

De wadpier *Arenicola marina* (Polychaeta)

Ecologisch profiel

Samengesteld in opdracht van de
Hoofddirectie van de Waterstaat,
Afdeling Rijkswateren AH

Opdrachtnr : AH 005; BPRW WASYS 90

R. Bijkerk en P.I. Dekker

April 1991

De omslagtekening "Arenicola in het wad"
werd gemaakt door Dick Boshoff

Inhoudsopgave

Inhoudsopgave	i
Overzicht van figuren	iv
Overzicht van tabellen	v
 Samenvatting	 vii
 Conclusies	 ix
 Inleiding	 1
 1 Verspreiding van de wadpier in Nederlandse wateren	 2
 2 Ontwikkelingen in populatiedichtheid en biomassa	 3
Waddenzee en Eems-Dollard	3
Schiermonnikoog	3
Het Groninger wad	5
Het Eems-Dollard estuarium	6
Balgzand	6
Grevelingenmeer	7
Veerse Meer	9
Westerschelde	10
 3 Plaats in het voedselweb	 12
 4 Biologie en ecologie	 13
Taxonomie	13
Morfologie	13
Uitwendig	13
Inwendig	14
Leefwijze, voedsel en ademhaling	14
Surface deposit-feeder	14
Faecesproductie	16
Ademhaling	17
Geografische verspreiding	17
Verticale verspreiding	18
Verspreidingsfactoren	18
Droogvaltijd	18
Sedimentsamenstelling	18
Zoutgehalte	19
Watertemperatuur	19
Zuurstofgehalte	20
Reproductie	20
Populatiedynamiek	22
Populatie-opbouw	22
Groei, sterfte en productie	22
Seizoensverloop	23
Migratie	24

4	Biologie en ecologie (vervolg)	
	Predatoren	25
	Regeneratie van de staart	25
	Predatie door vogels	25
	Predatie door vissen	26
	Begeleidende soorten	27
	Macrofauna	27
	Meiofauna	27
	Effecten op het sediment	27
5	Effecten van menselijke activiteiten	29
	Eutrofiëring	29
	Toename voedselaanbod	29
	Effect op dichtheid en biomassa	29
	Negatieve effecten	30
	Radioactiviteit	31
	Inleiding	31
	Opname en concentraties	32
	Alpha-stralers	32
	Intermezzo over concentratiefactoren	34
	Beta-stralers	35
	Tritium	36
	Extra doses door fall-out	38
	Samenvatting voor de wadpier	38
	Effecten en ontwikkelingen	39
	Somatische effecten van lage doses	39
	Effecten van straling op processen	39
	Ontwikkelingen in Nederland	40
	Zware metalen	41
	Opname en concentraties	41
	Biologische beschikbaarheid	42
	Concentraties in wadpier en milieu	43
	Opname uit diverse compartimenten	45
	Inleiding	45
	Opname uit het water	45
	Opname uit zwevende stof	46
	Opname uit de bodem	47
	Variatie in accumulatie	48
	Effecten	49
	Letale effecten	50
	Subletale effecten	50
	Organische microverontreinigingen	52
	Opname en concentraties	52
	Organochloorpesticiden	52
	Choline-esteraseremmers	53
	Chloorfenolen	53
	Poly-aromatische koolwaterstoffen	53
	Polychloorbifenylen	55
	Effecten	56
	Olie	57
	Inleiding	57
	Opname en accumulatie	57
	Effecten	58

5	Effecten van menselijke activiteiten (vervolg)	
	Visserij	59
	Kokkelvisserij	59
	Pierenspitterij	59
	Baggerwerkzaamheden	60
6	Discussie	61
	Populatie-ontwikkeling	61
	Stuurvariabelen	61
	Eutrofiëring	61
	Broedwadden	62
	Geschiktheid als monitoringsoort	62
	Bepaling van dichtheid en biomassa	62
	Broedwadden	62
	Literatuur	63

Overzicht van figuren

Verspreiding		
	Verspreiding van de wadpier in Nederlandse wateren	2
9	Verspreiding van de wadpier in de Westerschelde, 1987/1988	9
14	Geografische verspreiding van de ondersoorten van <i>Arenicola marina</i>	18
Ontwikkelingen in populatiedichtheid en biomassa		
1	Ligging van de T-raai en het PQ-Essink onder Schiermonnikoog	3
2	Dichtheidsverloop van <i>Arenicola</i> langs de T-raai, Schiermonnikoog	5
3	Ligging van de vier PQ's op het Groninger wad	5
4	Dichtheid van <i>Arenicola</i> op het Groninger wad, PQ 47-1 in 1969-1989	5
5	Dichtheid van <i>Arenicola</i> op het Groninger wad, PQ 54-1 in 1969-1989	5
6	Dichtheid van <i>Arenicola</i> op de Heringsplaat, 1974 en 1977-1990	6
7	Dichtheid en biomassa van <i>Arenicola</i> op het Balgzand, 1970-1990	6
8	Individuele gewicht van <i>Arenicola</i> op het Balgzand, 1970-1990	7
Biologie en ecologie		
10	Plaats van <i>Arenicola marina</i> in het voedselweb	12
11	Systematische positie van <i>Arenicola marina</i>	13
12	Habitus van <i>Arenicola marina</i> met kop en kieuwsegmenten in detail	14
13	Ingegraven wadpier	15
15	Larvale stadia bij de wadpier	21
16	Groei van wadpieren tijdens hun eerste en tweede levensjaar	23
17	Aantalsverloop van <i>Arenicola</i> te Roscoff voor drie niveau's in het eulitoraal	24
Populatiegroei en eutrofiëring		
18	Trend van de dichtheid van <i>Arenicola</i> op het Balgzand, 1970-1990	29
19	Trend van de biomassa van <i>Arenicola</i> op het Balgzand, 1970-1990	29
20	Periodogram van dichtheids- en biomassagegevens van <i>Arenicola</i> op het Balgzand, 1970-1990	30
22	Jaarlijkse populatieverandering van <i>Arenicola</i> op het Balgzand	61
Radioactiviteit		
21	Plot van de specifieke activiteit van tritium in vis en in water	37

Overzicht van tabellen

Ontwikkelingen in populatiedichtheid en biomassa		
1	Dichtheid van <i>Arenicola</i> onder Schiermonnikoog, 1960-1974 en 1990	4
2	Dichtheid, biomassa, individueel gewicht en frequentie van <i>Arenicola</i> in vijf dieptezones in het Veerse Meer	8
3	Dichtheid, biomassa, individueel gewicht en frequentie van <i>Arenicola</i> in drie gebiedsdelen in het Veerse Meer	9
4	Dichtheid, biomassa en individueel gewicht van de wadpier in de Westerschelde, 1978, 1987 en 1988	11
Biomassa-productie en begeleidende bodemdieren		
5	Biomassa en productiecijfers van wadpierpopulaties in intergetijdengebieden	24
6	Dichtheid van macrozoöbenthos op het wad onder Schiermonnikoog, 1967	27
7	Procentuele toe- of afname van meiobenthos door graafstructuren van <i>Arenicola</i> in het sediment	27
Populatiegroei en eutrofiëring		
8	Uitkomsten van de lineaire regressie en variantie-analyse van de dichtheids- en biomassagegevens van <i>Arenicola</i> op het Balgzand	30
9	Gemiddelde dichtheid en biomassa van <i>Arenicola</i> op wadden in de westelijke Waddenzee	30
Radioactiviteit		
10	Opbouw van de natuurlijke radioactiviteit van zeewater	31
11	Energierange van stralingsdeeltjes en het corresponderende doordringend vermogen en aantal gevormde ionenparen in biologisch weefsel	31
12	Jaarlijkse lozing van radioactieve stoffen in de Ierse Zee door de opwerkingsfabriek Sellafield en de huidige limieten	33
13	Concentratiefactoren organisme/zeewater van alpha-emitters	34
14	Fysische toestand van radionucliden met de belangrijkste opgeloste species	35
15	Bèta/gamma-activiteit van cesium en ruthenium in schelpdieren langs de kust van Cumbria en in hun milieu	36
16	Concentratiefactoren van enkele bèta-emitters	37
17	Periode tussen opeenvolgende vervellingen en periode nodig voor de opgroei tot adult bij <i>Daphnia</i> , bij verschillende activiteiten van radioactief strontium	40
Zware metalen		
18	Species en evenwichtsconcentratie van zware metalen in zeewater, gedrag in een zoutgradiënt van de opgeloste fractie en adsorptie via chelatie, met de betrokken species	42
19	Cadmiumgehalten in water en zwevend stof en wadpieren op drie locaties langs de lengte-as van de Westerschelde in 1987	44

Zware metalen (vervolg)		
20	Natuurlijke en recente gehalten van zware metalen in water, zwevend stof en sediment	44
21	Gehalten van cadmium en lood in bodemdieren na 25 dagen contaminatie van een enclosure op het wad	45
22	Concentratiefactoren organisme/zeewater voor metalen	46
23	Chemische beschikbaarheid van enkele metalen geadsorbeerd aan zwevend stof, verzameld in de Waddenzee	47
24	Concentratiefactoren organisme/seston voor koper, cadmium en lood	47
25	Concentratiefactoren wadpier/sediment voor enkele zware metalen	48
26	Letale gehalten van enkele zware metalen voor de wadpier, de zeeduizendpoot en andere borstelwormen	49
Organische microverontreinigingen		
27	Concentratiefactoren dier/sediment voor organochloorpesticiden	53
28	PAK-gehalten in mosselen uit de Oosterschelde in 1989	54
29	Concentratiefactoren wadpier/organisch seston en -bodem voor PAK's	54
30	Gehalte van twee PAK's in bodemdieren uit de Westerschelde, 1987	55
31	Gehalten van PCB's in sediment, zwevend stof en mossel	55
32	Concentratiefactoren organisme/seston en -bodem voor PCB's	56
33	Gehalten van pesticiden met effect op de substraatwerkings-snelheid van de wadpier	56
34	Toxiciteit van insecticiden en detergents voor <i>Arenicola marina</i>	57
Olie		
35	Gemiddeld effect van API-oliesoorten op de substraatwerkings-snelheid van <i>Arenicola</i>	58

Samenvatting

Biotoop en levenswijze

De wadpier, *Arenicola marina* (L.), is een borstelworm met een lichaamslengte van doorgaans 10 à 20 cm, die een leeftijd van minstens 6 jaar kan bereiken. Het dunne staartdeel is borstelloos, de dikkere romp draagt borstels en kieuwen. Het dier leeft ingegraven in de bodem van de Waddenzee en de estuaria, voornamelijk in de intergetijdenzone, maar komt ook voor in het getijloze Grevelingenmeer en Veerse Meer. In het voorkeursbiotoop, zandig tot gemengd wad, is de populatiedichtheid van volwassen dieren 20 à 70 m⁻². De volwassen wadpier leeft op een diepte van 15 tot 40 cm in de bodem, maar voedt zich met materiaal van het sedimentoppervlak (surface deposit-feeder). Belangrijke voedselbronnen zijn bacteriën en benthische diatomeeën.

Reproductie, ontwikkeling en migratie

De wadpier is op tweejarige leeftijd geslachtsrijp. Individuen planten zich één keer per jaar voort, in de periode augustus/september en bij een kleiner aantal individuen in november (Nederlandse Waddenzee).

De eicellen worden bevrucht in de woonbuis van het vrouwelijke dier. Na vier of vijf dagen komen de larven uit. Het trochophora-stadium wordt doorgebracht in de gang van de moeder. Na drie à vier weken kruipen de larven uit het sediment en laten zich met de getijstroom meevoeren. Ze overwinteren op een beschutte plek in de intergetijdenzone en ontwikkelen zich tot zogenaamde Benhamstadia, enkele mm grote wormpjes zonder ontwikkelde kieuwen. Bij ca. 6 mm lengte vindt een tweede migratie plaats, in maart-juni. Een groot deel van deze postlarvale stadia vestigt zich op de slijkgige sedimenten dicht onder de kust (broedwadden). In één jaar tijd groeien de juvenielen tot een lengte van 5 à 6 cm. In de winter migreren de jonge wormen voor de derde maal, waarbij ze zich op lager gelegen plaatsen tussen de volwassen individuen vestigen. Plotseling invallende koude met temperaturen rond of beneden het vriespunt leidt eveneens tot het wegtrekken van volwassen dieren naar locaties lager in de intergetijdenzone. Hoger op het wad ontstaat hierdoor ruimte voor de vestiging van juvenielen, hetzij in het late voorjaar, hetzij in de daaropvolgende winter.

Verspreidingsfactoren en tolerantiegrenzen

Positie	GHW tot 2 m beneden GLW in getijdewateren met maximale dichtheden van adulten tussen NAP -70 en -20 cm, in stagnante wateren tot ca. 14 m diepte;
Droogvaltijd	0-90 %;
Sediment	Zandbodems met een fijne tot middelfijne korrelgrootte (mediaan > 60 µm, met 1-15 % slib (deeltjes < 60 µm); binnen deze grenzen nemen dichtheid en biomassa toe met het gehalte van organische stikstof en koolstof; Juvenielen kunnen in grote aantallen worden aangetroffen op slibrijkere sedimenten.
Zoutgehalte	10-ca.35 ‰ S, 6-18 ‰ Cl ⁻ , met dagelijkse schommelingen tot maximaal 6 (adult) respectievelijk 10 (juveniel) ‰ S;
Temperatuur	Jaargemiddelde watertemperatuur 0-18 °C, met een seizoensmatige variatie van < 2 tot > 14 °C; aan de zuidgrens van het areaal komt de watertemperatuur in de warmste maand niet boven 21 °C;
Zuurstof	Het volwassen dier kent een volledig aerobe stofwisseling bij zuurstofspanningen hoger dan 45 torr. Tussen 15 en 45 torr wordt aerobe stofwisseling gecombineerd met anaerobe, beneden 15 torr is het metabolisme volledig anaerob. Bij een temperatuur van 8-14 °C, kan het dier dit ca. 5 dagen volhouden. Juvenielen kunnen bij lagere zuurstofspanningen (8 torr) een aerobe stofwisseling op gang houden; bij zuurstofloosheid sterven juvenielen binnen twee dagen.

Mortaliteit en predatie

De jaarlijkse sterfte in de Nederlandse Waddenzee wordt geschat op 22%. Onder 1-jarige dieren treedt de hoogste sterfte op tijdens de winter; onder adulten vermoedelijk na de voortplanting. Predatie van staarteinden door platvissen zou een oorzaak kunnen zijn van een gemiddelde levensverwachting voor de wadpier van 6 jaar; bij een jaarlijks verlies van gemiddeld 24 segmenten per individu zal na 5 à 6 jaar het aantal staartsegmenten zijn verminderd tot het letale minimumaantal van minder dan drie. Bij predatie door vogels (rosse grutto, wulp, scholekster) lijkt het vaker te gaan om hele dieren dan om staartdelen.

Populatie-ontwikkeling

Alleen voor de westelijke Waddenzee zijn voldoende gegevens beschikbaar om de populatie-ontwikkeling in de afgelopen 20 jaar te beschrijven. Op het Balgzand vertonen de voorjaarsgemiddelde dichtheid en biomassa een significant stijgende trend over de periode 1970-1990 ($r = +0,76$, $p < 0,001$, respectievelijk $r = +0,62$, $p < 0,05$). De populatieverandering van jaar tot jaar kenmerkt zich echter door een afwisseling van toe- en afnames. In de tweede helft van de zeventiger jaren zijn dichtheid en biomassa relatief laag. Ook de resultaten van minder frequente bemonsteringen op een groot aantal locaties in de westelijke Waddenzee tonen een laag gemiddelde in 1977. De belangrijkste stijging doet zich op het Balgzand voor in 1978-1979; het is vooral deze toename die de gemiddelde jaarlijkse dichtheidsverandering in dit gebied op een waarde van 2,4% brengt.

Het gemiddelde individuele gewicht vertoont op het Balgzand geen significante trend over de periode 1970-1990. Het tijdsverloop van deze variabele is tegengesteld aan het verloop van de gemiddelde dichtheid.

Eutrofiëring

Er zijn geen publicaties gevonden waarin een positief effect van eutrofiëring op de dichtheid of biomassa van *Arenicola* wordt aangetoond. Vermoedelijk speelt het voedselaanbod in de Waddenzee een minder belangrijke rol dan concurrentie om ruimte, als dichtheidsregulerende factor binnen bestanden van volwassen wadpieren. Zuurstofgebrek als een indirect negatief effect

van eutrofiëring zou een mortaliteitsfactor kunnen zijn voor juvenielen. Incidenteel is sterfte van wadpieren waargenomen tijdens een bloei van een toxische dinoflagellaat.

Microverontreinigingen

Microverontreinigingen worden opgenomen uit het water (via huid en kieuwen), het voedsel en het sediment (via het darmkanaal). De laatste route is belangrijk voor stoffen die in hoge mate geadsorbeerd zijn aan zwevend stof en algen (organische microverontreinigingen in het algemeen). Opname in het organisme kan plaats vinden via actief of passief transport over celmembranen of via pinocytose. Van diverse verontreinigingen worden concentratiefactoren voor de wadpier gegeven. Van de metalen biedt koper op dit moment reden tot zorg; de accumulatie in het bloed kan bij de huidige gehalten leiden tot een verminderde zuurstofbenutting bij juveniele wadpieren. Van een aantal organochloorverbindingen (lindaan, HCB) is het gehalte in wadpieren lager dan in zeeduizendpoten van dezelfde standplaats. De PAK's fluoranteen en benz(a)antraceen worden door *Arenicola* relatief sterk geaccumuleerd. Over het optreden van effecten bij huidige concentraties is geen informatie gevonden.

Olie

Toxiciteit van olie is afhankelijk van het percentage aromaten. Vermindering van de activiteit treedt op bij oliegehalten vanaf ca. 3 mg.kg^{-1} nat sediment. Migratie is waargenomen bij 153 mg.kg^{-1} . Oliebedekking van $0,1$ à $0,5 \text{ l.m}^{-2}$ heeft geen effect op de populatiedichtheid. Combinaties van olie en dispergenten (1:1 of 5:1) leiden bij dergelijke bedekking tot 25 à 50% reductie van dichtheden. De wadpier stimuleert de afbraak van olie, vooral van de alifatische fractie.

Kokkelvisserij en pierenspitterij

Bij de gemechaniseerde winning van kokkels kan tot 100% van de juveniele pieren in het visspoor uitgespoeld worden. Dichtheden van adulten blijven in het algemeen gelijk. Door pierenspitten ontstane open plaatsen zijn in het algemeen binnen één maand opnieuw bezet door wadpieren. Het terugschuiven van het zand in de spitkuil bespoedigt het herstel van de oorspronkelijke situatie.

Conclusies

1 Populatie-ontwikkeling

1.1 Dichtheden van de wadpier op voorkeursstandplaatsen in de Waddenzee zijn niet duidelijk hoger of lager dan in de vijftiger jaren. Gegevens voor Grevelingen en Veerse Meer zijn ontoereikend voor een kwantitatieve evaluatie over de afgelopen twintig jaar; volgens Seys en Meire (1988b) is de wadpier in het Veerse Meer in de tachtiger jaren toegenomen. Voor de Westerschelde zijn de gegevens te fragmentarisch; in het oostelijk deel is de wadpier sinds 1978 niet meer aangetroffen.

1.2 Op het Balgzand (westelijke Waddenzee) vertoont de wadpier een significant stijgende trend over de periode 1970-1990 wat betreft gemiddelde dichtheid ($r = +0,76$, $p < 0,001$) en biomassa ($r = +0,62$, $p < 0,05$) in het voorjaar; het gemiddelde individuele gewicht vertoont een afname ($r = -0,38$), maar deze trend is niet significant.

1.3 Ondanks de significante trends hebben de tijdsverlopen van dichtheid en biomassa op het Balgzand het karakter van een golfbeweging met een dal in de tweede helft van de jaren zeventig. De hoogste toename doet zich voor in 1978-1979. De tijdsfactor verklaart 57% van de variatie in gemiddelde dichtheid en slechts 38% van de variatie in gemiddelde biomassa over de periode 1970-1990. Ook elders in de westelijke Waddenzee zijn dichtheid en biomassa in 1977 gemiddeld lager dan in 1971/72 en 1987.

1.4 Het verloop van de jaarlijkse verandering van het gemiddelde individuele gewicht op het Balgzand is min of meer tegengesteld aan het verloop van de jaarlijkse verandering van de gemiddelde dichtheid. Dit betekent dat dichtheidstoenames gepaard gaan met een verjonging van de populatie.

1.5 Vermoedelijk zijn dichtheidstoenames het gevolg van wintermigratie van oudere dieren vanuit het hoog- en middeneulitoraal naar lager gelegen delen, gevolgd door een recolonisatie van de opengevallen locaties

door juvenielen in het jaar erna. Het verloop van de dichtheid op het Balgzand kan veroorzaakt zijn door de serie "warme winters" zonder migratie, gevolgd door enkele "strengere" met migratie (1978/1979, 1984-1986).

2 Stuurvariabelen

De opgroeimogelijkheid voor juvenielen in de naaste omgeving vormt waarschijnlijk de belangrijkste factor voor de instandhouding van wadpiedichtheden. Potentiële bedreigingen voor de ontwikkeling van juvenielen zijn inpolderingen, betreding, eutrofiëring en saprobiëring (zuurstofgebrek, accumulatie van wier, toename predatie door zeeduizendpoot) en koperverontreiniging.

3 Monitoring

3.1 Bestanden van volwassen wadpiëren kenmerken zich door relatief stabiele dichtheden, die niet duidelijk beïnvloed lijken te worden door eutrofiëring. Als indicatorsoort voor eutrofiëring heeft de adulte wadpier volgens ons weinig waarde. Monitoring van de dichtheid van juvenielen op zogenaamde broedwadden zou nuttig kunnen zijn als graadmeter voor het functioneren van het wadecosysteem; juvenielen zijn het meest gevoelig voor zuurstofgebrek en de verhoogde kopergehalten in de kustwateren.

3.2 Bodemhappers zijn ongeschikt voor een kwantitatieve bemonstering van wadpiëren in het sublitoraal; de gemiddeld zeer lage individuele gewichten van de gevonden dieren doen vermoeden dat alleen jonge, ondiep levende piëren bemonsterd worden.

3.3 Tellingen van faeceshoopjes kunnen een redelijke schatting van de dichtheid van wadpiëren in de intergetijdenzone opleveren, wanneer rekening gehouden wordt met een verminderde defaecatie-activiteit aan het eind van de laagwaterperiode, in de maand na de voortplantingsperiode (augustus/september en november) en in december-februari.

Inleiding

Kader van het onderzoek

Bij de voorbereiding van de Derde Nota Waterhuishouding zijn van een groot aantal dier- en plantesoorten zogenaamde ecoprofielen vervaardigd. Op basis van deze literatuurstudies is een beschrijving gemaakt van de huidige en gewenste toestand van de onderscheide watersystemen, in de vorm van AMOEBA's (Verkeer en Waterstaat 1989a). De profielschetsen zijn door de Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren gebundeld in vijf rapporten (zie voor bodemdieren: DGW 1989).

Bij de nadere uitwerking van de beleidsplannen per gebiedsdeel (zie bijvoorbeeld het Wadden Actie Plan: Rijkswaterstaat/DGSM 1990) ontstond de behoefte aan ecoprofielen van enkele nog niet eerder onderzochte soorten. In opdracht van de Hoofddirectie van de Waterstaat, Afdeling Rijkswateren, is door RDD een aanvullend ecoprofiel samengesteld van de wadpier, *Arenicola marina*. Belangrijke vragen vormden de populatie-ontwikkeling in de laatste decennia, de respons op eutrofiëring en de geschiktheid als monitoringsoort.

Uitvoering van het onderzoek

De wadpier is een zeer algemeen en fors bodemdier dat zijn stempel drukt op het aanzien van droogvallende, zandige wadplaten. Deze eigenschappen zullen hebben bijgedragen aan het ontstaan van een omvangrijke literatuur over de biologie en ecologie van deze soort. In het Nederlandse waddengebied is veel onderzoek aan de wadpier verricht in de zeventiger jaren, door medewerkers van het NIOZ; een groot deel van volume 13 van het Netherlands Journal of Sea Research is gewijd aan dit dier. Hiervan is dankbaar gebruik gemaakt voor een beschrijving van de biologie en ecologie van de wadpier (hoofdstuk 4).

Voor een synthese op het gebied van de ecotoxicologie is onder andere gebruik

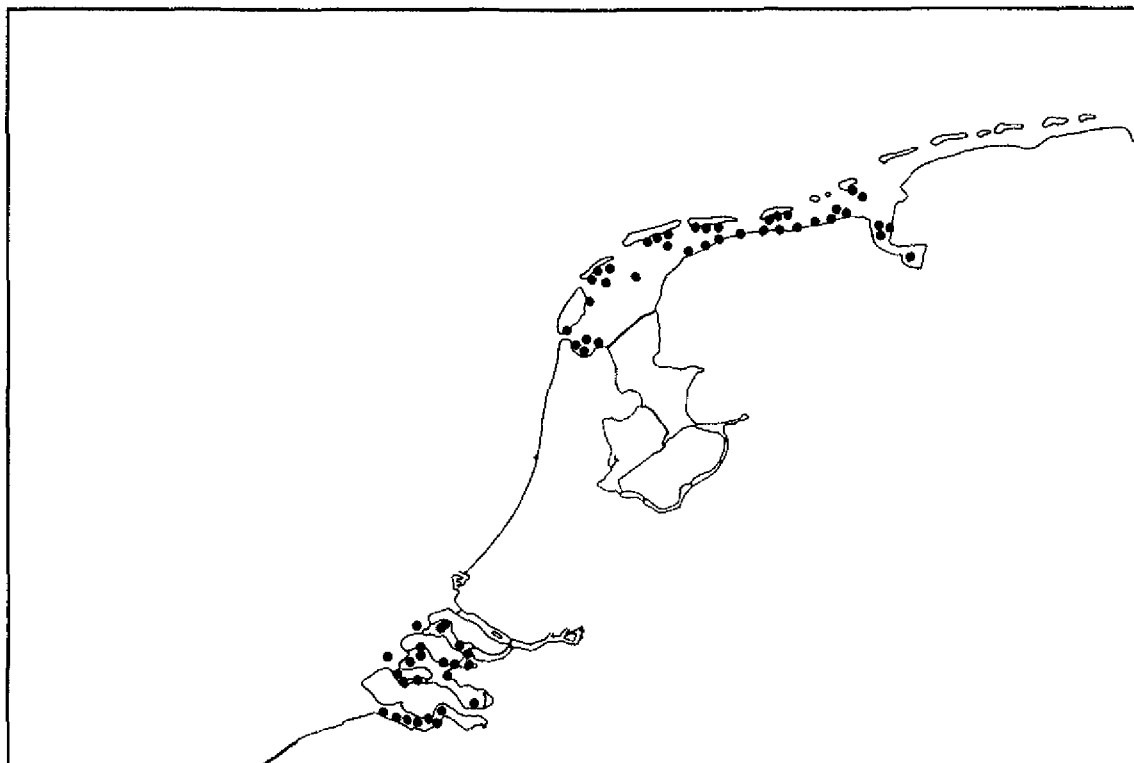
gemaakt van een literatuurontsluiting via een on-line recherche in het BIOSYS-bestand. Hoewel de wadpier in tegenstelling tot de mossel geen prominente rol speelt als monitoringsoort, zijn gehalten van diverse microverontreinigingen in "Nederlandse" wadpiëren betrekkelijk vaak gemeten. Vergelijkingen tussen gehalten in het dier en in het milieu zijn voor veel verontreinigingen beschikbaar, ofschoon de belangrijkste opnameroutes in het algemeen niet duidelijk konden worden gemaakt. Met name de beschikbaarheid van sedimentgebonden microverontreinigingen en de veranderingen die hierin op kunnen treden ten gevolge van de activiteit van de wadpier, zijn niet precies aan te geven. In hoofdstuk 5 is enige aandacht besteed aan het fysisch-chemische gedrag van microverontreinigingen, met als doel een summier referentiekader te creëren voor een beoordeling van accumulatie-niveaus. Een uitvoerige analyse van de literatuur over dit onderwerp zou ons buiten het bestek van het algemene onderzoek hebben gevoerd. Voor een beschrijving van de populatieontwikkeling van de wadpier in Nederlandse kustwateren is gebruik gemaakt van ruwe bemonsteringsresultaten of werkverslagen. In enkele gevallen zijn de gegevens nader bewerkt of statistisch geanalyseerd.

Dankzegging

Onze dank gaat uit naar de volgende personen die hun medewerking hebben verleend bij het verkrijgen van informatie : Dr. K. Essink, dr. J.J. Beukema, J. Coosen, dr. J.B. Hulscher, C. Swennen, J. Stronkhorst, A. Fortuin, P. Meire, T. Ysebaert, F. Smedes, R.W.P.M. Laane, L. Villerius, dr. T. Bowmer, J.C. Klammer en B. Mijwaard.

Voorts danken wij J.J. Beukema voor zijn snelle becommentariëring van de paragraaf over de populatieontwikkeling op het Balgzand en K. Essink voor zijn geduld inzake de oplevering van het tweede deel van deze rapportage.

1 Verspreiding van de wadpier in Nederlandse wateren



In Nederland is de wadpier algemeen tot talrijk in de zoute getijdewateren (Waddenzee, Eems-Dollard estuarium, Oosterschelde en Westerschelde) en de zoute stagnante wateren (Grevelingenmeer, Veerse Meer). De verspreiding in de estuaria wordt bepaald door het zoutgehalte (grens 5-8 ‰ chloride) en het slibgehalte van het sediment (afnemende aantallen boven 15% (W/W) deeltjes < 60 μ m) (zie paragraaf 4.6). In getijdewateren komen de hoogste dichtheden voor in het intergetijdengebied. Op diepten groter dan 2 m beneden de gemiddelde laagwaterlijn is de soort vermoedelijk afwezig. Ook in de Noordzee lijkt de soort te ontbreken. Alleen in de Voordelta is hier en daar een enkele wadpier gevonden. In het Grevelingenmeer en het Veerse Meer is de wadpier aangetroffen tot op dieptes van respectievelijk 12 en 14 m beneden NAP.

Bronnen

- Noordzee : De Wilde & Duineveld 1988, Mulder 1986, Mulder *et al.* 1988
- Waddenzee : Beukema 1989, Dekker 1989, Essink 1978, Bijkerk ongepubl.
- Eems-Dollard : Van Arkel & Mulder 1982, Essink *et al.* 1987
- Voordelta : Buijs *et al.* 1989, Craeymeersch *et al.* 1989
- Grevelingen : Valentijn 1981
- Veerse Meer : Seys & Meire 1988a, Fortuin pers. med.
- Oosterschelde : Coosen & Van den Dool 1983, Coosen 1986
- Westerschelde : Meire & Develter 1988, Vanhooren 1989, Ysebaert & Meire 1990

2 Ontwikkelingen in populatiedichtheid en biomassa

2.1 Waddenzee en Eems-Dollard

Van het voorkomen van de wadpier in de eerste helft van deze eeuw kan men slechts een globale indruk krijgen. De soort was "zeer gemeen" (Horst 1922) op "het strand onze Noordzee-eilanden" en het Groninger wad (zie ook: Ritzema Bos 1872). Populatiedichtheden van 15 tot 70 dieren per m^2 konden volgens Schuurmans Stekhoven Jr. (194?) worden aangetroffen in de meer zanderige gedeelten van het wad.

In de jaren 1954 tot 1958 voerden leden van de Vogelwerkgroep en Strandgroep van NJN en KNNV bemonsteringen uit op diverse plaatsen langs de kust, waaronder het Balgzand, het wad bij het Horntje op Texel, het wad onder Vlieland en de Boschplaat op Terschelling. Swennen (1960) vat de resultaten van dit onderzoek samen en noemt voor *Arenicola* dichtheden van 30-70 individuen per m^2 . Deze range had betrekking op het voorkeursbiotoop (zandig tot gemengd wad), dat op genoemde locaties kon worden aangetroffen. De aantallen werden bepaald door het tellen van de verse faeceshoopjes, één uur nadat het wad was gladgemaakt (Swennen, pers. med.).

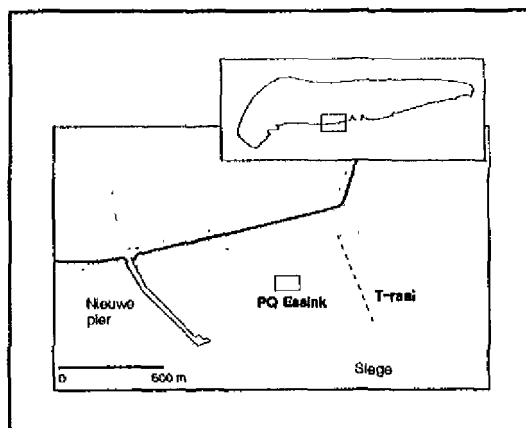
De Werkgroep voor Oecologisch Wadonderzoek schatte in de beginjaren '60 het gemiddeld aantal wadpijlen in het wad onder Vlieland op $12 m^{-2}$ (Verwey 1966).

Systematische bemonsteringen die gevat kunnen worden in tijdreeksen namen een aanvang in de zestiger jaren op het wad onder Schiermonnikoog (1960-1974), het Groninger wad (1969-heden) en het Balgzand (1969-heden). In het Eems-Dollard-estuarium werd in 1974 begonnen met monitoringonderzoek. In de jaren '70 en '80 zijn op diverse andere locaties in de Waddenzee bemonsteringen uitgevoerd, met een minder frequent of incidenteel karakter (zie bijv. Beukema 1989). Voor een beschrijving van de ontwikkelingen op langere termijn worden hieronder de waarnemingen van

Schiermonnikoog, het Groninger Wad, het Balgzand en het Eems-Dollard estuarium besproken.

Schiermonnikoog

Van Schiermonnikoog stamt de tijdreeks die het verst terug gaat. De meest frequente bemonsteringen vonden plaats langs de "T-raai", een raai van ongeveer 800 m lengte in het verlengde van de palen T en de voormalige T' lopend van de kwelderrand tot de geul (figuur 1). In de periode 1960 tot 1971, werd deze raai jaarlijks bemonsterd, meestal in de maand juli, met een onderbreking in de jaren 1965-66. Aanvankelijk werden de monsternemingen verricht door leden van de NJN, later door medewerkers en studenten van het Zoölogisch Laboratorium van de RU Groningen. Het merendeel van de waarnemingen is alleen gerapporteerd in interne verslagen.



Figuur 1 Ligging van de T-raai en het PQ-Essink op het wad onder Schiermonnikoog.

De reeks T-raai-waarnemingen overlapt de maandelijkse bemonsteringen van Essink in de periode 1969-1974. Deze bemonsteringen werden uitgevoerd in een permanent kwadraat (PQ) gelegen in de nabijheid van de T-raai op ongeveer 300 m vanaf de kwelderrand (figuur 1). De mediane korrelgrootte in dit PQ bedroeg ca. $150 \mu m$ (Essink 1978).

Tabel 1 Gemiddelde dichtheid ($n \cdot m^{-2}$) van *Arenicola marina* op het wad onder Schiermonnikoog berekend over drie trajecten van de T-raai; de waarnemingen van 1969-1974 hebben betrekking op een PQ van K. Essink.

Datum	0-200 m	200-400 m	400-.. m	Bron
1960 juli	78,7	62,5	32,5	Vader (1961)
1961 aug	66,4	47,9	42,6	Kanis & Vader (n.p.)
1962 juli	48,3	51,3	45,8	Beukema & Emeis (n.p.)
1963 april	4,0	28,5	31,3	Beukema (n.p.)
1964 juli	10,8	35,0	42,3	Hulscher (n.p.)
1967 juli	52,0	55,0	34,4	Hulscher (1968)
1968 juni	40,2	42,0	28,6	Hulscher (n.p.)
1969 juli		48,7		Essink (n.p.)
1970 mei/aug		51,8		Essink (n.p.)
1971 jun/aug		42,5		Essink (n.p.)
1972 juli		51,9		Essink (n.p.)
1973 juli		38,0		Essink (n.p.)
1974 mei/aug		60,2		Essink (n.p.)
1990 aug	40,7	27,3	32,3	Bijkerk (n.p.)
Mediane korrelgrootte (μm) ¹⁾		150		Essink (1978)
Siltgehalte (% W/W <16 μm) ¹⁾		5		Essink (1978)

¹⁾Bepaald in 1973

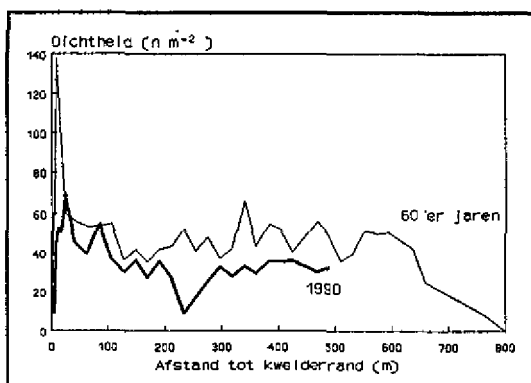
In beide dataseries werd de dichtheid van *Arenicola* bepaald door het tellen van faeces-
hoopjes in 4-10 proefvlakken van 1 m². Om
actuele gegevens te verzamelen is de T-
raai op 3 en 4 augustus 1990 opnieuw
bezoekt.

Om de T-raai en PQ-gegevens te kunnen
integreren zijn de T-raai waarnemingen
uitgesplitst over de trajecten 0-200 m, 200-
400 m en 400 m tot verder, gerekend vanaf
de kwelderrand. Van het PQ zijn alleen de
juli-waarnemingen gebruikt of, indien ont-
brekend, het gemiddelde van de juni- en
augustuswaarnemingen. Bij schattingen op
basis van faecestellingen moet rekening
gehouden worden met een seizoensvariatie
in de waargenomen dichtheid, met in het
algemeen hogere dichtheden in de periode
juni-augustus (zie paragraaf 4.8.3).

Uit tabel 1 blijkt dat de zomergemiddelde
aantallen wadpieren per m² in de jaren 1960-

1974 tussen 40 en 60 schommelden. Het
relatief lage gemiddelde in 1963 moet
beschouwd worden als een gevolg van de
strengere winter 62/63. Figuur 2 toont dat
(volwassen) *Arenicola*'s over het grootste deel
van het transect een gelijkmatige dichtheid
vertoonden met een vlakke top tussen 200
en 500 m vanaf de kwelder. In sommige jaren,
bijvoorbeeld 1960-1962, werden hoge aantallen
juveniele dieren gevonden (100-200 m²) in
de eerste 20 m van de raai (figuur 2).

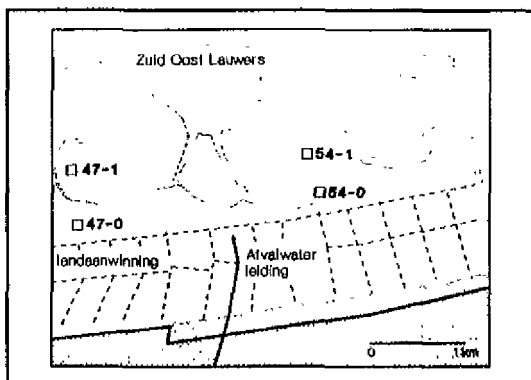
Het huidige verloop van *Arenicola* langs de
T-raai is anders dan in de zestiger jaren
(figuur 2). Tussen 200 en 300 m vanaf de
kwelderrand zijn de dichtheden relatief laag;
in deze zône komt veel *Pygospio* en
Heteromastus voor. De gemiddelde dichtheid
direct buiten dit gebied bedroeg in augustus
1990 30 à 40 (volwassen) individuen per m².
Dit is wat lager dan het meerjarig gemiddelde
over de periode 1960-1974.



