaatsing van prooi vormt waarschijnlijk geen groot probleem gezien de mobiliteit en grote actieradius van deze soorten, hoewel kennis

³¹ Het water ingaan vanwege verstoring.

over voorkeursfoerageergebieden in Nederland beperkt is. Sommige belangrijke prooi-soorten, zoals zandspiering, verdienen bijzondere aandacht, aangezien zij een groot deel van het dieet vormen, relatief sedentair zijn en specifieke hotspots hebben. Het cumulatieve effect van deze stressoren—waaronder remobilisatie van contaminanten en afname van visbiomassa—kan de gezondheid en voortplantingssucces op lange termijn beïnvloeden, met name in gebieden met hoge antropogene druk.

Hoewel zandwinning een lokale activiteit is, draagt deze bij aan een permanente achtergrond van door de mens veroorzaakt geluid en milieudruk in de Noordzee. Opstellers van milieueffectrapportages dienen daarom duidelijk te beschrijven hoe projectactiviteiten bijdragen aan bestaande niveaus van geluid, troebelheid en scheepvaart. De nadruk dient te liggen op wanneer en waar effecten het meest relevant zijn (bijv. nabij rustplaatsen van zeehonden, in foerageergebieden of prooi-hotspots van bruinvissen en zeehonden, en tijdens gevoelige seizoenen), en cumulatieve effecten en belangrijke onzekerheden dienen expliciet te worden behandeld in plaats van stressoren afzonderlijk te beschouwen.

8.7 Referenties zeezoogdieren

- Aarts G, Benda-Beckmann AM von, Lucke K, Sertlek HÖ, Bemmelen R van, Geelhoed SCV, Brasseur S, Scheidat M, Lam F-PA, Slabbekoorn H, Kirkwood R (2016a) Harbour porpoise movement strategy affects cumulative number of animals acoustically exposed to underwater explosions. *Mar Ecol Prog Ser* 557:261–275.
- Aarts G, Brasseur S, Poos JJ, Schop J, Kirkwood R, van Kooten T, Mul E, Reijnders P, Rijnsdorp AD, Tulp I (2019) Top-down pressure on a coastal ecosystem by harbor seals. *Ecosphere* 10:e02538.
- Aarts G, Cremer J, Kirkwood R, van der Wal JT, Matthiopoulos J, Brasseur S (2016b) Spatial distribution and habitat preference of harbour seals (*Phoca vitulina*) in the Dutch North Sea. Wageningen Marine Research Den Helder, The Netherlands.
- Adams A, Bijlsma R-J, Bos G, Clerkx S, Janssen J, Kleunen A van, Remmelts W, Rooijen N van, Schaminée J, Schmidt A, Swaay C van, Wijnhoven S, Woestenburg M, Aar M van (2020) Vogel- en Habitatrichtlijnrapportage 2019. Wageningen University & Research.
- Andersen S m., Teilmann J, Dietz R, Schmidt N m., Miller L a. (2012) Behavioural responses of harbour seals to human-induced disturbances. *Aquat Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 22:113–121.
- Anderwald P, Brandecker A, Coleman M, Collins C, Denniston H, Haberlin MD, O'Donovan M, Pinfield R, Visser F, Walshe L (2013) Displacement responses of a mysticete, an odontocete, and a phocid seal to construction related vessel traffic. *Endanger Species Res* 21:231–240.
- Armad J, Duckworth E, Walthour L (2023) Effects of Vessel Disturbance on Harbor Seal (*Phoca vitulina*) Abundance and Behavior at Yellow Island and Goose Island, WA, USA.
- ASCOBANS (1991) Agreement on the Conservation of Small Cetaceans of the Baltic, North East Atlantic, Irish and North Seas (ASCOBANS).
- Bagočius D (2014) Potential Masking of the Baltic Grey Seal Vocalisations by Underwater Shipping Noise in the Lithuanian Area of the Baltic Sea. *Environ Res Eng Manag* 4:66–72.
- Bankhead K, Freeman G, Heimbichner Goebel W, Acevedo-Gutiérrez A (2023) Effects of anthropogenic noise on haul-out numbers of harbor seals (*Phoca vitulina*). *Can J Zool* 101:720–728.
- Bas AA, Christiansen F, Öztürk AA, Öztürk B, McIntosh C (2017) The effects of marine traffic on the behaviour of Black Sea harbour porpoises (*Phocoena phocoena relicta*) within the Istanbul Strait, Turkey. *PLoS ONE* 12.
- Basan F, Fischer J-G, Putland R, Brinkkemper J, de Jong CAF, Binnerts B, Norro A, Kühnel D, Ødegaard L-A, Andersson M, Lalander E, Tougaard J, Griffiths ET, Kosecka M, Edwards E, Merchant ND, de Jong K, Robinson S, Wang L, Kinneging N (2024) The underwater soundscape of the North Sea. *Mar Pollut Bull* 198:115891.
- Benhemma-Le Gall A, Graham IM, Merchant ND, Thompson PM (2021) Broad-Scale Responses of Harbor Porpoises to Pile-Driving and Vessel Activities During Offshore Windfarm Construction. *Front Mar Sci* 8:664724.
- Benhemma-Le Gall A, Thompson P, Merchant N, Graham I (2023) Vessel noise prior to pile driving at offshore windfarm sites deters harbour porpoises from potential injury zones. *Environ Impact Assess Rev* 103.
- Blundell GM, Pendleton GW (2015) Factors Affecting Haul-Out Behavior of Harbor Seals (*Phoca vitulina*) in Tidewater Glacier Inlets in Alaska: Can Tourism Vessels and Seals Coexist? *PLOS ONE* 10:e0125486.
- Booth CG (2020) Food for thought: Harbor porpoise foraging behavior and diet inform vulnerability to disturbance. *Mari Mamm Sci* 36:195–208.
- Bossart GD (2011) Marine Mammals as Sentinel Species for Oceans and Human Health. *Vet Pathol* 48:676–690.

-
- Bouma S, van den Boogaard B (2011) Zeehonden en baggerschepen op een aanlegproject. Ervaringen van betrokken medewerkers. Bureau Waardenburg bv.
- Bouma S, Lengkeek W, B. van den Boogaard, Waardenburg HW (2010) Reageren zeehonden op de Razende Bol op langsvarende baggerschepen? Inclusief reacties op andere menselijke activiteiten. Bureau Waardenburg bv.
- Bouma S, Lengkeek W, van den Boogaard B (2012) Aanwezigheid en gedrag van zeehonden op de Verklipperplaat, de Middelpaats en de Hooie Platen. Bureau Waardenburg bv.
- Bowen D (2016) IUCN Red List of Threatened Species: *Halichoerus grypus*. IUCN Red List of Threatened Species.
- Brasseur S, Aarts G, Meesters E, van Polanen Petel T, Dijkman E, Cremer J, Reijnders P (2012) Habitat preferences of harbour seals in the Dutch coastal area: analysis and estimate of effects of offshore wind farms. Wageningen IMARES.
- Brasseur S, van Polanen Petel T, Geelhoed S, Aarts GM, Meesters E (2010) Zeezoogdieren in de Eems; studie naar de effecten van bouwactiviteiten van GSP, RWE en NUON in de Eemshaven in 2009. IMARES Wageningen UR.
- Brasseur SMJM (2017) Seals in motion: how movements drive population development of harbour seals and grey seals in the North Sea. PhD Thesis, Wageningen University
- Brasseur SMJM, Reijnders PJH (1997) The Harbour Seal in the Netherlands. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO).
- Britton J (2012) The Impact of Boat Disturbance on the Grey Seal (*Halichoerus grypus*) around the Isle of Man. M.Sc. Thesis, Bangor University
- Camphuysen C (2011) Recent trends and spatial patterns in nearshore sightings of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the Netherlands (Southern Bight, North Sea), 1990-2010. *Lutra*:37-44.
- Carpenter CV, Ogle CE, Weise GJ, Ogle CE, Weise GJ (2021) Harbor seal (*Phoca vitulina*) behavior in response to vessel disturbance at Yellow Island and Goose Island, WA, USA.
- Carter MID, Aarts G, Van Beest FM, Bivins M, Brasseur SMJM, Dietz R, Duck CD, Galatius A, Gilles A, Haelters J, Hastie GD, Jessopp M, Morris CD, Moss SEW, Nabe-Nielsen J, Nachtsheim DA, Schaffeld T, Schop J, Siebert U, Teilmann J, Thompson D, Thompson PM, Vincent C, Russell DJF (2026) At-sea distribution of seals on the Northwest European Shelf: Towards transboundary conservation and management. *Journal of Applied Ecology* 63:e70236. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.70236>
- Cates K, Acevedo-Gutiérrez A (2017) Short Note Harbor Seal (*Phoca vitulina*) Tolerance to Vessels Under Different Levels of Boat Traffic. *Aquatic Mammals* 43:193-200.
- Chudzińska M, Klementisová K, Booth C, Harwood J (2024) Combining bioenergetics and movement models to improve understanding of the population consequences of disturbance. *Oikos* 2024:e10123.
- CITES (1973) Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora.
- Clement D (2017) Assessment of effects on marine mammals from proposed capital dredging and spoil disposal for the Port of Napier. Prepared for Port of Napier Ltd. Cawthron Institute.
- CLO (2024) Bruinvis in de Noordzee, 1991 - 2022 | (indicator 1250, versie 09, 1 mei 2024). <https://www.clo.nl/indicatoren/nl125009-bruinvis-in-de-noordzee-1991-2022> (accessed January 29, 2026)
- CMS (1979) Convention on the Conservation of Migratory Species of Wild Animals.
- Common Wadden Sea Secretariat (1990) Agreement on the Conservation of Seals in the Wadden Sea, 1990.
- Common Wadden Sea Secretariat (2022) Wadden Sea Seal Management Plan 2023-2027. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.

-
- Compendium voor de Leefomgeving (2020) Gewone en grijze zeehond in Waddenzee en Deltagebied, 1960 - 2020. <https://www.clo.nl/indicatoren/nl123117-gewone-en-grijze-zeehond-in-waddenzee-en-deltagebied-1960-2020> (accessed February 19, 2026)
- Conn PB, Silber GK (2013) Vessel speed restrictions reduce risk of collision-related mortality for North Atlantic right whales. *Ecosphere* 4:43.
- Culloch RM, Anderwald P, Brandecker A, Haberlin D, McGovern B, Pinfield R, Visser F, Jessopp M, Cronin M (2016) Effect of construction-related activities and vessel traffic on marine mammals. *Mar Ecol Prog Ser* 549:231–242.
- Dähne M, Bär T, Gallus A, Benke H, Herold E, Stilz P (2020) No need to shout? Harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) echolocate quietly in confined murky waters of the Wadden Sea. *J Acoust Soc Am* 148:EL382–EL387.
- De Jong C, Ainslie M, Dreschler J, Jansen E, Heemskerk E, Groen W (2010) Underwater noise of Trailing Suction Hopper Dredgers at Maasvlakte 2: Analysis of source levels and background noise. TNO.
- de Jong C, Binnerts B, de Krom P, Gaida T (2022) North Sea Sound Maps 2019-2020. Report of the EU INTERREG Joint Monitoring Programme for Ambient Noise North Sea (Jomopans). TNO.
- De Jong MF, Baptist MJ, Van Hal R, De Boois IJ, Lindeboom HJ, Hoekstra P (2014) Impact on demersal fish of a large-scale and deep sand extraction site with ecosystem-based landscaped sandbars. *Estuar Coast Shelf Sci* 146:83–94.
- Dehnhardt G, Hanke W, Wieskotten S, Krüger Y, Miersch L (2014) Hydrodynamic perception in seals and sea lions. In: *Flow Sensing in Air and Water: Behavioral, Neural and Engineering Principles of Operation*. Bleckmann H, Mogdans J, Coombs SL (eds) Springer Berlin Heidelberg, p 147–167
- Didderen K, Bouma S (2012) Reacties van zeehonden op baggerschepen. Suppletiewerkzaamheden bij Renesse. Bureau Waardenburg bv.
- Diederichs A, Brandt M, Nehls G, Sh B (2010) Does sand extraction near Sylt affect harbour porpoises? In: *Science for Nature Conservation and Management: The Wadden Sea Ecosystem and EU Directives. Proceedings of the 12th International Scientific Wadden Sea Symposium in Wilhelmshaven, Germany, 30 March - 3 April 2009. Wadden Sea Ecosystem, Common Wadden Sea Secretariat (CWSS), Wilhelmshaven, Germany*
- Dracott K, Robinson CV, Dares L, Woodley E, Migneault A, Birdsall C (2025) Influence of vessel disturbance on Pacific harbour porpoise (*Phocoena phocoena vomerina*) echolocation. *Ecol Appl* 35:e70076.
- van Duren LA, van Kessel T, Troost T, Blauw AN, Kramer L, van Gils JAG, Wijsman JWM, Craemeersch JAM, Herman P, Villars MT (2017a) Scenariostudies ter ondersteuning van de MER zandwinning Noordzee 2018 – 2027. Winning van ophoogzand door Stichting LaMER. Deltares.
- van Duren LA, van Kessel T, Troost T, Blauw AN, Kramer L, van Gils JAG, Wijsman JWM, Craemeersch JAM, Herman P, Villars MT (2017b) Scenariostudies ter ondersteuning van de MER zandwinning Noordzee 2018 – 2027 Winning van suppletiezand voor RWS. Deltares.
- Dyndo M, Wiśniewska DM, Rojano-Doñate L, Madsen PT (2015) Harbour porpoises react to low levels of high frequency vessel noise. *Sci Rep* 5.
- Erdsack N, Hanke FD, Dehnhardt G, Hanke W (2012) Control and amount of heat dissipation through thermal windows in harbor seals (*Phoca vitulina*). *J Therm Biol* 37:537–544.
- European Council (1992) Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora.
- European Parliament & European Council (2019) Regulation (EU) 2019/1241 of the European Parliament and of the Council of 20 June 2019 on the conservation of fisheries resources and the protection of marine ecosystems through technical measures, amending Council Regulations (EC) No 1967/2006, (EC) No 1224/2009 and Regulations (EU) No 1380/2013, (EU) 2016/1139, (EU) 2018/973, (EU) 2019/472 and (EU) 2019/1022 of the European Parliament and of the Council, and repealing Council Regulations (EC)

No 894/97, (EC) No 850/98, (EC) No 2549/2000, (EC) No 254/2002, (EC) No 812/2004 and (EC) No 2187/2005.

Fitzgerald B, Sheard F (2025) Behavioral response of Harbor seals (*Phoca vitulina*) to vessel disturbances on Yellow Island, WA, USA.

Folegot T, Hemon E, Nehls G, Schmiing M, Bräger S, Bellmann MA, Gerlach S, Matuschek R, Flamme J (2024) Near Real-Time Underwater Sound Modeling of Dredging Noise to Meet Regulatory Noise Thresholds. In: The Effects of Noise on Aquatic Life. Popper AN, Sisneros JA, Hawkins AD, Thomsen F (eds) Springer International Publishing, Cham, p 1465–1483

Forney KA, Southall BL, Slooten E, Dawson S, Read AJ, Baird RW, Brownell Jr RL (2017) Nowhere to go: noise impact assessments for marine mammal populations with high site fidelity. *Endanger Species Res* 32:391–413.

