



Ecologisch profiel van de Strandgaper (*Mya arenaria*)

C. Steur
J. Seys
J. Eppinga

Rapport RIKZ 96.023

Watersysteemverkenningen 1996

ISBN 90-369-0425-0

Den Haag, juli 1996

ECOPROFIEEL STRANDGAPER (*Mya arenaria*)



Voorwoord

In 1995 is het door Steur & Seys (1989) opgestelde ecoprofiel van *Mya arenaria* geactualiseerd met toegevoegde en/of herziene informatie uit de literatuur of via persoonlijke mededelingen. Deze aanpassing was nodig in het kader van het project Watersysteemverkenningen (WSV) waarin wordt gewerkt aan de voorbereiding van de Vierde Nota Waterhuishouding. In de tekst van het voorliggende ecoprofiel is de nieuwe informatie terug te vinden als toevoeging; soms is een gedeelte in zijn geheel herschreven. De geraadpleegde literatuur is opgenomen in het overzicht achterin de profielbeschrijving.

Oude en nieuwe tekst zullen, vooral voor wat betreft de gebruikte eenheden (van dichtheid en biomassa) en gebiedsindeling, niet altijd naadloos op elkaar aansluiten. Speciale attentie is daarom vereist bij het hoofdstuk **Huidige situatie**, waarin per watersysteem lange-termijn ontwikkelingen worden besproken.

J. Eppinga

Inhoudsopgave

Samenvatting	7
Summary	9
1. Autoecologie	11
1.1 Algemene verspreiding en biotoopvereisten	11
1.2 Voedsel	12
1.3 Natuurlijke vijanden	13
1.4 Populatiodynamica	13
1.5 Bronnen	14
2. Referentiesituatie	15
2.1 Westerschelde	15
2.2 Grevelingen en Veerse Gat	15
2.3 Waddenzee en Oosterschelde	15
3. Huidige situatie	17
3.1 Westerschelde	17
3.2 Grevelingen	18
3.3 Veerse Meer	18
3.4 Waddenzee	18
3.5 Oosterschelde	20
3.6 Noordzeekust < 20 m lijn	20
4. Ingreep-effect relaties	21
4.1 Olieverontreiniging	21
4.2 Anorganische microverontreiniging	21
4.3 Organische microverontreiniging	23
4.4 Eutrofiëring	24
4.5 Visserij	24
4.6 Grondstoffenwinning/baggeren	25
Literatuur	27

Samenvatting

De Strandgaper (*Mya arenaria*) is een in de ondiepe kustwateren van Nederland algemeen tweekleppig schelpdier dat tot 40 cm diep ingegraven in de bodem leeft. Vooral op de bij laag water droog vallende platen in het Waddenzeegebied en in Ooster- en Westerschelde is het een belangrijke soort. In de ondiepe kustzone is de soort aanzienlijk minder talrijk. De soort voedt zich met partikeltjes van uiteenlopende aard (vooral flagellaten en detritus) die uit het water worden gefiltreerd.

De Strandgaper is in het project Watersysteemverkenningen (WSV) gekozen als doelvariabele om de milieukwaliteit van de Nederlandse zoute wateren te toetsen.

In het Ecoprofiel komt naar voren dat het voorkomen van de Strandgaper negatief beïnvloed wordt door diverse verontreinigingen en het storten van baggerspecie. Organische microverontreinigingen kunnen het ontstaan van tumorcellen induceren. Het geringe voorkomen van de Strandgaper in het oostelijk deel van de Westerschelde moet in verband worden gebracht met daar voorkomende concentraties microverontreinigingen. Storten van baggerspecie heeft pas dan negatief effect op lokaal aanwezige Strandgapers als meer dan 8 cm slib wordt afgezet.

Summary

The soft shell clam (*Mya arenaria*) is a common bivalve mollusc in shallow Dutch coastal waters. It lives in the sediment at depths down to 40 cm. It is especially abundant at intertidal flats in the Wadden Sea, Ems estuary, Westerschelde and Oosterschelde. In coastal waters the species is far less abundant. The species is a suspension feeder utilising various particles, such as phytoplankton and detritus, from the water column.

In the 'Aquatic Outlook' project *Mya arenaria* has been chosen as a sentinel organism for measuring environmental quality of coastal waters.

The occurrence of *Mya arenaria* can be negatively influenced by various pollutants as well as by dumping of dredged material. Organic micropollutants are considered as a cause of prevalence of tumor cells in these animals. The low numbers of *Mya arenaria* that are present in the eastern part of the Westerschelde are related to the concentrations of micropollutants in that part of the estuary. Dumping of dredged material will affect local populations of this species only if more than 8 cm of mud is deposited.

1. Autoecologie

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 en 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).

Figuur 1
Voorkomen Strandgaper in Nederland (alleen grotere wateren)



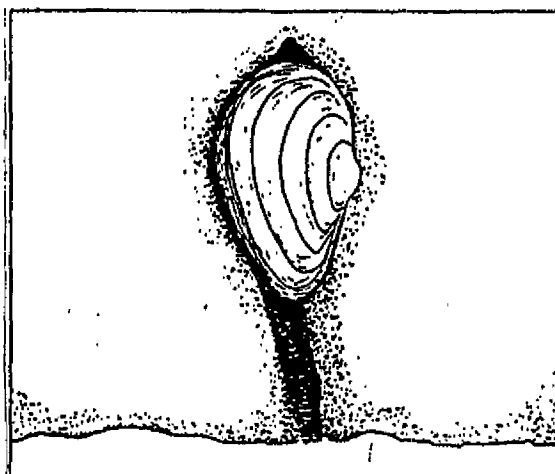
De Strandgaper is vrij algemeen in de kustzone en vooral in het intergetijdengebied (figuur 1). In de hoogstgelegen zones komen vrijwel uitsluitend jonge exemplaren (minder dan 2 jaar oud) voor. Uitzonderlijk worden exemplaren tot 70 m diepte aangetroffen (normaal op maximaal ca. 10 m diepte).

Tabel 1 Grootte, graafdiepte en maximale dichtheid van Strandgapers per leeftijdsklasse.

Leeftijd (jaren)	grootte (cm)	graafdiepte (cm)	max. dichtheid/m ²
1	0.3-1	0.5-2	30.000-100.000
2-4	2-5	10-15	1500
5-10	6-12	20-40	150-30 (10)

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 (figuur 2). Tot een lengte van 7-8 mm wordt het *Mya*-broed ook wel op wieren gevonden (vastgehecht met byssusdraad).

Figuur 2
Strandgaper in sediment



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

1.2 Voedsel

Als filter feeder is *Mya* voor zijn voedselbehoefte afhankelijk van het bovenstaande water. Daarom kan de soort niet overleven op plaatsen hoog in de getijdezone, waar de droogvalperiode te lang is om voldoende voedsel op te nemen (Dankers & Beukema, 1981).

De Strandgaper haalt 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 de andere filter feeders, waardoor de soort vrijwel nooit op grote diepte (> 10 m) zal worden aangetroffen (beperkt voedselaanbod) (Wolff, 1973). Daarnaast kan de Strandgaper ook voedselpartikeltjes van het omgevende sloboppervlak naar binnen trekken (deposit feeding), wat vooral schijnt te

gebeuren als er weinig water op het slik staat. Voedselopname vindt met name plaats in de maanden april en mei wanneer de grootste fytoplankton bloei optreedt (Kamerlans, 1994).