Figuur 2 Dichtheidsverloop van *Arenicola* langs de T-raai op Schiermonnikoog in juli/augustus, gemiddeld over de zestiger jaren en in 1990.

Het Groninger wad

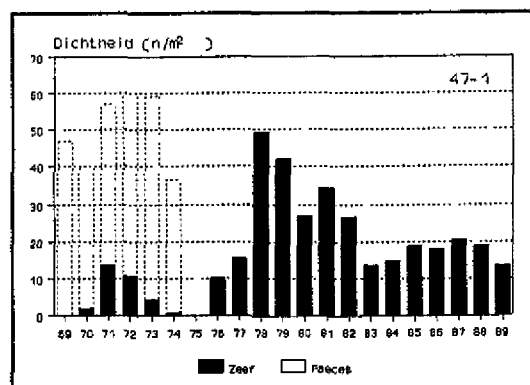
Door Essink is in de periode 1968-1974 onderzoek verricht naar de effecten op de bodemfauna van afvalwaterlozingen via de persleiding van Hoogkerk (zie Essink 1978). Hierbij werden ondermeer vier permanente kwadraten (PQ's) van 30x30 m² meerdere malen per jaar bemonsterd. Figuur 3 toont de ligging op het Groninger wad. Na 1974 zijn deze kwadraten opgenomen in een monitoringprogramma voor bodemfauna van het RIZA en later de DGW.



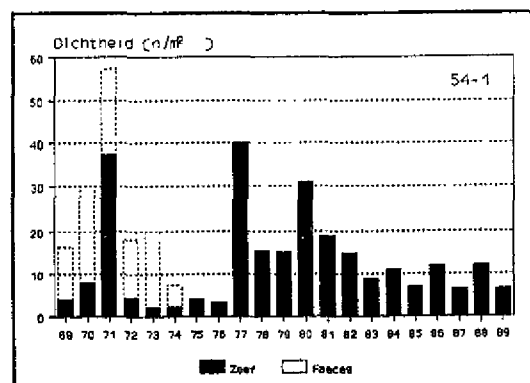
Figuur 3 Ligging van de vier PQ's op het Groninger wad (Bron: Essink 1978).

In de jaren 1969-1974 zijn dichtheidsschattingen gemaakt op basis van zowel faecestellingen (rond de PQ's) als sedimentcores (in de

PQ's), gestoken tot op een diepte van 20-25 cm (Essink 1978, Essink & Beukema 1986). In de meeste gevallen is er een groot verschil tussen beide schattingen, omdat de grotere individuen met deze steekbuizen niet kwantitatief bemonsterd worden; de sedimentcores werden door Essink (1978) gebruikt om een schatting te kunnen maken van de dichtheid van juveniele wadpieren. Vanaf 1975 is alleen de steekbuisbemonstering voortgezet in een frequentie van 2-5 keer per jaar. De figuren 4 en 5 tonen de dichtheidsveranderingen in de PQ's 54-1 en 47-1, waarin door Essink (1978) de hoogste dichtheden werden gevonden; zeefwaarnemingen zijn jaargemiddelden, faeceswaarnemingen zijn zomergemiddelden.



Figuur 4 Dichtheid van *Arenicola* (zeef- en faeceswaarnemingen) op het Groninger wad (PQ 47-1) in 1969-1989 (Bronnen: Essink 1978, DGW n.p.).

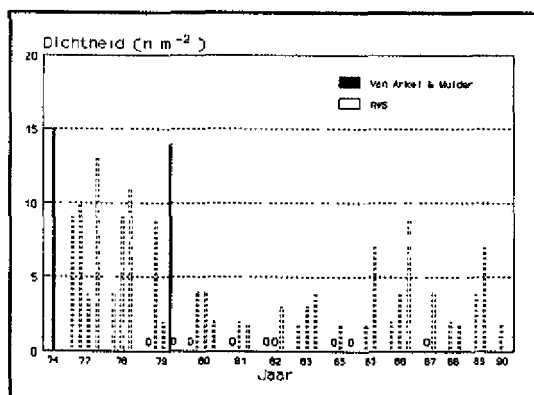


Figuur 5 Dichtheid van *Arenicola* (zeef- en faeceswaarnemingen) op het Groninger wad (PQ 54-1) in 1969-1989 (Bronnen: Essink 1978, DGW n.p.).

De waarden voor 1988 en 1989 zijn geschat uit biomassabepalingen, onder aanname van een individuele biomassa van 200 mg AVDW (resultaten RIZA-bemonstering 1976). In het PQ 47-1 lagen de totale dichtheden in de beginjaren '70 in dezelfde grootte-orde als op Schiermonnikoog: 40-60 m⁻². In PQ 54-1 waren de jaarlijkse variaties groter. De steekbuisbemonsteringen tonen voor beide PQ's een aanzienlijke fluctuatie in de dichtheid van juveniele wadpieren. Vanaf 1983 echter zijn de dichtheden relatief stabiel.

Het Eems-Dollard estuarium

De wadpier komt in het gehele estuarium voor behalve in het zuidelijke, slikkige deel van de Dollard; de gemiddelde dichtheden in 1974-1975 lagen tussen 14 en 67 m⁻² en bleken in 1979 niet significant veranderd (Van Arkel en Mulder 1979 en 1982). In het noordelijk deel van de Dollard, op de Heringsplaat, wordt door medewerkers van Rijkswaterstaat vanaf 1977 de bestandsontwikkeling van macrofauna gevolgd, door steekbuisbemonstering tot op 30 cm diepte. De gevonden aantallen zijn weergegeven in figuur 6, met de gegevens van Van Arkel en Mulder. De gemiddeld lagere dichtheid vanaf 1980 houdt wellicht verband met de overschakeling op kleinere steekbuizen (230 in plaats van 300 cm²; Essink *et al.* 1987).

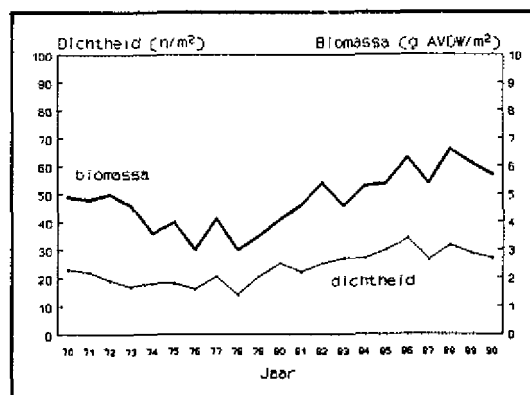


Figuur 6 Dichtheid van *Arenicola marina* op de Heringsplaat, Eems-Dollard, in de jaren 1974 en 1977-1990 (Bronnen: Van Arkel en Mulder 1979 en 1982; DGW n.p.).

Balgzand

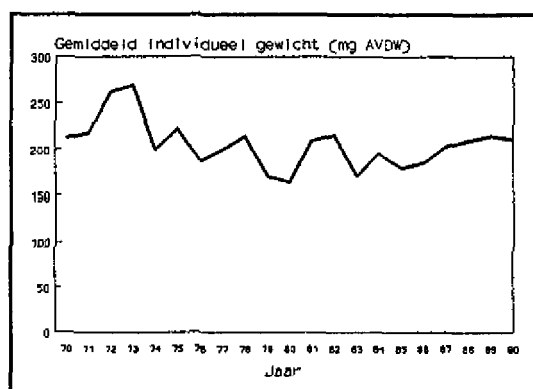
Van de bodemfauna van het Balgzand worden sinds 1969 gegevens verzameld door dr. J.J. Beukema van het NIOZ. In dit platengebied zijn 12 transecten van 1 km lengte en 3 kwadraten van elk 900 m² gesitueerd (Beukema 1988). Bij de bemonstering worden steekbuizen gebruikt waarmee cores van 30 à 40 cm (sinds 1970) worden verzameld (Beukema 1974a). Langs de transecten worden één- tot tweemaal per jaar 50 monsters genomen (totaal 0,9 of 0,45 m² per -transect), in de kwadraten minstens viermaal per jaar 9-16 (elk van 0,1 m²). De monsters worden uitgezeefd over 1 mm.

Omstreeks de helft van het Balgzand is "gemengd wad" met een mediane korrelgrootte van 130-160 µm en 2-5% slib, hier gedefiniëerd als de deeltjes < 60 µm (Beukema 1974a). Op het hoger gelegen deel onder de kust komt slikkig wad voor met een mediane korrelgrootte van 80-130 µm en een slibgehalte van meer dan 5%. Dit gebied beslaat een oppervlakte van ongeveer 20%. Het geëxponeerde noordelijke deel van het Balgzand bestaat uit zandig wad met een mediane korrelgrootte van 160-200 µm en minder dan 1% slib (Beukema 1974a). Deze sedimenteigenschappen zijn bepaald omstreeks 1970 en zijn in grote trekken ongewijzigd gebleven (Beukema, pers. med.).



Figuur 7 Dichtheid en biomassa van *Arenicola* op het Balgzand; voorjaarsgemiddelden van alle (15) locaties (Bron: Beukema n.p.).

In de zeventiger jaren nemen de voorjaarsgemiddelde dichtheid en biomassa van *Arenicola* op het Balgzand geleidelijk af (figuur 7). Na 1978 stijgen beide, terwijl vanaf 1986 weer sprake is van een daling. Ook het verloop van het gemiddelde individuele gewicht toont een omslagpunt omstreeks het jaar 1979 (figuur 8). De serie warme winters in de periode 1972-1978 en de strenge winters in 1978/1979 en 1984-1987 zullen effect hebben gehad op het populatieverloop van de wadpier, via predatie, migratie en de ontwikkeling van juvenielen (Beukema & De Vlas 1979, Beukema 1990). Dit wordt bediscussieerd in paragraaf 4.8.



Figuur 8 Individuele gewicht van *Arenicola* op het Balgzand; voorjaarsgemiddelden van alle (15) locaties (Bron: Beukema n.p.).

2.2 Het Grevelingenmeer

Het huidige, getijloze Grevelingenmeer kwam tot stand door de afsluiting van de Grevelingendam, aan de zijde van de Krammer, in 1964 en de voltooiing van de Brouwersdam, aan de Noordzeekant, in 1971. In de daaropvolgende zeven jaar daalde het chloridegehalte van 17 ‰ tot 12 ‰ in 1978 (Nienhuis 1986). In mei 1978 kwam een doorlaatwerk in de Brouwersdam gereed waarmee Noordzeewater opnieuw in het Grevelingenmeer kon worden gelaten. De watertoevoer vanuit de Noordzee via deze Brouwerssluis bedraagt omstreeks 85% van de totale waterbelasting op het Grevelingen-

meer (Nienhuis 1986). Al in de loop van 1979 kwam het chloridegehalte hierdoor weer terug op het niveau van 16 à 17 ‰, zonder de fluctuaties van vóór 1964 (zie Peelen 1967).

De verspreiding en productie van de bodemfauna in de jaren voor de afsluiting van de Brouwersdam zijn gerapporteerd door Wolff en De Wolf (1977). De wadpier, *Arenicola marina*, werd alleen in de intergetijdzone gevonden op 85,7% van de stations. Voor de bemonstering van deze zone werden sedimentkernen gestoken tot op een diepte van minstens 40 cm. In het sublitoraal, bemonsterd met een Van-Veenhapper, werd de soort niet aangetroffen. De gemiddelde biomassa van de wadpier op de droogvallende platen en slikken werd in 1970/1971 geschat op 4,7 g AVDW m⁻². Bij een individuele biomassa van 127 mg (Wolff & De Wolf 1977) zal de dichtheid gemiddeld 37 m⁻² hebben bedragen. De jaarlijkse productie van *Arenicola* op de Slikken van Flakkee werd begroot op 3,32-8,75 g AVDW m⁻². Zes jaar na de afsluiting werd de productie op deze nu permanent onder water staande slikken geschat op 2 g AVDW m⁻².j⁻¹ (Koniuszek 1979). Door de beëindiging van het getijregiem ging echter een oppervlakte van ca. 29 km² aan intergetijdgebied voor de wadpier verloren (Lambeck 1986).

In het huidige Grevelingenmeer is *Arenicola* waargenomen tot op 12 m diepte (Valentijn 1981, p 37). Bij het jaarlijkse bestandsonderzoek van bodemfauna, dat sinds 1981 is uitgevoerd door het DIHO (o.a. Lambeck *et al.* 1989, Fortuin & Altena 1990), wordt deze soort echter niet kwantitatief bemonsterd. Op de locaties dieper dan 2 m wordt gebruik gemaakt van een Van-Veenhapper. Deze dringt onvoldoende diep in het sediment om de eventuele grotere wadpieren te vangen (Beukema 1974b, Weeber 1980).

Bij het laatste bestandsonderzoek in het voorjaar van 1989 werd de soort in geen enkele hap aangetroffen (Fortuin, pers. med.). Op de ondiepere locaties waar gemonsterd wordt met steekbuis of flushing sampler, werd de wadpier op 20% van de stations gevonden (Fortuin & Altena 1990; Fortuin, pers. med.).

De waargenomen maximale dichtheid bedroeg 40 m^{-2} en de bijbehorende biomassa $1,2 \text{ g AVDW m}^{-2}$. Hieruit volgt een individuele biomassa van slechts 30 mg AVDW .

Valentijn (1981) vond in de periode maart-oktober 1977 dichtheden van gemiddeld $10-114 \text{ m}^{-2}$ tot op ca. 20 cm diepte in de bodem, exclusief postlarvale stadia. De dichtheid was het hoogst op een station gelegen op een voormalige zandplaat (het "Plaatje"), op slechts 1 m diepte. Vergeleken met een gemiddeld intergetijdengebied in de Waddenzee was de biomassa redelijk hoog: $6,0 \text{ g.m}^{-2} \text{ AVDW}$. Uit deze gegevens volgt eveneens een lage individuele biomassa van ca. 50 mg . Ook bij deze steekbuisbemonstering zou een deel van de volwassen dieren gemist kunnen zijn.

Op het zandige maar 3 m diep gelegen station waren gemiddelde dichtheid en biomassa beduidend lager: resp. 23 m^{-2} (excl. larvale stadia) en $2,3 \text{ g.m}^{-2}$ (totaal). Binnen het traject van $0,3-1,5 \text{ m}$ diepte kon Koniuszek (1979) echter geen verband aantonen tussen biomassa en waterdiepte, langs een drietal raaien op de Slikken van Flakkee. Een interessante waarneming uit het onderzoek van Valentijn betreft de stagnatie in de verdere ontwikkeling van postlarvale dieren (Benham -stadia) op het relatief slijkige, op 3 m diepte gelegen station. Juist op deze locatie vond hij de hoogste dichtheid van deze stadia. Vermoed werd dat opgroei voornamelijk plaatsvindt in de ondiepere (zandiger) gebieden, waarna een deel van de dieren migreert naar diepere gedeelten.

Tabel 2 Dichtheid, biomassa, individuele biomassa en frequentie van *Arenicola* in vijf dieptezones in het Veerse Meer (Data en bronnen: 15 okt. 1987: Seys & Meire 1988a; 30 mrt. 1988: Seys et al. 1988; eind aug. 1989: A. Fortuin n.p.).

Variabele	Jaar	0-1 m	1-2 m	2-4 m	4-7 m	7-.. m
Dichtheid (n.m^{-2})	1987	nd	0	2,7	5,7	1,5
	1988	nd	8,0	15,0	18,6	7,5
	1989	24,4	20,0	3,8	12,2	2,7
Biomassa (mg.m^{-2})	1987	nd	0	3,7	25,6	2,2
	1988	nd	104,2	154,9	119,9	55,3
	1989	2394,4	69,0	9,85	96,22	3,0
Individuele biomassa (mg)	1987	nd	0	1,4	7,5	1,4
	1988	nd	23,0	7,4	14,0	9,5
	1989	103,6	7,0	2,0	4,6	1,1
Aantal monsters met <i>Arenicola</i> (%)	1987	nd	0	13	15	8
	1988	nd	15	28	40	29
	1989	44	83	23	33	27

Tabel 3 Dichtheid, biomassa, individuele biomassa en frequentie van *Arenicola* in de drie gebiedsdelen in het Veerse Meer (Data en bronnen : 15 okt. 1987: Seys & Meire 1988a; 30 mrt. 1988: Seys et al. 1988; eind aug. 1989: A. Fortuin n.p.).

Variabele	Jaar	West	Midden	Oost
Dichtheid (n.m ⁻²)	1987	5,9	1,4	1,2
	1988	14,1	21,4	5,9
	1989	11,3	6,7	5,0
Biomassa (mg.m ⁻²)	1987	22,7	2,0	1,7
	1988	43,8	270,9	64,9
	1989	64,8	27,6	11,5
Individuele biomassa (mg)	1987	5,5	1,4	1,4
	1988	3,1	14,3	16,3
	1989	4,2	6,1	1,7
Aantal monsters met <i>Arenicola</i> (%)	1987	18	7	6
	1988	18	50	18
	1989	33	42	33

2.3 Veerse Meer

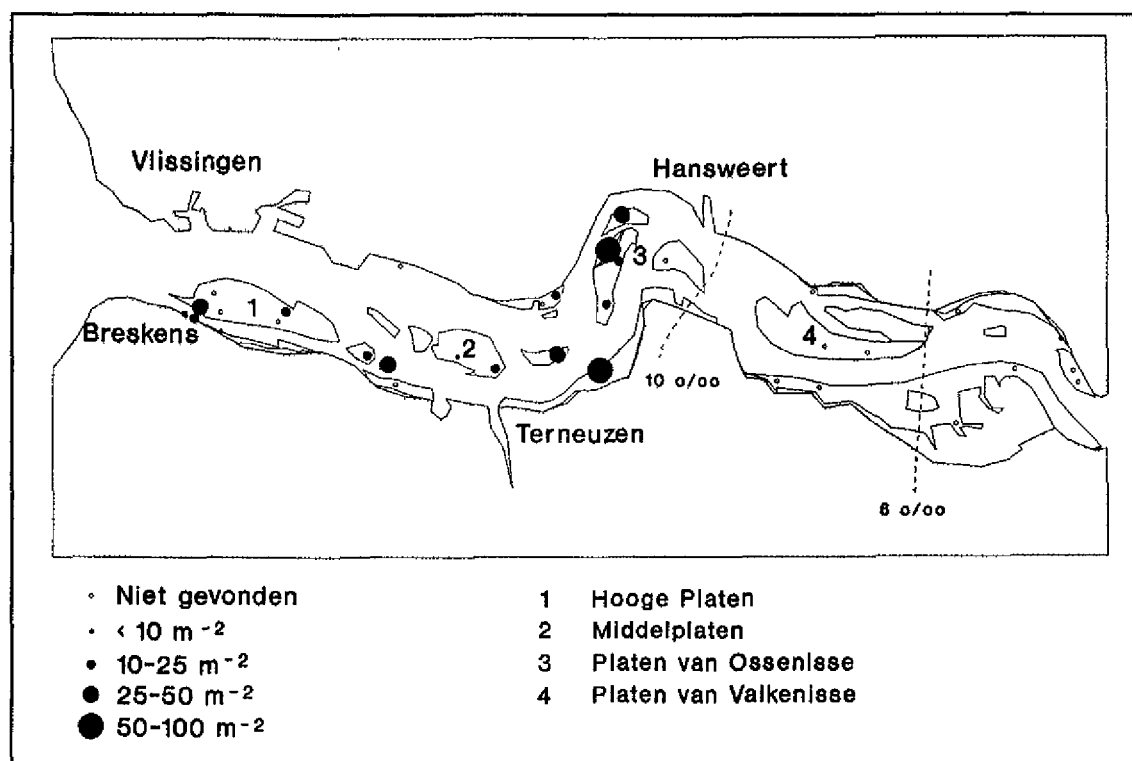
Door de voltooiing van de Zandkreekdijk in 1960 en de Veersedijk in 1961 werd het huidige Veerse Meer afgesloten van Oosterschelde en Noordzee. Sinds die tijd kent het waterbeheer een zomerpeil op NAP en een winterpeil op NAP -0,70 m, met sinds 1970 een tussenpeil van NAP -0,30 m in de nazomer en herfst (Directie Zeeland 1990). De peilverhoging komt tot stand door het inlaten van Oosterscheldewater via de Zandkreekdijk. Bepalend voor de kwaliteit van het meer is het voedselrijke water uit de omliggende polders en uit het Kanaal door Walcheren dat in het meer terecht komt. Het chloridegehalte in g.dm⁻³ schommelt de laatste tien jaar tussen 8 ('s winters) en 12 ('s zomers; Seys & Meire 1988b). In dit getijloze, brakke en sterk geëutrofiëerde meer ontwikkelt zich elke zomer een omvangrijke zeesla-vegetatie, zijn grote delen van de bodem bedekt met een laag slib rijk en aan organische stof en is de zuurstofhuishouding problematisch, met name in de diepere delen. Momenteel wordt dan ook gezocht naar een alternatief waterkwantiteitsbeheer.

Met het oog op deze beheerswijziging zijn in 1987 en 1988 inventarisaties uitgevoerd van het macrozoöbenthos (Seys & Meire 1988a, Seys et al. 1988). In 1989 is een bestandsopname verricht ten behoeve van het DGW-project BIOMON (Fortuin & Brummelhuis 1990). Voorts hebben Seys en Meire (1988b) een overzicht gemaakt van de benthische macrofauna over de periode 1959-1988.

De recente bemonsteringen werden verricht met behulp van een Van-Veenhapper. Alleen in 1989 werden ook op een aantal ondiepe locaties monsters genomen met behulp van steekbuizen. De individuele biomassa verschilt aanzienlijk tussen de steekbuismonsters (diepte 0-1 m) en de hapmonsters (diepte 1- > 7 m; zie tabel 2). Dit wijst erop dat met de gebruikte Van-Veenhapper alleen de kleinere wadpieren in de bovenste sedimentlaag bemonsterd worden. Men moet er daarom vanuit gaan dat de dichtheids- en biomassagegevens in tabel 2 en 6 een onderschatting geven van het werkelijke bestand van de wadpier in het Veerse Meer. Om de gebiedsgemiddelden van de laatste

jaren vergelijkbaar te houden zijn de steekbuisresultaten niet verwerkt in tabel 3. Volgens Seys & Meire (1988b) is de wadpier één van de organismen die de laatste jaren in aantal zijn toegenomen in het Veerse Meer. De recente toename in de ondiepere delen van het meer (0-2 m) wordt beschouwd als een recolonisatie na de strenge winters in de periode 1984/1985-1986/1987.

Op basis van biomassagegevens verkregen uit steekbuis- en flushing-sampler-bemonsteringen in de ondiepere delen (zie Fortuin 1986) werd de gemiddelde biomassa voor de dieptezone 0-5 m in 1988 geschat op $0,72 \text{ g.m}^{-2}$ (Seys & Meire 1988b). *Arenicola* is nog aangetroffen op 14 m diepte (Seys & Meire 1988a).



Figuur 9 Verspreiding van de wadpier op slikken en platen in de Westerschelde, najaar 1987/1988 en de 10 ‰ Cl-isohaliene (Bronnen: Meire & Develter 1988, Vanhooren 1989).

2.4 Westerschelde

In de Westerschelde behoort de wadpier niet tot de dominante macrobenthossoorten (Meire & Develter 1988). Het dier is bekend van zandige platen en oevers in de intergetijdenzone van het mariene deel en van het overgangsgedebiet naar het brakke deel (figuur 9). Bij recente bemonsteringen in het sublitoraal is *Arenicola* niet gevonden (Ysebaert & Meire 1990, Ysebaert *et al.* 1990). *Arenicola marina* is een euryhaline soort die

in estuaria is aangetroffen tot aan isohaliënen van 5 à 8 ‰ Cl⁻ (Wolff 1973, Michaelis 1981). Te Hansweert bedraagt het jaargemiddelde chloridegehalte omstreeks 10 ‰ Cl⁻ (Werkgroep Waterbeheer Westerschelde 1989a). In monsters van oostelijker gelegen locaties, zoals de Platen van Valkenisse, is de wadpier de laatste tien jaar echter niet meer gevonden. Het voorkomen op de Platen van Valkenisse en op het Schor van Baalhoek werd voor het laatst gerapporteerd door Vermeulen (1980) naar aanleiding van bemonsteringen in

september 1978. De dichtheden werden geschat op respectievelijk 20 en 17 m⁻². In de daaropvolgende tien jaar heeft de Sectie Mariene Biologie van de Rijksuniversiteit Gent het macrobenthos gemonitord op de Platen van Valkenisse en de Middelplaten (Heip *et al.* 1986, Janssen *et al.* 1988). Alleen op de Middelplaten werd *Arenicola* enkele malen aangetroffen in lage dichtheden (< 10 m⁻²).

De uitgebreidere bemonsteringen in het intergetijdengebied van de Westerschelde vertonen grote verschillen in dichtheid, biomassa en individuele biomassa, zowel ruimtelijk als temporeel (tabel 4). De gepresenteerde gegevens weerspiegelen geen duidelijke invloed van het zoutgehalte op de ruimtelijke verspreiding. Evenmin bieden zij aanwijzingen omtrent populatieontwikkelingen.

Tabel 4 Dichtheid en biomassa van de wadpier tijdens najaarsbemonsteringen in de intergetijdenezone van de Westerschelde (Bronnen: 1978: Vermeulen 1980; 1987: Meire & Develter 1988; 1988: Vanhooren 1989).

Locatie	Dichtheid (n.m ⁻²)			Biomassa (g AVDW.m ⁻²)			Indiv. biomassa (mg)		
	1978	1987	1988	1978	1987	1988	1978	1987	1988
Hoofdplaat	-	21	?	-	1,50	0,83		71,4	?
Plaet van Breskens	-	0	38	-	0	7,92	0		208,4
Hooge Platen	-	16	-	-	0,06	-		3,9	
Hoge Springer	-	0	0	-	0	0			
Lage Springer	-	0	11	-	0	2,94			267,4
Middelplaten West	10	-	23	0,26	-	7,01	26,0		305,0
Middelplaten Oost	-	31	0	-	0,56	0		17,8	
Plaet van Baarland	-	16	-	-	0,28	-		17,8	
Platen van Hulst	-	63	-	-	1,12	-		17,8	
Rug van Baarland	-	-	23	-	-	13,17			572,8
Platen van Ossenisse	-	16-79	0	-	0,27-1,37	0		17,6	
Molenplaat	-	47	-	-	1,16	-		24,7	
Schor van Baalhoek	17	0	0	0,44	0	0	25,9		
Platen van Valkenisse	20	0	0	0,13	0	0	6,5		

3 Plaats in het voedselweb

De tekst in dit hoofdstuk vormt een beknopte toelichting zonder referenties bij figuur 10, waarin de koolstofstromen van en naar het volwassen dier zijn geschematiseerd. In hoofdstuk 4 wordt dieper ingegaan op de ecologie van deze polychaet.

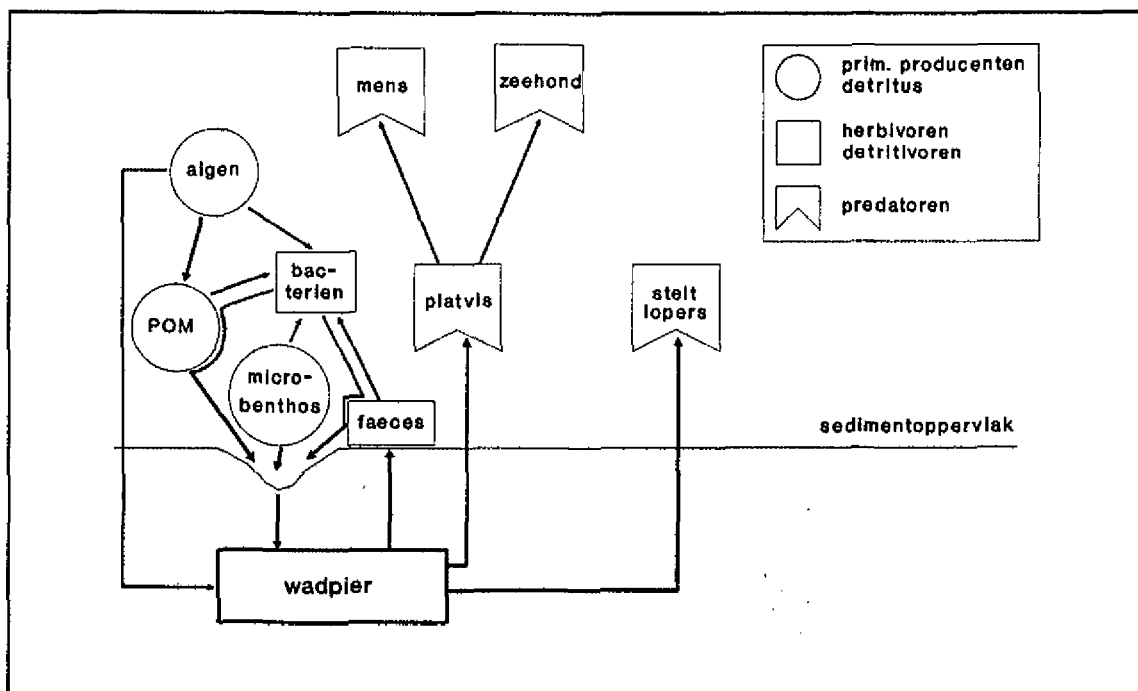
Mogelijke uitzonderingen zijn vers gesedimenteerde plankton en "ondergesneeuwd" microbenthos. De bacteriën die op de detritusdeeltjes (POM) leven zullen daarentegen een belangrijke voedselbron kunnen vormen.

Voeding

Arenicola marina leeft ingegraven in de bodem van eu- tot mesohaliene wateren. De best ontwikkelde bestanden bevinden zich op zandige sedimenten in de intergetijdenzone. De volwassen dieren leven hier op 20-40 cm diepte, maar eten sediment dat afkomstig is van het wadoppervlak. Hij voedt zich met de organische fractie van dit sediment, waarvan bentische diatomeeën (in de intergetijdenzone) en bacteriën belangrijke componenten zijn. Macroalgen en detritus lijken slecht verteerbaar voor het dier.

Predatie

Bij laag water fourageren diverse steltlopers als wulp, rosse grutto en scholekster op *Arenicola*. Bij hoog water vormen volwassen wadpieren een belangrijk prooidier voor schol en bot. In de meeste gevallen happen deze platvissen alleen de staarteinden van de wormen af, die gemakkelijk regenereren. Voor de schol stoelt de kinderkamerfunctie van de Waddenzee in belangrijke mate op deze consumptie van *Arenicola*: tot 30% van het voedselgewicht van 1- en 2-jarige schol bestaat uit staarteinden van de wadpier.



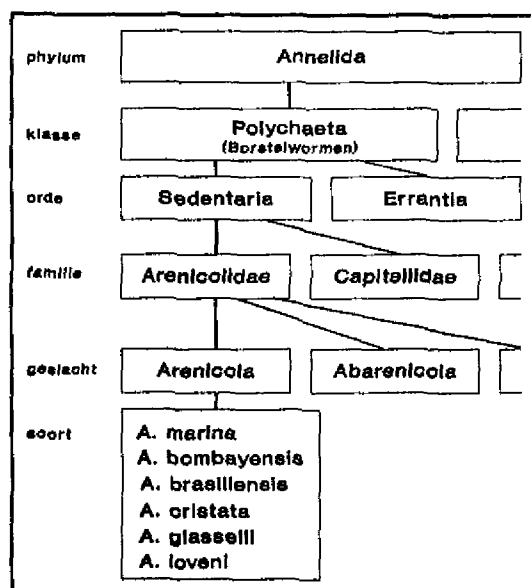
Figuur 10 Plaats van *Arenicola marina* in het voedselweb; de pijlen geven de richting aan van de meest relevante koolstofstromen.

4 Biologie en ecologie

4.1 Taxonomie

De borstelworm *Arenicola marina* (van het Latijnse *arena* = strand en *colere* = graven), werd in 1758 beschreven door Linnaeus onder de soortnaam *Lumbricus marinus*. In literatuur uit de vorige eeuw wordt de soort aangeduid als *Arenicola piscatorum* (bijv. Ritzema Bos 1872). Sinds ca. 1890 wordt algemeen de naam *A. marina* gebruikt. De Nederlandse naam is zeepier of wadpier (Eng. common lugworm, blow lug; Du. Wattwurm, Sandpier, Köderwurm; Fra. arénicole).

Naast *A. marina* zijn nog elf zeepiersoorten (Eng. lugworms) beschreven. Zij zijn ondergebracht in twee genera, *Arenicola* en *Abarenicola*, die deel uit maken van de familie der Arenicolidae. Door het bezit van een duidelijk afgetekend, borstelloos staartdeel onderscheiden de zeepiers zich morfologisch van andere soorten uit deze familie. Binnen het geslacht *Arenicola* worden zes soorten onderscheiden (figuur 11), op grond van kleine verschillen in de in- en uitwendige morfologie (Wells 1963).



Figuur 11 Systematische positie van *Arenicola marina*.

Van *Arenicola marina* zijn drie subspecies beschreven, met een geografisch geïsoleerd verspreidingsgebied (Wells 1963 en 1964). Langs de kusten van de Noordzee en de noordelijke Atlantische Oceaan is de ondersoort *A. marina marina* (L.) aanwezig. *A. marina schantarica* Zachs 1929 en *A. marina glacialis* Murdoch 1885 zijn bekend uit het noordelijk deel van de Pacific (zie figuur 14).

Mogelijk zal in de toekomst een tweede Westeuropese wadpiersoort beschreven worden. In Britse kustwateren komen twee typen voor, die in de volksmond worden aangeduid als de rode en de zwarte wadpier. In Wales kunnen zowel monotypische als gemengde (sympatrische) populaties gevonden worden (Cadman & Nelson-Smith 1990). De rode variant vormt de bekende trechtertjes en J-vormige woonbuizen; de zwarte leeft in een nagenoeg verticale woonbuis tot op een diepte van 50-100 cm en vormt geen trechters. Ook genetisch vertonen de twee typen een aantal significante verschillen (Cadman & Nelson-Smith 1990), zodat in de toekomst wellicht besloten zal worden om de zwarte wadpier als aparte soort te onderscheiden. Nederlandse waarnemingen van deze zwarte vorm zijn ons niet bekend; voor het aantreffen ervan is een diepere bemonstering dan gangbaar vereist, zodat deze vorm makkelijk over het hoofd kan worden gezien. Aan de andere kant suggereert de aanduiding 'laminarian variety' (Gamble & Ashworth 1898) dat dit dier een binding heeft met rotsachtige kusten, met goed ontwikkelde bruinwervevegetaties.

4.2 Morfologie

Uitwendig

Arenicola marina is een stevige worm waarvan de lichaamslengte doorgaans tussen 10 en 20 cm ligt (Krüger 1971, De Wilde & Farke 1981). Grotere exemplaren kunnen gevonden worden in de zeegaten van de Waddenzee en het sublitoraal van de Franse en Engelse

kust (De Wilde & Farke 1981). De maximaal waargenomen lengte is 36 cm (Ashworth 1904).

Aan het lichaam van de wadpier zijn drie delen te onderscheiden : een relatief dik voordeel zonder kieuwen, een middendeel met kieuwen en een relatief dun, kieuwloos en borstelloos staartdeel (figuur 12). Jonge dieren zijn meestal vleeskleurig, oudere zijn rood tot roodbruin of zwartbruin. Deze donkere kleur wordt veroorzaakt door het pigment melanine en door afbraakprodukten van haemoglobine (Krüger 1971). Sommige dieren bezitten een groene teint, als gevolg van de kleurstof arenicochroom (Van Duijn *et al.* 1951).

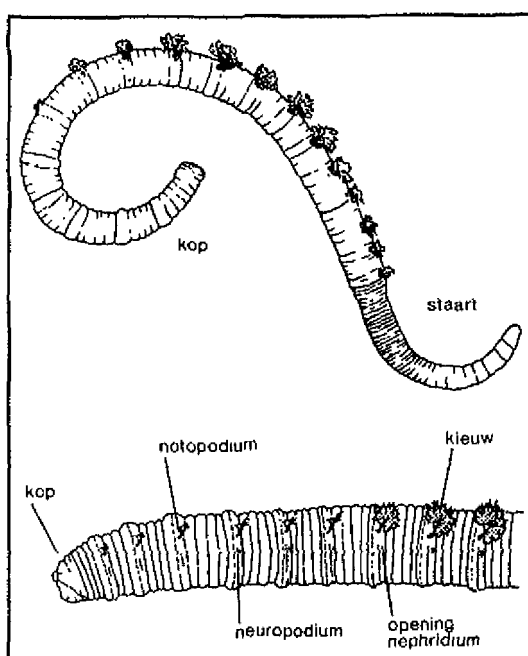
Wadpieren bezitten geen kaken of mondpalpen. Sedimentdeeltjes worden opgenomen met behulp van de uitstulpbare, met papillen bezette proboscis (Krüger 1971). Het prostomium is vaak teruggetrokken in het buccaalsegment en bij jonge dieren voorzien van oogvlekken (Hartman-Schröder 1971). Dit buccaalsegment bezit één paar statocysten, die vermoedelijk een rol spelen bij de oriëntatie in het zwaartekrachtsveld (Krüger 1971). Prostomium, buccaalsegment en het daaropvolgende, borstelloze segment worden tezamen wel aangeduid als "kop" (Wells 1950 en 1963). De volgende 19 segmenten bezitten borstels; per segment één paar notopodia met lange borstels en één paar neuropodia met kleinere, gebogen chaetae. Uitwendig zijn deze segmenten opgebouwd uit vijf ringen. De borsteldragende segmenten 7-19 dragen een paar kieuwen en de segmenten 4-9 tevens een paar excretie-openingen (uitmondungen van de nephridia). Bij jonge dieren kunnen de voorste kieuwen kleiner zijn of ontbreken. Het achterlijf is kaal, zonder borstels, haken of kieuwen.

Inwendig

Het verteringskanaal van de wadpier is, overeenkomstig de bouw der Annelida, een rechte buis lopend van de mond aan de voorzijde tot de anus aan de achterzijde van het lichaam. Achtereenvolgens kunnen onderscheiden worden : proboscis, voordarm (slokdarm), maag, dunne darm en einddarm

(Krüger 1971). De morfologie van de proboscis en speekselklieren is taxonomisch belangrijk voor het onderscheid tussen *Arenicola*-soorten (Wells 1963).

De wadpier heeft een gesloten bloedvatsysteem, voorzien van een aantal verdikkingen die een hartfunctie hebben. Excretie vindt plaats via de nephridia (vergelijkbaar met nieren). Met uitzondering van het eerste paar bezitten alle nephridia een gonade. De vitale organen, zoals harten, maag en nephridia bevinden zich alle in het voorste, dikkere deel van de worm.



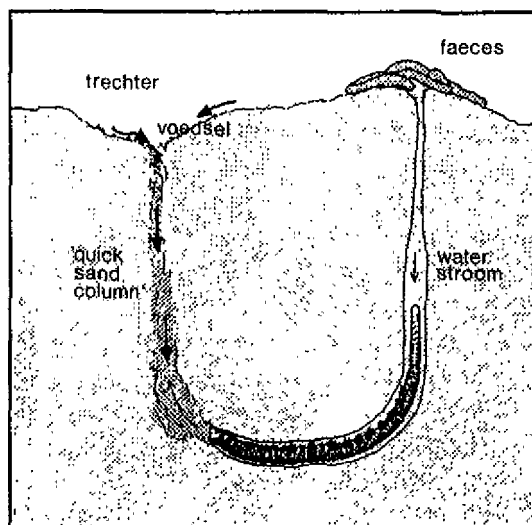
Figuur 12 Habitus van *Arenicola marina* met kop en kieuwsegmenten in detail (naar Krüger 1971, Wells 1950).