Frankish CK, von Benda-Beckmann AM, Teilmann J, Tougaard J, Dietz R, Sveegaard S, Binnerts B, de Jong CAF, Nabe-Nielsen J (2023) Ship noise causes tagged harbour porpoises to change direction or dive deeper. *Mar Pollut Bull* 197.

Gabriele CM, Ponirakis DW, Clark CW, Womble JN, Vanselow PBS (2018) Underwater Acoustic Ecology metrics in an Alaska Marine protected area reveal marine mammal communication masking and management alternatives. *Front Mar Sci* 5.

Galatius A, Bossi R, Sonne C, Rigét FF, Kinze CC, Lockyer C, Teilmann J, Dietz R (2013) PFAS profiles in three North Sea top predators: metabolic differences among species? *Environ Sci Pollut Res* 20:8013–8020.

Galatius A, Brasseur SMJM, Hamm T, Jeß A, Meise K, Meyer J, Schop J, Siebert U, Stejskal O, Teilmann J, Thøstesen CB (2025) Survey Results of Harbour Seals in the Wadden Sea in 2025: Record high pup count despite recent decline in moult counts. *Common Wadden Sea Secretariat, Expert Group Marine Mammals*.

Gallagher CA, Grimm V, Kyhn LA, Kinze CChr, Nabe-Nielsen J (2021) Movement and seasonal energetics mediate vulnerability to disturbance in marine mammal populations. *Am Nat* 197:296–311.

Geelhoed SCV (2024) Changes in harbour porpoise distribution in the North Sea. *Wageningen Marine Research, IJmuiden*.

Geelhoed SCV, Janinhoff N, Lagerveld S, Verdaat H (2020) Marine mammal surveys in Dutch North Sea waters in 2019.

Gilles A, Authier M, Pigeault R, Ramirez Martinez N, Benoit V, Carlström J, Eira C, Geelhoed S, Laran S, Sequeira M, Sveegaard S, Taylor N, Saavedra C, Bonales JA, Hammond P (2025) Spatial models of cetacean density in European Atlantic waters based on SCANS-IV summer 2022 survey data.

Gilles A, Authier M, Ramirez Martinez N, Araújo H, Blanchard A, Carlström J, Eira C, Dorémus G, Maldonado C, Geelhoed S, Kyhn L, Laran S, Nachtsheim D, Panigada S, Pigeault R, Sequeira M, Sveegaard S, Taylor N, Owen K, Hammond P (2023) Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2022 from the SCANS-IV aerial and shipboard surveys.

Gilles A, Viquerat S, Becker EA, Forney KA, Geelhoed SCV, Haelters J, Nabe-Nielsen J, Scheidat M, Siebert U, Sveegaard S, Van Beest FM, Van Bemmelen R, Aarts G (2016) Seasonal habitat-based density models for a marine top predator, the harbor porpoise, in a dynamic environment. *Ecosphere* 7.

Gläser N, Mauck B, Kandil FI, Lappe M, Dehnhardt G, Hanke FD (2014) Harbor seals (*Phoca vitulina*) can perceive optic flow under water. *PLoS ONE* 9.

Götz T, Janik VM (2010) Aversiveness of sounds in phocid seals: Psycho-physiological factors, learning processes and motivation. *J Exp Biol* 213:1536–1548.

Hammond PS, Lacey C, Gilles A, Viquerat S, Boerjesson P, Herr H, Macleod K, Ridoux V, Santos M, Scheidat M, Teilmann J, Vingada J, Oeien N (2017) Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. *Wageningen Marine Research*.

-
- Hammond PS, Macleod K, Berggren P, Borchers DL, Burt L, Cañadas A, Desportes G, Donovan GP, Gilles A, Gillespie D, Gordon J, Hiby L, Kuklik I, Leaper R, Lehnert K, Leopold M, Lovell P, Øien N, Paxton CGM, Ridoux V, Rogan E, Samarra F, Scheidat M, Sequeira M, Siebert U, Skov H, Swift R, Tasker ML, Teilmann J, Van Canneyt O, Vázquez JA (2013) Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biol Conserv* 164:107–122.
- Härkönen T, Harding KC, Heide-Jørgensen M-P (2002) Rates of increase in age-structured populations: a lesson from the European harbour seals. *Can J Zool* 80:1498–1510.
- Hastie GD, Lepper P, McKnight JC, Milne R, Russell DJF, Thompson D (2021) Acoustic risk balancing by marine mammals: anthropogenic noise can influence the foraging decisions by seals. *J Appl Ecol* 58:1854–1863.
- Hearty A, Glynn M (2025) Maintenance Dredging Activity–Kilrush Marina Risk Assessment for Annex IV Species. AQUAFACT.
- Heinis F, de Jong C, von Benda-Beckmann S (2025) KEC 5.0 report, Part B, marine mammals. TNO, Den Haag.
- Heinis F, de Jong CAF, Ainslie M, Borst W, Vellinga T (2013) Monitoring programme for the Maasvlakte 2. Part III: The effects of underwater sound. *Terra et Aqua* 132:21–32.
- Hermannsen L, Beedholm K, Tougaard J, Madsen PT (2014) High frequency components of ship noise in shallow water with a discussion of implications for harbor porpoises (*Phocoena phocoena*). *J Acoust Soc Am* 136:1640–1653.
- Hermannsen L, Ladegaard M, Tønnesen P, Malinka C, Beedholm K, Tougaard J, Rojano-Donāte L, Tyack PL, Madsen PT (2025) High-frequency vessel noise can mask porpoise echolocation. *J Exp Biol* 228.
- Heße E (2024) Foraging ecology of harbour porpoises, harbour seals and grey seals and their role in the food web of the southern North Sea. PhD Thesis, University of Veterinary Medicine Hannover, Büsum
- van den Heuvel-Greve M, Froe E de, Kotterman M, Kwadijk C, Foekema E (2024) Hoofdlijnenrapport: impact van probleemstoffen (incl. PFAS) op natuur in de Westerschelde. Wageningen Marine Research.
- van den Heuvel-Greve MJ, van den Brink AM, Kotterman MJJ, Kwadijk CJAF, Geelhoed SCV, Murphy S, van den Broek J, Heesterbeek H, Gröne A, IJsseldijk LL (2021) Polluted porpoises: Generational transfer of organic contaminants in harbour porpoises from the southern North Sea. *Sci Total Environ* 796:148936.
- Hoekendijk JPA, Spitz J, Read AJ, Leopold MF, Fontaine MC (2018) Resilience of harbor porpoises to anthropogenic disturbance: Must they really feed continuously? *Mari Mamm Sci* 34:258–264.
- Hoekstein MSJ, Arts FA, Janse W (2025) Watervogels en zeehonden in de Zoute Delta in 2023/2024. Deltamilieu Projecten, Vlissingen/Rijkswaterstaat, Centrale informatievoorziening.
- ICES (2024) Working Group on Marine Mammal Ecology (WGMME). ICES Scientific Reports.
- IJsseldijk LL, ten Doeschate MTI, Brownlow A, Davison NJ, Deaville R, Galatius A, Gilles A, Haelters J, Jepson PD, Keijl GO, Kinze CChr, Olsen MT, Siebert U, Thøstesen CB, van den Broek J, Gröne A, Heesterbeek H (2020) Spatiotemporal mortality and demographic trends in a small cetacean: Strandings to inform conservation management. *Biological Conservation* 249:108733.
- IJsseldijk LL, Leopold MF, Begeman L, Kik MJL, Wiersma L, Morell M, Bravo Rebolledo EL, Jauniaux T, Heesterbeek H, Gröne A (2022) Pathological findings in stranded harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) with special focus on anthropogenic causes. *Front Mar Sci* 9:997388.
- Jägerbrand AK, Brutemark A, Barthel Svedén J, Gren I-M (2019) A review on the environmental impacts of shipping on aquatic and nearshore ecosystems. *Sci Total Environ* 695:133637.
- Jansen E, de Jong C (2017) Experimental Assessment of Underwater Acoustic Source Levels of Different Ship Types. *IEEE J Ocean Eng* 42:439–448.
- Jansen JK, Brady GM, Hoef JMV, Boveng PL (2015) Spatially estimating disturbance of harbor seals (*Phoca vitulina*). *PLoS One* 10.

-
- Jefferson TA, Webber MA, Pitman RL (2015) Marine Mammals of the World: A Comprehensive Guide to their Identification. Academic Press.
- Jones EL, Hastie GD, Smout S, Onoufriou J, Merchant ND, Brookes KL, Thompson D (2017) Seals and shipping: quantifying population risk and individual exposure to vessel noise. *J Appl Ecol* 54:1930–1940.
- de Jong C, Binnerts B, de Krom P, Gaida T (2022) North Sea Sound Maps 2019-2020. Report of the EU INTERREG Joint Monitoring Programme for Ambient Noise North Sea (Jomopans). TNO.
- de Jong CAF, Ainslie MA, Heinis F, Janmaat J (2016) Offshore dredger sounds: Source levels, sound maps, and risk assessment. In: *Advances in Experimental Medicine and Biology*. Springer New York LLC, p 189–196
- de Jonge VN, Schückel U (2019) Exploring effects of dredging and organic waste on the functioning and the quantitative biomass structure of the Ems estuary food web by applying Input Method balancing in Ecological Network Analysis. *Ocean Coast Manag* 174:38–55.
- van der Kaaij T, van Kessel T, Troost T, Herman P, van Duren L, Villars N (2017) Modelondersteuning MER winning suppletie- en ophoogzand Noordzee 2018 – 2027. Modelvalidatie. Deltares.
- Kakuschke A, Griesel S (2016) Essential and Toxic Elements in Blood Samples of Harbor Seals (*Phoca vitulina*) from the Islands Helgoland (North Sea) and Anholt (Baltic Sea): A Comparison Study with Urbanized Areas. *Arch Environ Contam Toxicol* 70:67–74.
- Karpovich SA, Skinner JP, Mondragon JE, Blundell GM (2015) Combined physiological and behavioral observations to assess the influence of vessel encounters on harbor seals in glacial fjords of southeast Alaska. *J Exp Mar Biol Ecol* 473:110–120.
- Kastelein RA, Gransier R, Hoek L, Olthuis J (2012) Temporary threshold shifts and recovery in a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) after octave-band noise at 4 kHz. *J Acoust Soc Am* 132:3525–3537.
- Kastelein RA, Helder-Hoek L, Booth C, Jennings N, Leopold M (2019a) High levels of food intake in harbor porpoises (*Phocoena phocoena*): Insight into recovery from disturbance. *Aquatic Mamm* 45:380–388.
- Kastelein RA, Helder-Hoek L, Jennings N, van Kester R, Huisman R (2019b) Reduction in body mass and blubber thickness of harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) due to near-fasting for 24 hours in four seasons. *Aquatic Mamm* 45:37–47.
- Kastelein RA, Helder-Hoek L, Terhune JM (2018) Hearing thresholds, for underwater sounds, of harbor seals (*Phoca vitulina*) at the water surface. *J Acoust Soc Am* 143:2554–2563.
- Kastelein RA, Helder-Hoek L, Van de Voorde S (2017) Hearing thresholds of a male and a female harbor porpoise (*Phocoena phocoena*). *J Acoust Soc Am* 142:1006–1010.
- Kastelein RA, Hoek L, Wensveen PJ, Terhune JM, De Jong CAF (2010) The effect of signal duration on the underwater hearing thresholds of two harbor seals (*Phoca vitulina*) for single tonal signals between 0.2 and 40 kHz. *J Acoust Soc Am* 127:1135–1145.
- Kastelein RA, Schop J, Hoek L, Covi J (2015) Hearing thresholds of a harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) for narrow-band sweeps. *J Acoust Soc Am* 138:2508–2512.
- Kastelein RA, Wensveen PJ, Hoek L, Verboom WC, Terhune JM (2009) Underwater detection of tonal signals between 0.125 and 100 kHz by harbor seals (*Phoca vitulina*). *J Acoust Soc Am* 125:1222–1229.
- Kirkwood R, Cremer J, Lindeboom H, Lucke K, Teal L, Scholl M (2014) Zeezoogdieren in de Eems: studie naar de effecten van bouwactiviteiten van GSP, RWE en NUON in de Eemshaven in 2013.
- Leopold MF (2015) Eat and Be Eaten: Porpoise Diet Studies. PhD Thesis, Wageningen University & Research
- Leopold MF, Baptist MJ, IJsseldijk L, Engels B (2013) Waarnemingen van bruinvissen in maart 2013 vanaf een zandzuiger in het Slijkgat bij Ouddorp. IMARES.
- Leopold MF, Begeman L, van Bleijswijk JDL, IJsseldijk LL, Witte HJ, Gröne A (2015) Exposing the grey seal as a major predator of harbour porpoises. *Proc Biol Sci* 282:20142429.

-
- Lockyer C (2003) Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the North Atlantic: Biological parameters. NAMMCO Sci Publ 5:71–89.
- Luck C, Cronin M, Gosch M, Healy K, Cosgrove R, Tully O, Rogan E, Jessopp M (2020) Drivers of spatiotemporal variability in bycatch of a top marine predator: First evidence for the role of water turbidity in protected species bycatch. *J Appl Ecol* 57:219–228.
- Lucke K, Cremer JSM, Lindeboom HJ, Scholl MM, Teal LR (2013) Zeezoogdieren in de Eems; studie naar de effecten van bouwactiviteiten van GSP, RWE en NUON in de Eemshaven in 2012.
- Mahfouz C, Henry F, Courcot L, Pezeril S, Bouveroux T, Dabin W, Jauniaux T, Khalaf G, Amara R (2014) Harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) stranded along the southern North Sea: An assessment through metallic contamination. *Environ Res* 133:266–273.
- van Maren DS, Pierik HJ, Dankers PJT, Schmidt C (2020) De verslibbing van het Eems-estuarium. Landschap 2020.
- Matthews LP, Fournet MEH, Gabriele C, Klinck H, Parks SE (2020) Acoustically advertising male harbour seals in southeast Alaska do not make biologically relevant acoustic adjustments in the presence of vessel noise. *Biol Lett* 16.
- Maurer N, Boyi JO, Schick LA, Nachtsheim DA, Schaffeld T, Gross S, Teilmann J, Schnitzler J, Siebert U (2025) Unsealing behaviour: Variation in harbour seal (*Phoca vitulina*) responses to anthropogenic sound in relation to individual health. *Mar Pollut Bull* 214.
- McCutcheon J, Bankhead K, Acevedo-Gutiérrez A (2025) The impact of in-air noise on the behavior of harbor seals (*Phoca vitulina*) at the water's surface. *Can J Zool* 103:1–14.
- McQueen AD, Suedel BC, de Jong C, Thomsen F (2020) Ecological risk assessment of underwater sounds from dredging operations. *Integrated environmental assessment and management* 16:481–493.
- Mikkelsen L, Johnson M, Wisniewska DM, van Neer A, Siebert U, Madsen PT, Teilmann J (2019) Long-term sound and movement recording tags to study natural behavior and reaction to ship noise of seals. *Ecol Evol* 9:2588–2601.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, Ministerie van Landbouw, Visserij, Voedselzekerheid en Natuur (2025) Mariene Strategie (deel 1). Beschrijving van de huidige milieutoestand, goede milieutoestand en milieudoelen. 2024-2030.
- Ministry of Agriculture, Nature and Food Quality (2020) Updated Conservation Plan for the Harbour Porpoise *Phocoena phocoena* in the Netherlands: maintaining a Favourable Conservation Status. Ministerie van Algemene Zaken.
- Møhl B, Andersen S (1973) Echolocation: high-frequency component in the click of the Harbour Porpoise (*Phocoena ph. L.*). *J Acoust Soc Am* 54:1368–1372.
- Morgan I (2025) Construction Works at the Port of Dundee: Underwater Noise Modelling Assessment.
- Nabe-Nielsen J, van Beest FM, Grimm V, Sibly RM, Teilmann J, Thompson PM (2018) Predicting the impacts of anthropogenic disturbances on marine populations. *Conserv Lett* 11.
- Nabe-Nielsen J, Harwood J (2016) Comparison of the iPCoD and DEPONS models for modelling population consequences of noise on harbour porpoises. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy.
- Nabe-Nielsen J, Sibly RM, Tougaard J, Teilmann J, Sveegaard S (2014) Effects of noise and by-catch on a Danish harbour porpoise population. *Ecol Model* 272:242–251.
- Nachtsheim DA, Johnson M, Schaffeld T, van Neer A, Madsen PT, Findlay CR, Rojano-Doñate L, Teilmann J, Mikkelsen L, Baltzer J, Ruser A, Siebert U, Schnitzler JG (2023) Vessel noise exposures of harbour seals from the Wadden Sea. *Sci Rep* 13:6187.
- Nedwell JR, Brooker AG, Bryant SAH, Gardner PJ, Lovell J (2010) Controlled exposure tests to establish the effects of noise produced by Trailing Suction Hopper Dredgers on common seals. *Subacoustech*.