1.3 Natuurlijke vijanden

De larven worden door planktoneters gegeten. Kleine oppervlakkig ingegraven Strandgapers worden door wadvogels (wulp, scholekster), platvissen en garnalen gegeten. Krabben kunnen de schelpen tot een diepte van 5 cm opgraven. De vaak grotere broedval na koude winters kan wellicht voor een deel worden toegeschreven aan de verminderde predatiedruk door garnalen en krabben. Op de platen in de Waddenzee zijn de aantallen van deze predatoren relatief laag na koude winters, terwijl in de zomer een vertraagde settling van juvenielen optreedt (Beukema, 1991, 1992a). Voor de scholekster is *Mya* vooral van belang wanneer kokkels en mossels als voedsel ontbreken, soms kan dit echter tot een drastische teruggang leiden in het *Mya*-bestand (Beukema, 1993; Smit, 1994). Dieper ingegraven dieren zijn vrijwel onbereikbaar voor predatoren. Wel worden van deze dieren de siphons nog gegeten door diverse wadvogels en platvissen (schar). De wulp kan door zijn snavelengte (tot 16 cm bij vrouwtjes) en door het (selectief) zoeken naar siphongaten vrij diep in het sediment prooi bemachtigen (Zwarts & Wanink, 1993). 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 vanaf enige hoogte te laten vallen.

1.4 Populatie dynamica

Reproductie

De geslachten zijn gescheiden, hoewel soms hermafroditisme optreedt (Appeldoorn & Sanders, 1988).

De Strandgaper reproduceert in mei-juni (Nederlandse wateren). Bij uitzondering kan ook een tweede 'spawning'-periode optreden in september-oktober.

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 enige tijd (juni-oktober) in de waterfase door voordat, bij een grootte van 240-320 µm, metamorfose optreedt. Settling (tot 500.000 per m²) vindt bij voorkeur plaats op stevige, fijnkorrelige sedimenten in de lager gelegen delen van het intergetijdegebied (Günther, 1992). Een goede broedval komt vooral voor na strenge winters (Beukema, 1982, 1992b). Er zijn aanwijzingen, dat adulte exemplaren van *Mya arenaria* en *Cerastoderma edule* (beide filter feeders) settling negatief zouden beïnvloeden doordat zij de larven met het voedsel vanuit het water mee naar binnen zuigen (André & Rosenberg, 1991).

Het broed kan zich door middel van byssusdraden vasthechten aan het sediment. Ze kunnen zich weer losmaken om zich vervolgens te redistribueren op een geschiktere (hoger gelegen) plek. Verstoring van de bovenste sedimentlaag door de wadpier *Arenicola marina* kan een negatief effect hebben op het voorkomen van juveniele Strandgapers (Flach, 1992).

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

Groei en leeftijdsopbouw

Het groeiseizoen loopt van april tot augustus (Nederlandse wateren). In Scandinavië werd bij juveniele exemplaren nog (lengte)groei waarge-

nomen tot november (Günther, 1992). Lengte en gewicht nemen gelijktijdig toe; de groeisnelheid is relatief hoog in de maanden mei en juni (Zwarts, 1991).

Vanaf het najaar tot in de winter (november-maart) neemt het (vlees)gewicht met ongeveer de helft af. Deze afname is kleiner naarmate de wintertemperaturen lager zijn en de dieren minder actief worden (Beukema, 1992b; Zwarts, 1991).

Hoge zwevende stof gehalten zoals in de Eerns-Dollard en het oostelijke deel van de Westerschelde belemmeren de groei van de filter feeder *Mya arenaria* (Essink & Bos, 1985; Grant & Thorpe, 1991). In de, verder relatief "schone", Dollard komen geen *Mya*'s voor die groter zijn dan 5 cm.

De Strandgaper kan 10-12 (max. 17) jaar oud worden en uitgroeien tot een schelp van 12 cm. Zie ook tabel 1.

Mortaliteit

De mortaliteit is het eerste jaar erg groot. In dit stadium zijn de siphons nog zeer kort. De juvenielen houden zich op in de bovenste paar centimeter van het sediment, waardoor ze voortdurend blootstaan aan predatie en ongunstige weersomstandigheden (ijsgang, storm)(Beal *et al.*, 1995; Köhl, 1981). 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. Wel lijkt het erop dat juveniele Strandgapers zich over het algemeen wat hoger in de getijdezone bevinden dan de oudere (2 jr.) en grotere exemplaren (Dankers & Beukema, 1981).

1.5 Bronnen

Bronnen vermeld door Steur en Seys (1989):

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

2. Referentiesituatie

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 exemplaren gemeld door oude vissers.

Een historische referentie is dus niet voorhanden. Bij aannahme van niet meer aanwezig zijn van negatieve invloed in de Westerschelde (zie Hoofdstuk 4) zouden dichtheden van ca. 10 per m² verwacht kunnen worden.

2.2 Grevelingen en Veerse Gat

Vóór 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).

Een historische referentie uit de jaren dertig is voor geen van deze twee watersystemen voorhanden.

In de periode 1991-1994 kwamen in het Veerse Meer enkele honderden *Mya*'s per m² voor. Wanneer iets hogere zoutgehaltes zouden voorkomen, en het nadelig effect van optredende stratificaties beperkt blijft, zou een gemiddelde dichtheid van ca. 400 exx. per m² mogelijk kunnen zijn. In dezelfde periode kwamen in het Grevelingenmeer gemiddeld 3 exx. per m² voor. Wanneer iets hogere zoutgehaltes zouden voorkomen, zou een gemiddelde dichtheid van 5 à 10 exx. per m² mogelijk kunnen zijn.

2.3 Waddenzee en Oosterschelde

Ook van deze systemen zijn geen accurate gegevens uit het verleden (30-er jaren) gevonden.

In de periode 1990-1994 kwamen in de Dollard (Heringsplaat) gemiddeld 66 *Mya*'s per m² voor. Bij wat geringere zwevende stof concentraties zou een gemiddelde dichtheid van ca. 75 exx. per m² mogelijk kunnen zijn.

In de periode 1990-1994 kwamen in de Oostelijke Waddenzee (Groninger Wad) gemiddeld 38 *Mya*'s per m² voor. Gezien het afwezig zijn van enige trend zou dit getal (afgerond 40 per m²) ook als referentie gehanteerd kunnen worden.

In de periode 1990-1994 kwamen in de Westelijke Waddenzee (Balgzand) gemiddeld 12 *Mya*'s per m² voor. Gezien het afwezig zijn van enige trend zou dit getal (of 10 - 15 per m²) ook als referentie gehanteerd kunnen worden.

In de Oosterschelde kwamen in de periode 1990-1994 gemiddeld 8 *Mya*'s per m² voor. Gezien het afwezig zijn van aanwijzingen dat *Mya* het in dit watersysteem slecht zou doen, zou een getal van ca. 10 per m² als referentie gehanteerd kunnen worden.

