

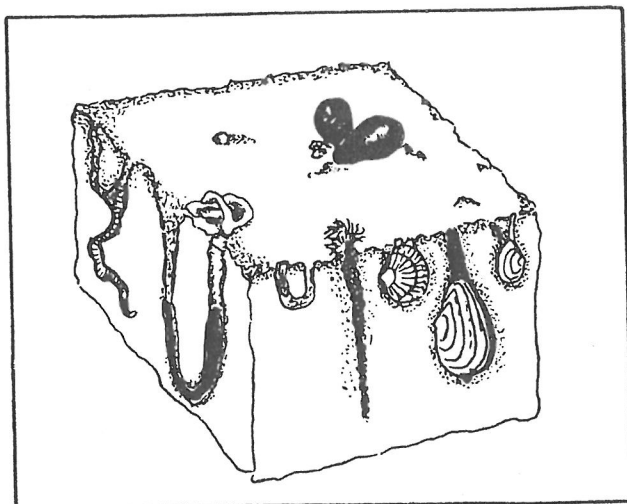
ECOLOGISCHE PROFIELEN :



BODEMDIEREN

Nonnetje	<u>Macoma balthica</u>
Kokkel	<u>Cerastoderma edule</u>
Strandgaper	<u>Mya arenaria</u>
Mossel	<u>Mytilus edulis</u>
Zeeuwse Oester	<u>Ostrea edulis</u>
Zeeklit	<u>Echinocardium</u> <u>cordatum</u>
Zeeanjelier	<u>Metridium senile</u>

in Nederlandse zoute wateren



C. Steur & J. Seys

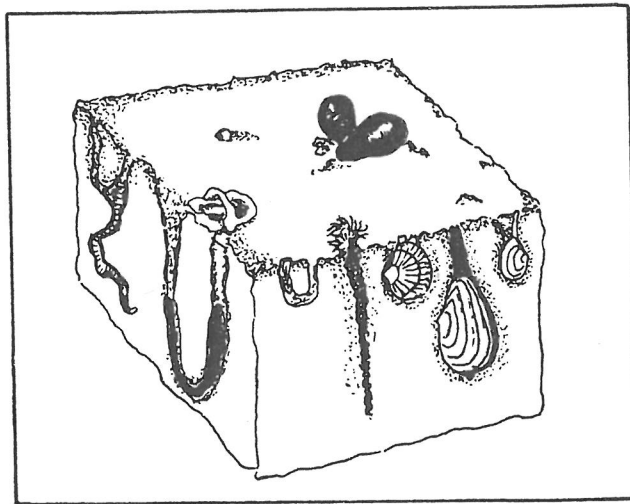
ECOLOGISCHE PROFIELEN :



B O D E M D I E R E N

Nonnetje	<u>Macoma balthica</u>
Kokkel	<u>Cerastoderma edule</u>
Strandgaper	<u>Mya arenaria</u>
Mossel	<u>Mytilus edulis</u>
Zeeuwse Oester	<u>Ostrea edulis</u>
Zeeklit	<u>Echinocardium</u> <u>cordatum</u>
Zeeanjelier	<u>Metridium senile</u>

in Nederlandse zoute wateren



C. Steur & J. Seys

INHOUDSOPGAVE

1.	Vooraf	1
1.1.	Inleiding	1
1.2.	Algemene opzet	1
1.3.	Ingreep-effect relaties	3
1.3.1.	Inleiding	3
1.3.2.	Olieverontreiniging	3
1.3.3.	Microverontreinigingen	6
1.3.4.	Eutrofiëring	8
1.3.5.	Visserij	10
1.3.6.	Grondstoffenwinning/baggeren	13
1.3.7.	Zoutgehalte	14
1.3.8.	Areaal harde bodems	14
2.	<u>Nonnetje</u>	15
2.1.	Autoecologie	15
2.2.	Referentiesituatie	18
2.3.	Huidige situatie	19
2.4.	Ingreep-effect relaties	21
3.	<u>Kokkel</u>	29
3.1.	Autoecologie	29
3.2.	Referentiesituatie	32
3.3.	Huidige situatie	33
3.4.	Ingreep-effect relaties	36
4.	<u>Strandgaper</u>	41
4.1.	Autoecologie	41
4.2.	Referentiesituatie	44
4.3.	Huidige situatie	45
4.4.	Ingreep-effect relaties	47
5.	<u>Mossel</u>	51
5.1.	Autoecologie	51
5.2.	Referentiesituatie	54
5.3.	Huidige situatie	54
5.4.	Ingreep-effect relaties	56
6.	<u>Zeeuwse oester</u>	63
6.1.	Autoecologie	63
6.2.	Referentiesituatie	66
6.3.	Huidige situatie	66
6.4.	Ingreep-effect relaties	68
7.	<u>Zeeklit</u>	73
7.1.	Autoecologie	73
7.2.	Referentiesituatie	75
7.3.	Huidige situatie	76
7.4.	Ingreep-effect relaties	76

8.	<u>Zeeanjelier</u>	78
8.1.	Autoecologie	78
8.2.	Referentiesituatie	80
8.3.	Huidige situatie	81
8.4.	Ingreep-effect relaties	82
9.	Literatuur	83

Bijlage: Tabellen 12, 21 en 25.

1. VOORAF

1.1. INLEIDING

Dit rapport geeft een ecologisch profiel van een aantal grotere bodemdieren van de Nederlandse zoutwatersystemen (Nonnetje Macoma balthica, Kokkel Cerastoderma edule, Strandgaper Mya arenaria, Mossel Mytilus edulis, Zeeuwse Oester Ostrea edulis, Zeeklit Echinocardium cordatum, Zeeanjelier Metridium senile) en is uitgevoerd in opdracht van de Dienst Getijdewateren van Rijkswaterstaat.

Gezien het belang van deze organismen als schakel tussen primaire producenten (planten) en hogere consumenten (mens, vogels, vissen) werd deze studie van bodemdieren opgenomen in de voorbereiding van het onderdeel 'Natuur' in de 3^e Nota Waterhuishouding (naast een hele reeks andere organismen).

De informatie uit deze 3^e Nota moet het mogelijk maken een algemeen geformuleerd natuurbeleid te vertalen naar concrete systeendoelstellingen, enerzijds door het formuleren van getalsmatige doelstellingen voor de diverse soorten (doelvariabelen), anderzijds door het inschatten van mogelijke toekomstige ontwikkelingen bij het sturen van bepaalde omgevingsfactoren (stuurvariabelen).

Het besproken gebied beslaat de zoutwatersystemen van Nederland: Waddenzee, Noordzee en Deltawateren.

1.2. ALGEMENE OPZET

De tekst van deze ecoprofielen is opgebouwd volgens een vast stramien.

Per soort worden in volgorde behandeld:

- Autoecologische aspecten (biotoopvereisten, voedsel, vijanden, populatiedynamica)
- Referentie-situatie per gebied (aantals- of biomassasterkte zoals optimaal beschouwd)
- Huidige situatie per gebied
- Ingreep-effect relaties (olie, anorganische en organische micropolluenten, eutrofiering, visserij, pierespitten, baggeren, hard substraat)

Voor de referentiesituatie werd het jaar 1930 als maatstaf vooropgesteld.

In de praktijk bleken uit deze periode slechts zeer weinig gegevens voorhanden te zijn en werd er gebruik gemaakt van meer recente data.

Per watersysteem werd de nadruk gelegd op een beperkt aantal soorten (doelvariabelen) en ingrepen (stuurvariabelen), dit op basis van hun belang voor het desbetreffende systeem.

Zie Tabel 1. Voor de keuze van doel- en stuurvariabelen wordt verwezen naar de voorbereidende notities van de 3^e Nota Waterhuishouding.

In de tabel is voor elke soort de belangrijkste voedingswijze bijvermeld:

Filterfeeders (FF) filteren voedseldeeltjes uit de waterkolom; depositfeeders (DF) leven van organisch materiaal en hiermee geassocieerde microflora in en op de bodem.

Tabel 1: Belangrijkste doel- en stuurvariabelen per watersysteem, zoals behandeld in dit rapport.

watersysteem	doelvariabele	voeding	stuurvariabele
Noordzee	zeeklit zeeanjelier	DF FF	olieverontreiniging org. microverontr. visserij areaal harde bodems
Waddenzee	nonnetje kokkel mossel	DF/FF FF FF	olieverontreiniging org. microverontr. eutrofiëring visserij baggeren
Voordelta	kokkel zeeklit	FF DF	olieverontreiniging visserij baggeren
Westerschelde	nonnetje strandgaper kokkel	DF/FF FF FF	olieverontreiniging anorg. microverontr. org. microverontr. eutrofiëring zoutgehalte baggeren
Oosterschelde	kokkel oester zeeanjelier mossel	FF FF FF FF	anorg. microverontr. visserij areaal harde bodems
Grevelingen	oester zeeanjelier mossel	FF FF FF	anorg. microverontr. visserij zoutgehalte areaal harde bodems

Het voorkomen van een doelvariabele wordt gegeven in dichtheid en biomassa, eventueel aangevuld met gegevens over de verspreiding, de hoeveelheid die wordt weggevist en het oppervlak aan kweekareaal.

In de meeste paragrafen is per onderdeel aangegeven welke bronnen gebruikt werden. Bij de ingreep-effect relaties zijn de bronnen in de tekst zelf vermeld.

1.3. INGREEP-EFFECT RELATIES

1.3.1. Inleiding

In deze paragraaf wordt er in het algemeen ingegaan op de ingreep-effect relaties van de stuurvariabelen, die in 1.2 genoemd zijn. Bij de beschrijvingen van de bodemdieren wordt er soortgericht dieper op ingegaan.

1.3.2. Olieverontreiniging

Olieverontreiniging kan op verschillende manieren de bodemdieren beïnvloeden:

- 1) op droogvallende platen kan bij laag water de bodem met een laag olie bedekt worden. Als deze niet snel wordt verwijderd of wegspoelt zal er door verstikking grote sterfte onder de daaronder levende bodemdieren optreden.
- 2) er lossen olienkoolwaterstoffen in het water op. Bij grote hoeveelheden olie t.o.v. weinig water kunnen er toxische niveaus worden bereikt. Bovendien kunnen er olienkoolwaterstoffen geaccumuleerd worden.
- 3) er kan door de bodemdieren voedsel worden opgenomen, dat met olieverontreinigd is.

De effecten van verontreinigingen op organismen kunnen worden onderscheiden in direkt-lethale effecten door verstikking of vergiftiging, indirect-lethale effecten door verlaging van de tolerantie tegen extreme omstandigheden en vermindering van concurrentiepositie en sublethale effecten zoals verstoring van de stofwisseling, reproductie of het gedrag. Gecontamineerde schelpdieren blijven vaak maandenlang naar olie smaken, waardoor ze ongeschikt zijn voor consumptie.

De effecten die optreden zijn afhankelijk van de soort olie; iedere oliesoort en expositieduur heeft eigen LC50-waarden (uit Bergman 1982):

Tabel 2: Toxiciteit van olieprodukten voor organismen uit getijgebieden; LC50-experimenten met een duur van enkele uren (naar Nelson-Smith 1977).

olieprodukt	LC50 waarde (mg/l)
gasoline	60 - 200
kerosine gasolie dieselolie	300 - 3000
zware stookolie huisbrandolie	1000 - 100000
smeerolie	3000 - 200000

De effecten zijn ook afhankelijk van het soort organisme en het ontwikkelingsstadium ervan (uit Bergman 1982):

Tabel 3: Toxiciteit van ruwe olie voor diverse groepen organismen; LC₅₀-experimenten met een duur van enkele uren (naar Nelson-Smith 1977).

organismen	LC ₅₀ waarde (mg/l)
micro-flora larvaal en adult zooplankton	2 - 20000
vrijzwemmende vis	10 - 10000
crustacea mollusca bodembewoners	25 - 50000

Uit bovenstaande tabel blijkt dat Mollusken en andere bodembewoners relatief minder gevoelig zijn voor olieverontreiniging. De larven kunnen daarentegen wel zeer gevoelig zijn. Hyland en Schneider (1976) geven in een overzichtstabel de resultaten van een groot aantal laboratorium-onderzoeken. Hierin worden de geschatte concentraties gegeven, waarbij binnen enkele uren sterfte optreedt bij bodemdieren (uit Bergman 1982):

Tabel 4: Schatting van de concentraties olie, die tot sterfte leiden (SAD = soluble hydrocarbon derivatives bv. mono- en bicyclische aromaten en naphtho-aromaten). Naar Hyland & Schneider (1976).

Organismen	Geschatte conc. (ppm) van SAD, met toxisch eff.	Geschatte hoeveelheid van verschillende oliesoorten met vergelijkbare hoeveelheden SAD.			
		N°2 stookolie (geschat max. $\frac{1}{2}$ SAD = 1-30)	Ruwe olie (=0.1-10)	Kerosine (=1-20)	Residu (=0-1)
Larvae (alle spec.)	0.1-1.0	0.5-5	10 ² -10 ³	1-10	10-...
Gastropoden	10-100	50-500	10 ⁴ -10 ⁵	10 ² -10 ³	10 ³ -...
Bivalven	5-50	25-250	10 ⁴ -10 ⁵	50-500	500-...
Benthische Crustacea	1-10	5-50	10 ³ -10 ⁴	10-100	100-...
Andere benth. organismen (Polychaeten,...)	1-10	5-50	10 ³ -10 ⁴	10-100	100-...

Hieruit blijkt dat bij Bivalven sterfte optreedt bij concentraties van 5 - 50 ppm oplosbare aromatische koolwaterstoffen, en bij larven reeds bij concentraties van 0,1 - 1 ppm.

Sublethale effecten treden al bij lagere concentraties op. Olieconcentraties van 0,01 - 1 ppm kunnen de voedselopname vertragen en de respiratie verhogen bij Mollusken.

Uit onderzoek gedaan na grote olierampen is gebleken, dat er plaatselijk grote sterfte onder de bodemdieren kan optreden, zowel boven als onder de laagwaterlijn. Herstel van het bodemleven kan 5 tot 10 jaar duren. In dit verband dient vermeld te worden dat Bivalven in staat zijn opgenomen olieproducten opnieuw uit te scheiden.

Ook het opruimen van olieverontreinigingen kan negatieve effecten op de bodemdieren hebben. Bij het 'schoonvegen' van een plaat of door het gebruik van toxische oliedispergenten kunnen de bodemdieren worden gedood (Bergman 1982 en Broman 1986).

De gevolgen van olielozingen op bodemdieren van een wadmodelsysteem zijn in 1984 en 1985 onderzocht door TNO in samenwerking met het NIOZ/RIN. De onderzoeksresultaten zijn samengevat in Tabel 5. Op grond van dit onderzoek kan gesteld worden dat een verontreiniging met 0.5 l olie/m² ernstig is, terwijl de effecten op het wadsysteem van 0.1 l olie/m² beperkt lijken te zijn. Ook hier wordt gewezen op de nadelige effecten van dispergentia op de bodemfauna.

Tabel 5: Indicatie van de effecten van olieverontreiniging op een wadmodelsysteem.

Olieverontreiniging	Effect zonder	Effect met toepassing van dispergentia
geen olie	grote overeenkomst met natuurlijk wadsysteem	sterke acute effecten maar een goed herstel
dikkere olielaag (0.5 l/m ²)	sterke acute en indirecte eff.	geen vermindering van de effecten
dunnere olielaag (0.1 l/m ²)		
verwijderd		
na 3 dagen	matige acute en indirecte eff.	versterking van de effecten
na 1 dag	geringe acute en indirecte eff.	versterking van de effecten

1.3.3. Microverontreiniging

1.3.3.1. Inleiding

Bodemdieren kunnen toxische verontreinigingen opnemen via het water (zowel interstitieel als oppervlaktewater), de in het water zwevende stof (voedsel) en via het sediment. Er zijn grote verschillen in opname, accumulatie en gevoeligheid van soort tot soort. Ook binnen een soort kunnen er verschillen optreden, afhankelijk van het ontwikkelingsstadium (jongere stadia zijn over het algemeen gevoeliger) en de conditie van de dieren. Onder minder gunstige omstandigheden (bijv. een laag zoutgehalte) zijn ze gevoeliger voor verontreinigingen, dan onder gunstige omstandigheden. Bovendien speelt ook de mate waarin deze organismen zich van micro-polluenten kunnen ontdoen, een belangrijke rol. Door deze vele verschillen is, ondanks veel onderzoek naar de effecten van microverontreinigingen op de bodemdieren, ons inzicht in dit probleemveld nog steeds beperkt.

Microverontreiniging kan worden onderscheiden in anorganische- en organische microverontreiniging.

1.3.3.2. Anorganische microverontreiniging

Hieronder worden bedoeld de zware metalen. Uit literatuuronderzoek van McLusky (1986), naar de effecten van een aantal zware metalen op estuariene invertebraten en uit Tab.6, blijkt de volgende volgorde van toxiciteit voor de metalen:

kwik > cadmium > koper > zink > chroom > nikkel > lood, arseen
en mangaan

Tabel 6: Lethale effecten van verschillende metaalconcentraties (in mg/l) op mariene Bivalven (na min. 1 week inwerking; zowel voor larven als adulten).
Naar Eisler 1977.

Metaal	geciteerde min - max conc. met beperkte sterfte (^m inder dan 5 %)	geciteerde min - max conc. met gevoelige sterfte (meer dan 30 %)
Cd	0.1	0.1 - 0.2
Cu	0.012 - 0.05	0.035 - 3
Zn	0.2	1.55 - meer dan 25
Ni		meer dan 50
Pb	0.2	8.8
Mn		300

Uit eerstgenoemd onderzoek blijkt eveneens dat de gevoeligheid voor zware metalen over het algemeen toeneemt bij dalende zoutgehalten en stijgende t° . Of anders gezegd: organismen die onder stresserende milieufactoren leven, zijn gevoeliger voor pollutie.

Het gaat hier om lethale effecten. Sublethale effecten treden al bij lagere concentraties op. Voor cadmium kunnen lethale effecten optreden vanaf een concentratie van 0.1 ppm en sublethale effecten vanaf 0,007 ppm (McLusky 1986 op citaat).

Over het algemeen worden de niveaus van zware metalen in de Nederlandse zoute wateren op het moment te laag geacht voor lethale effecten op de bodemorganismen (Fig. 1). In de Westerschelde worden misschien sublethale effecten veroorzaakt (Marquenie mond. med.). Daarom wordt er alleen voor de doelvariabelen, die voor de Westerschelde gekozen zijn (Nonnetje, Strandgaper en Kokkel) dieper op de anorganische microverontreiniging ingegaan.

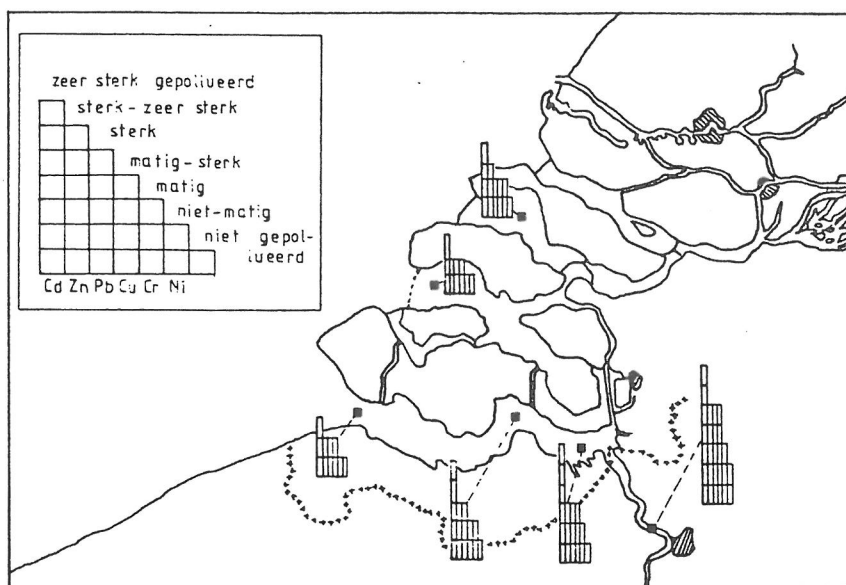


Fig. 1: Gehaltes aan zware metalen in Deltawateren. Naar de Kock & Marquenie 1981.

Recent is duidelijk geworden dat tin, in de vorm van organotin, erg toxisch kan zijn voor mariene organismen. Het zijn vooral de di- en tri-organotin verbindingen die toxisch zijn. Deze verbindingen komen vrij in het water bij het gebruik in de pleziervaart van middelen die de aangroei van allerlei organismen op boten moet verhinderen. Mortaliteit bij volwassen Bivalven treedt op vanaf concentraties van 0,08 ppm tin, bij larven vanaf 0,04 ppm tin en groei-remming treedt op vanaf 0,008-0,052 ppm tin. Bij de beschrijving van de Mossel en de Oester zal hier verder op worden ingegaan. Van de andere doelvariabelen zijn geen gegevens bekend.

1.3.3.3. Organische microverontreiniging

Organische microverontreinigingen zijn over het algemeen zeer toxisch.

Bepaalde groepen van deze stoffen zijn bovendien slecht afbreekbaar waardoor accumulatie kan optreden bij organismen die hoger in de voedselketen staan.

Voorbeelden zijn DDT en verwante pesticiden, PCB's (polychloorbiphenylen) en chloorbenzenen. Andere microverontreinigingen zoals de PAK's (poly-aromatische koolwaterstoffen) kunnen door de meeste hogere organismen weliswaar afgebroken worden, maar staan toch op de zwarte lijst door hun kankerverwekkende eigenschappen.

Gehaltes aan organische microverontreinigingen worden in de Nederlandse zoutwatersystemen te laag geacht om effect te hebben op de bodemdieren (Marquenie mond. med.). Omdat ze geaccumuleerd kunnen worden, kunnen ze wel effect hebben op predatoren van de bodemdieren, zoals wadvogels en vissen. Daarom worden de gehalten van een aantal organische microverontreinigingen gegeven, zoals die voorkomen in het vlees van mosselen in de verschillende watersystemen (cfr 5.4).

1.3.4. Eutrofiëring

De gehalten aan stikstofverbindingen en fosfaat in de Nederlandse kustwateren zijn de laatste tijd sterk toegenomen. In de kustzone van de Noordzee en de Waddenzee zijn de concentraties van deze stoffen 3 tot 5 keer zo hoog als 50 jaar geleden. De belangrijkste oorzaak hiervan is de sterk verhoogde afvoer van nutriënten door de rivieren, met name de Rijn.

Door deze eutrofiëring kan de primaire produktie (vooral de flagellaten) toenemen, zodat er meer voedsel beschikbaar komt voor de bodemdieren. In de Nederlandse Waddenzee zijn van de bodemdieren op de getijdeplaten de biomassa en produktie verdubbeld in de periode van 1970 tot 1984 (zie Fig. 2). Er is hierbij een toename in aantal en in groeisnelheid geconstateerd. Waarschijnlijk wordt deze toename (mede) veroorzaakt door de eutrofiëring.

Toch dienen we hier een tweetal bemerkingen te maken bij mogelijke positieve effecten van eutrofiëring op bodemorganismen:

- 1) de flagellaat Phaeocystis die sterk is toegenomen o.i.v. het verhoogde nutriëntenaanbod, vormt slijmerige kolonies die de kieuwen van filterfeeders kunnen verstopten. Een te verwachten voordeel van filterfeeders t.o.v. depositfeeders (immers vooral flagellaten toegenomen, en minder de diatomeeën) kan hierdoor mogelijk te niet worden gedaan. De vraag is trouwens ook of

Phaeocystis wel gemakkelijk door Bivalven wordt verteerd. Kamermans (mond. med.) vond immers in vrijwel alle onderzochte magen van Macoma balthica, Mytilus edulis, Mya arenaria en Cerastoderma edule vrij hoge aantallen van deze algesoort, wat kan wijzen op een slechte vertering.

- 2) het is waarschijnlijk dat bepaalde soorten (Mytilus edulis) meer gebruik maken van deze verhoogde algenconcentraties dan andere. Verder onderzoek op competitie tussen de verschillende soorten is dan ook gewenst.

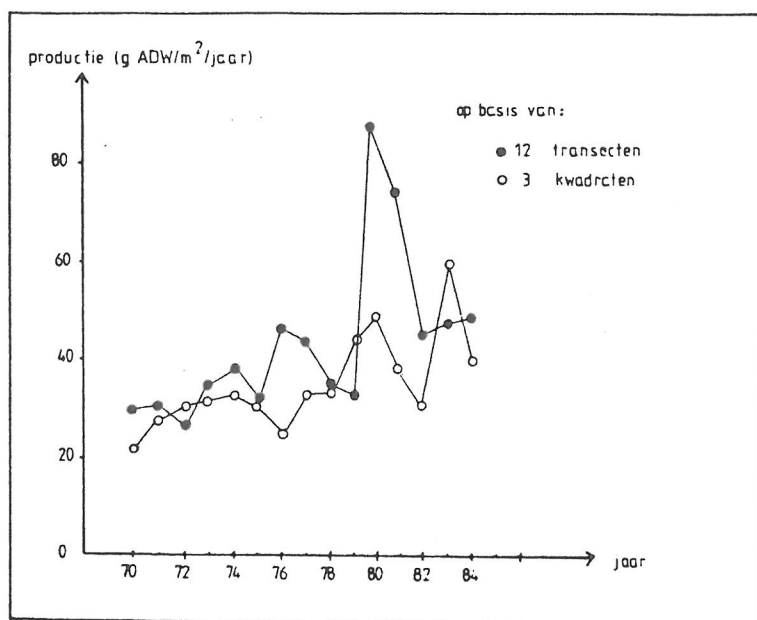


Fig. 2: Veranderingen in de totale macrozoobenthos-productie (in g ADW/m²/jaar) op een getijdegebied in de Westelijke Waddenzee. Naar Beukema & Essink 1986b.

Eutrofiëring kan ook nadelige effecten hebben op de bodemdieren.

De verhoogde nutriëntenaanvoer kan algenbloei veroorzaken. Als deze algen massaal afsterven stijgt de vraag naar zuurstof en kan er een zuurstoftekort of zuurstofloosheid ontstaan. In het oostelijk deel van de Duitse Bocht is dit, in het begin van de jaren tachtig, enige keren in grote gebieden gebeurd, met sterfte van bodemdieren als gevolg. Nu zijn de hydrografische omstandigheden in de Duitse Bocht veel ongunstiger dan in de Nederlandse Waddenzee en kustwateren, omdat er stratificatie optreedt. Het warmere zoetere water

blijft drijven op het koudere zwaardere zoute water. Dit is bevorderlijk voor algenbloei in de bovenste warme waterlaag en het verhindert een goede gasuitwisseling tussen de waterlagen, zodat in de onderste waterlaag snel een zuurstoftekort ontstaat. In de Waddenzee en langs de Nederlandse kust is de watermenging en verversing intensiever dan in de Duitse Bocht. Toch is er ook in de Waddenzee plaatselijk, waar rottend materiaal zich ophoopt of erg dikke algenmatten gevormd worden, massale sterfte onder de bodemdieren waargenomen. Bij toename van de eutrofiëring zal de kans dat dit weer gebeurt, en op grotere schaal, groter worden.

In voortdurend sterk geëutrofiëerd water, bij lozingsplaatsen van afvalwater, worden zeer weinig of geen bodemdieren aangetroffen. In troebel water wordt de primaire produktie beperkt door de lichtinval en zal de aanvoer van nutriënten deze troebeling versterken. Sterke troebeling kan de groei van filterfeeders beperken.

1.3.5. Visserij

Voor de bodemdieren zijn van belang kokkelvisserij, mosselvisserij en -kweek, oesterkweek, bodemvisserij en pierenspitten.

1.3.5.1. Kokkelvisserij

Tot de 50-er jaren werden Kokkels alleen met handkracht verzameld in geringe hoeveelheden (< 0.5 miljoen kg versvlees/jaar). Later startte de mechanische kokkelvisserij, eerst alleen in de Waddenzee en vanaf 1970 ook in de Zeeuwse wateren.

In de huidige kokkelvisserij wordt met een krachtige waterstraal de bodem tot een diepte van 4 tot 5 cm losgespoten. Het losgespoten mengsel van zand, Kokkels en andere bodemdieren worden opgevangen in een kor, met spijlen van 1 tot 2 cm, zodat alleen de marktwaardige Kokkels erin achter blijven.

De kokkelvisserij is normaal gezien alleen toegestaan in de periode augustus t/m december. In deze periode is het vleesgewicht van de Kokkels het grootst. In 1982 was de Nederlandse kokkelvloot van die omvang dat maximaal ca 10.000 ha per jaar bevist kon worden. Alleen de gebieden met hoge dichtheden (= meer dan 50 grote Kokkels/m²) worden bevist (RIN 1987 en de Vlas 1982).