-
- van Neer A, Jensen LF, Siebert U (2015) Grey seal (*Halichoerus grypus*) predation on harbour seals (*Phoca vitulina*) on the island of Helgoland, Germany. *Journal of Sea Research* 97:1–4.
- Nehls G, Zydels R, Matuschek R, Brandt M, Diederichs A, Hoeschle C, Thomsen F (2024) Impact of High Marine Traffic on Harbor Porpoise: Effect on Abundance and Distribution. In: *The Effects of Noise on Aquatic Life: Principles and Practical Considerations*. Popper AN, Sisneros JA, Hawkins AD, Thomsen F (eds) Springer International Publishing, p 1077–1103
- Nielsen NH, Teilmann J, Sveegaard S, Hansen RG, Sinding M-HS, Dietz R, Heide-Jørgensen MP (2018) Oceanic movements, site fidelity and deep diving in harbour porpoises from Greenland show limited similarities to animals from the North Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 597:259–272.
- NOAA Fisheries (no date) Gray Seal. <https://www.fisheries.noaa.gov/species/gray-seal> (accessed February 17, 2026)
- NOAA Fisheries (2018) Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing | NOAA Fisheries. <https://www.fisheries.noaa.gov/resource/document/technical-guidance-assessing-effects-anthropogenic-sound-marine-mammal-hearing> (accessed February 5, 2026)
- Olson JK, Lambourn DM, Huggins JL, Raverty S, Scott AA, Gaydos JK (2021) Trends in Propeller Strike-Induced Mortality in Harbor Seals (*Phoca vitulina*) of the Salish Sea. *J Wildl Dis* 57:689–693.
- OSPAR (1992) CONVENTION FOR THE PROTECTION OF THE MARINE ENVIRONMENT OF THE NORTH-EAST ATLANTIC.
- Owen K (2022) Estimating a mortality threshold for the Belt Sea population of harbour porpoises | ASCOBANS/JG18/Pres.3.4.
- Owen K, Carlström J, Eriksson P, Andersson M, Nordström R, Lalander E, Sveegaard S, Kyhn LA, Griffiths ET, Cosentino M, Tougaard J (2024) Rerouting of a major shipping lane through important harbour porpoise habitat caused no detectable change in annual occurrence or foraging patterns. *Mar Pollut Bull* 202.
- Paterson WD, Russell DJF, Wu G-M, McConnell B, Currie JI, McCafferty DJ, Thompson D (2019) Post-disturbance haulout behaviour of harbour seals. *Aquat Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 29:144–156.
- Pigeault R, Ruser A, Ramirez-Martinez NC, Geelhoed SCV, Haelters J, Nachtsheim DA, Schaffeld T, Sveegaard S, Siebert U, Gilles A (2024) Maritime traffic alters distribution of the harbour porpoise in the North Sea. *Mar Pollut Bull* 208:116925.
- Planque Y, Spitz J, Authier M, Guillou G, Vincent C, Caurant F (2021) Trophic niche overlap between sympatric harbour seals (*Phoca vitulina*) and grey seals (*Halichoerus grypus*) at the southern limit of their European range (Eastern English Channel). *Ecol Evol* 11:10004–10025.
- Reichmuth C, Holt MM, Mulsow J, Sills JM, Southall BL (2013) Comparative assessment of amphibious hearing in pinnipeds. *J Comp Physiol A* 199:491–507.
- Reijnders PJH, Brasseur SMJM, Meesters EHWG (2010) Earlier pupping in harbour seals, *Phoca vitulina*. *Biol Lett* 6:854–857.
- Reine KJ, Clarke D, Dickerson C, Wikel G (2014) Characterization of Underwater Sounds Produced by Trailing Suction Hopper Dredges During Sand Mining and Pump-out Operations: Defense Technical Information Center, Fort Belvoir, VA.
- Rijkswaterstaat (2026) Zeehonden en zandtransport. <https://www.zanduitzee.nl/onderzoeksthema/zeehonden-zandtransport/> (accessed February 18, 2026)
- Roberts DA (2012) Causes and ecological effects of resuspended contaminated sediments (RCS) in marine environments. *Environ Int* 40:230–243.
- Rojano-Donāte L, McDonald BI, Wisniewska DM, Johnson M, Teilmann J, Wahlberg M, Højer-Kristensen J, Madsen PT (2018) High field metabolic rates of wild harbour porpoises. *J Exp Biol* 221.
- Rojano-Doñate L, Teilmann J, Wisniewska DM, Jensen FH, Siebert U, McDonald BI, Elmegaard SL, Sveegaard S, Dietz R, Johnson M, Madsen PT (2024) Low hunting costs in an expensive marine mammal predator. *Sci Adv* 10.

-
- Roos A (2021) Contaminant analyses of harbor porpoises. Naturhistoriska Riksmuseet
- Ruser A, Hansen KA, Wahlberg M, Schaffeld T, Siebert U (2025) Underwater audiogram of the grey seal (*Halichoerus grypus*). Biol Open 14:062059.
- Sairanen EE (2014) Baltic Sea underwater soundscape : weather and ship induced sounds and the effect of shipping on harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) activity. M.Sc. Thesis, University of Helsinki
- Sandow L-M, Thimian A-K, Lappe M, Hanke FD (2025) Optic flow, a rich source of optic information for harbour seals (*Phoca vitulina*). J Exp Biol 228.
- SATURN Project (2020) <https://www.saturnh2020.eu/courses/depons-model> (accessed February 5, 2026)
- Saunders M (2023) Which regions of European waters exhibit the highest risk for harbour porpoises from marine pollutants? M.Sc. Thesis, Bangor University
- SCANS II (2006) Small Cetaceans in the European Atlantic and North Sea (SCANS-II). Final Report. University of St Andrews, St Andrews, UK.
- Scheidat M, Vrooman J, Teilmann J, Baltzer J, Bie Thøstesen C, Diederichs B, Dietz R, Geelhoed SCV, Gilles A, IJsseldijk LL, Keijl GO, Nabe-Nielsen J, Ruser A, Schnitzler J, Sveegaard S, Siebert U (2024) Harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Wadden Sea World Heritage Site and requirements for trilateral monitoring. Mar Biodivers 54:42.
- Schop J, Bönisch A, Brasseur S (2025) Grey Seal numbers in the Wadden Sea and Helgoland in 2024-2025. Common Wadden Sea Secretariat, Expert Group Marine Mammals.
- Seuront L, Luczak C, Bourgain J-L (2025) A seal's tale: de novo colonization of an intertidal sandbar in a highly anthropized harbor by the Harbor and Grey seals. Reg Stud Mar Sci 85:104144.
- Southall B, Bowles A, Ellison W, Finneran JJ, Gentry RL, Green CR, Kastak CR, Ketten D, Miller J, Nachtigall P, Richardson W, Thomas J, Tyack P (2007) Marine mammal noise exposure criteria. Aquat Mamm 33.
- Southall BL, Finneran JJ, Reichmuth C, Nachtigall PE, Ketten DR, Bowles AE, Ellison WT, Nowacek DP, Tyack PL (2019) Marine Mammal Noise Exposure Criteria: Updated Scientific Recommendations for Residual Hearing Effects. Aquat Mamm 45:125–232.
- Taupp T (2022) Against all odds: Harbor porpoises intensively use an anthropogenically modified estuary. Mar Mammal Sci 38:288–303.
- Terhune J (2015) HARBOUR PORPOISE PRESENCE NEAR OIL TANKERS. Canadian Acoustics 43.
- Tillin HM, Houghton AJ, Saunders JE, Drabble R, Hull SC (2011) Direct and indirect impacts of aggregate dredging. Marine ALSF Science Monograph Series.
- Todd VL, Todd IB, Gardiner JC, Morrin EC, MacPherson NA, DiMarzio NA, Thomsen F (2015) A review of impacts of marine dredging activities on marine mammals. ICES J Mar Sci 72:328–340.
- Tougaard J, Wright AJ, Madsen PT (2015) Cetacean noise criteria revisited in the light of proposed exposure limits for harbour porpoises. Mar Pollut Bull 90:196–208.
- Trigg L (2019) Assessing the exposure and behavioural response of grey seals (*Halichoerus grypus*) to shipping noise. PhD Thesis, University of Plymouth
- Trigg LE, Chen F, Shapiro GI, Ingram SN, Vincent C, Thompson D, Russell DJF, Carter MID, Embling CB (2020) Predicting the exposure of diving grey seals to shipping noise. J Acoust Soc Am 148:1014–1029.
- Van Parijs SM, Hastie GD, Thompson PM (2000) Individual and geographical variation in display behaviour of male harbour seals in Scotland. Anim Behav 59:559–568.
- van der Veer HW, Dapper R, Henderson PA, Jung AS, Philippart CJM, Witte IJ, Zuur AF (2015) Changes over 50 years in fish fauna of a temperate coastal sea: Degradation of trophic structure and nursery function. Estuar Coast Shelf Sci 155:156–166.

-
- Wageningen University & Research (2026) Tagging harbour porpoises to gain insight into their habitat use and behaviour. <https://www.wur.nl/en/news/tagging-harbour-porpoises-gain-insight-their-habitat-use-and-behaviour> (accessed February 18, 2026)
- Weiffen M, Möller B, Mauck B, Dehnhardt G (2006) Effect of water turbidity on the visual acuity of harbor seals (*Phoca vitulina*). *Vis Res* 46:1777–1783.
- Wilson LJ, Hammond PS (2019) The diet of harbour and grey seals around Britain: Examining the role of prey as a potential cause of harbour seal declines. *Aquat Conserv: Mar Freshw Ecosyst* 29:71–85.
- Wisniewska DM, Johnson M, Teilmann J, Rojano-Doñate L, Shearer J, Sveegaard S, Miller LA, Siebert U, Madsen PT (2016) Ultra-High Foraging Rates of Harbor Porpoises Make Them Vulnerable to Anthropogenic Disturbance. *Curr Biol* 26:1441–1446.
- Wisniewska DM, Johnson M, Teilmann J, Siebert U, Galatius A, Dietz R, Madsen PT (2018) High rates of vessel noise disrupt foraging in wild harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Proc R Soc B Biol Sci* 285.

9 Discussie over kennislacunes, algemene discussie en algemene conclusie

9.1 Discussie over kennislacunes

Per hoofdstuk worden de kennislacunes gedefinieerd. Hier wordt een meer overkoepelend beeld gegeven.

9.1.1 MSFD als leidraad voor onderzoek

Een belangrijke kennislacune begint bij het toepassen van het juridische kader. De MSFD verkiest te werken met limieten en drempels, maar momenteel zijn slechts enkele voorlopige limieten en drempels gedefinieerd. Talrijke indicatoren, limieten en drempels zijn nog in ontwikkeling (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat, Ministerie van LNV, 2025). Momenteel zijn vooral evaluaties op basis van expertkennis haalbaar, terwijl kwantitatieve evaluaties worden gevraagd. Om deze lacunes te vullen, zal uitgebreid onderzoek noodzakelijk zijn om het ecosysteembegrip te verbeteren en de onderbouwing van indicatoren, drempels en kantelpunten te versterken. Door deze lacunes te vullen, moeten ecosystemen functioneren, energiestromen en interacties, populatiedynamiek enz. worden begrepen, niet alleen voor het Nederlandse deel van de Noordzee, maar ook voor de grotere Noordzee. Het aanpakken van deze enorme taak biedt daarmee ook een uitstekend kader om de kennislacunes voor zandwinning te vullen. Er valt wellicht synergie te halen door samen op te trekken waar kan. Elke 6 jaar moet een statusrapport worden opgesteld, waardoor kennislacunes kunnen worden aangepakt en geprioriteerd en vervolgens nieuw onderzoek kan worden geprogrammeerd en uitgevoerd om het ecosysteembegrip te vergroten.

9.1.2 Effecten op benthos

De belangrijkste kennislacunes liggen in diepere ontgrondingen en schelpdierbanken.

9.1.2.1 Diepere ontgrondingen

De resultaten van de -3.4 à 4.7 m en -20 m ontgrondingen bieden te weinig informatie om de lokale en grootschalige impact (systeemimplicaties) te kwantificeren. Voor -20 m lijkt het erop dat de hydraulische eigenschappen zodanig kunnen veranderen dat volgens de MSFD-regelgeving een habitatverschuiving optreedt (verlies), maar dit is slechts aangetoond voor twee gevallen (Maasvlakte II zandwin put en Westerland Baggergebied" (WBG) in de Duitse Bocht (Zuidoost-Noordzee), van Tongeren 2021; Mielck et al 2019, 2021). Is dit een constant patroon? En zo ja, wat zijn de ecosysteemgevolgen, vooral op de lange termijn wanneer meer van deze diepe putten worden gecreëerd. Een kritische tussendiepte van 4–6 m blijft slecht begrepen. Van Kessel et al. (2026) suggereren dat vanaf 4 meter de put slib accumuleert.