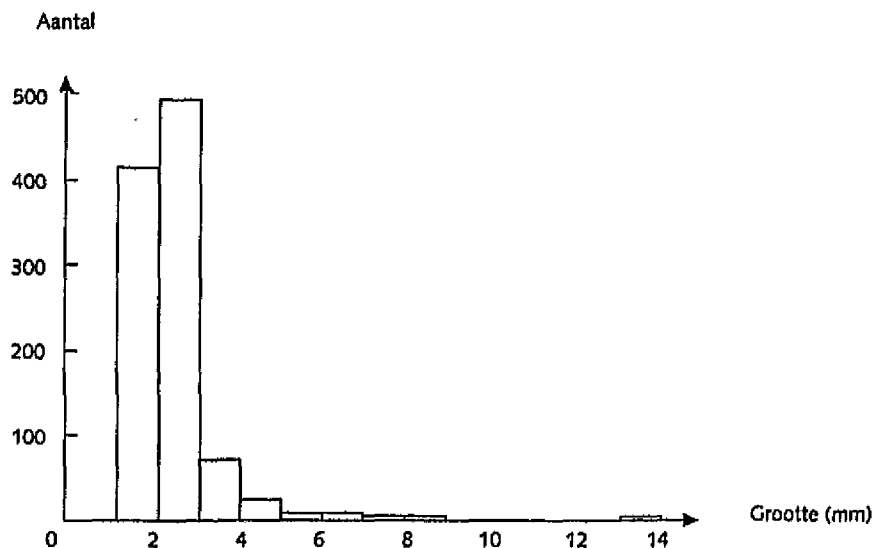
3. Huidige situatie

3.1 Westerschelde

Heip *et al.* (1986) vonden voor de periode 1978-1985 slechts sporadisch kleine Strandgapers en dit op de platen van Valkenisse. Op de platen en slikken rondom het Verdronken land van Saeftinge werden door Tydeman & Kleef (1981) en Leewis & Haas (1983) in 1981 en 1982 geen Strandgapers aangetroffen.

Meire & Develter (1988) geven voor 1987 een gemiddelde dichtheid van 344 exemplaren per m² voor de ganse Westerschelde. De bijbehorende biomassa-waarde bedraagt echter slechts 0.129 gADW per m², wat wijst op het voorkomen van alleen kleine Strandgapertjes (zie ook figuur 3).

Figuur 3
Lengte-frequentieverdeling van alle Strandgapers gevonden in september 1987 in de Westerschelde.
Naar Meire & Develter, 1988.



Vooraf in het oostelijk deel van de Westerschelde blijkt de broedval 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 exemplaar 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.

Iedema (1990) trof in juni 1989 in het oostelijke deel van de Westerschelde plaatselijk (platen van Valkenisse) dichtheden aan van 150-250 ex. per m². Over het algemeen waren de gevonden Mya's 1-2 jaar oud met een lengte van 5-16 mm; oudere en grotere exemplaren (tot 7 cm) kwamen echter ook voor.

In het voorjaar van 1990-1994 worden voor de hele Westerschelde dichtheden gevonden van 1-11 ex. per m² op de platen en hooguit 1 ex. per m² in het sublitoraal (gegevens RIKZ).

3.2 Grevelingen

Lambeck *et al.* (1985, 1986 en 1987) geven voor 1984-1986 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. Vanaf 1991 wordt een andere monstermethodiek toegepast (o.a. met de Reineck boxcorer). De monsterdiepte is hierbij echter beperkt (tot ca. 15 cm), zodat grotere c.q. dieper zittende exemplaren wellicht gemist worden. De dichtheden in het voorjaar variëren van 1 tot 7 ex. per m² over het gehele gebied. In het 2-6 m stratum komt incidenteel een dichtheid voor van ca. 15 ind./m² (Craeymeersch *et al.*, 1993, 1994, 1995).

3.3 Veerse Meer

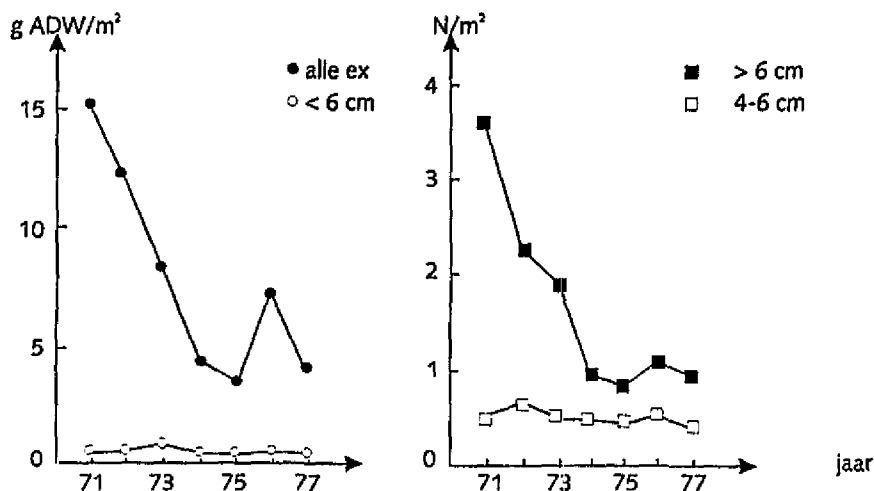
Bij een bemonstering in 1987-1988 met een Van Veenhapper vonden Seys & Meire (1988) vrijwel uitsluitend kleine exemplaren (tot 13000 per m²). Volwassen Strandgapers bleken echter ook hier vrij talrijk voor te komen. Dit werd aangetoond door de aanwezigheid van losgerukte siphons in de Van Veenhapper 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 gADW per m² geschat.

Bemonsteringen met de zgn. 'flushing sampler' en Reineck boxcorer leveren in 1991-1994 dichtheden op van 125-650 ex. per m². Aangezien het hier om voorjaarswaarden gaat moeten dit minimaal één jaar oude exemplaren zijn geweest (Craeymeersch *et al.*, 1993, 1994, 1995).

3.4 Waddenzee

Voor de Waddenzee geeft Beukema (1976) een gemiddelde biomassa van 4.6 gADW per m² voor de periode 1970-1974. Dit komt overeen met een dichtheid van 2-20 exemplaren per m². In de jaren '70 nam de biomassa geleidelijk af door het verminderen van het aantal volwassen exemplaren, zonder dat er voldoende aanvulling was met jonge exemplaren. Dit wordt geïllustreerd aan de hand van de biomassa-veranderingen van *Mya arenaria* op het Balgzand tussen 1971 en 1977 (figuur 4).

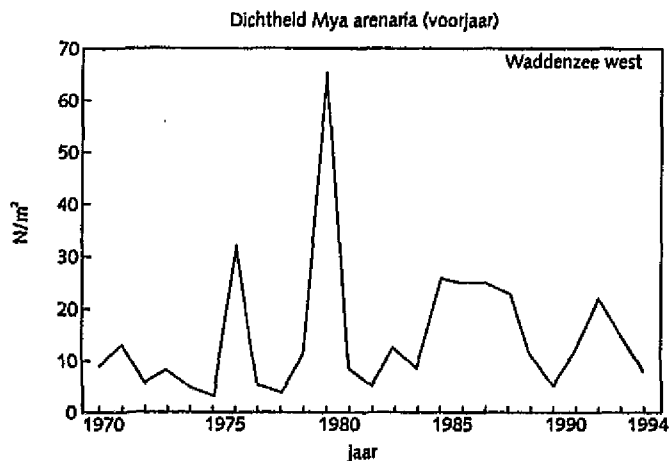
Figuur 4
Biomassa-veranderingen
Strandgapers op het Balgzand in
de periode 1971-1977.
Naar Beukema *et al.*, 1978.