4.3 Leefwijze, voedsel en ademhaling

Surface deposit-feeder

Arenicola marina leeft ingegraven op 15 tot 40 cm diepte in een L- tot J-vormige gang. Het dier bevindt zich over het algemeen in het horizontale deel van deze gang met zijn kop naar het blinde einde (figuur 13). De wand van de gang is bekleed met mucus (Krüger 1971).

Vanaf het sedimentoppervlak zakt voortdurend materiaal in een dunne kolom (de 'quick-sand column') naar het blinde einde van de woonbuis waar het door de wadpier wordt opgenomen. Door het wegzakkende sediment vormt zich aan het oppervlak een trechter. Het open eind van de woonbuis wordt gemarkeerd door de karakteristieke faeceshoopjes. Deze opening dient niet alleen voor de defaecatie maar ook voor de toevoer van water waaruit het dier zuurstof haalt. Deze levenswijze van de wadpier biedt twee voordelen. Ten eerste is het diep ingegraven dier redelijk beschermd tegen epibenthische predatoren. Alleen bij de defaecatie, wanneer de worm met zijn staarteinde aan de oppervlakte komt, bestaat het gevaar dat dit lichaamsdeel afgehapt wordt. Ten tweede kan de wadpier zich voeden met oppervlakte-sediment, rijk aan relatief makkelijk verteerbaar materiaal (vers-gesedimenteerde detritus met bacteriën, flagellaten en ciliaten, microfytobenthos). De trechter zal immers functioneren als sedimentsval en vergroot het substraatoppervlak voor de groei van benthische diatomeeën (De Wilde 1975).



Figuur 13 Ingegraven wadpier.

Gebleken is dat *Arenicola* van tijd tot tijd een nieuwe 'quick-sand column' creëert en dat twee tot drie individuen gebruik kunnen maken van dezelfde trechter (Rijken 1979). De vraag

is hoe *Arenicola* deze toevoer van oppervlakte-sediment op gang brengt en in stand houdt. Vermoedelijk begint het dier met het uitgraven van het blinde eind van de woonbuis in een enigszins opwaartse richting. Hierbij wordt anaeroob sediment opgenomen wat teruggevonden wordt in de faeces (Rijken 1979). Door het maken van peristaltische bewegingen pompt de worm water door zijn gang (figuur 13). Dit water wordt aan het eind van de woonbuis in het sediment geperst (Van Dam 1938, Wells 1945), waardoor het sediment terplaatse wordt losgespoeld onder invloed van de zwaartekracht. Het losgespoelde sediment zakt naar beneden waar het wordt weggegeten. Bij elke volgende pompbeweging zal de kolom van 'drijfzand' zich naar boven toe uitbreiden, omdat het water de weg van de minste weerstand volgt. Uiteindelijk zakt ook het oppervlakkige sediment naar beneden en vormt zich geleidelijk een trechter. Het lijkt erop dat de worm deze drijfzandkolom gedeeltelijk vorm geeft en in stand houdt door zich van tijd tot tijd over enige afstand in de kolom naar boven te werken (Seymour 1971, Rijken 1979, Smith in Pienkowski 1983).

Zolang het wad terplaatse bedekt is met een laag water is de activiteit van *Arenicola* een ritmische aaneenschakeling van ventileren, eten en defaeceren (Wells 1966), nu en dan onderbroken door rustperiodes van minder dan één uur tot enkele dagen (Wells 1949 en 1953). Partikeltjes afkomstig uit de trechter worden binnen één tot twee getijden teruggevonden in de faeces (Rijken 1979). De voedselopname wordt gestaakt wanneer het zuurstofgehalte van het bovenstaande water laag wordt (De Wilde & Berghuis 1979b). Uit het aanbod aan substraat dat via de trechter naar beneden zakt neemt de wadpier voornamelijk de deeltjes kleiner dan ca. 300 μm op (Cadée 1976, Baumfalk 1979). Grotere partikeltjes zouden een kleinere kans hebben om tussen de papillen van de proboscis te blijven plakken (zie Krüger 1971), waardoor er sprake zou zijn van een passieve selectie op deeltjesgrootte. Grovere zandkorrels, schelpfragmenten en grotere detritusdeeltjes accumuleren op foerageerdiepte (Van Straaten 1952, Hüttel 1990), terwijl de faeces

verhoudingsgewijs minder zand bevat dan het oorspronkelijke sediment (Rijken 1979). Uit experimenten van Rijken (1979) is gebleken dat bacteriën een zeer goede voedselbron vormen, althans voor jonge wadpieren. Ook op een dieët van benthische diatomeeën vertoonden de dieren een goede groei. Daarentegen was de groei op gedroogde, gemalen zeesla, als modelsubstraat voor detritus, relatief slecht. Voor de kweek van wadpieren in het laboratorium verrijken sommige onderzoekers het sediment met een pulp van diepvries-spinazie (zie De Vlas 1979b, Bergman *et al.* 1988). Deze toevoeging stimuleert vermoedelijk vooral de groei van bacteriën, die op hun beurt geconsumeerd worden door de wadpier. *Arenicola* produceert zelf geen cellulases, wel carbohydases, lipases en proteases (Longbottom 1970b). Een ophoping van zeesla-deeltjes op de bodem van kweekbuizen met jonge *Arenicola*'s (Rijken 1979) wijst op een zekere weigering van dit substraat. Ook Pollack (1979) komt tot de conclusie dat planteresten en detritus geen belangrijke voedselbron zullen vormen. Darmonderzoek heeft aannemelijk gemaakt dat micro-organismen het voornaamste voedsel zijn (Krüger 1971, Pollack 1979). Krüger (1959) vermoedde dat dit niet alleen organismen zijn die via de quick-sand kolom naar beneden zakken, maar ook seston dat met de waterstroom de woonbuis ingevoerd wordt om vervolgens te worden afgefilterd tegen het blinde einde. De mogelijkheid van deze vorm van filter-feeding toonde Krüger (1971, p 181-182) aan via het aanbieden van een suspensie van kleurstof in het bovenstaande water. Het belang ervan ten opzichte van de deposit-feeding is in de intergetijdenzone waarschijnlijk laag. Wat de algen betreft :

bij een chlorofyl-a-gehalte van $10-30 \mu\text{g} \cdot \text{dm}^{-3}$ oppervlaktewater en een pompvermogen van $30 \text{ cm}^3 \cdot \text{h}^{-1}$ (bij 15°C ; Krüger 1971) zou een volwassen wadpier maximaal $0,3-0,9 \mu\text{g chl} \cdot \text{h}^{-1}$ af kunnen filteren; bij een chl-a-gehalte van $3-80 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ droog wadsediment (tabel 4 in Colijn & De Jonge 1984) en een sedimentverwerkingscapaciteit van $13-15 \text{ g} \cdot \text{d}^{-1}$ (zomer; Aller geciteerd door Thiel *et al.* 1984, p 289) zou een wadpier via deposit-feeding

$1,6-50 \mu\text{g chl} \cdot \text{h}^{-1}$ kunnen opnemen. In dit rekenvoorbeeld zou de bijdrage van filter-feeding slechts 0,6 tot maximaal 56% van de deposit-feeding kunnen bedragen, afhankelijk van vooral de algenbiomassa in de bovenste sedimentlaag. Krüger zelf stuitte bij zijn damanalyses nooit op duidelijke planktonorganismen in de voedselbolus.

Een derde suggestie voor een positief effect van de ventilatiestroom op het voedselaanbod betreft de stimulering van bacteriegroei, door aeratie van het sediment in de quick-sand kolom, rijk aan detritus (Hylleberg 1975). Dit "concept of gardening" komt eigenlijk neer op het feit dat de relatief gunstige condities voor de productie van bacteriële biomassa van de bovenste sedimentlaag, in stand gehouden worden tijdens het sedimenttransport naar beneden. Hieraan willen wij toevoegen dat het CO_2 -rijke water dat via de quick-sand kolom de trechter bereikt, hier een gunstig effect zal hebben op de primaire productie van het microfytobenthos. Bij voldoende licht zal deze productie tijdens laagwater spoedig beperkt kunnen worden door de beschikbaarheid van CO_2 en HCO_3^- .

Faecesproductie

Bij defaecatie kruipt het dier achterwaarts de gang uit om aan het sedimentoppervlak de snoervormige, licht verslijmde faeces achter te laten. De frequentie van defaecatie loopt uiteen van minder dan één keer per uur tijdens opkomend water tot twee à drie keer per uur tijdens hoogwater en afgaand water (Wells 1953, De Vries 1965). Vanaf twee uur na het droogvallen van het wad worden zowel hoge als lage frequenties gemeten (Cadée 1976). Dit verschil hangt waarschijnlijk samen met verschillen in watergehalte van het sediment (Linke 1939, p 259) en zuurstofgehalte van het waterlaagje dat op het wad achterblijft (De Wilde & Berghuis 1979b). De faecesproductie is relatief laag in de winter en hoog in de zomer. Cadée (1976) berekende de winterproductie per individu op gemiddeld $2,4 \text{ cm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ en de zomerproductie op $25,9-29,4 \text{ cm}^3 \cdot \text{d}^{-1}$. Deze seizoensgebonden fluctuaties hangt samen met temperatuur en voedselaanbod (Cadée 1976).

Ademhaling

Zolang het wad bedekt is met een laag water pompt de wadpier water door zijn woonbuis. Volgens waarnemingen van Wells (1945) zouden dieren op droogvallende locaties hun zuurstofvoorziening in stand proberen te houden door luchtbellen in het resterende water van hun woonbuis te drukken.

Zuurstof wordt aan het water onttrokken via de goed doorbloedde kieuwen, waarbij de haemoglobine een belangrijke rol speelt. Dit haemoglobine bereikt de 50%-verzadigingswaarde reeds bij een zuurstofspanning van 2 torr (=mm Hg); bij een zuurstofspanning van 15 torr wordt 100% verzadiging bereikt (Toulmond 1970, geciteerd door Krüger 1971).

De affiniteit van het haemoglobine is dus hoog, maar uiteindelijk zal de gaswisselings-snelheid per eenheid lichaamsgewicht bepalen hoelang een aerobe stofwisseling op gang gehouden kan worden. Uit onderzoek van Schöttler en medewerkers (1983) blijkt dat de stofwisseling van volwassen wadpieren boven een zuurstofspanning van 45 torr volledig aerob is. Tussen 15 en 45 torr worden anaerobe en aerobe verbranding gecombineerd, beneden 15 torr is de stofwisseling volledig anaerob. Hierbij wordt glycogeen afgebroken tot propionaat en acetaat. De geringere energie-opbrengst wordt ondervangen door een verlaging van het metabolisme (Schöttler 1989, Schiedek & Schöttler 1990). Op deze wijze zou *Arenicola* in staat zijn om anaerobe periodes van 5 dagen te overleven, bij een temperatuur van 8-14 °C (Schöttler 1989).

Hoewel juvenielen eveneens in staat zijn over te schakelen op een anaerobe stofwisseling zijn ze minder goed bestand tegen anaerobe omstandigheden. Beperkte glycogeenreserves en een minder groot vermogen om het metabolisme te verlagen zullen hierbij een rol spelen. Juvenielen blijken pas bij zuurstofspanningen lager dan 20 torr over te schakelen op anaerobe energieproductie, maar zelfs bij een spanning van 8 torr wordt nog een deel van de energie via aerobe stofwisseling geproduceerd. Het vermogen om bij zeer lage zuurstofspanningen nog

voldoende zuurstof op te kunnen nemen hangt waarschijnlijk samen met de hogere oppervlakte/volume-verhouding van jonge wadpieren, hun dunnere lichaamswand en hun geringere zuurstofverbruik. Shumway (1979) vond de volgende relatie tussen zuurstofopname (Y in ml $O_2 \cdot h^{-1}$) en drooggewicht (X in g), voor wadpieren met een drooggewicht tussen 0,31 en 2,72 g :

$$Y = 0,146 X^{0,68} \quad (\text{bij } 10^\circ \text{C}).$$

Juvenielen zijn in staat zich te handhaven in de zogenaamde 'broedwadden', vlak onder de hoogwaterlijn. Bij een veldmeting op zo'n locatie waren 8 uur na het droogvallen nog geen anaerobe afbraakproducten aantoonbaar (Schiedek & Schöttler 1990).

Post-spawning mortaliteit door zuurstofgebrek?

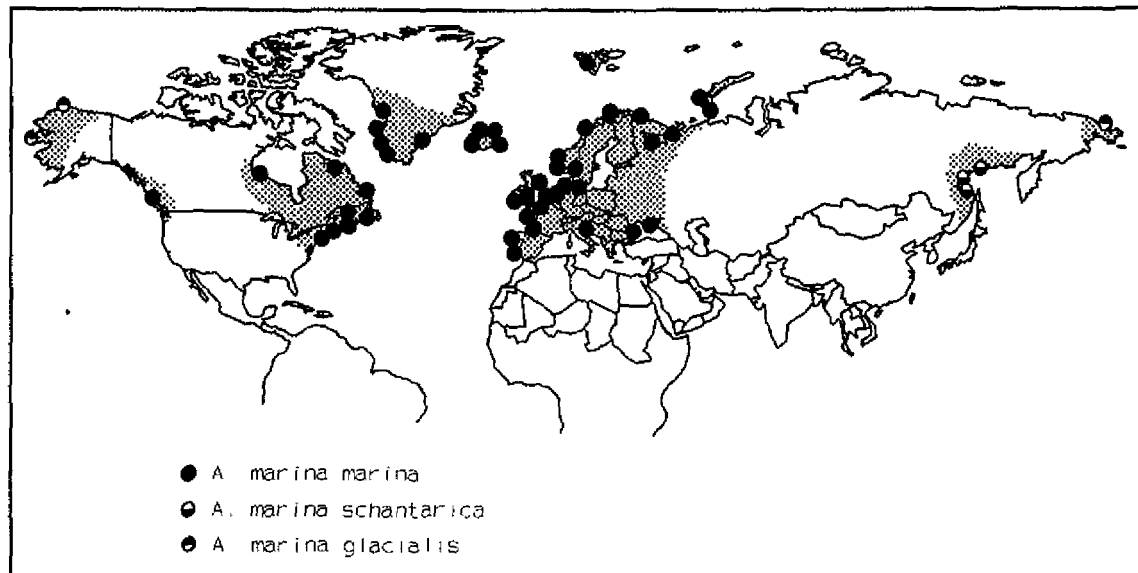
In de Duitse Waddenzee is het zuurstofverbruik van vrouwelijke *Arenicola*'s het laagst in de wintermaanden en bedraagt dan ca. $1 \mu\text{mol } O_2 \cdot h^{-1} \cdot g^{-1}$ versgewicht (Schöttler 1989). In april-juni stijgt het verbruik om omstreeks begin september een maximale waarde te bereiken van $2.5 \mu\text{mol } O_2 \cdot h^{-1} \cdot g^{-1}$ versgewicht. Dit maximum wordt bereikt vlak voor de afzetting van de voortplantingscellen. In deze periode neemt de tolerantie voor anaerobie sterk af. De energiebehoefte ligt dan boven het niveau dat door anaerobe stofwisseling kan worden opgebracht. Wanneer de dieren in deze fase onder anaerobe omstandigheden worden gebracht sterft 40% binnen 24 uur (Schöttler 1989).

4.4 Geografische verspreiding

Figuur 14 toont het verspreidingsareaal van de drie ondersoorten van *Arenicola marina*. De soort heeft een palearctische en nearctische verspreiding. De noordelijkste vindplaats van *A. marina marina* is Spitsbergen, de zuidelijkste vindplaatsen zijn Zuid-Spanje langs de oostelijke kust van de Atlantische Oceaan en Long Island aan de westelijke kust. Verder zuidelijk is *A. marina*

vervangen door soorten uit de *A. cristata*-groep (Wells 1963). In de Baltische Zee komt *A. marina* voor tot het eiland Rügen (Hartman-Schröder 1971). De soort is verder gevonden

in de Adriatische Zee en de Zwarte Zee. Wells (1963) geeft één vindplaats langs de westkust van Canada. De verspreiding in Nederlandse wateren toont figuur 0 (p 2).



Figuur 14 Geografische verspreiding van de ondersoorten van *Arenicola marina* (Bron : Wells 1963).

4.5 Verticale verspreiding

De verticale verspreiding reikt van het bovenste eulitoraal tot op 20 meter diepte in het sublitoraal. Het uitwijken naar het sublitoraal is vooral afhankelijk van substraateigenschappen en temperatuur. In arctische gebieden leeft *A. marina* uitsluitend in de sublitorale zone (Wells 1966, Hartman-Schröder 1971). In de Nederlandse Waddenzee is de biomassa beneden GLW -2 m nihil (Dekker 1989). Hier worden maximale biomassa's en dichtheden van adulten halverwege de hoog-en laagwaterlijn gevonden, tussen NAP -70 en -20 cm (Beukema & De Vlas 1979, Dankers & Beukema 1981). Hoge aantallen juvenielen worden aangetroffen dicht onder de hoogwaterlijn, waar het sediment vaak wat slikkiger is en de dichtheid van adulten relatief laag (de zogenaamde broedwadden; Farke *et al.* 1979).

4.6 Verspreidingsfactoren

4.6.1 Droogvaltijd

De wadpier wordt gevonden bij relatieve immersietijden van 10-100% (Thamdrup 1935). Het belangrijkste effect van droogvallen is een afnemende beschikbaarheid van zuurstof. Wanneer het wad droogvalt heeft de wadpier geen mogelijkheid meer om zijn woonbuis te ventileren met zuurstofrijk water. De dieren schakelen (gedeeltelijk) over op een anaeroob metabolisme (zie paragraaf 4.3).

4.6.2 Sedimentsamenstelling

A. marina heeft een voorkeur voor zandbodems met een fijne tot middelfijne korrelgrootte en komt op de wadden in dit substraat in hoge dichtheden voor. Dichtheid en biomassa nemen toe met het gehalte van

organische stikstof en koolstof in het sediment, mits de deeltjesgrootte niet beneden een kritische grens komt. Longbottom (1970a) vond geen adulte wadpierpopulaties in sedimenten met een mediane deeltjesgrootte kleiner dan 80 μm , terwijl in de Duitse Waddenzee de ondergrens op 60 μm gesteld kan worden (Dankers & Beukema 1981). Wat de Nederlandse wadden betreft vonden deze auteurs in het algemeen lage dichtheden bij slibgehalten van minder dan 1% en meer dan 15% (slib gedefinieerd als de fractie deeltjes kleiner dan 60 μm ; zie Beukema 1974a). Waarschijnlijk wordt de afnemende dichtheid in wekere bodems veroorzaakt doordat het moeilijker wordt de woonbuis in stand te houden (Longbottom 1970a). Groenendaal (1979) noemt als tweede mogelijke oorzaak dat de hogere concentratie van vrij sulfide in slibrijke sedimenten door de wadpier vermeden wordt. Dit zal vooral tijdens laagwater een rol kunnen spelen. Aanwezigheid van vrije sulfide zal tijdens hoogwater echter afhankelijk zijn van het succes van aeratie en dus van de mogelijkheid om het noodzakelijke volume van de woonbuis voldoende te consolideren.

4.6.3 Zoutgehalte

Wat het zoutgehalte betreft is *A. marina* een relatief tolerante soort, die voorkomt bij eu- tot mesohaline zoutgehalten. In de Baltische zee wordt *Arenicola* nog gevonden bij een stabiele saliniteit van 10 à 12 ‰ (= 6½ ‰ Cl) (Shumway & Davenport 1977, Reitze & Schöttler 1989). In de estuaria van de Waddenzee en Zuidwest-Nederland is *Arenicola* aangetroffen tot aan isohalinen van 5 à 8 ‰ Cl (Wolff 1973, Michaelis 1981). Hoewel mesohaline concentraties dus goed kunnen worden verdragen moeten de dagelijkse fluctuaties niet te groot zijn. Voor volwassen wadpiers is een maximale schommeling van 6 ‰ S vastgesteld, voor juvenielen 10 ‰ S (Amoureux 1966, Schiedek & Schöttler *in druk* in Reitze & Schöttler 1989).

Arenicola marina is een zogenaamde osmoconformer, die over twee mechanismen zoutgehalte in de omgeving te reageren. Het

meest effectieve is de regulatie van het extracellulaire volume door verhoging of verlaging van de urineproductie (passief of actief). Het tweede mechanisme, aanpassing van de intracellulaire osmotische potentiaal door regulatie van het gehalte aan vrije aminozuren, wordt vermoedelijk alleen tijdens een langdurige verandering in saliniteit gebruikt (Reitze & Schöttler 1989).

Wanneer een wadpier plotseling aan water met een lagere saliniteit wordt blootgesteld volgt eerst een zwelling van de worm, daarna een fase waarin evenveel water wordt opgenomen als uitgescheiden en tenslotte uitscheiding van overtollig water. Het aanpassingsvermogen van de wadpier kent echter grenzen; bij een te sterke daling van de omgevingsaliniteit kan de zwelling resulteren in weefselbeschadiging. In laboratoriumproeven bleken wadpiers een osmoshock van 32 naar 12 ‰ S niet te overleven. Wisselingen van 32 naar 20 en 32 naar 16 ‰ S werden wel verdragen. Het volume van de lichaamscellen bleef echter verhoogd ten koste van het volume van de lichaamsholte (coeloom) (Reitze & Schöttler 1989). Bij dergelijke saliniteitsdalingen stopt het dier zijn activiteit volledig wanneer het bovenstaande water een saliniteit van 18 ‰ bereikt (Shumway & Davenport 1977).

4.6.4 Watertemperatuur

Arenicola marina komt voor in wateren waarvan de jaargemiddelde temperatuur aan de oppervlakte uiteenloopt van ca. 0-18 °C en de jaarlijkse temperatuursvariatie < 2 tot > 14 °C bedraagt. Aan de zuidgrens van het verspreidingsareaal ligt de temperatuur van het zeewater in de warmste maand echter niet boven 21 °C.

In de Waddenzee heeft de watertemperatuur invloed op de reproductie van *Arenicola* (paragraaf 4.7) en de wintermigratie (paragraaf 4.9).

Arenicola marina geldt voor Nederlandse begrippen als een 'winterharde' soort; na strenge winters lijken de dichtheden eerder toe- dan af te nemen (zie paragraaf 2.1). Deze toename kan worden verklaard door een

een lagere sterfte door predatie tijdens de winter (Beukema 1990), gevolgd door een succesvolle recruitering in het jaar daarop (Beukema 1979).

4.6.5 Zuurstofgehalte

De volwassen wadpier kan anaerobe periodes van vijf dagen overleven (zie paragraaf 4.3). In het intergetijdengebied zal langdurige zuurstofloosheid aan het sedimentoppervlak alleen optreden op plaatsen waar plakken zeesla of darmwier accumuleren. Vermoedelijk ontvluchten borstelwormen dergelijke situaties in een vroeg stadium, of zijn in staat hun gangen door de mat heen te verlengen (Woodin 1974). Feit is dat dergelijke locaties niet door wadpieren worden bewoond (Farke *et al.* 1979). Gerapporteerde sterfte van bodemdieren als gevolg van wierophoping betreft tweekleppigen (Perkins & Abbott 1972) en meiofauna (Reise 1983b).

In getijloze, geëutrofiëerde wateren, zoals het Veerse Meer, zou de zuurstofhuishouding voor wadpieren een probleem kunnen vormen. Uit experimenten van Schöttler c.s. is bekend dat volwassen wadpieren geen volledig aerobe stofwisseling meer kunnen handhaven bij zuurstofspanningen beneden 45 torr (zie paragraaf 4.3). Bij een saliniteit van 20 ‰ en een temperatuur van 15 °C, zou dit punt bereikt worden bij een zuurstofgehalte van 2,5 mg O₂.dm⁻³. Een volledig anaerobe stofwisseling, waarop het dier het bij deze temperatuur maximaal vijf dagen kan uithouden, zou het gevolg zijn wanneer het zuurstofgehalte lager wordt dan 0,9 mg O₂.dm⁻³. Bij juvenielen is de stofwisseling tot een gehalte van 0,4 mg O₂.dm⁻³ (een zuurstofspanning van 8 torr) nog zo goed als aerob. Bij een temperatuur van 12 °C sterven juvenielen echter binnen 2 dagen, wanneer ze gedwongen zijn tot een volledig anaeroob metabolisme (Schiedek & Schöttler 1990). In het Veerse Meer treden 's zomers gehalten op lager dan 3 mg O₂.dm⁻³ (Van de Kamer & Bollebakker 1991). Hierbij gaat het om een bodems op diepten van minstens 8 à 10 m, met een totale oppervlakte ter

grootte van 10 tot 40% van het meer. Op deze diepten komen relatief weinig wadpieren voor (zie tabel 2). Overigens lijkt een langduriger blootstelling aan lage zuurstofspanningen bij *Arenicola* niet te leiden tot een toename van het haemoglobinegehalte (Fox 1955).

4.7 Reproductie

Op tweejarige leeftijd is de wadpier geslachtsrijp. De geslachten zijn gescheiden. De dieren planten zich in hun leven meerdere malen voort en kennen jaarlijks één voortplantingsperiode. Het afgeven van de voortplantingscellen vindt plaats in de nazomer en herfst, afhankelijk van regio en klimaat in juli/augustus (Deense kust), augustus/september (Waddenzee) of september/oktober (Engels/Belgische Noordzeekust) (Hartmann-Schröder 1971). In de Nederlandse Waddenzee blijkt een kleiner aantal individuen pas in november gameten af te geven, zodat twee 'spawning' perioden onderscheiden kunnen worden (Farke & Berghuis 1979a en b, De Wilde & Berghuis 1979). Nog onbekend is welke externe factoren van invloed zijn op de synchronisatie van de gametenrijping en op de uiteindelijke afgifte (Mayes & Howie 1985). De temperatuur lijkt geen directe stimulusfunctie te hebben. Wel zijn er aanwijzingen dat bij de Nederlandse populatie geen spawning optreedt zolang de watertemperatuur hoger is dan 15 °C (Farke & Berghuis 1979a; zie ook Howie 1959 en 1961). Farke en Berghuis constateerden dat de tijdstippen van spawning op of vlak na volle maan vielen. Newell (1948) constateerde een maximale spawning activiteit rond doortij tussen nieuwe maan en volle maan.

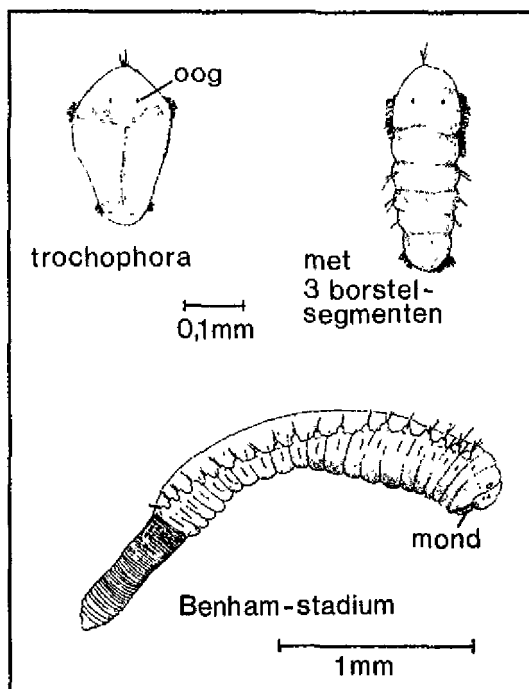
De vrouwelijke dieren leggen hun eieren onderin de woongang. Afhankelijk van het lichaamsgewicht zijn dit 75.000-2.000.000 eieren per individu (Pollack 1979), met een gemiddelde van ca. 316.000 (De Wilde & Berghuis 1979). Mannelijke dieren geven hun spermacellen meestal enige tijd na laagwater af, zodat hoge concentraties worden bereikt in het weinige water dat nog op het sediment aanwezig is (Farke & Berghuis 1979a). Door de ventilatie-beweging van het vrouwtje

worden de spermacellen aangevoerd en vindt bevruchting plaats. Na vier of vijf dagen komen de larven uit. Deze zijn ongeveer 200-240 μm lang, omgekeerd peervormig en met twee kleine oogjes (figuur 15). Het trochophora-stadium wordt in de moedergang doorgebracht. In twee perioden, corresponderend met de twee spawning perioden, september-begin oktober en eind november-december (Farke & Berghuis 1979b), kunnen grote hoeveelheden larven in het aerobe sediment rond de gang worden aangetroffen. Verreweg de meeste larven (> 10.000) bevinden zich in het horizontale deel van de woonbuis (Farke & Berghuis 1979a). Vanaf het moment van spawning eet de vrouwelijke wadpier niet gedurende drie tot vier weken (Farke & Berghuis 1979a). Deze periode van vasten biedt de larven voldoende tijd om zich in de gang te ontwikkelen, zonder het risico door het moederdier geconsumeerd te worden. Als de larven drie borsteldragende segmenten hebben ontwikkeld (figuur 15) kruipen ze naar het oppervlak, waar ze door

de getijstroom worden meegevoerd. Op een beschutte plek, in de bovenste laag van stevig sediment of vastgehecht aan grotere deeltjes, bijvoorbeeld in de *Fucus*-zone (Newell 1948) brengen ze de winter door. Ze leven in een slijmkoker en voeden zich met allerlei soorten organisch materiaal. In het volgende voorjaar hebben ze het postlarvale stadium bereikt en lijken al wat op adulten. Bij deze Benhamstadia (figuur 15) zijn de kieuwen echter nog niet volledig ontwikkeld, of zelfs nog geheel afwezig (Benham 1893-95). Als ze ongeveer 6 mm lang zijn verlaten ze hun kokertje, vormen een nieuw mucueus omhulsel en laten zich weer met de getijstroom meevoeren (Farke & Berghuis 1979a). Deze postlarvale migratie vindt vooral 's nachts plaats, in de maanden maart-juni (Farke & Berghuis 1979a en b). De dieren vestigen zich uiteindelijk op slijkkige sedimenten dicht onder de kust.

Ofschoon de dieren zijn overgeleverd aan een passief transport lijkt het moment van definitieve vestiging te worden bepaald door een voorkeur voor slijkkiger sediment (Farke & Berghuis 1979a). Volwassen exemplaren ontbreken hier. Binnen deze gebieden, de zogenaamde 'nursery-areas' of 'broedwadden' is de predatiedruk en interspecifieke concurrentie lager. Op de waddeneilanden zijn deze broedwadden duidelijker te onderscheiden dan langs de kust van Friesland en Groningen en op het Balgzand. Hier komen juvenielen meer gemengd met adulten voor en komt een voorkeur voor slijkkiger sediment niet tot uiting (Beukema & De Vlas 1979, Beukema 1982).

Na vestiging beginnen de juvenielen met de bouw van een U-vormige gang. In de daaropvolgende wintermaanden trekken de jonge dieren van de broedwadden naar de lager gelegen platen en mengen zich onder de adulten. Beukema en De Vlas (1979) vonden alleen in de maanden januari-maart 1971 grote aantallen jonge wadpijeren, met een lengte tussen 3 en 6 cm (gecontraheerd), in het plankton van de westelijke Waddenzee.



Figuur 15 Larvale stadia bij de wadpier (Naar : Benham 1893-95 en Krüger 1971).

4.8 Populatie dynamiek

4.8.1 Populatie-opbouw

Adulte populaties van *Arenicola marina*, zoals aangetroffen op zandige platen rond gemiddeld tijnniveau in de Waddenzee, bestaan uit dieren van 0 tot meer dan 6 jaar oud. In termen van biomassa wordt het grootste aandeel geleverd door individuen van 2 tot 4 jaar oud (Beukema 1982).

Op lager gelegen platen, tot in het sublitoraal, is het aandeel van oudere dieren groter. Dit wordt veroorzaakt door wintermigratie, waarbij de oudere dieren steeds verder de diepte in trekken (Beukema & de Vlas 1979).

Dicht bij de hoogwaterlijn, op plaatsen met een relatief hoog slibgehalte, worden met name op de waddeneilanden populaties aangetroffen die vrijwel uitsluitend bestaan uit juveniele wadpieren, van ongeveer ½-1½ jaar oud.

De hier geschetste verspreiding van de leeftijdsklassen is terug te vinden in de maandelijkse verdeling van gewichtsklassen van het bovenste tot in het onderste eulitoraal, zoals gerapporteerd door Pollack (1979) voor een populatie te Roscoff.

Voor de Waddenzee als geheel berekenden Beukema en De Vlas (1979) het numerieke aandeel van juvenielen op 26% in 1971/1972 en slechts 7% in 1977. Hoewel het rekruteringspercentage dus van jaar tot jaar en van plaats tot plaats kan verschillen, lijkt het meerjarig gemiddelde rond 20% te liggen, wat ongeveer gelijk is aan de gemiddelde mortaliteit (Beukema & De Vlas 1979).

Invloed van zachte winters

Op 1- tot 1½-jarige leeftijd migreren de juvenielen naar de lager gelegen platen. Ze vestigen zich vooral op plaatsen waar de dichtheid van adulten op dat moment minder hoog is. Hierdoor blijven populatiedichtheden op termijn vrij constant (Beukema & De Vlas 1979). In een periode met zachte winters, zoals in de zeventiger jaren, vindt vermoedelijk weinig wintermigratie van adulte wadpieren plaats (zie paragraaf 4.9). Volgens Beukema

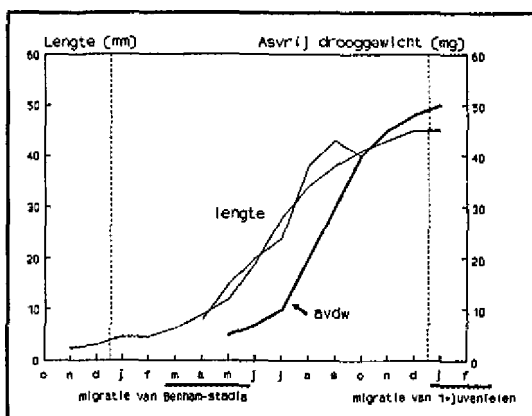
(pers. med.) is het zwaartepunt van de wadpierenverspreiding op het Balgzand in de zeventiger jaren verschoven naar de kust. Dit zou kunnen betekenen dat er minder ruimte openvalt voor 1-jarige dieren. Wat gebeurt er met deze dieren? Blijven ze op de broedwadden, migreren ze terug naar de broedwadden, of ondergaan ze een hoge mortaliteit? In 1977 werd het aandeel van juvenielen in de Waddenzee geschat op slechts 7% (Beukema & De Vlas 1979). Dit wijst op een zekere "vergrijzing" van de populatie in de zeventiger jaren. Wat het Balgzand betreft tonen de figuren 7 en 8 over deze periode een gelijkblijvende dichtheid, maar een afnemende biomassa en een afnemend individueel gewicht. Dit is in tegenspraak met het beeld van een vergrijzende populatie. Mogelijke verklaringen voor de teruglopende individuele gewichten zijn een sterkere predatie op staarteinden en een toegenomen intraspecifieke concurrentie om voedsel en ruimte binnen de macrobenthosgemeenschap.

4.8.2 Groei, sterfte en productie

Groei

Juveniele wadpieren groeien snel in de maanden na hun postlarvale migratie (figuur 16). Gedurende de zomer en herfst neemt hun individuele gewicht toe van ca. 8 mg AVDW tot 50 mg AVDW (Beukema & De Vlas 1979). In het volgende groeiseizoen komen de juvenielen terecht in de gewichtscategorie van adulten. Deze categorie bestaat uit dieren van 1½ tot meer dan 6 jaar oud (Beukema 1982), met gewichten tussen 200 en 1.100 mg AVDW (Beukema & De Vlas 1979).

Binnen de categorie adulten vertonen de individuele gewichten een duidelijk seizoensverloop. Op het Balgzand zijn de gemiddelde gewichten 's zomers 1,7-2,7 maal hoger dan 's winters (Beukema & De Vlas 1979). Reeds in de herfst nemen de gemiddelde gewichten af. Wat de gemiddelde lengte betreft vond Newell (1948) een vergelijkbaar seizoensverloop.



Figuur 16 Groei van wadpieren tijdens hun eerste en tweede levensjaar (Naar gegevens van Newell 1948, Farke & Berghuis 1979a,b en Beukema & De Vlas 1979).

De lengte (excl. staart) steeg van 5 cm in januari tot 10 cm in september en nam daarna weer af tot 6 cm in november. Dit typische verloop zou voor wat de maanden januari-maart betreft gedeeltelijk het gevolg kunnen zijn van de immigratie van 1½-jarige dieren. De afname in de herfst zou een gevolg kunnen zijn van een sterfte onder de oudste dieren na spawning (zie hieronder). De histogrammen van Newell (1948) laten zien dat juist het aandeel van de categorie dieren van 10 cm en langer in de herfst vermindert. Binnen de groep van 3 jaar en ouder, die Pollack (1979) te Roscoff kon onderscheiden, vond hij een gestage toename van het individuele gewicht van maart tot oktober; aan het eind van het seizoen waren de gewichten een factor 2 à 3 hoger dan aan het begin. Gedurende de wintermaanden nam het gewicht slechts weinig af.

Sterfte

Beukema en De Vlas (1979) schatten de jaarlijkse sterfte onder de wadpierpopulatie van het Balgzand op gemiddeld 22%. De hoge mortaliteit die Newell (1948) direct na de spawning periode constateerde (40%!), zou volgens deze onderzoekers te wijten zijn geweest aan een onjuiste interpretatie van zijn faecestellingen; na spawning foerageren

de vrouwelijke dieren enige weken niet (zie paragraaf 4.7). De bovengenoemde afnames van de individuele lengte en gewichten wijzen er wel op dat in de herfstmaanden een zekere sterfte onder de adulten optreedt. Ook de gegevens van Pollack (1979) geven geen betrouwbaar beeld van de reële sterfte, aangezien zij gebaseerd zijn op maandelijkse dichtheidsveranderingen aan de hand van faecestellingen. Voor populaties van overwegend adulten volgt uit zijn cijfers een sterftepercentage van gemiddeld 12% over de periode mei-juli en liefst 57% over de periode augustus-december. Onder de klasse van 1-jarige dieren trad de hoogste "sterfte" op in de periode december-maart: 40%. Vermoedelijk is dit voor een belangrijk deel wintermigratie geweest. Over de periode april-november kan uit de gegevens van Pollack een mortaliteit van 26% voor de 1-jarigen berekend worden.

Productie

Tabel 5 geeft enkele productieberekeningen aan wadpierpopulaties, met de bijbehorende dichtheden. De productie/biomassa-ratio's liggen tussen 0,7 en 1,5. Alleen Beukema en De Vlas (1979) houden rekening met zowel predatie door platvis als de productie van gameten en komen daarbij uit op een P/B-ratio van 1,0.

4.8.3 Seizoensverloop

Uit studies waarbij abundanties bepaald worden via het tellen van faeceshoopjes komen duidelijke seizoensverlopen van dichtheden naar voren, met relatief lage aantallen in de winter (zie bijv. Hulscher 1975). Dit kan een artefact zijn als gevolg van de geringere faecesproductie in de wintermaanden. Pollack (1979) corrigeerde zijn faecestellingen door binnen een deel van de proefvlakken ook het aantal werkelijk aanwezige wadpieren te bepalen. Zijn aantalsverlopen weerspiegelen de bekende processen van postlarvale kolonisatie en wintermigratie van 1½-jarige dieren (figuur 17).

Tabel 5 Biomassa- en productiecijfers van wadpierpopulaties in intergetijdengebieden.