Deze diepte-interval kan een drempel vertegenwoordigen waarbij hydrodynamische en sedimentaire omstandigheden beginnen te verschuiven, wat mogelijk de accumulatie van fijn materiaal bevordert en oorspronkelijk zandige habitats transformeert in stabielere, door slib gedomineerde systemen. Echter, het huidige bewijs is onvoldoende om te bepalen of dergelijke putten zich meer gedragen als ondiepe verstoringen of kenmerken vertonen die vergelijkbaar zijn met diepe ontgrondingslocaties. Witbaard & Craeymeersch (2023) bemonsterden vier putten van 3.4 a 4.7 m met de Triple D Schaaf. Eén bemonsterde zandwinput (-3.6 m) heeft zeer hoge slibgehalten maar ligt nabij een baggerstortlocatie van een haven en ontvangt waarschijnlijk grote stromen slib. Twee andere andwinputten bevinden zich in vroege stadia van rekolonisatie en zijn daarom nog onvoorspelbaar wat betreft de eindgemeenschap. Slechts één zandwinput (Q5J, Witbaard & Craeymeersch (2023)) had zowel een zekere leeftijd dat een climax gemeenschap verwacht kan worden als een ligging ver weg van versturende factoren. Hier wordt een hoger slibpercentage waargenomen (1,2% versus 0,3% op de referentielocatie) en iets meer organisch materiaal (0,59% versus 0,48% op de referentielocatie) (gemiddelde korrelgrootte nagenoeg gelijk: 319 µm om 314 µm). De

aangetroffen gemeenschappen verschillen, met meer biomassa in de -6 m zandwinput en een zeer grote bijdrage van interface feeders (Witbaard & Craeymeersch, 2023).

Leewis et al (2024) zagen met de boxcorer voor dezelfde zandwinput Q5J een hogere biomassa en meer massa aan echinodermata in de zandwinput, en tegelijkertijd ook een grotere gemiddelde korrelgrootte in de put ten opzichte van de referentie locatie (325.8 μm versus 282.0 μm) en 0.73% slib in de zandwinput versus 0.12%.

Deze verschillen tussen zandwinput Q5J en de referentie kunnen te wijten zijn aan de natuurlijke dynamiek, aangezien de variatie in de tijd groter is dan de variatie in de ruimte bij deze dynamische benthos-gemeenschappen. Tijdens de chaotische settlement & recruitment fases is er een enorme dynamiek aan benthos. Grote hoeveelheden larven komen de benthische gemeenschap in en sterven willekeurig door predatie en bv stormen (Reiss & Kröncke 2005; Wilber & Clarke 2001; Wilber et al., 2007). Dit aspect van sterk dynamische gemeenschappen in tijd en ruimte compliceert onderzoek naar rekolonisatie. Het onderzoek hiernaar is pas net begonnen. Twee bestudeerde 3.4 à 4.7 m zandwinputten zijn in een vroeg stadium van rekolonisatie met een onbekende toestand van rekolonisatie richting een onbekende "climaxgemeenschap" (Baptist & Rozemeijer, 2024). Daarnaast kunnen de verschillen in gemeten gemiddelde korrelgrootte ook van zeer grote betekenis zijn (Leewis et al 2024).

Voorspellingen van welke fauna de diepere putten zou kunnen koloniseren zijn beperkt. Schulz et al. (2025) doen eerste berekeningen aan *Abra alba*, witte dunschelp, *Spisula subtruncata*, halfgeknotte strandschelp, *Ophiura ophiura*, gewone slangster, *Echinocardium cordatum*, zeeklit en *Lanice conchilega*, schelpkokerworm. Andere soorten zijn lastiger te bepalen, zowel door het gebrek aan een overzicht van sedimentvoorkeuren van soorten als door berekende bodemschuifspanning als maat voor de veranderende hydrodynamische omstandigheden en zeebodemkarakteristieken.

9.1.3 Schelpdierbanken

Schelpdierbanken spelen een belangrijke rol voor het ecosysteem. Toch vallen schelpdierbanken zeewaarts van de doorgaande -20 m-lijn momenteel buiten expliciete beleidsmatige bescherming. Zwarte zee-eenden geven de voorkeur aan ondiepe schelpdierbanken, maar verstoring kan de feitelijke beschikbaarheid verminderen (Van de Wolfshaar et al., 2023). Daarom kunnen diepe schelpdierbanken een uitwijkoptie zijn, om op terug te vallen om toch voldoende voedsel te verkrijgen (van de Wolfshaar & van Daalen 2024, Rozemeijer & Baptist, 2025). Aanvullend onderzoek is nodig om de urgentie van bescherming vast te stellen, niet alleen voor de zwarte zee-eenden maar ook met betrekking tot het fenomeen zelf. Ook is een evaluatie nodig of bescherming gericht moet zijn op de daadwerkelijke schelpdierbanken of nog strikter op het potentieel van schelpdierbanken. Zandwinning kan een substraat dat voorheen geschikt was voor schelpdierbanken ongeschikt maken voor schelpdierbanken (Schulz et al., 2025). Schelpdierbanken zijn van enorm belang als basisvoedsel en in ecosysteem functioneren (bijv. nutriëntenrecycling, Craeymeersch & Velilla 2024). Tegelijkertijd is hun aanwezigheid onregelmatig en onvoorspelbaar (De Fouw et al. 2024, ongepubliceerde data Wageningen Marine Research, Troost et al. 2025). Vanuit ecologisch perspectief roept dit vragen op over de toereikendheid van het huidige beschermingsregime. Dus ook potentieel belangrijke gebieden zouden maximale bescherming moeten krijgen. Gezien de enorme volumes bij Ameland (Tabel 2-1, Tabel 2 2) kunnen grote gebieden met potentiële *Spisula*-banken voor altijd verloren gaan met bijbehorende gevolgen. Éénmaal het habitat weggenomen, is het twijfelachtig of de achtergebleven laag nog geschikt is voor schelpdierbanken (zie bv Schulz et al., 2025, Rozemeijer & Baptist, 2025). Doorkijkend naar een toekomst met zeer veel zandwinning lijkt het zaak deze belangrijke gebieden te behouden en niet alleen feitelijke schelpdierbanken (en zandspiering concentraties) maar ook de **potentie** van schelpdierbanken (en zandspiering soorten) te beschermen. Het zijn trofisch sleutelsoorten die zeer belangrijk zijn voor het totale systeem. Het gaat hierbij om zowel zandwinning als ook suppleties.

Het is hierbij nodig om tot een betere afbakening te komen van het potentiële gebied van schelpdierbanken. De vergelijking tussen *Figuur 6-3* en *Figuur 6-10* suggereert dat het optimale gebied voor *Spisula*-**banken** veel kleiner is dan het optimale gebied voor *Spisula* individuen. *Spisula*-vissers maken elke lente een gedetailleerde scan van hun potentiële visgronden (inclusief biomassa en kwaliteit). Het is raadzaam om een wetenschappelijk kader rond hun metingen te creëren om dit belangrijke informatiemiddel te formaliseren.

Daarnaast zijn er methodes als multibeam scan methodes waarmee in korte tijd grote oppervlaktes kunnen worden gescand en schelpdierbanken onderscheiden van andere ondergrond (Bai, 2026).

9.1.4 Vogels

9.1.4.1 Algemene kennis over populatie- en verblijfsdynamiek

Om de effecten op vogels te evalueren begint het met het verkrijgen van algemene kennis over de populatiedynamiek voor alle broedvogels. Het gaat hierbij om mechanismen die verblijf en migratie van trekvogels sturen die regelmatig de Nederlandse kustzone gebruiken. Het is fundamenteel om eerst inzicht te hebben in wat de normale dynamiek bepaalt, om de aanvullende impact van zandwinning te begrijpen. Hoe kan men anders bepalen of menselijke activiteiten een significante impact hebben op de populatie of het verblijf? Kantekening hierbij is dat een echte T0 is natuurlijk niet meer mogelijk. Deze benadering sluit ook goed aan bij de behoeften van de MSFD.

9.1.4.2 Mechanistisch onderzoek in een lokale context

Er is behoefte aan direct mechanistisch onderzoek, bijvoorbeeld wat is de verstoringafstand. Echter, deze resultaten zullen altijd geplaatst moeten worden in de context van de daadwerkelijke situatie van de lokale omstandigheden en de fase waarin de vogel zich bevindt. Gedrag in een groep is anders dan van een vogel alleen. Een broedvogel of een vogel met kuikens zal een andere beslissing nemen dan een vogel zonder ouderlijke verplichtingen.

9.1.4.3 Habitatvernietiging

Habitat voor *Spisula* en zandspiering kan potentieel worden vernietigd door zandwinning met implicaties voor broedende grote stern en zwarte zee-eend. Het is nodig om meer inzicht te verkrijgen in deze vernietiging en of deze kan worden gemitigeerd of gecompenseerd. Daarnaast moeten de gevolgen voor de fitness, populatiedynamiek en het verblijf van de afhankelijke soorten worden vastgesteld.

9.1.5 Zeezoogdieren

Zeezoogdieren zijn intelligente soorten met complex gedrag, dat zij aanpassen aan veranderende omstandigheden. Naast het begrijpen van algemene populatiedynamiek (zoals ook het geval is bij vogels), is het essentieel om hun voorkeursgebieden van gebruik te identificeren. Zijn er specifieke locaties die functioneren als hotspots en is er een directe link met zandwinning? Voor bruinvissen in Nederland ontbreekt deze fijnschalige informatie momenteel. Ook verstoringafstanden (gevoeligheden) zijn onderwerp van discussie. Verstoring kan interfereren met hun foerageergedrag en de voedselopname verminderen, wat uiteindelijk hun fitness en overleving kan beïnvloeden.

Voor zeehonden is meer kennis beschikbaar, maar aanvullende aandacht moet worden gegeven aan foerageergebieden nabij zandwinningszones. Een ander belangrijk aspect is de nabijheid van zandwinningsactiviteiten tot rustplaatsen, in het bijzonder wanneer pups aanwezig zijn. TSHD's zouden een passende afstand moeten aanhouden, en de voorgeschreven 1200 m lijkt een goede afstand. Echter, soms loopt de enige mogelijke transportroute zeer dicht langs een intergetijde zandbank loopt waar zeehonden rusten, en het niet altijd mogelijk is om de voorgeschreven afstand van 1200 m aan te houden (Bouma et al., 2010, 2011), wat een probleem kan vormen, vooral wanneer pups aanwezig zijn. Dit vormt een potentieel risico dat in vergunningverlening expliciet aandacht vereist.

Ook zandspiering vereist extra aandacht, omdat dit een belangrijke prooi-soort is voor zowel zeehonden als bruinvissen. Zandspiering is relatief sedentair, en de hotspots liggen mogelijk in zoekgebieden voor zandwinning.

9.2 Algemene discussie

Hier volgt de algemene discussie. Sommige aspecten van de discussie zijn al geïntegreerd in de reflectie op de kennislacunes.

9.2.1 De aanpak

Het oorspronkelijke idee was een systematische review met registratie van alle referenties en hun gebruik. Gezien de beschikbare middelen werd dat idee snel losgelaten, de administratie bij een dergelijk stap zou veel tijd gekost hebben. In de intentie was de volgende stap om alle potentiële impacthypothesen te beoordelen. Helaas bleek dit eveneens te omvangrijk gezien planning en middelen, waardoor prioriteiten moesten worden gesteld. Een AI-onderzoek naar benaderingen suggereerde een half jaar per onderwerp bij het uitvoeren van een systematische review. Met drie onderwerpen betekent dit 1,5 jaar aan middelen. De onderwerpen kunnen uiteraard parallel worden uitgevoerd. Een vooraf gedefinieerde aanpak leek nuttig, men vraagt zich af of het de middelen waard is om een systematische review te doen wanneer de inhoud het belangrijkste aandachtspunt is. De meeste systematische reviews gaan gepaard met een meta-analyse die de informatie categoriseert in plaats van de inhoud te analyseren en de bevindingen ten opzichte van elkaar te positioneren om overzicht, algemene conclusies en nieuwe inzichten te genereren.

9.2.2 Subtiële systeemverschuivingen?

Zandwinning vindt plaats sinds de jaren '90. In deze periode hebben zandwinning voor suppletie en commerciële doeleinden programma's gehad van ~25 miljoen m³ per jaar en enkele grote initiatieven zoals MV2, de Zandmotor en de Hondsbossche en Pettemer Zeewering. In eerdere MER's (Van Duin et al., 2017a,b) werd al een ruimtelijke beperking voor zandwinning ervaren, zowel door bezetting door andere initiatieven als door eerdere zandwinputten. Daarom worden nu diepere putten onderzocht. Men vraagt zich af wat alle zandwinningsactiviteiten veroorzaken op systeemniveau. Enerzijds heeft een vogel zoals de dwergmeeuw een goede status sinds 2010 terwijl de grootschalige zandwinning nog moest komen. Anderzijds, vooruitkijkend naar een toekomst met klimaatverandering, grotere zandvraag, diepere putten, habitatverandering, meer gesuspenseerd slib, welke systeemeffecten en verschuivingen zullen optreden, en in hoeverre dergelijke veranderingen mogelijk reeds onopgemerkt zijn opgetreden.

9.2.3 Diepe of ondiepe winning

De laatste jaren is er een ontwikkeling richting diepere ontgrondingsputten (Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat 2024, Witbaard et al. 2025). Men vraagt zich af of deze diepere putten te verkiezen zijn boven meer ondiepe winning ("Maankraters of kaasschaven"). Het is aangetoond dat -2 m putten vergelijkbaar worden met de referentielocaties (herstel, van Dalfsen et al. 2000; van Dalfsen en Essink, 2001). Zij tonen herstel naar een gemeenschap vergelijkbaar met de referentielocatie in plaats van rekolonisatie naar een nieuwe toestand. Gezien het risico dat diepere putten het habitat, de soortensamenstelling en het systeem functioneren veranderen (bv *Figuur 6-14*), zou het ecosysteem niet beter af zijn met het afschrappen van een laag van -2 m waarbij het min of meer hetzelfde blijft in plaats van diepe putten met bijbehorende lokale systeemveranderingen?

In een benadering waarbij telkens met -2 m wordt verdiept, kan men zich voorstellen dat het gehele zandwinningsgebied zich vergelijkbaar gedraagt met geleidelijke veranderingen in hydrodynamische omstandigheden. Waarschijnlijk duurt het dan meerdere jaren voordat de volgende "zandplak" wordt afgeschaafd. In de tussentijd is het gebied waarschijnlijk volledig hersteld. Mogelijk is deze kaasschaafmethodologie op de lange termijn beter, ondanks het feit dat het ontginningsoppervlak groter is (maar herstellend in plaats van systeemverandering, wat diepere putten lijken te doen). Een groot probleem vormen alle uitsluitingsgebieden voor zandwinning binnen het reserveringsgebied. In de hypothetische situatie dat het gehele reserveringsgebied ontgonnen zou kunnen worden, is het voorstelbaar dat er steeds lagen van -2 m worden gewonnen tot -6 m diep met een paar graduele overgangen richting kust en richting offshore. Hier is een nadere evaluatie nodig.