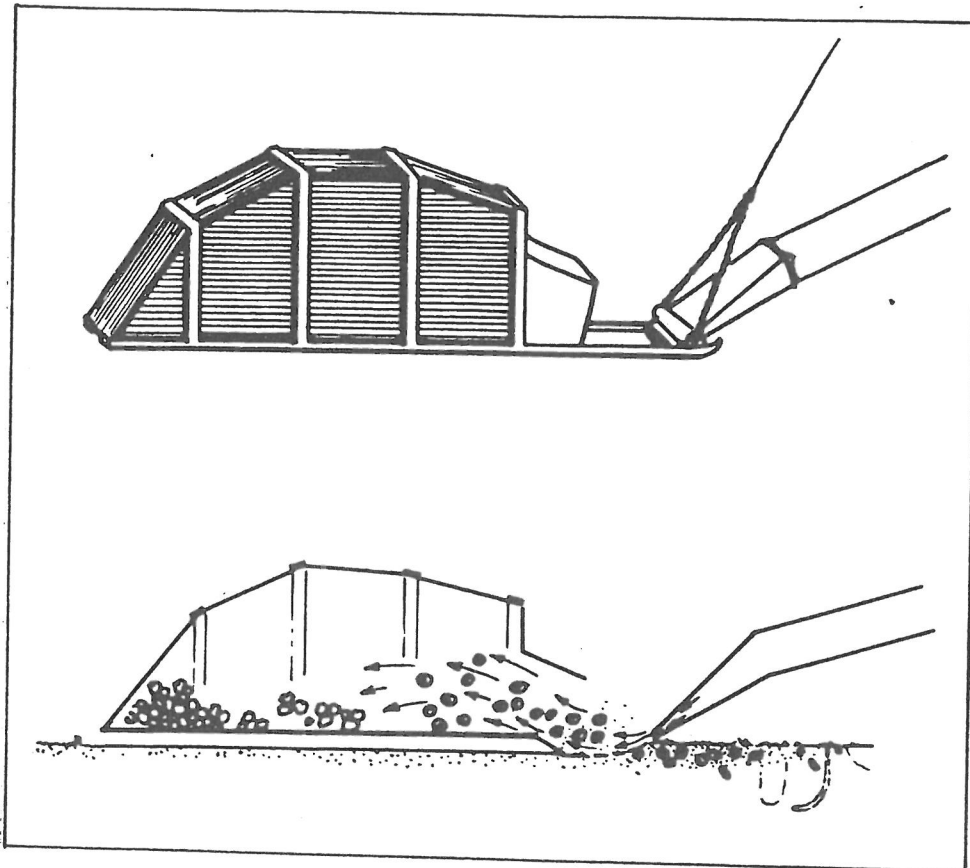


Fig. 3: Kokkelkor: buitenzicht (boven) en binnenzicht (onder).
Naar de Vlas 1982.

1.3.5.2. Mosselvisserij en -kweek

Het kweken van mosselen wordt in Europa op drie manieren gedaan:

- 1) aan palen die in het intergetijdegebied in de bodem geslagen zijn
- 2) aan touwen die van vloten vrij in het water hangen
- 3) op de zeebodem of op de bodem van intergetijdegebied

De derde methode wordt o.a. in Groot-Brittannie, Denemarken, Duitsland en Nederland toegepast. De Nederlandse mosselindustrie ontstond in het midden van de vorige eeuw. Tot ongeveer 1950 kwam de hele Nederlandse produktie uit Zeeland. Door het optreden van de mosselziekte werd het zwaartepunt van de produktie en de zaadwinning verlegd naar de Westelijke Waddenzee.

Het is een semi-cultuur waarbij de zaadwinning geheel afhankelijk

is van de natuurlijke zaadval. In het voorjaar (april-mei) wordt zaad gevist op de natuurlijke mosselbanken in de Waddenzee. Het liefst wordt zaad (6-12 maand oud en 1-2 cm groot) van droogvallende banken gevist, daar dit 'harder' (dikkere schelp) is dan het zaad van dieper gelegen banken. Dit zaad wordt dan grotendeels op percelen in de Waddenzee uitgezet en ongeveer 10 % gaat naar Zeeland. Een tweede zaadvistocht in het najaar volgt soms hierop. De meeste kwekers laten het zaad opgroeien tot halfwas (2-4 cm) op de zogenaamde halfwaspercelen om de mosselen dan na een jaar over te brengen naar de produktiepercelen (sublittoraal) waarvan dan na 0.5-1 jaar de consumptiemosselen (5.5-6 cm) worden geleverd (Coosen & Schoenmaker 1985).

Algemene effecten van de mosselvisserij en -kweek zijn: 1) door de zaad- en halfwasvisserij wordt het aantal natuurlijke mosselbanken gereduceerd

2) de kweekpercelen zijn minder geschikt voor veel andere bodemdieren

3) de mosselen nemen grote hoeveelheden voedsel en zuurstof op

4) de mosselen produceren grote hoeveelheden pseudo-faeces en andere afvalstoffen. De gevolgen van de mosselkweek op de slibballans zijn nog onduidelijk. Aan de ene kant wordt er door de Mosselen slib gebonden, zodat er minder in suspensie blijft; aan de andere kant wordt er door de Mosselen slib vastgehouden dat anders met de ebstroom naar zee afgevoerd zou kunnen worden (Danckers 1985 en 1986).

1.3.5.3. Oesterkweek

Momenteel wordt de Zeeuwse oester (Ostrea edulis) alleen nog in de Grevelingen gekweekt. Op de oesterpercelen worden mosselschelpen uitgezaaid om een goede broedval van de oestertjes te bewerkstelligen. Na ca 2 jaar worden de mosselschelpen samen met de oesters weer opgevist en worden de oesters naar de oesterputten in Yerseke gebracht. Er worden daarna weer nieuwe mosselschelpen uitgezaaid. Ook op de vrije gronden worden er mosselschelpen ingezaaid om de wilde oesterpopulatie op peil te houden.

In de Oosterschelde is na de strenge winter van 1962/63 de Japanse oester (Crassostrea gigas) ingevoerd. De Zeeuwse oester wordt hier niet meer gekweekt (Dijkema 1981, 1983 en 1985).

1.3.5.4. Bodemvisserij

Bij de bodemvisserij op de Noordzee wordt er van enkele mm tot 4 cm in de bodem gesneden. De diepte hangt af van het bodemtype en het gebruik van wekkers. Bij de huidige visintensiteit wordt de hele Noordzeebodem minimaal 1 keer (tot 2-3 keer) per jaar bevist. Mogelijke effecten van de bodemvisserij op de bodemdieren zijn:

1) gedood of beschadigd worden door de netten en wekkers

2) als bijvangst opgevist worden

3) dieren die blootvallen zijn kwetsbaar voor predatie

Een neven effect van de bodemvisserij is het in suspensie brengen van zand en slib (zie 1.3.6.) (de Groot 1983).

1.3.5.5. Pierenspitten

Het zoeken naar pieren (Arenicola, Nereis,...) voor de visserij vindt voornamelijk in de Waddenzee en Oosterschelde plaats. De gevolgen ervan voor de bodemdieren kunnen ter plaatse erg groot zijn. Omdat het pierenspitten een relatief klein oppervlakte betreft zijn de gevolgen voor het ganse watersysteem beperkt. In de Oosterschelde wordt het bespitte gebied op maximaal 300 ha per jaar geschat. In de Waddenzee is dit nog kleiner. In de Waddenzee wordt er ook mechanisch op pieren 'gespit'. Dit gebeurt bij hoogwater in een gebied van 600 ha op het Balgzand. Per jaar wordt ca 100 ha bewerkt. Het mechanische 'spitten' is vergelijkbaar met de kokkelvisserij; er wordt alleen dieper in het sediment gesneden: 35 cm. Vermits het mechanisch 'spitten' intensiever werkt dan het handspitten, is er ook een gevoelig grotere sterfte aan andere bodemdieren vastgesteld: 9.0-13.4 g per g Arenicola tegenover slechts 1.9 g bij handspitten (Heiligenberg 1982 en 1984). Voor de Nederlandse Waddenzee wordt het aantal gevangen pieren op 29-36 miljoen exemplaren per jaar geschat, of dus minder dan 1 % van de populatie (in Mc Lusky et al 1983).

1.3.6. Grondstoffenwinning/baggeren

De effecten van het wegzuigen van bodemmateriaal zijn ter plaatse erg groot: alle bodemdieren worden gedood of verplaatst, waarna veel nasterfte optreedt. Na verloop van tijd treedt er herstel op van de bodemfauna door migratie en broedval. Bij een onderzoek in de Waddenzee (v.d.Veer 1985) bleek dat in geulen met veel stroming en aanvoer van nieuw bodemmateriaal dit herstel 1 tot 3 jaar duurt en op platen met weinig stroming 5 tot meer dan 10 jaar. Voor een aantal van de doelvariabelen staan de effecten vermeld in Tabel 7. In andere estuaria werd een snellere colonisatie vastgesteld (enkele maanden tot enkele jaren)

Een bijkomend gevolg van baggeren en storten is het in suspensie brengen van grote hoeveelheden materiaal. Het zwaardere zand bezinkt snel dicht bij de stortplaats; slib blijft lang in suspensie en kan zich over een groot gebied verspreiden. De sedimentatie die optreedt kan worden onderscheiden in éénmalige begraving en permanente sedimentatie (bij langdurig storten). Overleving hiervan is sterk afhankelijk van het graafvermogen van de soort en van de aard van de stof die bezinkt. Zand geeft betere overlevingskansen dan slib. Het in suspensie gebrachte materiaal verhoogt ook de troebelheid van het water en kan de filtersystemen van filterfeeders blokkeren. Andere auteurs (Poiner & Kennedy 1984) stellen dan weer dat het neervallende slib op een redelijke afstand van de baggerplaats kan leiden tot een verhoogde abundantie en soortenrijkdom, en dit ten gevolge van de daarmee samengaande voedselaanrijking.

Tenslotte worden door baggeren en storten in het sediment opgeslagen verontreinigingen weer opnieuw in oplossing gebracht; concentraties pollutanten kunnen in het sediment vele duizenden keren hoger zijn dan in het water (de Groot 1983).

2. NONNETJE Macoma balthica (L. 1758)

2.1. AUTOECOLOGIE

2.1.1. Algemene verspreiding en biotoopvereisten

M. balthica vertoont een arctisch-boreale verspreiding langs de kusten van de Noordelijke Ijszee en aan beide zijden van de noordelijke Atlantische Oceaan.

Mogelijks betreffen de Nonnetjes die voorkomen langs de Amerikaanse kusten een nauw verwante soort.

Nederlandse verspreiding: Waddenzee, Noordzee, Westerschelde, Oosterschelde en Grevelingen.

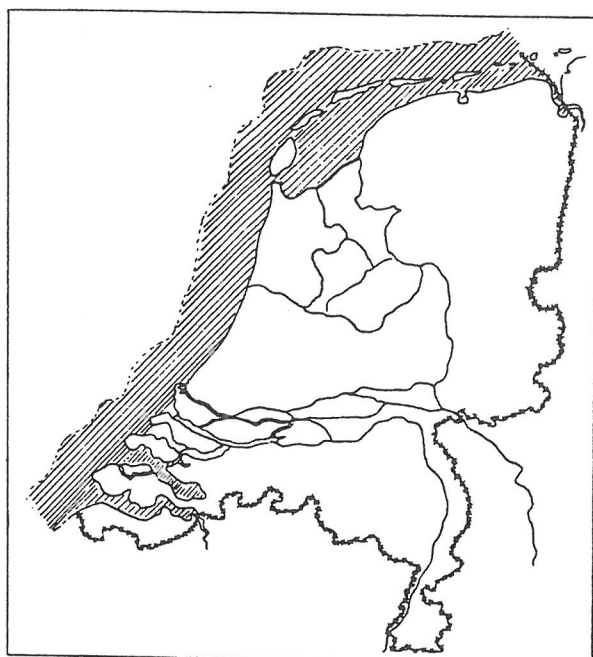


Fig. 4: Algemene verspreiding Nonnetje in Nederland.

De soort is typisch voor de ondiepe kustzones (tot 25 m diep) en intergetijdegebieden; in de Baltische Zee werd het Nonnetje tot op een diepte van 150 m aangetroffen. Macoma balthica leeft horizontaal of verticaal ingegraven in het sediment en houdt d.m.v. zijn siphons contact met het bovenstaande water. De lengte van de siphons en daarmee de maximale ingraafdiepte wordt bepaald door de leeftijd: kleine Nonnetjes zitten in de bovenste cm van het sediment, grotere exemplaren 3 tot 10 cm diep. Het Nonnetje lijkt hierbij de optimale groeitemperaturen (5-10°C) op te zoeken: bij te lage of te hoge t° kruipen de diertjes dieper weg.

Ze komen in vrijwel alle sedimenttypes voor, maar vertonen een voorkeur voor de fijnere sedimenten.

Macoma balthica is een euryhaliene soort (van zeewater tot 1.5 ‰ Cl'), zij het dat bij te lage zoutgehaltes de groei en het voorkomen beperkt zijn (+ dunne schelp).

2.1.2. Voedsel

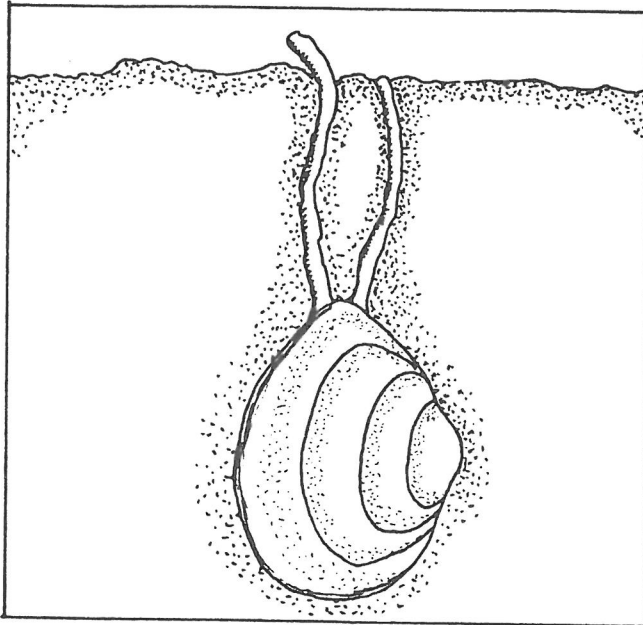


Fig. 5: Nonnetje in sediment.

Het voedsel bestaat hoofdzakelijk uit microalgen en detritus (met geassocieerde microflora). Het Nonnetje kan voedsel uit het water filteren (filter feeder) en materiaal vanaf de bodem opzuigen (deposit feeder). Ze gebruikt hiervoor de siphon. Alhoewel de meeste tijd gependend wordt aan sediment eten (deposit feeding) wordt een relatief belangrijk deel van het voedsel uit de waterkolom gehaald (filter feeding), en dit in toenemende mate bij meer zandige sedimenten.

2.1.3. Natuurlijke vijanden

Grotere Nonnetjes worden gegeten door verschillende soorten steltlopers (Tureluur, Kanoetstrandloper,...) en hun siphons (regeneren snel) dienen als voedsel voor platvissen en grondels. De kleine exemplaren vormen een belangrijke prooi voor garnalen, het slakje Retusa obtusa en de worm Nereis diversicolor. De larven leven gedurende een korte periode planktonisch en worden door planktoneters gegeten.

2.1.4. Populatiodynamica

Reproductie

De geslachten zijn gescheiden. De duur en het tijdstip van de reproductie-golven zijn afhankelijk van de watertemperatuur en het voedselaanbod.

De belangrijkste voortplantingsperiode treedt op in het voorjaar (maart-mei), wanneer de watertemperatuur 10°C bereikt. In het zuidwestelijk deel van zijn areaal (Frankrijk) kan na een zomerperiode met lage temperaturen en bij hoge nutriënteniveaus een tweede reproductiegolf volgen in het najaar.

De pelagische larven blijven 2-5 weken in het plankton, om bij een grootte van 250-300 µm te gaan settlen. Door passief transport met de getijstroomingen zouden deze diertjes zich vooral vestigen hoog in de getijzone. Gedurende de eerste winter en gestimuleerd door lage wintertemperaturen, laten ze zich opnieuw meevoeren met de ebstromen naar lagere delen van het slik en naar sublittorale gebieden. Deze secundaire settling in lagergelegen zones, zoals waargenomen in de Waddenzee, blijkt in andere gebieden soms achterwege te blijven.

Groei en leeftijdsopbouw.

Het begin en de duur van de groei wordt bepaald door de geografische ligging (t°). Hoe noordelijker, hoe korter en later de groei-periode.

In Nederland beginnen de Nonnetjes te groeien in het voorjaar en dit gedurende een viertal maanden (maart-juni). Extra voedselaanbod kan in het najaar voor een tweede groeistoot zorgen.

In het eerste jaar groeien ze uit tot een lengte van 4-10 mm, in het tweede jaar tot 10-15 mm en uiteindelijk kunnen ze 20-25 mm groot worden bij een leeftijd van 5-6 jaar.

Mortaliteit.

In het eerste jaar is de sterfte onder het broed erg groot, naar schatting overleeft niet meer dan 0,1 % het eerste jaar. Voor de oudere dieren is in de Waddenzee een gemiddelde mortaliteit van ca 50 % gevonden. De jaarlijkse mortaliteit is regelmatig, omdat er relatief weinig wintersterfte optreedt. De tolerantie voor lage t° is immers groot, hetgeen de noordelijke verspreiding van de soort mogelijk maakt.

De belangrijkste oorzaken van de mortaliteit zijn predatie en wegspoeling door de stroming. Bij hevige stormen in Canada werden de densiteiten met een factor tien gereduceerd.

Verspreidingspatronen.

In de zomer en het najaar kunnen meerdere duizenden broedjes per

m² worden gevonden in de hoge delen van het intergetijdegebied. Adulte densiteiten daarentegen, halen zelden meer dan enkele honderden ex. per m² en dit veelal in lager gelegen zones.

De jaarlijkse variatie in verspreiding en dichtheid is relatief (t.o.v. andere estuariene organismen) gering. Deze populatiestabiliteit wordt in de hand gewerkt door de vrij lange levensduur, het aanwenden van verschillende voedingsstrategieën en een zeer grote tolerantie voor de meeste abiotische factoren.

2.1.5. Bronnen

Beukema et al (1973, 1977, 1980, 1983 en 1986b), Campbell (1977), Cranford (1985), Dankers et al (1981), Dereu (1982), Develter (1985), Hummel (1986), Madsen et al (1987), Mc Lusky et al (1981), Meire et al (in prep.), de Vlas (1973 en 1985), Wolff (1973) en Yeo et al (1979).

2.2. REFERENTIESITUATIE

2.2.1. Waddenzee

Er zijn geen cijfers bekend over het voorkomen van het Nonnetje in de Waddenzee uit het verleden. Ziegelmeier (1978) vond, van 1950 - 1974, gemiddeld ca 30 ind./m² in de Duitse Bocht. Bij gebrek aan andere gegevens wordt deze waarde als referentie gekozen.

2.2.2. Westerschelde

Leloup & Konietzko (1956) voerden in de periode 1952-53 een bemonstering uit in de Beneden-Schelde. Uit deze gegevens blijkt dat Macoma balthica hier vrij algemeen voorkwam. Betrouwbare en vergelijkbare densiteitsgegevens, alsook leeftijdsverdeling van de gevonden ex., zijn echter niet beschikbaar.

Wolff (1973) heeft in april 1965 en november 1968 de Westerschelde bemonsterd. Hij berekende uit deze gegevens een trefkans van 10 nonnetjes per m², voor het oostelijke deel van de Westerschelde. Er worden hierbij geen gegevens over de leeftijdsopbouw gegeven.

2.2.3. Oosterschelde, Grevelingen, Veerse Gat

Voor de uitvoering van de Deltawerken vinden we in de getijzone van deze wateren gemiddelde dichtheden van 14-50 volwassen Nonnetjes per m² (Fortuin 1981, Mansfeld 1978, Weeber 1980 en Wolff 1973).

2.2.4. Voordelta

Wolff (1973) berekende voor de periode 1958-69 een trefkans van 0.34-0.42 (bij een monstergrootte van 0.1 m²).

2.3. HUIDIGE SITUATIE

2.3.1. Waddenzee

Beukema (1976) vond, over de periode 1970 - 1974, gemiddeld 113 Nonnetjes met een biomassa van 2,2 gADW per m² op de getijdeplaten van de Nederlandse Waddenzee. De hoogste biomassa's van het Nonnetje komen voor in een zone tot 3 km van de kust van het vaste land, waar slibrijke sedimenten voorkomen.

Dekker vond in 1983 (de Wilde 1984) onder de laagwaterlijn een gemiddelde biomassa van 1,5 gADW per m². Op de mosselpercelen was de biomassa van het nonnetje 0,9 gADW/m².

Als we er van uitgaan dat de helft van de Waddenzee uit getijdeplaten bestaat en de gemiddelde biomassa van de Nonnetjes onder de laagwaterlijn gelijk is aan die boven de laagwaterlijn, bedraagt de gemiddelde dichtheid voor de hele Waddenzee 95 Nonnetjes per m² en de biomassa 1,85 gADW/m².

Voor een aantalsverloop van het Nonnetje in verschillende delen van de Waddenzee over de periode 1976-88 verwijzen we naar Fig. 6.

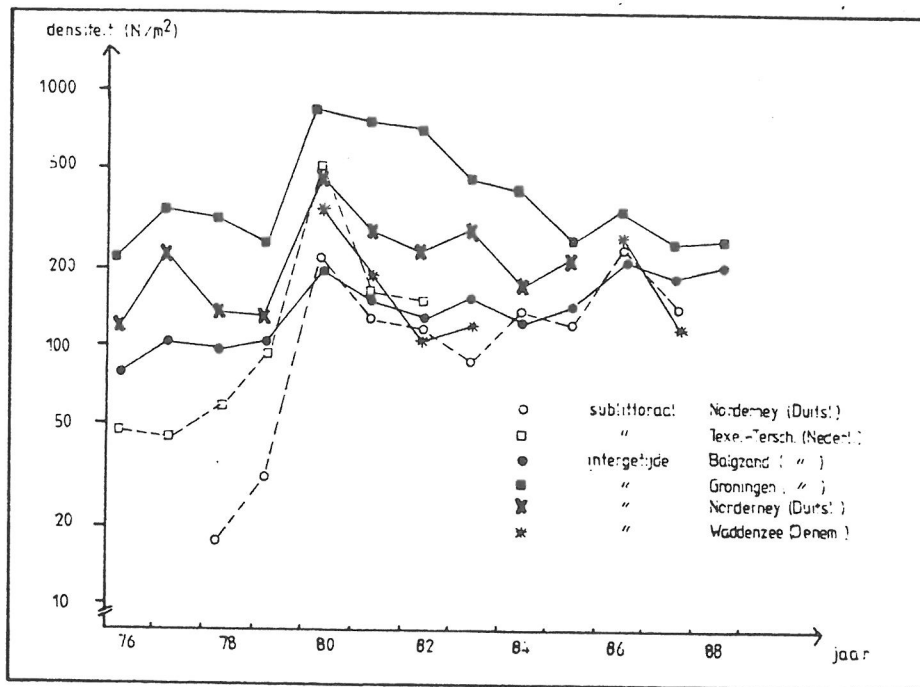


Fig. 6: Densiteitsverloop van het Nonnetje van 1976 tot 1988 in het intergetijdegebied en in de sublittorale geulen van de Waddenzee en nabije Noordzee. Naar Essink & Beukema (1988).

Samengevat kunnen we stellen: min of meer stabiele aantallen in tweede helft van de zeventiger jaren, sterke stijging in 1979 en

lichte daling in eerste helft van de tachtiger jaren (tot op een niveau dat nog steeds hoger ligt dan in 1976!), zowel littoraal als sublittoraal. Zetten we deze gegevens naast die van Ziegelmeier uit de periode 1950-1974, dan kunnen we globaal spreken van een stijgende trend in het aantalsverloop van Macoma balthica in de Waddenzee.

2.3.2. Westerschelde

Vermeulen (1980) vond in 1978 gemiddeld 176 Nonnetjes per m² in het oostelijke deel van de Westerschelde. Het betreft echter voornamelijk kleine exemplaren. Tijdeman (1981) vond in 1981, ter hoogte van het Verdrongen land van Saefthinghe bijna alleen juveniele exemplaren. Ook Leewis (1983) in 1982, vond er veel Nonnetjes (gemiddeld 120-340/m²), of er ook volwassen Nonnetjes bij waren is niet bekend. Meire & Develter (1988) in 1987 maken voor de ganse Westerschelde melding van gemiddeld 1501 Nonnetjes per m². Ook dit waren nagenoeg allemaal juveniele exemplaren. Er vindt dus volop broedval plaats, ook in het oostelijke deel van de Westerschelde; volwassen Nonnetjes worden echter zelden aangetroffen. De dichtheid van volwassen Nonnetjes is < 1 ind./m².

Gezien het ontbreken van accurate oude gegevens is het niet mogelijk om voor de Westerschelde uitspraken te doen over lange termijn ontwikkelingen.

Wel is het vrijwel ontbreken van volwassen individuen een aanwijzing dat er stressproblemen optreden.

2.3.3. Oosterschelde

De densiteiten en biomassa's van Macoma balthica in de Oosterschelde zijn globaal gezien weinig of niet veranderd na de uitvoering van de Deltawerken. We vinden gemiddeld tot 30-70 adulten per m² (Craeymeersch et al 1985).

2.3.4. Grevelingen en Veerse Meer

Hier is het Nonnetje nagenoeg verdwenen t.g.v. de afsluiting, resp. in 1971 en 1961 (Lambeck et al 1985, 1986 en 1987; Seys & Meire 1988).

2.3.5. Voordelta

Seip & Brand (1987) vonden in 1984-85 een trefkans van 0.11-0.17 (komt overeen met een gemidd. dichtheid van 0.8-1 ex. per m²), tegenover 0.34-0.42 in 1958-69 (Wolff 1973). Deze achteruitgang schrijven ze toe aan een meer marien worden van het gebied ten gevolge van de Deltawerken. Plaatselijk worden nog steeds hogere dichtheden (gemidd. 50 per m²) gevonden in de meer slibrijke zones voor het Haringvliet, de Grevelingen en de Westerschelde (Fig. 7).

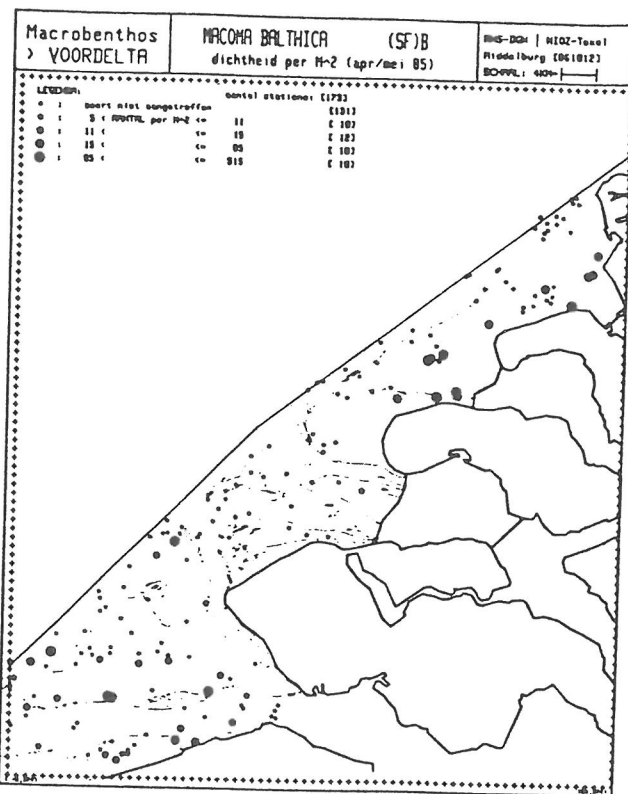


Fig. 7: Voorkomen (aantal/m²) van het Nonnetje in de Voordelta. Naar Seip & Brand (1987).

2.4. INGREEP-EFFECT RELATIES

2.4.1. Olieverontreiniging (Bergman 1982, Broman et al 1986)

Over effecten van olieverontreiniging op het Nonnetje zijn weinig gegevens bekend. Bij Bivalven treedt er sterfte op vanaf concentraties van 5 - 50 ppm oplosbare aromatische koolwaterstoffen. Voor larven is dit 0.1 - 1.0 ppm. Sub-lethale effecten treden al bij lagere concentraties op: vanaf 0,01 - 1 ppm. Bij het Nonnetje is waargenomen dat de graafcapaciteit wordt geremd. Na opname van olieproducten kan ook eliminatie optreden. Dit proces verloopt bij het Nonnetje vrij traag.