Waddenzee west

In de jaren 1980-1994 blijven de (voorjaars)dichtheden fluctueren tussen 5-25 ex. per m² (figuur 5). In 1980 vinden we een uitzonderlijk hoge dichtheid van 65 ex./m². Dit is, evenals in de oostelijke Waddenzee (zie verder), ongetwijfeld het gevolg van een bijzonder goede broedval in 1979. Desondanks neemt het aantal adulte exemplaren na 1980 niet toe.

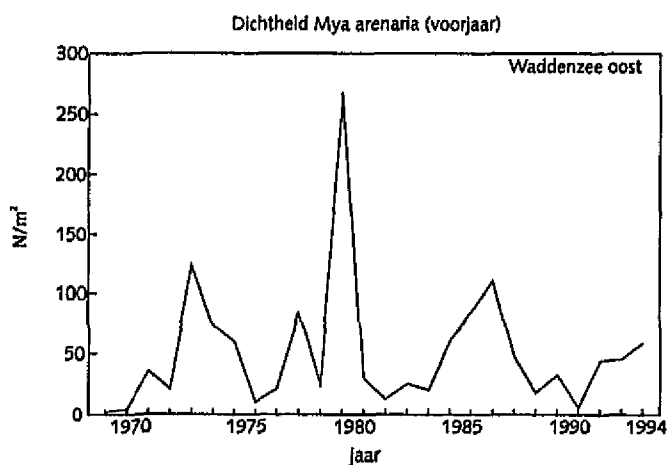
Figuur 5
Dichtheid van *Mya arenaria* in het litoraal van de westelijke Waddenzee (Balgzand).
(gegevens J.J. Beukema, NIOZ)



Waddenzee oost

Op het Groninger Wad treffen we in de periode 1969-1994 sterk wisselende dichtheden aan. Globaal kunnen we zeggen dat er om de 5-7 jaar een reproductiegolf optreedt met dichtheden tot 265 ex./m² in 1980 (figuur 6). Daartussenin vinden we dichtheden van ca. 5-50 ex. per m². Overigens is van *Mya* bekend, dat na strenge winters vaak een (extreem) goede broedval optreedt (Beukema, 1982). Dit was het geval in 1980 en ook in het midden van de jaren tachtig.

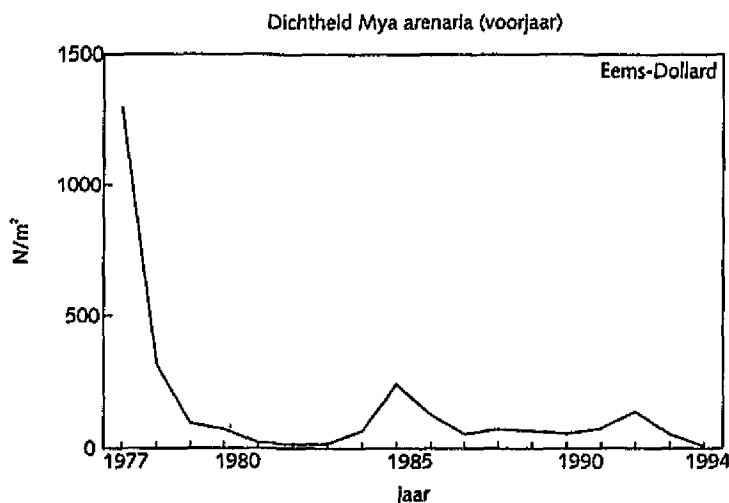
Figuur 6
Dichtheid van *Mya arenaria* in het litoraal van de oostelijke Waddenzee (Groninger Wad).
(gegevens RIKZ)



Eems-Dollard estuarium

De dichtheden op de Heringsplaat in de Dollard schommelen meestal zo rond de 50 ex./m² (figuur 7). Daarnaast zien we, net als in de oostelijke Waddenzee, een drietal reproductiegolven met dichtheden van 125- >1000 ex. per m². Deze verlopen overigens niet (geheel) synchroon met die op het Groninger Wad. Strenge winters lijken in de Dollard minder invloed op de dichtheid van *Mya* te hebben dan in de Waddenzee.

Figuur 7
Dichtheid van *Mya arenaria* in het litoraal van het Eems-Dollard estuarium (Heringsplaat). (gegevens RIKZ)



3.5 Oosterschelde

In de Oosterschelde komen dichtheden voor van 10 exemplaren per m² (litorale gebieden) en 10-30 exemplaren per m² (sublitoraal, in het voormalige Krammer-Volkerak) (Craeymeersch *et al.*, 1988; Coosen & Schoemaker, 1985).

Vanaf 1990 worden in het voorjaar dichtheden aangetroffen van 4-20 ex. per m² (litoraal). In het sublitoraal vinden we 1-4 ex. per m², behalve in 1994, toen er geen *Mya*'s voorkwamen. In het najaar zijn de dichtheden eveneens laag, zodat we moeten aannemen, dat de aantallen in het sublitoraal de laatste jaren afnemen (gegevens RIKZ).

3.6 Noordzeekust < 20 m lijn

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 exemplaren per m² en een gemiddelde biomassa van 5 gADW per m².

In het najaar van 1985/86 komt men op een dichtheid van 1 ex. per m² voor de gehele Voordelta (Buijs *et al.*, 1989). Craeymeersch (1992) vindt in 1989 en 1990 ter hoogte van de Haringvliet (najaars)dichtheden van resp. 160 en 86 ind./m² met vooral in 1989 veel broed (biomassa resp. 0.9 en 0.4 g ADW/m²).

In het voorjaar van 1991 worden op de bemonsterde locaties geen Strandgapers aangetroffen, in 1992 en 1993 alleen ter hoogte van de Grevelingen (resp. 3 en 6 ex. per m²) (Duineveld, 1992; Duineveld & Belgers, 1993, 1994).

Hollandse kust en kust Waddeneilanden

Op bemonsterde locaties langs de Hollandse kust en de Waddeneilanden zijn vanaf 1987 geen *Mya*'s waargenomen (Duineveld, 1992; Duineveld & Belgers, 1993, 1994; Groenewold & van Scheppingen, 1988; van Scheppingen & Groenewold, 1990).

4. Ingreep-effect relaties

4.1 Olieverontreiniging

De Strandgaper is relatief gevoelig voor acute vergiftiging omdat de schelp niet tijdelijk gesloten kan worden (zoals bijvoorbeeld 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 sedimentoppervlak.

Ook olie in het sediment (250 ppm) kan jarenlange sterfte veroorzaken. Naast sterfte treedt er remming in de groei op en kunnen er tumoren ontstaan (in Bergman, 1982). Ook kunnen de (inwendige) organen in mindere of meerdere mate zijn aangetast. Een *Mya*-populatie is echter goed in staat dit te overleven; hetzij door natuurlijke selectie waarbij de gezondere exemplaren overblijven, hetzij doordat overlevende *Mya*'s zich aanpassen en herstellen (Brown *et al.*, 1992).

4.2 Anorganische microverontreiniging

Letale effecten

In tabel 2 staan gegevens van letale 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 salinitet beschouwen (Menzel, 1979).

Mogelijk kunnen dergelijke effecten in brakke wateren leiden tot sterfte t.g.v. zuurstofloosheid.

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 een aantal van deze metalen in het oostelijke deel van de Westerschelde (tabel 3).