9.2.4 Verlies van bescherming door de overgang naar de Omgevingswet

De Omgevingswet brengt regelgeving over ruimte, wonen, infrastructuur, milieu, natuur en water samen in één juridisch systeem. De geïntegreerde benadering zorgt ervoor dat natuurbehoud nu onderdeel is van bredere besluitvorming over bouw, milieu en ruimtelijke ordening. In dezelfde ontwikkeling is de Omgevingswet vereenvoudigd door bijvoorbeeld ecologische aspecten zoals schelpdierbanken en verstoringafstanden voor zeehonden uit de beleidsregels voor zandwinning te verwijderen, omdat deze ook worden meegenomen in het natuurgedeelte van de Omgevingswet. Echter, de resulterende bescherming door de Omgevingswet en de geïncorporeerde Beleidsregels Ontgrondingen is niet zo uitgebreid als voorheen³². Momenteel zijn schelpdierbanken in de zandwinningsgebieden niet beschermd, deels omdat ze als niet-significant worden beschouwd (wat op zijn minst een betwistbare stelling is). Refererend naar de Fouw et al (2024) ongepubliceerde Wageningen Marine Research data en sectie 6.3, zijn de gebieden waar *Spisula* schelpdierbanken gevonden kunnen worden beperkt. Gezien het belang van deze banken en de beperktheid in oppervlaktes en het gegeven dat zandwinning kan leiden tot een verandering van habitat (bv Schulz et al., 2025), is het waarschijnlijk beter de potentie van *Spisula* banken te beschermen en deze gebieden met hoge kans permanent te sluiten voor zandwinning. Dat biedt meer zekerheid voor het verschijnen van de *Spisula* banken.

Daarnaast zijn vogels, zeehonden en zeehondenpups minder beschermd wat betreft verstoringafstanden. In eerdere MER's werden zeehondenpups ook beschermd met een gesloten periode voor passage. Deze aspecten worden nu beschermd in een algemene verordening³³ maar staan niet per se in lokale beheerplannen die regelmatig worden vernieuwd (Schilt et al., 2023). Daardoor bestaat het risico dat deze bepalingen over verstoringafstanden minder consistent worden toegepast. Het zou beter zijn om deze verstoringafstanden in het hoofdraamwerk van de regelgeving op te nemen zodat zij een vast uitgangspunt vormen voor beheerplannen. Een potentieel kritisch risico betreft verstoring van zeehonden tijdens de zoogperiode, wat kan leiden tot de sterfte van zeehondenpups door verstoring van de moederdieren. Hier is speciale aandacht nodig.

³² Van 2010 tm 2022 waren schelpdieren banken wel beschermd: [wetten.nl - Regeling - Beleidsregels ontgrondingen in rijkswateren - BWBR0028498](#) en vanaf 2022 gelden andere regels: [wetten.nl - Regeling - Beleidsregels ontgrondingen in rijkswateren 2022 - BWBR0046536](#).

³³ https://waddenzee.nl/thema/natuur/beleid/gesloten-gebieden/?utm_source=chatgpt.com gezien 13-05-2026

9.3 Conclusies

Elk ecologisch hoofdstuk geeft zijn conclusies op een uitgebreide manier. In deze sectie worden de belangrijkste conclusies in een meer beknopte vorm gepresenteerd om de hoofdlijnen beter te begrijpen. De onderstaande conclusies geven een synthese van de huidige stand van kennis, waarbij onzekerheden en kennislacunes nadrukkelijk blijven bestaan.

9.3.1 Effecten op benthos

In het algemeen treedt rekolonisatie op na verwijdering van de zeebodem. Afhankelijk van de ontgrondingsdiepte kan dit herstel zijn naar een situatie vergelijkbaar met de referentiesituatie (herstel). Dit geldt meestal voor de -2 m ontgroning, hoewel verschillen met referentiegemeenschappen kunnen optreden, hetzij door subtiele verschillen in het resulterende habitat, hetzij door de zeer hoge natuurlijke dynamiek.

Voor een -20 m ontgroning is de kans groot dat hydrodynamische omstandigheden (bodemschuifspanning) significant veranderen, waardoor de zeebodem verandert naar een zeebodem met een hoger slibpercentage en bijbehorende slib-minnende fauna. Dit kan een habitatverlies betekenen in termen van de MSFD. Meer onderzoek is nodig, ook op verschillende locaties, om de effecten daadwerkelijk vast te stellen. Voor een -6 m ontgroning is beperkte informatie beschikbaar. Er zijn aanwijzingen dat het slibpercentage van de zeebodem licht toeneemt en dat de benthosgemeenschap verschuift van suspensievoeders naar interface feeders. Deze verschuiving kan worden veroorzaakt door subtiele verschillen in slib, organisch materiaal, natuurlijke dynamiek of door het feit dat de gemeten putten zich nog in een toestand van rekolonisatie bevinden en een onbekende tussenfase hebben richting een onbekende "climax"-toestand. Extra troebelheid en verminderde primaire productie veroorzaken een vermindering in biomassagroei en gerelateerde aspecten, maar geen sterfte. Aangezien individuen in schelpdierbanken al te maken hebben met verminderde voedselopname door intense lokale voedselcompetitie, zijn aanvullende specifieke berekeningen nodig om de effecten op het niveau van schelpdierbanken te beoordelen.

9.3.2 Speciale habitats

Een belangrijk nieuw aspect van deze review is dat er nu habitatgeschiktheidskaarten zijn van de belangrijke sleutelsoorten *Spisula*, *Ensis*, en beide zandspieringsoorten (*A. marinus* en *A. tobianus*). Doorkijkend naar een toekomst met zeer veel zandwinning lijkt het zaak deze belangrijke gebieden te behouden en niet alleen feitelijke schelpdierbanken en zandspiering concentraties maar ook de **potentie** (het habitat) van schelpdierbanken en zandspiering soorten te beschermen als voedsel voor afhankelijke soorten als zwarte zee-eenden. Het gaat hierbij om zowel **zandwinning** als ook **suppleties**.

9.3.2.1 Schelpdierbanken

Schelpdierbanken vereisen speciale aandacht aangezien zij niet langer worden beschermd door de Omgevingswet. Schelpdierbanken zijn belangrijk voor zwarte zee-eenden. Idealiter foerageren zwarte zee-eenden tot 15 tot 20 m, dus buiten de zandwinningszone. Echter, gezien het feit dat zij substantieel worden verstoord, waardoor voldoende voedselopname en daarmee aanwezigheid in de Nederlandse kustzone wordt belemmerd, zijn alternatieve opties, ook dieper, nodig om hun aanwezigheid te waarborgen. Diepere schelpdierbanken (20 m) bieden nog steeds energetisch gunstige omstandigheden en bieden deze alternatieve opties. Daarnaast zijn schelpdierbanken zeldzame fenomenen die onregelmatig voorkomen. Zij vertegenwoordigen een speciaal habitat en bescherming is daarom aan te bevelen.

Elke ontgroning, ongeacht de diepte, kan potentieel leiden tot habitatvernietiging door de specifieke eisen voor schelpdierbankvorming. Meer onderzoek is nodig om de rol van schelpdieren voor het ecosysteem in het algemeen te definiëren (bijv. habitatvereisten, daadwerkelijke bankvorming beginnend met vestiging), en voor specifieke soorten zoals zwarte zee-eend om het potentieel van schelpdierbanken te waarborgen. Daarnaast spelen schelpdierbanken een belangrijke rol in het omzetten van pelagische energie en biomassa naar benthische energie en biomassa en detritus, en in de bijbehorende recycling van nutriënten. Door hun schaal hebben zij belangrijke ecosysteefuncties zoals bioturbatie en -irrigatie. Zij zijn ook een belangrijke voedselbron voor ander benthos, vis en afhankelijk daarvan andere trofische niveaus.

Er is meer bescherming nodig van schelpdier banken met aanvullende monitoring. Monitoring van schelpdierbanken kan worden verbeterd door gebruik te maken van input en inspanningen van schelpdier-vissers of (in combinatie) met multibeam backscatter-technologie.

9.3.2.2 Zandspiering

Er zijn twee soorten zandspiering die vooral gescheiden van elkaar leven: *A. marinus* meer zeewaarts en *A. tobianus* die dichter op de kust leeft (Figuur 6-15). Voor dit moment lijkt het beschermen van de plek zeewaarts van de -20m lijn nabij Texel met hoge habitatgeschiktheid voor *A. marinus* van direct belang. Hier zou eigenlijk niet gewonnen moeten worden. Voor de toekomst worden ook de zeewaartse locaties relevant langs de Hollandse Kustboog. Voor *A. tobianus* lijken suppletie locaties relevanter: HondschBosche Zeewering, westkop van Vleiland, westelijke buitendelta van Terschelling.

9.3.3 Effecten op vogels

9.3.3.1 Zwarte zee-eend

Verstoring: Vooral in de winter foerageren zwarte zee-eenden in de Nederlandse kustzone op schelpdierbanken, met name *Spisula subtruncata* en *Ensis spp.* De zwarte zee-eend is een gevoelige vogel die vlucht op afstanden van 1 tot 2 km wanneer een schip nadert. De intensieve '24/7' zandwinning nabij de foerageergebieden en offshore rustplaatsen van de zee-eenden zal de vogels waarschijnlijk verjagen, waardoor zij alternatieve (mogelijk suboptimale) locaties moeten zoeken. Voldoende alternatieve gebieden kunnen zowel overmatig energieverlies als emigratie naar andere landen voorkomen waar wellicht ook deze stressfactoren spelen. Daarnaast verminderen verstoringen en migratie de mogelijkheid om wettelijke doelen met betrekking tot nationale populatiegrootte te behalen).

Achteruitgang van *Spisula*-habitat: momenteel komt *Spisula* voor op dieptes van meer dan 20 meter in de Nederlandse kustzone, wat in het verleden niet het geval was. Dit impliceert dat diepere gebieden in de zandwinningszone belangrijke (reserve)opties kunnen zijn voor foerageren van zwarte zee-eenden.

Troebelheid: extra troebelheid lijkt geen effect te hebben op foerageersucces aangezien dit gebaseerd is op tactiele waarneming.

9.3.3.2 Roodkeelduiker

De roodkeelduiker is bijzonder gevoelig voor verstoring met de mogelijkheid dat zij niet terugkeren. Roodkeelduikers foerageren overdag, wat suggereert dat het zichtjagers zijn. Zij worden waargenomen in wateren met lage zichtbaarheid, maar er is een grote behoefte aan kennisontwikkeling voor een betere beoordeling.

9.3.3.3 Grote stern

Voedselbeschikbaarheid heeft twee componenten:

Het directe jachtsucces wordt beïnvloed door extra troebelheid. In helder water neemt het vangstsucces toe met toenemende troebelheid omdat de vissen dan ondieper zwemmen en bovendien hun predator niet zien aankomen. In troebel water neemt het vangstsucces af met toenemende troebelheid omdat de sterns de prooi minder goed waarnemen.

Zandwinning kan potentieel de geschiktheid van het rusthabitat van zandspiering verminderen. Dit kan een belangrijke impact zijn, vooral nabij de broedkolonie bij Texel. Meer onderzoek is nodig naar de impact van zandwinning op deze zandspiering-habitats en de implicaties voor de populatiedynamiek van grote sterns. Clupeïden zijn hun favoriete voedsel, maar zandspiering komt op een goede tweede plaats.

Verstoring lijkt van gering belang voor de grote stern. Officiële waarnemingen moeten worden gedaan, maar tijdens metingen van jachtsucces in relatie tot zichtbaarheid leken grote sterns weinig verstoord en waren aanwezig en jagend nabij het observatieschip.

9.3.3.4 Dwergmeeuw

Beschikbare reviews over verstoring van zeevogels geven aan dat kleine meeuwensoorten doorgaans beperkte vermijding van schepen op zee vertonen in vergelijking met duikende watervogels, met reacties die

over het algemeen beperkt blijven tot korte afstanden (tientallen tot lage honderden meters) en vaak beperkt zijn tot gedragsaanpassingen. Echter, meer kennis is nodig in dit geval. Dwergmeeuwen, die voornamelijk oppervlakte-voeders zijn, zullen waarschijnlijk geen last hebben van visuele beperking veroorzaakt door troebelheid.

9.3.4 Zeezoogdieren

9.3.4.1 Bruinvissen

Bruinvissen hebben al hun tijd nodig om te foerageren. Verstoring kan daarom bijzonder nadelig zijn voor hun fitness en uiteindelijk voor de populatiedynamiek. Er zijn enkele modelberekeningen rond het MV2-zandwininputgebied die suggereren dat bruinvissen ongestoord blijven. Echter, nieuwe resultaten die aangeven dat zij gevoeliger zijn, maken deze resultaten verouderd. Daarnaast, hoe geldig zijn deze berekeningen in andere gebieden met hogere concentraties?

Verplaatsing van prooi lijkt geen groot probleem gezien de grote actieradius en dynamiek waarin bruinvissen zich bewegen, tenzij specifieke hotspots, zoals zandspieringgronden, verdwijnen. Ook wanneer prooien uit een groot gebied verdreven worden door zandwinning, kan het zoeken extra energiekosten met zich meebrengen en mogelijk leiden tot sterfte.

9.3.4.2 Zeehonden

Verstoring: zeehonden zijn meer gebonden aan specifieke locaties (rustplaatsen) en kunnen verstoord worden indien ontgroning nabij een dergelijke locatie plaatsvindt. Omdat zeehonden het gebied binnen 10 km rond hun rustplaatsen het meest intensief gebruiken, vormt zandwinning binnen deze zone het grootste risico. Zeehonden verplaatsen zich echter ook buiten deze zone (waarbij grijze zeehonden doorgaans grotere afstanden afleggen), waardoor een buffer van 10 km rond rustplaatsen niet alle verstoring zal voorkomen (maar waarschijnlijk wel het aantal verstoorde dieren vermindert). Gewone zeehonden tonen daarnaast in één studie een voorkeur voor gebieden van ~30 m diep, doorgaans geen ontgrondingsgebied. Zeehonden kunnen een hogere tolerantie of gewinning vertonen in gebieden met veel verkeer. Het verlaten van rustplaatsen naar het water blijft een primaire zorg voor hun energiebudgetten. Dit geldt in het bijzonder tijdens zoogperiodes wanneer pups kunnen sterven door overmatige verstoring.

9.3.5 Kaderen: winning binnen een gekoppelde fysisch-ecologische context

Mariene zandwinning in de Noordzee—en met name in de Nederlandse context—moet worden begrepen als een ingreep in een sterk gekoppeld fysisch-ecologisch systeem. De zeebodem is niet slechts een substraat, maar een dynamische, onderling verbonden omgeving waarin sedimentsamenstelling, hydrodynamica en biologische gemeenschappen van elkaar afhankelijk zijn. Winning veroorzaakt daarom geen geïsoleerde effecten; zij zet een cascade van veranderingen in gang die zich door dit systeem voortplanten. Zo genereert zandwinning extra slib, wat de primaire productie vermindert en daarmee ook de secundaire productie van benthos en zoöplankton. Een afname van de secundaire productie beïnvloedt vervolgens de volledige keten van afhankelijke trofische niveaus.

De toenemende vraag naar marien zand, grotendeels gedreven door kustbescherming en infrastructuurontwikkeling, legt een groeiende druk op dit systeem. Hoewel winning ruimtelijk wordt gereguleerd, zijn de schaal en intensiteit van de activiteiten zodanig dat zij in toenemende mate de zeebodemcondities op regionale schaal vormgeven, met cumulatieve effecten in de tijd. Dit creëert een structurele spanning tussen de maatschappelijke behoefte aan sediment en de ecologische noodzaak om de integriteit van de zeebodem te behouden, zoals benadrukt in Europese beleidskaders zoals de Marine Strategy Framework Directive (MSFD).