Het Nonnetje wordt als depositfeeder ook beïnvloed door olie in het sediment. Bij een concentratie > 530 ppm olie in droog zand begint mortaliteit op te treden. Bij hogere concentraties neemt de mortaliteit toe.

Van het Nonnetje is waargenomen dat ze op het sediment kruipen als dit met olie verontreinigd wordt. Ze zijn dan extra kwetsbaar voor predatie.

Van indirect-lethale effecten zijn geen gegevens bekend.

2.4.2. Anorganische microverontreiniging

A/ Lethale effecten

In onderstaande tabel zijn voor het Nonnetje de lethale concentraties van een aantal zware metalen (opgelost in water) samengebracht.

Tabel 8: Lethale effecten van zware metalen op Macoma balthica bij een t° van 10° C. Naar Bryant et al 1984, 1985 a en b; Eldon et al 1980; Langston et al 1987.

metaal	lethaal effect	duur (uur)	saliniteit (% S)	conc. (ppm)
Hg 1)	LC 70	1056	6	1
Cd 1)	LC 50	576	35	0.5-1
Zn	LC 50	48	15-35	1000-2100
	LC 50	96	15-35	210-950
	LC 50	192	35	190
Cr	LC 50	96	15-30	70-320
	LC 50	192	15-30	20-68
As	LC 50	48	15-35	meer dan 1000
	LC 50	96	15-35	680-800
	LC 50	192	15-35	60-80
Ni	LC 50	48	15-35	260-meer dan 2000
	LC 50	96	15-35	95-1100
	LC 50	192	15-35	36-450

1) $t^\circ = 12^\circ$ C i.p.v. 10° C

Uit deze gegevens en uit Bryant et al (1984, 1985 a en b) blijkt dat naarmate de expositieduur verlengt de 50% sterfte optreedt bij lagere concentraties.

Tevens is er een duidelijk t° - en saliniteitseffect: bij lage zoutgehaltes (15%.S) en hoge t° (15° C) treedt grotere sterfte. Dit wordt voor Ni bijkomend geïllustreerd a.d.h.v. Fig. 8. Grotere sterfte bij een t° vna 15° C dan bij $5-10^\circ$ C lijkt logisch, gezien voor het Nonnetje als optimale t° $5-10^\circ$ C wordt opgegeven.

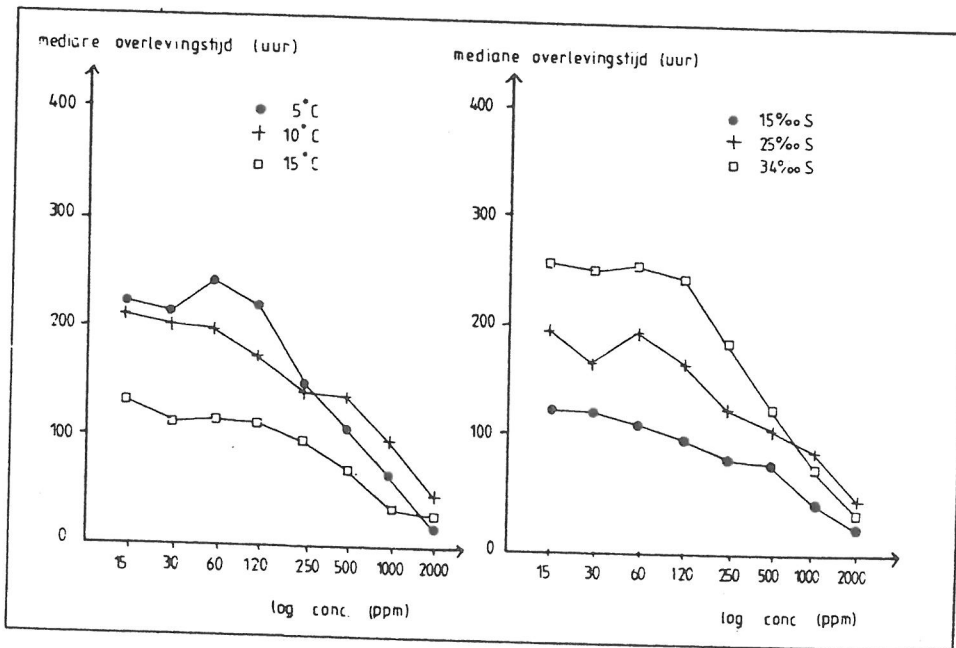


Fig. 8: Effect van t° en saliniteit op de toxiciteit van Zn voor Macoma balthica. Naar Bryant et al 1985.

B/ Sublethale effecten

Reeds bij concentraties lager dan hierboven vernoemd, komen belangrijke effecten naar voor. In vele gevallen treedt beschadiging van de siphons op (insnoeringen en zwellingen) en wordt het graafvermogen aangetast (Eldon 1980). Tabel 9 geeft de belangrijkste resultaten aan van de experimenten van Eldon. Bij deze tabel dient nog opgemerkt te worden dat de concentraties die het graafvermogen volledig lamleggen, ook al lethale effecten hadden op een deel van de proefdieren.

Tabel 9: Sublethale effecten van zware metalen op Macoma balthica. Naar Eldon 1980: kleine ex. 8-12 mm worden gedurende 24 uur blootgesteld aan verschillende zware metalen opgelost in water bij 12°C en 6‰ S; daarna werden de diertjes gedurende 15 dagen bestudeerd in proper water.

metaal	sublethaal effect-concentratie (ppm)		
	begin remming graafvermogen	stop graafvermogen	beschadiging siphons
Cd	1	2	1
Hg	0.05	1	0.05
Cu	0.2	2	0.5
Zn	2	50	5
Pb	0.5	meer dan 20	5
Ni	5	20	1
Co	20	100	30

C/ Situatie Westerschelde

Om te kunnen nagaan of het nagenoeg ontbreken van volwassen Non-netjes in het oostelijke deel van de Westerschelde (mede) veroorzaakt wordt door de anorganische microverontreiniging, zullen de hierboven genoemde getallen vergeleken worden met de concentraties van deze metalen in het water van de Westerschelde. In de tabel hieronder staan achtereenvolgens de maximale concentraties van cadmium, kwik en koper zoals deze in de periode 1981 tot 1986 door Rijkswaterstaat (unp.) zijn gemeten in het oostelijke deel van de Westerschelde, en de concentraties waarbij sublethale- en lethale effecten optreden, zoals deze hierboven vermeld staan :

Tabel 10: Concentraties van Cd, Hg en Cu (ppm) in het oostelijk deel van de Westerschelde (waterfase), vergeleken met de sublethale en lethale concentraties voor Macoma balthica.

metaal	Westerschelde	sublethale conc.	lethale conc.
Cd	0.003	1	0.5-1
Hg	0.00012	0.05	1
Cu	0.01	0.20	meer dan 2

0,03 ‰.

Hieruit blijkt dat de concentraties in het oostelijke deel van de Westerschelde veel lager liggen dan de gevonden lethale- en sublethale concentraties.

De concentraties aan pollutanten zijn echter vaak veel hoger in het sediment (vooral in slibrijk sediment) dan in de bovenliggende waterfase. Vooral depositfeeders zouden op die wijze wel eens aan veel hogere concentraties kunnen zijn blootgesteld, om deze vervolgens te accumuleren in hun weefsels.

Zodoende kan over het al of niet limiterend werken van zware metalen als Cd, Hg en Cu in de Westerschelde op het Nonnetje geen uitsluitsel worden gegeven.

Door Rijkswaterstaat (unp.) zijn in 1987, op drie plaatsen in de Westerschelde (het brakwater-, overgangs- en mariene gebied), de gehalten van een aantal microverontreinigingen bepaald in het Nonnetje (Tabel 11):

Tabel 11: Gehaltes aan Cd, Cr, Cu en Zn (in mg/kg ADW) in Nonnetjes uit drie verschillende zones van de Westerschelde.

metaal	brak	overgangsgebied	marien
Cd	1.09	0.52	0.34
Cr	5.84	3.09	2.54
Cu	23	22	20
Zn	487	453	443

Hieruit blijkt dat de Nonnetjes uit het brakke (= oostelijke) deel van de Westerschelde t.o.v. het mariene deel merkkelijk hogere concentraties aan Cd (3x) en Cr (2x) bevatten.

Uit het voorgaande en gezien bij lagere zoutgehalten sneller sterfte optreedt bij contaminatie met metalen, lijkt het ons niet uitgesloten dat het ontbreken van volwassen Nonnetjes in het oostelijk deel van de Westerschelde toch enig verband houdt met de pollutie door zware metalen, en dit mogelijks in combinatie met andere stressfactoren zoals hoge zomer-t°, lage O₂-gehalten, PCB's,...

2.4.3. Organische microverontreiniging

Organische microverontreinigingen kunnen worden geaccumuleerd door het Nonnetje. Door Rijkswaterstaat (unp.) zijn in 1987 in de Westerschelde een aantal organische microverontreinigingen bepaald in het vet van het Nonnetje. In het oostelijke deel zijn de gehalten het hoogst. Zie Tabel 12:

Tabel 12: Org. micropolluenten in het vet van Nonnetjes uit de Westerschelde (mg/kg vet). Naar RWS (unp.).

polluent	conc. in brak	overgangsgebied	marien deel
PCB-153	2.36	1.38	1.65
PCB-138	1.84	1.02	1.15
pyreen	4.92	2.25	2.06
benzanthraceen	1.08	0.75	0.85

2.4.4. Eutrofiëring

Voor het Nonnetje zijn er duidelijke aanwijzingen voor een toename in aantal en biomassa als gevolg van eutrofiëring.

In de Nederlandse Waddenzee is er een significante toename van het Nonnetje geconstateerd (Essink & Beukema 1988, Dankers 1984) in de periode 1970 tot 1988 (Fig. 6).

In de Deense Waddenzee (Madsen 1987) werd een hoger aantal Nonnetjes en een hogere biomassa gevonden in een organisch verrijkt gebied t.o.v. een vergelijkbaar gebied zonder verrijking.

In beide onderzoeken werd ook een hogere groei en reproductie gevonden bij het Nonnetje. In de Deense Waddenzee verdween dicht bij de verontreinigingsbron alle broedval van het Nonnetje tussen november en januari.

2.4.5. Visserij

Voor het Nonnetje zijn van belang: de kokkel- en mosselvisserij, mosselkweek en het pierenspitten.

Kokkelvisserij.

Op de door de kokkelvisserij beviste plaatsen vindt een sterfte plaats van 5-30 % van de jonge Nonnetjes (jonger dan 1 jaar) en 0-25 % van de oudere Nonnetjes (zie Tab. 12 in Bijlage). Beide sterftepercentages zijn afhankelijk van de visintensiteit. Deze is weer afhankelijk van de kokkeldichtheid: hoe hoger de dichtheid hoe intensiever het vissen. Het sterftepercentage van de oudere Nonnetjes is bovendien afhankelijk van het seizoen. In de herfst en winter zitten ze dieper en zijn ze minder kwetsbaar.

Mosselvisserij/-kweek.

Hiervan zijn geen gegevens bekend.

Pierenspitten (de Groot 1983, Heiligenberg 1982 en 1984, RIN 1987, de Vlas 1982).

Het machinale pieren'spitten' veroorzaakt een sterfte onder de oudere Nonnetjes van 20 - 70 % . Als er na de broedval wordt 'gespit' is dit fataal voor nagenoeg alle broedval.

Het handspitten heeft een geringere invloed op het Nonnetje. Mc Lusky et al (1983) vermelden een volledig herstel op de plaats van de oorspronkelijke put na ca. 2 weken.

2.4.6. Grondstoffenwinning/baggeren

Het Nonnetje is een uitstekende graver en kan een éénmalige begraving onder 40 cm fijn zand nog overleven. Voor slib is dit 10 cm. Permanente sedimentatie kan worden overleefd tot 25 cm/maand voor zand en 14 cm/maand voor slib (Bijkerk 1988).

3. K O K K E L Cerastoderma edule (L. 1758)

3.1. AUTOECOLOGIE

3.1.1. Algemene verspreiding en biotoopvereisten

C. edule kent een Europese verspreiding, met name in de kustgebieden van de Atlantische Oceaan, de Noordzee, het Kanaal en in de Middellandse Zee.

Nederlandse verspreiding: Waddenzee, Noordzee, Westerschelde, Oosterschelde en Grevelingen.

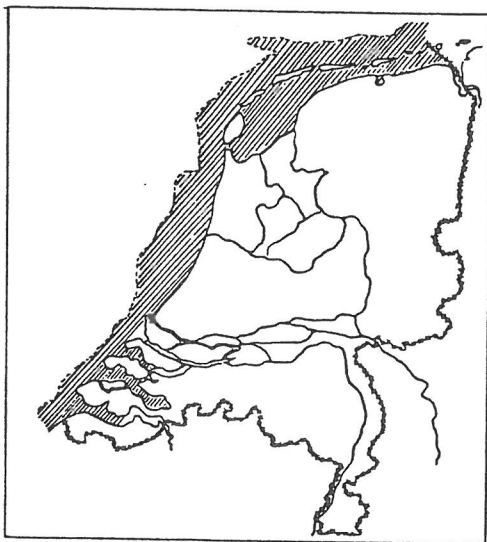
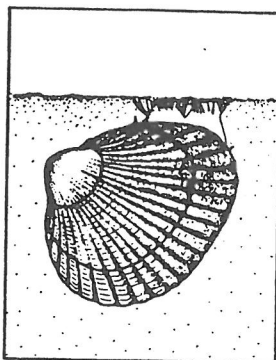


Fig. 9: Voorkomen Kokkel in Nederland.

Kokkels komen voor in de kustzone, het intergetijdengebied en in zoute meren. De grootste dichtheden (kokkelbanken) vinden we in het intergetijdengebied en in de ondiepe sublittorale zone. In de Noordzee leven Kokkels tot op een diepte van zo'n 20 m en grotere dichtheden vinden we hier alleen op meer beschutte plaatsen.



De Kokkel leeft ingegraven in de bovenste 5 cm van het sediment (schelp juist onder oppervlak) en houdt d.m.v. twee korte siphons contact met het bovenstaande water. In de herfst en winter graven ze zich iets dieper in. Ze beschikken over een relatief goed graafvermogen en kunnen zich daardoor over een afstand van enkele

Fig. 10: Kokkel (ad.) in sediment.

tientallen cm actief verplaatsen.

De graafcapaciteit neemt af met het ouder worden (relatieve grootte voet/lichaam wordt kleiner) en ook bij dalende temperatuur.

De Kokkel stelt weinig eisen aan het sediment; alleen in de erg fijne en modderige sedimenten worden ze niet gevonden. Het voorkomen wordt voornamelijk door de waterstroming bepaald: bij teveel stroming worden ze uitgespoeld en bij te weinig stroming wordt er te weinig voedsel aangevoerd.

Cerastoderma edule komt, zoals de meeste estuariene bodemorganismen, voor bij een vrij grote range aan zoutgehaltes: van volledig marien tot

10-12‰. Beneden deze waarde, in meer stilstaande brakke wateren wordt zijn plaats ingenomen door C. glaucum.

3.1.2. Voedsel

De Kokkel is een filterfeeder: hij filtert fytoplankton en detritus uit het door de siphons gepompte water. Deze doorgepompte hoeveelheden water zijn vrij aanzienlijk: gemiddeld zo'n 0.5 l water per uur.

Daarnaast is de Kokkel ook in staat om omringende bodemalgen op te wervelen.

3.1.3. Natuurlijke vijanden

De larven van de Kokkel worden gegeten door planktoneters. Op droogvallende platen worden de Kokkels gegeten door verschillende wadvogels (vooral door de Scholekster, Kanoetstrandloper en Zilvermeeuw). Onder water vallen ze ten prooi aan krabben, garnalen, platvis (Bot en Schol) en de Eidereend. De meeste predatoren eten alleen kleine kokkeltjes (< 1 jaar); alleen de Scholekster en Eidereend kunnen ook grotere exemplaren verwerken. De siphons worden afgebeten door platvis.

Als grote hoeveelheden mosselbroed zich afzetten op een kokkelbank sterft deze op den duur als gevolg van de door de mosselen veroorzaakte sedimentatie.

In bepaalde jaren is er ook sprake van een beperkte sterfte van kokkels door infectie met Trematoda-larven.

3.1.4. Populatiodynamica

Reproductie

Kokkels zijn over het algemeen na 2 jaar geslachtsrijp. Uitzonderlijk kan dit ook al na 1 jaar. De afzetting van voortplantingsprodukten (spawning) strekt zich uit over een vrij lange periode: van maart tot oktober.

Eén vrouwtje kan 5000 - 50000 eitjes produceren. Het geproduceerde aantal eitjes neemt met de leeftijd toe. De bevruchting gebeurt vrij in het water, en de zich hieruit ontwikkelende larve kent gedurende maximaal één maand (afhankelijk van de water-t°) een planktonisch bestaan. Bij een grootte van 250-350 µm gebeurt de metamorfose, waarna de jonge kokkeltjes zich vrij uniform over de

bodem verdelen. Deze broedval is gesitueerd in de periode eind mei - juli. Eventueel kan nog een tweede, minder belangrijke broedval optreden in het najaar. In de Waddenzee wordt een dergelijke tweede broedval veroorzaakt door larven die geproduceerd werden door kokkelpopulaties uit de Noordzee. Vermits de watertemperatuur van de Noordzee minder snel stijgt dan die van de ondiepe kustwateren komt de gonadenontwikkeling hier immers later op gang. Totdat ze een grootte van ca 2mm hebben bereikt treedt er echter verplaatsing op, waardoor aggregatie op plaatsen met weinig stroming ontstaat. Zo kunnen op beschutte plaatsen dichtheden van 10.000 - 100.000 kleine kokkeltjes per m² voorkomen.

Groei en leeftijdsopbouw.

De ontwikkeling begint met een snelle groei: in de Nederlandse wateren groeien ze in het eerste jaar gemiddeld uit tot een lengte van 5-15 mm.

In het tweede jaar halen ze 15-30 mm. Daarna vertraagt de groei en de gemiddelde maximale lengte bedraagt zo'n 40 mm (uitzonderlijk 50 mm).

De groei wordt voor een belangrijk deel bepaald door het voedselaanbod en de temperatuur (zie ook Fig. 11).

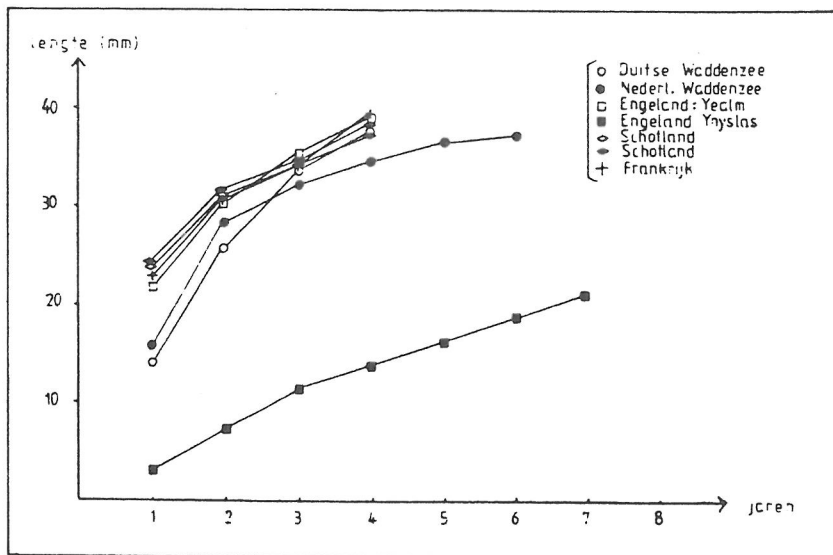


Fig. 11: Groei van de Kokkel in diverse gebieden. Naar Vooy's 1988.

Mortaliteit.

De mortaliteit van volwassen Kokkels is groot en sterk afhankelijk van de wintertemperatuur: in zachte winters ca. 50 % en in strenge winters meer dan 95 %. Deze sterke reductie in het aantal volwassen Kokkels tijdens strenge winters, lijkt de overleving van broed in de zomer daarna positief te beïnvloeden (geschikte 'ruimte' gecreeerd op platen). Strenge winters worden dan ook veelal gevolgd door hoge kokkelbroedval. Zie ook Fig. 12.

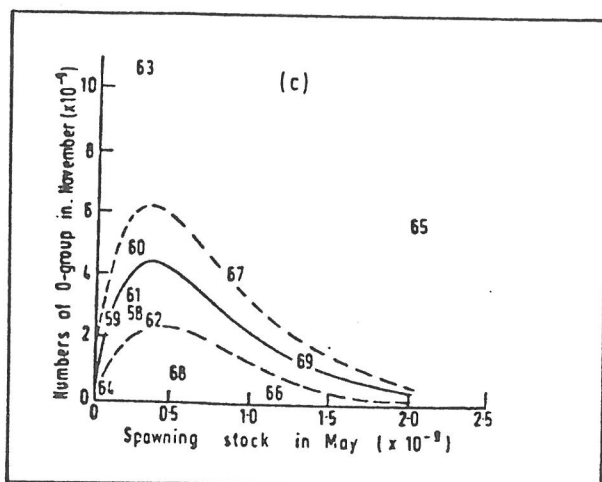


Fig. 12: Verband densiteit ad. Kokkels - vestiging kokkelbroed. Naar Pouwer 1985.

Verspreidingspatronen

Deze zijn door het sterk fluctueren van het broedsucces en de wintersterfte zeer variabel. De verspreiding is geaggregeerd in kokkelbanken, waar dichtheden van honderd tot enkele duizenden kokkels per m^2 kunnen voorkomen. Deze kokkelbanken liggen niet altijd op dezelfde plaatsen.

3.1.5. Bronnen

Beukema (1981 + 1986b), Campbell (1977), Develter (1985), Meire & Twisk (in prep.), Michaelis (1979), Pouwer (1985), RIN (1987), Schoenmaker (1984), Verwey (1983), de Vlas (1982), Vooy's (1984) en Wolff (1973).

3.2. REFERENTIESITUATIE

3.2.1. Waddenzee

Verwey (1952) schatte voor 1949 op de getijdeplaten een gemiddelde dichtheid van minimaal 10 Kokkels per m^2 ; vermoedelijk is 20 Kokkels per m^2 een betere schatting. Hij raamde de gemiddelde populatie van Kokkels > 1 jaar voor de ganse Waddenzee, op minimaal 6000 miljoen Kokkels.

De hoeveelheid weggevisste Kokkels schatte Verwey op ca 0,2 miljoen kg versvlees per jaar.

3.2.2. Voordelta

Wolff (1973) vond een trefkans van 21 Kokkels per m^2 voor de Voordelta in de periode 1958 - 1970.

3.2.3. Oosterschelde

Wolff (1973) vond een trefkans van 7,3 kokkels per m^2 voor de Oosterschelde in de periode 1958 - 1970.

3.2.4. Grevelingen

In de periode 1960-63 (= voor de afsluiting van deze zeearm) noteerde Weeber (1980) hier vrij hoge dichtheden: tot maximum 1180 ex. per m^2 . Voor de monsters waarin de soort aanwezig was, vond hij een gemiddelde dichtheid van 240 ex. per m^2 (inclusief spat).

3.3. HUIDIGE SITUATIE

3.3.1. Waddenzee

Beukema (1976) vond, over de periode 1970 - 1974, gemiddeld 34 Kokkels en een kokkelbiomassa van 4,3 g ADW per m^2 op de getijdeplaten van de Waddenzee. Dekker vond in 1983 (de Wilde 1984) onder de laagwaterlijn een gemiddelde kokkelbiomassa van 1,4 g ADW/ m^2 . Op de mosselpercelen was de kokkelbiomassa 0,1 g ADW/ m^2 .

De Vlas (1982) geeft een overzicht van de verdeling van de Kokkels over het Waddengebied voor 1980 (zie Fig. 13). Hij vond in 1980 dat 83 % van de Kokkels zich in 18 % van het platengebied van de Waddenzee bevond, in dichtheden van meer dan 300 per m^2 en dat 93 % van de Kokkels zich op 31 % van het platengebied bevond, in dichtheden van meer dan 150 per m^2 .

Uit de berekeningen, die de Vlas (1982 en 1988) heeft uitgevoerd met de gegevens van Beukema en de Wilde komt een gemiddelde kokkeldichtheid van ca 78 ind./ m^2 , over de periode 1971-1987. Dit komt overeen met een gemiddeld kokkelbestand van ca 75 miljoen kg versvlees. Het betreft hier alleen Kokkels van meer dan 1 jaar oud. Voor een volledig verloop van het bestand in de periode 1971-1980 verwijzen we naar Fig. 14.

Er wordt hiervan sinds 1980 gemiddeld per jaar 5,8 miljoen kg versvlees weggevisst.

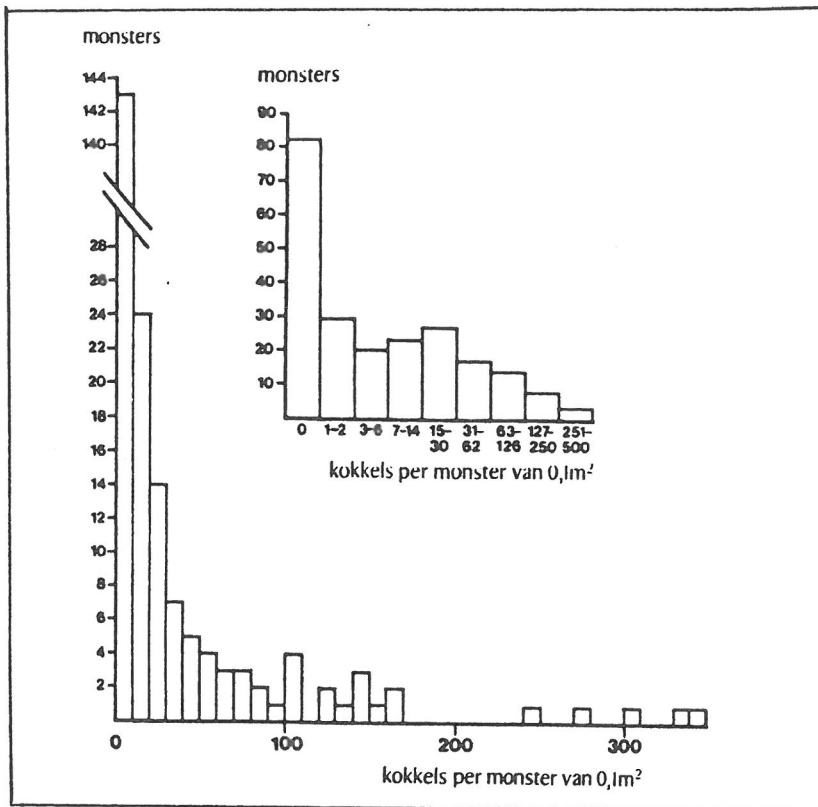


Fig. 13: Frequentie van voorkomen van verschillende aantallen Kokkels per bodemonster van 0,1 m², zoals gevonden tijdens een kokkelsurvey in 1980. Naar de Vlas 1982.

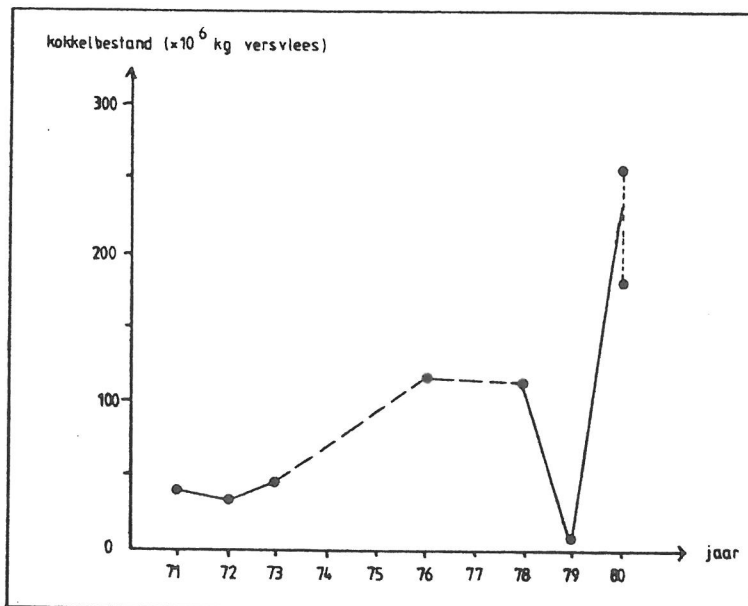


Fig. 14: Verloop kokkelbestand Waddenzee voor de periode 1971-1980. Naar de Vlas 1982.