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

Gezien de geleidelijke afname van de concentraties aan zware metalen in de jaren tachtig (Herman *et al.*, 1991; Zwolsman & van Eck, 1993), zou men ook in de toekomst niet direct letale concentraties verwachten.

Omgevingsconcentraties voor metalen laten echter lang niet altijd zien hoeveel er werkelijk door mollusken wordt opgenomen en wat de biobeschikbaarheid van de verontreinigende stof is (Hummel & van Urk, 1991). Juist in de oostelijke Westerschelde, met zijn relatief lage O₂-concentraties en hoge organisch stof gehalten, worden metalen dusdanig gebonden, dat

ze minder beschikbaar zijn voor opname door mollusken (Absil, 1993; Burgess *et al.*, 1993; Leermakers *et al.*, 1993). Wat dat betreft zou een (verdere) reductie van de afvalstroom uit België en de daarmee gepaard gaande zuurstoftoename (waardoor metaalsulfides oxyderen en organisch materiaal wordt afgebroken) wel eens veranderingen kunnen aanbrengen in de concentraties aan -biologisch beschikbare- metalen (Absil, 1993; van Eck & de Rooij, 1993).

Tabel 2 Letale effecten van zware metalen, opgelost in water, op *Mya arenaria* (volwassen exemplaren). Naar Eisler, 1977.

Metaal	letale effecten	expositie-duur (uur)	gemiddelde watertemp (°C)	saliniteit (‰ S)	concentratie (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 100	168	22	30	0.15
Cu	LC 0	48	22	30	0.025
	LC 0	168	22	30	3.0
	LC 0	168	4	30	5.0
	LC 50	48	22	30	0.035
	LC 50	168	22	30	min. 3.0
	LC 50	168	4	30	0.086
	LC 50	504	17.5	30	15.0
	LC 100	48	22	30	0.05
	LC 100	168	22	30	min. 3.0
	LC 100	168	4	30	50.0
Pb	LC 0	48	22	30	5.0
	LC 0	168	22	30	min. 50
	LC 50	48	22	30	8.8
	LC 50	168	22	30	15.0
	LC 100	168	22	30	30.0
Zn	LC 0	48	22	30	0.9
	LC 0	168	22	30	25.0
	LC 0	168	4	30	320.0
	LC 50	24	20	30	1.55
	LC 50	168	22	30	min. 25
	LC 50	168	4	30	90.0
	LC 100	48	22	30	3.0
	LC 100	168	22	30	min. 25
	LC 100	168	4	30	225.0
	LC 50	24	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

Tabel 3 Maximale concentraties van Cd, Hg en Cu (ppm) in het oostelijke deel van de Westerschelde (waterfase) in de periode 1981-1986 (RWS, ongepubl.), vergeleken met de letale concentraties voor de Strandgaper.

Metaal	concentratie in Westerschelde (oost)	LC 50		temperatuur (°C)
		24 uur	1 week	
Cd	0.003	32	0.7	20
		3.4	0.15	22
Hg	0.00012	5.2	0.04	20
Cu	0.01	5.0 (*)	0.035	22
			0.086 (**)	17.5
			min 3.0	4

(*) na 48 uur (**) na 3 weken

Strandgapers leven 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 letale effecten kunnen optreden, vooral dan bij hoge temperaturen en lage zoutgehaltes.

Over subletale effecten zijn geen gegevens bekend.

4.3 Organische microverontreiniging

Voor de meeste organische verbindingen is directe opname vanuit het water de belangrijkste route. De concentraties in voedsel en sediment zijn echter vaak vele malen groter. Bovendien is een aantal van deze stoffen (zoals dioxinen) zo hydrofoob, dat ze voornamelijk aan sediment gebonden zijn (Opperhuizen, 1993). *Mya* blijkt zowel via het water als uit (gesuspendeerd) sediment dioxinen te kunnen opnemen. Uit translocatie-experimenten kwam naar voren, dat dioxinen zich binnen enkele maanden kunnen ophopen in vetweefsel van *Mya* (met name in de gonaden). Na overplaatsing in een schoner gebied was *Mya* echter ook in staat zich in korte tijd weer van deze stoffen te ontdoen (Brown *et al.*, 1994; Moreno *et al.*, 1992).

Kure & Depledge (1994) troffen op relatief schone locaties hoge concentraties organotin in *Mya* aan. Blijkbaar is *Mya* slechts zeer beperkt in staat organotin (TBT) af te breken, terwijl de tolerantie voor deze stof groot is. Uit verschillende onderzoeken is naar voren gekomen, dat organische microverontreinigingen waarschijnlijk mutagene en/of carcinogene afwijkingen veroorzaken bij *Mya*. Vaak is echter niet duidelijk in hoeverre andere stressfactoren (zoals de aanwezigheid van metalen) daarbij een rol spelen.

Harper *et al.* (1994) ontdekten, dat het voorkomen van (fatale) tumorcellen in lichaamsvloeistoffen van *Mya* groter was in een door PCB's verontreinigd gebied. Laboratoriumonderzoek wees uit dat PCB's het ontstaan van deze tumorcellen kunnen induceren. Herbiciden zouden verantwoordelijk zijn voor het ontstaan van embryonale afwijkingen, gezwellen in de gonaden en letale infectieuze sarcomen (Farley *et al.*, 1991; Gardner *et al.*, 1991). Dergelijke zgn. neoplasia veroorzaken regelmatig sterfte in commercieel belangrijke populaties van *Mya* langs de oostkust van Noord-Amerika (Brousseau & Baglivo, 1994).

Subletale effecten zoals verstoring van de stofwisseling kunnen al optreden voordat accumulatie van contaminanten kan worden aangetoond (Pellerin-Massicotte *et al.*, 1993).

Of bovenstaande afwijkingen bij *Mya* ook in Nederland voorkomen is niet bekend. In de Westerschelde is de vervuiling met organische microverontreinigingen aanzienlijk, maar wellicht toch veel minder (zoals in het geval van anorganische microverontreinigingen) dan in Amerikaanse wateren (Bordin *et al.*, 1992; Ysebaert *et al.*, 1993). Bovendien is het waarschijnlijk, dat binding met opgelost en/of particulier organisch materiaal de biologische beschikbaarheid van deze stoffen in de Westerschelde verkleint (Burgess *et al.*, 1993).

4.4 Eutrofiëring

Over mogelijke effecten van eutrofiëring op de Strandgaper is weinig bekend. In een enkel geval werd een toename van de groei waargenomen (Chalfoun *et al.*, 1994). De soort is relatief goed bestand tegen lage zuurstofgehalten. Toch kan zuurstofgebrek als gevolg van explosieve algengroei ook bij *Mya* grote sterfte veroorzaken (Desprez *et al.*, 1992). Bovendien zouden algenmassa's op het sediment settling van broed tegenhouden. Blijkbaar fungeert de laag algen als filter, waardoor het broed het sediment niet meer kan bereiken (Olafsson, 1988). Steeds vaker komen ook in Europa plagen van toxische algen voor. Blootstelling aan toxische algen kan bij *Mya* leiden tot (tijdelijke) verlamingsverschijnselen (siphon, hart) en, afhankelijk van de duur van blootstelling, uiteindelijke sterfte (Lesser & Shumway, 1993).