Het aanpakken van deze uitdagingen vereist een verschuiving naar ecosysteem gebaseerd beheer, waarbij winningsstrategieën worden ontworpen met expliciete aandacht voor sedimentdynamiek, ecologische drempels en herstelpotentieel.

Mariene zandwinning is niet louter een verstoring, maar een transformerend proces dat zeebodemomgevingen hervormt door veranderingen in diepte, hydrodynamica en sedimentsamenstelling.

Deze fysieke veranderingen kunnen leiden tot grotendeels voorspelbare verschuivingen in benthische gemeenschappen via ecologische filtering, waarbij opportunistische soorten worden bevoordeeld en mogelijk alternatieve stabiele toestanden ontstaan. Herstel is daarom niet vanzelfsprekend en in veel gevallen verschilt het ecosysteem na winning fundamenteel van de oorspronkelijke toestand. De mate van herstel hangt af van een combinatie van fysieke factoren (sediment, hydrodynamica), biologische processen (soorteigenschappen, connectiviteit) en ruimtelijke schaal.

Gezien de toenemende vraag naar marien zand is er een duidelijke noodzaak om ecologische kennis beter te integreren in beheer en beleid. Dit omvat het verbeteren van monitoring, het verfijnen van definities van belangrijke habitats zoals schelpdierbanken en zeespiering habitats, en het ontwikkelen van visie, strategieën die langdurige ecologische effecten minimaliseren terwijl essentiële maatschappelijke functies behouden blijven, zeker in het licht van een zeespiegelstijging die waarschijnlijk veel meer gaat worden dan 1 meter en de gepaard gaande zandbehoefte.

9.3.6 Management implicaties

Dit rapport laat zien dat zandwinning in de Noordzee geen tijdelijke lokale verstoring is, maar een continue ingreep in een sterk gekoppeld fysisch-ecologisch systeem waarin sediment, hydrodynamica, benthos, vogels en zeezoogdieren direct samenhangen. De centrale beleidsvraag is daarom niet alleen óf effecten optreden, maar vooral wanneer effecten nog als tijdelijk en beheersbaar kunnen worden beschouwd, en wanneer sprake is van langdurige of mogelijk onomkeerbare habitatverandering met juridische consequenties onder de MSFD, en Omgevingswet.

9.3.6.1 Belangrijkste ecologische risico's van zandwinning

De grootste ecologische risico's liggen niet bij directe sterfte, maar bij structurele veranderingen van habitatcondities en functioneel habitatverlies voor met name schelpdierbanken en zandspiering. Het rapport identificeert enkele hoofdmechanismen:

5. Verandering van sediment en hydrodynamiek

Diepe zandwinning verandert stroomsnelheden, bodemschuifspanning en slibgehalte. Hierdoor verschuiven zandige habitats naar fijnere, slibrijkere systemen met andere benthische gemeenschappen. Dit kan leiden tot langdurige of permanente verandering van habitattypen.

6. Verlies van schelpdierbanken

Schelpdierbanken functioneren als ecologische hotspots en voedselbasis voor soorten zoals zwarte zee-eend. Bescherming buiten Natura 2000 is juridisch verzwakt sinds het vervallen van de 100 m-bufferregel. Hierdoor neemt het risico toe op directe aantasting van ecologisch waardevolle banken binnen vergunde winningsgebieden.

7. Permanent verlies van habitatkwaliteit

Een belangrijk nieuw aspect van deze review is dat er nu habitatgeschiktheidskaarten zijn van de belangrijke sleutelsoorten *Spisula*, *Ensis*, en beide zandspieringsoorten (*A. marinus* en *A. tobianus*). Doorkijkend naar een toekomst met zeer veel zandwinning lijkt het zaak deze belangrijke gebieden te behouden en niet alleen feitelijke schelpdierbanken en zandspiering concentraties maar ook de potentie (het habitat) van schelpdierbanken en zandspiering soorten te beschermen als voedsel voor afhankelijke soorten als zwarte zee-eenden. Het gaat hierbij om zowel zandwinning als ook suppleties.

8. Verstoring en verdringing van beschermde soorten

Voor al zwarte zee-eend en roodkeelduiker zijn zeer verstoringgevoelig. Continue 24/7 winning en scheepvaart kunnen leiden tot functioneel habitatverlies zonder dat fysiek habitat verdwijnt.

Voor bruinvissen geldt dat extra verstoring mogelijk grotere effecten heeft dan eerdere modellen aannamen.

9. Cumulatieve effecten

Het rapport benadrukt dat zandwinning moet worden beoordeeld in samenhang met andere drukfactoren zoals scheepvaart, visserij, klimaatverandering en offshore ontwikkeling. Vooral cumulatie van verstoring en habitatverlies vormt een belangrijk juridisch en ecologisch aandachtspunt.

9.3.6.2 Wanneer zijn effecten beheersbaar — en wanneer niet?

De mogelijke effecten blijven relatief beheersbaar wanneer:

- winning ondiep blijft (circa 2 m);
- hydrodynamisch hoog-dynamische locaties worden gebruikt;
- sedimentkarakteristieken beperkt veranderen;
- kwetsbare habitats en soorten worden ontzien;
- voldoende alternatieve foerageergebieden beschikbaar blijven;
- verstoring tijdelijk en ruimtelijk beperkt blijft;
- monitoring en adaptief beheer aanwezig zijn.

In dergelijke situaties lijkt rekolonisatie mogelijk en kan herstel optreden richting een vergelijkbare benthische gemeenschap.

Effecten zijn mogelijk niet beheersbaar wanneer:

- diepe winning plaatsvindt (circa 20 m);
- langdurige slibaccumulatie optreedt wat vanaf 4 meter diepe winning kan gebeuren;
- hydrodynamische regimes structureel veranderen;
- schelpdierbanken verdwijnen;
- habitat van schelpdierbanken en zandspiering voorkeursgebieden verdwijnen;
- winning plaatsvindt nabij belangrijke foerageer- of rustgebieden;
- continue verstoring optreedt door intensieve 24/7-operaties;
- meerdere drukfactoren cumuleren.

In deze situaties bestaat risico op een blijvende habitattransformatie van bv schelpdierbanken en zandspiering. Het verlies van deze belangrijke habitats geeft vervolgens risico' voor het functioneel verlies van Natura 2000-doelen en een mogelijke overschrijding van MSFD D6-doelen voor zeebodemintegriteit.

9.3.6.3 Waar liggen harde conclusies — en waar vooral onzekerheden?

De volgende conclusies als relatief goed onderbouwd:

- Diepere winning veroorzaakt grotere en langdurigere ecologische veranderingen dan ondiepe winning.
- Sediment en hydrodynamica zijn bepalend voor benthische gemeenschappen.
- Verstoring veroorzaakt verdringing van gevoelige vogelsoorten.
- Schelpdierbanken en zandspiering habitat zijn ecologisch sleutelhabitats.
- Rekolonisatie betekent niet automatisch herstel van oorspronkelijke ecosysteemfuncties.
- Verstoring alleen kan al leiden tot juridisch relevant habitatverlies.

Er blijven grote onzekerheden bestaan over:

- de mate van werkelijk herstel na middeldiepe winning (-3.4 a -6 m);
- drempelwaarden voor "onomkeerbaar verlies";
- effecten op populatieniveau. Het is onbekend wat de drivers zijn van de populatiedynamica van alle soorten en daarmee de toegevoegde impact van zandwinning;
- cumulatieve effecten;
- relatie tussen lokale verstoring en instandhoudingsdoelen;
- habitatgebruik van bruinvissen. Het is onbekend of deze soort speciale gebruiksgebieden heeft;
- effecten van troebelheid op voedselweb en draagkracht;
- langetermijneffecten op ecosysteemfuncties.

Hierdoor zijn veel MER-beoordelingen afhankelijk van expert judgement en niet volledig empirisch onderbouwd.

9.3.6.4 Waar is het voorzorgsbeginsel nadrukkelijk aan de orde?

Het voorzorgsbeginsel is vooral relevant waar:

- effecten potentieel onomkeerbaar zijn;
- wettelijke instandhoudingsdoelen geraakt kunnen worden;
- wetenschappelijke zekerheid ontbreekt;
- alternatieven beschikbaar zijn.

Dat geldt met name voor:

- schelpdierbanken (aanwezigheid) en habitats van schelpdierbanken en zandspiering (de potentie);
- gebieden met hoge dichtheden beschermde soorten;
- cumulatieve verstoring;
- effecten op MSFD Descriptor 6;
- functioneel habitatverlies buiten Natura 2000.

Deze onzekerheid kan aanleiding zijn voor strengere mitigatie of beperking van activiteiten. Meer onderzoek kan helpen de mate van voorzorg te verminderen.

Voor diepere winningen (vanaf 4 meter) lijkt voorzorg nog niet van toepassing. De huidige schaal is nog te klein om in de buurt van grenswaarden van de KRW te komen. Daarnaast is het nuttig nu ook deze diepere winningen te hebben, juist om er onderzoek aan te doen naar de implicaties.

9.3.6.5 Juridische afwegingen en risico op strijdigheid met natuurwetgeving

MSFD Descriptor 6 (zeebodemintegriteit)

Het grootste juridische risico onder MSFD D6 ligt bij:

- Diepe ontgrondingen; deze leiden tot een verschuiving van zandige naar slibrijke habitats. Daardoor kwalificeert diepe winning mogelijk als: "fysiek verlies van het oorspronkelijke habitatype". Dat is direct relevant voor de D6-drempel van maximaal 2% onomkeerbaar verlies per breed habitatype over twee MSFD rapportage-cycli.
- Langdurige habitattransformatie; sleutelhabitats zijn de habitats voor *Spisula* en *Ensis* banken en zandspiering habitat. Zandwinning kan leiden tot permanente verandering van het habitat waardoor het niet meer geschikt is voor hoge dichtheden van deze soorten.

Vogelrichtlijn / Habitatrichtlijn

Juridische risico's ontstaan wanneer:

- Verstoring door vaarbewegingen leidt tot functioneel habitatverlies omdat bv zwarte zee-eenden niet meer op deze plekken willen foerageren.
- Voedselbeschikbaarheid voor beschermde soorten afneemt door het weggraven van het habitat voor schelpdierbanken en zandspiering (Nb dit geldt ook voor supplementies). Hierdoor verdwijnen alternatieve foerageergebieden.

Natura 2000-doelen worden door deze twee aspecten indirect beïnvloed. Belangrijk is dat ook effecten buiten Natura 2000 juridisch relevant kunnen zijn als zij doorwerken op beschermde populaties binnen Natura 2000.

Omgevingswet en vergunningverlening

De overgang naar de Omgevingswet heeft geleid tot minder expliciete bescherming van schelpdierbanken buiten Natura 2000. Dit geeft een grotere afhankelijkheid van project-specifieke afwegingen in MER en vergunningen. Daardoor verschuift de verantwoordelijkheid sterker naar de onderbouwing in MER. Ook monitoring wordt belangrijker. Waar effecten niet goed ingeschat kunnen worden, worden de toepassing van voorzorg en gebiedsgerichte mitigatie belangrijker.

9.3.6.6 Betekenis voor MER en vergunningverlening

Toekomstige MER'en kunnen niet meer volstaan met alleen lokale effectbeschrijvingen. Voor vergunningverlening zijn volgende onderdelen cruciaal

- Het is belangrijk te beoordelen of een habitattransformatie plaatsvindt. Het gaat niet alleen om herstel van biomassa of willekeurige soorten.

- Door de mogelijke habitattransformatie wordt een expliciete toetsing aan MSFD D6 relevant.
- Bij schelpdierbank- en zandspiering habitat (de potentie) wordt het belangrijk te beoordelen op functioneel habitatverlies samen met een ruimtelijke analyse van alternatieve foerageergebieden van de afhankelijke soorten. Het lijkt in ieder geval noodzakelijk bestaande schelpdierbanken te vermijden.
- Een cumulatieve effectanalyse wordt meer noodzakelijk om tot een betere afweging te komen.
- Ook al ontbreekt de kennis, een populatiedynamica gerichte beoordeling voor beschermde soorten is eigenlijk noodzakelijk.
- Een belangrijke afweging is de winningsdiepte. Winningen van ~ -4 m lijken te leiden tot een functionele habitatverandering (niet in het kader van de MFSD) al is dit niet zeker. Geeft dit een voorkeur voor ondiepere winning?
- Aanvullend op het MER is een adaptief monitorings- en evaluatieprogramma wenselijk dat in kan spelen op behaalde resultaten. Bij voorkeur wordt verbinding gezocht met bestaande programma's om synergie te bereiken.

9.3.6.7 Prioritering van risico's

De belangrijkste risico's zijn:

- Verlies of aantasting van schelpdierbanken en zandspiering (aanwezigheid) en hun habitat (potentie). Deze belangrijke sleutelsoorten verdienen meer bescherming, zeker gezien hun belang voor bv zwarte zee-eend en grote stern.
- Diepe(re) winningen van -3.6 m en meer geven (potentieel) onomkeerbare habitatverandering (lokale schaal). Dit levert een mogelijke strijdigheid met MSFD D6, zeker de -20 m winningen. Een gebiedsdekkende ondiepe winning zou wellicht minder risico's geven dan een benadering van separate diepe putten. Daar is meer onderzoek naar nodig.
- Verstoring van zwarte zee-eend en roodkeelduiker kan leiden tot het tijdelijk dan wel permanent verdwijnen van deze soorten.
- Cumulatieve effecten op beschermde soorten zijn eigenlijk nog niet bekend terwijl de activiteiten op zee toenemen.

Risico's van middelgrote prioriteit zijn:

- De mogelijk verstoring van bruinvissen in concentratiegebieden. Hierbij speelt datagebrek een grote rol. Het is onbekend of er dergelijke concentratiegebieden zijn. Maar als ze er zijn kan de langdurige activiteit van zandwinning erg verstorend zijn.

Lagere prioriteit / grootste onzekerheid:

- Verhoogde troebelheid kan mogelijk effecten hebben op de dwergmeeuw maar dit is erg hypothetisch. Maar eigenlijk weten we niet veel van de invloed van slib op dergelijke oppervlaktejagers.
- Langetermijnveranderingen in ecosysteemfuncties op grotere schaal kunnen (zijn) ontstaan door enerzijds het veranderen van het benthos habitat en gepaarde gaande verandering in functionele traits van benthos en anderzijds door de continue belasting met extra slib, verlaagde primaire productie en gepaarde gaande continue (subtiele) verlaging in secundaire productie. Hierdoor kunnen ook populatie-effecten optreden door (indirecte) voedselweb-veranderingen. Uiteindelijk is zandwinning al sinds 1990 structureel aanwezig in het Nederlandse kuststelsel samen met vele andere menselijke activiteiten als bodemberoerende visserij. Dat geeft een langdurige subtiele druk aan die moeilijk onderscheidbaar is van alle andere drukfactoren.