3.3.2. Voordelta

Seip & Brand (1987) vonden in 1984 en 1985 bijna geen Kokkels in de Voordelta. Voor de Haringvliet vond hij in 1983 (Seip 1984) gemiddeld 114 Kokkels per m^2 . Als we ervan uitgaan dat dit gebied ca 1/12 deel van de Voordelta uitmaakt, resulteert dit in een gemiddelde dichtheid voor het hele gebied van ca 9,5 Kokkels per m^2 .

3.3.3. Oosterschelde

Coosen (1987) vond in 1984 een kokkelbestand van 3650 ton ADW in de Oosterschelde. Dit is ca 33 % van de totale biomassa. Ongeveer 18 % hiervan bestaat uit Kokkels jonger dan 1 jaar. Eveneens 18 % van het bestand komt onder de laagwaterlijn voor.

Een groot deel van het intergetijdengebied (60 %) heeft een lage kokkeldichtheid van minder dan $50/m^2$ en een kokkelbiomassa van 10 g ADW/ m^2 . Het andere deel heeft hogere kokkeldichtheden met een gemiddelde kokkelbiomassa van 16 g ADW/ m^2 .

Uit deze gegevens en die van de Vlas (1988) kan de gemiddelde dichtheid van de Kokkel over het hele gebied, voor de jaren 1984-1987, worden berekend: ca 84 Kokkels per m^2 . Dit komt overeen met een gemiddeld kokkelbestand van ca 13 miljoen kg kokkelvlees. Voor de periode 1976-1980 geeft de Vlas (1982) een totaalbestand op van 15-36 miljoen kg versvlees.

De hoeveelheid weggeveste Kokkels in de periode 1984-87 bedraagt gemiddeld 3,9 miljoen kg versvlees per jaar (de Vlas 1988).

3.3.4. Grevelingen

Uit de gegevens van Lambeck et al (1985, 1986 en 1987) voor het voorjaar van 1984, 1985 en 1986 berekenden we een bestand van gemiddeld 2200 miljoen exemplaren (waarvan ongeveer de helft ouder dan 1 jaar) of 380 ton ADW.

De grootste dichtheden en biomassa's worden gevonden in de dieptezone van 2 tot 6 m. De gemiddelde dichtheid over gans het meer schommelde tussen 16 en 28 ex. per m^2 .

3.3.5. Westerschelde

Vermeulen (1980) vond in de Westerschelde in 1978 densiteiten (gemiddelden per station) gaande van 53 per m^2 in het oostelijk deel tot max. 547 per m^2 nabij de monding. Over gans de range werden zowel jonge als oude Kokkels aangetroffen.

Bij een bemonstering in 1987 van de ganse Westerschelde vonden Meire & Develter (1988) een gemiddelde densiteit van 1004 ex. per m^2 . Hiervan waren het overgrote deel eerstejaars (Fig. 15). Enkel t.h.v. Hoofdplaat werden ook oudere Kokkels gevonden.

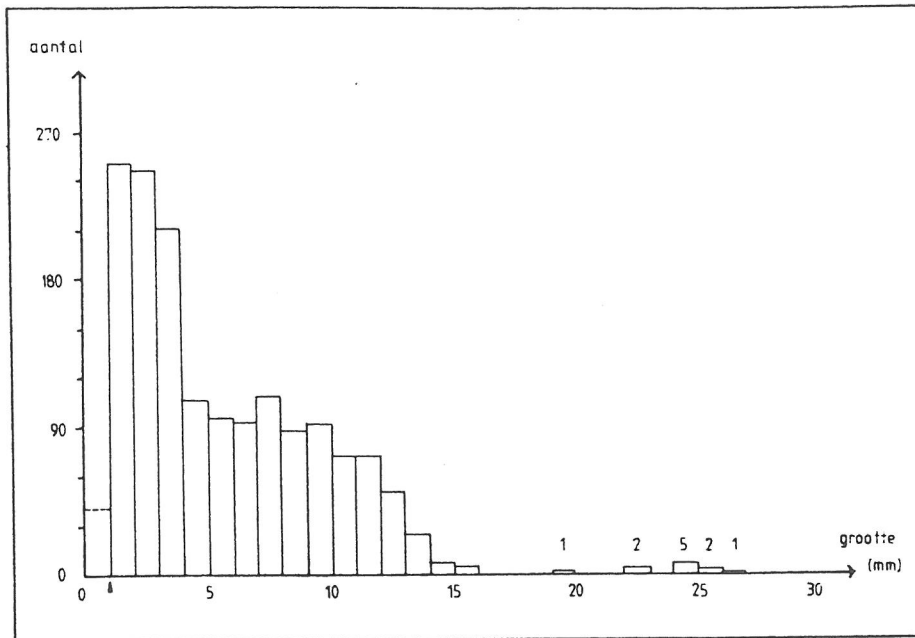


Fig. 15: Lengte-frequentiedistributie van alle gevonden Kokkels bij de Sawes-bemonstering van de Westerschelde in 1987. Naar Meire & Develter 1988. Noot: gebruikte maaswijdte zeef = 1 mm.

3.4. INGREEP-EFFECT RELATIES

3.4.1. Olieverontreiniging

Bij een concentratie van 500 ppm ruwe olie sterven alle Kokkels binnen enkele uren (Bergman 1982). Bij een oliepollutie simulatie-experiment (in de Kock 1985) veroorzaakte het vrijkomen van olie uit de bodem (daar geraakt o.i.v. bioturbatie) pas een gevoelige sterfte van Kokkels 3 maand na de olietoevoeging (Fig. 16).

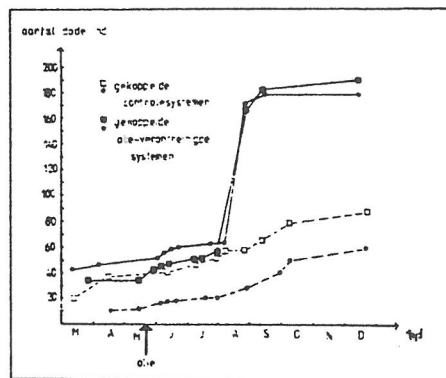


Fig. 16: Cumulatief mortaliteitsverloop van de Kokkel in met olie verontreinigde sediment-watersystemen vergeleken met controles. Pijl = oliedosering gedurende één week in mei. Naar Project Opex, TNO-NIOZ-RIN 1982 (in de Kock 1985).

3.4.2. Eutrofiëring

De Kokkel is gevoelig voor zuurstofloosheid en daardoor ook voor eutrofiëring; dicht bij verontreinigingsbronnen komen geen Kokkels voor (Essink et al 1985, 1986 en 1987).

3.4.3. Visserij

Voor de kokkel zijn van belang: kokkel- en mosselvisserij, mosselkweek en pierenspitten.

Kokkelvisserij (de Groot 1983, Lambeck et al 1988, RIN 1987, de Vlas 1982)

Op de door de kokkelvisserij beviste plaatsen vindt een sterfte plaats van 10 - 50 % van de jonge kokkeltjes (< 1 jaar) en van 90 tot 100 % van de oudere Kokkels (zie Tabel 12 in Bijlage). Op plaatsen met hoge kokkeldichtheden wordt intensief gevist en blijven weinig Kokkels over. Het percentage Kokkels dat wordt weggevisst hangt van de kokkelstand af. Bij een laag kokkelbestand wordt er een hoger percentage weggevisst.

In de Waddenzee werd er van 1971 tot 1982 gemiddeld 4 % weggevisst. In het jaar 1979 bij een laag kokkelbestand was dit 9 %. Na 1982 nam het wegvispercentage sterk toe: in 1984 17 %, in 1985 36 % en in 1986 31 %. 1984 en 1985 waren erg slechte kokkeljaren. Dit komt overeen met een gemiddelde wegvangst van 5.8 miljoen kg versvlees per jaar sinds 1980.

In de Oosterschelde waren de wegvispercentages: in 1984 11 %, in 1985 5 %, in 1986 41 % en in 1987 42 % (zie Tabel 13):

Tabel 13: Kokkelvisserij in de Oosterschelde 1984-1987. Naar de Vlas (1988). Biomassa's in miljoen kg vers vlees gewicht.

jaar	tot. biomassa in augustus	biomassa in banken	wegvisbaar	weggevisst
1984	27.8	20.3	16.2	2.1
1985	20.4	14.9	11.9	1.0
1986	8.2	6.0	4.8	3.4
1987	22.1	16.1	12.9	9.2

De totale hoeveelheden weggevisste Kokkels in de Waddenzee en Deltawateren in de periode 1955-86 zijn aangegeven in Fig. 17:

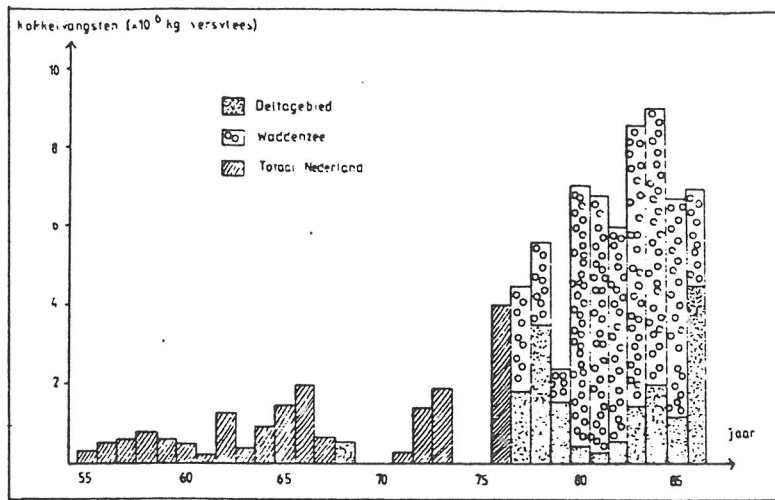


Fig. 17: Hoeveelheden Kokkels jaarlijks gevangen in de Nederlandse Waddenzee en Deltawateren (in milj. kg versvlees per jaar).

Mosselvisserij.

Over de effecten hiervan op bodemdieren zijn geen cijfers bekend.

Pierenspitten.

Bij het handspitten trad in gebieden waar de Kokkel aanwezig was een sterfte op van 30 % (Heiligenberg 1982 en 1984). Volgens Jackson & James (1976) zijn in de jaren '50-'60 ganse kokkelpopulaties in North Norfolk sterk uitgedund, samengaan met de intensivering van het pierespitten. Kokkelbanken die moeilijker bereikbaar zijn voor de spitters, zijn er nog steeds goed ontwikkeld. Bij een 'handspit'-veldexperiment konden ze een mortaliteit tot 85 % aantonen (Fig. 18), te wijten aan het begraven raken van de Kokkels. In een begravingsexperiment tonen ze aan dat Kokkels vanonder een 10 cm dikke sliblaag nauwelijks omhoog geraken en alle sterven na 6 dagen. Bij een bedekking met een even dikke laag zand is er 83 % sterfte na 6 dagen en op de 9-de dag zijn de nog levende ex. erin geslaagd zich ca. 4.5 cm omhoog te werken (Fig. 19).

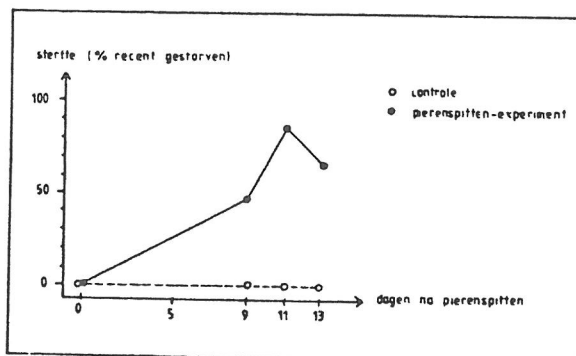


Fig. 18: Sterfte van Kokkels bij pierenspitten-veldeperiment. Naar Jackson & James 1979.

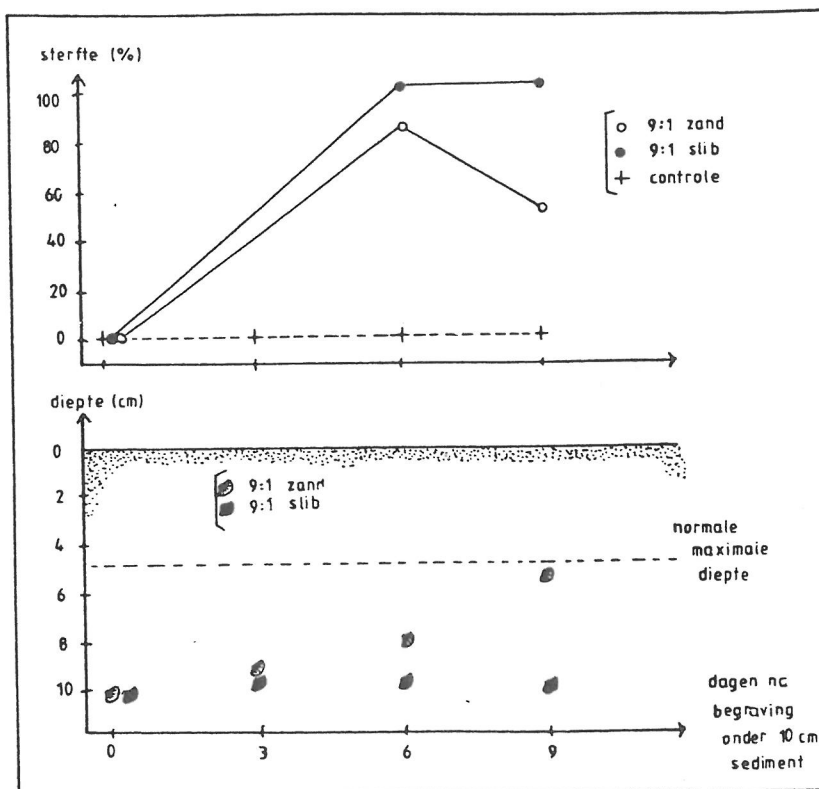


Fig. 19: Sterfte van Kokkels (+ diepte overlevenden) bij begravingsexperiment. Naar Jackson & James 1979.

3.4.4. Grondstoffenwinning/baggeren

De Kokkel heeft vanwege zijn gespierde voet een redelijk goed graafvermogen. Zo kan een permanente sedimentatie van 25 cm per maand worden overleefd. Bij een éénmalige bedekking echter, ondervindt de Kokkel vaak grote last om zich op tijd uit te graven. Vermoed wordt dat dit verband houdt met de vrij grote weerstand van de schelp en het grote waterverbruik per graafcyclus. Bovendien zijn Kokkels relatief gevoelig voor zuurstofloosheid en sulfide waardoor begraving niet lang kan worden overleefd. Een éénmalige bedekking met 5-15 cm zou binnen de mogelijkheden liggen (Bijkerk 1988), hoewel Jackson & James (1979) reeds een grote sterfte vaststelden bij bedekking met 10 cm sediment (zie ook 'Pierespit-ten').

4. STRANDGAPER Mya arenaria (L. 1758)

4.1. AUTOECOLOGIE

4.1.1. Algemene verspreiding en biotoopvereisten

Mya arenaria kent een boreale amfi-atlantische verspreiding. In de Europese wateren is de Strandgaper geïntroduceerd vanuit Amerika in de 16^e- 17^e eeuw. Momenteel wordt ze ook al gevonden in de Stille Oceaan (Japan, Alaska), waar ze vermoedelijk terechtkwam samen met oesters van de Atlantische kusten.

Nederlandse verspreiding: Waddenzee, Noordzee, Westerschelde, Oosterschelde Grevelingen en Veerse Meer (+ in brakke binnenwateren).

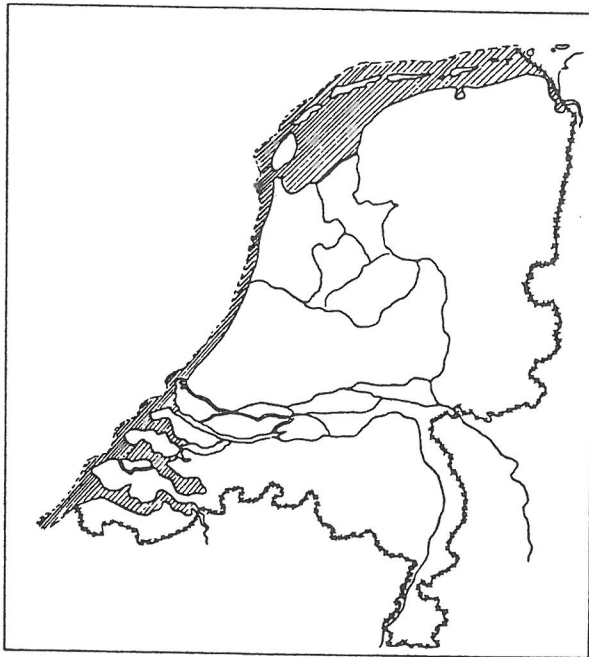


Fig. 20: Voorkomen Strandgaper in Nederland (alleen grotere wateren).

De Strandgaper is vrij algemeen in de kustzone en vooral in het intergetijdengebied. In de hoogstgelegen zones komen vrijwel uitsluitend jonge exemplaren (minder dan 2 jaar oud) voor. Uitzonderlijk worden ex. tot 70 m diepte aangetroffen (normaal op max. ca. 10 m diepte).

Tab. 14: Grootte, graafdiepte en max. dichtheid van Strandgapers ngl. de leeftijd.

Leeftijd (jaren)	grootte (cm)	graafdiepte (cm)	max. dichtheid/m ²
1.	0.3-1	0.5-2	30000-100000
2-4	2-5	10-15	1500
5-10	6-12	20-40	150-30 (10)

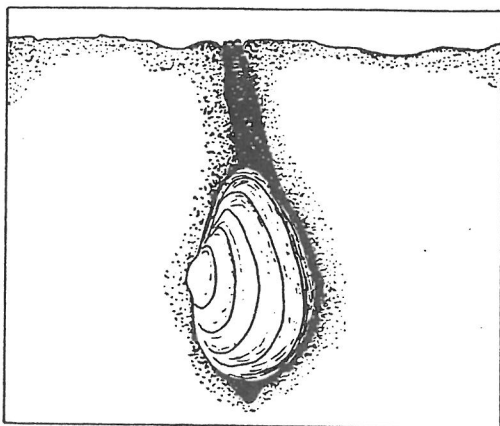


Fig. 21: Strandgaper in sediment.

Strandgapers leven ingegraven in het sediment, afhankelijk van grootte en leeftijd van 0 tot 40 cm diep. Met behulp van een dubbele siphon houden ze contact met het bovenstaande water. Tot een lengte van 7-8 mm wordt het *Mya*-broed ook wel op wieren gevonden (vastgehecht met byssusdraad).

De Strandgaper komt voor in vrijwel alle sedimenttypes (met uitzondering van anaeroob slib of hard zand) maar vertoont een voorkeur voor de fijnere, slibrijke sedimenten. Als gevolg van de relatieve afname in de grootte van de voet, neemt het graafvermogen met toenemende leeftijd af. Grote Strandgapers kunnen zich dan ook nog nauwelijks verplaatsen, zodat erosie van de sedimenten waarin ze leven voor hen fataal is.

Mya arenaria is zeer goed bestand tegen lage en fluctuerende zoutgehaltes. Plotse saliniteitswijzingen (tot 18 %) worden overleefd. Tijdelijk kan een gehalte van 1 - 2 ‰ getolereerd worden. Op langere termijn bekeken moet het gehalte boven de 5 ‰ blijven. Jonge exemplaren tot 4 mm zijn extra gevoelig voor deze lage zoutgehaltes. Deze gevoeligheid voor lage saliniteitswaarden houdt verband met de reductie van de pompsnelheid onder dergelijke omstandigheden. Bij 4 ‰ wordt er geen water meer rondgepompt en valt de groei dus helemaal stil. Bij 8 ‰ is de pompsnelheid na 3 uur 40 % lager dan bij 16 ‰.

4.1.2. Voedsel

Als filterfeeder haalt de Strandgaper microorganismen (vooral flagellaten) en detritus uit het door de siphons rondgepompte water. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de pompsnelheid van Mya laag is in vergelijking met die van andere filterfeeders.

Daarnaast kan de Strandgaper ook voedselpartikeltjes van het omgevende sloboppervlak naar binnen trekken (depositfeeding), wat vooral schijnt te gebeuren als er weinig water op het slik staat.

4.1.3. Natuurlijke vijanden

De larven worden door planktoneters gegeten. Kleine oppervlakkig ingegraven Strandgapers worden door wadvogels, platvissen en garnalen gegeten. Krabben kunnen de schelpen tot een diepte van 5 cm opgraven. De dieper ingegraven dieren zijn onbereikbaar voor predators. Wel worden van deze dieren de siphons nog gegeten door diverse wadvogels. Volwassen exemplaren die aanspoelen na erosie van het sediment waarin ze leefden, worden door meeuwen en kraaien gegeten. De schelpen worden dan eerst gebroken door ze vanop een zekere hoogte te laten vallen.

4.1.4. Populatiedynamica

Reproductie.

De Strandgaper reproduceert in mei-juni (Nederlandse wateren). Uitzonderlijk kan ook een tweede 'spawning'-periode optreden in sept-okt.

Eén wijfje produceert zo'n 3 miljoen eitjes per jaar, die bevrucht worden in de exhalerende siphon of de mantelholte. De vruchtbaarheid van de Strandgaper neemt, naarmate ze ouder worden, toe.

De planktonische larven brengen een tweetal weken door (juni-okt.) in de waterfase, alvorens bij een grootte van 240-320 μm te settlen. Deze broedval (tot 500.000 per m^2) vindt vooral plaats in oktober en bij voorkeur op stevige, fijnkorrelige sedimenten. Net als bij Cerastoderma edule is geregeld goede broedval waar te nemen na een strenge winter.

Het broed kan zich ook m.b.v. een byssusdraad aan wieren gaan vasthechten. Ze kunnen zich weer losmaken om zich te laten verplaatsen naar een geschiktere plek.

Als ze een lengte van 7 mm bereikt hebben gaan ze zich ingraven in de typisch verticale positie.

Groei en leeftijdsopbouw.

De Strandgaper kan 10 - 12 (max. 17) jaar oud worden en uitgroeien tot een schelp van 12 cm. Zie ook Tabel 14.

Mortaliteit.

De mortaliteit is het eerste jaar erg groot (Tabel 14). Nog geen 0,1 % haalt de eerste winter. Er zijn jaren dat er bijna geen broed overleeft.

Tot een grootte van 3 - 3.5 cm neemt de overlevingskans in belangrijke mate toe, om bij grotere dieren op een vrij constant niveau te blijven.

In de Nederlandse Waddenzee over de jaren 1969-1979 varieerde de mortaliteit voor Strandgapers kleiner dan 2 cm, van 69 - 99 %, en voor Strandgapers van 2 - 4 cm, van 16 - 82 %. Diep in het sediment (tot 40 cm) blijken grote Mya's goed bestand tegen lage zuurstofconcentraties, droogstand en koude.

Verspreidingspatronen.

Het graafvermogen en daarmee de mogelijkheid tot migratie is bij grotere Strandgapers (vanaf 5 cm) sterk gereduceerd. Alleen jonge dieren verplaatsen zich frequent. Vandaar ook dat de verspreiding van deze soort voor een belangrijk deel wordt bepaald door de plaats van broedval en de overleving hiervan. Door de geaggregeerde broedval ontstaat een geaggregeerde verspreiding.

4.1.5. Bronnen

Brousseau (1978), Dankers et al (1981), Kuhl (1983), Mathiessen (1960), Meire et al (in prep.), Möller et al (1983), Munch-Petersen (1973), Muus (1967), Rasmussen (1973), Wolff (1973).

4.2. REFERENTIESITUATIE

4.2.1. Westerschelde

Er zijn geen gegevens bekend over het voorkomen van de Strandgaper in dit gebied uit het verleden. In het oostelijk deel van de Westerschelde wordt het voorkomen van levende volwassen ex. gemeld door oude vissers.

4.2.2. Grevelingen en Veerse Gat

Voor de afsluiting van deze twee zeearmen (resp. in 1971 en 1961) kwamen hier slechts geringe aantallen Strandgapers (max. 10 per m²) voor (Weeber 1980 en van Mansfeld 1978).

4.2.3. Waddenzee en Oosterschelde

Ook van deze systemen zijn geen accurate gegevens uit het verleden gevonden.

4.3. HUIDIGE SITUATIE

4.3.1. Westerschelde

Heip et al (1986) vonden voor de periode 1978-85 slechts sporadisch kleine Strandgapers en dit op de platen van Valkenisse. In het Verdrongen land van Saeftinghe werden door Tijdeman (1981) en Leeuwis (1983) in 1981 en 1982 geen Strandgapers aangetroffen. Meire & Develter (1988) geven voor 1987 een gemiddelde dichtheid van 344 ex. per m² voor de ganse Westerschelde. De bijhorende biomassa-waarde bedraagt echter slechts 0.129 g ADW per m², wat wijst op het voorkomen van alleen kleine Strandgapertjes (zie ook Fig. 22).

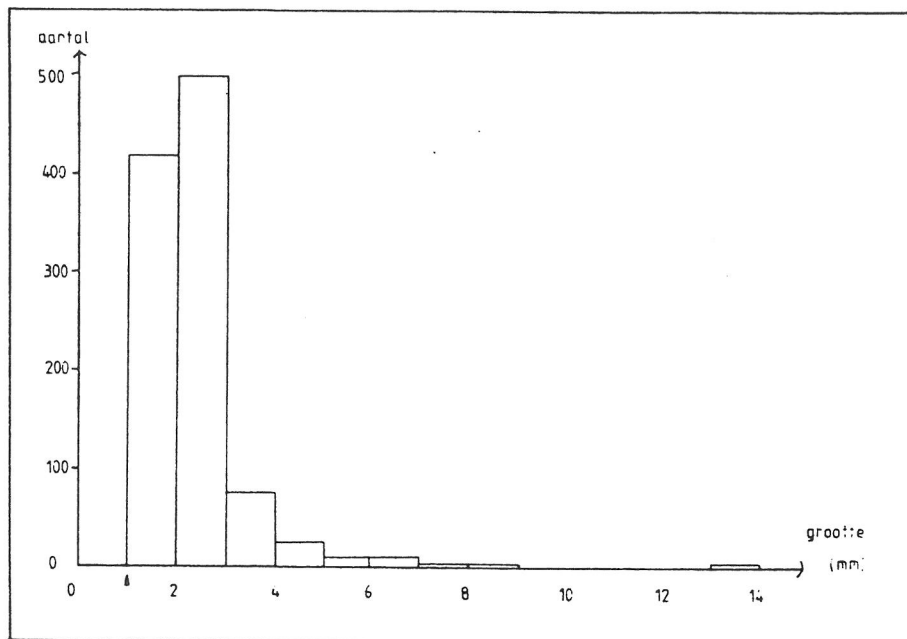


Fig. 22: Lengte-frequentiedistributie van alle gevonden Strandgapers bij de Sawes-bemonstering van de Westerschelde in 1987.
Naar Meire & Develter 1988.

Vooraf in het oostelijk deel van de Westerschelde blijkt deze spatval groot te zijn: hier wordt een gemiddelde dichtheid van 1294 broedjes per m² gemeld.

De aanwezigheid van veel broed en de vondst in 1988 van een volwassen ex. van 6-7 cm in het middendeel van de Westerschelde (med. Seys) geven aan dat volwassen Strandgapers aanwezig zijn, zij het in zeer klein aantal.

4.3.2. Grevelingen

Lambeck et al (1985, 1986 en 1987) geven voor 1984-86 geen dichtheden op voor het meer. Wel wordt vermeld dat de soort lokaal vrij algemeen kan zijn in het 2-6 m stratum, maar dat de bemonsteringen met de Van Veenhapper voor deze soort geen betrouwbare gegevens opleveren.

4.3.3. Veerse Meer

Bij een bemonstering in 1987-88 met een Van Veenhapper vonden Seys & Meire (1988) vrijwel uitsluitend kleine ex. (tot 13000 per m^2). Volwassen Strandgapers bleken echter ook hier vrij talrijk voor te komen.

Dit werd aangetoond door de aanwezigheid van losgerukte siphons in de Van Veenhapper enerzijds en met de vondst van grote aantallen grote (5-7 cm), lege *Mya*-schelpen op een smidse van meeuwen anderzijds. De biomassa aan grotere Strandgapers werd op 1.5 - 5.3 g ADW per m^2 geschat.