Locatie	Biomassa g AVDW.m ⁻²	Productie g AVDW.m ⁻² .j ⁻¹	P/B	Referentie
Roscoff	1,6-18,7	1,2-26,9	0,7-1,5	Pollack 1979
Balgzand	5,5	3,6	0,7-1,0	Beukema & De Vlas 1979
Grevelingen (1970-1971)	3,3-8,8	3,8-6,3	0,7-1,1	Wolff & De Wolf 1977

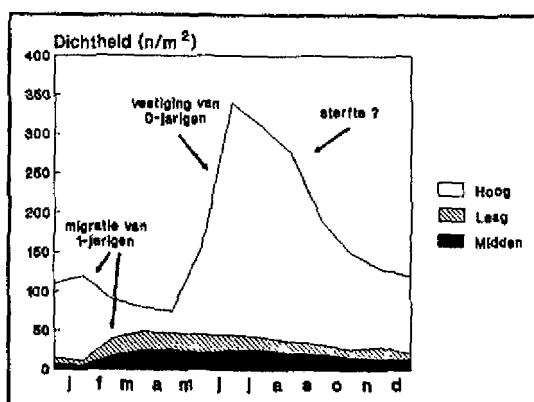
4.9 Migratie

Binnen het leven van de wadpier doen zich minstens drie migratieperiodes voor :

- 1) Migratie van larven;
- 2) Migratie van Benham-stadia;
- 3) Migratie van 1-1½-jarige juvenielen.

Met de derde als mogelijke uitzondering vormen deze migraties vaste onderdelen van de levenscyclus en ecologische strategie van de wadpier en zijn in paragraaf 4.7 en 4.8 beschreven.

Daarnaast migreert een deel van de volwassen dieren zodra de winters kouder worden. Tenslotte wijst de speedige kolonisatie van opgevallene plekken op frequente verplaatsingen binnen de populatie.



Figuur 17 Aantalverloop van *Arenicola* te Roscoff, voor drie niveau's in het eulitoraal (Naar gegevens van Pollack 1979).

In de winter nemen zowel jonge als oudere dieren deel aan een horizontale migratie, zodat met toenemende leeftijd de dieren steeds verder de diepte in trekken. Het gemiddelde gewicht van individuen in wadpierpopulaties neemt daardoor toe met de afstand tot de kust (Beukema & de Vlas 1979). Waarschijnlijk wordt deze wintermigratie geïnduceerd door een plotselinge temperatuursdaling tot minder dan 3 °C, die op kan treden tijdens aanhoudende oostenwind met verlaagde waterstanden (Werner 1954 en 1956). Ons is niet bekend of ook de migratie van 1-1½-jarige individuen door een dergelijke temperatuursdaling in gang gezet wordt. In Bretagne komt de temperatuur niet beneden 7 °C. Toch vindt ook hier wintermigratie van jonge wadpieren plaats (Pollack 1979).

De migratie wordt zwemmend uitgevoerd met de staart naar voren gericht (zie Krüger 1971, p 179). In januari kunnen wadpieren behorend tot de leeftijdscategorie 1-1½ jaar in de waterkolom worden aangetroffen; de waargenomen lengtes liggen tussen 3 en 6 cm (Kühl 1972, Beukema & De Vlas 1979). Kühl (1972) geeft een februari-waarneming van grotere dieren (8-12 cm), vermoedelijk 2-2½-jarigen, zwemmend in het water.

Beukema, de Bruin en Jansen (1978) constateerden na een aantal zachte winters (1971-1977) een afname van dichtheden op de dieper gelegen platen in de Waddenzee. Zij verklaarden dit door aan te nemen dat wintermigratie in deze periode laag was geweest.

Het wegtrekken naar lager gelegen delen vermindert de kans om door een ijslaag bedekt te raken. Tevens is waargenomen dat wadpieren zich dieper ingraven bij sterke temperatuursdalingen (Beukema 1990). Dit laatste gedrag zal op zich geen bescherming bieden tegen een belangrijk gevolg van ijsbedekking, namelijk zuurstofgebrek. Essink (ongepubl.) zag in januari 1972 dode *Arenicola*'s onder het ijs op het wad onder Schiermonnikoog.

Wadpieren verplaatsen zich ook buiten het winterseizoen, vermoedelijk als reactie op een verslechtering van hun onmiddellijke omgeving bijvoorbeeld door olie-afzetting (Chassé 1978), een accumulatie van wier, of ruimtegebrek. Dit verklaart waarom opengevallen plaatsen binnen enkele dagen (Newell 1948) tot een maand (Blake 1979, McLusky *et al.* 1983) opnieuw bezet zijn. De suggestie van Krüger (1971, p 175) dat deze migratie ondergronds zou plaatsvinden wordt door McLusky c.s. bestreden op grond van energetische overwegingen; graven kost de wadpier veel energie (Trevor 1978).

Overigens is de wadpier redelijk plaatstrouw. Tijdens waarnemingsperioden van 2 weken (Krüger 1964) en 3 maanden (Thamdrup 1935) vond geen verhuizing van de individuen plaats.

4.10 Predatoren

De ingegraven volwassen wadpier wordt belaagd door grotere epibenthische predatoren (steltlopers en platvissen). De platvissen happen in de meeste gevallen alleen een aantal staartsegmenten af, wat niet onmiddellijk leidt tot sterfte van de prooi. Onder juvenielen is de mortaliteit door predatie hoger. De vroege stadia (0,5-3 mm) worden gegeten door carnivore platwormen, zoals *Monocelis fusca* (Reise 1985). Oudere juvenielen (ca. 15-30 mm lengte) worden gepredeerd door de zeeduizendpoot (*Nereis diversicolor*). Hierbij worden staarteinden, maar ook complete individuen geconsumeerd (Witte & De Wilde 1979). Zolang de juvenielen dicht

onder het sedimentoppervlak leven zouden ze gegeten worden door krabben (Reise 1985) en garnalen, maar dit wordt wat het Balgzand betreft niet ondersteund door analyses van maaginhouden van deze dieren (zie De Vlas 1979b voor referenties).

Regeneratie van de staart

In de afwezigheid van predatie kan de staart van een wadpier uit meer dan 100 segmenten bestaan (De Vlas 1979b). Tijdens de ontwikkeling van larf tot juveniel wordt een groot aantal, uiterst korte staartsegmenten gevormd. Tijdens de verdere lichaamsgroei groeit de staart doordat de staartsegmenten zich verlengen. Van belang is dat in eerste instantie alleen de achterste staartsegmenten zich verlengen (Wells 1966). Het tipje van de staart (één tot enkele segmenten) breekt gemakkelijk af wanneer het geprikkeld wordt of vastgepakt. Wells (1966) beweert zelfs dat de laatste staartsegmenten ook "spontaan" kunnen afbreken. De regeneratie die volgt bestaat niet uit een productie van nieuwe segmenten, maar uit een voortschrijdende verlenging van naar voren gelegen staartsegmenten. In de populatie op het Balgzand vond De Vlas (1979b) zelden dieren met minder dan drie overgebleven staartsegmenten en vermoedde dat de wadpier sterft zodra hij vrijwel alle staartsegmenten verloren heeft. Per individu werd het totale jaarlijkse verlies geschat op 24 segmenten.

Predatie door vogels

De wadpier is een belangrijke voedselbron voor de rosse grutto (Smith & Evans 1973, Boere & Smit 1980a), de zilverplevier (Pienkowski 1982) en, in herfst en winter, de wulp (Boere & Smit 1980b, Ens & Zwarts 1980). Andere vogels die wadpieren op het menu hebben staan zijn de scholekster (Huischer 1964), het visdiefje (Boecker in Rooth 1980), de bontbekplevier en de bonte strandloper, terwijl ook bij minder typische wadgasten als grutto en regenwulp de (incidentele) consumptie van *Arenicola*'s is vastgesteld (zie Cramp & Simmons 1983). De vogels slaan toe op het moment dat de

wadpier aan de oppervlakte komt om te defaeceren, wat betekent dat ze gebruik maken van hun gezichtsvermogen om de prooi te localiseren. Ook de wulp vertoont tijdens het foerageren op wadpieren het typische gedrag van een oogjager als de zilverplevier (Ens & Zwarts 1980).

De zilverplevier met zijn korte snavel heeft slechts luttele tellen om een defaecerende wadpier te bemachtigen. Het is dan ook opmerkelijk dat deze vogels in de meeste gevallen toch de hele worm te pakken kregen (Pienkowski 1983). In 25% van de gevallen werden de wadpieren zelfs bij de kop uit de gang getrokken. Ook scholeksters krijgen hele wormen te pakken door ze niet aan hun staart vast te pakken, maar aan het einde van het dikke lichaamsdeel (Hulscher 1964).

Het predatiesucces wordt dus bepaald door de defaecatiefrequentie van *Arenicola*. Wat de rosse grutto betreft is dit beschreven door Smith en Evans (1973). De activiteit van de wadpier en daarmee het predatiesucces, nam af wanneer de sedimenttemperatuur beneden 3 °C daalde en stopte beneden -1 °C. Evenals De Vries (1965; zie paragraaf 4.3) vond Smith (samengevat door Pienkowski 1983) tijdens afgaand water een hogere defaecatie-activiteit dan tijdens opkomend water.

De totale consumptie door vogels van bodemdieren in de intergetijdenzone wordt begroot op 4,9 g AVDW.m⁻².j⁻¹ (Smit 1980). Het aandeel hierin van *Arenicola* is niet bekend. De predatie van staarteinden door vogels lijkt gering te zijn. Verschillen tussen het totale verlies aan staartgewicht en de hoeveelheid geconsumeerd door platvis, ontstaan op het Balgzand in de periode half juni-half juli (De Vlas 1979b), wanneer de aantallen rosse grutto's, zilverplevieren, scholeksters en wulpen op het wad juist minimaal zijn (Smit & Wolff 1980, Smit 1987).

Predatie door vissen

Tijdens hoogwater vormen volwassen *Arenicola*'s een belangrijk prooidier voor schol en in mindere mate voor bot, in termen van biomassa (De Vlas 1979a). Uit maagonder-

zoek blijkt dat de consumptie van *Arenicola* bij beide platvissen voor meer dan 99% van de items uit staartdelen van deze worm bestaat (Tabel I in De Vlas 1979a). Verreweg de meeste staartdelen in de vissemagen bestonden uit 1 tot 3 segmenten. Deze consumptie is goed voor 6,9% (bot) tot 22,5% (schol) van de jaarlijkse biomassa-consumptie van deze vissoorten op het Balgzand. Ook bij schollen in de Grevelingen kunnen wadpierstaarten omstreeks een derde van het totale voedselgewicht vormen (Doornbos en Twisk 1984).

Op het Balgzand schatte De Vlas (1979a) de jaarlijkse consumptie van wadpierstaarten door schol op 0,3-2,8 g AVDW.m⁻², met een gemiddelde van 1,4; door bot op 0,1-0,2 g AVDW.m⁻². De predatiedruk was niet gelijkmatig verdeeld over het jaar. Op de transecten waar de grootste jaarconsumpties werden gemeten was de druk het hoogst in de maanden mei-juni (tot 7 à 8 segmenten.m⁻².d⁻¹) en september-november (tot 3 à 4 segmenten.m⁻².d⁻¹). De dichtheid van *Arenicola* bedroeg hier ca. 25-30 m⁻² (De Vlas 1979b). Bergman *et al.* (1988) berekenen dat een gemiddelde wadpier hier in de voorjaarsmaanden 2 tot 4 keer per maand door predatie een staartdeel zal verliezen. Uit experimenten naar de gevolgen hiervan concluderen deze onderzoekers dat alleen bij de hoogste predatiedruk (1 keer per week, gedurende 3½ maand) negatieve effecten zijn te verwachten op de biomassaproductie en de productie van eicellen, terwijl ook de mortaliteit onder deze condities toenam. Bij een initiële aantal van ca. 100 staartsegmenten en een jaarlijks verlies van gemiddeld 14 tot 22 segmenten door platvis-consumptie (De Vlas 1979b), zal deze predatie in belangrijke mate de levensverwachting van een wadpier bepalen. Oudere wadpieren, van ongeveer vijf jaar, hebben meestal nog maar enkele segmenten over (De Vlas 1981).

Wat betreft andere vissoorten meldt Kühl (1972) de predatie van zwemmende wadpieren door spiering, tijdens wintermigraties. Per spiering werden één tot twee wormen gegeten.

4.11 Begeleidende soorten

4.11.1 Macrofauna

Arenicola marina maakt deel uit van de *Macoma balthica*-gemeenschap van macrozoöbenthos. Karakteristieke soorten van deze gemeenschap zijn het nonnetje, de kokkel, de strandgaper, de zandzager en de zeeduizendpoot. Deze gemeenschap komt voor van Arctische kustwateren tot in Noord-Spanje (Essink & Beukema 1988). Tabel 6 geeft een indruk van de aantallen begeleidende macrofaunasoorten.

Tabel 6 Dichtheid van macrozoöbenthos op het wad onder Schiermonnikoog, juli 1967 (R-raai gemiddeld over NAP +60 cm tot -70 cm) (Bron : Hulscher 1968).

Soort	n.m ⁻²
<i>Anaitides mucosa/maculata</i>	6
<i>Arenicola marina</i>	40
<i>Heteromastus filiformis</i>	18
<i>Nephtys hombergii</i>	5
<i>Nereis diversicolor</i>	60
<i>Pygospio elegans</i>	652
<i>Scoloplos armiger</i>	904
<i>Cerastoderma edule</i>	36
<i>Macoma balthica</i>	119
<i>Tubificoides</i> spp.	9
<i>Bathyporeia/Urothoe</i>	39
<i>Corophium</i> sp.	19
<i>Crangon crangon</i>	25

4.11.2 Meiofauna

De verschillende onderdelen van de woonbuis van *Arenicola marina* (voedselgang, woon-gedeelte en defaecatiegang) en de aan het oppervlak gevormde faeces, vormen voor meiobenthossoorten zeer specifieke microhabitats. Per soort is het precieze effect verschillend, maar in het algemeen zijn in de aanwezigheid van de wadpier de dichtheid

en soortenrijkdom van het meiobenthos verhoogd en de verticale verspreiding in het sediment veranderd (Reise 1983 en 1985; zie tabel 7).

De meeste soorten mijden de faeceshoopjes en het voedselgangsediment als "onstabiele structuren" en worden vooral aangetrokken tot de stabielere regio's in de omgeving van de gang. Voor een aantal soorten, bijvoorbeeld de platwormen *Mariphanella frisia* en *Typhlopolycystis rubra*, geldt dat ze vrijwel uitsluitend worden aangetroffen in gangen van *Arenicola marina* (Reise 1981 en 1985, Noldt & Reise 1987).

Tabel 7 Procentuele toe- of afname van meiobenthos door graafstructuren van *Arenicola* in de bovenlaag van het sediment (1), diepere laag (2) en gehele verticaal (3) (Naar : Reise 1985).

Taxon	1	2	3
Nematoden	-4	+17	+5
Plathelminthes	-2	+68	+9
Copepoden	+3	+136	+5

4.12 Effecten op het sediment

Arenicola marina kan worden beschouwd als een belangrijke bioturbator. Jaarlijks wordt door een populatie van deze soort een hoeveelheid sediment omgewerkt corresponderend met een laagdikte tot meer dan 33 cm (Cadée 1976). Omdat de wadpier voornamelijk, zij het indirect, foerageert op het oppervlakte-sediment, kan men stellen dat dit sediment-laagje tot meer dan 30 keer per jaar het verteringskanaal van de wadpier passeert. Deeltjes groter dan 0,3 mm, zoals schelpfragmenten, kleine steentjes en plantevezels, worden niet opgenomen en hopen zich op in de woongang van *Arenicola*. Hierdoor en door de constante depositie van faeces (zonder grove fractie) aan het

oppervlak, onstaat een biogene gelaagdheid, met een relatief hoge korrelgrootte en een verhoogd gehalte aan grof en moeilijk verteerbaar organisch materiaal op foerageerdiepte (Cadee 1976, Baumfalk 1979).

Daarnaast heeft de activiteit van de wadpier specifieke veranderingen in nutriëntgehalten van het interstitiële water tot gevolg. Rond de woonbuis nemen nitraatgehalten toe en ammoniacconcentraties af.

Door de toevoer van zuurstof via de ventilatiestroming stimuleert *Arenicola* nitrificatie in het omringende sediment. Hierdoor komt een groter deel van de aanwezige stikstof beschikbaar voor denitrificatie, zodat de stikstofafgifte vanuit het sediment wordt verhoogd. Ook de silicaatgehalten in het poriënwater worden door *Arenicola* beïnvloed. Met de ventilatiestroom vindt uitspoeling van silicaat uit het sediment plaats (Hüttel 1990).

5 Effecten van menselijke activiteiten

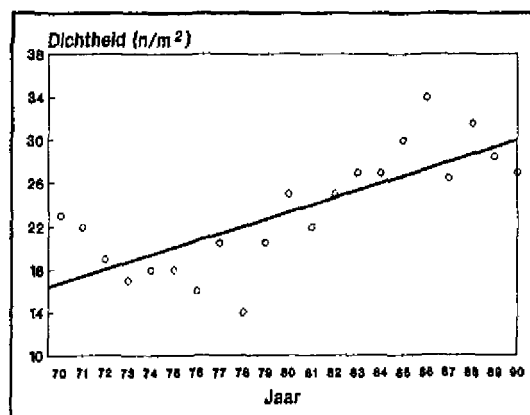
5.1 Eutrofiëring

5.1.1 Toename voedselaanbod

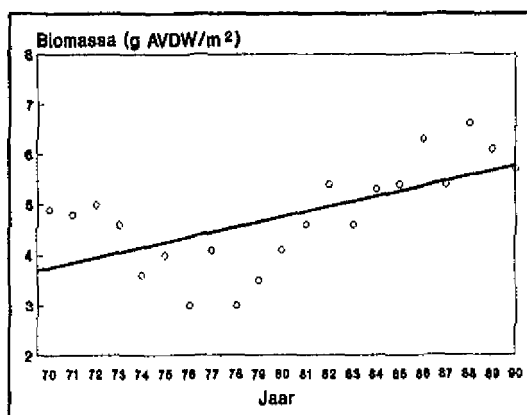
Onderzoek op het Balgzand in de westelijke Waddenzee laat zien dat zowel het chlorofyl-*a*-gehalte in de bovenlaag van het sediment, als de primaire productie van microfytobenthos hier in de periode 1968-1981 ongeveer is verdubbeld (Cadée 1984). Ook de chlorofyl-*a*-gehalten in het water zijn toegenomen. Het is aannemelijk dat dit een gevolg is van de toegenomen vrachten aan stikstof en fosfaat die door de rivieren worden afgevoerd naar de Noordzee (Schaub & Gieskes in dr., De Jonge & Essink in dr.). De totale belasting aan stikstof en fosfaat op de Nederlandse Waddenzee als geheel, is momenteel voor 50% afkomstig van de Noordzee, voor omstreeks 25% van het IJsselmeer en voor 10-15% van Eems en Westerwoldse Aa. (Verkeer & Waterstaat 1989b, kaart 17). Primaire productie en biomassa van microfytobenthos nemen in het algemeen toe met de hoogte in de intergetijdenzone, wat verklaard wordt als een effect van de hoeveelheid ingestraald licht per etmaal (Cadée & Hegeman 1977, Colijn & De Jonge 1984). Een toename van de primaire productie zal gepaard gaan met een stijging van de beschikbaarheid van makkelijk afbreekbare organische stof in de bovenlaag van het sediment. Hierdoor zal ook de hoeveelheid heterotrofe bacteriën kunnen toenemen (Van Es *et al.* 1980).

5.1.2 Effect op dichtheid en biomassa

Verwacht mag worden dat het voedselaanbod voor *Arenicola* in de afgelopen twintig jaar is gestegen. Zijn er veranderingen in dichtheid of biomassa te constateren? Op het Balgzand vertonen de gemiddelde voorjaarsdichtheid en -biomassa van *Arenicola* een stijgende trend in de periode 1970-1990 (figuur 18 en 19). Beide regressies zijn significant (tabel



Figuur 18 Trend van de gemiddelde dichtheid van *Arenicola* op het Balgzand (voorjaarsgemiddelden van 15 locaties bepaald door J.J. Beukema, NIOZ).



Figuur 19 Trend van de gemiddelde biomassa van *Arenicola* op het Balgzand (voorjaarsgemiddelden van 15 locaties, bepaald door J.J. Beukema, NIOZ).

8). Het verloop van het gemiddelde *individuele* gewicht vertoont in deze periode geen significante trend (tabel 8).

Uit de variantie-analyse volgt echter dat niet meer dan 57% van de variatie in de dichtheid en 38% van de variatie in de biomassa, verklaard kan worden uit de tijd als voortschrijdende variabele (R^2 in tabel 8). Beide parameters vertonen een zekere fluctuatie, die vermoedelijk samenhangt met de wintercondities (zie ook paragraaf 4.8).

Tabel 8 Uitkomsten van de lineaire regressie en variantie-analyse van de dichtheids- en biomassagegevens van *Arenicola* op het Balgzand, over de periode 1970-1990.

Variabele	Correlatie coëfficiënt	R ²	Significantie
Dichtheid (n.m ⁻²)	+ 0,76	57%	p < 0,001
Biomassa (g AVDW.m ⁻²)	+ 0,62	38%	p < 0,05
Individueel gewicht (g AVDW)	- 0,38	15%	ns

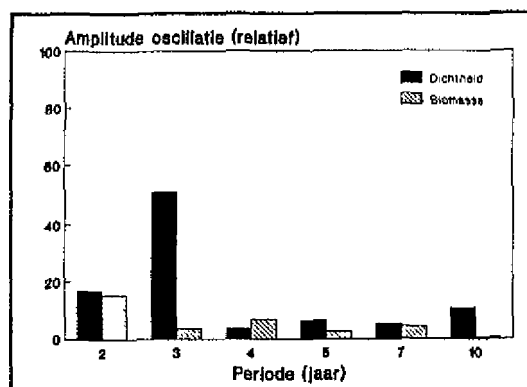
Als mogelijke andere verklaringen voor een toename noemen Beukema en Cadée (1986) onder meer de afname van de belasting aan pesticiden en zware metalen (zie ook paragraaf 5.3) en de toename van de sedimentatie op de meeste platen in de Waddenzee.

Analyse van periodiciteit in het tijdsverloop van toont een zwakke oscillatie met een periode van 2 à 3 jaar (figuur 20), die echter niet te scheiden is van random variatie.

Wat betreft andere intergetijdengebieden in de westelijke Waddenzee wijzen de resultaten van een minder frequent bemonsteringsprogramma op een overeenkomstig verloop, zij het met een wat grotere inzinking in de eindjaren '70 (Beukema 1989; tabel 9). In tegenstelling tot het Balgzand werden deze bemonsteringen echter verricht in zomer en herfst. In de Duitse Waddenzee bij Norderney vertoont *Arenicola* een ander verloop. Over de periode 1976-1981 bleven dichtheid en biomassa vrijwel gelijk, in de winter van 1981/1982 namen beide sterk af om in de periode 1983-1985 weer te stijgen (Dörjes et al. 1986). In de winter van 1981/1982 was het wad hier al in december bedekt door ijs.

Tabel 9 Gemiddelde dichtheid en biomassa (g AVDW) per m² van *Arenicola* op wadden in de westelijke Waddenzee, in drie jaren (Bron: Beukema 1989).

Variabele	1971-72	1977	1987
Dichtheid	11	7	16
Biomassa	4,6	1,9	6,2



Figuur 20 Periodogram van dichtheids- en biomassagegevens van *Arenicola* op het Balgzand, 1970-1990 (de triviale periode van 20 jaar met de hoogste amplitude (100) is hier weggelaten).

5.1.3 Negatieve effecten

Sterfte van zoëbenthos, vermoedelijk als gevolg van zuurstofgebrek door een massale ontwikkeling van algen, wordt in de Waddenzee nu en dan waargenomen in de zomermaanden (Beukema 1989, Cadée 1990). Hierbij is geen sterfte geconstateerd onder wadpieren.

Olive & Cadnam (1990) rapporteren een massale sterfte van *Arenicola marina* voor de kust van Zuid-Wales in augustus en september 1990. Gedurende deze periode namen de populatiedichtheden af met 84 tot 97%. Stervende wadpieren werden in grote aantallen op het sediment liggend aangetroffen. Als meest waarschijnlijke oorzaak van deze sterfte wordt vergiftiging genoemd tijdens een bloei van de dinoflagellaat *Gymnodinium cf. nagasakiense*.

5.2 Radioactiviteit

5.2.1 Inleiding

De natuurlijke, totale radioactiviteit in het mariene milieu bedraagt ongeveer 12 Bq.l^{-1} voor zeewater, $185\text{-}370 \text{ Bq.kg}^{-1}$ voor zandig sediment en $740\text{-}1110 \text{ Bq.kg}^{-1}$ voor slikkig sediment. De achtergrondactiviteit in schelpdieren wordt geschat op $37\text{-}111 \text{ Bq.kg}^{-1}$ natgewicht (Gerlach 1981, p 116). Deze activiteit is in hoofdzaak terug te voeren op het kalium-40 isotoop (tabel 10).

Tabel 10 Opbouw van de natuurlijke radioactiviteit in zeewater en sediment (Berekend naar: Joseph et al. 1971, Polikarpov 1966).

Isotoop	Water mBq.l^{-1}	Sediment Bq.kg^{-1}
kalium-40	11500	629,6
rubidium-87	107	-
uranium-238	38	12,7
tritium	0,6-100	-
koolstof-14	4,2	8,4

Effecten van toenemende concentraties radioactieve isotopen kunnen niet zonder meer worden afgeleid uit de resulterende activiteit, uitgedrukt in becquerel ($1 \text{ Bq} = 1 \text{ desintegratie s}^{-1}$). Afhankelijk van de radionuclide in kwestie gaat de desintegratie gepaard met de emissie van een alphadeeltje of een bètadeeltje en kan deze gevolgd worden door de emissie van één of meer gammaquanta. De gemiddelde energie van de uitgezonden deeltjes is per radionuclide verschillend, maar van alphadeeltjes steeds hoog (tabel 11). Deze energie wordt geabsorbeerd door het doorstraalde medium en de hoeveelheid wordt uitgedrukt in gray ($1 \text{ Gy} = 1 \text{ J.kg}^{-1} \text{ medium}$).

Ook deze maat geeft echter nog geen goede indicatie voor het biologisch effect. Behalve in deeltjesenergie verschillen de stralingssoorten in doordringend vermogen en ioniserende eigenschappen. Daarnaast is het gedrag van de radionucliden in milieu en organisme

belangrijk. Door alpha- en bètadeeltjes wordt de energie in meerdere stappen afgegeven, voornamelijk via botsingen met electronen (De Bruin 1978, p 27-38). Dit gaat gepaard met excitaties en de vorming van ionenparen uit de moleculen in het medium. Van het snelle maar relatief grote alphadeeltje (heliumkern) is het doordringend vermogen laag (tabel 11). Langs het grootste deel van het spoor wordt een hoog aantal ionenparen gevormd, in de orde van enkele duizenden per μm in water of biologisch weefsel (Polikarpov 1966, p 185-186, Blok 1980). Bij bètadeeltjes (electronen) is de lineaire ionisatiedichtheid enkele ordegrootten lager, maar het aantal ionen neemt toe tot enkele honderden naar het einde van de baan. Het doordringend vermogen kan vele malen hoger zijn dan van alphadeeltjes ofschoon de baan sterker zal kronkelen.

De absorptie van de electromagnetische gammastraling verloopt exponentieel, zodat in feite niet van weglengte gesproken kan worden. Een quantumdeeltje geeft zijn energie, of een deel ervan, in een éénmalige interactie af aan een gebonden electron dat vrij wordt gemaakt en ionisaties veroorzaakt. Quanta met een energie groter dan 1022 keV kunnen overgaan in een electronenpaar, onder invloed van het elektrisch veld van een atoomkern (De Bruin 1978, p 39-48).

Als de activiteit in het dier en de aard van de straling bekend zijn kan het aantal gevormde ionenparen per tijdseenheid en eenheid gewicht berekend worden (tabel 11). Hierbij is aangenomen dat de activiteit uniform in het weefsel verspreid is.

Tabel 11 Energierange van stralingsdeeltjes (c.q. quanta) en het corresponderende doordringend vermogen en aantal gevormde ionenparen in biologisch weefsel, bij een uniform verdeelde activiteit van 1 Bq/kg natgewicht.

Soort	Energie (keV)	Weglengte (mm)	Ionenparen ($\text{g}^{-1}.\text{s}^{-1}$)
alpha	4000-9000	0,03-0,11	148-2726
bèta	10-3500	0,002-20,4	0,2-106
gamma	100-1500	ca 30-500	3-45

(Berekend uit gegevens voor de meest-voorkomende radionucliden ontleend aan : Klement 1965, Polikarpov 1966, De Bruin 1978)

De ruimtelijke verdeling van radionucliden kan echter heterogeen zijn. Afgezien van de stralingsemissie is het chemische en fysische gedrag van radioactieve isotopen (vrijwel) identiek aan dat van hun niet-radioactieve tegenhangers, of aan verwante elementen. Kalium-40 en waterstof-3 (tritium) worden ingebouwd en uitgewisseld volgens de normale fysiologische en biochemische principes. Andere hopen zich op in bepaalde weefsels, zoals de door de mens geproduceerde bèta-stralers cesium-137 (in spierweefsel) en strontium-90 (in botten en schelpen).

Om het dosis-equivalent van straling te berekenen, in sievert (Sv) wordt de hoeveelheid geabsorbeerde energie in gray daarom vermenigvuldigd met een vaste kwaliteitsfactor (1 voor gammastraling, 20 voor alphastraling) en een factor waarin andere relevante invloeden verwerkt zijn, zoals het dosistempo en de ruimtelijke verdeling.

5.2.2 Opname en concentraties

Alpha-stralers

In het zeewater rond de opwerkingsfabrieken te Sellafield en La Hague bedraagt de activiteit van het transuraan curium ongeveer $0,01 \text{ mBq.l}^{-1}$ (Miramand *et al.* 1987). De halfwaardetijd van de aanwezige isotopen, curium-242 en -244, bedraagt respectievelijk 163 dagen en 17,6 jaar. Miramand c.s. onderzochten de opname van curium-244 door enkele zoöbenthossoorten. Het isotoop werd toegediend in activiteiten van liefst 888 Bq.l^{-1} (kokkels) tot 1776 Bq.l^{-1} (overige organismen). Concentratiefactoren werden bepaald als de verhouding tussen de activiteit in het gehele dier (g^{-1} natgewicht) en de activiteit in het water (ml^{-1}). Bij *Arenicola* (met een gemiddeld natgewicht van 3 g) en de zeeduizendpoot bedroegen de concentratiefactoren na 21 dagen respectievelijk 20 en 30. De factor was beduidend hoger bij de kokkel (voor het gehele dier: 140 na 28 dagen), de slijkgaper (80 na 23 dagen) en de slijkgarnaal (700 na 11 dagen). Americium-241 werd door *Arenicola* in vergelijkbare mate opgenomen als curium. Voor plutonium-239 was de concentratiefactor

lager bij de wadpier (8 na 21 dagen), maar veel hoger bij de zeeduizendpoot (100 na 21 dagen; Miramand *et al.* 1987). Tijdens de blootstellingsperiode werd echter géén evenwichtssituatie bereikt.

Curium wordt vooral vastgehouden door mucopolysacchariden. Voor mucus van wadpieren werden concentratiefactoren gevonden van 500-3000 (Miramand *et al.* 1987).

De activiteit van plutonium is in het noord-oostelijk deel van de Ierse Zee veel hoger dan van curium en bedroeg ca. 37 mBq.l^{-1} in de beginjaren '70 (deze en volgende waarden hebben betrekking op de plutonium-isotopen 238, 239 en 240, tenzij anders vermeld; gegevens over plutonium-241 ontbreken veelal, maar dit nuclide emitteert alleen bèta- en gammastraling). De niveau's in het sediment lagen in de orde van 1480 Bq.kg^{-1} , tot op 10 km van het lozingspunt van de opwerkingsfabriek te Sellafield (Hetherington *et al.* 1976, geciteerd door Templeton 1980).

De geabsorbeerde dosis in het vlees van mosselen tengevolge van opgenomen plutonium (excl. 241), werd geschat op $0,22 \mu\text{Gy.h}^{-1}$; de bijdrage van americium-241 op $0,44 \mu\text{Gy.h}^{-1}$ (Templeton 1980). De activiteiten in het mosselvlees bedroegen liefst $40,3 \text{ Bq.kg}^{-1}$ natgewicht voor plutonium en $185,0 \text{ Bq.kg}^{-1}$ natgewicht voor americium (Hetherington, geciteerd door Gerlach 1981, p 116).

Als de mosselen deze transuranen hoofdzakelijk zouden opnemen uit de waterkolom zou de concentratiefactor mossel/water voor plutonium ca. 1000 bedragen (activiteit kg^{-1} natgewicht/activiteit l^{-1} water). Templeton (1980) suggereert dat het sediment had bijgedragen aan de contaminatie van het mosselvlees. Mosselen filteren natuurlijk een grote hoeveelheid seston uit het water. Volgens Duursma & Gross (1971) is de adsorptiegraad van plutonium aan sediment-deeltjes in zee ongeveer gelijk aan die van uranium en cesium-137. Dat zou betekenen dat ca. 23% particulier gebonden kan zijn (tabel 14). Wel heeft plutonium in zeewater de neiging om onoplosbare hydroxiden (colloïden) te vormen (Lowman *et al.* 1971).

Tabel 12 Jaarlijkse lozing van radioactieve stoffen in de Ierse Zee door de opwerkingsfabriek te Sellafield en de huidige limieten (Bronnen: Aten et al. 1981, p 118; Hunt 1989).

Radionucliden	Jaarvracht in TBq				Limiet (1 juli 1986)
	1973	1974	1975	1988	
Totaal-alpha	181,2	169,2	85,4	2,1	14,0
Plutonium-alpha	65,7	46,2	44,4	1,4	10,0
Americium-241	109,2	81,1	36,4	0,8	3,3
Totaal-bèta (excl H^3)	4699,0	7659,0	9065,0	81,3	950,0
Tritium	744,6	1198,7	1404,2	1724,2	3500,0
Plutonium-241	?	?	?	36,2	350,0
Ruthenium-106	1398,6	1080,4	762,2	23,6	370,0
Cesium-137	751,1	4070,0	5254,0	13,3	200,0
Strontium-90	275,3	392,2	466,2	10,1	60,0
Cerium-144	563,9	244,2	207,2	3,2	40,0
Cesium-134	162,8	995,3	1087,8	1,0	25,0

Onder aanname van een zwevend-stofgehalte van 30 mg.l^{-1} , zou de activiteit 284 Bq.kg^{-1} zwevend stof hebben bedragen. Dat is 19% van de activiteit in het sediment. Dit komt overeen met de situatie in het Deltagebied, waar de activiteit van plutonium in zwevend stof gemiddeld ca. 23% lager is dan in het sediment (Duursma et al. 1984). Met deze voorstelling zou een concentratiefactor mossel/seston berekend kunnen worden van 0,7 op basis van drooggewichten, of 0,4 op basis van natgewichten (verondersteld watergehalte mossel en zwevend stof resp. 80 en 60%).

Fytoplankton is echter in staat om plutonium met een factor 2200-2600 te concentreren uit de waterfase (Lowman et al. 1971). Deze auteurs geven aanwijzingen dat de accumulatie door fyto- en zoöplankton voor een belangrijk deel verklaard zou kunnen worden door adsorptie via chelatie. De chelator Chelex-100 bindt ruim 95% van het aanwezige plutonium in zeewater, wat dus de fractie onoplosbare hydroxiden zal zijn. Deze chelatie aan organische stof is waarschijnlijk ook de oorzaak van de bovengenoemde hoge accumulatie van curium door mucopolysacchariden bij *Arenicola*. Tevens zou het een

verklaring kunnen zijn voor het samengaan van hoge plutonium- en organisch-stofgehalten in een zeebodem, waargenomen door Rutgers van der Loeff en Lavaleye (1986). De activiteit in het plankton zou dan zo'n 96 Bq.kg^{-1} natgewicht kunnen zijn geweest, waaruit een concentratiefactor mossel/-fytoplankton van eveneens 0,4 zou volgen (op natgewichtsbasis).

Tabel 13 geeft een overzicht van concentratiefactoren voor transuranen.

Volgens opgaven van het Britse Ministerie van Landbouw en Visserij zijn de huidige lozingen van plutonium-alpha-activiteit door Sellafield lager dan in de jaren '70 (Hunt 1989; tabel 12). De gemeten niveau's in slibrijk sediment langs de kust van Cumbria bedroegen in 1988 gemiddeld echter nog zo'n 1250 Bq.kg^{-1} DW, exclusief Pu-241. Waar dit wel werd gemeten bedroeg de activiteit van Pu-241 : 25000 Bq.kg^{-1} . In zandig sediment werd de activiteit van plutonium niet bepaald. Voor Am-241 waren deze een factor 5 lager dan in slibrijk sediment (respectievelijk 200 en 1007 Bq.kg^{-1}). In mosselen werden nog activiteiten van 29,6 (Pu excl. 241) en 39 Bq.kg^{-1} natgewicht (Am-241) gemeten (Hunt 1989).

Tabel 13 Concentratiefactoren (activiteit kg^{-1} compartiment WW/activiteit l^{-1} zeewater) van enkele alpha-emitters (Bron: Polikarpov 1966, Lowman et al. 1971, Miramand et al. 1987).

Compartiment		Am-241 exp	Cm-244 exp	Po-210 exp	Pu-239 exp/nat	U-238 exp
fytoplankton					2200-2600	
zoöplankton				2500 ¹⁾	2600	
fytobenthos	roodwieren			1000	1000	49 ¹⁾
	groenwieren					16-212 ¹⁾
kokkel	vlees	600 ¹⁾	440 ¹⁾		160	
	schelp ²⁾	100 ¹⁾	140 ¹⁾		180 ¹⁾	
slijkgaper	vlees	95 ¹⁾	80 ¹⁾		35	
	schelp ²⁾	400 ¹⁾	140 ¹⁾		200 ¹⁾	
wadpier	lichaam	18 ¹⁾	20 ¹⁾		8 ¹⁾	
	mucus	± 2000	500-3000		± 2000	
zeeduizend-	lichaam	40 ¹⁾	30 ¹⁾		140 ¹⁾	
poot	mucus	± 3500	1100-6400		± 3500	

¹⁾ De bepaling vond plaats terwijl geen verzadigingsniveau bereikt was.
²⁾ Bij deze schelpdieren werd 36-89% van de activiteit teruggevonden in de schelp.

Intermezzo over concentratiefactoren

Concentratiefactoren van zware metalen door organismen worden doorgaans berekend op basis van drooggewichten, om af te zijn van een variabele hoeveelheid water in de organismen, het sediment, of het seston. compartimenten. Wat radionucliden betreft wordt in de meeste gevallen uitgegaan van de activiteit of het gehalte per eenheid natgewicht van plant of dier. De belangrijkste reden hiervoor is dat een berekening van de geabsorbeerde dosis alleen betekenis heeft wanneer zij betrokken wordt op het gewicht van het levende organisme. Polikarpov (1966, p 33) stelt daarnaast dat "Concentration factors calculated in relation to wet weight reflect the actual role of living organisms in concentrating chemical elements from aqueous solutions". Concentratiefactoren organisme/-water hebben voor dierlijke organismen toch een beperkte betekenis. Ongetwijfeld vindt de opname van radionucliden (en stabiele metalen) plaats via meerdere routes, bijvoorbeeld : de opgeloste fractie vanuit het water via de kieuwen of de huid, de particulier-gebonden fractie vanuit het

opgenomen seston of sediment via de darmwand. Polikarpov (1966, p 182) stelt dat de opname vanuit het water de belangrijkste route is voor contaminatie van waterorganismen, behalve voor die elementen die als bouwsteen fungeren voor organische moleculen in het algemeen (dit geldt dan voor o.a. koolstof-14 en tritium). In de behoefte aan spore-elementen zou voor een groot deel voorzien worden via opname uit het water, zodat radioactieve pendenten in het voedsel niet geabsorbeerd zouden worden in de darm. Hij wijst erop (p 169) dat experimenteel bepaalde concentratiefactoren (voor dergelijke elementen), waarbij de dieren geen voedsel kregen, overeenkomen met de factoren die onder natuurlijke condities bepaald zijn. Lowman cs. (1971) merken op dat hierbij voedselorganismen gebruikt werden gekenmerkt door lage concentratiefactoren. Zij refereren aan meerdere studies die deze visie niet ondersteunen. De bijdragen van water en voedsel aan de *in situ* niveau's in het organisme, zullen in het algemeen bepaald worden door de relatieve gehalten in elk der compartimenten. Van belang hierbij is het

Tabel 14 Fysische toestand van genoemde elementen met hun belangrijkste species in opgeloste toestand (Samengesteld uit opgaven in Polikarpov 1966, Duursma & Gross 1971, Goldberg et al. 1971).