In de Waddenzee kon geen toename van de dichtheid of biomassa vastgesteld worden als gevolg van de organische verrijking (Beukema & Cadée, 1986). In de sterk geëutrofiëerde en troebele Dollard is de Strandgaper één 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 (BOEDE, 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).

4.5 Visserij

Kokkelvisserij

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

Zeeaswinning

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

Verder treedt indirecte sterfte op door beschadiging van de schelp en ondergraving tijdens het spitten. Overigens is de overlevingskans op zandige platen waarschijnlijk beter dan in meer slibrijk sediment (Emerson *et al.*,

1990). Na een periode van (mechanisch) pierensteken kan het enige jaren duren, voordat een *Mya*-populatie zich volledig hersteld heeft (Beukema, 1995).

4.6 Grondstoffenwinning/baggeren

Ecologische effecten van baggeren en storten zijn in drie groepen onder te verdelen (Iedema, 1990):

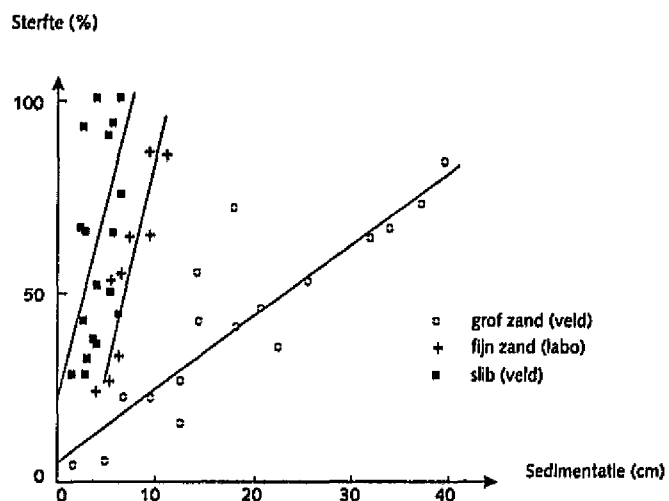
- a) Directe effecten gedurende het baggeren en storten op en in de naaste omgeving van de locatie, inclusief de gevolgen van een langdurige verhoging van de sedimentatie.

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 fijn slib. Een laag van 8 cm blijkt voor de Strandgaper fataal te zijn (figuur 8).

Jonge Strandgapers zijn in staat zich uit te graven van onder 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 voortdurende geleidelijke sedimentatie van slib met een snelheid van 1-3 cm per maand (Bijkerk, 1988).

Figuur 8
Sterfte van de Strandgaper (in %) na bedekking met verschillende sedimenttypes en -diktes. Naar Turk & Risk, 1981.



- b) De gevolgen van veranderingen van bodemligging en waterbeweging. Vooral in het oostelijk deel van de Westerschelde is al zo'n 15 jaar geen sprake meer van een natuurlijke ontwikkeling; door de toenemende omvang van baggerwerken is de morfologische structuur en dynamiek van de geulen-, platen- en slikkenstelsels ingrijpend veranderd. Zo zijn de getijdeamplitude en lokaal de stroomsnelheden groter geworden. Verstoring in het evenwicht tussen doorstroomprofiel en debiet hebben geleid tot verzanding en opslibbing van slikken en platen. Duidelijk is dat al deze veranderingen een negatieve invloed zullen hebben op het voorkomen en instandhouden van levensgemeenschappen, waar *Mya arenaria* deel van uitmaakt (Iedema, 1990).
- c) De gevolgen van het in suspensie brengen en verspreiden van de fijne fractie, het slib. Een verhoogd zwevend stof gehalte en een verhoogde troebelheid van het water kan negatieve gevolgen hebben voor *Mya*, die zijn voedsel uit het water moet filteren. Verhoogde troebelheid, en daardoor minder doorzicht, kan de primaire productie en dus het voedselaanbod verminderen. Een hoog zwevend stof gehalte maakt het scheiden van

voedselpartikels uit het water moeilijker, hetgeen de voedselopname en daarmee de groei van *Mya* belemmert (Essink & Bos, 1985; Grant & Thorpe, 1991). Hoge zwevende stof gehalten als gevolg van baggeractiviteiten komen voor in het oostelijk deel van de Westerschelde. Ook zullen de aan slib gebonden microverontreinigingen in suspensie worden gebracht, hetgeen de biologische beschikbaarheid van deze stoffen verhoogt (Burgess *et al.*, 1993). Bovenstaande factoren kunnen een negatief effect hebben op het voorkomen van (volwassen) *Mya* in het oostelijk deel van de Westerschelde.

Met betrekking tot baggerspeciestortingen in het Eems-Dollard estuarium is geschat dat 0.05% van de totale bodemfauna nadelig zou kunnen worden beïnvloed, waarbij vooral gedacht moet worden aan het onder slib bedolven raken van organismen (de Vlas & van den Berghs, 1993). Bagger-speciestortingen in "de Slufter" hadden (nog) geen noemenswaardig effect op de bodemfaunasamenstelling in de monding van het Haringvliet (Craeymeersch, 1992). Wel bleek in de dichtheid van *Mya* een (tijdelijke) verschuiving op te treden naar grotere aantallen broed, hetgeen mogelijk het gevolg was van een veranderd slibgehalte van de bodem.

Literatuur

- Absl, M.C.P. 1993.** Biologische beschikbaarheid van zware metalen voor de depositfeeder *Macoma balthica*. *Kontaminanten in bodems en sediment - sorptie en biologische beschikbaarheid (symposiumverslag)*; p 101-106.
- André, C. & R. Rosenberg 1991.** Adult-larval interactions in the suspension-feeding bivalves *Cerastoderma edule* en *Mya arenaria*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 71; p 227-234.
- Appeldoorn, R.S. & I.M. Sanders 1988.** Observations on the incidence and occurrence of hermaphroditism in the soft-shell clam, *Mya arenaria*. *J. Shellfish Res.*, Vol. 7, no. 1; p 147.
- Beal, B.F. & C.D. Lithgow & D.P. Shaw & S. Renshaw & D. Ouellette 1995.** Overwintering hatchery-reared individuals of the soft-shell clam, *Mya arenaria* L.: a field test of site, clam size, and intraspecific density. *Aquaculture* 130; p 145-158.
- Bergman, M. 1982.** Gedrag, bestrijding en biologische effecten van olie in estuariene gebieden, literatuuroverzicht. *RIN-rapport 82/18*.
- 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 236-267.
- Beukema, J.J. 1982.** Annual variation in reproductive 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. 1991.** The abundance of shore crabs *Carcinus maenas* (L.) on a tidal flat in the Wadden Sea after cold and mild winters. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, Vol. 153; p 96-113.
- Beukema, J.J. 1992a.** Dynamics of juvenile shrimp *Crangon crangon* in a tidal-flat nursery of the Wadden Sea after mild and cold winters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 83; p 157-165.
- Beukema, J.J. 1992b.** Expected changes in the Wadden Sea benthos in a warmer world: lessons from periods with mild winters. *Neth. J. Sea Res.* 30; p 73-79.
- Beukema, J.J. 1993.** Increased mortality in alternative bivalve prey during a period when the tidal flats of the Dutch Wadden Sea were devoid of mussels. *Neth. J. Sea Res.* 31(4); p 395-406.
- Beukema, J.J. 1995.** Long-term effects of mechanical harvesting of lugworms *Arenicola marina* on the zoobenthic community of a tidal flat in the Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 33(2); p 219-227.
- 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. & G.C. Cadée 1986.** Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. *Ophelia* 26; p 55-64.