4.3.4. Waddenzee

Voor de Waddenzee geeft Beukema (1976) een gemiddelde biomassa van 4.6 g ADW per m^2 voor de periode 1970-74. Dit komt overeen met een dichtheid van 2-20 ex. per m^2 . In de jaren '70 nam de biomassa geleidelijk af door het verminderen van het aantal volwassen ex., zonder dat er voldoende aanvulling was met jonge ex. Dit wordt geïllustreerd a.d.h.v. de biomassaveranderingen van *Mya arenaria* op het Balgzand tussen 1971 en 1977 (Fig. 23):

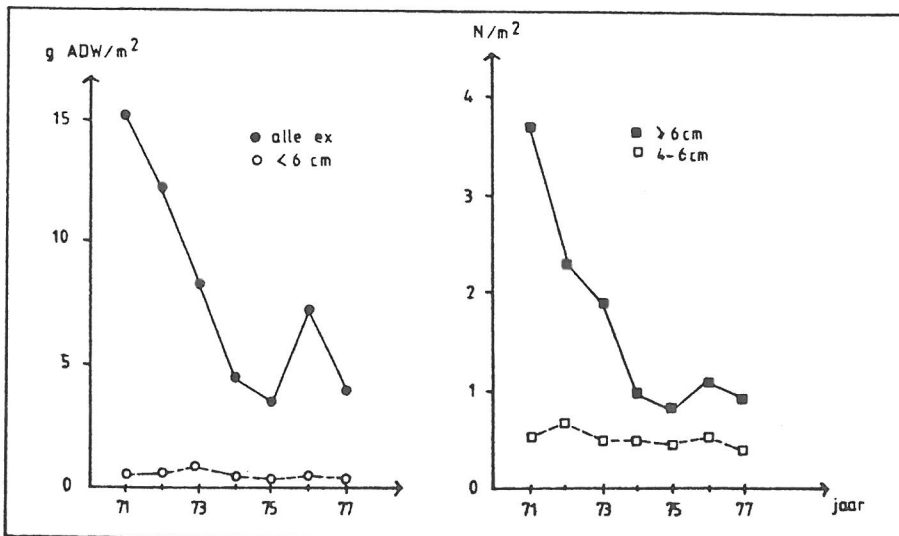


Fig. 23: Biomassa-veranderingen Strandgapers op het Balgzand in de periode 1971-1977. Naar Beukema et al 1978.

4.3.5. Oosterschelde

In de Oosterschelde komen dichtheden voor van 10 ex. per m² (intergetijdegebieden) en 10-30 ex. per m² (sublittoraal, in het voormalige Kramer-Volkerak) (Graeymeersch et al 1988, Coosen et al 1985).

4.3.6. Voordelta

De Strandgaper wordt slechts sporadisch aangetroffen voor de kust (Seip & Brand 1987). In een slibrijkere zone ter hoogte van de Haringvliet vermeldt Seip (1984) het voorkomen van gemiddelde dichtheden van 21 ex. per m² en een gemiddelde biomassa van 5 g ADW per m².

4.4. INGREEP-EFFECT RELATIES

4.4.1. Olieverontreiniging

De Strandgaper is relatief gevoelig voor acute vergiftiging omdat de schelp niet tijdelijk gesloten kan worden (zoals bijv. wel bij de Mossel).

Uit onderzoek gedaan na olierampen blijkt dat er tot 5 jaar na de ramp een voortdurende sterfte onder Strandgapers kan optreden. Deze sterfte bleek evenredig met de procentuele oliebedekking van het sedi-mentoppervlak.

Ook olie in het sediment (250 ppm) kan jarenlange sterfte veroorzaken.

Naast sterfte treedt er ook remming in de groei op en kunnen er tumoren ontstaan (in Bergman 1982).

4.4.2. Anorganische microverontreiniging

A/ Lethale effecten

In Tabel 15 staan gegevens van lethale concentraties van zware metalen (opgelost in water) samengebracht voor de Strandgaper.

Uit de cijfers voor Cu en Zn blijkt dat de gevoeligheid voor zware metalen afneemt met dalende temperatuur. Bij 4° C is de sterfte vele malen kleiner, of treedt sterfte later op dan bij 22°C.

Voor de Strandgaper kunnen we dus de grootste problemen verwachten bij (lang aanhoudende) hoge temperaturen.

Tevens is voor Ag (zilver) aangetoond dat deze stof het zuurstofverbruik bij Mya arenaria doet toenemen, en dit in verhouding meer naarmate we een lagere saliniteit beschouwen (Menzel 1979). Mogelijks kunnen dergelijke effecten in brakke wateren leiden tot sterfte t.g.v. zuurstofloosheid.

Tabel 15: Lethale effecten van zware metalen, opgelost in water, op Mya arenaria (volwassen ex.). Naar Eisler et al 1977.

metaal	leth. eff.	expositie- duur (uur)	gemidd. water-t° (°C)	saliniteit (% S)	concentr. (ppm)	
Hg	LC 50	24	20	20	5.2	
	LC 50	168	20	20	0.04	
Cd	LC 0	48	22	30	1.5	
	LC 0	168	22	30	0.05	
	LC 50	24	20	20	32.0	
	LC 50	168	20	20	0.7	
	LC 50	168	22	30	0.15	
	LC 100	48	22	30	15.0	
	LC 100	168	22	30	1.5	
	LC 0	48	22	30	0.15	
Cu	LC 0	168	22	30	0.025	
	LC 0	168	4	30	3.0	
	LC 50	48	22	30	5.0	
	LC 50	168	22	30	0.035	
	LC 50	168	4	30	min. 3.0	
	LC 50	504	17.5	30	0.086	
	LC 100	48	22	30	15.0	
	LC 100	168	22	30	0.05	
	LC 100	168	4	30	min. 3.0	
	Pb	LC 0	48	22	30	50.0
		LC 0	168	22	30	5.0
		LC 50	48	22	30	min. 50
LC 50		168	22	30	8.8	
LC 100		168	22	30	15.0	
LC 0		48	22	30	30.0	
Zn	LC 0	168	22	30	0.9	
	LC 0	168	4	30	25.0	
	LC 50	24	20	30	320.0	
	LC 50	168	22	30	1.55	
	LC 50	168	4	30	min. 25	
	LC 100	48	22	30	90.0	
	LC 100	168	22	30	3.0	
	LC 100	168	4	30	min. 25	
	Cr	LC 50	24	20	20	225.0
		LC 50	168	20	20	8.0
Ni	LC 0	48-168	22	30	50.0	
	LC 100	48-168	22	30	min. 50	
Mn	LC 0	48	22	30	300.0	
	LC 0	168	22	30	30.0	
	LC 100	48-168	22	30	min. 300	

B/ Situatie Westerschelde

Om te kunnen nagaan of het ontbreken van volwassen Strandgapers in het oostelijke deel van de Westerschelde (mede) wordt veroorzaakt door anorganische microverontreiniging, zullen de hierboven genoemde getallen vergeleken worden met de maximale concentraties van deze metalen in het oostelijke deel van de Westerschelde (Tab. 16):

Tabel 16: Concentraties van Cd, Hg en Cu (ppm) in het oostelijk deel van de Westerschelde (waterfase), vergeleken met de lethale concentraties voor de Strandgaper.

metaal	conc. in Westerschelde (oost)	LC 50		t° (°C)
		24 uur	1 week	
Cd	0.003	32	0.7	20
Hg	0.00012	3.4	0.15	22
Cu	0.01	5.2	0.004	20
		0.15 (*)	0.035	22
			0.086	17.5
			min. 3	4

(*) na 48 uur

Hieruit blijkt dat de gevonden lethale concentraties hoger liggen dan de maximaal gemeten concentraties in het oostelijke deel van de Westerschelde. De verschillen zijn echter voor Hg en vooral Cu niet zo groot.

Strandgapers leven overigens vaak in vrij slibrijke sedimenten, die bekend staan als opslagplaatsen voor zware metalen. Bovendien staan ze door hun ingegraven levenswijze, via hun siphons en mantelranden in direct contact met het interstitieel water en sediment en zijn ze ten dele voor hun voeding aangewezen op deze fases (accumulatie).

Het is dan ook niet ondenkbaar dat voor Hg en Cu in het brakke gedeelte van de Westerschelde lethale effecten kunnen optreden, vooral dan bij hoge t° (+ lage O₂-concentraties) en lage zoutgehaltes.

Over sublethale effecten zijn verder geen gegevens bekend.

4.4.3. Organische microverontreiniging

Er zijn geen gegevens bekend over mogelijke effecten van organische microverontreiniging op de Strandgaper.

4.4.4. Eutrofiëring

Over mogelijke effecten van eutrofiëring op de Strandgaper is weinig bekend. De soort is relatief goed bestand tegen lage zuurstofgehalten.

In de Waddenzee kon geen toename vastgesteld worden als gevolg van de organische verrijking (Beukema 1986a). In de sterk geeutrofiëerde en troebele Dollard is de Strandgaper een van de weinige algemeen voorkomende soorten; ze worden er echter niet groter dan 5 cm. Waarschijnlijk speelt de kwaliteit van het voedsel hierbij een rol (B.O.E.D.E. 1983 en Essink et al 1987). In het Veerse Meer, dat beschouwd kan worden als een eutroof brakwatermeer, komen vrij grote aantallen Strandgapers voor (Seys & Meire 1988).

4.4.5. Visserij

Hieronder worden behandeld: effecten van kokkelvisserij en pierenspitten.

Kokkelvisserij

Alleen het broed van de Strandgaper wordt getroffen door de kokkelvisserij. Afhankelijk van de diepte waarop ze zitten komen er sterfte-percentages van 0-60 % voor. Oude Strandgapers worden vanwege de grote diepte waarop ze voorkomen, ongemoeid gelaten (de Vlas 1982).

Pierenspitten

Grote Strandgapers komen op ongeveer dezelfde diepte voor als de gezochte Wadpieren (Arenicola). Bij het pierenspitten worden ze meer naar boven gehaald, waarna ze zich heel traag opnieuw proberen in te graven. Hierbij sterven vele exemplaren door uitdroging of predatie (Pfitzenmeyer & Drobeck 1967).

4.4.6. Grondstoffenwinning/baggeren

De overlevingskansen van de Strandgaper bij een verhoogde sedimentatie variëren met de grootte van het dier en de aard van het gesedimenteerde materiaal. De overlevingskansen zijn het laagst bij een éénmalige bedekking met slib en silt. Een laag van 8 cm blijkt voor de Strandgaper fataal te zijn (Fig. 24).

Jonge Strandgapers zijn in staat zich uit te graven vanonder een laag van 10 cm sediment. Oudere exemplaren kunnen een bedekking door zand overleven door hun siphons te verlengen.

De Strandgaper kan zich handhaven in gebieden met een permanente sedimentatie van silt aan een snelheid van 1-3 cm per maand (Bijkerk 1988).

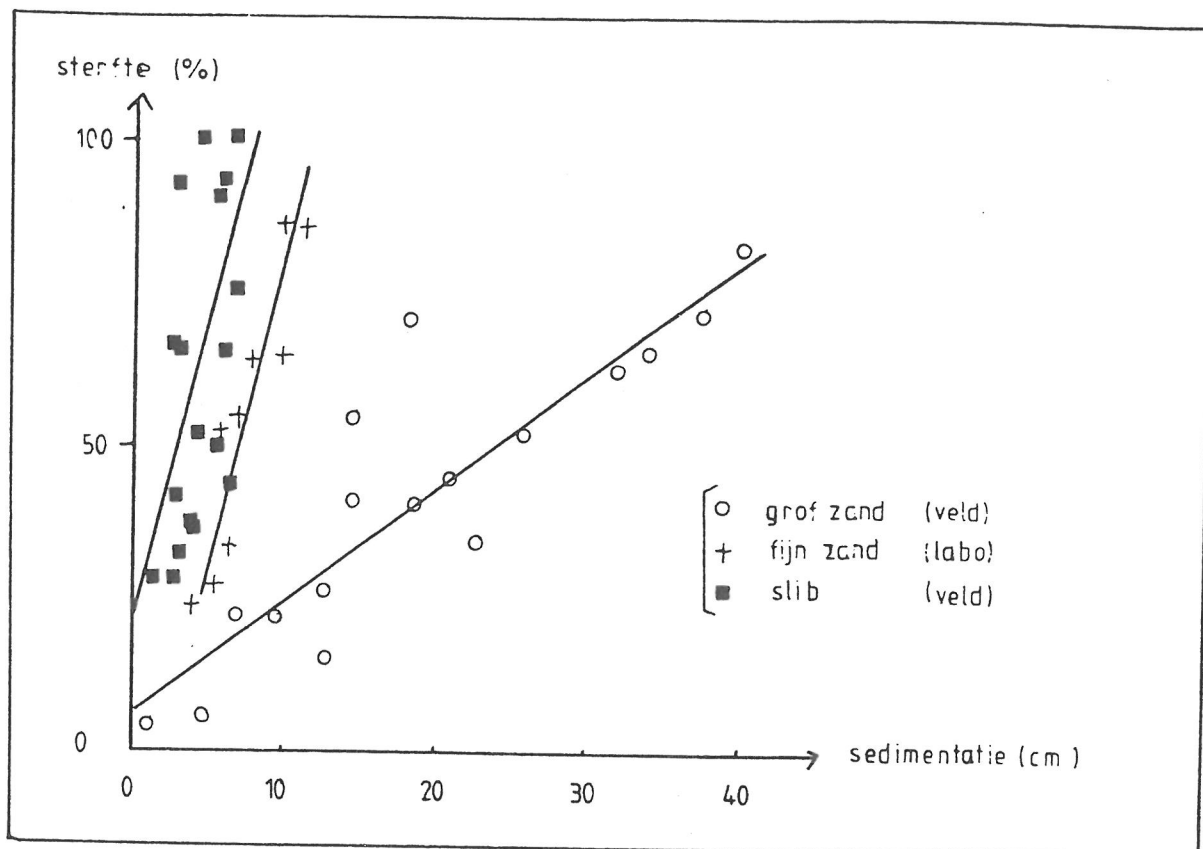


Fig. 24: Sterfte van de Strandgaper (in %) na bedekking met verschillende sedimenttypes en -diktes. Naar Turk & Risk 1981.

5. M O S S E L Mytilus edulis (L. 1758)

5.1. AUTOECOLOGIE

Voor korte omschrijving mosselkweek cfr. 1.3.5.2.

5.1.1. Algemene verspreiding en biotoopvereisten

Mosselen worden in vrijwel alle zeeën van het noordelijk halfrond aangetroffen. In Europa is het een algemeen voorkomende soort in de kustgebieden en estuaria, zowel littoraal als sublittoraal.

Nederlandse verspreiding: Waddenzee, Noordzee, Westerschelde, Oosterschelde, Grevelingen en Veerse Meer (westelijk deel). Zie ook Fig. 25.

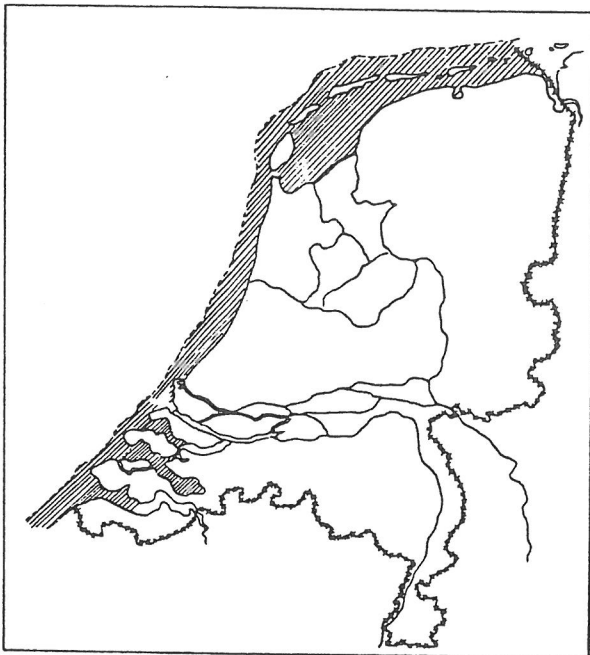


Fig. 25: Voorkomen Mossel in Nederland.

Ze hechten zich m.b.v. byssusdraden vast aan allerlei harde substraten: stenen, rotsen, andere schelpen... Ook op pijlers van booreilanden verder uit de kust komen ze voor. Daarnaast vinden we ze ook in uitgestrekte banken op stabiele zandplaten. Hier situeert zich de mosselcultuur.

De Mosselen treffen we aan van NAP tot een diepte van 10-15 m. De hoogste biomassa's worden gevonden op de platen onder de laagwaterlijn, waar de mosselpercelen liggen. Zandplaten waarop mosselbanken zich vestigen worden door de afzetting van pseudo-faeces slibrijker.

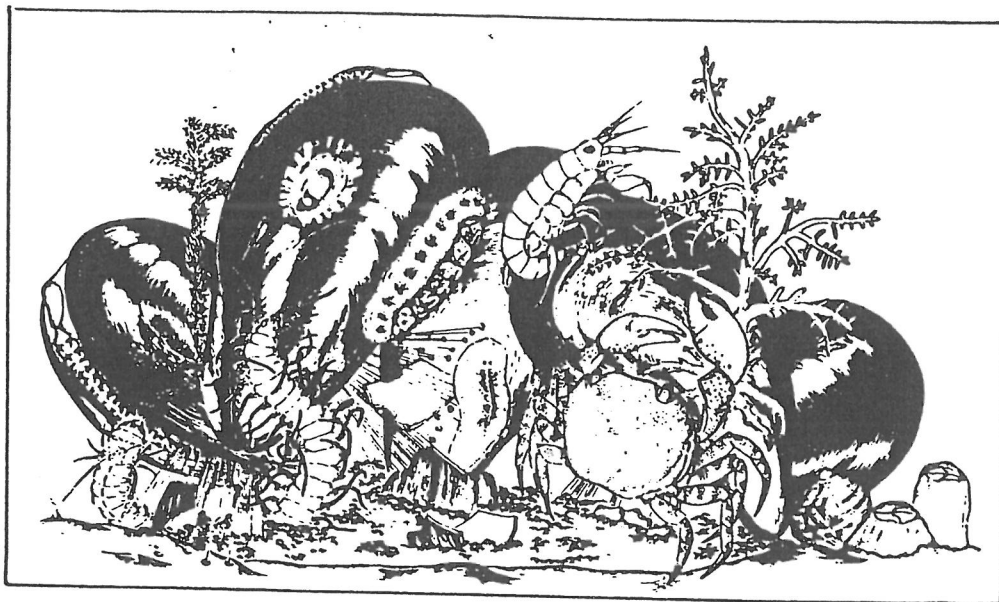


Fig. 26: Mosselen in natuurlijke omgeving.

De Mossel komt voor in zoute en brakke wateren. In de riviermondingen treffen we ze aan vanaf een zoutgehalte van 10 ‰ bij normale rivierwaterafvoer. In de Baltische Zee daarentegen komen bij een zoutgehalte van minder dan 5 ‰ nog grote dichtheden aan Mosselen voor. Het betreft hier evenwel kleine en traaggroeiende exemplaren.

5.1.2. Voedsel

Mosselen pompen voortdurend water over hun kieuwen (voor ex. van 3 cm lengte gemiddeld zo'n 1 l water per uur) om zo voldoende zuurstof en voedsel naar binnen te krijgen. Het voedsel bestaat hoofdzakelijk uit fytoplankton. De rest van het gefilterde materiaal wordt opnieuw uitgescheiden als pseudo-faeces.

5.1.3. Natuurlijke vijanden

De larven van de Mossel worden door planktoneters gegeten. Mosselen die bij laag water droogvallen worden door wadvogels gegeten (vnl. Scholeksters en meeuwen). Onder water worden ze door zee-sterren, krabben en Eidereenden gegeten. De groei van Mosselen kan sterk geremd worden door de mosselparasiet Mytilicola intestinalis.

5.1.4. Populatiodynamica

Reproductie.

Na een jaar is de Mossel geslachtsrijp. De geslachten zijn gescheiden en de gameten worden vrij in het water gebracht (5-12 miljoen eitjes), waar de bevruchting gebeurt. In onze wateren valt de piek van de paaitijd in de maanden april-mei, bij een t° van 10-12° C.

De larven blijven een maand planktonisch (tot een grootte van

200-350 μm). Daarna metamorfoserend en hechten zich voor de eerste maal vast aan algen of hydroiden.

Na deze eerste broedval die meestal geschiedt op plaatsen verwijderd van de ouderpopulatie, gaan ze door een aantal stadia van migratie en vestiging tot ze een grootte van 0.9-1.5 mm hebben bereikt en zich definitief vestigen. Dit gebeurt ca 2 maanden na het paaien, bij voorkeur in kleine spleten en holten. Oude kokkel- en mosselbanken, steen- en rotspartijen en kokers van de Schelpkokerworm zijn geschikte plaatsen voor een goede broedval.

De jaarlijkse variatie in broedval is enorm groot in de Nederlandse wateren. In de Waddenzee varieert de broedval, gemiddeld voor alle getijdeplaten, tussen 0 en 575 /m², bekeken over een periode van 13 jaar.

Groei en leeftijdsopbouw.

De groei is sterk afhankelijk van de temperatuur en het voedselaanbod.

Boven de laagwaterlijn, waar t.g.v. de kortere overspoelingsduur de foerageertijd voor een filterfeeder afneemt, zijn ze na één jaar ca. 10 mm en kan het 6-7 jaar duren voor ze een lengte van 4-7 cm bereikt hebben.

Onder de laagwaterlijn zijn ze na één jaar al 30-40 mm en kunnen ze na 2 jaar uitgegroeid zijn tot 60-70 mm. De verplaatsing in de mosselkweek van halwas-mosselen (lengte: 20-40 mm) naar sublittorale produktiepercelen is dan ook gebaseerd op deze wetenschap.

Mortaliteit.

De mortaliteit is in het eerste jaar enorm groot; er zijn jaren dat bijna geen broed overleeft. Geschat wordt dat bij de eerste settling nog slechts 0.1 % van het oorspronkelijk aantal eitjes overblijft. Van deze settlers bereikt nauwelijks 1 % een grootte van 2-20 mm. Bij oudere Mosselen wordt de mortaliteit kleiner en is ze voornamelijk bepaald door predatie, wegspoeling bij stormen en eventuele wintersterfte (eerder gering bij Mosselen).

Verspreidingspatronen.

Deze zijn zeer variabel door wisselend broedsucces en mortaliteitsverschillen van jaar tot jaar. Het verspreidingspatroon wordt bepaald door de plaats van broedval en is veelal sterk geaggregeerd. Op mosselbanken komen dichtheden van enkele duizenden Mosselen per m² voor. Buiten de mosselbanken komen ze in een gemiddelde dichtheid van enkele tientallen per m² voor.

In de Waddenzee en Oosterschelde worden de verspreiding en dichtheid voor een groot deel door de mosselkweek bepaald. In de Waddenzee ligt 70 % van de totale mosselbiomassa onder de laagwaterlijn op de mosselpercelen. In de Oosterschelde ligt 95 % van de totale mosselbiomassa op de percelen.

5.1.5. Bronnen

Campbell (1977), Coosen et al (1985), Dankers et al (1981), Kautsky (1982), Verwey (1983), de Vooy (1985), de Wilde et al (1984) en Wolff (1973).

5.2. REFERENTIESITUATIE

5.2.1. Waddenzee

Verwey (1952) maakte een schatting van het mosselbestand in 1949: 200 miljoen consumptiemosselen, 1500 miljoen halfwasmosselen en 4500 miljoen zaadmosselen. In totaal dus 6200 miljoen mosselen. 1949 was echter een erg goed mosseljaar. Hij schat het gemiddelde mosselbestand in de Waddenzee, rond die tijd, op minimaal 2000 miljoen Mosselen.

De hoeveelheid weggeviste Mosselen raamde hij op ca. 15 miljoen kg versvlees per jaar. Er waren nog geen kweekpercelen in de Waddenzee. Vanaf 1950 komt de mosselcultuur hier volop op gang.

5.2.2. Oosterschelde

Nog voor de commerciële kweek in de Waddenzee begon, was er al sprake van een geregelde aanvoer van gekweekte Mosselen uit de Oosterschelde.

Bestandsgegevens uit die tijd zijn echter niet gekend.

5.2.3. Westerschelde

In de Westerschelde waren een beperkt aantal exploiteerbare mosselbanken aanwezig in het verleden, o.a. in de Sloe en de Braakman (mond. med. Dijkema). Deze gebieden zijn nu echter voor de mosselcultuur verloren gegaan.

5.3. HUIDIGE SITUATIE

5.3.1. Waddenzee

Beukema (1976) vond over de periode 1970-1974 gemiddeld 20 ex./m², met een biomassa van 6,2 g ADW/m² op de getijdeplaten van de Waddenzee.

Dekker vond in 1983 (de Wilde et al 1984) onder de laagwaterlijn een gemiddelde mosselbiomassa van 8,3 g ADW/m² exclusief de mosselpercelen en 27,7 g ADW/m² inclusief de percelen. De mosselbiomassa op de percelen was 262,4 g ADW/m².

De totale biomassa aan bodemorganismen in de Nederlandse Waddenzee bedraagt voor het intergetijdegebied 22,4 en voor de sublittorale delen 41,2 g ADW/m². Dit betekent dat de mosselbiomassa hiervan resp. 28 en 67 % uitmaakt.

De hoogste mosselbiomassa's komen voor in de zone van 1 tot 6 km uit de kust.

Uit de hierboven genoemde gegevens zijn de mosseldichtheden voor de hele Waddenzee te berekenen. De dichtheid van de Mosselen buiten de kweekpercelen, de 'natuurlijke' populatie, bedraagt gemiddeld 23 ex./m²; de kweekmosselen hebben, omgerekend voor de hele Waddenzee, een dichtheid van 19,5 ex./m². Dit betekent een 'natuurlijk' mosselbestand van gemiddeld ca 390 miljoen kg versgewicht en een kweekbestand van ca 315 miljoen kg versgewicht.

Dankers (1986) schat de oppervlakte aan wilde banken in de Westelijke Waddenzee op 39.600 ha littoraal en 98.900 ha sublittoraal.

Er wordt de laatste jaren 30 tot 100 miljoen kg versgewicht aan Mosselen weggevist (Dankers 1986). Gemiddeld dus 65 milj.kg/jaar. Het oppervlak kweekpercelen bedraagt nu ca. 6000 ha.

Het mosselbestand in het intergetijdegebied van de Waddenzee fluctueert sterk van jaar tot jaar. Dit blijkt duidelijk uit het biomassaverloop, zoals geschetst in Tabel 17:

Tab. 17: Mosselbestand in het intergetijdegebied van de Nederlandse Waddenzee (in miljoen kg versgewicht).
Naar Dankers et al 1988. L bruto (vlees+schelp)

jaar	West. Waddenzee	Oost. Waddenzee	Bron
1949	16	-	Verwey
jaren '50	-	45	Kamps
jaren '60 (begin)	-	180	Kamps
jaren '70 (begin)	49	112	Beukema
1978	17	50	Dankers
1987	1.2	5.3	Dankers

5.3.2. Oosterschelde

In de Oosterschelde wordt het mosselbestand in de '80-er jaren op ca. 23 miljoen kg versvlees geraamd (Coosen & Schoenmaker 1985).

De aanvoer varieert tussen de 8.25 en 11.5 miljoen kg versvlees. Het aantal ha kweekpercelen bedraagt momenteel ca. 3000, het aantal wilde banken slechts 400. Vrijwel alle kweekpercelen liggen sublittoraal.

Het wilde bestand op dijken, oeverbestortingen e.d. bedraagt ca. 5 % van het totale bestand.

5.3.3. Westerschelde

Meire & Develter (1988) vonden bij een bemonstering van het intergetijdegebied in 1987 geen Mosselen. Heip et al (1986) geven voor de periode 1978-85 slechts zeer kleine aantallen en het betreft hier alle kleine ex.

5.3.4. Grevelingen

Lambeck et al (1985, 1986 en 1987) geven voor het voorjaar 1984, 1985 en 1986 respectievelijke bestanden van 452, 1299 en 532 ton ADW. De grootste dichtheden en biomassa's komen voor op een diepte van 2-6 m.

De mosselcultuur is in dit zoute meer van geen betekenis.

5.3.5. Veerse Meer

In het Veerse Meer lijkt de aanwezigheid van mosselbanken beperkt te zijn tot het westelijk deel van het meer (Seys & Meire 1988). Bovendien zijn de dichtheden en biomassa's (46 g ADW/m² in mosselbanken) er vrij gering.

5.3.6. Voordelta en Noordzee

Buiten de populaties op golfbrekers en dijken, komen hier over het algemeen weinig Mosselen voor. T.h.v. de Haringvliet vond Seip (1984) in een beperkt gebied gemiddelde dichtheden van 10 ex./m² en 6.18 g ADW/m².