9.3.6.8 Strategische hoofdboodschap voor management

De kernboodschap is dat zandwinning ecologisch en juridisch vooral risicovol wordt wanneer tijdelijke verstoring overgaat in structurele habitatverandering of functioneel habitatverlies voor beschermde soorten.

Voor beleid en vergunningverlening betekent dit concreet:

- Diepte, locatie en duur van winning zijn bepalender dan alleen volume.
- "Rekolonisatie" mag niet gelijkgesteld worden aan "herstel". Er zal altijd rekolonisatie zijn. Terugkeer naar een benthosgemeenschap die zich gelijk gedraagt als de referentie-gemeenschap is niet vanzelfsprekend, zeker bij diepere winningen.

-
- Het habitat (de potentie) van schelpdierbanken en zandspiering zijn belangrijke aspecten die door zandwinning langdurig tot zelfs permanent vernietigd kunnen worden wat zeer onwenselijk is in het licht van een verhoogde vraag naar zand in de toekomst.
 - Er is een visie nodig op het ecologisch functioneren van het Nederlandse kustsysteem als daar hoeveelheden zand gewonnen gaan worden om de kust te beschermen tegen hoge niveaus van zeespiegelstijging.
 - Grote onzekerheid in de effectschatting vereist expliciete toepassing van het voorzorgsbeginsel.
 - Juridische toetsing verschuift van alleen fysieke aantasting naar behoud van ecosysteemfunctie en draagkracht.
 - Cumulatieve effecten schatting moeten een prominentere rol krijgen in MER en vergunningverlening.

9.4 Referenties discussies en conclusie

- Bouma S, Lengkeek W, B. van den Boogaard, Waardenburg HW (2010) Reageren zeehonden op de Razende Bol op langsvarende baggerschepen? Inclusief reacties op andere menselijke activiteiten. Bureau Waardenburg bv. BuWa rapport nr. 09-219
- Bouma S, Lengkeek W, van den Boogaard B (2012) Aanwezigheid en gedrag van zeehonden op de Verklikkerplaat, de Middelpaalt en de Hooge Platen. Bureau Waardenburg bv. BuWa rapport nr. 11-082.
- Craeymeersch JA, Velilla E (2024) Shellfish aggregations in the Dutch waters: an exploration towards a definition of a shellfish bed. Wageningen Mar Res Rep C057/23. Wageningen Marine Research. <https://doi.org/10.18174/674991>
- de Fouw J, van Horssen PW, Craeymeersch J, Leopold MF, Perdon J, Troost K, Tulp I, van Zwol J, Philippart CJM (2024) Spatiotemporal analysis of potential factors explaining fluctuations in population size of *Spisula subtruncata* in the Dutch North Sea. *Front Mar Sci* 11:1476223. <https://doi.org/10.3389/fmars.2024.1476223>
- Leewis L, Van Son LM, Lubos L (2024) Zand uit Zee. Chronosequentie rapportage boxcore-campagne. Eurofins AquaSense Rapport 31174887/J0003187 Zanduitzee.nl
- Mielck F, Hass HC, Michaelis R, Sander L, Papenmeier S, Wiltshire KH (2019) Morphological changes due to marine aggregate extraction for beach nourishment in the German Bight (SE North Sea). *Geo-Mar Lett* 39:47–58.
- Mielck F, Michaelis R, Hass HC, Hertel S, Ganai C, Armonies W (2021) Persistent effects of sand extraction on habitats and associated benthic communities in the German Bight. *Biogeosciences* 18:3565–3577.
- Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat (2024) Notitie reikwijdte en detailniveau zandwinning in de Noordzee 2028–2037 suppletiezand. RWS Programma Kustlijn zorg, version 2.0
- Reiss H, Kröncke I (2005) Seasonal variability of infaunal community structures in three areas of the North Sea under different environmental conditions. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 65:253–274
- Rozemeijer MJC, Baptist MJ (2025) Natuurversterking Noordzee voor de zandige zeebodem: bewerking van de zeebodem. Wageningen Mar Res Rep C051/25ASchilt, B., D. Heidinga, W. Bijkerk, W. Gotjé, F. Versloot (2023). Ecologische evaluatie Natura 2000 beheerplannen Natura 2000-beheerplan Noordzeekustzone. Witteveen + Bos en Altenburg & Wymenga. 128201/23-013.445
- Schultz JT, Aarts G, Baptist MJ, Poos JJ (2025) Unravelling the impact of sand extraction pits on macrobenthos distribution in the southern North Sea. *Mar Ecol Prog Ser* 772:43–60. <https://doi.org/10.3354/meps14965>
- Troost K, van Asch M, van den Ende D, Perdon KJ, van der Pool J, van Zweeden C, van Zwol J (2025) Schelpdierbestanden in de Nederlandse kustzone, Waddenzee en zoute deltawateren in 2024. CVO Rep 25.008. Centrum voor Visserijonderzoek. <https://doi.org/10.18174/688163>
- van Dalfsen JA, Essink K, Toxvig Madsen H, Birklund J, Romero J, Manzanera M (2000) Differential response of macrozoobenthos to marine sand extraction in the North Sea and the western Mediterranean. *ICES J Mar Sci* 57:1439–1445
- van Dalfsen JA, Essink K (2001) Benthic community response to sand dredging and shoreface nourishment in Dutch coastal waters. *Senckenb Marit* 31:329–332
- van de Wolfshaar KE, van Daalen S (2024) Kansen voor transport en winning: verstoring zandwinning voor de zwarte zee-eend. Wageningen Mar Res Rep C033/24. <https://doi.org/10.18174/659350>
- van de Wolfshaar KE, Brinkman AG, Benden DLP, Craeymeersch JA, Glorius S, Leopold MF (2023) Impact of disturbance on common scoter carrying capacity based on an energetic model. *J Environ Manage* 342:118255. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118255>
- van Duin CF, Gotjé W, Jaspers CJ, Kreft M (2007) MER Winning suppletiezand Noordzee 2008 t/m 2012. Grontmij 13/99080995/CD, revisie D1. (http://news.eia.nl/bibliotheek_detail.aspx?id=121868)
- van Duin CF, Vrij Peerdeman M, Jaspers H, Bucholc A (2017) MER Winning suppletiezand Noordzee 2018 t/m 2027. Sweco 351935, revisie D1.
- van Kessel T, Ton A, Jaksic L (2026) Redeneerlijn slib. Deltares rapport 11212071-000-SUB-0002
- van Tongeren O (2021) Statistical Analysis of the recolonization of the sand mining pit of Maasvlakte 2. Data-Analyse Ecologie report.
- Wilber DH, Clarke DG (2001) Biological effects of suspended sediments: a review of suspended sediments impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *N Am J Fish Manage* 21:855–875

-
- Wilber DH, Clarke DG, Rees SI (2007) Responses of benthic macroinvertebrates to thin-layer disposal of dredged material in Mississippi Sound, USA. *Mar Pollut Bull* 54:42–52
- Witbaard R, Craeymeersch J (2023) Littekens op de zeebodem. Een onderzoek naar de faunistische effecten op lange termijn van diepe zandwinning voor de Nederlandse kust. NIOZ rapport 2023-01, 42pp. DOI: 10.25850/nioz/7b.b.8d.
- Witbaard R, Moons S, Kleine Schaars L, Craeymeersch J (2025) Sedimentary and faunistic effects of medium-deep sand mining along the Dutch coast. *Estuar Coast Shelf Sci* 321:109337. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2025.109337>

10 Kwaliteitsborging

Wageningen Marine Research beschikt over een ISO 9001:2015-gecertificeerd kwaliteitsmanagementsysteem, gecertificeerd sinds 27 februari 2001 door DNV. ISO 9001 is een internationale norm voor kwaliteitsmanagement, gericht op het continu verbeteren van processen en het waarborgen van klanttevredenheid.

De kwaliteit van alle analysemethoden gebruikt op het chemisch en benthos laboratorium van Wageningen Marine Research wordt op verschillende manieren gewaarborgd:

- Eerstelijnscontrole: Bij iedere meetserie worden controlemonsters meegenomen om juistheid en nauwkeurigheid direct te verifiëren.
- Tweedelijnscontrole: Er vindt intern een onafhankelijke controle plaats door een collega voor extra borging van berekeningen, invoer en plausibiliteit.
- Derdelijnscontrole: Juistheid van analysemethoden wordt regelmatig extern getoetst via deelname aan ringonderzoeken of bekwaamheidsonderzoeken.

Gegevens over de prestatiekenmerken van analysemethoden zijn op verzoek beschikbaar bij het laboratorium. Indien sprake is van onbeheerste kwaliteit, worden passende corrigerende maatregelen genomen.

Verantwoording

Rapport: C037/26
Projectnummer: 4316100416

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: Martin Baptist
Senior wetenschapper zandwinning

Handtekening:

Signed by:

Martin Baptist

8BE66A1D978B49C...

Datum: 27 mei 2026

Akkoord: Martin Poot
Senior wetenschapper vogel-ecologie

Handtekening:

Signed by:

Martin Poot

4C1802BB51264D1...

Datum: 27 mei 2026

Akkoord: Dr. A.M. Mouissie
Business Manager Projecten

Handtekening:

Signed by:



291E7A4CA7DB419...

Datum: 27 mei 2026

Bijlage 1 Natuuraspecten in de omgevingswet

Box B1-1 Het uiteenzetten van de natuuraspecten in de omgevingswet

Kerninstrumenten

Natuur is een integraal onderdeel van de fysieke leefomgeving in alle kerninstrumenten van de wet:

- Omgevingsvisies: geïntegreerde beleidsdocumenten met langetermijnvisies voor de fysieke leefomgeving, opgesteld door het Rijk, provincies en gemeenten.
- Programma's: een gedetailleerd pakket van beleidsvoornemens en maatregelen om specifieke doelen voor de fysieke leefomgeving te bereiken. Het Rijk, provincies, gemeenten en waterschappen kunnen (en moeten in sommige gevallen) deze programma's vaststellen.
- Algemene rijksregels: dit omvat alle nationale regels die gelden voor Natura 2000-gebieden, beschermde soorten, jacht en alle andere onderwerpen die op nationaal niveau in de Natuurbeschermingswet waren geregeld.
- Decentrale algemene regels: regels die zijn opgenomen in provinciale omgevingsverordeningen, gemeentelijke omgevingsplannen en waterschapsverordeningen.
- Omgevingsvergunningen: toestemming voor het uitvoeren van één of meer activiteiten in de fysieke leefomgeving. Voor natuur betreft dit voornamelijk de omgevingsvergunning voor een Natura 2000-activiteit en de omgevingsvergunning voor een flora- en fauna-activiteit, die door provincies en in sommige gevallen door het Rijk kunnen worden verleend. Gemeenten kunnen alleen een meervoudige omgevingsvergunning (bijv. bouwactiviteit in combinatie met een flora- en fauna-activiteit en/of Natura 2000-activiteit) verlenen na advies en instemming van de provincie of het Rijk.
- Projectbesluiten: bijzondere regels voor besluitvorming over projecten van publiek belang, vastgesteld door het Rijk, een provincie of een waterschap.

Beschermde soorten

- De Omgevingswet werkt volgens het 'nee, tenzij'-principe met betrekking tot beschermde soorten (waaronder alle van nature voorkomende in het wild levende vogelsoorten): schadelijke handelingen zijn verboden, tenzij hiervoor een uitzondering is gemaakt.
- De wet bevat een specifieke zorgplicht voor iedereen die een flora- en fauna-activiteit uitvoert en weet of redelijkerwijs kan vermoeden dat deze activiteit nadelige gevolgen kan hebben voor natuurbelangen. Deze zorgplicht houdt in:
 - Kennis verzamelen (aanwezige soorten);
 - Effecten analyseren (vogels, nesten, eieren, gebiedsfuncties);
 - Nadelige effecten uitsluiten;
 - Preventieve maatregelen treffen om deze gevolgen te voorkomen;
 - De activiteit stoppen of schade herstellen als deze niet kan worden voorkomen.

De wet verbiedt het opzettelijk doden of vangen van inheemse vogels, het vernielen of beschadigen van nesten, rustplaatsen en eieren van vogels, het rapen en bezitten van eieren en het opzettelijk verstoren van vogels zonder omgevingsvergunning voor een flora- en fauna-activiteit.

Uitzonderingen op deze verboden (via een omgevingsvergunning of vrijstelling) zijn onder strikte voorwaarden mogelijk, bijvoorbeeld voor veiligheid, schadebestrijding of wetenschappelijk onderzoek. De wet regelt ook jacht, schadebestrijding, populatiebeheer, handel, exoten en verboden en toegestane middelen en methoden.

De specifieke zorgplicht en de verboden zijn handhaafbaar via bestuursrecht en strafrecht.

Beschermde Natura 2000-gebieden

De Omgevingswet en de bijbehorende uitvoeringsregels bevatten specifieke regels voor de aanwijzing van Natura 2000-gebieden (door het Rijk), het vaststellen van Natura 2000-beheerplannen (door provincies en, voor de grote wateren, het Ministerie van Infrastructuur en Waterstaat) en de bescherming van deze gebieden, waaronder veel gebieden die essentieel leefgebied vormen voor vogels.

Het belangrijkste juridische gevolg van aanwijzing als Natura 2000-gebied is dat een omgevingsvergunning voor een Natura 2000-activiteit vereist is voor een project dat niet direct verband houdt met het beheer van het gebied en mogelijk schade kan veroorzaken aan de ecologische waarden waarvoor het gebied is aangewezen.

Toestemming voor dergelijke projecten kan alleen worden verleend als zeker is dat er geen significante effecten optreden. Zo niet, dan kan de activiteit alleen worden toegestaan als aan de voorwaarden voor een uitzondering wordt voldaan (geen alternatieven, dwingende reden van groot openbaar belang en natuurcompensatie).

De wet bevat ook een zorgplicht voor iedereen die weet of redelijkerwijs kan weten dat zijn activiteit verslechterende of significant verstorende effecten kan hebben op een Natura 2000-gebied. Deze zorgplicht houdt in:

Kennis verzamelen (over het betreffende Natura 2000-gebied);

- Effecten analyseren;
- Nadelige effecten uitsluiten;
- Preventieve maatregelen treffen;
- De activiteit stoppen of schade herstellen als deze niet kan worden voorkomen.

De vergunningplicht en deze specifieke zorgplicht zijn handhaafbaar via bestuursrecht en strafrecht.

Overige beschermde gebieden

De wet bevat nationale regels voor het Natuurnetwerk Nederland (NNN) en de aanwijzing van bijzondere provinciale natuurgebieden en bijzondere provinciale landschappen. Provincies zijn verantwoordelijk voor de aanwijzing en bescherming van deze gebieden.

Het beschermingsregime voor het NNN wordt niet meer in detail op nationaal niveau geregeld, maar vastgelegd in provinciale omgevingsverordeningen. Dit kan daarom per provincie verschillen.

De overheid kan ook nationale parken aanwijzen, die vooral een educatieve en communicatieve functie hebben.