BOEDE 1983. Biologisch onderzoek Eems-Dollard Estuarium. *Publicaties en verslagen 1983-1.*

Bordin, G. & J. McCourt & A. Rodríguez 1992. Trace metals in the marine bivalve *Macoma balthica* in the Westerschelde Estuary (The Netherlands). Part 1: Analysis of total copper, cadmium, zinc and iron concentrations-locational and seasonal variations. *The Science of the Total Environment*, 127; p 255-280.

Brousseau, D.J. 1978. Population dynamics of the soft-shell clam *Mya arenaria* *Mar. Biol.* 50; p 63-73.

Brousseau, D.J. & J.A. Bagilvo 1994. Notes on epizootiological aspects (sex and age) of disseminated neoplasia in *Mya arenaria* from Long Island Sound. *J. Invertebr. Pathol.* 63(2); p 214-216.

Brown, R.P. & A. Christini & K.R. Cooper 1992. Histopathological alterations in *Mya arenaria* following a #2 fuel oil spill in the Arthur Kill, Elizabeth, New Jersey. *Marine Environmental Research* 34; p 65-68.

Brown, R.P. & K.R. Cooper & A. Christini & Ch. Rappe & P-A. Bergqvist 1994. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in *Mya arenaria* in the Newark/Raritan Bay estuary. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol.13, no. 3; p 523-528.

Burgess, R.M. & K.A. Schweitzer & R.A. McKinney & D.K. Phelps 1993. Contaminated marine sediments: water column and interstitial toxic effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 12; p 127-138.

Buljs, J. & J.A. Craeymeersch & R. Brand & J. van der Meer & A. Pouwer & A. Smaal 1989. Macrobenthosgemeenschappen in de Voordelta: een analyse van de dichtheden en biomassa's van de najaarsbemonsteringen 1985-1986. *Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Rapporten en verslagen 1989-6.*

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.*

Chalfoun, A. & J. McClelland & I. Valiela 1994. The effect of nutrient loading on the growth rate of two species of bivalves, *Mercenaria mercenaria* and *Mya arenaria*, in estuaries of Waquoit Bay, Massachusetts. *Biol. Bull.* 187; p 281.

Coosen, J. & A. Schoenmaker 1985. Biomassaberekeningen van het mosselbestand in de Oosterschelde. *Balans rapport 1985.-13; 68 p.*

Craeymeersch, J.A. 1992. Het macrobenthos in de Haringvlietbuitendelta - Onderzoek naar de effecten van de aanleg van de grootschalige lokatie voor de berging van baggerspecie 1986-1990. *Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek, Rapporten en verslagen 1992-01.*

Craeymeersch, J.A. & E.B.M. Brummelhuis & W. Dimmers & W. Sistermans & E.G.J. Wessel 1993. Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in 1992, I. Dichtheden. *Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek-CEMO, Rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma.*

Craeymeersch, J.A. & E.B.M. Brummelhuis & W. Dimmers & W. Sistermans & E.G.J. Wessel 1994. Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het voorjaar 1993. *Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek-CEMO, Rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma.*

Craeymeersch, J.A. & E.B.M. Brummelhuis & W. Dimmers & W. Sijstermans & E.G.J. Wessel 1995. Het macrobenthos van de Westerschelde, de Oosterschelde, het Veerse Meer en het Grevelingenmeer in het voorjaar 1994. *Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek-CEMO, Rapportage in het kader van het Biologisch Monitoring Programma.*

Craeymeersch, J. & J. Coosen & A. van den Dool 1988. Trendanalyse van dichtheits- en biomassawaarden van bodemdieren in het getijdengebied van de Oosterschelde (1983-86). *DIHO Rapp. & Versl. nr 1986-7; 55 p.*

Dankers, N. & J.J. Beukema 1981. Distributional patterns of macrozoobenthic species in relation to some environmental factors. In: (W.J. Wolff, ed.) *Wadden Sea Ecology. Balkema, Rotterdam; p 69-103.*

Dankers, N. & H. Kühl & 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 no. 4. Balkema, Rotterdam.*

Desprez, M. & H. Rybarczyk & J.G. Wilson & J.P. Ducrottoy & F. Sueur & R. Olivesi & B. Elkaim 1992. Biological impact of eutrophication in the Bay of Somme and the induction and impact of anoxia. *Neth. J. Sea Res. 30; p 149-159.*

Duineveld, G.C.A. 1992. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North Sea in 1991. *Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, NIOZ-Rapport 1992-6.*

Duineveld, G.C.A. & J.J.M. Belgers 1993. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North Sea in 1992. *Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, NIOZ-Rapport 1993-11.*

Duineveld, G.C.A. & J.J.M. Belgers 1994. The macrobenthic fauna in the Dutch sector of the North Sea in 1993 and a comparison with previous data. *Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, NIOZ-Rapport 1994-12.*

Eck, G.T.M. van & N.M. de Rooij 1993. Potential chemical time bombs in the Schelde estuary. *Land degradation & rehabilitation, Vol. 4; p 317-332.*

Eisler, R. 1977. Acute toxicities of selected heavy metals to the soft-shell clam *Mya arenaria*. *Bull. Envir. Cont. Tox. 17; p 137-145.*

Emerson, C.W. & J. Grant & T.W. Rowell 1990. Indirect effects of clam digging on the viability of soft-shell clams, *Mya arenaria* L. *Neth. J. Sea Res. 27(1); p 109-118.*

Essink, K. & A.H. Bos 1985. Growth of three bivalve molluscs transplanted along the axis of the Ems estuary. *Neth. J. Sea Res. 19(1); p 45-51.*

Essink, K. & W. Visser & D. Begeman 1987. Inventarisatie van de makroskopische bodemfauna van de Dollard, juni-juli '85. *Rijkswaterstaat rapport GWAO-87.155.*

Farley, C.A. & D.L. Plutschak & R.F. Scott 1991. Epizootiology and distribution of transmissible sarcoma in Maryland softshell clams, *Mya arenaria*, 1984-1988. *Environmental Health Perspectives, Vol. 90; p 35-41.*

Flach, E.C. 1992. Disturbance of benthic infauna by sediment-reworking activities of the lugworm *Arenicola marina*. *Neth. J. Sea Res. 30; p 81-89.*

Gardner, G.R. & P.P. Yevich & J. Hurst & P. Thayer & S. Benyl & J.C. Harshbarger & R.J. Pruell 1991. Germinomas and teratoid siphon anomalies in softshell clams, *Mya arenaria*, environmentally exposed to herbicides. *Environmental Health Perspectives, Vol. 90; p 43-51.*

Grant, J. & B. Thorpe 1991. Effects of suspended sediment on growth, respiration, and excretion of the soft-shell clam (*Mya arenaria*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci., Vol. 48; p 1285-1290.*

Groenewold, A. & Y.C.M. van Scheppingen 1988. De ruimtelijke verspreiding van het benthos in de zuidelijke Noordzee. *Rijkswaterstaat-Directie Noordzee, MILZON-benthos rapport nr. 02 (14-88); april 1988.*

Günther, C-P. 1992. Settlement and recruitment of *Mya arenaria* L. in the Wadden Sea. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, Vol. 159; p 203-215.