5.4. INGREEP-EFFECT RELATIES

5.4.1. Olieverontreiniging

De Mossel is relatief goed bestand tegen tijdelijke ernstige verontreinigingen. Hij is in staat om de schelp te sluiten, zodat de verontreiniging buitengesloten wordt. Toch treedt ook bij de Mossel sterfte op bij oliebedekking en door in het water oplosbare oliecomponenten. Sublethale effecten die bij de Mossel kunnen optreden zijn vermindering van de voedselopname en assimilatie, achterwege blijven van reproductie en onvermogen om byssusdraden te maken (in Bergman 1982).

Het verminderen van de respiratie bij olieverontreiniging komt relatief sterker naar voor bij saliniteitsgestresseerde Mosselen (Baltische Zee) dan bij niet-saliniteitsgestresseerde populaties (Noordzee) (Tedengren & Kautsky 1987).

Tenslotte dient nog vermeld te worden dat met olie gecontamineerde Mosselen gedurende lange tijd een oliesmaak behouden, wat hen ongeschikt maakt voor consumptie.

5.4.2. Anorganische microverontreiniging

A/ Lethale effecten

In onderstaande Tabel staan een beperkt aantal data i.v.m. lethale concentraties van zware metalen op Mytilus edulis.

Tab. 18: Lethale effecten van zware metalen, opgelost in water, op Mytilus edulis. Naar Eisler 1977, Amiard-Triquet et al 1986.

metaal	lethaal effect	duur	stadium	conc. (ppm)
Cu	LC 0	30 dagen	ad.	0.012
	LC 50	2 uur	<u>larven</u>	22.5
	LC 50	19 dagen	ad.	0.025
	LC 50	96 uur	ad.	0.48
	LC 55	7 dagen	ad.	0.2
	LC 100	10 dagen	ad.	0.045
Cd	LC 50	96 uur	ad.	25.0
	LC 50	96 uur	ad.	1.5
Zn	LC 50	96 uur	ad.	min. 5.0

Mosselen kunnen echter bij ongunstige omstandigheden hun schelpen sluiten, zodat ze tenminste tijdelijk vrijwel volledig beschermd zijn tegen schadelijke invloeden van buitenaf. Deels daardoor blijken ze bij korte-termijnonderzoeken vaak concentraties te bevatten die onafhankelijk zijn van de concentraties in het water (Amiard-Triquet et al 1986).

B/ Sublethale effecten

Er treedt echter bij Mosselen reeds een significante reductie in de groei op bij veel lagere concentraties (Tab. 19). Mogelijks houdt dit ook verband met het sluiten van de schelpen, waardoor voedselopname onmogelijk wordt.

Tab. 19: Groeireductie-effect van zware metalen bij Mytilus edulis. Naar Stromgren 1982. Termijn: 10-12 dagen.

metaal	groeireductie-effect	concentratie ($\mu\text{g/l}$)
Hg	EC 50	0.0003-0.0004
Cd	EC 50	0.001
Cu	EC 50	0.003-0.004
Zn	EC 50	0.06
Pb	geen effect	meer dan 0.2
Ni	geen effect	meer dan 0.2

C/ Situatie Nederlandse zoute wateren

Rijkswaterstaat heeft in het 'joint monitoring programme' o.a. de gehalten van een aantal zware metalen in het vlees van de Mossel bepaald. In de jaren 1984, 1985 en 1986 zijn voor Hg, Cd, Cu en Zn de volgende waarden gevonden:

Tab. 20: Concentraties aan zware metalen in het vlees van de Mossel (in mg/kg natgewicht). Naar RWS 1984, 1985 en 1986.

watersysteem	jaar	Hg	Cu	Cd	Zn
Waddenzee	1985	0.03	1.35	0.06	16.0
Eems/Dollard	1984	0.12	1.15	0.16	17.8
	1986	0.04	1.60	0.07	18.0
Noordzee (kust)	1985	0.03	1.90	0.14	23.3
Westerschelde	1984	0.06	1.80	1.30	45.1
	1985	0.05	1.86	0.69	28.7
	1986	0.05	1.90	0.82	31.5
Oosterschelde	1985	0.03	1.86	0.07	19.4

Hieruit blijkt dat in de Mosselen van de Westerschelde merkkelijk hogere concentraties aan Cd (zie ook Fig. 27) en Zn (en in mindere mate Hg) zitten dan in de andere vernoemde watersystemen. Voor de Eems/Dollard zijn tijdelijk (1984) vrij hoge gehalten aan Hg gemeten.

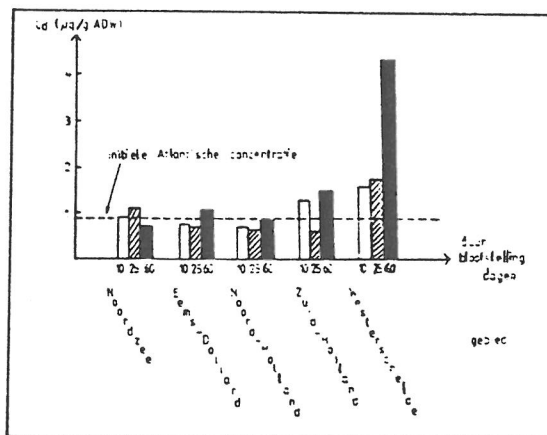


Fig. 27: Concentraties aan Cd bij Mosselen (in µg/g ADW) die gedurende 10, 25 en 60 dagen werden uitgehangen in diverse Nederlandse watersystemen. Naar de Kock 1986.

Uit Fig. 28 kunnen we afleiden dat vooral het oostelijk deel van de Westerschelde belast is met Cd. De gehalten in de Mosselen lagen er begin van de jaren '80 vele malen hoger dan toegelaten volgens de schelpdiernorm.

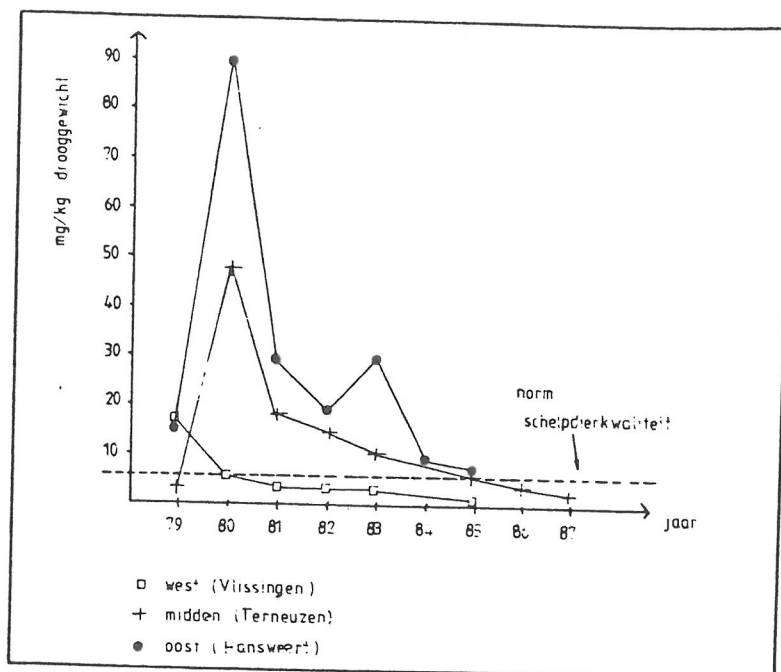


Fig. 28: Cd-gehaltes (in mg/kg drooggewicht) in Mosselen uit het westelijk (Vlissingen), het midden- (Terneuzen) en het oostelijk (Hansweert) deel van de Westerschelde, over de periode 1979-1987. Naar Stronkhorst 1988.

We kunnen concluderen dat in de Westerschelde hoge gehalten aan Cd in het begin van de jaren '80 effect kunnen hebben gehad op de overleving en groei van de Mossel.

D/ Organotin-verbindingen

Mosselen blijken gevoelig voor organotinverontreiniging (zie Tabel 21 in Bijlage). Bij een concentratie van $0,039 \mu\text{g tin/l}$ wordt bij mossellarven, over 15 dagen de LC50 bereikt. De groei van mosselbroed wordt geremd vanaf een concentratie van $0,098 \mu\text{g tin/l}$ en er treedt hoge mortaliteit op vanaf $1,063 \mu\text{g tin/l}$. Bij volwassen mosselen wordt na 96 uur de LC50 bereikt bij $14,74 \mu\text{g tin/l}$.

Rond jachthavens worden concentraties organotin van ca $0,1$ tot $0,2 \mu\text{g tin/l}$ gevonden. Deze gehalten zijn dus lethaal voor de larven en werken groeiremmend voor het broed van de Mosselen (van Zwol unp.).

5.4.3. Organische microverontreiniging

Zoals onder 1.3.3.3. vermeld, worden de gehalten aan organische micro-polluenten in de Nederlandse zoutwatersystemen te laag geacht om rechtstreekse schadelijke effecten te hebben op de hier bestudeerde bodemdieren. Vanwege de mogelijkheid tot accumulatie in de voedselketen kunnen bij hogere predatoren echter problemen optreden. De korte bespreking hierna moet dan ook in die zin geïnterpreteerd worden.

In Tabel 22 wordt een overzicht gegeven van een aantal organische microverontreinigingen in het vlees van de Mossel uit verschillende Nederlandse zoutwatersystemen (gegevens van het 'joint monitoring programme' van Rijkswaterstaat in de jaren 1984, 1985 en 1986):

Tab. 22: Gehaltes aan organische micropolluenten (in $\mu\text{g}/\text{kg}$ natgewicht) in het vlees van Mosselen uit verschillende Nederlandse zoute wateren, in de periode 1984-86. Naar RWS 1984, 1985 en 1986.

gebied	PCB (1)	Lindaan	Dieldrin	DDT
Westerschelde				
t.h.v. Vlissingen	63	2-4	3.3-4	7.7-10
t.h.v. Terneuzen	70.5-119			
t.h.v. Zuidergat	92-130			
Oosterschelde	41	2	4	4
Noordzee	56	2	4	6
Waddenzee	43	2	4	3
Eems/Dollard		1.3-1.7	1.7-2	2.3-4
t.h.v. monding	22.7-35			
t.h.v. bocht van Wattum	32			

(1) = som van congeners 28, 52, 101, 138, 153 en 180

In het bijzonder voor PCB's zijn de gehalten duidelijk hoger in de Westerschelde dan in de andere genoemde watersystemen. Binnen de Westerschelde zelf is er trouwens nog een gradient waar te nemen van hoog in oost (Zuidergat) naar lager in west (Vlissingen).

Bekijken we nu het verloop van de PCB-gehalten in mosselvlees van de Westerschelde over de periode 1979-1987, dan blijkt - in tegenstelling met de situatie voor het zware metaal cadmium (cfr 5.4.2.C) - geen verbetering te zijn opgetreden gedurende deze 10 jaar. Zie Fig. 29.

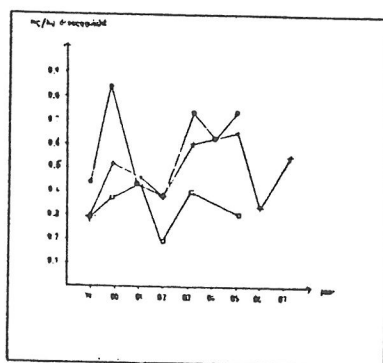


Fig. 29: PCB-gehalten in Mosselen uit het westelijk \square (Vlissingen), midden- $+$ (Terneuzen) en oostelijk \bullet (Hansweert) deel van de Westerschelde (in mg/kg drooggewicht). Naar Stronkhorst 1988.

5.4.4. Eutrofiëring

In de Duitse Waddenzee stelden Reise & Schubert (1987) een duidelijke toename vast (x 2.5) in de aanwezigheid van Mosselen, bij een vergelijking tussen de jaren 1925-26 en 1985-86.

In de Nederlandse Waddenzee is er een significante toename van de Mossel vastgesteld in de periode 1970-1984 (Beukema 1986 a). In hoeverre deze toename veroorzaakt is door eutrofiëring van de Waddenzee of door de uitbouw van de mosselkweek is moeilijk te zeggen. Waarschijnlijk spelen beide factoren hierbij een rol.

Ook in de Baltische Zee is er sprake van een verhoogde mosselabundantie. Vermoed wordt dat ook hier de eutrofiering de oorzaak is van deze aantals-stijging (Cederwall & Elmgren 1980), terwijl Persson (1981) dan weer de verminderde predatiedruk van platvis als oorzaak naar voor schuift.

In de sterk geeutrofiëerde en troebele Dollard komt de Mossel niet meer voor, terwijl dit vroeger wel het geval was (Essink 1985, de Wolf 1978).

De Mossel is immers gevoelig voor troebel water, vermits de filtersnelheid negatief gecorreleerd is met de hoeveelheid zwevende stof in het water.

Bij een hoeveelheid zwevende stof van meer dan 200 g/m³ is de pompactiviteit minimaal.

5.4.5. Visserij

Voor de Mossel zijn van belang: kokkelvisserij en mosselvisserij/kweek.

Kokkelvisserij.

Rechtstreekse effecten op het mosselbestand zijn zeer beperkt, vanwege het veelal gescheiden voorkomen van beide soorten. Onrechtstreeks echter betekent het verdwijnen van oude kokkelbanken t.g.v. de kokkelvisserij, een verlies van potentiële broedvalplaatsen voor de Mossel.

Mosselvisserij/kweek.

Door de visserij op zaad en halfwasmosselen wordt het aantal natuurlijke mosselbanken gereduceerd.

Door de aanleg van kweekpercelen, waar de Mosselen in erg hoge dichtheden worden uitgezaaid, bestaan de mosselbestanden van de Waddenzee en Oosterschelde voor een groot deel uit kweekmosselen. In de Waddenzee bestaat 70 % van de mosselbiomassa onder de laagwaterlijn uit kweekmosselen en in de Oosterschelde bestaat 95 % van de gehele mosselbiomassa uit kweekmosselen (Dankers et al 1985 en 1986).

5.4.6. Grondstoffenwinning/ baggeren

De Mossel is door zijn gebondenheid aan het substraat vrij kwetsbaar voor begraving. Grotere dieren kunnen zich nog uit een laagje van 3 cm fijn zand graven. Een dikkere laag of bedekking door slib wordt op lange termijn niet overleefd. Met het slib dat als pseudo-faeces door de Mosselen zelf geproduceerd wordt, hebben ze klaarblijkelijk geen probleem.

Mosselen kunnen als ze met een niet te dikke laag bedekt worden tot een halfjaar in leven blijven, vanwege hun vrij hoge tolerantie tegen zuurstofloosheid. Spoelen ze binnen deze periode uit, dan hebben ze een goede kans om te overleven (Bijkerk 1988).

6. ZEEUWSE OESTER Ostrea edulis (L.1758)

6.1. AUTOECOLOGIE

6.1.1. Algemene verspreiding en biotoopvereisten

Het areaal van deze soort wordt gevormd door de ondiepe kustgebieden van Middellandse Zee, Atlantische Oceaan, Kanaal en Noordzee.

Nederlandse verspreiding: Oosterschelde (plaatselijk) en Grevelingen. Vroeger kwam de soort volop in de Oosterschelde (tot 1963) en de Waddenzee (tot 1925) voor.



Fig. 30: Voorkomen Zeeuwse Oester in Nederland.

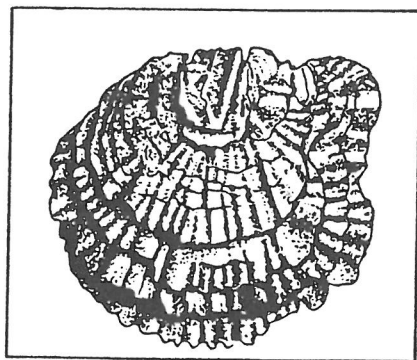


Fig. 31: Zeeuwse oester.

De oester heeft een harde ondergrond nodig om zich op vast te zetten, zoals rotsen, stenen en schelpen. Deze voorwerpen mogen niet op te zachte of slibrijke ondergrond liggen. Voor de opbouw van een grote stabiele populatie is een min of meer gesloten

watersysteem nodig, waarbij de oesterlarven voor een groot deel binnen het gebied blijven.

De diepteverspreiding van de oester is van littoraal tot een diepte van 80 m. De hoogste dichtheden worden tussen een diepte van 2 en 7 m gevonden. Ze komen veel voor op harde zandige platen en veenlagen.

De Zeeuwse oester komt voor bij zoutgehaltes van 13 tot 35 ‰ Cl'.

De temperatuur is van groot belang voor de verspreidingsmogelijkheden van de Zeeuwse oester. Voor een succesvolle broedval moet de watertemperatuur gedurende 1 à 2 maanden boven de 18°C uitkomen. De Delta-wateren zijn daarom de meest noordelijke plaatsen waar commerciële oesterteelt haalbaar was/is. De watertemperatuur speelt ook 's winters een grote rol. In strenge winters kan door ijsgang een populatie bijna in zijn geheel uitsterven, hetgeen in 1963 in de Oosterschelde is gebeurd. Enkele dieper levende oesters hebben deze winter wel overleefd. Ook in de Grevelingen heeft de oesterpopulatie deze winter overleefd.

6.1.2. Voedsel

De Zeeuwse oester filtert plankton uit het water (filterfeeder).

6.1.3. Natuurlijke vijanden

De larven van de oester worden door planktoneters gegeten. Grotere oesters door zeesterren en krabben.

In de Oosterschelde is de Zeeuwse oesterpopulatie door de oesterziekte (Bonamia ostreae) geïnfecteerd. Het betreft een ééncellige die in de nazomer een sterfte van 40 tot 60 % onder de oesters kan veroorzaken.

6.1.4. Populatiodynamica

Reproductie.

De oester is hermaphrodit; een mannelijk stadium wordt afgewisseld met een vrouwelijk stadium. In gunstige omstandigheden kunnen ze na 1 jaar geslachtsrijp worden, meestal worden ze dit pas na 2 jaar. Als het voortplantingsseizoen lang genoeg is kan één oester in 1 seizoen 2 keer larven produceren. De eieren van de oester worden bevrucht in de mantelholte, waar ze geïncubeerd blijven tot de larven een grootte hebben bereikt van 0,16-0,2 mm. De incubatietijd is sterk afhankelijk van de temperatuur: 6 dagen bij 22-23°C en 14 dagen bij 16-17°C. Na de incubatie worden de larven uitgestoten. Het aantal larven dat wordt uitgestoten hangt af van de leeftijd van de oester:

1 jaar	100.000 larven
2 jaar	250.000 larven
4-5 jaar	1.000.000 larven

Na een pelagische periode, als ze 0,26-0,3 mm groot zijn, vindt

de broedval plaats. De jonge oestertjes kunnen zich actief voortbewegen om te zoeken naar een geschikte plaats om zich definitief vast te zetten. Dit gebeurt veel op schelpen van Mossels, Kokkels en Oesters, Tapijtschelpen en stenen.

Als ze zich eenmaal vastgehecht hebben kunnen ze zich niet meer verplaatsen.

Door individuele verschillen in groei en frequentie van geslachtsverandering is er een sterk gespreide larvenproduktie en broedval over het broedseizoen. Er komen wel pieken voor, die waarschijnlijk door het temperatuursverloop veroorzaakt worden.

In de Grevelingen worden er gemiddeld genomen van juni t/m september larven in het water aangetroffen en vindt er van juli t/m september broedval plaats.

Voor larvenproduktie is een watertemperatuur van minimaal 16°C nodig en voor succesvolle broedval minimaal 18°C.

Groei en leeftijdsopbouw.

Zeeuwse oesters kunnen ouder worden dan 5 jaar en 10 cm groot worden. De leeftijdsopbouw is erg wisselend door grote fluctuaties in broedsucces en mortaliteit.

Mortaliteit.

De mortaliteit is in het eerste jaar enorm. Van 1 miljoen uitgestoten larven vinden er gemiddeld slechts 250 een geschikte plek voor broedval en overleven er 25 de eerste winter. Voor grotere oesters (> 1 jaar) is in de Grevelingen in 1981/82 een mortaliteit van 30-40 % gevonden.

Verspreidingspatronen.

Deze varieert sterk van jaar tot jaar. De verspreiding hangt vooral af van de plaats van broedval en de overleving ervan. De dichtheid hangt dan weer samen met het aantal volwassen dieren en het areaal geschikte broedval-plaatsen. Ze komen over het algemeen niet in hoge dichtheden voor (zie 6.3).

6.1.5. Bronnen

Dijkema et al (1981, 1983, 1985 en mond. med.) en Korringa (1941).

6.2. REFERENTIESITUATIE

6.2.1. Oosterschelde

De Zeeuwse oester kwam voor 1963 in grote hoeveelheden voor in de Oosterschelde. Korringa (1941) vermeldt dat er in 1936-1939 14 tot 36 miljoen Zeeuwse oesters (> 2 jaar) werden gekweekt. In de strenge winter van 1962/63 is de oesterpopulatie bijna geheel uitgestorven.

6.2.2. Grevelingen

Tot 1963 werd de Zeeuwse oester in de Grevelingen gekweekt en kwam dus volop voor. Door de strenge winter is ook in de Grevelingen de populatie sterk gereduceerd. Daarna was er een geleidelijk herstel van de populatie.

6.2.3. Waddenzee

In de Waddenzee kwam een onbekende hoeveelheid Zeeuwse oesters voor. In 1775 werd de visserij op oesters in de Nederlandse Waddenzee en het noordelijke deel van de Zuiderzee uitgeoefend door 145 schepen, die elk zo'n 100.000 oesters per jaar ving: een totaal dus van ca 15 miljoen ex. per jaar. In 1854 was er sprake van een tekort aan oesters in dit gebied, zodat werd overgegaan tot het invoeren en uitzetten van 'belangrijke' hoeveelheden oesters uit Frankrijk en Engeland (de Groot 1988).

De dichtheden in een gebied voorbij de Duitse Bocht (828 ha) bedroegen in de periode voor 1923 0.1-2.1 ex. per m². De jaarlijkse opbrengst op deze oestergronden in de jaren 1910-1923 bedroeg ca. 97.000 stuks. De opbrengst van de Duitse bedden daalde al vanaf 1874 totdat rond 1925 de oestervisserij niet rendabel meer bleek en ineenstortte. Een herinplantingspoging in datzelfde jaar met 50.000 Nederlandse oesters mislukte. Als belangrijkste oorzaak van deze achteruitgang wordt overbevissing aangehaald - op een populatie die toch al temperatuur-gestresseerd was - (Reise & Schubert 1987, Riesen & Reise 1982).

6.2.4. Noordzee

Evenwijdig aan de Waddeneilanden kwamen oesterbanken voor, waarvan geen kwantitatieve gegevens bekend zijn.

6.3. HUIDIGE SITUATIE

6.3.1. Oosterschelde

De Zeeuwse oester komt nog steeds in kleine aantallen op de harde bodems van de Oosterschelde voor; de aantallen zijn sinds 1978 wel afgenomen (Waardenburg 1988). Er zijn geen kwantitatieve gegevens bekend.

6.3.2. Grevelingen

Dijkema et al (1983) vond in 1982 het volgende bestand van Zeeuwse oester in de Grevelingen (Tabel 23):

Tab. 23: Grootte en samenstelling van het oesterbestand van de Grevelingen in 1982. Naar Dijkema et al 1983.

Oesters in de onderzochte gebieden (ca. 1.148 ha)	14-24 milj.
Oesters in niet-onderzocht gebied (ca. 2.202 ha)	10-16 milj.
Oesters op percelen (hoofdzakelijk broed van 1981)	25-30 milj.
Oesters op dijkglooiingen	2-5 milj.
Oesters van jaarklas 1981 (grotere concentraties)	6-9 milj.
Oesters van jaarklas 1981 (kleinere concentraties)	19-25 milj.
Totaal oesterbestand	76-109 milj.

De 25-30 miljoen kweekoesters liggen in een klein gebied van 150 ha, waar ze voorkomen in dichtheden van meer dan $2/m^2$ (volwassen oesters).

De wilde oesters komen, in de dieptezone van 1 tot 12 m, voor in dichtheden van $0,15-2,5 /m^2$ voor volwassen oesters en $0,2-6,3 /m^2$ voor juveniele oesters.

Lambeck (1985 en 1986) vond in 1984 en 1985 de volgende oesterdichtheden en biomassa's:

Tab. 24: Dichtheden en biomassa's aan Zeeuwse oesters in de Grevelingen per dieptezone en voor de jaren 1984 en 1985. Naar Lambeck et al 1985 en 1986.
Opm.: de maaswijdte van de gebruikte zeven bedroeg 3 mm, zodat kleinere ex. hier niet zijn meegerekend.

dieptezone (in m)	1984		1985	
	N/m ²	g ADW/m ²	N/m ²	g ADW/m ²
0-2	0	0	0	0
2-6	5.8	3.4	3.0	5.9
6.5-13.5	1.2	0.01	1.1	4.8
min. 14	0	0	0	0
gemiddeld	2.1	1.1	1.2	2.9

6.3.3. Waddenzee en Noordzee

Zoals hoger reeds vermeld, nam het oesterbestand in deze gebieden op een drastische wijze af vanaf 1925 en zijn na 1950 alle oesters hier verdwenen.

6.4. INGREEP-EFFECT RELATIES

6.4.1. Anorganische microverontreiniging

De Japanse oester (Crassostrea gigas) blijkt erg gevoelig te zijn voor organotin (zie Tabel 21 in Bijlage). Bij een concentratie van $0,017 \mu\text{g tin/l}$ treedt binnen 10 dagen sterfte op onder de larven. Vanaf concentraties van $0,02 \mu\text{g tin/l}$ worden sublethale effecten gevonden bij volwassen Japanse oesters en bij $0,192 \mu\text{g tin/l}$ wordt na 35 dagen de LC50 bereikt.

Van de Zeeuwse oester (Ostrea edulis) zijn weinig gegevens bekend. Bij een concentratie van $210 \mu\text{g TBTO}$ of bis (tributyl tin) oxide/l (= $81 \mu\text{g tin/l}$) wordt na 96 uur de LC50 bereikt (zie Tabel 25). Voor Japanse oesters werd in hetzelfde onderzoek, de LC50 bij een concentratie van $112 \mu\text{g tin/l}$ bereikt. Hieruit blijkt dat de Zeeuwse oester minstens even gevoelig is dan de Japanse oester. Het betreft in dit onderzoek wel hoge concentraties.

Rond jachthavens worden concentraties organotin van ca 0.1 tot $0.2 \mu\text{g tin/l}$ gevonden. Het is waarschijnlijk dat dit sublethale en misschien ook lethale effecten (larven) op de Zeeuwse oester heeft (van Zwol mond. med.).

6.4.2. Visserij

Van belang zijn: oesterkweek, kokkel- en mosselvisserij.

Oesterkweek.

De invloed van de oesterkweek is enerzijds positief door het stimuleren van de broedval en anderzijds negatief door het wegvissen van een grote hoeveelheid 2 tot 3 jarige oesters. Zolang er geen overbevissing plaats vindt kan de oesterpopulatie op peil blijven of zelfs uitbreiden. Het gevaar van overbevissing wordt geïllustreerd door de situatie op de voormalige oester-gronden in de Duitse Bocht. Daar is vermoedelijk ten gevolge van overbevissing de ganse oesterstand (geëxploiteerd tot 1925 met jaarlijkse opbrengsten van 97.000 oesters) verdwenen (Reise & Schubert 1987).

In de Grevelingen ligt slechts 5% van de oesterpopulatie in gebieden die rendabel bevisbaar zijn. Er zal dus geen overbevissing plaats vinden, zodat de oesterkweek een uitbreiding van de populatie veroorzaakt. Er wordt momenteel 380 ha aan oestergronden verhuurd in de Grevelingen.

Na de strenge winter van 1962/63 is in de Oosterschelde de

Japanse oester (Crassostrea gigas) geïntroduceerd. Deze wordt nu in de Oosterschelde gekweekt in plaats van de Zeeuwse oester, omdat ze minder gevoelig is voor de oesterziekte. Er wordt momenteel 1600 ha aan oestergronden verhuurd in de Oosterschelde, waarvan ca 1100 ha gebruikt kan worden. De kweekmogelijkheden voor de Zeeuwse oester worden nog steeds beperkt door het voorkomen van de oesterziekte in de Oosterschelde. Het is nog onduidelijk of ook het voorkomen van de Japanse oester de herstelmogelijkheden van de Zeeuwse oester beperkt (Dijkema et al 1981, 1983, 1985 en mond. med.).

Mossel- en kokkelvisserij.