Element	Opgelost	Colloidaal	Particulair	Opgeloste species
strontium	87	3-11	0-10	Sr^{2+}
cesium	70	7	23	Cs^{+}
uranium	43-71	11	2-46	$\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4+}$
plutonium	0-5	75-95	0-23	-
ruthenium	0-15	5-25	60-95	-
cerium	2	4	94	$\text{Ce}(\text{OH})_3$

adsorptief gedrag van het element (tabel 14), het gehalte zwevende stof en de aard en samenstelling van sediment en seston. Voor een berekening van de verwachte activiteit in bodemdieren zijn dus drie concentratiefactoren noodzakelijk: bodemdier/water, bodemdier/seston en bodemdier/bodem. Men zal voorzichtig moeten zijn met het gebruik wanneer de drie concentratiefactoren afzonderlijk zijn bepaald onder uiteenlopende condities. Tenslotte is de opmerking van Bowen *cs.* (1971, p 207) van belang, dat "With respect to benthic organisms, especially those that feed largely within the sediment, there seems (to us) to be complete uncertainty about what might be taken as the 'environmental' concentration of any trace elements". Met andere woorden, het gaat om de biologische beschikbaarheid van de radionucliden; voor een willekeurig element kan deze in het ene milieu hoger of lager zijn dan in het andere, terwijl bij analyses van het milieu totaal-activiteiten gemeten worden. Wat zware metalen en radionucliden betreft is sinds 1971 waarschijnlijk veel onderzoek verricht naar de biologische beschikbaarheid. Hoe relevant ook voor een ecoprofiel van een bodemdier, een gedegen literatuuronderzoek op dit terrein zou ons te ver buiten het bestek van het onderhavige project voeren. Door mineralisatie zullen organisch-gebonden elementen gemobiliseerd worden en terecht komen in de waterfase. Plutonium en americium vormen vermoedelijk complexen met ijzer- en mangaanoxyhydroxides, die

oplossen onder anaerobe condities. Treedt sulfaatreductie op dan zullen deze nucliden als sulfiden weer (gedeeltelijk) worden vastgelegd. Cesium daarentegen zal onder deze condities juist gemobiliseerd worden via kation-uitwisseling met het ammoniumion (Rutgers van der Loeff & Lavaleye (1986).

Bèta-stralers

Voor het dierenleven is de belasting door de bèta-stralers plutonium-241, cesium, strontium en vooral tritium kritischer, althans wat radiotoxicologische effecten betreft.

Strontium gedraagt zich als tweewaardig kation ongeveer gelijk als calcium in biochemisch opzicht. Dit betekent dat het in beperkte mate geabsorbeerd wordt in het darmkanaal, in belangrijke mate gebonden wordt door plasma-eiwitten en vooral wordt ingebouwd in minerale structuren (bot en schelp) (Wasserman *et al.* 1965).

Bij polychaeten wordt strontium geconcentreerd in het cytoplasma van lymfocyten en vervolgens getransporteerd naar de huid (Fretter 1953, geciteerd door Polikarpov 1966). Cesium vertoont in zijn biologische eigenschappen een sterke gelijkenis met kalium en accumuleert dan ook in spieren en kallumrijke weefsels (Polikarpov 1966, p 79). Strontium en cesium vertonen een lage adsorptiegraad aan sedimentdeeltjes (tabel 14), ofschoon cesium in zoetwater in sterkere mate geabsorbeerd is dan in zeewater (Duursma & Gross 1971).

De concentratiefactoren zijn omgekeerd evenredig aan het gehalte van respectievelijk calcium en kalium in het milieu (Polikarpov 1966, p 33-46, Bryan 1979). Bij het koppel cesium/kalium kan deze relatie echter wat sterkere variaties vertonen dan bij het koppel strontium/calcium (Wasserman *et al.* 1965). De concentratiefactoren zijn onafhankelijk van het gehalte van de radionucliden in het milieu, zolang deze relatief constant zijn en nemen toe met afnemende saliniteit (Bryan 1979). Bij zoetwaterorganismen zijn de concentratiefactoren een factor 10-100 hoger dan bij mariene organismen (Polikarpov 1966). Tabel 16 geeft concentratiefactoren die relevant zijn voor een bodemdier als *Arenicola*.

De hoge concentratiefactoren voor cerium-144 in fytoplankton en in byssus van mollusken zijn waarschijnlijk een gevolg van adsorptie via chelatie aan organische stof. Cerium heeft de neiging om in zeewater onoplosbare hydroxiden te vormen met ijzer, $\text{FeCe}(\text{OH})_3$ (Lowman *et al.* 1971). Wordt de byssus buiten beschouwing gelaten dan zal ruim 70% van de totale cerium-144 activiteit geassocieerd kunnen zijn met de schelp (zie Polikarpov 1966). Cesium-137 wordt nauwelijks teruggevonden in de schelp van mariene tweekleppigen, maar bij zoetwatermollusken kan het percentage in de schelp oplopen tot 40%; de rest, c.q. het overgrote deel, zit vooral in spieren, kieuwen en ingewanden (Polikarpov 1966).

Omdat cesium-137 daardoor in veel sterkere mate dan strontium bijdraagt aan de bèta-activiteit in consumptievlies, wordt de verspreiding van cesium-137 uitgebreider onderzocht en gedocumenteerd. Tabel 15 geeft de in 1988 gemeten gehalten van de belangrijkste bètastralers cesium-137 en ruthenium-106, in mosselen en alikruiken voor de kust van Cumbria, vergeleken met gemiddelde gehalten in gefiltreerd zeewater en sediment. Op de slibrijkere sedimenten zou radio-cesium verantwoordelijk zijn voor het grootste deel van de extra uitwendige belasting door gamma-straling, veroorzaakt door emissies van Sellafield (Hunt 1989).

De verspreiding van ruthenium-106 in mariene tweekleppigen lijkt sterk op die van strontium.

Tabel 15 Bèta/gamma-activiteit van cesium en ruthenium in schelpdieren langs de kust van Cumbria en hun milieu, in 1988 (Bron: Hunt 1989).

Compartment	Cs-137 Bq.kg ⁻¹	Ru-106 Bq.kg ⁻¹	Totaal-β Bq.kg ⁻¹
Zeewater ¹⁾	0,5	?	?
Sediment slib ²⁾	1143,3	495,0	3316,7
zand ²⁾	270,0	15,8	660,0
Mossel vlees ³⁾	12	130	280
Alikruik vlees ³⁾	26	126	386

1) Gefiltreerd 2) Drooggewicht 3) Natgewicht

Van beide zal 85-96% van de totale activiteit in het dier geassocieerd zijn met de schelp (Polikarpov 1966).

Wat dergelijke radionucliden betreft zullen bepalingen van activiteiten in vlees alléén dus bij schelpdieren (en crustaceeën) een grote onderschatting geven van de activiteiten in het gehele dier.

Tritium

Overeenkomst in gedrag hoeft niet te betekenen dat beide stoffen in even sterke mate worden ingebouwd; de concentratiefactor van calcium kan vele malen hoger zijn dan van strontium (Polikarpov 1966, p 27-28). Zelfs tussen isotopen kan een zekere discriminatie optreden bij de incorporatie in biologisch materiaal, zoals gevonden werd bij tritium en waterstof.

Tritium komt in het aquatisch milieu terecht ingebouwd in water (getritieerd water: THO), hetzij direct via afvalwaterlozingen (tabel 12), hetzij indirect via de neerslag van omgezet tritiumgas uit de atmosfeer, afkomstig van gasvormige emissies of de inwerking van kosmische straling op waterstof. Tritium emitteert alleen bèta-straling. Evenals waterstof wordt het gefixeerd in organische moleculen, van glucose tot en met DNA en andere hoog-moleculaire verbindingen. Uit onderzoek van Higuchi *cs.* (1980) blijkt dat de kinetiek van de tritiumincorporatie niet volledig gelijk hoeft te zijn aan die van waterstof.

Tabel 16 Concentratiefactoren (activiteit kg^{-1} compartiment WW/activiteit l^{-1} zeewater) van enkele bèta-emitters (Bron: Polikarpov 1966, Lowman et al. 1971, Higuchi et al. 1980).

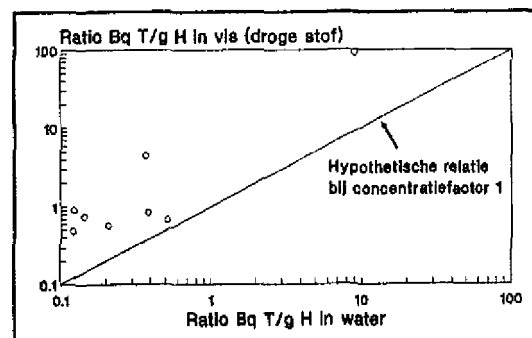
Compartiment		Ce-144 exp/nat	Cs-137 exp/nat	H-3 exp	Ru-106 exp	Sr-90 exp/nat
fytoplankton		340-90000	1-2	0,5-1	200000	4-6
diatomeeën		2000-3300	1-2	0,5-1		17
zoöplankton		1000	15-25	0,5-1	34000	0,1-15
fytobenthosroodwieren		210-3300	1-50	0,5-1	60-1000	1-8
groenwieren		340-640	1-6	0,5-1	95-360	1-7
mossel	byssus	1000			500	
	schelp ²⁾	40-50	0		11-53	6 ¹⁾
	ingewanden	40	7-9 ?		6-18	1,2 ¹⁾ ?
	kieuwen	20	8-10 ?		10-12	0,7-1,5 ¹⁾ ?
	sluitspier	4	8-10		2-4	0,5 ?
	lichaam ³⁾	350	12	0,7-1 ?	1-16	0,6
wadpier	mucus	1000-3000 ?			500 ?	
	speer(zak)	4 ?	10,2		2-4 ?	0,5 ?
	lichaam	300 ?	6 ?	0,7-1 ?	1-16 ?	0,8 ?

1) De bepaling vond plaats terwijl geen verzadigingsniveau bereikt was.
2) Van cerium zal ca. 70% van de activiteit in het gehele dier geassocieerd zijn met de schelp, van cesium ca. 0%, van strontium ca. 85% en van ruthenium-106 ca. 95%.
3) Lichaam is gehele dier zonder schelp of exoskelet.
? Schatting op basis van waarde bij overeenkomstige organismen of gedrag van het element.

In de garnaal *Artemia salina* was de verhouding tussen de specifieke activiteit van tritium in de geproduceerde organische stof en in het water 0,5, wanneer de dieren opgekweekt werden in medium met getritileerd water (specifieke activiteit = totale tritium-activiteit per gram waterstofisotoop). Dat de ratio toenam tot 0,75 wanneer ook hun voedsel (diatomeeën) was gekweekt in tritiumhoudend water, betekent dat dit isotoop geaccumuleerd wordt in de voedselketen. Bij de diatomeeën nam het aandeel van hoogmoleculaire verbindingen in de totale tritiumincorporatie geleidelijk toe, ten koste van het aandeel van laagmoleculaire. De specifieke-activiteitsratio voor geïncorporeerd tritium kwam echter niet boven 0,5, wat wijst op een discriminatie van de radionuclide ten opzichte van het stabiele isotoop (Higuchi et al. 1980).

De accumulatie van tritium in de voedselketen wordt geïllustreerd door de specifieke-activiteitsratio's in vis uit Belgische rivieren;

in de organische stof van de vis is deze ratio hoger dan in het water (Kirchmann & Dupont 1980; figuur 21). Dit betekent dat tritium in dit water niet alleen voorkomt in THO, maar ook in een biologisch beschikbare vorm gebonden is in organische moleculen.



Figuur 21 Plot van de specifieke activiteiten van tritium (T) in vis en in water; de lijn geeft de verhouding aan wanneer het water alleen THO zou bevatten (Naar gegevens van Kirchmann & Dupont 1980).

Extra doses door fall-out

Voor een bodemvis op 20 m diepte becijfert Gerlach (1981, p 117-118) de natuurlijke in- en uitwendige belasting door gamma-straling op $0,015-0,160 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$, die door bètastraling op $0,016-0,210 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. Door de fall-out van bovengrondse kernproeven kwam in de jaren 1958-1965 veel tritium, strontium en cesium, in het milieu terecht, met name op het noordelijk halfrond (Langham 1965, Gerlach 1981, p 104. Voor de vis wordt de extra stralingsbelasting als gevolg hiervan, door Gerlach (1981, p 117-118) geschat op $0,001-0,018 \mu\text{Gy}\cdot\text{h}^{-1}$. Dat is ca. 2-10% bovenop de natuurlijke belasting. Voor kleinere organismen, zoals algen en visse-eieren, kan de extra belasting oplopen tot ca. 100%. Bij deze organismen zal de hoeveelheid geabsorbeerde energie ten gevolge van de uitwendige belasting per eenheid "lichaamsgewicht" veel hoger kunnen zijn, in verband met het beperkt doordringend vermogen van alpha- en bètastraling.

Fall-out is een diffuse vorm van verontreiniging. Met het moratorium inzake bovengrondse kernproeven kwam een voorlopig einde aan een belangrijke bron van toenemende radioactiviteit in het milieu. In de periode 1950-1980 steeg het gebruik van kernenergie voor de opwekking van electriciteit. Voor waterorganismen zijn in eerste instantie de puntlozingen die optreden van belang, ofschoon het ongeluk in Tsjernobyl ook in Nederland tot een toename leidde van de radioactieve besmetting van oppervlaktewater (CORX 1990). Met deze puntlozingen echter komen radionucliden in het milieu waarvan de halfwaardetijden zodanig lang zijn dat een geleidelijke accumulatie optreedt in de biosfeer. Door de US Environmental Protection Agency werd in 1975 een schatting gemaakt van deze accumulatie van langlevende radioactieve isotopen, als gevolg van de activiteiten in de groeiende splijtstofcyclus. Wat betreft tritium (halfwaardetijd 12,3 jaar) en plutonium-239 (24400 jaar) werden voor het jaar 1980 vrachten van respectievelijk $7 \cdot 10^{16}$ en $6,7 \cdot 10^{16}$ Bq berekend, bij een geïnstalleerd vermogen van 110 GWe in de Verenigde Staten (zie Stermerding 1980).

Een latere schatting ging uit van een geïnstalleerd vermogen van 65 Gwe (zie Lipschutz 1980, p 164), zodat deze vrachten anno 1980 gehalveerd zouden kunnen worden (NB tritium kan niet en plutonium-239 slechts ten dele uit emissies worden verwijderd). In Nederlands kustwater is in de tachtiger jaren zowel de totale alpha-activiteit als de bèta-activiteit door tritium gestegen (zie paragraaf 5.2.3).

Samenvatting voor de wadpier

Voor dieren die in de bodem leven, zoals de wadpier, zal de uitwendige stralingsbelasting hoger kunnen zijn, omdat de activiteit in het sediment een factor 50 hoger is dan in het water (tabel 10). Daarnaast zal de sterke concentratie van transuranen en waarschijnlijk cerium-144, in mucopolysacchariden van belang kunnen zijn, met name voor het postlarvale stadium. Wat betreft de inwendige belasting door kunstmatige radioactiviteit zijn een drietal opnameroutes van belang voor de wadpier :

- 1) Opname van opgeloste radionucliden via de kieuwen en lichaamswand;
- 2) Opname van colloïdale en particulier-gebonden radionucliden via de consumptie van voedseldeeltjes, mucus en sediment uit een geoxygeneerde omgeving (sedimentoppervlak en voedselgang);
- 3) Opname van particulaire en opgeloste radionucliden via de consumptie van anaeroob sediment.

Wat genoemde radionucliden betreft zal route 1) belangrijk zijn voor de opname van tritium (in THO), cesium en strontium.

Route 2) zal belangrijk zijn voor de opname van tritium (in $(\text{CHTO})_n$), cerium, ruthenium, americium, plutonium en curium. Voor de adsorptie van radionucliden aan sedimentdeeltjes in de Waddenzee geldt dat een overgroot deel gebonden wordt door de fractie $< 16 \mu\text{m}$ (Duursma & Gross 1971). Wat de accumulatie in het voedsel betreft: zie tabel 13 en 16. Zowel de wadpier als de mossel nemen voedseldeeltjes op uit een geoxygeneerd milieu. De wadpier consumeert daar-

naast af en toe ook anaeroob sediment, waardoor de beschikbaarheid van cesium voor dit dier hoger zou kunnen zijn dan voor de mossel. Voor *Arenicola* hebben wij slechts één concentratiefactor voor cesium gevonden, 10,2 en deze had betrekking op het gehalte stabiel cesium in de huidspierzak (Tabel 16). De experimenteel bepaalde concentratiefactoren voor transuranen reflecteren alleen de opname vanuit gefiltreerd zeewater. Vermoedelijk kregen de dieren gedurende het experiment geen voedsel.

5.2.3 Effecten en ontwikkelingen

Somatische effecten van lage doses

Effecten van betrekkelijk lage verhogingen van de stralingsbelasting zijn zeer moeilijk vast te stellen. Het somatische effect van straling berust op de inductie van chemische omzettingen via ionisaties. Omdat organismen voor een groot deel uit water bestaan treedt in eerste instantie vooral radiolyse op van watermoleculen. Hierbij ontstaan sterk reactieve stoffen, zoals waterstofperoxide, het superoxide-ion (O_2^-) en het OH-radicaal. Voor het lot van deze radiolyseproducten in de cel zijn drie mogelijkheden denkbaar :

- 1) Via peroxidasen worden de producten onschadelijk gemaakt;
- 2) Reacties met vervangbare stoffen als carotenoïden, koolhydraten, eiwitten en vetten;
- 3) Reacties met onvervangbare stoffen, zoals DNA- en RNA-moleculen.

Het optreden van nadelige effecten door veranderingen in het genetisch materiaal is dus een kansproces. Daarbij komt dat schade op celniveau geen nadelige effecten hoeft te hebben voor het organisme, of zich pas op langere termijn manifesteert. Een willekeurige categorie van effecten zal gedetecteerd moeten worden tegen een "natuurlijke" frequentie van optreden.

Op grond van de lineairiteitshypothese die gehanteerd wordt door de Internationale Commissie voor Stralingsbescherming (ICRP),

kan gesteld worden dat straling geen drempeldosis kent en dat elke verhoging van de stralingsdosis in het lage-dosesgebied de kans op het optreden van effecten zal doen toenemen.

Effecten via beschadiging van genetisch materiaal zullen zich op organismaal niveau vooral openbaren bij de ontwikkeling van bevruchte eicel tot larve. Veel onderzoek naar de effecten van lage doses ioniserende straling is gericht op de embryonale en larvale ontwikkeling van vissen en kleine crustaceëen. Bij vissen zijn het percentage abnormaal gevormde larven of eieren gevoelige parameters voor het meten van effecten van bètastraling. Bij pelagische visse-eieren zou een stijging van de percentages met toenemende strontium-90 activiteit, volgens waarnemingen in Polikarpov (1966), aantoonbaar kunnen zijn vanaf 37 mBq.l^{-1} zeewater. Een verhoging van 37 tot 3700 mBq.l^{-1} gaf een verdubbeling van het percentage afwijkingen. De "drempeldosis" voor statistisch significantie van een dergelijk effect van strontium-90, zou rond de 1 Bq.l^{-1} kunnen liggen, zonder dat de proefopzet onuitvoerbaar wordt. Dosis-effectschattingen kunnen echter grote verschillen vertonen tussen onderzoekers (zie Polikarpov 1966, p 227). Een zekere subjectiviteit in het definiëren van "abnormaliteiten" zou hierbij een rol kunnen spelen. Men zal dus voorzichtig moeten zijn met het gebruik van dosis-effectrelaties, zeker wanneer deze bepaald zijn in afwijkende milieu's. Om het stralingseffect van plutonium-238 in mariene biota te beoordelen refereert Templeton (1980) aan waarnemingen bij de ontwikkeling van karpereieren; effecten waren niet waarneembaar bij activiteiten in de orde van 10^4 - 10^6 Bq.l^{-1} . Het verschil in gedrag van een stof tussen zoetwater en zeewater zal echter kunnen leiden tot een groot verschil in de reëel geabsorbeerde dosis. We herinneren eraan dat plutonium in zeewater neerslaat en via oppervlakte-adsorptie gebonden kan worden aan organisch materiaal.

Effecten van straling op processen

Polikarpov (1966, p 211) refereert aan enkele

studies waarin een verband gelegd wordt tussen variatie in de intensiteit van kosmische straling (gamma) en activiteitsritmen van fysiologische processen. Een oud overzicht voor enkele mariene organismen wordt gegeven door Brown *et al.* (1958).

Een interessant aspect van (kosmische) straling is de mogelijke invloed op verouderingsprocessen. Bij de mens bijvoorbeeld, zou deze tot uiting komen in een afnemende soepelheid van de huid door een geleidelijke verandering van de verhouding verzadigde/onverzadigde vetten. Gegevens voor *Daphnia* van Telitchenko (1958), gepresenteerd in Polikarpov (1966), wijzen op een toename van het aantal dagen tussen opeenvolgende vervellingen (tabel 17).

Tabel 17 Periode tussen opeenvolgende vervellingen en periode nodig voor de opgroei tot adult bij *Daphnia*, bij verschillende activiteiten van radioactief strontium (Naar: Polikarpov 1966, p 215).

Activiteit Bq.l ⁻¹	Dagen tussen vervellingen	Dagen voor opgroei
37	3	8
370	3-4	6-7
3700	4	8-9
37000	4	9
370000	6	13

Ofschoon deze effecten gerangschikt zijn onder effecten op processen, zijn ze natuurlijk terug te voeren op interacties tussen ioniserende straling en organische moleculen, in dit geval vervangbare moleculen. Verwacht mag worden dat de resistentie hiertegen zal verschillen tussen organismen, alleen al vanwege verschillen in biochemische samenstelling en synthese van peroxidasen.

Ontwikkelingen in Nederland

Wolff (1978b) verwachtte geen waarneembare biologische effecten bij de waargenomen activiteiten in de Waddenzee: Water: 0,02-0,14 mBq.l⁻¹ aan plutonium-239 en -240; sediment: 15-437 mBq.kg⁻¹. Deze alpha-activiteit is deels natuurlijk, deels het gevolg van fall-out en

zal deels het gevolg zijn van lozingen van vloeibaar radioactief afval door de opwerkingsfabrieken te Sellafield (tabel 12) en La Hague. Import van particulier-gebonden plutonium vanuit de Noordzee wordt verantwoordelijk geacht voor 63% van de totale depositie van plutonium in de voornaamste sedimentatiegebieden in de Westerschelde (Duursma *et al.* 1984). De jaarlijkse vracht vanuit de Noordzee naar de Westerschelde wordt door deze onderzoekers geschat op 9,9-11 GBq (7,8-8,9 GBq aan Pu-239+240, 2,1 GBq aan Pu-238). In het Deltagebied ligt de activiteit van deze alpha-emitters in sediment en zwevende stof tussen 0,5-1,0 Bq.kg⁻¹ drooggewicht (Duursma *et al.* 1984). In de Westerschelde is de totale alpha-activiteit in de tachtiger jaren toegenomen en wordt jaarlijks de basiskwaliteitsnorm van 370 mBq.l⁻¹ overschreden. De hoogste activiteiten worden gemeten in het mariene deel van het estuarium; te Vlissingen een jaargemiddelde van 482 mBq.l⁻¹ in 1986, waarvan 3% door radium-226 (Werkgroep Waterbeheer Westerschelde 1989b).

Ook de bèta-activiteit door getritieerd water is in de Westerschelde in de periode 1982-1985 weer toegenomen na een daling in de jaren '70. De hoogste activiteiten worden gemeten ter hoogte van de Belgisch-Nederlandse grens (gemiddeld 19 Bq.l⁻¹), de laagste te Vlissingen (4,4 Bq.l⁻¹), zodat een import vanuit de Noordzee hier geen rol speelt. Belangrijke bronnen zijn fall-out en emissies van nucleaire installaties (Kirchmann & Dupont 1980). Sinds 1985 zijn de jaargemiddelden aan de grens vrij constant rond een niveau van 15 Bq.l⁻¹ (CCRX 1990). In de Eems-Dollard bedroeg de tritium-activiteit in 1978 ca. 4,8 Bq.l⁻¹ (Wolff 1978a). De jaargemiddelde activiteiten van THO in Rijn en Maas zijn sinds 1975 gedaald tot respectievelijk 7,6 en ca. 22 Bq.l⁻¹ in 1989 (CCRX 1990). In de Maas schommelt de activiteit echter sterker dan in de Rijn.

Ook de rest-bèta-activiteit is in deze rivieren en tevens in het oostelijk deel van de Westerschelde, in de periode 1975-1989 licht gedaald tot jaargemiddelde niveau's van

respectievelijk ca. 50 en 200 mBq.l⁻¹ (Werkgroep Waterbeheer Westerschelde 1989b, CCRX 1990). Te Vlissingen is de rest-bèta-activiteit gemiddeld hoger dan te Terneuzen en Hansweert, zodat vermoed wordt dat bètastralers vanuit de Noordzee worden ingevoerd (NB in zeewater wordt cesium minder sterk geadsorbeerd dan in zoetwater; Duursma & Gross 1971). De activiteit van opgelost cesium-137 bedraagt voor de Nederlandse kust ca. 10 mBq.l⁻¹ (Hunt 1989). Op grond van adsorptiegraad en concentratiefactor voor plankton zal de verwachte bijdrage van particulier-gebonden cesium gering zijn. De import van particulier-gebonden ruthenium-106 zou wel belangrijk kunnen zijn, maar gegevens daaromtrent hebben wij niet gevonden. De Coördinatie-Commissie voor Metingen van Radioactiviteit bepaald sinds 1989 de activiteit in zwevende stof uit Maas, Rijn, Roer en Westerschelde. Het betreft hier echter vooral de bepaling van gamma-activiteit. De gamma-activiteit van radiocesium lag tussen 4 en 330 Bq.kg⁻¹ drooggewicht (CCRX 1990).

De depositie van fall-out afkomstig van Tsjernobyl verachtvoudigde de jaargemiddelde rest-bèta-activiteit in Maas en Rijn, maar alleen in 1986. Het landelijk gemiddelde van deze depositie (nat en droog) werd voor radiocesium, radoruthenium en radiostrontium geschat op achtereenvolgens 3060, 4250 en 198 Bq.m⁻² (per 3 mei 1986; CCRX 1990). Voor een wadpier die oppervlakesediment eet zou dit een aanzienlijke extra belasting kunnen hebben betekend. Voor een beoordeling van de effecten van een verhoogd stralingsniveau door menselijke activiteiten zijn specifiekere gegevens nodig over de verspreiding en accumulatie van radionucliden in de diverse compartimenten en het dier zelf. Waarschijnlijk zijn de jongste stadia (ei, trochophoralarve, Benhamstadium) het meest gevoelig voor radioactiviteit in het milieu. Van belang lijken vooral de isotopen tritium, cesium-137, ruthenium-106, plutonium-239+240 en plutonium-241. Met name de laatste vier accumuleren in het sediment. Er zijn twee mechanismen denkbaar waardoor de uitwendige stralingsbelasting van *Arenicola*

door gamma- en bèta-activiteit, hoger zal kunnen zijn dan verwacht op grond van de gemeten activiteiten in sedimentmonsters (alpha-deeltjes zullen niet door de huid van volwassen wadpieren heendringen). Ten eerste zouden colloïden die met het ventilatiewater de gang ingevoerd worden, efficiënt geadsorbeerd kunnen worden aan de mucusbekleding van de gang. Ten tweede zou door mobilisatie-, diffusie- en immobilisatieprocessen in het sediment een transport kunnen plaatsvinden van de anaerobe zône naar de aerobe omgeving van de woonbuis. Het bestaan van een dergelijke biogene verdeling van radionucliden in het sediment is, voor zover wij weten, niet onderzocht.

5.3 Zware metalen

5.3.1 Opname en concentraties

Bij de opname en accumulatie van zware metalen zijn overeenkomstige processen van belang als bij radionucliden. Dat betekent dat de opnamesnelheid in relatie zal staan tot de beschikbare concentratie in het milieu, van de functie in het organisme (chromium, koper en zink zijn spore-elementen), c.q. van de mate van overeenkomst in gedrag ten opzichte van functionele elementen voor het organisme, als kalium, calcium, magnesium in combinatie met de beschikbare concentratie van deze functionele elementen. Van belang hierbij zijn de fysisch/chemische eigenschappen van de metalen (adsorptiegraad, speciatie). Sommige metalen hebben de neiging om in zeewater moeilijk oplosbare hydroxiden en ioncomplexen te vormen, die sterk geadsorbeerd kunnen worden aan organische stof. Tabel 18 geeft de fysische toestand van een aantal belangrijke zware metalen.

McLusky en medewerkers (1986) behandelen de literatuur omtrent de invloed van saliniteit en temperatuur op de toxiciteit van zware metalen. Zij geven aanwijzingen dat de opnamesnelheid van cadmium, koper en zink door bodemdieren toeneemt met afnemende saliniteit.

Tabel 18 Species en evenwichtsconcentratie in zeewater, gedrag in een zoutgradiënt van de opgeloste fractie en adsorptie via chelatatie aan Chelex-100, met de betrokken species (Naar: Goldberg et al, 1971, Lowman et al. 1971, Duinker & Nolting 1976, 1977).

Metaal	Voornaamste opgel. species	C _{Evenwicht} µg/l	Gedrag t.o.v. saliniteit ¹⁾	% Adsorptie in zeewater door chelatatie
Chloor	Cl ⁻	19000000	+	
Magnesium	Mg ⁺⁺	1300000	+	
Calcium	Ca ⁺⁺	410000	+	40 (Ca ⁺⁺ , CaCl ⁺ ?)
Zink	Zn ⁺⁺	10,4	o-	> 95 (Zn ⁺⁺ , ZnCl ⁺ ?)
Koper	Cu ⁺⁺	3,2	o-	> 95 (CuCl ⁺ , CuCl ₂ ?)
Arseen	HAsO ₄ ⁼ , H ₂ AsO ₄ ⁻	2,6	- ?	
Ijzer	Fe ⁺⁺ ?	2,8	o-	> 95 (Fe(OH) ₃)
Mangaan	Mn ⁺⁺	2,2	o-	> 95 (Mn ⁺⁺ , Mn(OH) ₃ ?)
Chroom	CrO ₄ ⁼ , Cr ³⁺	0,5	- ?	> 95 (CrO ₄ ⁼)
Kwik	HgCl ₄ ⁼ , HgCl ₂	0,2	o- ?	> 50
Cadmium	Cd ⁺⁺	0,1	o-	> 95 (CdCl ⁺ , CdCl ₂ ?)
Lood	PbCl ₃ ⁻ , PbCl ⁺ , Pb ⁺⁺	0,03	-	> 95 (PbCl ⁺ , PbCl ₃ ?)

¹⁾ Binnen een range van 0,4-35 o/oo S :

- o- Concentraties opgelost metaal nemen sterker af dan verwacht op grond van conservatief gedrag
- Element gedraagt zich conservatief; concentraties opgelost element nemen af met toenemende saliniteit
- + Element gedraagt zich conservatief; concentraties opgelost element nemen toe met toenemende saliniteit

Een effect van de temperatuur op de opname is aannemelijk, vanwege de temperatuursafhankelijkheid van de algehele metabolische activiteit en in het bijzonder de permeabiliteit van en transportsnelheid over membranen.

Biologische beschikbaarheid

Als oorzaken van een hogere opname bij lagere saliniteiten worden genoemd: Een competitie bij het transport over celmembranen met calcium- en magnesiumionen, waarbij de kansen voor zware metalen toenemen bij dalende zoutgehalten en een invloed van de saliniteit op de chemische speciatie van het metaal. Het gehalte van opgelost ijzer bijvoorbeeld, zal bij een daling van de saliniteit toenemen: Van ca. 30-10 ‰ S blijft het niveau opgelost ijzer gelijk en laag, bijvoorbeeld 9 µg.l⁻¹; van 10-2 ‰ S neemt dit gehalte langzaam toe tot 40 µg.l⁻¹, om van 2-0,4 ‰ S zeer snel te stijgen tot een gehalte van 180 µg.l⁻¹ (waarnemingen van Duinker & Nolting (1976) in de Nieuwe Waterweg, december 1974). Dit niet-conservatieve gedrag is te verklaren door het neerslaan als hydroxiden en doet zich ook voor bij mangaan. Bij koper,

cadmium en zink kunnen de gehalten aan opgeloste species eveneens toenemen bij dalende saliniteit, in sterkere mate dan door conservatief gedrag te verklaren is. Deze ionen complexeren met chloride. Het gehalte opgelost lood gedraagt zich wel conservatief (Duinker & Nolting 1977).

Ook particuliere complexen echter kunnen opgenomen worden, niet via iontransport maar via pinocytose, gevolgd door intern transport via amoebocyten (Bryan 1979).

Het gehalte opgelost metaal geeft evenmin een indicatie van de biologische beschikbaarheid. In het brakke deel van de Westerschelde blijkt tot ca. 40% van de opgeloste fractie van koper, cadmium en lood gebonden te kunnen zijn aan opgeloste organische stof (DOC; Jackson & Merks 1984). Als zodanig zijn ze niet reactief, wat betekent dat ze niet kunnen worden uitgewisseld tegen calcium of magnesium. Omdat het DOC-gehalte in de Westerschelde afneemt met toenemende zoutgehalten neemt het gehalte aan reactief koper hier juist toe in het traject van 6-9 ‰ Cl⁻ (Jackson & Merks 1984). Wat koper betreft is het water in het mesohaliene deel dus

toxischer dan in het brakke deel. Bij cadmium en lood is dit proces minder goed waarneembaar, vermoedelijk doordat de verminderde adsorptie aan opgeloste organische stof min of meer "gecompenseerd" wordt door de vorming van moeilijk oplosbare chloriden. Het adsorptief gedrag in zeewater ten opzichte van organische stof weerspiegelt zich in de efficiëntie waarmee het element door een chelator als Chelex-100 uit de waterfase verwijderd kan worden (tabel 18).

Concentraties in wadpier en milieu

In een estuarium als de Westerschelde blijkt een verband tussen metaalconcentraties in bodemdieren en de saliniteit niet eenvoudig aan te tonen. Het is de vraag of de hierboven beschreven interacties met de saliniteit relevant zijn voor de wadpier, aangezien dit dier nauwelijks voorkomt bij chloriniteten lager dan 10 ‰. In wadpiëren uit het overgangsgedebied (Terneuzen) zijn relatief hoge cadmiumgehalten gevonden (tabel 19). De gehalte van koper en kwik zijn van overeenkomstige hoogte als die in nonnetjes, mossels en zeeduizendpoten: Voor koper ($10\text{--}40\text{ mg.kg}^{-1}$ AVDW) en kwik ($0,05\text{--}0,44\text{ mg.kg}^{-1}$ AVDW) in 1987 (Werkgroep Waterbeheer Westerschelde 1989b). Deze kopergehalten liggen in dezelfde ordegrrootte als de gehalten die gevonden worden in consumptiemosselen (CCRX 1990). Wat de wadpier betreft tonen de kwik- en kopergegevens geen duidelijke relatie met het zoutgehalte (Werkgroep Waterbeheer Westerschelde 1989b). Men moet echter rekening houden met een toename van de bodemverontreiniging in oostelijke richting (Werkgroep Waterbeheer Westerschelde 1989c). Daarnaast blijken de gehalten aan zink, mangaan en lood negatief te kunnen correleren met het lichaamsgewicht van *Arenicola* (Packer *et al.* 1980). Voor cadmium en koper konden deze onderzoekers binnen de range van gewichten geen verband aantonen.

Koper wordt door wadpiëren opgenomen uit de waterfase. Opname uit het sediment kan belangrijk worden wanneer de siltfractie een hoog gehalte aan koper bevat (Everaarts 1986). Tussen het gehalte in het sediment

en de gehalten in verschillende delen van het lichaam kon Everaarts (1986) geen verband aantonen. Wel namen de kopergehalten in het bloed af met toenemend lichaamsgewicht (*cf.* Packer *et al.* 1980). Koper wordt door juveniele wadpiëren in sterkere mate dan door adulten geaccumuleerd in het bloed. Zij zullen daarom extra kwetsbaar zijn voor kopercontaminatie, waarbij komt dat juist in slibrijke sedimenten de gehalten in het interstitiële water hoog kunnen zijn (Duinker *et al.* 1974).

Koper komt onder meer in het water door het gebruik van aangroeiwerende verven (CCRX 1990). De uitlogingssnelheid van koper is hoger bij hogere zoutgehalten (Ros 1987). In de omgeving van werven kunnen de kopergehalten oplopen tot enkele honderden mg.kg^{-1} droog sediment. Het jaargemiddelde kopergehalte in Rijn en Maas is in de periode 1980-1989 gelijkmatig gedaald, maar vertoont in de Waddenzee en Westerschelde geen duidelijke trend (Essink 1989, Werkgroep Waterbeheer Westerschelde 1989b, CCRX 1990). Sedimenten in de westelijke Waddenzee vertonen alleen op sommige locaties (Balgzand) een zekere daling (CCRX 1990). De kopergehalten in wadpiëren uit Waddenzee en Eems-Dollard estuarium zijn vrijwel onveranderd gebleven en liggen op een niveau van $6,0\text{--}10\text{ mg.kg}^{-1}$ DW. De cadmiumconcentraties in wadpiëren uit deze gebieden zijn in de periode 1982-1986 wel teruggelopen van $1,7\text{--}2,6$ tot $0,1\text{--}1,2\text{ mg.kg}^{-1}$ DW (ongepubl. gegevens van Everaarts in Essink 1989). De gehalten van cadmium en kwik in het water van Rijn, Westerschelde, Waddenzee en Eems-Dollard estuarium zijn in de tachtiger jaren (verder) gedaald (Essink 1988 en 1989, Holland 1989, CCRX 1990). Alleen in de Maas werden in 1987-1988 weer hoge gehalten gemeten; door lozingsbeperkingen in België zijn deze weer afgenomen (CCRX 1990). Ook de gehalten van lood, chroom en zink in de rivieren zijn geleidelijk gedaald in 1980-1989. Tabel 20 geeft recent gemeten gehalten en een schatting van natuurlijke concentraties. Deze tabel geeft ook waarnemingen van Baeyens *cs.* (1987), waaruit blijkt dat een belangrijk deel van de opgeloste fractie in het kustwater gebonden is aan DOC.

Tabel 19 Cadmiumgehalten in water en zwevend stof (jaargemiddelden) en wadpieren (zomer) op drie locaties langs de lengte-as van de Westerschelde in 1987 (Bron: Holland 1989, Werkgroep Waterbeheer Westerschelde 1989b).