Harper, D.M. & D.A. Fiessas & C.L. Rejnisch 1994. Specific reactivity of leukemia cells to polyclonal anti-PCB antibodies. *Journal of Invertebrate Pathology* 64; p 234-237.

Help, 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.

Herman, P.M.J. & H. Hummel & M. Bokhorst & A.G.A. Merks 1991. The Westerschelde: interaction between eutrophication and chemical pollution? *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons (ECSA 19 Symposium 4-8 September 1989)*; p 359-464.

Hummel, H. & G. van Urk 1991. Aquatische mollusken chemisch onder druk. *Flora en fauna chemisch onder druk*; p 103-109.

Iedema, A. 1990. Voorkomen en verspreiding van het nonnetje *Macoma balthica* en de strandgaper *Mya arenaria* in het oostelijk deel van de Westerschelde in 1989. *Rijksuniversiteit Groningen, Stageverslag Dienst Getijdewateren (RWS) te Middelburg.*

Kamermans, P. 1994. Similarity in food source and timing of feeding in deposit- and suspension-feeding bivalves. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, Vol. 104; p 63-75.

Kure, L.K. & M.H. Depledge 1994. Accumulation of organotin in *Littorina littorea* and *Mya arenaria* from Danish coastal waters. *Environmental Pollution* 84; p 149-157.

Kühl, H. 1981. The sandgaper *Mya arenaria*. In: (W.J. Wolff, ed.) *Wadden Sea Ecology*. Balkema, Rotterdam; p 118-119.

Lambeck, R.H.D. & E.B.M. Brummelhuis 1985. Een bestandsopname in voorjaar 1984 van het macrozoobenthos in het Grevelingenmeer. *Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, DIHO-rapporten en verslagen 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. *Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, DIHO-rapporten en verslagen 1986-5.*

Lambeck, R.H.D. & G. de Smet 1987. Een bestandsopname in voorjaar 1986 van het macrozoobenthos in het Grevelingenmeer. *Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, DIHO-rapporten en verslagen 1987-4.*

Leermakers, M. & M. Elskens & S. Panutrakul & F. Monteny & W. Baeyens 1993. Geochemistry of mercury in an intertidal flat of the Scheldt estuary. *Neth. J. of Aquat. Ecol.* 27(2-4); p 267-277.

Leewis, R.J. & H.A. Haas 1983. Bodemdieren Saeftinghe. *Rijkswaterstaat-Delta Dienst, notitie DDMI-83.715.*

Lesser, M.P. & S.E. Shumway 1993. Effects of toxic dinoflagellates on clearance rates and survival in juvenile bivalve molluscs. *J. Shellfish Res.*, Vol. 12, no. 2; p 377-381.

Mansfeld, M.J.M. van 1978. Verandering in de samenstelling van het zoöbenthos van het zachte substraat in het Veerse Meer sinds 1959. *Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, DIHO Studenterverslagen D2-1978*; 67 p.

Mathlessen, G.C. 1960. Observations on the ecology of the soft clam, *Mya arenaria*, in a salt pond. *Limnol. Oceanogr.* 5; p 291-300.

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. *Rapport Rijksuniversiteit Gent*; 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.

Moreno, M.D. & K.R. Cooper & R.P. Brown & P. Georgopoulos 1992. A physiologically based pharmacokinetic model for *Mya arenaria*. *Marine Environmental Research* 34; p 321-325.

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.

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. *Medd. Danm. Fisk. Havunders N.S.* 5 (1); 315 p.

Olafsson, E.B. 1988. Inhibition of larval settlement to a soft bottom benthic community by drifting algal mats; an experimental test. *Mar. Biol.* 97; p 571-574.

Opperhuizen, A. 1993. Opname en bloaccumulatie van organische microverontreinigingen in aquatische ecosystemen uit water, voedsel en sedimenten. *Kontaminanten in bodems en sediment - sorptie en biologische beschikbaarheid (symposiumverslag)*; p 33-43.

Pellerin-Massicotte, J. & B. Vincent & É. Pelletier 1993. Évaluation écotoxicologique de la baie des Anglais à Baie-Comeau (Québec). *Water Poll. Res. J. Canada*, Vol. 28, no. 4; p 665-686.

Pfizenmeyer, H.T. & K.G. Drobeck 1967. Some factors influencing reburrowing activity of soft-shell clam *Mya arenaria*. *Chesapeake Sci.* 8 (3); p 193-199.

Rasmussen, E. 1973. Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark). *Ophelia* 11; p 1-507

Scheppingen, Y.C.M. van & A. Groenewold 1990. De ruimtelijke verspreiding van het benthos in de zuidelijke Noordzee - De Nederlandse kustzone overzicht 1988-1989. *Rijkswaterstaat-Directie Noordzee, MILZON-benthos rapport nr. 90-03 (MILZON 90-003): juni 1990.*

Selp, P. 1984. Macrozoobenthos onderzoek (1983) in het zeegebied voor Voorne en Goeree. *Bijlage bij het deelrapport ecologie van het project grootschalige locatie berging baggerspecie.*

Selp, P. & R. Brand 1987. Inventarisatie van macrozoobenthos in de Voordelta. *Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, 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 Rijksuniversiteit Gent*; 58 p.

Smit, C.J. 1994. Alternatieve voedselbronnen voor schelpdier-etende vogels in Nederlandse getijdewateren. *Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, IBN-rapport 077.*

Steur, C. & J. Seys 1989. Ecologisch profiel bodemdieren. *Rijkswaterstaat - Dienst Getijdewateren, Den Haag.*

Tydeman, P. & H.L. Kleef 1981. Kwalitatieve bemonstering van de bodemfauna in de Westerschelde ter hoogte van het Verdrongen Land van Saeftinghe. *Rijkswaterstaat, 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.

Vlas, J. de 1982. De effecten van de kokkelvisserij op de bodemfauna van de Waddenzee en Oosterschelde. *Rijksinstituut voor Natuurbeheer, RIN-rapport 82/19.*

Vlas, J. de & J. van den Bergs 1993. De invloed van baggerspeciestortingen op het ecosysteem van het Eems-Dollard estuarium. *Directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna / Rijkswaterstaat Directie Groningen, Nota: GRAN 1993-2006.*

Weeber, I.J. 1980. Samenstelling en verspreiding van het macrozoöbenthos in de Grevelingen voor de afsluiting van de Noordzee. I. De periode 1960-1963. *Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, DIHO-rapporten en verslagen 1980-5; 75 p.*

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.

Ysebaert, T. & P. Meire & D. Maes & J. Buijs 1993. The benthic macrofauna along the estuarine gradient of the Schelde estuary. *Neth. J. of Aquat. Ecol.* 27(2-4); p 327-341.

Zwarts, L. 1991. Seasonal variation in body weight of the bivalves *Macoma balthica*, *Scrobicularia plana*, *Mya arenaria* and *Cerastoderma edule* in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 28(3); p 231-245.

Zwarts, L. & J.H. Wanink 1993. How the food supply harvestable by waders in the Wadden Sea depends on the variation in energy density, body weight, biomass, burying depth and behaviour of tidal-flat invertebrates. *Neth. J. Sea Res.* 31(4); p 441-476.

Zwoisman, J.J.G. & G.T.M. van Eck 1993. Dissolved and particulate trace metal geochemistry in the Scheldt Estuary, S.W. Netherlands (water column and sediments). *Neth. J. of Aquat. Ecol.* 27(2-4); p 287-300.