Omdat deze visserij op de zandplaten wordt uitgevoerd, is hiervan weinig effect op de oester te verwachten. Het broedval-areaal wordt echter wel beïnvloed; door de visserij kunnen er nauwelijks oude mossel- en kokkelbanken ontstaan, welke goede broedvalplaatsen voor de oester zijn (Dijkema et al 1981, 1983, 1985 en mond. med.).

6.4.3. Areaal harde bodems

De verspreiding van de Zeeuwse oester is direkt afhankelijk van het oppervlak aan hard materiaal in een watersysteem, met name in de dieptezone tussen 2 en 7 m. Door de oesterkwekers worden er collecteurs gebruikt en mosselschelpen uitgezaaid om het areaal te vergroten. Door sedimentatie kunnen harde bodems onderslibben, wat dus een afname van het areaal betekent. In de Grevelingen heeft er in de loop van de jaren tachtig een verschuiving plaatsgevonden van de oesters van de diepere delen (9 - 12 m) naar de meer ondiepe delen (2 - 5 m). Als één van de mogelijke oorzaken hiervan wordt sedimentatie genoemd (Dijkema 1985).

7. ZEEKLIT Echinocardium cordatum (Pennant 1777)

7.1. AUTOECOLOGIE

7.1.1. Algemene verspreiding en biotoopvereisten

Europese verspreiding: Middellandse Zee, Atlantische Oceaan, Kanaal en Noordzee.

Nederlandse verspreiding: Waddenzee (plaatselijk), Noordzee, monding van Westerschelde en Oosterschelde.

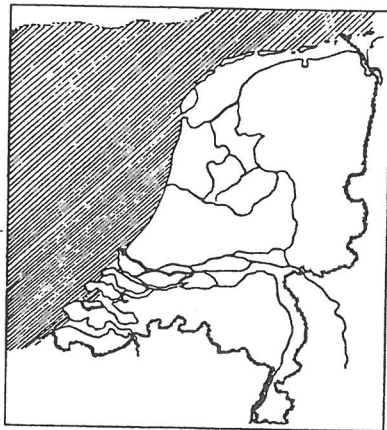


Fig. 32: Voorkomen Zeeklit in Nederland.

De Zeeklit komt voornamelijk buiten de kustzone voor. In lagere dichtheden komt ze ook in de kustzone en plaatselijk in het intergetijdengebied voor.

De diepteverspreiding loopt vanaf de laagwaterlijn tot 35 m diepte. Af en toe wordt de soort ook dieper en in het intergetijdengebied gevonden.

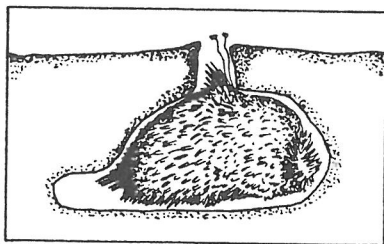


Fig. 33: Zeeklit in sediment.

De Zeeklit leeft ingegraven in het sediment, meestal niet dieper dan 5 cm. In de ondiepere kustwaters zitten de grotere exemplaren (>3cm) in de winter waarschijnlijk wel dieper (tot 15 cm).

Ze staan d.m.v. een gegraven tunnel in contact met het bovenstaande water. Ze kunnen zich goed door zandige sedimenten bewegen met een snelheid van maximaal 6-8 cm/uur.

De soort komt in bijna alle soorten sedimenten voor, alleen erg slibrijke sedimenten worden gemeden.

De Zeeklit is een zoutwaterorganisme, als ondergrens worden zoutgehalten genoemd van 10 en 15 ‰ Cl'.

7.1.2. Voedsel

De Zeeklit kan op 2 manieren voedsel bemachtigen. Door middel van het graven van een tunnel kan er vanaf het sedimentoppervlak gegeten worden en ze kan zich door het sediment heen eten. Uit het opgegeten materiaal worden kleine organismen en detritus opgenomen.

7.1.3. Natuurlijke vijanden

De larven van de Zeeklit dienen als voedsel voor planktoneters. Volwassen Zeeklitten worden door zeesterren gegeten.

7.1.4. Populatiodynamica

Voortplanting.

De voortplanting vindt in de zomer plaats. De larven kunnen van april tot september in het water van de Noordzee gevonden worden. Afhankelijk van de groei worden Zeeklitten na 2 of 3 jaar geslachtsrijp. Op plaatsen met slechte groeiomstandigheden worden waarschijnlijk niet geslachtsrijp. De voortplanting is erg onregelmatig: in een periode van 10 jaar vindt er slechts 2 of 3 keer een succesvolle voortplanting plaats. In 5 van de 10 jaar wordt er helemaal geen broed gevonden. In jaren met een goede broedval kan dit gebeuren in dichtheden van meer dan 250/m². De oorzaken van deze onregelmatige voortplanting zijn niet bekend, misschien speelt de watertemperatuur hierbij een rol.

Groei en leeftijdsopbouw.

Zeeklitten kunnen ouder dan 10 jaar en 5 cm groot worden. Ze groeien het hele jaar behalve in het vroege voorjaar. De groei is sterk afhankelijk van de plaats van voorkomen. Snelle groei komt voor in zandige bodems in de kustgebieden met veel stroming; langzame groei in slibrijke bodems op grotere diepten verder uit de kust, waar weinig stroming is. In de Noordzee neemt de groei van noord naar zuid toe. Belangrijkste oorzaak hiervan is de temperatuur in de bodem. De eerste jaren is de groei lineair, daarna neemt deze langzaam af. In de Nederlandse kustwateren is de gemiddelde lengte na twee groeiseizoenen 2-2,5 cm, en na vier-vijf groeiseizoenen ca 4 cm.

Mortaliteit.

In de ondiepe kustwateren kan er in strenge winters een catastrofale sterfte optreden onder de Zeeklitten. In de Nederlandse Noordzee werd gemiddeld over 10 jaar een mortaliteit van 27 % gevonden, zonder de wintersterfte (met wintersterfte: 42 %). Aan de Engelse oostkust werd een regelmatige mortaliteit van 15 % gevonden. Er zijn geen aanwijzingen voor dichtheidsafhankelijke mortaliteit gevonden.

Ook stormen eisen hun tol op: zo maken Rees et al (1976) melding van hopen Zeeklitten, aangespoeld op een strand in N-Wales na een zware septemberstorm.

Verspreidingspatronen.

Deze zijn sterk variabel en afhankelijk van de plaats en het succes van de broedval en van eventuele wintersterfte. Er blijkt in de Noordzee een aggregatiepatroon op grote schaal voor te komen. Het gaat om gebieden van enkele km² waar hoge dichtheden van Zeeklitten voorkomen. De dichtheid in deze gebieden neemt van het centrum naar buiten toe af.

7.1.5. Bronnen

Beukema (1985), Buchanan (1966 + 1967), Campbell (1977), Duineveld (1984), Moore (1936), Ursin (1960) en Wolff (1973).

7.2. REFERENTIESITUATIE

7.2.1. Noordzee

Wolff (1973) berekende voor de Noordzee ten westen van Zeeland een gemiddelde trefkans van 14,1 ind./m², voor de jaren 1958-1969. Ursin (1960) vond in het centrale deel van de Noordzee, voor de jaren 1950-1955, een gemiddelde dichtheid van 12,9 ind./m² en Ziegelmeier (1978) vond in de Duitse Bocht in de jaren 1950-1974, een gemiddelde dichtheid van 37,8 ind./m².

Bij gebrek aan meer gegevens wordt het gemiddelde van deze drie waarden als referentie gekozen: ca 22 ind./m².

7.2.2. Voordelta

Wolff (1973) vond een trefkans van 1,8 Zeeklitten per m² voor de Voordelta in de periode 1958-1970.

7.4.3. Visserij

Alleen de bodemvisserij op de Noordzee is van belang.

Het effect van bodemvisserij op de Zeeklit is afhankelijk van de diepte waarmee het vistuig in de bodem dringt. Tot een diepte van 1 cm zijn er weinig schadelijke effecten te verwachten. Als er bij het vissen gebruik wordt gemaakt van wekkers worden er wel Zeeklitten beschadigd. Bij het gebruik van vier wekkers werden er 3 tot 4 keer zoveel zeeëgels beschadigd als zonder wekkers. In beviste gebieden worden meer dode en gekneusde zeeëgels gevonden als in onbeviste gebieden (de Groot 1983). Er zijn verder geen cijfers bekend over deze effecten.

7.2.3. Oosterschelde

Fortuin (1981) geeft gemiddelde dichtheden van 0.2-0.3 ex. per m² voor de geulen in het westelijk en middendeel van de Oosterschelde (=Polano-onderzoek 1976).

7.3. HUIDIGE SITUATIE

7.3.1. Noordzee

Beukema (1985) vond, ten noorden van Texel-Terschelling, gemiddeld 11,6 jonge Zeeklitten (<1 jaar) en een gemiddelde mortaliteit van 42 %, in de periode 1972 - 1982. Uit deze gegevens kan een totale gemiddelde dichtheid worden berekend van ca 25 ind/m². Groenewold et al (1988) vonden in 1987 voor de kust van Nederland een gemiddelde dichtheid van 18,6 ind./m². Als we deze twee waarden middelen komen we op een dichtheid van 21,8 ind./m², eenzelfde dichtheid dus als voor de referentiesituatie.

7.3.2. Voordelta

Seip (1987) vond in het najaar van 1984 ca 10 Zeeklitten per m² en in het voorjaar van 1985 ca 4,2 per m². Gemiddeld dus 7,1 per m².

7.4. INGREEP-EFFECT RELATIES

7.4.1. Olieverontreiniging

De Zeeklit komt bijna alleen onder de laagwaterlijn voor en zal daarom alleen door de in het water oplosbare olienkoolwaterstoffen beïnvloed worden. De soort is wel gevoelig voor deze stoffen. Na een olieramp met lichte ruwe olie voor de Bretonse kust gingen in dit gebied bijna alle Zeeklitten dood (in Bergman 1982).

7.4.2. Eutrofiëring

In de Duitse Bocht is er massale sterfte geweest onder de bodemdieren t.g.v. zuurstofloosheid (eutrofiëring). Daarna is herstel en herkolonisatie van dit gebied opgetreden. Jonge Zeeklitten waren snel en in grote aantallen weer in het gebied aanwezig. Door de sterfte die is opgetreden, was er overigens volop detritus voor de Zeeklitten aanwezig (Niermann 1988).

8. ZEEANJELIER Metridium senile (L. 1758)

8.1. AUTOECOLOGIE

8.1.1. Algemene verspreiding en biotoopvereisten

M. senile kent een circumpolaire verspreiding. In Europa vinden we de Zeeanjelier in de kustgebieden en diepere wateren van de Atlantische Oceaan, Kanaal en Noordzee (in beperkte mate ook in Oostzee).

Nederlandse verspreiding: Waddenzee, Noordzee, westelijk deel van Westerschelde, Oosterschelde en Grevelingen.

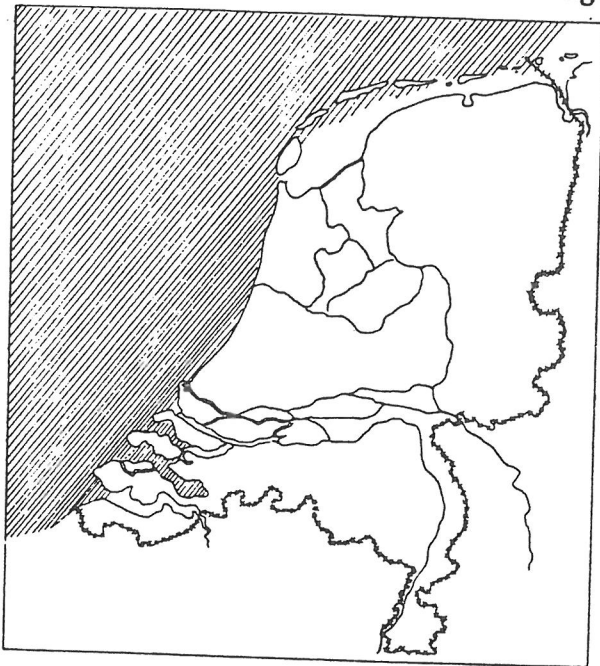


Fig. 34: Voorkomen Zeeanjelier in Nederland.

De Zeeanjelier is een zeeanemoon, die een harde ondergrond nodig heeft om zich op vast te zetten: stenen, rotsen, schelpen, olieplatforms, scheepswrakken e.d.. De soort komt alleen voor op plaatsen met voldoende stroming (om het voedselaanbod te verzekeren).

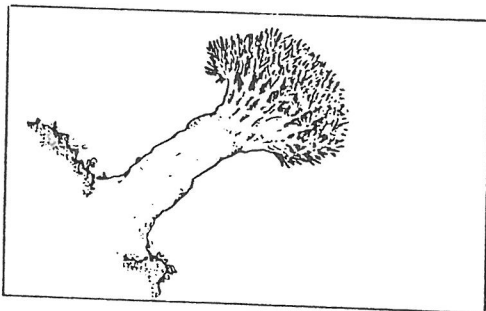


Fig. 35: Zeeanjelier.

De diepteverspreiding is in de kustwateren van 0,5 m onder gemiddeld tij tot 16 m diepte. Daarbuiten komt ze tot 100 m diepte voor.

In de Deltawateren komt ze voor vanaf een zoutgehalte van 12,5 ‰ Cl'. Ze kan echter ook zoutgehalten van 8 - 10 ‰ Cl' verdragen.

8.1.2. Voedsel

Met behulp van tentakels wordt plankton gevangen, wat naar de mond getransporteerd wordt. Bij sterke stroming trekken ze zich in en kunnen ze niet eten.

8.1.3. Natuurlijke vijanden

Kleine exemplaren van de Zeeanjelier worden door de Vlokkige zeeslak (Aeolidia papillosa) gegeten.

8.1.4. Populatiodynamica

Reproductie.

De Zeeanjelier heeft gescheiden geslachten. Bij een lengte van enkele cm kunnen ze geslachtsrijp zijn. De geslachtelijke voortplanting vindt in augustus en september plaats. De bevruchting gebeurt in het water. Naast geslachtelijke voortplanting vindt er ook veel ongeslachtelijke voortplanting plaats door laceratie. Hierbij ontwikkelen zich afsnoeringen aan de basis van een Zeeanjelier tot nieuwe individuen. Er treedt zo kloonvorming op. Verschillende klonen zijn vaak door kleurverschillen van elkaar te onderscheiden. Er zijn geen seizoensfluctuaties in laceratie gevonden.

Groei en leeftijdsopbouw.

De groei is afhankelijk van het voedselaanbod en het optreden van ongeslachtelijke voortplanting. Ze kunnen 30 cm hoog worden en een voetoppervlak van 20 cm² bereiken. In de kustzone blijven ze relatief klein; grote exemplaren worden vrijwel alleen in diepere wateren aangetroffen. Gegevens over de leeftijd zijn niet bekend.

Mortaliteit.

Er zijn geen mortaliteitscijfers bekend. Mortaliteit kan veroorzaakt worden door predatie, uitdroging, verhongering en beschadiging (stroming).

Verspreidingspatronen.

Deze worden vooral bepaald door het areaal hard substraat en het voedselaanbod (stroming). Zie 8.3.

8.1.5. Bronnen

Braber (1977), Bucklin (1987), den Hartog (1968) en Leewis (mond. med.).

8.2. REFERENTIESITUATIE

8.2.1. Noordzee

Er zijn geen gegevens bekend over het voorkomen van de Zeeanjer in de Noordzee uit het verleden.

8.2.2. Oosterschelde

Sandee (1980) vond in 1979 Zeeanjer in de gehele Oosterschelde. Vooral in het westelijke deel langs de kust van Schouwen kwamen ze algemeen tot zeer algemeen voor (Fig. 36):

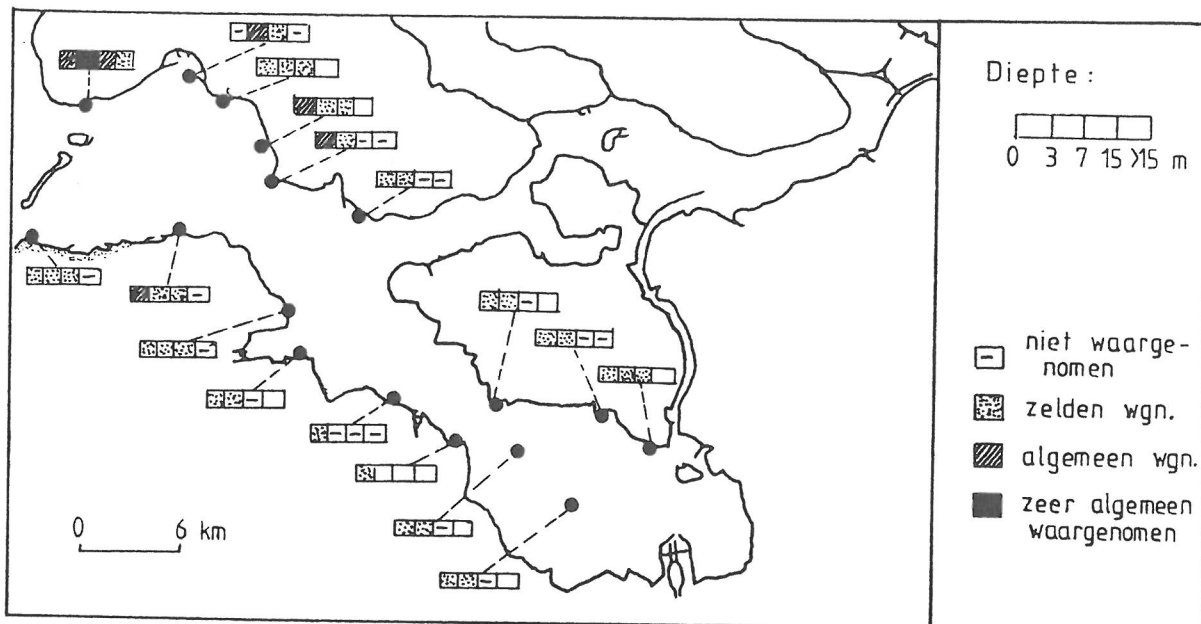


Fig. 36: Verspreiding van Zeeanjer in de Oosterschelde in 1979 over de verschillende strata. Naar Sandee 1980.

8.2.3. Grevelingen

Voor de afsluiting kwam de Zeeanjelier algemeen voor in de Grevelingen. Weeber (1980) vermeldt voor de periode 1960-63 maximale dichtheden van 500 ex. per m². Tijdens de verzoeting na de afsluiting nam de soort langzaam in aantal af. Na de opening van de doorlaatsluis naar de Noordzee is de soort weer toegenomen (Leewis mond. med.).

8.3. HUIDIGE SITUATIE

8.3.1. Noordzee

De enige kwantitatieve gegevens over het voorkomen van de Zeeanjelier in de Noordzee hebben betrekking op scheepswrakken. Op de bodem van de Nederlandse Noordzee liggen ca 1000 scheepswrakken, die beschikbaar zijn als harde bodem, met een gemiddeld oppervlak van 4000 m² (Leewis mond. med.). Waardenburg (1987) vond een gemiddelde biomassa van 750 g ADW/m² op scheepswrakken, waarbij 37,5 % van de bedekking uit Zeeanjelieren bestond. Het voorkomen van de Zeeanjelier is dus aanzienlijk: ca 280 g ADW/m².

Daarnaast komt de Zeeanjelier op de harde bodems langs de Nederlandse kust voor. Hierover zijn echter geen gegevens bekend.

8.3.2. Oosterschelde

De Zeeanjelier komt algemeen voor in de Oosterschelde en is vooral in het westelijke deel talrijk. In het westelijke deel wordt de levensgemeenschap van de harde bodems door de Zeeanjelier bepaald en in het oostelijke deel door de Broodspons Halichondria panicea (Leewis mond. med.). Hamerlinck (1982) vond, in de periode 1979-1981, gemiddeld 5 ind./m² op de harde bodems. Het areaal aan harde bodems schatte hij op ca 0,75 miljoen m² in de Oosterschelde (hierbij is nog geen rekening gehouden met de oesterdam en stormvloedkering). Hij vond vooral hoge dichtheden in de Schelphoek (14 ind./m²) en op de pijlers van de Zeelandbrug (11 ind./m²).

8.3.3. Grevelingen

De Zeeanjelier komt algemeen voor in de Grevelingen (Waardenburg 1982 en 1988). Ze zijn gemiddeld kleiner dan in de getijdewateren. Kwantitatieve gegevens zijn niet bekend.

8.4. INGREEP-EFFECT RELATIES

8.4.1. Olieverontreiniging

Omdat de Zeeanjelier hoofdzakelijk onder de laagwaterlijn voorkomt zijn alleen de in water oplosbare koolwaterstoffen van belang. Uit onderzoek na olierampen is gebleken dat zeeanemonen zeer gevoelig zijn voor olieverontreinigingen. Er zijn hierover echter geen getallen bekend (in Bergman 1982).

8.4.2. Anorganische microverontreiniging

De Zeeanjelier is een zeer geschikt monitor-organisme gebleken onder laboratoriumomstandigheden, voor het opnemen van zware metalen uit ovenslakken, die voor kustverdediging worden gebruikt. Er werd een significant verhoogd kopergehalte aangetoond in anemonen afkomstig van koperslak. Voor Fe, Mn, Al en Cr werden incidenteel (sterk) verhoogde concentraties aangetoond in anemonen afkomstig van LD-slak. Er trad geen sterfte op onder de Zeeanjelieren als gevolg van vasthechting op verontreinigde ovenslakken (Jonkers 1987).

8.4.3. Visserij

Van belang is de bodemvisserij.

Zeeanjelieren die zich op bevisbare mosselbanken of kweekpercelen hebben vastgezet zullen worden weggevist. Exemplaren op stenen en schelpen op de bodem, kunnen door de bodemvisserij worden beschadigd of gedood.

8.4.4. Areaal harde bodems

De verspreidingsmogelijkheid van de Zeeanjelier is direkt afhankelijk van het oppervlak aan harde bodems dat beschikbaar is, met name onder de laagwaterlijn. Ingrepen en processen, die indirekt een rol kunnen spelen zijn oeververdediging, sedimentatie, het zinken van schepen e.d.

BIJLAGE

Tabel 7: Resultaten toxiciteitstesten van bis (tributyl tin) oxide op een aantal mariene organismen. Naar Thain 1983.

Soort	48 uur LC 50 g TBTO per l		96 uur LC 50 g TBTO per l	
	Adult	Larven	Adult	Larven
<u>Ostrea edulis</u>	300	-	210	-
<u>Crassostrea gigas</u>	1800	1.6	290	-
<u>Mytilus edulis</u>	300	2.3	38	-
<u>Crangon crangon</u>	73	6.5	41	1.5
<u>Carcinus maenas</u>	-	110	-	10
<u>Solea solea</u>	88	8.5	36	2.1
<u>Agonus cataphractus</u>	26	-	16	-

Tabel 12: Sterfte van bodemdieren door de kokkelvisserij, als percentage van de oorspronkelijk op de beviste plaatsen aanwezige biomassa. Naar de Vlas 1982.

Soort (evt. + leeftijd)	Sterftepercentage
<u>Cerastoderma edule</u> broed	10-50
<u>Cerastoderma edule</u> ouder dan één winter	90-100
<u>Macoma balthica</u> broed	5-30
<u>Macoma balthica</u> ouder dan één winter	0-25 1)
<u>Mya arenaria</u> broed	0-60 2)
<u>Mya arenaria</u> ouder dan één winter	0
<u>Hydrobia ulvae</u>	0-1
<u>Arenicola marina</u> eerste zomer	?
<u>Arenicola marina</u> ouder	0
<u>Nereis diversicolor</u>	0-20 3)
<u>Nephtys hombergii</u>	5-40
<u>Scoloplos armiger</u>	5-30
<u>Anaitides maculata</u>	0-10
<u>Heteromastus filiformis</u>	-50 4)
<u>Lanice conchilega</u>	0-5
<u>Pygospio elegans</u>	?
<u>Corophium spec.</u>	-5
<u>Carcinus maenas</u>	?

1) Soms meer, afhankelijk van het seizoen. 's Zomers vooral oude ex.
 2) Afhangelijk van leeftijd.
 3) Sterftepercentage moeilijk te bepalen, doordat deze worm vanuit onbevestigd gebied naar beviste plaatsen toekomt.
 4) Sterfte na langere tijd, misschien door beschadiging van de staart ?

Tabel 21: Effecten van in het water oplopende concentraties organotin op Purperslak (Nucella lapillus), Japanse oester (Crassostrea gigas) en Mossel (Mytilus edulis). Naar van Zwol : in voorber.

Product	g Sn/l	organisme	effect
TBT	0.0004	<u>N. lapillus</u>	imposex (denkt men)
TBT	0.001	<u>N. lapillus</u>	imposex (in het veld)
TBT acet.	0.007	<u>C. gigas</u> (1)	geen observeerbaar effect
Sn	0.007-0.021	Gastropoden	imposex geïnduceerd
TBT	0.008	Gastropoden	EQT, later ook EQS ?
TBT	0.008	<u>N. lapillus</u>	imposex (in het lab)
Sn	0.008-0.052	Bivalven	groei-inhibitie
TBT acet.	0.017	<u>C. gigas</u> (1)	langzame groei; hoge mort. in 10 dagen
TBT	0.020	<u>N. lapillus</u>	imposex (in het lab)
TBT	0.020	<u>C. gigas</u> (1)	fysiologische verstoring
TBT	0.020	<u>C. gigas</u> (a)	afwijking in het calcificatiemechanisme
TBT	0.033	<u>C. gigas</u> (a)	schelpverdikking
TBT acet.	0.034	<u>C. gigas</u> (1)	normale D-larven; langzame groei; bijna volledige mort. na 12 dagen
TBT	0.038	<u>C. gigas</u> (1)	ontwikkeling beïnvloed
TBT	0.038-0.384	<u>C. gigas</u> (1)	ontwikkeling beïnvloed; inhibitie
TBTO	0.039	<u>M. edulis</u> (1)	LC 50 over 50 dagen; effect op ontwikkeling
Sn	0.039-1.650	Bivalven	larvale mortaliteit
TBT	0.041	<u>C. gigas</u> (1)	effect op ontwikkeling van de gevoelige larvale stadia
TBT	0.041-122.7	Mollusken	LC 50 over 96 uur
TBTO	0.058	<u>C. gigas</u> (s)	achterblijvende groei
TBT	0.065	<u>C. gigas</u> (s)	groei belet
TBT acet.	0.068	<u>C. gigas</u> (1)	onrustige voedsel-assimilatie; hoge mort. over 12 dagen
TBTO	0.078	<u>C. gigas</u>	schelpafwijking
TBT	0.080-0.800	Bivalven	adulte mortaliteit
TBT	0.082	<u>C. gigas</u>	schelpverdikking
TBTO	0.093	<u>C. gigas</u> (s)	groei-exp. 45 dagen
TBT	0.098	<u>M. edulis</u> (s)	groei-exp. 45 dagen
TBT	0.098	<u>M. edulis</u> (s)	groei danig gereduceerd
TBT acet.	0.170	<u>C. gigas</u> (s)	groei danig gereduceerd
TBT acet.	0.170	<u>C. gigas</u> (1)	versch. afwijkingen; totale mortaliteit in 8 dagen
TBTF	0.192	<u>C. gigas</u> (a)	LC 100 over 35 dagen
TBT acet.	0.340	<u>C. gigas</u> (1)	abnormale veligers; misvorming van trochoforen
TBTF	0.384	<u>C. gigas</u> (1)	ontwikkeling belet
TBTO	0.388	<u>M. edulis</u> (1)	LC 100 over 10 dagen;

TBTO	0.388-3.88	Marine invert.	LC 50 over 96 uur
TBT	0.409	<u>C. gigas</u> (a)	onderbreking ontw. embryo
TBT	0.409	<u>M. edulis</u> (l)	sublethale effecten
TBTO	0.621	<u>C. gigas</u> (l)	ontwikkeling belet
TBTO	0.621	<u>C. gigas</u> (s)	LC 50 over 48 uur
TBT	0.654	<u>C. gigas</u> (s)	groei-inhibitie
TBT	0.818	<u>C. gigas</u>	groei gestopt
TBT	0.818	<u>N. lapillus</u>	LC 100 over 30 dagen
TBTO	0.892	<u>M. edulis</u> (l)	steriliteit bij langdurige
TBT	0.941	<u>M. edulis</u> (l)	blootstelling
TBT acet.	1.020-1.700	<u>C. gigas</u> (l)	LC 50 over 48 uur
TBT	1.063	<u>M. edulis</u> (s)	LC 50 over 48 uur
TBT	1.063	<u>C. gigas</u> (s)	geen veligers; misvormde
TBT acet.	3.400	<u>C. gigas</u> (l)	trochoforen
TBTF	3.840	<u>C. gigas</u> (l)	groei-inhibitie; hoge mort.
TBTO	3.880	<u>M. edulis</u> (l)	groei-inhibitie; hoge mort.
TBT acet.	8.500	<u>C. gigas</u> (l)	geen vorming trochoforen
TBTO	14.74	<u>M. edulis</u> (a)	klieving bij 20 % van de
TBT acet.	17.00	<u>C. gigas</u> (l)	eieren onregelmatig
TBT acet.	34.00	<u>C. gigas</u> (l)	LC 100 over 5 dagen
TBTF	38.40	<u>C. gigas</u> (l)	gedeeltelijke reductie van
TBTO	112.52	<u>C. gigas</u> (a)	de segmentatie
TBTO	116.40	<u>M. edulis</u> (a)	LC 50 over 96 uur
TBTO	698.40	<u>C. gigas</u> (a)	geen segmentatie
			verlaagde vruchtbaarh.
			bevruchting belet
			LC 50 over 96 uur
			LC 50 over 48 uur
			LC 50 over 48 uur
(l) = larven (s) = spat of broed (a) = adult			

LITERATUURLIJST

- Amiard-Triquet, C. & B. Berthet & C. Metayer & J.C. Amiard 1986. Contribution to the ecotoxicological study of cadmium, copper and zinc in the mussel Mytilus edulis. II Experimental study. Mar. Biol. 1986, 92; p 7-13.
- Bergman, M. 1982. Gedrag, bestrijding en biologische effecten van olie in estuariene gebieden, literatuuroverzicht. RIN-rapport 82/18.
- Beukema, J.J. 1973. Migration and secondary spatfall of Macoma balthica (L.) in the western part of the Wadden Sea. Neth. J. Zool. 23; p 356-357.
- Beukema, J.J. 1976. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 10 (2); p 236-261.
- Beukema, J.J. & G.C. Cadée & J.J.M. Jansen 1977. Variability of growth rate of Macoma balthica in the Wadden Sea in relation to availability of food. Proc. 11-th E.M.B.S., Galway, Ireland.
- Beukema, J.J. & W. de Bruin & J.J.M. Jansen 1978. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea: long term changes during a period with mild winters. Neth. J. Sea Res. 12 (1); p 58-77.
- Beukema, J.J. 1979. Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea: effects of a severe winter. Neth. J. Sea Res. 13 (2); p 203-223.
- Beukema, J.J. 1980. Calcimass and carbonate production by molluscs on the tidal flats in the Dutch Wadden Sea: the tellinid bivalve Macoma balthica. Neth. J. Sea Res. 14 (3/4); p 323-338.
- Beukema, J.J. 1981. De kokkel, een dynamische soort. Waddenbulletin 16 (3); p 122-127.
- Beukema, J.J. 1982. Annual variation in productive success and biomass of the major macrozoobenthic species living in a tidal flat area of the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 16; p 37-45.
- Beukema, J.J. 1983. The balthic tellin Macoma balthica. Life histories of some important Wadden Sea invertebrates 5.7. In: W.J. Wolff: Ecology of the Wadden Sea. Vol 4; p 116-118.
- Beukema, J.J. 1985. Growth and dynamics in populations of Echinocardium cordatum living in the North Sea off the Dutch north coast. Neth. J. Sea Res. 19 (2); p 129-134.
- Beukema, J.J. & G.C. Cadée 1986. Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. Ophelia 26; p 55-64.
- Beukema, J.J. & K. Essink 1986. Common patterns in the fluctuations of macrozoobenthic species living at different places on tidal flats in the Wadden Sea. Hydrobiologia 142; p 199-207.