Bijlage 2 Aanvullende verspreidings- gegevens bruinvissen

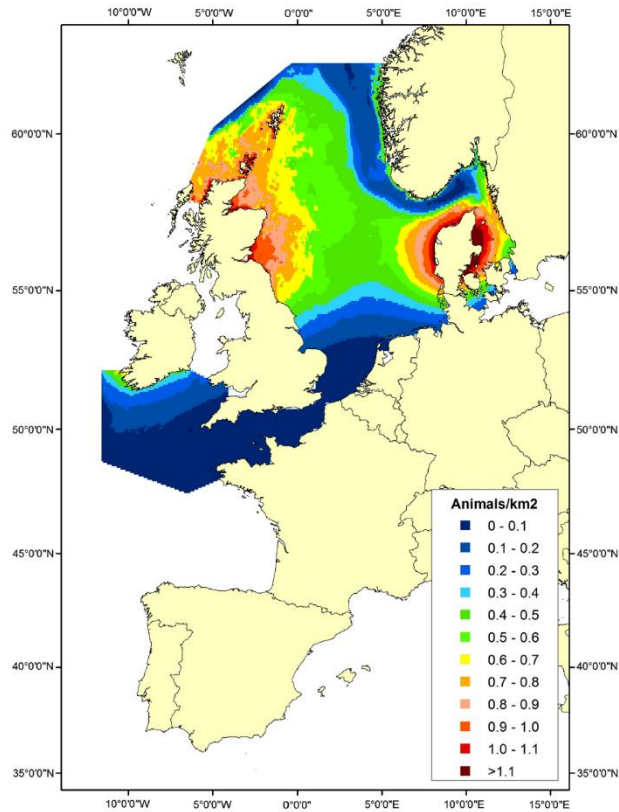


Figure B2-1. Voorspelde oppervlakken met geschatte dichtheid voor bruinvissen in SCANS in 1994 (Hammond et al. 2013).

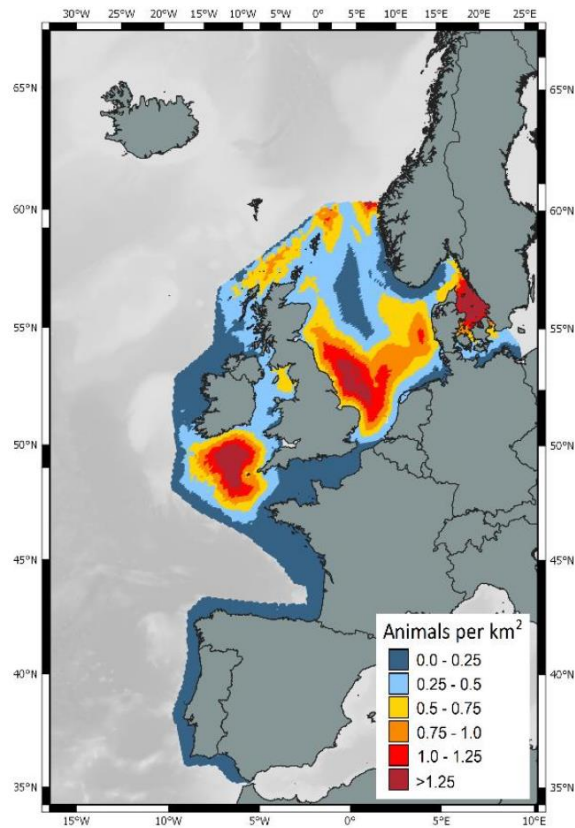
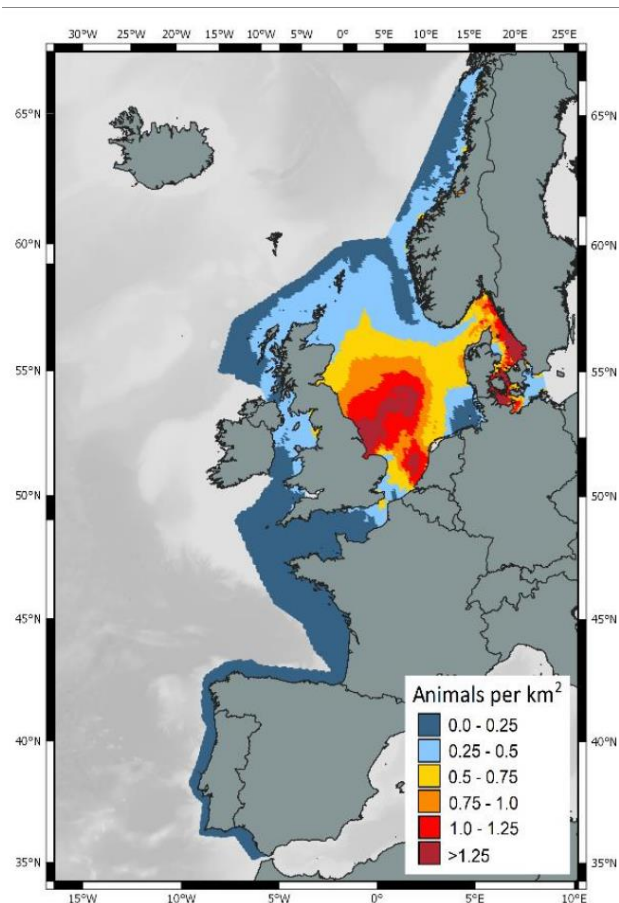
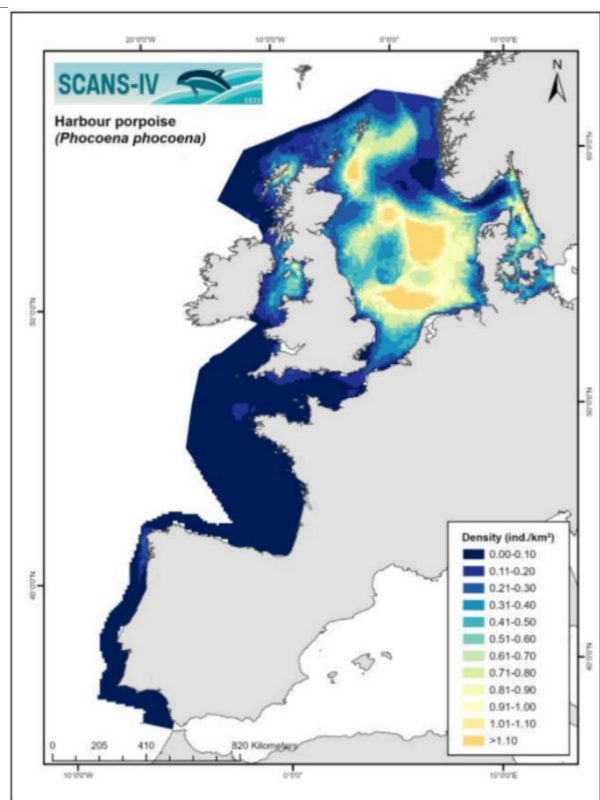


Figure B2-2. Voorspelde oppervlakken met geschatte dichtheid voor bruinvissen in SCANS-II in 2005 (Lacey et al. 2022).



Figuur B2-3. Voorspelde oppervlakken met geschatte dichtheid voor bruinvissen in SCANS -III in 2016 (Lacey et al. 2022).



Figuur B2-4. Voorspelde oppervlakken met geschatte dichtheid voor bruinvissen in SCANS-IV in 2022 (Gilles et al. 2025).

Bijlage 3 Bruinvis verzamelde verstoringsgegevens

Tabel B3-1 Overzicht van alle gebruikte literatuur over de verstoring van bruinvissen.

Source	Type of Study	Location	Type of Ship(ping)	Scale of activity (temporal/spatial)	Response or Effect	Response Distance
Physiology						
(Heinis et al. 2013)	Modelling	Maasvlakte 2 (MV2), Port of Rotterdam	TSHD	Modelling based on 24 hour exposure	TTS not exceeded at any distance	-
Avoidance and behavioural changes						
(Diederichs et al. 2010)	Aerial surveys & passive acoustic monitoring (PAM)	German North Sea (Sylt)	TSHD	Sand extraction from 12 km ² wide area	No long-term avoidance, area of less importance (aerial surveys), temporal avoidance of the vicinity of the sand extraction ship for three hours (acoustics)	< 600 m
(Leopold et al. 2013)	Visual observation from ship	North Sea	TSHD	3 days, during sailing and sand extraction	Active swimming away from vessel (<100m), no response beyond that.	< 100 m
(Benhemma-Le Gall et al. 2021)	Acoustic (PAM)	Moray Firth, Scotland	Various vessels	Impact and reference blocks (25*25km), throughout construction windfarm construction (2017-2019)	Reduced occurrence and buzzing (foraging) activity with increased vessel intensity. At mean distance of 2 km, porpoise occurrence decreased by up to 35.2% (vessel intensity from 0 to 9.8 min/km ²). Probability of detecting buzzers in each hour that porpoises were present decreased by up to 24.5% (vessel intensity from 0 to 9.17 min/km ²). Also reduced presence before piling started (with increased vessel activity).	Up to 4 km
(Benhemma-Le Gall et al. 2023)	Acoustic (PAM)	Moray Firth, Scotland	Installation and support vessels	Within 5km of piling locations, 48 hours prior to piling. Vessel intensity ranged between 0 min/km ² and 4.9 min/km ²	Harbour porpoise acoustic detection gradually declined by up to 33% during the 48 h prior to piling	Minimum distance >1 km from vessel.
(Pigeault et al. 2024)	Aerial surveys, modelling	North Sea	General vessel traffic	All shipping activity in North Sea during aerial surveys between 2015–2022, testing increasing radii	Reduction in sightings in areas with high vessel intensity. In a 9 km radius, the average presence of 5 to 7 ships/min decreased the expected number of porpoise sightings by a quarter, while 14 to 21 ships/min decreased it by half. Areas approached by vessels, during >15 min, closer than 2.3 to 3.1 km on average	Up to 9 km

				around the surveys and increasing periods before passing of a ship	had a quarter-fewer sightings than the expected number of porpoise sightings. Areas approached closer than 1.2 to 2.1 km for >30 min had half the expected number sightings	
(Frankish et al. 2023)	Observational (DTAG), modelling	Kattegat / Skagerrak, Denmark	Tankers and commercial ships	10 porpoises tagged for 5-10 days. Various distances and modelled sound levels included.	On average the porpoises spent over half of their time within 10 km of a ship ($56 \pm 17 \%$; Fig. 3A), and a third of their time experiencing modelled sound pressure levels above ambient ($70 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2$) from individual ships < 10 km ($32 \pm 19 \%$). Horizontal avoidance (daytime) and deeper diving (nighttime) in response to vessels. Highest deterrence probabilities occurred at short distances from ships (<300 m). Even ships >2 km away (modelled noise levels of $93 \pm 14 \text{ dB re } 1 \mu\text{Pa}^2$) caused animals to react 5–9 % of the time (~ 18.6 ships/day). On average, each porpoise moved 3.2 km (range = 0.2–6.0 km) away from 13.6 different ships every day (range = 3.57–29.5 ships). Of these, the majority were tankers (20 %)	> 2 km
(Nehls et al. 2024)	PAM / Aerial Survey	Fehmarnbelt (Baltic)	Heavy shipping traffic		Density does not seem to be affected by noise up to levels of about 110 dB. At louder noise levels porpoise densities decline with increasing sound levels starting from 115 to 130 dB, however animals remained abundant even within the busiest areas	Within shipping lanes
(Bas et al. 2017)	Observational (land + boat)	Istanbul Strait	Fast-moving vessel traffic	Porpoises spent 49.6% of overall observation time (boat+land surveys) within the 400m radius of marine vessels in the Istanbul Strait. Up to 56 vessels were recorded within 1 km of a porpoise group, with a mean of 1.87 vessels $\pm 0.09 \text{ SE}$	Reduced surface-feeding; changed behavioral states	Close range, noise-level dependent
(Wisniewska et al. 2018)	Observational (DTAG)	Inner Danish Waters	Fast ferry / Vessel noise	7 porpoises tagged. Tagged porpoises encountered vessel noise 17–89% of the time	Cessation of foraging; 15-minute feeding interruption. High-noise levels coincided with vigorous fluking, bottom diving, interrupted foraging and even cessation of echolocation for 15 min, leading to significantly fewer prey capture attempts at received levels greater than 96 dB re 1 mPa (16 kHz third-octave)	Close proximity / High noise. Cessation of echolocation at 7 km.

(Roberts et al. 2019)	Observational	Berry Head, UK	Different types of vessels	A total of 185 occurrences of P. phocoena were observed (Fig. 3), 2461 behavioural observations and a total frequency of marine vessels of 1379.	Reduced occurrence: zero sightings at > 25 vessels, resting behaviour not observed at >10 vessels. Moderate negative correlation between component 1 (vessels) and component 2 (biological (porpoise number and feeding) (-0.413).	Local
(Dyndo et al. 2015)	Experimental (Captive)	Fjord & Bælt, Denmark	Different types	133 vessel passages	Low levels of high frequency (0.25–63 kHz octave bands) components in vessel noise elicit strong, stereotyped behavioural responses in porpoises	Extrapolated to > 1 km
(Nabe-Nielsen et al. 2014)	Modeling (IBM)	Inner Danish Waters	Shipping noise	Shipping modelled over 3 routes, with 50, 80 and 2 ships per route respectively, and set to speeds with mean 30 km h ⁻¹ and standard deviation 5 for 2 routes and set to 70 km h ⁻¹ for the last route (all corresponding to observed values)	No population reduction, although avoidance was modelled in response to ships, and increasing with sound level.	Distance-dependent
Masking						
(Hermannsen et al. 2014)	Acoustic Analysis, modelling	Danish Waters	General vessel traffic	Twenty broadband noise recordings from 17 different vessels were made at ranges between 60 and 1200 m.	These ship noise levels are estimated to cause hearing range reduction of >20 dB (at 1 and 10 kHz) from ships passing at distances of 1190 m and >30 dB reduction (at 125 kHz) from ships at distances of 490 m or less.	Within 500 m
(Hermannsen et al. 2025)	Observational, DTAGs in captivity	Denmark	Trials with various levels masking noise		When exposed to high-level masking noise of 113±3 dB re. 1 µPa root mean square (RMS), the porpoises increased their mean click source levels by 7-17 dB. Despite this compensation, it is still poorer at target discrimination. Moderate levels of high-frequency noise, such as from cavitating vessel propellers several hundred meters from a vessel, can mask porpoise echolocation in a way that cannot be fully compensated for.	
(Dracott et al. 2025)	Acoustic (PAM) & land-based surveys	Chatham Sound, BC	Tugs and passenger vessels	2-km ² region, vessels <1km of acoustic device included.	Reduced echolocation clicks; speed-dependent disturbance	Local / Within soundscape

(Sairanen 2014)	Acoustic (PAM)	Gulf of Finland	Vessel traffic	Ships within 15 km of stations included	When a ship was very close (2 km), the registrations of porpoise echolocation clicks decreased with decreasing proximity to ship. Potential vocal compensation.	Within 2 km
(Terhune 2015)	Acoustic (PAM)	Bay of Fundy, Canada	Oil tankers	Three oil tankers docked, offloaded cargo and embarked during the study period, PAM deployed within 100m.	60% drop in click detections when tankers present. Although the sample sizes are small, the data suggest that the porpoises were displaced, or reduced echolocation activity, by noise levels above ~110 dB(Pp) re 1 µPa.	<100 m

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

Visitors'address

- 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.