Compartiment	Dimensie	Vlissingen	Terneuzen	Hansweert
Water				
chloride	g.l ⁻¹	15,9	11,9	7,6
zwevend stof	mg.l ⁻¹	26,6	51,5	41,2
opgelost cadmium	µg.l ⁻¹	0,22	0,14	0,13
particulair cadmium	µg.l ⁻¹	0,05	0,11	0,18
Zwevend stof				
cadmiumgehalte	mg.kg ⁻¹ DW	1,88	2,14	4,37
Wadpier				
cadmiumgehalte	mg.kg ⁻¹ AVDW	1,22-1,29	10,03	5,03-9,60

Tabel 20 Natuurlijke^{*)} en recente gehalten van zware metalen in water (jaargemiddelden in µg/l), zwevend stof en sediment (mg/kg DW) (Bronnen: Gerlach 1981, Baeyens ea. 1987, Holland 1989, WORSRO DGW Groningen, Werkgr Waterbeh Westersch 1989b,c, Duijts 1990).

	Kwik	Cadmium	Lood	Koper	Chroom	Zink
Zeewater						
in water totaal natuurlijk	0,003-0,007	0,027-0,1	0,002-0,17	0,40-0,5	0,3-0,68	0,73-4,9
Kustwater/Scheldemond¹⁾						
in water totaal 1982/1983	0,010-0,184	0,016-0,30	0,08-9,0	0,34-5,1	nd	0,32-17,8
particulair	0,004-0,160	0,002-0,13	0,03-8,3	0,06-2,6		0,07-9,0
opgelost	0,006-0,024	0,014-0,17	0,05-0,7	0,28-2,5		0,25-8,8
fractie aan DOC	nd	43-49 %	56-59 %	53-63 %		85-87 %
Westerschelde te Vlissingen						
in water totaal natuurlijk	0,009	0,027	1,10	0,50	0,8	3,4
in water totaal 1986	0,02	0,94	2,6	7,7	2,8	12,69
in water totaal 1988	0,02	0,11				10,33
particulair	0,01	0,03				9,00
opgelost	0,01	0,08				1,33
in zwevend stof 1988-1990	0,38-0,59	0,91-1,11	60-68	22,8-27,0	74-95	163-188
in sediment ³⁾ 1985	0,10	1,3	50	45	40	225
in sediment ³⁾ natuurlijk	0,1-0,2	0,3-0,5	31-40	10-21	22-63	88-93
Westelijke Waddenzee						
in water totaal 1988	0,02-0,03	0,05-0,10				
in zwevend stof 1988-1990	0,48-0,60	0,78-1,17	70-78	24,2-28,4	84-87	181-223
in sediment ²⁾ 1988	0,11-0,67	0,4-2,1	42-97	23-38	95-128	163-295
in sediment ²⁾ natuurlijk	0,10-0,20	0,2-0,4	20-40	16-60	60-90	50-100
Oostelijke Waddenzee						
in water totaal 1988	0,01-0,03	0,09				
in zwevend stof 1988-1990	0,35-0,57	0,63-0,85	56-83	15,6-25,3	71-95	140-196
in sediment ²⁾ 1988	0,23-0,48	0,4-1,3	38-79	17-29	96-126	108-212
Eems-Dollard estuarium						
in water totaal 1988	0,01-0,07	0,09-0,13				
in zwevend stof 1988-1990	0,42-0,55	0,48-0,73	61-78	15,5-26,9	85-108	162-208
in sediment ²⁾ 1988	0,18-0,50	0,4-0,8	28-61	13-25	95-135	105-186
Rijn te Lobith						
in water totaal 1989	0,06	0,13	5	6	6	30
Maas te Eijsden						
in water totaal 1989	0,04	0,62	5	4	4	60

^{*)} Natuurlijke gehalten moeten worden beschouwd als schattingen voor een gemiddelde situatie

1) In oktober en maart 2) In de bodemfractie <63 µm tot 1 cm diep 3) Standaardsediment 50% fractie <16 µm

5.3.2 Opname uit diverse compartimenten

Inleiding

Bodemdieren zullen zware metalen uit drie verschillende compartimenten kunnen opnemen: water, zwevend stof (inclusief plankton) en sediment (inclusief microbenthos en interstitieel water). Voor predatoren is een vierde compartiment van belang: de prooi, maar deze zal hier buiten beschouwing worden gelaten. Welke route het belangrijkste zal zijn is op de eerste plaats afhankelijk van de relatieve gehalten aan opneembaar metaal in elk der compartimenten. Op de tweede plaats zijn de interacties tussen het dier en de diverse compartimenten van belang, die samenhangen met de gewoonten van het dier (epibenthisch of ingegraven, filter-feeding of deposit-feeding). Dit wordt hieronder geïllustreerd.

Volgens Everaarts (1986) is de accumulatie van zware metalen in de wadpier ongeveer gelijk aan die in tweekleppige schelpdieren, zoals de mossel (*Mytilus edulis*). Bij een onderzoek in de Waddenzee in 1982, waren de cadmiumgehalten in mosselen op 7 van de 8 locaties slechts een fractie hoger dan in de wadpier (ranges : mossel 1,0-3,0, wadpier 0,6-2,6 mg.kg⁻¹ (Kramer et al. 1985, geciteerd door Essink 1989).

De accumulatie door mosselen kan veel hoger zijn dan bij de wadpier wanneer sprake is van een relatief grote belasting gedurende een korte periode (tabel 21). Bij dit experiment werd een enclosure gemaakt op een wad bij Borkum. Gedurende 25 dagen vulde het caisson zich bij elk opkomend tij met water waaraan zoveel loodnitraat en cadmiumchloride werd toegevoegd dat de gehalten van elk van de metalen 100 µg.l⁻¹ bedroeg (Loring & Prosi 1986). In eerste instantie werd 90% van het lood geadsorbeerd door zwevend stof terwijl 85% van het cadmium in de waterfase bleef. In kieuwweefsel van *Arenicola* werden fijn-granulaire cadmiuminsluitingen aangetoond. Bij de mossel werden daarnaast veel grotere loodinsluitingen gevonden. In deze gevallen zal de opname hebben plaatsgevonden via adsorptie en diffusie, c.q. pinocytose. Bij de wadpier zijn het

vermoedelijk overwegend cadmiumcomplexen geweest, gebonden aan DOC of colloïdaal, terwijl de mossel als filter-feeder daarnaast veel particulier lood via dit mechanisme incorporeerde.

Verwacht mag worden dat in een relatieve evenwichtssituatie van chronische contaminatie de verschillen tussen deze dieren kleiner zullen zijn, omdat de gehalten en speciatie van metalen in de bovenste laag van het sediment die in het zwevende stof zullen gaan benaderen. Bij het genoemde experiment nam ook het gehalte particulier-cadmium geleidelijk toe ten koste van het gehalte in de waterfase.

Tabel 21 Gehalten van cadmium en lood in bodemdieren na 25 dagen contaminatie van een enclosure op het wad (Bron: Loring & Prosi 1986).

Soort	Gehalte in mg.kg ⁻¹ DW	
	Cd	Pb
Wadpier	27,0	-
Zeeduizendpoot	57,8	-
Allkruik	100,3	126,9
Mossel	145,8	229,0

Opname uit het water

De opnamemechanismen voor opgeloste metalen zijn gebaseerd op actief en passief transport door de celmembranen. Van de reactieve fractie zullen éénwaardige kationen (Cs⁺) actief getransporteerd kunnen worden via de kaliumpomp, terwijl tweewaardige ionen (Ni²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺, Sr²⁺, Cd²⁺) via de transportsystemen voor calcium en magnesium worden uitgewisseld. In zeewater is een belangrijk deel van de aanwezige zink, cadmium, koper, lood en waarschijnlijk kwik niet reactief, maar gecomplexed met chloride en geadsorbeerd aan organische stof. Dergelijke niet-reactieve verbindingen worden geadsorbeerd aan huid- of kieuwoppervlak en kunnen vervolgens door de celmembranen naar binnen diffunderen. De snelheid van deze passieve absorptie zal afhankelijk zijn van de oplosbaarheid in de lipoproteïnen van de celmembranen. Volgens Bryan (1979) wijzen de meeste gegevens over mariene organismen

Tabel 22 Concentratiefactoren organisme/zeewater op basis van natgewichten, voor relevante elementen (Bron: zie tabel).

Element	Fytoplankton	Diatomee	Dier ¹⁾	Schelpdier ²⁾	Wadpier ³⁾
calcium	2,5		10	0,4	
kalium			3	5,8 *	7,6 ⁴⁾
magnesium	2		0,6	1	
aluminium	100000		30000	9000	
arseen	2000 ?		100	650	
cadmium	200 ?		100000	250-350 ⁵⁾	45-65 ⁵⁾
chromium	2400		100000	440	
kobalt	1500		100	125-186 *	4000
koper	30000		1000	5000	
kwik					
lood	40000		10000	40	
mangaan	2500-6300	20-5000	3000	1200 *	
nikkel	5000		1000		
tin	6000		100		
titaan	25000		3000	1000 ?	
ijzer	45000		3000	8000	
zink	15000	50000	10000	2100-7500 *	6 ⁶⁾ ?

¹⁾ Op basis van elementaire samenstelling van dieren uit open zee en kustwater; onzekerheidsmarge $\pm$ één ordegrrootte (Bron: Goldberg et al. 1971)
²⁾ Gehalte in lichaam of spierweefsel, * = *Mytilus* (Bron: Polikarpov 1966, Lowman et al. 1971)
³⁾ Gehalte in lichaam tenzij anders vermeld
⁴⁾ Gehalte in spierhuid (Bron: Polikarpov 1966)
⁵⁾ Geen evenwichtssituatie met betrekking tot de contaminatie (Bron: Loring & Prosl 1986)
⁶⁾ Gehalte in zeedulzendpoot (Bron: Polikarpov 1966)

op een passieve opname van metalen. Dit zou dus verklaard kunnen worden door de chemische speciatie bij hogere chloridegehalten. Wel is bij het nonnetje gebleken dat de accumulatie van koper veel minder snel verloopt bij dieren die uitgehongerd zijn, dan bij dieren met een goede conditie (Absil et al. 1990). Dit wijst op het belang van een actief opnameproces. Naar verwachting zullen actieve transportprocessen belangrijker worden in brakke en zoetwatermilieus, behalve voor de opname van lood en kwik, die ook in deze milieu's in sterke mate zullen complexeren.

Tabel 22 geeft een aantal concentratiefactoren organisme/zeewater, voor algen en dierlijke organismen in het algemeen en, voor zover gevonden, voor de mossel en de wadpier in het bijzonder. Deze tabel toont dat zware metalen veel sterker geconcentreerd worden dan kalium, calcium en magnesium. Dit kan

betekenen dat de uitscheiding van zware metalen veel langzamer verloopt dan die van kalium, calcium en magnesium, of dat de opname vanuit de waterfase voor zware metalen niet de belangrijkste route is.

Van cesium is bekend dat het veel langzamer wordt uitgewisseld dan kalium (Bryan 1979).

Opname uit zwevende stof

Uit onderzoek met radioactieve isotopen is naar voren gekomen dat de mossel zware metalen als cadmium, lood, zink en mangaan hoofdzakelijk opneemt vanuit het compartiment zwevend stof (Bryan 1979). Het fytoplankton, als onderdeel van het seston, wordt gekenmerkt door hoge concentratiefactoren alg/zeewater voor zware metalen (tabel 22). Het voedsel van de wadpier zal voor een gedeelte uit zwevend stof bestaan wat in de trechter wordt "gevangen", via de voedselgang

Tabel 23 Chemische beschikbaarheid van enkele metalen geadsorbeerd aan zwevend stof, verzameld in de Waddenzee (Terschelling) in april 1973 (Bron: Duinker et al. 1974).

Metaal	Uitwisselbaar ¹⁾		Uitloogbaar ²⁾		Totaal ³⁾
	mg.kg ⁻¹	%	mg.kg ⁻¹	%	mg.kg ⁻¹
mangaan	195	36,7	475	89,3	532
koper	37	20,8	100	56,2	178
zink	62	12,7	194	39,6	490
ijzer	0	0,0	5190	23,2	22400

1) Uitwisselbaar gehalte bepaald na behandeling met 1 M ammoniumacetaat
2) Uitloogbaar gehalte bepaald na behandeling met 0,1 N HCl
3) Totaal gehalte bepaald na behandeling met HF / H₃BO₃

naar beneden zakt en vervolgens geconsumeerd wordt. De opname van metalen vindt dan plaats in het darmkanaal. Op grond van extracties van Duinker *et al.* (1974) zou men verwachten dat slechts een gering deel van de geadsorbeerde metalen daadwerkelijk zal kunnen worden opgenomen (tabel 23). In zwevend stof verzameld op het wantij onder Terschelling bleek slechts 12-37% van het zink, koper en mangaan uitwisselbaar. De rest van deze metalen en al het ijzer kon alleen worden gedesorbeerd door behandeling met sterke zuren. Onderzoek naar de opname vanuit het darmkanaal heeft duidelijk gemaakt dat de aard van het sediment (ijzergehalte) van belang kan zijn voor de opname-efficiëntie bij bodemdieren (Bryan 1979). Een tweede opnameroute kan veel belangrijker zijn: de opname via de kieuwen door pinocytose, zoals is aangetoond voor lood en ijzerhydroxide bij de mossel (George *et al.* 1976, Loring & Prosi 1986). Ofschoon dit mechanisme ook bij de wadpier zal kunnen optreden zal deze route waarschijnlijk minder belangrijk zijn dan bij filter-feeders. In tabel 24 zijn enkele concentratiefactoren bodemdier/seston verzameld.

Opname uit de bodem

De wadpier eet voornamelijk het oppervlakkige sediment, wat beschouwd kan worden als zwevend stof, verrijkt met organische stof (benthische diatomeeën, bacteriën, protozoën en de detritus die hieruit voortkomt). Onder normale omstandigheden zal alleen bij het

Tabel 24 Concentratiefactoren organisme/seston (drooggewichten) (Bron: zie tabel).

Metaal	Mossel	Wadpier
koper ¹⁾	0,9	0,9
cadmium ¹⁾	3,5	3,5
cadmium ²⁾	0,6	0,1
lood ²⁾	0,04	

1) Westerschelde, 12 o/oo Cl⁻ (Bron: Werkgr Waterbeh Westersch 1989b)
2) Waddenzee, geen evenwichtssituatie (Bron: Loring & Prosi 1986)

verleggen van de voedselgang dieper gelegen, anaeroob sediment geconsumeerd worden. In het laboratorium blijkt *Arenicola* uitsluitend dieper gelegen sediment te eten wanneer dit zeer rijk is aan organische stof (Rijken 1979). Aan het oppervlak zullen metalen gebonden zijn aan organisch materiaal (benthos, detritus, humine- en fulvinezuren) en in meer of mindere mate aan oxide-hydroxidecomplexen van ijzer en mangaan (o.a. Lowman *et al.* 1971, Nieuwenhuize *et al.* 1984, Allen *et al.* 1990).

Bij de microbiële afbraak van organisch materiaal, die onder zuurstofrijke condities sneller zal verlopen dan onder anaerobe, neemt het organisch-stofgehalte af. Hierdoor zal de concentratie opgeloste metalen in het sediment kunnen stijgen, afhankelijk van de aanwezigheid van oxide-hydroxidecomplexen onder aerobe condities en van vrij sulfide onder anaerobe.

Het belang van organische stof als adsorbens voor zware metalen komt in verschillende experimenten tot uiting. De accumulatie van koper door het nonnetje bijvoorbeeld, vertoont een negatieve relatie met het organisch-stofgehalte van het sediment (Absil *et al.* 1990). Dit wijst er tevens op dat dit dier voornamelijk koper uit de waterfase accumuleert. Wanneer zuurstof wordt geïntroduceerd in slurries van marien sediment nemen de gehalten opgelost nikkel binnen een uur en die van koper, cadmium, lood en zink na twee tot zes dagen toe (Gerringa 1990). Door de aerobe afbraak van organisch materiaal stijgt de beschikbaarheid. Onder anaerobe condities zijn de gehalten in het poriënwater van deze metalen veel lager. Een ventilerende wadpier bevordert het optreden van zuurstofvragende, microbiële processen in het omringende sediment (Aller 1983, Hüttel 1990), zodat een positief effect op de mobiliteit van zware metalen eveneens aannemelijk is (in tegenstelling tot bij het nonnetje, dat het ventilatiewater aan het sedimentoppervlak loost). Omdat de wadpier daarnaast organische stof zal exuderen is het netto effect op de biologische beschikbaarheid voor ons onduidelijk. Verondersteld dat het diffusief transport door het aerobe sediment naar de woonbuis klein is ten opzichte van het debiet van de ventilatiestroom, zal het gehalte opgelost metaal in de gang weinig afwijken van het gehalte in het bovenstaande water.

Tabel 25 geeft een aantal concentratiefactoren wadpier/sediment.

Tabel 25 Concentratiefactoren wadpier/-sediment (drooggewichten) afgeleid uit drie publicaties.

Metaal	1	2	3
Mangaan	0,01-0,07	0,02	
Lood	0,2-2	1	
Koper	0,5-10	0,5-5	1,6-17
Zink	1,1-3	1-10	
Cadmium	1,4-16	2-10	

1 Kust van Wales (Packer *et al.* 1980)
2 Literatuur (De Kock & Marquenie 1982)
3 Balgzand (Everaarts 1986)

Variatie in accumulatie

Wanneer de gehalten in de wadpier vergeleken worden met de gehalten in het sediment dan blijken de verhoudingen van geval tot geval te kunnen variëren. Dit geldt vooral voor cadmium, koper, lood en zink. Behalve met verschillen in saliniteit en biologische beschikbaarheid kunnen deze variaties samenhangen met antagonistische of synergistische effecten bij blootstelling aan een cocktail van microverontreinigingen, met fysiologische verschillen tussen individuen, of met verschillen in het gehalte in het sediment. Packer *et al.* (1980) kon een significante positieve correlatie afleiden tussen het cadmiumgehalte in het sediment en in wadpieten, wanneer rekening gehouden werd met het lichaamsgewicht als covariabele. Op de meest vervuilde locatie werd een concentratiefactor van 16 gevonden. Ook voor zink kon dit worden aangetoond, ofschoon juist bij hoge gehalten aan zink relatief lage concentratiefactoren werden gevonden. De wadpier lijkt in staat om de concentratie van zink in zijn lichaam fysiologisch te reguleren (Osborne & Verhaaf 1979). Een relatief lage accumulatie van lood bij hoge gehalten in het sediment zou eveneens een gevolg kunnen zijn van regulatie (Packer *et al.* 1980). Waarnemingen aan de zeeduizendpoot, wijzen op regulatievermogens voor ijzer, mangaan en lood (eveneens bij hoge gehalten) (Bryan & Hummerstone 1973a en b, Bryan 1979). Voor mangaan, lood en koper konden Packer *cs.* (1980) geen significante relatie met het gehalte in het sediment aantonen, hoewel andere studies erop wijzen dat de interne kopergehalten in de wadpier die van de omgeving volgen (Osborne & Verhaaf 1979). Aan de andere kant moet rekening worden gehouden met een negatief verband tussen lichaamsgewicht en gehalte in de wadpier voor de metalen zink, mangaan, lood (Packer *et al.* 1980) en koper (Everaarts 1986). Een algemene verklaring voor dit verschijnsel is de toename van de verhouding oppervlak/-volume met afnemend lichaamsgewicht (zie Bryan 1979). Bij kleinere dieren zal de opnamesnelheid relatief hoog kunnen zijn ten opzichte van de uitscheiding die plaatsvindt via vaste "sites" (nephridia of nieren).

Tabel 26 Letale gehalten (LC_{50} , 96 uur) van enkele zware metalen, voor de wadpier, de zeeduizendpoot (Nereis) en andere borstelwormen (Annelide), afhankelijk van temperatuur en saliniteit (Bronnen: zie tabel).

Metaal	LC_{50} -waarde in $mg.l^{-1}$			Saliniteit ‰ S	Temperatuur °C	Ref
	Annelide	Nereis	Wadpier			
kwik	0,002 ²⁾			35	20	6
koper			1,6	32-33	15	1
		0,37-0,45		34	6-8	4
	0,03 ²⁾			35	20	6
		0,48		17,5	6-8	4
cadmium	1-10	1-100		17		2
	8-9 ²⁾			35	20	6
chroom		7,5		30	15	3
		12		20	15	3
	0,7 ³⁾			20	20	5
zink			136	32-33	15	1
		38		17,5	12	2
		19		10	12	2
nikkel	50 ¹⁾					2
lood	100 ²⁾			35	20	6
¹⁾ <i>Capitella capitata</i> ²⁾ <i>Ophryotrocha labronica</i> ³⁾ Cr^{6+} , LC_{50} 168 h, <i>Nereis virens</i>						
1 Osborne & Verhaaf 1979 3 Bryant et al. 1984 5 Eisler & Hennekey 1977 2 McLusky et al. 1986 4 Jones et al. 1976 6 Brown & Ahsanullah 1971						

5.3.3 Effecten

Opgenomen zware metalen worden geleidelijk weer uitgescheiden, of worden (tijdelijk) opgeslagen in een minder schadelijke vorm (zie o.a. Bryan 1979, Rainbow et al. 1990). Verschillende methoden voor opslag zijn beschreven: Binding aan aspecifieke eiwitten, binding aan specifieke eiwitten (metallothioneinen), of insluiting in vesicles, blaasjes omgeven door een membraan. Uitscheiding vindt bij tweekleppigen plaats via de nieren, nadat het metaal is ingebouwd in granula. Een zekere aanpassing aan hoge metaal-

gehalten in het milieu, wat zich kan uiten in relatief hoge LC_{50} -waarden (Bryan & Hummerstone 1971, 1973a en b), kan bijvoorbeeld gebaseerd zijn op een verhoogde synthese van thioneinen. Een dergelijke weerstand bouwt zich op onder een chronische belasting (zie o.a. Kohler & Riisgard 1982, Pavicic et al. 1984 en voor reviews George 1980, Roesijadi 1980).

De toxiciteit van zware metalen komt voort uit hun remmende werking op het functioneren van enzymen, membraancarriers en andere onmisbare stoffen zoals hemoglobinen.

Letale effecten

Voor mariene ongewervelde dieren in het algemeen is de reeks van afnemende toxiciteit (McLusky *et al.* 1986) :

Kwik > cadmium > koper > zink > chroom
nikkel > lood, arseen

Op grond van eigen en gepubliceerde waarnemingen geven McLusky *c.s.* (1986) tevens een reeks van afnemende gevoeligheid:

Borstelwormen > kreeftachtigen >
schelpdieren

Brown & Ahsanullah (1971) ontdekten dat cadmium (in oplossing gebracht als cadmiumsulfaat) voor de borstelworm *Ophryotrocha* minder toxisch was dan koper en zink, wanneer al deze metalen in concentraties van 1 mg.l^{-1} werden aangeboden. Ook voor de wadpier is dit vermoedelijk het geval. In ieder geval is koper vele malen toxischer dan zink (tabel 26). Chroom als Cr^{6+} is veel toxischer dan als trivalent ion, door zijn sterkere oxidatieve eigenschappen (Strik *et al.* 1975, Oshida *et al.* 1981). In tabel 26 zijn letale concentraties verzameld voor metalen in opgeloste toestand.

In deze paragraaf is geen aandacht besteed aan organometaal-verbindingen. Bekend is de bacteriële omzetting van kwik in methylkwik (Wood *et al.* 1968, Wood 1974) en weer terug. Belangrijker is de sinds 1960 toegenomen belasting met organometalen vanuit industriële bronnen en toepassingen, zodat enkele opmerkingen op hun plaats zijn. Aarnoutse (1990, p 8-11) geeft een beknopte inleiding (zonder referenties) op de toxiciteit en stabiliteit in het milieu van deze verbindingen. Met uitzondering van organo-arseen zijn organometaalverbindingen in het algemeen toxischer dan de anorganische vormen. De toxische effecten zijn het grootst wanneer de verbindingen als éénwaardige kationen aanwezig zijn. In het organisme kunnen neutrale organometaalverbindingen omgezet worden in de ionvorm. De bekendste organometaalverbinding is tributyltin (zie bijv. Walsh *et al.* 1986, Ellis & Pattisina 1990),

waarvan de toepassing in aangroeiwerende verf inmiddels in een aantal landen en sinds 1990 ook in Nederland is verboden. Howells *et al.* (1990) schatten de levensduur van organotin-verbindingen in sediment op ca. 160 dagen; stopzetting van het gebruik zou tot een spoedige reductie kunnen leiden (zie ook Seligman *et al.* 1988).

Subletale effecten

Het centraal stellen van acute letale effecten wordt aanvaardbaar geacht als een effectieve strategie om de toxiciteit van microverontreinigingen voor verschillende organismen te bepalen en de invloed hierop van abiotische factoren (McLusky *et al.* 1986). In de praktijk zijn de subletale effecten doorgaans belangrijker. In de formulering van Perkins (1979, p 425) "we should be examining not the mere survival of these important organisms (vis en schelpdieren...), but the maintenance of truly viable populations". Wat dit betreft is er geen reden om aan te nemen dat een vergelijking van LC_{50} -waarden inzicht biedt in de relatieve subletale toxiciteit van de diverse metalen. Op grond van onderzoek naar subletale effecten zal het evenzeer moeilijk zijn om uitspraken te kunnen doen over de mogelijkheid van een gezond functioneren van populaties, aangezien meerdere factoren kunnen samenwerken tot een verhoging van de stress. Een omgekeerde benadering, die van de vergelijkende (actieve) biologische monitoring van populaties (Bayne *et al.* 1979, Hemelraad *et al.* 1989) of gemeenschappen (Cairns 1984, Rygg 1986, Bilyard 1987) kan dat wel maar zal niet altijd duidelijk kunnen maken welke factoren het belangrijkste zijn. Op grond van kennis over subletale gehalten kan wel een uitspraak worden gedaan of deze onder gegeven condities te verwachten zijn (Everaarts *et al.* 1979, Petrich & Reish 1979).

In vitro beïnvloeden koper en zink (in de assay's afzonderlijk toegevoegd als chloriden) de hemoglobinefuncties van *Arenicola* al bij metaalconcentraties vanaf ca. $30 \mu\text{g.l}^{-1}$ (Everaarts *et al.* 1979, Osborne & Verhaaf 1979). Uit metingen van Duinker *et al.* (1974), in 1973, blijkt dat de concentratie van opgelost

koper en zink samen, in het water van de westelijke Waddenzee regelmatig boven de $30 \mu\text{g.l}^{-1}$ kon uitkomen, vooral tijdens de laagwaterperiode. Waarschijnlijk zijn deze metalen hier grotendeels gebonden aan organische stof (Baeyens *et al.* 1987, Gerringa 1990), waarvan de opnamekinetiek niet duidelijk is. Onderzoek van Everaarts (1986) toont aan dat onder semi-natuurlijke condities in het laboratorium (Balgzand-sediment, zeewater, continu flow-through systeem, getijritme), de koperconcentratie in het bloed van *Arenicola* oploopt tot $3000 \mu\text{g.l}^{-1}$, na 4 weken blootstelling aan koper in een concentratie (opgelost als koperchloride) van slechts $4 \mu\text{g.l}^{-1}$ zeewater. Bij een concentratie van $10 \mu\text{g.l}^{-1}$ in het zeewater stijgt het gehalte in het bloed tot ca. $6000 \mu\text{g.l}^{-1}$. In een zuivere oplossing van wadpierzijdehemoglobine (50 g.l^{-1}), gebufferd met TRIS, neemt de zuurstofaffiniteit van het hemoglobine af met toenemende kopergehalten in de range $0-60 \text{ mg.l}^{-1}$. De pH-afhankelijkheid van de affiniteit in de pH-range van 6,7-7,8, neemt eveneens af en is minimaal bij een kopergehalte van ca. $6000 \mu\text{g.l}^{-1}$ (het pH-afhankelijk zijn van de zuurstofaffiniteit vormt de basis voor de afgifte van zuurstof in weefsels; vermoedelijk hechten de koperionen zich aan een kationspecifieke bindingsplaats op de eiwitketen en beïnvloeden daarbij zowel de zuurstofbinding van de heemgroep als de bindingseigenschappen van het eiwit voor H_3O^+ , via welke normaliter de zuurstofaffiniteit gestuurd wordt; zie Osborne & Verhaaf 1979).

Wat betreft de opname uit het sediment kan een berekening gemaakt worden met behulp van gegevens van Everaarts (1986). In sediment van de Waddenzee bedraagt het kopergehalte van de fractie $<63 \mu\text{m}$ $17-38 \text{ mg.kg}^{-1}$ DW; de gehalte in zwevend stof liggen in dezelfde ordegrootte (tabel 20). Deeltjes van deze grootte zullen een belangrijk deel uitmaken van het materiaal dat door de wadpierzijde wordt opgenomen (paragraaf 4.3). Gaat men uit van een concentratiefactor dier/sediment van 10-17 voor juveniele dieren, dan zal $170-646 \mu\text{g.g}^{-1}$ drooggewicht door een individu geaccumuleerd kunnen worden, dat is $34-129 \mu\text{g.g}^{-1}$ natgewicht bij een watergehalte van 80%. Bij jonge dieren met

een natgewicht van 1,5 g kan dit in het bloed een gehalte van $81.600-310.000 \mu\text{g.l}^{-1}$ tot gevolg hebben. In bloed van het levende dier zal koper ook aan andere organische moleculen gebonden kunnen zijn, wat de "effectieve concentratie" zou verlagen. Dit onderzoek en de berekeningen geven wel aan dat bij de huidige gehalten van koper in water en sediment een negatieve invloed op de ontwikkeling van juveniele wadpieren verwacht kan worden, via een verminderde benutting van de aanwezige zuurstof. Op de eerste plaats accumuleren juvenielen meer koper in het bloed dan grotere dieren (Everaarts 1986). Op de tweede plaats leven zij in slibrijke milieu's die relatief lang droogvallen. Op de derde plaats zijn juvenielen minder goed in staat om een anaerobe stofwisseling op gang te houden (zie paragraaf 4.3). In volwassen dieren die op minder slibrijke locaties worden aangetroffen bedragen de kopergehalten $6-10 \mu\text{g.g}^{-1}$ drooggewicht, dus ca. $1,2-2 \mu\text{g.g}^{-1}$ natgewicht. Volgens de verspreidingsgegevens van Everaarts (1986) zouden de bijbehorende gehalten in het bloed $2400-4800 \mu\text{g.l}^{-1}$ kunnen bedragen.

Voor chroom, nikkel, cadmium en kwik zijn subletale effecten experimenteel vastgesteld bij andere borstelwormen. Hierbij ging het om effecten op de reproductie, de populatiegroei in het algemeen en de lichaamsgroei. Bij *Ophryotrocha* werd een significant lagere groeisnelheid gevonden bij koper in een gehalte van $50 \mu\text{g.l}^{-1}$ (opgelost), maar niet bij $100 \mu\text{g.l}^{-1}$ zink, of 10 mg.l^{-1} lood (Brown & Ahsanullah 1971). Bij *Dinophilus* hadden cadmium en kwik effecten op de populatiegroei, wanneer ze werden toegediend in gehalten die 5 à 10% bedroegen van de 48 uur- LC_{50} (Roed 1979), dat zal omstreeks $0,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ kwik en 1 mg.l^{-1} cadmium zijn geweest. Hexavalent chroom gaf bij *Neanthes* een reductie van het aantal nakomelingen bij een gehalte van $12,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ en een blootstellingsduur van 440 dagen (3 generaties); voor trivalent chroom werden géén effecten op de reproductie gevonden tot een gehalte van $50,4 \text{ mg.l}^{-1}$ (Oshida *et al.* 1980). Negatieve effecten van nikkel zijn vastgesteld bij $0,14-3,6 \text{ mg.l}^{-1}$ (zie McLusky *et al.* 1986).

5.4 Organischemicroverontreinigingen

5.4.1 Opname en concentraties

Op grond van de persistentie in het milieu, en/of hun toxiciteit en ophoping in de voedselketen, zijn de volgende organische microverontreinigingen belangrijk: Polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's), organochloorpesticiden als γ -HCH (lindaan), α -HCH, β -HCH, hexachloorbenzeen (HCB), α -endosulfan, pp-DDT, pp-DDD en pp-DDE, choline-esteraseremmers, chloorfenolen en polychloorbifenylen (PCB's). Aan vluchtige gechloreerde koolwaterstoffen (VOCL), dioxinen en dibenzofuranen zal in het vervolg geen aandacht worden besteed. De laatste twee zullen wegens hun persistentie in de bodem en hoge toxiciteit zeker probleemstoffen kunnen zijn in het mariene milieu. In sedimenten uit het Botlekgebied en het Noordzeekanaal zijn relatief hoge gehalten gevonden (CCRX 1990). Het onderzoek naar de verspreiding is met ingang van 1990 sterk geïntensiveerd.

Organischemicroverontreinigingen zijn matig tot zeer slecht oplosbaar in water en hebben een sterke neiging zich te binden aan zwevend stof. De verhouding tussen de gehalten particulaire en opgeloste stof is afhankelijk van het hydrofobe karakter van de verbinding, naast het zwevend-stofgehalte zelf (cf. Duursma *et al.* 1986). De gehalten in zwevend stof (kg^{-1} droge stof) liggen in het algemeen een factor 10^4 hoger dan de opgeloste gehalten in het water (l^{-1}), waarbij de PCB's de hoogste concentratiefactor seston/water vertonen (Duinker & Hillebrand 1979, Duursma *et al.* 1986). In het sediment zijn de gehalten organochloorverbindingen in meer of mindere mate geassocieerd met de slib-fractie $< 63 \mu\text{m}$; PCB's, pp-DDE, pp-DDD, HCB en α -endosulfan: 85- $<100\%$; PAK's gemiddeld 68% (Duinker *et al.* 1983, Duijts 1990). De biologische beschikbaarheid in sedimenten wordt negatief beïnvloed door het organisch-stofgehalte (Neff 1984). Waar de bodemkwaliteit getoetst moet worden aan de RWS-normen worden de gehalten organische micro's herrekend naar een vast percentage

organische stof. De gehalten in dieren worden veelal uitgedrukt per gewichtseenheid vet.

De opname door bodemdieren vindt plaats via huid, kieuwen, of darmkanaal (Boon & Everaarts 1982) en is een passief proces. Na adsorptie aan het cel-oppervlak volgt een meer of minder snelle opname in en diffusie door de lipoproteïnen van de celmembraan. De accumulatie-niveaus in het bodemdier kunnen beschreven worden als zuiver fysisch-chemische uitwisselingsevenwichten tussen de compartimenten lichaamsvet (d.w.z. de fractie zonder fosfolipiden), lichaamsvloeistof (bloed) en water (de waterfase waaruit opname c.q. waarnaar uitscheiding plaatsvindt). In het algemeen geldt, hoe hoger de vetoplosbaarheid van de stof c.q. zijn metabolieten, hoe sneller de opname en hoe langzamer de uitscheiding (Boon 1986, Duursma *et al.* 1986, Knickmeyer & Steinhart 1990). Bij de hoge gehalten in zwevend stof, voedsel en sediment zal de accumulatie door filter- en depositfeeders in belangrijke mate via kieuwen, respectievelijk darmkanaal lopen (Fowler *et al.* 1978, Neff 1984, Thomann 1989).

Organochloorpesticiden

Al enige tijd is in de EEG het gebruik van de pesticiden DDT, HCB, HCH (met minder dan 99% γ -HCH), dieldrin en endrin verboden en sinds 1990 geldt dit ook voor α -endosulfan. Lindaan mag nog worden toegepast (CCRX 1990). Van deze stoffen overschrijden de laatste jaren alleen HCB, α -HCH en γ -HCH (lindaan) de detectielimiet in mariene wateren (1 ng.l^{-1}). Sinds 1980 zijn de gehalten van HCB in Rijn en Maas gedaald, maar die van lindaan nauwelijks. Daarentegen is de natte depositie van lindaan sinds 1972 gestegen en geldt het jaar 1986 als voorlopig hoogtepunt met een gemiddelde jaardepositie van $200 \mu\text{g.m}^{-2}$ (CCRX 1990).

Dieldrin, pp-DDD en pp-DDE werden in 1979 nog wel aangetroffen in sedimenten in de Waddenzee (Duinker *et al.* 1983); dieldrin in 1984 nog in sediment van het Eems-Dollard estuarium (ca. $0,15 \mu\text{g.kg}^{-1}$ bij 2,5% organisch stof; Essink *et al.* 1986) en α -endosulfan in 1988 nog in sedimenten van de Waddenzee,

vooral in het westelijk deel en in het Eems-Dollard estuarium (resp. 1,5-4,2 en 1,5-2,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ in de fractie $<63 \mu\text{m}$; Duijts 1990). Routinematig worden in de zoute wateren alleen nog lindaan en HCB gemonitored in water, bodem en mosselen (Verkeer en Waterstaat 1989).

Voor de opname door de mossel, *Mytilus edulis*, geeft Ernst (1977) de volgende reeks van afnemende opnamesnelheid :

DDD > endrin > dieldrin > *a*-endosulfan > *a*-HCH > *y*-HCH

In dezelfde volgorde neemt de oplosbaarheid in water toe.

Duursma en medewerkers (1986) vonden een negatieve correlatie tussen het zoutgehalte en het gehalte in mosselen van dieldrin, pp-DDD en pp-DDE in het Deltagebied. Zij verklaarden dit uit het feit dat de voornaamste aanvoer van deze stoffen plaatsvindt via Schelde, Rijn en Maas, terwijl deze organochloorverbindingen een zeker conservatief gedrag vertonen. Bij wadpieren uit de Waddenzee vertoonden de gehalten van dieldrin en lindaan in 1979 een afname van west naar oost, maar deze tendens werd niet teruggevonden in de gehalten in het sediment (berekend per g drooggewicht; Duinker *et al.* 1983).

In het Eems-Dollard estuarium vonden Essink *et al.* (1986) een positief verband tussen de afstand tot de bron (Delfzijl) en de HCB-gehalten in wadpieren, zeeduizendpoten en sediment. HCB, lindaan en dieldrin werden door de zeeduizendpoot sterker geaccumuleerd dan door *Arenicola* (Essink *et al.* 1986); Tabel 27 geeft concentratiefactoren gebaseerd op waarnemingen van deze onderzoekers. Van HCB was de concentratie in zeeduizendpoten 1,4-9 maal hoger, van dieldrin 2-5 maal en van lindaan zelfs 6-10 maal hoger dan in *Arenicola* (concentraties op vetbasis). Tussen *Arenicola* en *Nereis vesiculosus* uit het vroegere Volkerak werden kleinere verschillen gevonden; hier waren alleen de gehalten van lindaan in *Nereis* twee keer hoger dan in de wadpieren (Duursma *et al.* 1986).

Tabel 27 Concentratiefactoren dier/sediment voor organochloorpesticiden ($\mu\text{g.kg}^{-1}$ vet/ $\mu\text{g.kg}^{-1}$ standaard sediment 2,5% organische stof, DW) (Naar: Essink *e.a.* 1986).

Stof	Wadpier	Nereis
lindaan	200-1500	3200-15200
dieldrin	470-750	1250-2200
HCB	50-170	350-500

Choline-esteraseremmers

Deze groep van bestrijdingsmiddelen is weinig persistent; de halveringstijd in oppervlaktewater bedraagt in het algemeen enkele weken (CCRX 1990). De jaargemiddelde gehalten in water van Rijn, Maas en Westerschelde (tot Terneuzen) overschrijden echter de norm voor de basiskwaliteit (Werkgr. Waterbeh. Westerschelde 1989b, CCRX 1990). De verspreiding in bodemdieren is niet bekend. Duinker *et al.* (1983) vonden een verbinding met de retentietijd van mirex in bodemdieren uit de Waddenzee; de concentratie van mirex zou 0,3-1,0 mg.kg^{-1} vet hebben bedragen.