- Beukema, J.J. & G.C. Cadée 1987. De eutrofiëring van ons kustwater: genoeg of al te veel? Vakblad Biologie 67 (9); p 153-157.
- Bogaards, R.H. & J.W. Francke & R.H.D. Lambeck & C.H. Borghouts-Biersteker 1980. De afsluiting van de Grevelingen en de gevolgen voor de aan het harde substraat gebonden macrofauna. De levende natuur 82 (3); p 109-118.
- Bogaards, R.H. & R.H.D. Lambeck & A.J.J. Sandee & P. de Koeyer 1981. De macrofauna van het harde substraat in de Grevelingen, 7 jaar na de afsluiting (1978). De levende natuur 81 (2): p 49-60.
- Bos, A. 1980. De invloed van de kwaliteit van het water in het Eems-Dollard estuarium op de groei en de conditie van enkele filtreerders. Studentenverslag V.U. Amsterdam 1980.
- B.O.E.D.E. 1983. Biologisch onderzoek Eems-Dollard Estuarium. Publicaties en verslagen 1983.
- Braber, L. & C.H. Borghouts 1977. Distribution and ecology of Anthozoa in the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt. Hydrobiologia 52; p 15-21.
- Broman, D. & B. Ganning 1986. Uptake and release of petroleum hydrocarbons by two brackish water bivalves, Mytilus edulis (L.) and Macoma balthica (L.). Ophelia 25; p 49-57.
- Brousseau, D.J. 1978. Population dynamics of the soft-shell clam Mya arenaria. Mar. Biol. 50; p 63-73.
- Bryant, V. & D.S. Mc Lusky & K. Roddie & D.M. Newbery 1984. Effect of temperature and salinity on the toxicity of chromium to three estuarine invertebrates. Mar. Ecol. Prog. Ser. 20; p 137-149.
- Bryant, V. & D.M. Newbery & D.S. Mc Lusky & R. Campbell 1985 a. Effect of temperature and salinity on the toxicity of arsenic to three estuarine invertebrates. Mar. Ecol. Prog. Ser. 24; p 129-137.
- Bryant, V. & D.M. Newbery & D.S. Mc Lusky & R. Campbell 1985 b. Effect of temperature and salinity on the toxicity of nickel and zinc in two estuarine evertbrates. Mar. Ecol. Prog. Ser. 24; p 139-153.
- Buchanan, J.B. 1966. The biology of Echinocardium cordatum from different habitats. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 46; p 97-114.
- Buchanan, J.B. 1967. Dispersion and demography of some infaunal echinoderm populations. Symp. Zool. Soc. Lond. 20; p 1-11.
- Bucklin, A. 1987. Adaptive advantages of patterns of growth and asexual reproduction of the sea anemone Metridium senile (L.) in intertidal and submerged populations. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 110; p 225-243.
- Bijkerk, R. 1988. Ontsnappen of begraven blijven: de effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden. R.D.D. Aquatic Ecosystems, Groningen.
- Campbell, A.C. 1977. Elseviers gids van strand en kust. Elsevier, Amsterdam-Brussel.

- Cederwall, H. & R. Elmgren 1980. Biomass increase of benthic macrofauna demonstrates eutrophication of the Baltic Sea. *Ophelia* (Suppl) 1; p 287-304.
- Coosen, J. & A. Schoenmaker 1985. Biomassberekeningen van het mosselbestand in de Oosterschelde. Balans rapport 1985.-13; 68 p.
- Coosen, J. & E. Martejijn 1987. Effecten kokkelvisserij in de Oosterschelde. Rijkswaterstaat: notitie GEES-87.635.
- Craeymeersch, J. & J. Coosen & A. van den Dool 1988. Trendanalyse van densiteits- en biomassawaarden van bodemdieren in het getijdengebied van de Oosterschelde (1983-86). DIHO Rapp.& Versl. nr 1986-7; 55 p.
- Dankers, N. & H. Kuhl & W.J. Wolff (ed.) 1981. Invertebrates in the Wadden Sea. In 'Ecology of the Wadden Sea', final report of the section marine zoology of the Wadden Sea working group n°4.
- Dankers, N. 1984. De milieu-effecten van lozing van ongezuiverd veenkoloniaal afvalwater in de Dollard via een persleiding. RIN-rapport 84/2.
- Dankers, N. & M. Binsbergen & K. Zegers 1985. De rol van de mossel en mosselcultuur. Waddenbulletin 20 (2).
- Dankers, N. 1986. Onderzoek naar de rol van de mossel en de mosselcultuur in de Waddenzee. RIN-rapport 86/14.
- Dankers, N. & K. Koelemaeij 1988. Variations in the mussel population of the Dutch Wadden Sea. Int. Wadden Sea Symp. List/ Sylt 1988.
- Dereu, J. 1982. Ruimtelijke distributie van het macrozoobenthos op de slikken van Vianen (Oosterschelde, NL). Licentiaatsverhandeling R.U.Gent.
- Dereu, J. & P. Meire 1985. Ruimtelijke distributie van het macrozoobenthos op de slikken van Vianen; fundamentele en praktische beschouwingen. Project Vogel, verslag n°1, R.U. Gent.
- Develter, D. 1985. Ecologische studie van het macrozoobenthos op de slikken van Vianen. Licentiaatsverhandeling R.U.Gent.
- Duineveld, G.C.A. & M.I. Jenness 1984. Differences in growth rates of the sea urchin Echinocardium cordatum as estimated by the parameter w of the von Bertalanffy equation applied to skeletal rings. Mar. Ecol. Prog. Ser. 19; p 65-72.
- Duinker, J.C. & M.T.J. Hillebrand & J.P. Boon 1983. Organochlorides in benthic invertebrates and sediments from the Dutch Wadden Sea; identification of individual PCB-components. Neth. J. Sea Res. 17 (1); p 19-38.
- Duinker, J.C. & J.P. Boon & M.T.J. Hillebrand 1984. Organochlorines in the Dutch Wadden Sea. In : Laane, R.W.P.M. & W.J. Wolff 1984. Neth. J. Sea Res. 10: p 211-228.
- Dijkema, R. & J. Bol 1981. Onderzoek naar het voorkomen van zeeuwse oesters in het Grevelingenmeer, concentraties van oesterlarven en broedval op gekalkte plastic collecteurs en mosselschelpen in de periode van 1977 tot 1980. RIVO-rapport SO 81-02.

- Dijkema, R. & J. Bol 1983. Grootte, verspreiding en samenstelling van het oesterbestand in de Grevelingen in 1981 en 1982. RIVO-rapport SO 83-01.
- Dijkema, R. & C.S. Vroonland & J. Bol 1985. Growth and mortality in the first year of spat of the european oyster (Ostrea edulis L.) on commercial plots in marine lake Grevelingen, S.W.-Netherlands. ICES C.M. 1985/K; 15 p.
- Dijkema, R. 1988. De Nederlandse kokkelvisserij in 1987, achtergronden en suggesties voor toekomstig beheer. RIVO-rapport AQ 88-01.
- Eisler, R. & R.J. Hennekey 1977. Acute toxicities of Cd², Cr, Hg², Ni² and Zn² to estuarine macrofauna. Arch. Envir. Cont. Tox. 6; p 315-323.
- Eisler, R. 1977. Acute toxicities of selected heavy metals to the soft-shell clam Mya arenaria. Bull. Envir. Cont. Tox. 17: p 137-145.
- Eisma, D. 1966. The distribution of benthic marine molluscs off the main Dutch coast. Neth. J. Sea Res. 3 (1); p 107-163.
- Eldon, J. & M. Pekkarinen & R. Kristoffersson 1980. Effects of low concentrations of heavy metals on the bivalve Macoma balthica. Ann. Zool. Fennici 17; p 233-242.
- Es, F.B. van & M.A. van Arkel & L.A. Bouwman & H.G.J. Schröder 1980. Influence of organic pollution on bacterial, macrobenthic and meiobenthic populations in intertidal flats of the Dollard. Neth. J. Sea Res. 14 (3/4); p 288-304.
- Essink, K. & W.J. Wolff 1978. Pollution of the Wadden Sea area. Final report of the section pollution of the Wadden Sea working group.
- Essink, K. & A.H. Bos 1985. Growth of three bivalve molluscs transplanted along the axis of the Ems estuary. Neth. J. Sea Res. 19; p 45-51.
- Essink, K. & J.J. Beukema 1986. Long-term changes in intertidal flat macrozoobenthos as an indicator of stress by organic pollution. Hydrobiologia 142; p 209-215.
- Essink, K. & W. Visser & D. Begeman 1987. Inventarisatie van de makroskopische bodemfauna van de Dollard, juni-juli '85. Rijkswaterstaat rapport GWA0-87.155.
- Essink, K. & J.J. Beukema 1988. Long-term changes in intertidal and shallow-subtidal sedimentary zoobenthos. Progress Report of work carried out within the framework of Cost-647; 17 p.
- Fortuin, A.W. 1981. Samenstelling, verspreiding, aantallen en biomassa van het macrozoobenthos in het Volkerak-Oosterschelde estuarium in de periode 1959 t/m 1976. DIHO Rapp.& Versl. nr 1981-6; 237 p.
- Groenewold, A. 1986. De invloed van de plaatselijke dichtheid van oude kokkels (Cerastoderma edule) op vestiging en broed van kokkelbroed. NIOZ-rapport 1986-4.
- Groenewold, A. & Y. van Scheppingen 1988. De ruimtelijke verspreiding van het benthos in de zuidelijke Noordzee. Rijkswaterstaat, Milzon-rapport 04-1988.

- Groot, S.J. de 1983. Een overzicht van onderzoek betrekking hebbende op de invloed van menselijke activiteiten op het bodemleven, met name bodemvistuigen, baggeren, winning bodemmaterialen, storten specie, het leggen van pijpleidingen en telefoonkabels. RIVO-rapport Ca 83-05a.
- Hamerlynck, O. 1982. Evaluatie van het belang van sessiele invertebraten op de harde substraten in de Oosterschelde. Bespreking van het rapport Waardenburg. Licentiaatsverhandeling R.U.Gent.
- Hartog, J.C. den 1968. Onderzoek naar de invloed van de factoren temperatuur en saliniteit op de groei van de zeeanemoon Metridium senile. NIOZ-verslag 1968-1.
- Heiligenberg, T. van den 1982. De pierenspitterij en de gevolgen ervan voor de bodemdieren in de Waddenzee. RIN-rapport 82/1.
- Heiligenberg, T. van den 1984. De ecologische gevolgen van winning van wadpielen en andere bodemdieren in het intergetijdengebied. RIN-rapport 84/3.
- Heip, C. & R. Herman & J. Craeymeersch 1986. Diversiteit, densiteit en biomassa van het macrobenthos in de Westerschelde: 1978-1985. Rapp. RWS-DGW en RUG; 12 p.
- Hummel, H. 1985. Food intake of Macoma balthica in relation to seasonal changes in its potential food on a tidal flat in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 19 (1); p 52-76.
- Hummel, H. 1986. De voedselopname en groei van Macoma balthica. Vakbl. Biol. 66 (8); p 161-164.
- Jackson, M.J. & R. James 1979. The influence of bait digging on a cockle (Cerastoderma edule) population in north Norfolk. J. Appl. Ecol. 16; p 671-679.
- Jonkers, D.A. 1987. Opname van zware metalen uit en kolonisatie van ovenslakken en beton door benthische organismen. Rijkswaterstaat studentenverslag DGW-AOBB maart 1987.
- Kautsky, N. 1982. Growth and size structure in a Baltic Mytilus edulis population. Mar. Biol. 68; p 117-133.
- Knol, E. 1983. Over de groei van nonnetjes (Macoma balthica) op het Balgzand. NIOZ-rapport 1983-1.
- Kock, W.C. de 1985. Biologische monitoring van contaminanten in sedimenten. In: Proc. Symposium 'Onderwaterbodems, rol en lot. Rotterdam 1985; p 112-124.
- Kock, W.C. & J.M. Marquenie 1981. The effects of discharge of certain metals and of organochlorine compounds such as PCB's and pesticides on marine ecosystems. TNO-report n° CL 8297; 178 p.
- Korringa, P. 1941. Experiments and observations on swarming, pelagic life and setting in the european flat oyster Ostrea edulis (L.). Arch. Neerl. Zool. 5 (2); p 1-249.
- Kreger, D. 1940. On the ecology of Cardium edule L. Arch. Neerl. Zool. 4; p 157-200.
- Kristensen, I. 1957. Differences in density and growth in a cockle population in the Dutch Wadden Sea. Arch. Neerl. Zool. 12; p 351-453.
- Kühl, H. 1983. The sandgaper Mya arenaria. Life histories of some important Wadden Sea invertebrates. 5.8. In: W.J.Wolff 'Ecology of the Wadden Sea Vol. 4; p 118-119.

- Lambeck, R.H.D. & E.B.M. Brummelhuis 1985. Een bestandsopname in voorjaar 1984 van het macrozoobenthos in het Grevelingenmeer. DIHO-rapport 1985-4.
- Lambeck, R.H.D. & R. Pouwer 1986. Een bestandsopname in voorjaar 1985 van het macrozoobenthos in het Grevelingenmeer, en enige notities over lange-termijnontwikkelingen. DIHO-rapport 1986-5.
- Lambeck, R.H.D. & G. de Smet 1987. Een bestandsopname in voorjaar 1986 van het macrozoobenthos in het Grevelingenmeer. DIHO-rapport.
- Lambeck, R.H.D. & A. Hannewijk & E.B.M. Brummelhuis 1988. Een bestandsopname in november 1987 van de kokkel (Cerastoderma edule) op 2 platen in de Oosterschelde: mogelijke effecten van visserij. DIHO-rapport 1988-6.
- Langston, W.J. & Mingjiang Zhou 1987. Cadmium accumulation, distribution and elimination in the bivalve Macoma balthica: neither metallothionein nor metallothionein-like proteins are involved. Mar. Envir. Res. 21; p 225-237.
- Leewis, R.J. & H.A. Haes 1983. Bodemdieren Saefthinghe. Rijkswaterstaat notitie DDMI-83.715.
- Leloup, E. & B. Konietzko 1956. Recherches biologiques sur les eaux saumâtres du Bas-Escaut. Verh. K.B.I.N. 132; 96 p.
- Madsen, P.B. & K. Jensen 1987. Population dynamics of Macoma balthica in the Danish Wadden Sea in an organically enriched area. Ophelia 27 (3); p 197-208.
- Mansfeld, M.J.M. van 1978. Verandering in de samenstelling van het zoöbenthos van het zachte substraat in het Veerse Meer sinds 1959. DIHO Studentenverslagen D2-1978; 67 p.
- Marquenie, J.M. & L. Tent 1986. Environmental impact of contaminants mobilized from sediment upon disposal. TNO publicatie nr P 86/030.
- Mathiessen, G.C. 1960. Observations on the ecology of the soft clam, Mya arenaria, in a salt pond. Limn. Ocean. 5; p 291-300.
- Mc Lusky, D.S. & M. Elliott, 1981. The feeding and survival strategies of estuarine molluscs. In: Feeding and Survival Strategies of Estuarine Organisms (eds: N.V. Jones & W.J. Wolff 1981). Plenum Press - N.Y., London; p 109-121.
- Mc Lusky, D.S. & F.E. Anderson & S. Wolfe-Murphy 1983. Distribution and population recovery of Arenicola marina and other benthic fauna after bait digging. Mar. Ecol. Progr. Ser. 11; p 173-9.
- Mc Lusky, D.S. & V. Bryant & R. Campbell 1986. The effects of temperature and salinity on the toxicity of heavy metals to marine and estuarine invertebrates. Ocean. Mar. Biol. Ann. Rev. 24; p 482-520.
- Meire, P. & D. Develter 1988. Macrozoobenthos van de Westerschelde: eerste overzicht van de resultaten van de macrozoobenthos-bemonstering najaar 1987 in het kader van het project Sawes. Rapp. R.U.G.; 24 p.
- Menzel, W. 1979. Clams and snails. In: C.W. Hart & S.L.H. Fuller (eds.). Pollution Ecology of Estuarine Invertebrates, Academic Press, N.Y.; p 371-390.

- Rijkswaterstaat, themagroep uitgangssituatie 1986. Te verwachten ontwikkelingen in het Oosterscheldebekken na 1987. RWS rapport GWAO-86.106.
- Sandee, A.J.J. & P. de Koeyer & R.H. Bogaards 1980. Inventarisatie van een aantal sublittorale dier- en plantensoorten van de Oosterschelde in de zomer van 1979. DIHO-rapport 1980-4.
- Schoenmaker, A. 1985. Verspreiding en populatieopbouw van de kokkel (Cerastoderma edule) op een aantal platen in de Oosterschelde. DIHO studentenverslag D6-1985.
- Seip, P. 1984. Macrozoobenthos onderzoek (1983) in het zeegebied voor Voorne en Goeree. Bijlage bij het deelrapport ecologie van het project grootschalige locatie berging baggerspecie.
- Seip, P. & R. Brand 1987. Inventarisatie van macrozoobenthos in de Voordelta. NIOZ rapport 1987-1.
- Seys, J. & P. Meire 1988. Macro-zoöbenthos van het Veerse Meer. Synthese van de bestaande gegevens en studie naar de mogelijke effecten van verschillende peil- en waterkwaliteits-beheersalternatieven op de verspreiding van het benthos in het Veerse Meer. Rapport R.U.G.; 58 p.
- Stromgren, T. 1982. Effect of heavy metals (Zn, Hg, Cu, Cd, Pb, Ni) on the length growth of Mytilus edulis. Mar. Biol. 1982, 72; p 69-72.
- Stronkhorst, J. 1988. Microverontreinigingen in de mossel (Mytilus edulis) en garnaal (Crangon crangon) uit de Westerschelde: data J.M.P. 1979-1987. RWS DGW notitie CWOB 93.
- Tedengren, M. & N. Kautsky 1987. Comparative stress response to diesel oil and salinity changes of the blue mussel Mytilus edulis from the Baltic and North Seas. Ophelia 1987, 28 (1); p 1-10.
- Thain, J.E. 1983. The acute toxicity of bis (tributyl tin) oxide to the adults and larvae of some marine organisms. Mar. Env. Qual. Com. CM 1983/E; 13 p.
- Tijdeman, P. & H.L. Kleef 1981. Kwalitatieve bemonstering van de bodemfauna in de Westerschelde ter hoogte van het Verdronken Land van Saeftinghe. RIZA rapport Bi-Mv 81.07.
- Turk, T.R. & M.J. Risk 1981. Effect of sedimentation on infaunal invertebrate populations of Cobequid Bay, Bay of Fundy. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 38 ; p 642-648.
- Ursin, E. 1960. A quantitative investigation of the echinoderm fauna of the central North Sea. Medd. Danm. Fisk. Kommn. Havunders N.S. 2; p 1-204.
- Veer, H.W. van der & M.J.N. Bergman & J.J. Beukema 1985. Dredging activities in the Dutch Wadden Sea: effect on macrobenthic infauna. Neth. J. Sea Res. 19 (2); p 183-190.
- Vermeulen, Y. 1980. Studie van het makrobenthos van het Westerschelde-estuarium. Licentiaatsverhandeling R.U.Gent.
- Verwey, J. 1952. On the ecology of cockle and mussel in the Dutch Wadden Sea, their role in sedimentation and the source of their food supply. Arch. Neerl. Zool. 10; p 171-239.

- Michaelis, H. 1979. Die Bodenfauna der Watten des inneren Emsästuars. Internal report of Forschungsstelle f. Insel- u. Küstenschutz, Norderney; 8 p.
- Moerland, G. 1987. Het Schelde-estuarium: een literatuurstudie naar het ecosysteem met het accent op de biotische componenten. Westerschelde studies, studierapport nr 9.
- Möller, P. & R. Rosenberg 1983. Recruitment, abundance and production of Mya arenaria and Cardium edule in marine shallow waters, western Sweden. *Ophelia* 22 (1); p 33-55.
- Moore, H.B. 1936. The biology of Echinocardium cordatum. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.* 20; p 655-71.
- Munch-Petersen, S. 1973. An investigation of a population of the soft clam (Mya arenaria) in a Danish estuary. *Medd. Danm. Fisk. Havunders N.S.* 7 (3); p 47-73.
- Muus, B.J. 1967. The fauna of Danish estuaries and lagoons. Distribution and ecology of dominating species in the shallow reaches of the mesohaline zone; 315 p.
- Niermann, U. & E. Bauerfeind & W. Hickel & H.V. Westernhagen 1988. The recovery of benthos following the impact of low oxygen concentrations in the German Bight. *Int. Symp. Ecol. North Sea, Texel, The Netherlands.*
- Persson, L.E. 1981. Were macrobenthic changes induced by thinning out of flatfish stocks in the Baltic proper ? *Ophelia* 20 (2); p 137-152.
- Pfitzenmeyer, H.T. & K.G. Drobeck 1967. Some factors influencing reburrowing activity of soft-shell clam Mya arenaria. *Chesapeake Sci.* 8 (3); p 193-199.
- Poiner, I.R. & R. Kennedy 1984. Complex patterns of change in the macrobenthos of a large sandbank following dredging. I. Community analysis. *Mar. Biol.* 78; p 335-352.
- Pouwer, R. 1985. De verspreiding, populatieopbouw en groei van de kokkel (Cerastoderma edule) op enkele platen in de Oosterschelde. DIHO studentenverslag D44-1985.
- Rasmussen, E. 1973. Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark). *Ophelia* 11; p 1-507.
- Rees, E.I.S. & A. Nicholaidou & P. Laskaridou 1976. The effects of storms on the dynamics of shallow water benthic associations. In: *Biology of benthic organisms* (B.F. Keegan & P.O. Ceidigh & P.J.S. Boader eds.); p 465-474.
- Reise, K. 1982. Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea: are polychaetes about to take over ? *Neth. J. Sea Res.* 16; p 29-36.
- Reise, K. & A. Schubert 1987. Macrobenthic turnover in the subtidal Wadden Sea: the Norderaue revisited after 60 years. *Helgol. Meeresunt.* 41; p 69-82.
- Riesen, W. & K. Reise 1982. Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years. *Helgol. Meeresunt.* 35; p 409-423.
- RIN Texel, 1987. Effecten van kokkelvisserij in de Waddenzee. RIN-rapport 87/18.
- Rijkswaterstaat 1984-1985-1986. Joint monitoring program 1984, 1985 en 1986. RWS rapport DGW/DDMI 85.20, DGW 86.364 en GWWS-87.018.

- Verwey, J. 1983. The cockle Cerastoderma edule. Life histories of some important Wadden Sea invertebrates. 5.6. In: W.J. Wolff 'Ecology of the Wadden Sea. Vol 4; p 115-116.
- Vlas, J. de 1973. Migratie via getijstroom van jonge nonnetjes Macoma balthica L. , op en rond het Balgzand. NIOZ-rapport 1979-15.
- Vlas, J. de 1982. De effecten van de kokkelvisserij op de bodemfauna van de Waddenzee en Oosterschelde. RIN-rapport 82/19.
- Vlas, J. de (in voorber.). Natuurbeschermende maatregelen in verband met de kokkelvisserij in Waddenzee en Oosterschelde.
- Vooys, C.G.N. de 1984. De biologie van de kokkel (Cerastoderma edule L.) in het bijzonder met betrekking tot de plaats in de voedselketen. NIOZ-rapport 1984.
- Vooys, C.G.N. de 1985. Biologie van de mossel. Waddenbulletin 20 (2).
- Waardenburg, H.W. et al 1982. Vooronderzoek en onderzoeksvoorstellen levensgemeenschappen op hard substraat en visstand in de Westerschelde. Culemborg, Bureau Waardenburg.
- Waardenburg, H.W. 1987. De fauna op een aantal scheepswrakken in de Noordzee in 1987. Bureau Waardenburg 1987.
- Weeber, I.J. 1980. Samenstelling en verspreiding van het macrozoobenthos in de Grevelingen voor de afsluiting van de Noordzee. I. De periode 1960-1963. DIHO Rapp. & Versl. nr 1980-5; 75 p.
- Wilde, P.A.W.J. de & J.J. Beukema 1984. The role of the zoobenthos in the consumption of organic matter in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. of Sea Res. 10; p 145-158.
- Wolff, W.J. 1973. The estuary as a habitat, an analysis of data on the soft-bottom macrofauna of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt. Zool. Verh. Leiden 126; p 1-242.
- Wolff, W.J. & L. de Wolf 1977. Biomass and production of zoobenthos in the Grevelingen estuary, the Netherlands. Est. Coast. Mar. Science 5; p 1-24.
- Wolf, P. de 1978. Effects of organic waste on primary and secondary production in the Ems-Dollard estuary. Hydrobiol. Bull. 12 (3/4); p 260-272.
- Yeo, R.K. & M.J. Risk 1979. Intertidal catastrophes: effect of storms and hurricanes on intertidal benthos of the Minas Basin, Bay of Fundy. J. Fish. Res. Board Can. 36; p 667-669.
- Ziegelmeier, E. 1978. Macrobenthos investigations in the eastern part of the German Bight from 1950 to 1974. Rapp. P. v. Réun. Cons. Int. Explor. Mer 172; p 432-444.