Chloorfenolen

Trichloorfenol en pentachloorfenol worden toegepast in bestrijdingsmiddelen en houtconserveringsmiddelen. Het gebruik van pentachloorfenol als zodanig is sinds 1989 verboden. Deze verbindingen gelden als zeer toxisch, vooral voor micro- en waterorganismen. De afbraaksnelheid is sterk afhankelijk van locale condities, maar de accumulatie via de voedselketen is "minimaal" (CCRX 1990). Omtrent de verspreiding in bodemdieren uit Nederlandse kustwateren zijn ons geen gegevens bekend.

Poly-aromatische koolwaterstoffen

PAK's komen vooral in het milieu bij de verbranding van organische stoffen, zoals hout, dieselolie, stookolie en kolen, bij de synthese van producten in de organisch-chemische industrie en door het gebruik van creosootolie, koolteerpek en bepaalde

kleurstoffen. In tegenstelling tot andere organische micro's komen sommige PAK's van nature in zeer lage concentraties voor, als product van sommige bacteriën en planten. Voor zout water is een gezamenlijke achtergrondwaarde van $0,001 \mu\text{g.l}^{-1}$ gesuggereerd, voor sedimenten in de Waddenzee één van $60 \mu\text{g.kg}^{-1}$ droge stof, betrokken op de fractie $< 63 \mu\text{m}$ (Van Eck *et al.* 1985, Verkeer en Waterstaat 1989b, Werkgr. Waterbeh. Westerschelde 1989b). Bij de bepaling van PAK's in oppervlaktewater wordt de kwantitatieve analyse veelal geoptimaliseerd voor de zes van Borneff. Van deze zes (tabel 28) zijn de detectielimieten dan ook relatief laag ($0,01 \mu\text{g.l}^{-1}$ voor waterkwaliteitsmonitoring, $0,1-0,5 \mu\text{g.kg}^{-1}$ natgewicht in mossel en garnaal). Tabel 28 toont dat in deze groep van zes niet alle belangrijke PAK-verbindingen in mosselen vertegenwoordigd hoeven zijn.

De vracht aan PAK's (zes van Borneff) aangevoerd door Rijn en Maas is in de periode 1979-1984 gedaald. De jaargemiddelde gehalten liggen sindsdien op een niveau van ca. $0,2 \mu\text{g.l}^{-1}$ (CCRX 1990). Een invloed van de rivieren zou kunnen blijken uit de waarneming dat fluoranteen meer voorkomt in zwevend stof uit Rijn en Westerschelde dan in sedimenten langs de Noordzeekust en in de westelijke Waddenzee (Klamer *et al.* 1990). In de Westerschelde vertoont de contaminatie door PAK's een diffuus karakter, wat veroorzaakt zou kunnen worden door illegale olieozingen (Werkgr. Waterbeh. Westerschelde 1989b). Contaminatie met PAK's vindt verder plaats door natte depositie. De gemiddelde gehalten in regenwater van benzo(a)pyreen en fluoranteen lagen in 1988-1989 tussen $0,007$ en $0,1 \mu\text{g.l}^{-1}$ (CCRX 1990). Deze commissie verwacht dat de PAK-gehalten in de lucht de komende jaren zullen stijgen, door de overschakeling van aardgas op olie of steenkool in elektriciteitscentrales.

Fluoranteen levert de grootste bijdrage aan het totale PAK-gehalte in mosselen en wadpieren (tabel 28, 30). De daling van het PAK-gehalte in mosselen uit de Westerschelde (Terneuzen) in de periode 1985-1987, is vooral het gevolg van een afname van het gehalte

fluoranteen (Werkgroep Waterbeheer Westerschelde 1989b). Uit een vergelijkend onderzoek tussen verschillende bodemdieren in 1987 bleken wadpieren (nog) een relatief hoog gehalte aan fluoranteen per g vet te bevatten. De gehalten aan benz(a)antracene waren overeenkomstig met die in mosselen (tabel 30).

Neff (1984) concludeert dat de biobeschikbaarheid van geadsorbeerde PAK's beperkt is en omgekeerd evenredig met het organisch-stofgehalte van het sediment. De concentratiefactoren bodemdier/opgeloste fractie voor deze apolaire verbindingen zijn twee tot drie grootte-orde hoger dan de factoren bodemdier/particulaire fractie. De gehalten in het interstitiële water zullen in belangrijke mate bepalend zijn voor de niveau's in wadpieren. Tabel 29 geeft enkele concentratiefactoren voor PAK's.

Tabel 28 PAK-gehalten in mosselen uit de Oosterschelde (Hammen) in 1989; de zes van Borneff zijn vetgedrukt; gehalten in $\mu\text{g.kg}^{-1}$ versgewicht (Bron: CCRX 1990).

PAK	Gehalte
fluoranteen	10
pyreen	8
benz(b)fluoranteen	4,3
benz(e)pyreen	4
benz(a)antracene	2
chryseen	2
benz(k)fluoranteen	1,2
benz(ghi)peryleen	1
benz(a)pyreen	0,9
indeno(123-cd)pyreen	0,6
dibenz(ac)antracene	0,5
benz(j)fluoranteen	< 1
dibenz(ah)antracene	< 1

Tabel 29 Concentratiefactoren wadpier/-organisch seston en -bodem voor PAK's.

PAK	Seston ¹⁾	Bodem ²⁾
fluoranteen	0,21-0,28	0,1-6 ?
benz(a)antr	0,03	0,1-6 ?

1) drooggewicht (Werkgr Waterb Westersch 1989b)
 2) natgewicht; Abarenicola, Macoma; afhankelijk van organisch-stofgehalte van sediment (Neff 1984)

Tabel 30 Gehalte van twee PAK's (in mg.kg⁻¹ vet) in bodemdieren uit de Westerschelde, zomer 1987 (Bron: Werkgroep Waterbeheer Westerschelde 1989b).

Bodemdier	Fluoranteen		Benz(a)antraceen	
	Terneuzen	Viissingen	Terneuzen	Viissingen
wadpier	2,69	2,20-2,97	0,49	0,20-0,45
nonnetje	2,00	1,98-2,28	0,75	0,79-0,91
mossel	1,10-1,26	1,47-1,58	0,36-0,56	0,36-0,39
zeeduizendpoot	0,91	0,83-0,91	0,13	0,05-0,08

Polychloorbifenylen

Sinds 1979 is de "open" toepassing van PCB's (als smeermiddel of weekmaker) in de EEG verboden. Het gebruik in transformatoren, condensatoren en hydraulische systemen is nog toegestaan. PCB's zijn zeer persistent en lossen goed op in vet, waardoor ze in het algemeen gemakkelijk door celmembranen diffunderen en opgenomen kunnen worden via de huid. PCB's worden door de zeeduizendpoot sneller uit het water opgenomen dan uit het sediment (Fowler *et al.* 1978). Onder experimentele condities werd in het eerste geval al na twee weken een evenwichtssituatie bereikt met een concentratiefactor dier/water van 800. In het tweede geval werd pas na twee maanden een verzadigingsniveau bereikt waarbij een accumulatiefactor van 3 à 4 werd berekend (beide concentratiefactoren op basis van natgewichten). PCB's echter, zijn slecht oplosbaar in water, vooral de hoger gechloroerde congenen (Duinker 1986). Tegenover een gehalte aan opgeloste PCB's van 10-65 ng.l⁻¹, vonden Duinker en Hillebrand (1979) in het zwevend stof concentraties van 400-2400 µg.kg⁻¹ en in het sediment 50-1000 µg.kg⁻¹ (Nieuwe Waterweg, augustus 1976). Overigens werden in het interstitiële water overeenkomstige gehalten gemeten als in het bovenstaande water. Tabel 31 geeft enkele recente gehalten in zwevend stof en sediment; de gehalten in het oppervlaktewater liggen tegenwoordig rond of beneden de detectielimiet van 1 ng.l⁻¹ (CCRX 1990). In een praktijk-situatie wordt de bijdrage van de opgeloste fractie aan de totale hoeveelheid

in het dier geaccumuleerde PCB's, door Fowler *cs* (1978) geschat op slechts 1%.

Tussen de verscheidenheid aan PCB-verbindingen bestaan wat opname betreft wel verschillen; de vetoplosbaarheid neemt toe met het aantal chlooratomen. Hoger gechloroerde PCB's worden relatief sterker door bodemdieren geaccumuleerd dan di- of trichloorbifenylen (Duinker *et al.* 1983). In monitoringonderzoek wordt als PCB-gehalte veelal het somgehalte gegeven van zeven componenten (congeneren). Dit zijn de PCB's 28, 52, 101, 118, 138, 153 en 180.

Tabel 31 Gehalten van PCB's (som 7) in sediment (1988), zwevend stof en mossel (1989) (Bron: CCRX 1990, Duijts 1990).

Gehalte in µg.kg ⁻¹	
W Waddenzee	
zwevend stof	35
sediment ¹⁾	18,7-47,6
O Waddenzee	
sediment ¹⁾	5,9-37,1
Eems-Dollard	
zwevend stof	19
sediment ¹⁾	5,6-19,9
mossel ²⁾	21
Westerschelde	
zwevend stof	55
mossel ²⁾	128

- 1) in de fractie <63 µm (drooggewicht)
2) betrokken op natgewicht

Deze componenten behoren tot de meest-voorkomende PCB's in sedimenten (Duinker *et al.* 1983. In deze groep ontbreken een aantal congenere die in bodemdieren relatief hoge concentraties kunnen bereiken (o.a. 128, 149 en 183) en componenten die juist in de waterfase domineren (o.a. 18, 31 en 52; Duinker *et al.* 1983, Boon 1986). Deze zijn wel opgenomen in de uitgebreidere reeks die Boon en Duinker (1986) suggereren voor monitoringonderzoek. Daarnaast raden zij aan om de gehalten in organismen te relateren aan het vetgewicht.

Evenals van PAK's neemt de biologische beschikbaarheid van PCB's in sedimenten toe met de mediane korrelgrootte en af met het organisch-stofgehalte (Neff 1984).

Tabel 32 geeft enkele concentratiefactoren voor wadpier en zager (*Nereis virens*).

Bij vergelijking tussen bodemdieren uit de Westerschelde zijn de concentratiefactoren dier/organisch seston voor de PCB's-138 en -153 bij de wadpier anderhalf tot twee maal hoger (Werkgroep Waterbeheer Westerschelde 1989b). Voorlopige resultaten van experimenten met modelgetijdesystemen (MOTIF's) wijzen op een verband tussen PCB-gehalten in wadpiere en PCB-gehalten in verontreinigd sediment. Bij de mossel echter is sprake van een relatie met de concentratie in de waterfase (Scholten *et al.* 1987). Bij de predator *Nephtys* spp. (zandzager) konden Boon *et al.* (1985) evenmin een relatie met de gehalten in het sediment aantonen.

Tabel 32 Concentratiefactoren organisme/-organisch seston en -bodem voor PCB's.

PCB	Compartment	
	Seston	Bodem
PCB-138 ¹⁾	1,0-1,4	?
PCB-153 ¹⁾	1,2-2,2	?
Aroclor 1254 ²⁾		0,15-10,8

1) Wadpier; drooggewichten (Werkgr Waterbeh Westerschelde 1989b)
 2) Zager; natgewichten; afhankelijk van organisch-stofgehalte van het sediment (Neff 1984)
 Aroclor 1254 bevat o.a. PCB-101, -101/77 en 118)

5.4.2 Effecten

De fysiologische effecten van organische microverontreinigingen komen in veel gevallen voort uit de verandering van membraaneigenschappen, de blokkering van enzymen, de inductie van mixed-function oxegenase enzymsystemen en de verstoring van biosynthese en metabolisme van essentiële verbindingen zoals hemoglobine. Veel effectstudies zijn verricht aan hogere organisme zoals vissen (o.a. Hansen *et al.* 1974, Dave *et al.* 1975, Johansson-Sjöbeck *et al.* 1975, Boon 1985). PCB's hebben een zeer lage acute toxiciteit, als gevolg van de langzame opname. Bij de biochemische omzetting van PCB's kunnen vetoplosbare toxische metabolieten gevormd worden zoals pentachloorfenol en chlorobifenylool (Sundström *et al.* 1975). Waargenomen effecten zijn gedragsveranderingen en langzamere groei. PAK's in sedimenten zijn in verband gebracht met het optreden van huidaandoeningen en levertumoren bij platvis (Malins *et al.* 1988).

Bij borstelwormen richt het onderzoek naar subletale effecten van organische microverontreinigingen zich veelal op reproductie (Åkesson 1975) of activiteitsparameters, zoals de substraatomwerkingssnelheid (Substrate Reworking Rate, SRR). Rubinstein *et al.* (1980) geven resultaten van onderzoek naar de effecten van enkele pesticiden op de SRR van *Arenicola marina* (tabel 33).

Tabel 33 Gehalten van pesticiden met effect op de substraatomsnelheid van de wadpier.

Pesticide	Effectniveau SRR $\mu\text{g.l}^{-1}$
kepon ¹⁾	2,8
pentachloorfenol	45-80
methylparathion	75-150

1) LC_{50} -28 dagen : 29,5 $\mu\text{g.l}^{-1}$
 Bron : Rubinstein *et al.* 1980

Kepon beïnvloedt de SRR bij een concentratie die een factor 10 lager is dan de acuut toxische dosis (tabel 33). Tabel 34 geeft LC₅₀-waarden van twee andere choline-esteraseremmers en van enkele detergenten. Anders dan de wadpier blijkt *Capitella capitata* veel gevoeliger voor niet-ionische detergenten (Conti 1987). Vooral de anionische detergenten natriumdodecylsulfaat (SDS) en natriumdodecylbenzeensulfonaat (LAS) leiden in toxische concentraties (ca. 14 mg.l⁻¹) tot sterke beschadigingen van de staarthuid en de kieuwen van wadpieren. De wadpier lijkt echter beter bestand tegen detergenten dan andere borstelwormen (zie Conti 1987). Bij de mossel is een schadelijk effect vastgesteld van de detergent TAE 10 EO op het bevruchtingssucces en op de ontwikkeling van larvale stadia; deze effecten traden op bij gehalten die ver onder de niveau's lagen die een waarneembaar effect op volwassen dieren veroorzaakten (Granmo & Jørgensen 1975).

Tabel 34 Toxiciteit van insecticiden en detergenten voor *Arenicola marina* (LC₅₀-gehalten in mg.l⁻¹; zeewater, 15 °C) (Bron: Conti 1987).

Insecticide	48-uur LC ₅₀
Parathion-ethyl	1,6-4,7
Carbaryl	5,7-9,0
Detergent	
LAS	8,6-18,2
Triton X-100	12,0-19,2
SDS	13,2-17,6

5.5 Olie

5.5.1 Inleiding

De toxiciteit van olie stijgt met het percentage wateroplosbare aromaten, aangeduid als de SAD-fractie. Letale gehalten voor borstelwormen liggen bij een blootstellingsduur van enkele uren in de orde van 1-10 mg.l⁻¹ (Hyland & Schneider 1977). Stookolie nr. 2 bevat 1-30% SAD, ruwe olie 0,1-10%, kerosine 1-20% en residu 0-1%. De meest toxische

componenten zijn de monocyclische aromaten (benzeen, toluen en xyleen) en dicyclische (naftaleen). De monocyclische aromaten echter, zijn vluchtig en zullen na enige tijd uit het waterig milieu verdwenen zijn. De (subacute) toxiciteit voor bodemdieren zal dan ook vooral bepaald worden door het gehalte aan naftaleen (Rossi et al. 1976). Ruwe olie geldt daarom als minder toxisch dan geraffineerde (Bergman 1982).

Al met al zullen de biologische effecten van olielozingen sterk uiteen kunnen lopen, afhankelijk van oliesoort, de plaatselijke hydrodynamische condities en sediment-samenstelling en de weersomstandigheden. Bovendien moet rekening worden gehouden met een levens-cyclus-afhankelijke gevoeligheid van de organismen. Olieafzetting op sedimenten zal naar verwachting de grootste effecten op dichtheden hebben tijdens de metamorfose en vestiging van larvale en juveniele polychaeten, zoals waargenomen bij *Heteromastus* (Kuiper et al. 1983, Rachor 1984).

5.5.2 Opname en accumulatie

Arenicola lijkt oliebestanddelen in geringere mate te accumuleren dan andere polychaeten (Anderson et al. 1977, Lee 1977, Bergman 1982). Geen duidelijke verschillen werden gevonden bij een vergelijking tussen wadpieren uit een langdurig met olie verontreinigd gebied en dieren uit een relatief schoon sediment. Bij een experimentele blootstelling van wadpieren aan verschillende typen olie vermengd met sediment, vonden Gordon c.s. (1978) na vijf dagen een extra opname van gemiddeld 1,86 mg.g⁻¹ natgewicht, bij een gemiddelde olieconcentratie in het sediment van 0,275 mg.g⁻¹ natgewicht. Hierbij ging het vooral om componenten als *n*-alkanen, cycloalkanen en isoprenoïden. Naftaleen, een aromatische koolwaterstof met twee C₆-ringen, wordt door wadpieren sneller uit het water opgenomen dan uit verontreinigd sediment. Bij een opgelost gehalte van 30 µg.l⁻¹ wordt de opgenomen hoeveelheid naftaleen binnen één dag weer uitgescheiden (Lyes 1979).

5.5.3 Effecten

Enige sterfte onder wadpieren bij een experimentele contaminatie van sediment, is gezien bij oliegehalten van $0,275 \text{ mg.g}^{-1}$ nat sediment (Gordon *et al.* 1978). Een negatieve invloed op de activiteit, waargenomen als faecesproductie of substraat-omwerkingssnelheid (SRR), is aantoonbaar bij gehalten die een factor 10 tot 100 lager zijn (Levell 1976, Gordon *et al.* 1978, Rachor 1984). Gemiddeld neemt de SRR af met toenemende oliegehalten in het sediment. Van de vier API referentie-oliesoorten is de volgorde van afnemend effect (Gordon *et al.* 1978) :

No. 2 > Venezuela Bunker C > South Louisiana Ruwe Olie > Koeweit Ruwe Olie.

Deze volgorde is gerelateerd aan het percentage aromaten (tabel 35). Bij de olie's met het hoogste percentage (No. 2 en Bunker C) werd een gewichtsafname van de dieren geconstateerd. Andere subletale effecten betreffen migratie (wadpier, bij een oliegehalte van $0,153 \text{ mg.g}^{-1}$ nat sediment; Gordon *et al.* 1978, Chassé 1978), een verminderde reproductie (Annelida, bij een gehalte opgeloste fractie van $0,4-9,9 \text{ mg.l}^{-1}$; Carr & Reish 1977) en een belemmering van de vestiging van juvenielen (wadpier; Levell 1976).

Tabel 35 Gemiddeld effect van API-olie-soorten op de substraat-omwerkingssnelheid (per g versgewicht) van *Arenicola*; range oliegehalten: $0,037-0,275 \text{ mg/g}$ nat sediment; temperatuur: $3,7-12^\circ\text{C}$ (Bron: Gordon *et al.* 1978).

Olietype	Aromaten %	SRR $\text{g.g}^{-1}.\text{d}^{-1}$
No. 2	9,2	1,24
Bunker C	4,3	1,90
Sth Louis Crude	0,9	1,80
Kuwait Crude	0,6	3,33
Controle		6,82

Wadpieren kunnen lagere concentraties ruwe olie relatief goed verdragen. Bij een bedekking van een model-wadsysteem met een olie/water-emulsie ($0,1 \text{ l olie.m}^{-2}$) gedurende een week, werd tot 6 maanden daarna geen effect op de dichtheid van *Arenicola* geconstateerd (Kuiper *et al.* 1983). Overeenkomstige waarnemingen *in situ* zijn gedaan door Rachor (1984) bij een dosering van vier maal $0,5 \text{ l.m}^{-2}$ Arabian Light gedurende vier dagen in mei en september.

Dispergenten

Blootstelling aan een combinatie van olie en dispergenten is voor veel organismen schadelijker dan olie of dispergent alleen (Bergman 1982). Dit geldt ook voor *Arenicola*. Blootstelling aan ruwe olie in combinatie met de dispergent Finasol OSR5 leidt tot versuftheid, migratie uit het sediment en een verhoogde mortaliteit ((Rachor 1984, Kuiper *et al.* 1986). Ook Levell (1976) constateerde sterk negatieve effecten na experimentele verontreiniging van een wadplaat met mengsels van Kuwait Crude Oil en de dispergent BP1100X (1:1 of 5:1). Eénmalige besproeiing van het proefvlak ($0,2 \text{ l.m}^{-2}$) leverde een 25-50% reductie van de dichtheden op (bepaald via faecestellingen). De populatie werd geheel uitgeroeid door een herhaalde contaminatie (4 maal met tussenpozen van twee maanden). De 96-uur LC_{50} -waarde van de dispergent BP1002 bedraagt voor *Arenicola* 30 mg.l^{-1} ; Finasol SC en BP1100 zijn relatief toxisch, Corexit 8666 en BP1100X zijn minder toxisch (zie Bergman 1982, p 324).

Invloed op afbraak en verwerking

Geloosde olie ondergaat kwalitatieve veranderingen in het milieu, die samengevat worden onder de term "verwerking". Deze veranderingen zijn het gevolg van verdamping, oplossing, (foto-)oxidatie en biologische afbraak. Relatief resistente componenten zijn pentacyclische triterpanen (Brakstad & Grahl-Nielsen 1988).

De wadpier stimuleert de biologische afbraak van vooral de alifatische fractie. Waargenomen

gehalten aan alkanen en isoprenoïden in de faeces lagen 20-98% lager dan in het uitgangssediment (Gordon *et al.* 1978). Vermoedelijk wordt de microbiële afbraak gestimuleerd door de ventilatie-activiteit van de wadpier. Het gehalte van de aromatische fractie was eveneens lager (10-76%). Van deze meer oplosbare componenten zal een deel door uitspoeling uit het sediment kunnen verdwijnen.

Lyes (1979) is van mening dat de invloed van *Arenicola* beperkter zal zijn dan door Gordon c.s. (1978) wordt gesuggereerd. Het dier eet voornamelijk oppervlaktensediment en is sedentair. In het algemeen zal door bioturbatie de oppervlakkig afgezette olie gemengd worden met dieper gelegen sediment (10-30% gedurende een week bij een dosering van 0,1 l.m⁻²; Kuiper *et al.* (1983).

5.6 Visserij

5.6.1 Kokkelvisserij

Bij de gemechaniseerde winning van kokkels wordt een bovenlaag van 3 à 4 cm sediment losgespoten en uitgezeefd. Over het algemeen blijven de dichtheden van volwassen *Arenicola marina* in het visspoot ongewijzigd (De Vlas 1982). Uitspoeling van juveniele exemplaren vindt wel plaats, afhankelijk van leeftijd oplopend tot 100%. Of dit gepaard gaat met sterfte is niet bekend.

5.6.2 Pierenspitterij

De wadpier wordt veel als aas gebruikt in de sportvisserij op zee. Voor dit doel worden ze met de hand met een spitvork uit de grond gestoken of met spitmachines uit de bodem gehaald. In 1982 werden in de westelijke Waddenzee naar schatting 14 miljoen exemplaren met de hand en 18 miljoen met machines gevangen (vier machines in gebruik; Van den Heiligenberg 1982 en 1984). Dit komt neer op minder dan één procent van de totale populatie in het gebied. In het oostelijk deel

van de Waddenzee wordt meer incidenteel gespit. In de Oosterschelde wordt door handspitters ongeveer 2% van de wadpierpopulatie weggevangen; de totale oogst bedroeg hier in 1982 77 miljoen stuks. In intensief bespitte gebieden kan een verarming van de bodemfauna ontstaan (Van den Heiligenberg 1984, p 16-18).

Handspitten

Op handspitvelden wordt ongeveer de helft van het aantal volwassen pieren verwijderd. De effecten op dichtheid hangen samen met de wijze van spitten. Professionele spitters plegen het opgespitte sediment weer in de kuil terug te schuiven, terwijl amateurs het opgespitte zand vaak naast de kuil laten liggen. Deze laatste werkwijze kan de vestiging van juvenielen in dat jaar belemmeren (Van den Heiligenberg 1982). McLusky c.s. (1983) constateerden een toename van de dichtheid in de kuil, terwijl in de ophogingen ernaast de dichtheden terugliepen tot drie maanden na het spitten. Aangenomen werd dat de individuen vanonder de ophogingen via het sedimentoppervlak naar de kuilen migreerden, waar meer organische stof zal bezinken. In het algemeen zijn opengevallen plaatsen binnen één maand opnieuw bezet (Blake 1979, McLusky *et al.* 1983).

Machinaal spitten

Door de spitmachine worden geulen gegraven van 1 m breed en 35 cm diep. Het uitgegraven sediment wordt gezeefd en vervolgens voor het grootste deel weer in de geul gestort. Het oppervlak naast de spitgeul wordt over een breedte van 4 m enkele cm's opgehoogd met opgewerveld materiaal (de "wal"). In de door de spitmachine bewerkte stroken blijft vrijwel geen enkele wadpier over, maar de dichtheden kunnen zich snel herstellen (Van den Heiligenberg 1982). Bij machinaal spitten in maart werden aan het eind van de zomer alweer bijna even hoge dichtheden aangetroffen als in het onbespitte gedeelte. Dit snelle herstel wordt vooral veroorzaakt door een hogere vestiging van jonge dieren in het bespitte gebied. Het tijdstip van spitten (winter

of zomer) zal van invloed zijn op de herstelduur en de populatie-opbouw in de spitgeulen).

Door de pierenspitterij vindt ook sterfte of beschadiging plaats van andere bodemdieren behorend. Afhankelijk van soort kunnen dichtheden na het spitten tijdelijk teruglopen met enkele procenten (*Macoma baltica*) tot 70% (*Heteromastus filiformis*). Blijvende negatieve effecten doen zich voor in intensief bespitte gebieden, plaatselijk in de Oosterschelde, waar de strandgaper *Mya arenaria* niet de kans krijgt om volwassen te worden. Naar schatting ondervindt minstens 5 tot 7% van de vogelbevolking die leeft van bodemdieren uit het wad hinder van de pierenspitterij, door verstoring en vermindering van het voedselaanbod (Van den Heiligenberg 1984).

5.7 Baggerwerkzaamheden

De wadpier leeft in getijdegebieden hoofdzakelijk in het eulitoraal en zal hier dan ook niet direct getroffen worden door nautische baggerwerkzaamheden. Waar deze soort wel mee te maken kan krijgen is zandwinning. Putten in de intergetijdenzone vullen zich op met relatief fijn materiaal en vormen accumulatiegebieden voor zeesla en darmwier. De recolonisatie door wadpieren zal ernstiger belemmerd worden door de afzetting van een weinig-coherente sliblaag, dan door verhoogde sedimentatie (McGrorty en Reading 1984, Van der Veer *et al.* 1985). Resuspensie van microverontreinigingen is een indirect effect dat van belang kan zijn (zie Dillon 1984).

6 Discussie

6.1 Populatie-ontwikkeling

De meest complete tijdserie van dichtheids- en biomassa waarnemingen aan macrozoöbenthos, die verzameld door Beukema op het Balgzand, toont een significante toename van *Arenicola marina* in de periode 1970-1990. Het tijdsverloop is echter geen stijgende rechte, maar lijkt meer op een golfbeweging met een dal in de tweede helft van de jaren '70. De resultaten van inventarisaties in de westelijke Waddenzee (1971/72, 1977 en 1987) passen in dit beeld.

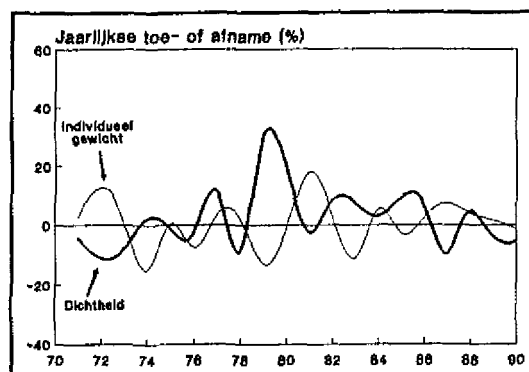
Uit de jaarlijkse populatieverandering blijkt dat de sterkste toename zich heeft voorgedaan in 1978-1979 (figuur 22). Wordt deze piek weggelaten dan bedraagt de gemiddelde jaarlijkse dichtheidstoename slechts 0,04%. Tevens blijkt uit deze figuur dat het verloop van de jaarlijkse verandering in individueel gewicht min of meer tegengesteld is aan het verloop van de jaarlijkse populatiegroei. Beide parameters fluctueren van jaar tot jaar rond nul. Dit wijst erop dat de dichtheidsveranderingen sterk worden bepaald door het succes van de jaarlijkse recrutering. Een goed jaar werkt langere tijd door op de populatiedichtheid van dit langlevende bodemdier. Het gemiddelde individuele gewicht vertoont een afname in de periode 1970-1990, maar de trend is niet significant (tabel 8).

De hoogste voorjaarsgemiddelde dichtheid op het Balgzand in deze tijdreeks (34 m⁻² in 1986) ligt onderin de range die Swennen (1960) geeft voor wadpieren in het voorkeursbiotoop in de eindjaren '50 (30-70 m⁻²).

6.2 Stuurvariabelen

6.2.1 Eutrofiëring

De wadpier is door Pearson & Rosenberg (1978) niet opgenomen in de rij bodemdieren die geassocieerd zijn met sedimenten onderhevig aan verrijking met organisch materiaal door menselijke activiteiten.



Figuur 22 Jaarlijkse verandering in dichtheid en individueel gewicht van *Arenicola* op het Balgzand (voorjaarsgemiddelden 15 locaties) (Naar gegevens van Beukema, NIOZ).

Dit zal gedeeltelijk het gevolg zijn van de natuurlijke schaarste van *Arenicola* op locaties waar deze vorm van verontreiniging sterk tot uiting komt (slibrijkere sedimenten in de oligo- tot mesohaliene delen van estuaria). Uit het voorkomen van *Arenicola* op het Balgzand in 1970-1990 kan geen positieve invloed van eutrofiëring worden afgeleid, ofschoon de primaire productie van het microfytobenthos in de periode 1968-1981 hier is gestegen (Cadée 1984). De gemiddelde individuele gewichten zijn eerder afgenomen dan gestegen, terwijl de dichtheids-ontwikkeling hoofdzakelijk lijkt te worden bepaald door het succes van recrutering. Eutrofiëring kan zowel positieve als negatieve effecten hebben op de opgroei van juvenielen in dichtbezette nursery areas. Positief via een verhoging van het voedselaanbod, negatief via een verlaging van het gemiddelde zuurstofgehalte, een toename van de predator *Nereis* (Essink 1978, p 77-80, Pearson & Rosenberg 1978) en een ophoping van macro-wieren (Olafsson 1988). Accumulatie van wier in de nazomer leidt tevens tot een afname van de dichtheid van volwassen terplaatse (Farke *et al.* 1979). De vestigingsmogelijkheden voor 1-1,5-jarige juvenielen zullen bepaald worden door de beschikbare ruimte. Vermoedelijk speelt concurrentie om ruimte een belangrijke rol

bij de bepaling van dichtheden binnen bestanden van adulten. Als een volwassen wadpier ca. $10 \times 15 \text{ cm}^2$ aan levensruimte nodig heeft zouden er maximaal 60 à 70 m^{-2} aanwezig kunnen zijn. Dit is ongeveer de maximale dichtheid waargenomen op "echte" *Arenicola*-wadden (Swennen 1960, Hulscher 1968).

6.2.2 Broedwadden

De hogere delen van het intergetijdengebied worden belangrijk geacht voor de instandhouding van de wadpierpopulatie in de Waddenzee (Beukema 1972, Farke et al. 1979). Onder de waddeneilanden komen hier en daar gedeelten voor met uitsluitend juvenielen in hoge dichtheden ($100\text{-}250 \text{ m}^{-2}$). Onder Schiermonnikoog gaat het om een smalle strook (ca. 5 m breed) juist onder het GHW-niveau, op Terschelling om slikkige, weinig begroeide plekken tussen zeegrasvegetaties, zoals onder Oosterend. Direct buiten deze gedeelten komen juvenielen gemengd voor met oudere dieren, maar in lage dichtheden. Ons is niet bekend of er verschillen bestaan tussen de opgroeimogelijkheden van juvenielen op gemengde en "exclusieve" standplaatsen. Potentiële bedreigingen voor de overlevingskansen op deze broedwadden vormen de hoge kopergehalten en, plaatselijk, recreatie.

6.3 Geschiktheid als monitoringsoort

Arenicola marina is geen opportunistische r-soort. Het dier leeft relatief lang, heeft twee jaar nodig om volwassen te worden en kent migratie als strategie om extreme condities te pareren. De dichtheden van volwassen dieren zijn relatief stabiel en worden weinig bepaald door predatie.

Als monitoringsoort voor eutrofiëringseffecten lijkt de wadpier weinig perspectieven te bieden, wanneer dichtheid als parameter gebruikt wordt. Op de optimale *Arenicola*-wadden worden de dichtheden van adulten

vermoedelijk meer bepaald door concurrentie om ruimte dan door voedselaanbod. Batrel en Le Gal (1982) suggereren monitoring van de glutamaatdehydrogenase-activiteit als indicatie voor eutrofiëring. Voor de biomonitoring van microverontreinigingen heeft *Arenicola* nadelen ten opzichte van de mossel, namelijk de meer bewerkelijke bemonstering en het feit dat de mossel in internationaal verband gekozen is als biomonitoringssoort.

Bepaling van dichtheid en biomassa

Schattingen van de dichtheid van wadpierbestanden zijn eenvoudig uit te voeren via het tellen van faeceshoopjes. Het gladstrijken van het wadoppervlak vóór het tellen voorkomt dubbeltellen en vergemakkelijkt het onderscheiden van meerdere individuen met aan elkaar grenzende woonbuizen. De keuze van het tijdstip moet zorgvuldig worden gemaakt om het risico van onderschattingen zoveel mogelijk te beperken. Wat het seizoen betreft is de periode april-juli gunstig. Tellingen tijdens de voortplantingsperiode moeten vermeden worden, in verband met de rustfase na de spawning. Wat de getijfase betreft dient zo snel mogelijk na het droogvallen geteld te worden. Het gladstrijken van het wad gaat gemakkelijk tijdens afgaand water wanneer nog ca. 10 cm water aanwezig is. Tussen gladstrijken en tellen moet $1\frac{1}{2}$ à 2 uur zitten. De methode van faecestellingen heeft het voordeel dat in korte tijd een representatief oppervlak onderzocht kan worden. Het gebruik van steekbuizen is tijdrovend en geeft het probleem dat de verspreiding van *Arenicola* zeer heterogeen kan zijn op de schaal van de steekbuisdiameter.

Voor de bepaling van biomassa is monsternamen met behulp van steekbuizen noodzakelijk (regressievergelijkingen van biomassa en faecesvolume of -gewicht ontbreken). Deze steekbuizen moeten 40 cm diep in het sediment worden gedrukt.

Broedwadden

Om een beeld te kunnen krijgen van het functioneren van de wadpierpopulatie in de Waddenzee zou een dichtheidsmonitoring op meerdere broedwadden nuttig zijn.

Literatuur

- Aarnoutse PJ (1990) Onderzoek naar en bepaling van organotin- en organoarseen-verbindingen in water. Stageverslag, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Groningen. 73 p.
- Absil MCP, Hummel H & Temmink H (1990) Bioavailability and effects of metals on *Macoma balthica*. pp 30-31 in : Heip CHR & Nieuwenhuize ES (eds) *Progress Report 1989*. Publicatie Δ-496, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.
- Åkesson B (1975) Bioassay studies with polychaetes of the genus *Ophryotrocha* as test animals. p 121-135 in : Koeman JH & Strik JJTWA (eds) *Sublethal effects of toxic chemicals on aquatic animals*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- Aller RC (1983) The importance of the diffusive permeability of animal burrow linings in determining marine sediment chemistry. *J Mar Res* 41 : 299-322.
- Allen JRL, Rae JE & Zanin PE (1990) Metal speciation (Cu, Zn, Pb) and organic matter in an oxic salt marsh, Severn Estuary, Southwest Britain. *Mar Pollut Bull* 21 : 574-580.
- Amoureux L (1966) Étude bionomique et écologique de quelques annélides polychaetes des sables intertidaux des côtes ouest de la France. *Archs Zool Exp Gen* 107 : 1-218.
- Anderson JW, Moore LJ, Blaylock JW, Woodruff DL & Kiesser SL (1977) Bioavailability of sediment-sorbed naphtalenes to the sipunculid worm, *Phascolosoma agassizii*. p 276-285 in: Wolfe DA (ed) *Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine ecosystems and organisms*. Pergamon Press, New York.
- Ashworth JH (1904) *Arenicola* (the lugworm). *LMBC Mem typ Br mar Pl Anim* 11 : 1-118.
- Aten JBT et al. (1981) Straling in de samenleving. Medisch Biologisch Perspektief, Deel 4, Stafleu, Alphen aan de Rijn.
- Batrel Y & Le Gal Y (1982) La glutamate déshydrogénase d'*Arénicole*: un indicateur du niveau d'eutrophisation du milieu et de sa pollution. *C R Soc Biol* 176 : 619-623.
- Bayne BL, Moore MN, Widdows J, Livingstone DR & Salkeld P (1979) Measurement of the responses of individuals to environmental stress and pollution: studies with bivalve molluscs. *Phil Trans R Soc Lond B* 286 : 563-581.
- Baeyens W, Gillain G, Decadt G & Elskens I (1987) Trace metals in the eastern part of the North Sea. 1. Analyses and short-term distributions. *Oceanol Acta* 10 : 169-179.
- Baumfalk YA (1979) Heterogenous grain size distribution in tidal flat sediment caused by bioturbation activity of *Arenicola marina*. *Neth J Sea Res* 13 : 428-440.
- Benham WB (1893-95) The post-larval stage of *Arenicola marina*. *J Mar Biol Ass UK* 3 : 48-53.
- Bergman M (1982) Gedrag, bestrijding en biologische effecten van olie in estuariene gebieden. 1. Literatuuroverzicht (eerste en tweede helft). RIN-rapport 82/18, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 420 p.
- Bergman MJN, Van der Veer HW & Karczmarski L (1988) Impact of tail-nipping on mortality, growth and reproduction of *Arenicola marina*. *Neth J Sea Res* 22 : 83-90.
- Beukema JJ (1972) De speciale betekenis van hoog en beschut gelegen wad. *Waddenbulletin* 7(4) : 25-27.
- Beukema JJ (1974a) Seasonal changes in the biomass of the macrobenthos of a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea. *Neth J Sea Res* 8 : 94-107.
- Beukema JJ (1974b) The efficiency of the Van Veen grab compared with the Reineck box sampler. *J Cons Int Explor Mer* 35 : 319-327.
- Beukema JJ (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 : 203-223.
- Beukema JJ (1982) Annual variation in reproductive succes and biomass of the major macrozoobenthic species living in a tidal flat area of the Wadden Sea. *Neth J Sea Res* 16 : 37-45.

- Beukema JJ (1989) Long-term changes in macrozoobenthic abundance on the tidal flats of the western part of the Dutch Wadden Sea. *Helgoländer Meeresunters* **43** : 405-415.
- Beukema JJ (1990) Expected effects of changes in winter temperatures on benthic animals living in soft sediments in coastal North Sea areas. p 83-92 in: Beukema JJ, Wolff WJ & Brouns JJWM (eds) *Expected effects of climatic change on marine coastal ecosystems*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Beukema JJ & Cadée GC (1986) Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. *Ophelia* **26** : 55-64.
- Beukema JJ & De Vlas J (1979) Population parameters of the lugworm, *Arenicola marina*, living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Neth J Sea Res* **13** : 331-353.
- Beukema JJ, De Bruin W & Jansen JJM (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** : 58-77.
- Beukema JJ, Dörjes J & Essink K (1988) Latitudinal differences in survival during a severe winter in macrozoobenthic species sensitive to low temperatures. *Senckenbergia Marit* **20** : 19-30.
- Bilyard GR (1987) The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies. *Mar Pollut Bull* **18** : 581-585.
- Blake RW (1979) Exploitation of a natural population of *Arenicola marina* (L.) from the north-east coast of England. *J Appl Ecol* **16** : 663-670.
- Blok J (1980) Enkele fundamentele aspecten van de inwerking van ioniserende straling op biologisch materiaal. p 25-38 in : Van Raamsdonk W et al. (red) *Biologie en kernenergie*. Van Gennep, Amsterdam.
- Boere GC & Smit CJ (1980a) Bar-tailed godwit (*Limosa lapponica* L.). p 170-179 in : Smit CJ & Wolff WJ (eds) *Birds of the Wadden Sea*. Report 6 of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- Boere GC & Smit CJ (1980b) Curlew (*Numenius arquata* L.). p 179-188 in : Smit CJ & Wolff WJ (eds) *Birds of the Wadden Sea*. Report 6 of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- Boon JP (1985) Uptake, distribution, and elimination of selected PCB components of Clophen A40 in juvenile sole (*Solea solea*) and effects on growth. p 493-512 in : Gray JS & Christiansen ME (eds) *Marine biology of polar regions and effects of stress on marine organisms*. John Wiley & Sons Ltd, Chichester.
- Boon JP (1986) The kinetics of individual polychlorinated biphenyl (PCB) congeners in marine organisms; a comparative approach. Dissertatie, Rijksuniversiteit Groningen. 154 p.
- Boon JP & Duinker JC (1986) Monitoring of cyclic organochlorines in the marine environment. *Environmental Monitoring Assessment* **7** : 189-208.
- Boon JP & Everaarts JM (1982) De effecten van zeeverontreiniging. pp 41-49 in : Van der Sijde G (red) *De zee, voedingsbron en afvalput*. Cahiers Biowetenschappen en Maatschappij **8**.
- Boon JP & Van Leeuwen CJ (1985) Een oriëntatie op ecotoxicologisch onderzoek aan organische en anorganische microverontreinigingen in mariene, estuariene en zoete milieus. Nota DDMI-85.16, Rijkswaterstaat Delta Dienst, Middelburg.
- Boon JP, Van Zantvoort MB, Govaert MJMA & Duinker JC (1985) Organochlorines in benthic polychaetes (*Nephtys* spp.) and sediments from the southern North Sea. Identification of individual PCB components. *Neth J Sea Res* **19** : 93-109.
- Bowen VT, Olsen JS, Osterberg CL & Ravera J (1971) Ecological interaction of marine radioactivity. p 200-222 in : *Radioactivity in the marine environment*. National Academy of Sciences, Washington.
- Bowmer T (1987) Bioavailability of contaminants from hydroclone-treated sediments, 1986-1987: A summary report with appended chemical analyses of sediment and invertebrate tissue. TNO-Rapport R 87/267, MT-TNO, Delft. 27 p.
- Brakstad F & Grahl-Nielsen O (1988) Identification of weathered oils. *Mar Pollut Bull* **19** : 319-324.

- Brown B & Ahsanullah M (1971) Effect of heavy metals on mortality and growth. *Mar Pollut Bull* 2 : 182-187.
- Brown Jr FA, Webb HM & Bennett MF (1958) Comparisons of some fluctuations in cosmic radiation and in organismic activity during 1954, 1955 and 1956. *Am J Physiol* 195 : 237-243.
- Bryan GW (1974) Adaptation of an estuarine polychaete to sediments containing high concentrations of heavy metals. p 122-135 in : Vernberg FJ & Vernberg WB (eds) *Pollution and physiology of marine organisms*. Academic Press, London.
- Bryan GW (1979) Bioaccumulation of marine pollutants. *Phil Trans R Soc Lond B* 286 : 483-505.
- Bryan GW & Hummerstone LG (1971) Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to sediments containing high concentrations of heavy metals. 1. General observations and adaptation to copper. *J Mar Biol Ass UK* 51 : 845-863.
- Bryan GW & Hummerstone LG (1973a) Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to estuarine sediments containing high concentrations of zinc and cadmium. *J Mar Biol Ass UK* 53 : 839-857.
- Bryan GW & Hummerstone LG (1973b) Adaptation of the polychaete *Nereis diversicolor* to manganese in estuarine sediments. *J Mar Biol Ass UK* 53 : 859-872.
- Bryant V, McLusky DS, Roddie K & Newbery DM (1984) Effect of temperature and salinity on the toxicity of chromium to three estuarine invertebrates (*Corophium volutator*, *Macoma balthica*, *Nereis diversicolor*). *Mar Ecol Progr Ser* 20 : 137-149.
- Buijs J, Craeymeersch JA, Brand R, Van der Meer J, Pouwer A & Smaal A (1989) Macrobenthosgemeenschappen in de Voordelta: Een analyse van de dichtheden en biomassa's van de najaarsbemonsteringen 1985-1986. *Rapporten en Verslagen 1989-6*, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke. 63 p.
- Cadée GC (1976) Sediment reworking by *Arenicola marina* on tidal flats in the Dutch Wadden sea. *Neth J Sea Res* 10 : 440-460.
- Cadée GC (1984) Has input of organic matter into the western part of the dutch Wadden Sea increased during the last decades ? pp 71-82 in Laane RWPM & Wolff WJ (eds) *The role of organic matter in the Wadden Sea*. *Neth Inst Sea Res Publication Series* 10, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, Texel.
- Cadée GC (1990) Lokale sterfte van kokkels op het wad tijdens een *Noctiluca* bloei. *Het Zeepaard* 50 : 119-128.
- Cadée GC & Hegeman J (1977) Distribution of primary production of the benthic microflora and accumulation of organic matter on a tidal flat area, Balgzand, Dutch Wadden Sea. *Neth J Sea Res* 11 : 24-41.
- Cadman PS & Nelson-Smith A (1990) Genetic evidence for two species of lugworm (*Arenicola*) in South Wales. *Mar Ecol Progr Ser* 64 : 107-112.
- Cairns Jr J (1984) Are single species toxicity tests alone adequate for estimating environmental hazard ? *Environmental Monitoring and Assessment* 4 : 259-273.
- Carr RS & DJ Reish DJ (1977) The effect of petroleum hydrocarbons on the survival and life history of polychaetous annelids. p 168-173 in : Wolfe DA (ed) *Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine organisms and ecosystems*. Pergamon Press, New York.
- CCRX (1990) Metingen van radioactiviteit en xenobiotische stoffen in het biologisch milieu in Nederland 1989. Jaarverslag Coördinatie-Commissie voor de metingen van Radioactieve en Xenobiotische stoffen, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven. 108 p.
- Chassé C (1978) The ecological impact on and near shores by the Amoco Cadiz oil spill. *Mar Poll Bull* 9 : 298-301.
- Colijn F & De Jonge VN (1984) Primary production of microphytobenthos in the Ems-Dollard Estuary. *Mar Ecol Progr Ser* 14 : 185-196.

- Conti E (1987) Acute toxicity of three detergents and two insecticides in the lugworm, *Arenicola marina* (L.): a histological and a scanning electron microscopic study. *Aquatic Toxicology* 10 : 325-334.
- Coosen J (1986) Biomass and density fluctuations of the macrozoobenthos of the intertidal flats in the Oosterschelde, the Netherlands. *Hydrobiologia* 142 : 138.
- Coosen J & Van den Dool A (1983) Macrozoöbenthos van het Krammer-Keeten-Volkerak estuarium: Verspreiding der soorten, aantallen en biomassa in relatie met het zoutgehalte. Rapport Zachtsub, DHO/Rijkswaterstaat-DDMI, Yerseke/Middelburg. 131 p.
- Craeymeersch JA, Buijs J, De Smet G, Engelberts A, Hannewijk A & Sistermans W (1989) Benthosonderzoek in relatie tot abiotische dynamiek - Macro- en meiobenthos van de Voordelta. Interimrapportage, juli 1988. *Rapporten en Verslagen 1989-4*, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke. 98 p.
- Dankers N & Beukema JJ (1981) Distributional patterns of macrozoobenthic species in relation to some environmental factors. p 69-103 in : Dankers N, Kühl H & Wolff WJ (eds) *Invertebrates of the Wadden Sea*. Report 4 of the Wadden Sea Working Group, Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- Dave G, Boman A, Johansson-Sjöbeck ML & Lidman U (1975) Metabolic effects of PCB (polychlorinated biphenyls) in the European eel, *Anguilla anguilla* L. p 197-205 in : Koeman JH & Strik JJTWA (eds) *Sublethal effects of toxic chemicals on aquatic animals*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- De Bruin M (1978) Straling en stralingsdetectie. Interuniversitair Reactor Instituut, Delft. 150 p + bijl.
- De Jonge VN & Essink K (in druk) Long-term changes in nutrient loads and primary and secondary producers in the Dutch Wadden Sea. In : Elliot M & Ducrotoy JP (eds) *Spatial and temporal intercomparisons*. Olsen & Olsen, Fredensborg, Denmark.
- Dekker R (1989) The macrozoobenthos of the subtidal western Dutch Wadden Sea. I. Biomass and species richness. *Neth J Sea Res* 23 : 57-68.
- De Kock WC & Marquenie JM (1982) The effects of discharges of certain metals and of organochlorine compounds such as PCB's and pesticides on marine ecosystems; a literature survey. TNO-Rapport CL 82/97, MT-TNO, Delft. 178 p.
- De Vlas J (1979a) Annual food intake by plaice and flounder in a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea, with special reference to consumption of regenerating parts of macrobenthic prey. *Neth J Sea Res* 13 : 117-153.
- De Vlas J (1979b) Secondary production by tail regeneration in a tidal flat population of lugworms (*Arenicola marina*), cropped by flatfish. *Neth J Sea Res* 13 : 362-393.
- De Vlas J (1981) On cropping and being cropped: the regeneration of body parts by benthic organisms. p 173-177 in: Jones NV & Wolff WJ (eds) *Feeding and survival strategies of estuarine organisms*. Plenum Press, New York.
- De Vlas J (1982) De effecten van de kokkelvisserij op de bodemfauna van Waddenzee en Oosterschelde. RIN-rapport 82/19, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum.
- De Vries G (1965) Enige *Arenicola*-waarnemingen tijdens het VWG-kamp der NJN op Schiermonnikoog van 12-22 augustus 1964. p 81-85 in : *Schierboek I*. Vogelwerkgroep Nederlandse Jeugdbond voor Natuurstudie.
- De Wilde PAWJ (1975) De rol van bodemdiatomeeën en detritus als voedselbron voor bentische evertetraten in de Waddenzee. p 39-49 in: C Swennen, De Wilde PAWJ & Haack J (red) *Symposium Waddenonderzoek*. Mededeling 1 van de Werkgroep Waddengebied, Arnhem.
- De Wilde PAWJ & Berghuis EM (1979) Spawning and gamete production in *Arenicola marina* in the Netherlands, Waddensea. *Neth J Sea Res* 13 : 503-511.
- De Wilde PAWJ & Berghuis EM (1979b) Laboratory experiments on growth of juvenile lugworms, *Arenicola marina*. *Neth J Sea Res* 13 : 487-502.
- De Wilde PAWJ & Duineveld GCA (1988) Macrobenthos van het Nederlands Continentaal Plat verzameld tijdens de ICES 'North Sea Benthos Survey' april 1986. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, Texel. 107 p.

- De Wilde PAWJ & Farke H (1981). The lugworm *Arenicola marina*. p 111-113 in : Dankers N, Kühl H & Wolff WJ (eds) *Invertebrates of the Wadden Sea*. Report 4 of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- DGW (1989) Ecologisch profiel bodemdieren. Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Den Haag.
- Dillon TM (1984) Long-term effects of dredging operations program. Biological consequences of bioaccumulation in aquatic animals: an assessment of the current literature. *Technical Report D-84-2*, US Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi. 72 p.
- Directie Zeeland (1990) Waterbeheer Veerse Meer. Rijkswaterstaat Directie Zeeland, Middelburg. 24 p.
- Doornbos G & Twisk F (1984) Density growth and annual food consumption of plaice (*Pleuronectes platessa*) and flounder (*Platichthys flesus*) in lake Grevelingen, the Netherlands. *Neth J Sea Res* 18 : 434-456.
- Dörjes J, Michaelis H & Rhode B (1986) Long-term studies of macrozoobenthos in intertidal and shallow subtidal habitats near the island of Norderney (East Frisian coast, Germany). *Hydrobiologia* 142 : 217-232.
- Duinker JC (1974) Mobilization of metals in the Dutch Wadden Sea. p 167-176 in : McIntyre AD & Mills CF (eds) *Ecological toxicology research*. Plenum Publishing Company, New York.
- Duinker JC (1986) The role of small, low density particles on the partition of selected PCB congeners between water and suspended matter (North Sea area). *Neth J Sea Res* 20 : 229-238.
- Duinker JC & Hillebrand MTJ (1979) Behaviour of PCB, Pentachlorobenzene, hexachlorobenzene, α -HCH, γ -HCH, β -HCH, dieldrin, endrin and p,p'-DDD in the Rhine-Meuse estuary and the adjacent coastal area. *Neth J Sea Res* 13 : 256-281.
- Duinker JC & Hillebrand MTJ (1983) Organochlorines in benthic invertebrates and sediments from the dutch Wadden Sea; identification of individual polychlorinated biphenyl components. *Neth J Sea Res* 17 : 19-38.
- Duinker JC & Nolting RF (1976) Distribution model for particulate trace metals in the Rhine estuary, Southern Bight and Dutch Wadden Sea. *Neth J Sea Res* 10 : 1-43.
- Duinker JC & Nolting RF (1977) Dissolved and particulate trace metals in the Rhine estuary and the Southern Bight. *Mar Pollut Bull* 8 : 65-71.
- Duinker JV, Van Eck GTM & Nolting RF (1974) On the behaviour of copper, zinc, iron and manganese, and evidence for mobilisation processes in the Dutch Wadden Sea. *Neth J Sea Res* 8 : 214-239.
- Duijts H (1990) Rapportage van het contaminantenonderzoek in het sediment van de Waddenzee in 1988. Nota GWWS-90.010, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren. 10 p.
- Duursma EK & Gross MG (1971) Marine sediments and radioactivity. p 147-160 in : *Radioactivity in the marine environment*. National Academy of Sciences, Washington.
- Duursma EK, Nieuwenhuize J, Martin JM & Thomas AJ (1984) Plutonium distribution and budget of the Rijn-Maas-Schelde estuary. p 74-75 in : Duursma EK & Nieuwenhuize ES (eds) *Progress report 1984*. Publicatie A-322, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.
- Duursma EK, Nieuwenhuize J, Van Liere JM & Hillebrand MTJ (1986) Partitioning of organochlorines between water, particulate matter and some organisms in estuarine and marine systems of the Netherlands. *Neth J Sea Res* 20 : 239-251.
- Eisler R (1979) Behavioural responses of marine poikilotherms to pollutants. *Phil Trans R Soc Lond B* 286 : 507-521.
- Eisler R & Hennekey RJ (1977) Acute toxicities of Cd^{2+} , Cr^{6+} , Hg^{2+} , Ni^{2+} and Zn^{2+} to estuarine macrofauna. *Arch Environ Contam Toxicol* 6 : 315-323.
- Ellis DV & Pattisina LA (1990) Widespread neogastropod imposex: A biological indicator of global TBT contamination ? *Mar Pollut Bull* 21 : 248-253.
- Ens B & Zwarts L (1980) Territoriaal gedrag bij Wulpen buiten het broedgebied. *Watervogels* 5 : 155-169.

- Ernst W (1977) Determination of the bioconcentration potential of marine organisms; a steady state approach. 1. Bioconcentration data for seven chlorinated pesticides in mussels (*Mytilus edulis*) and their relation to solubility data. *Chemosphere* **6** : 731-740.
- Essink K (1978) The effects of pollution by organic waste on macrofauna in the eastern Dutch Wadden Sea. *NIOZ Publication Series* 1978(1), Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, Texel. 135 p.
- Essink K (1988) Decreasing mercury pollution in the Dutch Wadden Sea and Ems Estuary. *Mar Pollut Bull* **19** : 317-319.
- Essink K (1989) Chemical monitoring in the Dutch Wadden Sea by means of benthic invertebrates and fish. *Helgoländer Meeresunters* **43** : 435-446.
- Essink K & Beukema JJ (1986) Long-term changes in intertidal macrozoobenthos as an indicator of stress by organic pollution. *Hydrobiologia* **142** : 209-215.
- Essink K & Beukema JJ (1988) Long-term changes in intertidal and shallow-subtidal sedimentary zoobenthos. Paper presented at the COST-647 workshop on space and time series data in coastal benthic ecology, Crete, Greece, Sept 20-24, 1988. 16 p.
- Essink K, Jagtman E & Ritsema R (1986) Usefulness of sediment and three benthic invertebrates as indicators of organochlorine pollution in an estuarine environment. Nota GWAO-86.157, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Groningen. 17 p.
- Essink K, Visser W & Begeman D (1987) Inventarisatie van de makroskopische bodemfauna van de Dollard, juni-juli 1985. Rapport GWAO-87.155, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Groningen. 35 p.
- Everaarts JM (1986) The uptake and distribution of copper in the lugworm, *Arenicola marina* (Annelida, Polychaeta). *Neth J Sea Res* **20** : 253-268.
- Everaarts JM, Osborne WK & Verhaaf E (1979) Effect of copper and zinc on some oxygen binding properties of the haemoglobin of the polychaete *Arenicola marina*. *Neth J Sea Res* **13** : 571-580.
- Farke H & Berghuis EM (1979a) Spawning, larval development and migration behaviour of *Arenicola marina* in the laboratory. *Neth J Sea Res* **13** : 512-528.
- Farke H & Berghuis EM (1979b) Spawning, larval development and migration of *Arenicola marina* under field conditions in the western Waddensea. *Neth J Sea Res* **13** : 529-535.
- Farke H, De Wilde PAWJ & Berghuis EM (1979) Distribution of juvenile and adult *Arenicola marina* on a tidal mud flat and the importance of nearshore areas for recruitment. *Neth J Sea Res* **13** : 354-361.
- Fortuin AW (1986) Effecten van oeverbescherming en peilbeheer in Veerse Meer en Grevelingen op bodemdieren in de oeverzone. Bureau Waardenburg, Culemborg. 27 p.
- Fortuin AW & Altena HC (1990) Macrozoöbenthos in het Grevelingenmeer : Bestandsopname in voorjaar 1989. *Rapporten en Verslagen* 1990-15, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek Yerseke. 41 p.
- Fortuin AW & Brummelhuis EBM (1990) Macrozoöbenthos van het Veerse Meer in 1989. *Rapporten en Verslagen* 1990-16, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek Yerseke. 26 p.
- Fowler SW, Polikarpov GG, Elder DL, Parsi P & Villeneuve J-P (1978) Polychlorinated biphenyls: Accumulation from contaminated sediments and water by the polychaete *Nereis diversicolor*. *Mar Biol* **48** : 303-309.
- Fox HM (1955) The effect of oxygen on concentration of haem in invertebrates. *Proc R Soc (B)* **143** : 203-214.
- Gamble FW & Ashworth JH (1898) The habits and structure of *Arenicola marina*. *Q J Microsc Sci* **43** : 419-570.
- George JD (1971) The effect of pollution by oil and oil-dispersants on the common intertidal polychaetes *Cirriiformia tentaculata* and *Cirratulus cirratus*. *J Appl Ecol* **8** : 411-420.
- George SG (1980) Correlation of metal accumulation in mussels with the mechanisms of uptake, metabolism and detoxification: a review. *Thalassia Jugosl* **16** : 347-365.

- George SG, Pirie BJ & Coombs TL (1976) The kinetics of accumulation and excretion of ferric hydroxide in *Mytilus edulis* (L.) and its distribution in the tissues.
J Exp Mar Biol Ecol 23 : 71-84.
- Gerlach SA (1976) Meeresverschmutzung. Springer-Verlag, New York, Berlin. 145 p.
- Gerlach SA (1981) Marine pollution. Springer-Verlag, New York, Berlin. 218 p.
- Gerringa LJA (1990) Speciation of trace metals in relation to degradation of organic matter in marine sediment slurries. Proefschrift, Rijksuniversiteit Groningen. 93 p.
- Goerke H, Eder G, Weber K & Ernst W (1979) Patterns of organochlorine residues in animals of different trophic levels from the Western Estuary.
Mar Pollut Bull 10 : 127-133.
- Goldberg ED, Broecker WS, Gross MG & Turekian KK (1971) Marine chemistry.
p 137-146 in : *Radioactivity in the marine environment*. National Academy of Sciences, Washington.
- Gordon Jr DC, Dale J & Keizer PD (1978) Importance of sediment working by the deposit-feeding polychaete *Arenicola marina* on the weathering rate of sediment-bound Oil.
J Fish Res Board Can 35 : 591-603.
- Granmo Å & Jørgensen G (1975) Effects on fertilization and development of the common mussel *Mytilus edulis* after long-term exposure to a nonionic surfactant.
Mar Biol 33 : 17-20.
- Groenendaal M (1979) On sulphide and the distribution of *Arenicola marina* in a tidal mud flat in the dutch Wadden Sea. *Neth J Sea Res* 13 : 562-570.
- Groenendaal M (1980) Tolerance of the lugworm *Arenicola marina* to sulfide.
Neth J Sea Res 14 : 200-207.
- Hansen DJ, Parrish PR & Forester J (1974) Aroclor 1016: toxicity to and uptake by estuarine animals. *Environ Res* 7 : 363-373.
- Hartmann-Schröder G (1971) Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta.
Die Tierwelt Deutschlands, Teil 58. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena. 594 pp.
- Hemelraad J, Smaal AC & Hummel H (1989) Scope for growth in mussels exposed in Western and Eastern Scheldt. *Rapporten en Verslagen 1989-8*, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke. 35 p.
- Heip C, Herman R & Craeymeersch J (1986) Diversiteit, densiteit en biomassa van het macrobenthos in de Westerschelde: 1978-1985.
Instituut voor Dierkunde, Sectie Mariene Biologie, Rijksuniversiteit Gent. 12 p.
- Higuchi M, Komatsu K & Mukade A (1980) Assessment of tritium effect on Brine shrimp, *Artemia salina*, reared in a model ecosystem contaminated with tritiated water.
p 13-25 in : Egami N (ed) *Radiation effects on aquatic organisms*.
Japan Scientific Societies Press, Tokyo/University Park Press, Baltimore.
- Holland AMB (1989) Waterkwaliteitsaspecten van het meetpunt Appelzakraai-2Km (Cadzand) in de periode 1983-1988. Notitie GWWS-89.472, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Middelburg. 6 p + bijl.
- Horst R (1922) Polychaete anneliden. p 262-275 in : Redeke HC (red) *Flora en fauna der Zuiderzee*. Monografie van een brakwatergebied.
Nederlandsche Dierkundige Vereeniging, Den Helder.
- Howells G, Calamari D, Gray J & Wells PG (1990) An analytical approach to assessment of long-term effects of low levels of contaminants in the marine environment.
Mar Pollut Bull 21 : 371-375.
- Howie DID (1959) The spawning of *Arenicola marina*. I. The breeding season.
J Mar Biol Ass UK 38 : 395-406.
- Howie DID (1961) The spawning of *Arenicola marina* (L.). II. Spawning under experimental conditions. *J Mar Biol Ass UK* 41 : 127-144.
- Hulscher JB (1964) Scholeksters en wormen. *De Levende Natuur* 67 : 97-102.
- Hulscher JB (1968) De zonering van enkele wadorganismen op Schiermonnikoog.
De Levende Natuur 71 : 245-253.

- Hulscher JB (1975) Het wad, een overvloedig of schaars gedekte tafel voor vogels ? p 57-82 in: C Swennen, De Wilde PAWJ & Haeck J (red) *Symposium Waddenonderzoek*. Mededeling 1 van de Werkgroep Waddengebied, Arnhem.
- Hunt GJ (1989) Radioactivity in surface and coastal waters of the British Isles, 1988. *Aquat Environ Monit Rep* 21, Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Direct Fis Res, Lowestoft. 69 p.
- Hüttel M (1990) Influence of the lugworm *Arenicola marina* on porewater nutrient profiles of sand flat sediments. *Mar Ecol Prog Ser* 62 : 241-248.
- Hyland JL & Schneider ED (1977) Petroleum hydrocarbons and their effects on marine organisms, populations, communities and ecosystems, p 464-506 in : *Proceedings symposium Sources, Effects and Sinks of Hydrocarbons in the Aquatic Environment*, Washington DC, 9-11 August 1976. Am Inst Biol Sci, Washington.
- Hylleberg J (1975) Selective feeding by *Abarenicola pacifica* with notes on *Abarenicola* and a concept of gardening in lugworms. *Ophelia* 14 : 113-137.
- Jackson RH & Merks AGA (1984) Concentrations of the heavy metals cadmium, lead and copper in the Westerschelde estuary. pp 70-71 in : Duursma EK & Nieuwenhuize ES (eds) *Progress report 1984*. Publicatie 322, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.
- Janssen CR, Boel E, Herman R & Vincx M (1988) Diversiteit, densiteit en biomassa van het macrobenthos in de Westerschelde: 1986-1988. Instituut voor Dierkunde, Sectie Mariene Biologie, Rijksuniversiteit Gent. 15 p.
- Johansson-Sjöbeck ML, Dave G & Lidman U (1975) Hematological effects of PCB (polychlorinated biphenyls) in the European eel, *Anguilla anguilla* L. and the rainbow trout, *Salmo gairdnerii* Rich. p 189-195 in : Koeman JH & Strik JJTWA (eds) *Sublethal effects of toxic chemicals on aquatic animals*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- Jones LH, Jones NV & Radlett AJ (1976) Some effects of salinity on the toxicity of copper to the polychaete *Nereis diversicolor*. *Est Coast Mar Sci* 4 : 107-111.
- Joseph AB, Gustafson PF, Russell IR, Schuert EA, Volchok HL & Tamplin A (1971) Sources of radioactivity and their characteristics. p 6-41 in : *Radioactivity in the marine environment*. National Academy of Sciences, Washington.
- Kirchmann R & Dupont JC (1980) Incorporation of tritium from various origins in freshwater fish and the radiological implications for men. p 39-43 in : Egami N (ed) *Radiation effects on aquatic organisms*. Japan Scientific Societies Press, Tokyo/University Park Press, Baltimore.
- Klamer JC, Hull RN, Laane RWPM & Eisma D (1990) The distribution of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediment of the Oyster Grounds (North Sea). *Neth J Sea Res* 26 : 83-87.
- Klement Jr AW (1965) Natural radionuclides in foods and food source materials. p 113-155 in : Fowler EB (ed) *Radioactive fallout, soils, plants, foods, man*. Elsevier Publishing Company, Amsterdam.
- Knickmeyer R & Steinhart H (1990) Concentrations of organochlorine compounds in the hermit crab *Pagurus bernhardus* from the German Bight, December 1988 - May 1989. *Neth J Sea Res* 25 : 365-376.
- Kohler K & Riisgard HU (1982) Formation of metallothioneins in relation to accumulation of cadmium in the common mussel, *Mytilus edulis*. *Mar Biol* 66 : 53-58.
- Koniuszek JWJ (1979) Biomassa en produktie van macrozoobenthos op de Slikken van Flakkee. *Studentenverslagen D7-1979*, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.
- Krüger F (1959) Zur Ernährungsphysiologie von *Arenicola marina*. *Zool Anz (Suppl Bd)* 22 : 115-120.
- Krüger F (1964) Messungen der Pumptätigkeit von *Arenicola marina* im Watt. *Helgoländer Wiss Meeresunters* 11 : 70-91.
- Krüger F (1971) Bau und Leben des Wattwurmes *Arenicola marina*. *Helgoländer Wiss Meeresunters* 22 : 149-200.

- Kühl H (1972) Hydrography and biology of the Elbe estuary. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 10 : 225-309.
- Kuiper J, Van het Groenewoud H, Hoornsman G, De Wilde P, Berghuis E, Kok A, Wolff WJ & Schoonheden H (1983) A study of marine oil pollution in outdoor model ecosystems representing a tidal flat (OPEX). TNO-Report R 83/14, TNO, Den Haag. 103 p.
- Kuiper J, Van het Groenewoud H, Admiraal N, Scholten M, De Wilde PAWJ, Van Moorsel G, Dekker R, Wolff WJ & Brouwer C (1986) The influence of dispersants on the fate and effects of oil in model tidal flat ecosystems. TNO-Report R 86/182, TNO, Den Haag. 94 p.
- Lambeck RHD (1986) Leven zonder getij - Bodemdieren in het Grevelingenmeer. p 115-129 in : *Het Grevelingenmeer*. Natuur & Techniek, Maastricht, Brussel.
- Lambeck RHD, Wessel EGJ & Hannevijk A (1989) Macrozoöbenthos in het Grevelingenmeer : Een bestandsopname in voorjaar 1988. *Rapporten en Verslagen* 1989-5, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke. 46 p.
- Langham WH (1965) Considerations of biospheric contamination by radioactive fallout. p 3-18 in : Fowler EB (ed) *Radioactive fallout, soils, plants, foods, man*. Elsevier Publishing Company, Amsterdam.
- Lee RF (1977) Accumulation and turnover of petroleum hydrocarbons in marine organisms. p 60-70 in: DA Wolfe (ed) *Fate and effects of petroleum hydrocarbons in marine organisms and ecosystems*. Pergamon Press, New York.
- Levell D (1976) The effect of Kuwait crude oil and the dispersant BP 1100X on the lugworm, *Arenicola marina* L. p 131-158 in: Baker JM (ed) *Marine ecology and oil pollution*. Applied Science Publications, London.
- Linke O (1939) Die Biota des Jadebusenwattes. *Helgoländer Wiss Meeresunters* 1 : 201-348.
- Lipschutz RD (1980) Radioactive waste: Politics, Technology and Risk. Report of the Union of Concerned Scientists, Ballinger Publishing Company, Cambridge, Mass. 247 p.
- Longbottom MR (1970a) The distribution of *Arenicola marina* (L.) with particular reference to the effects of particle size and organic matter of the sediments. *J Exp Mar Biol Ecol* 5 : 138-157.
- Longbottom MR (1970b) Distribution of the digestive enzymes in the gut of *Arenicola marina*. *J Mar Biol Ass UK* 50 : 554-580.
- Loring DH & Prosi F (1986) Cadmium and lead cycling between water, sediment, and biota in an artificially contaminated mud flat on Borkum (FRG). *Wat Sci Tech* 18 : 131-139.
- Lowman FG, Rice TR & Richards FA (1971) Accumulation and redistribution of radionuclides by marine organisms. p 161-199 in : *Radioactivity in the marine environment*. National Academy of Sciences, Washington.
- Lyes MC (1979) Bioavailability of a hydrocarbon from water and sediment to the Marine worm *Arenicola marina*. *Mar Biol* 55 : 121-127.
- Malins DC, McCain BB, Landahl JJ, Myers MS, Krahn MM, Brown DW, Chan SL & Roubal WT (1988) Neoplastic and other diseases in fish in relation to toxic chemicals: an overview. *Aquatic Toxicology* 11 : 43-67.
- Mayes E & Howie DID (1985) Biochemical composition and sediment temperature in relation to the reproductive cycle in the lugworm *Arenicola marina*. *Neth J Sea Res* 19 : 111-118.
- McGrorty S & Reading CJ (1984) The rate of infill and colonization by invertebrates of borrow pits in the Wash (S.E. England). *Est Coast Shelf Sci* 19 : 303-319.
- McLusky DS, Anderson FE & Wolfe-Murphy S (1983) Distribution and population recovery of *Arenicola marina* and other benthic fauna after bait digging. *Mar Ecol Prog Ser* 11 : 173-179.
- McLusky DS, Bryant V & Campbell R (1986) The effects of temperature and salinity on the toxicity of heavy metals in marine and estuarine invertebrates. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 24 : 481-520.

- Meire P & Develter D (1988) Macrozoöbenthos van de Westerschelde: Eerste overzicht van de resultaten van de macrozoöbenthosbemonsteringen, najaar 1987, in het kader van het project SAWES. Laboratorium voor Oecologie der Dieren, Zoögeografie en Natuurbehoud, Rijksuniversiteit Gent, Gent. 24 p.
- Metcalf RL (1977) Model ecosystem studies of bioconcentration and biodegradation of pesticides. pp 127-144 in : Khan MAQ (ed) *Pesticides in aquatic environments*. Plenum Press, New York.
- Michaelis H (1981) Intertidal benthic animal communities of the estuaries of the rivers Ems and Weser. p 158-188 in : Dankers N, Kühl H & Wolff WJ (eds) *Invertebrates of the Wadden Sea*. Report 4 of the Wadden Sea Working Group, Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- Miramand P, Germain P & Arzur JC (1987) Uptake of Curium (224-Cm) by five benthic marine species (*Arenicola marina*, *Cerastoderma edule*, *Corophium volutator*, *Nereis diversicolor* and *Scrobicularia plana*); comparison with Americium and Plutonium. *J Environ Radioactivity* 5 : 209-218.
- Mulder M (1986) Onderzoek naar de mogelijke effecten van het lozen van titaandioxide afvalzuur op de macrobenthische fauna in de Noordzee. TECON-rapport nr 1, Ecologisch Onderzoek Noordzee en Waddenzee, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, Texel. 75 p.
- Mulder M, Lewis WE & Van Arkel MA (1988) Biological effects of the discharges of contaminated drill-cuttings and water-based drilling fluids in the North Sea. *NIOZ-rapport* 1988-3, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, Texel, 126 p.
- Neff JM (1984) Bioaccumulation of organic micropollutants from sediments and suspended particulates by aquatic animals. *Fresenius Z Anal Chemie* 319 : 132-136.
- Newell GE (1948) A contribution to our knowledge of the life history of *Arenicola marina* L. *J Mar Biol Ass UK* 27 : 554-580.
- Nienhuis PH (1986) Het Grevelingenmeer. p 10-29 in : *Het Grevelingenmeer*. Natuur & Techniek, Maastricht, Brussel.
- Nieuwenhuize J, Vos CH & Goud A (1984) Analysis of metals in soil samples from salt marshes by means of selective extraction methods. p 73-74 in : Duursma EK & Nieuwenhuize ES (eds) *Progress report 1984*. Publicatie Δ-322, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke.
- Noldt U & Reise K (1987) Morphology and ecology of the kalyptorhynch *Typhlopolycystis rubra* (Plathelminthes), an inmate of lugworm burrows in the Wadden Sea. *Helgoländer Meeresunters* 41 : 185-199.
- Olive PJW & Cadnam PS (1990) Mass mortalities of the lugworm on the South Wales coast: A consequence of algal bloom ? *Mar Pollut Bull* 21 : 542-545.
- Olafsson EB (1988) Inhibition of larval settlement to a softbottom benthic community by drifting algal mats: An experimental test. *Mar Biol* 97 : 571-574.
- Osborne WK & Verhaaf E (1979) Toxische en sublethale effecten van koper en zink bij *Arenicola marina* en de invloed van koper en zink op de zuurstofaffiniteit van het hemoglobine van *Arenicola marina*. *Interne Verslagen* 1979-16, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, Texel. 32 p.
- Oshida PS, Word LS & Mearns AJ (1981) Effects of hexavalent and trivalent chromium on the reproduction of *Neanthes arenaceodentata* (Polychaeta). *Mar Environ Res* 5 : 41-49.
- Packer DM, Ireland MP & Wootton RJ (1980) Cadmium, copper, lead, zinc and manganese in the polychaete *Arenicola marina* from sediments around the coast of Wales. *Environ Pollut Ser A* 22 : 309-321.
- Pavicic J, Skreblin M, Kregar I, Tusek-Znidaric M & Stegnar P (1984) Formation of inducible Cd-binding proteins similar to metallothioneins in selected organs and life stages of *Mytilus galloprovincialis*. p 699-705 in : Workshop on pollution of the Mediterranean, Lucerne, 11-13 Oct 1984. VII^{es} Journées Étud Pollution, Lucerne, C.I.E.S.M.

- Pearson TH & Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* **16** : 229-311.
- Peelen R (1967) Isohalines in the Delta area of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt. *Neth J Sea Res* **3** : 575-597.
- Perkins EJ (1979) The need for sublethal studies. *Phil Trans R Soc Lond B* **286** : 425-442.
- Perkins EJ & Abott OJ (1972) Nutrient enrichment and sandflat fauna. *Mar Pollut Bull* **3** : 70-72.
- Petrich SM & Reish DJ (1979) Effects of aluminium and nickel on survival and reproduction in polychaetous annelids. *Bull Environ Contam Toxicol* **23** : 698-702.
- Phillips DJH (1980) p 450-483 in : Nriagu JO (ed) *Cadmium in the environment. Part 1. Ecological cycling*. Wiley-Interscience, New York.
- Pienkowski MW (1982) Diet and energy intake of grey and ringed plovers, *Pluvialis squatarola* and *Charadrius hiaticula*, in the non-breeding season. *J Zool, London* **197** : 511-549.
- Pienkowski MW (1983) Surface activity of intertidal invertebrates in relation to temperature and foraging behaviour of their shorebird predators. *Mar Ecol Prog Ser* **11** : 141-150.
- Polikarpov GG (1966) Radioecology of aquatic organisms. North-Holland Publishing Company, Amsterdam. 314 p.
- Pollack H (1979) Populationsdynamik, Produktivität und Energiehaushalt des Wattwurms *Arenicola marina* (Annelida, Polychaeta). *Helgoländer Wiss Meeresunters* **32** : 313-358.
- Prouse NJ & Gordon Jr JC (1976) Effects of hydrocarbons on biological systems: Behavioral, physiological and morphological interactions between the deposit feeding polychaete *Arenicola marina* and oiled sediment. Paper presented at the Symposium on sources, effects and sinks of hydrocarbons in the aquatic environment, Washington, USA, August 9, 1976. 15 p.
- Rachor E (1984) Experimentelle Untersuchungen zur Wirkung von Rohöl und Rohöl/Tensid-Gemischen im Ökosystem Wattenmeer. XIII. Macrofauna. *Senckenbergiana Marit* **16** : 225-234.
- Rainbow PS, Phillips DJH & Depledge MH (1990) The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates: A need for laboratory investigation of accumulation strategies. *Mar Pollut Bull* **21** : 321-324.
- Reise K (1981) Gnathostomulida abundant alongside polychaete burrows. *Mar Ecol Progr Ser* **6** : 329-334.
- 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** : 29-36.
- Reise K (1983) Experimental removal of lugworms, *Arenicola marina*, from marine sand affects small zoobenthos. *Mar Biol* **74** : 327-332.
- Reise K (1983b) Sewage, green algal mats anchored by lugworms, and the effects on Turbellaria and small Polychaeta. *Helgoländer Meeresunters* **36** : 151-162.
- Reise K (1985) Tidal flat ecology. Springer Verlag, Berlin. 192 p.
- Reitze M & Schöttler U (1989) The time dependence of adaptation to reduced salinity in the lugworm *Arenicola marina* L. (Annelida: Polychaeta). *Comp Biochem Physiol* **93A** : 549-559.
- Rijken M (1979) Food and food uptake in *Arenicola marina*. *Neth J Sea Res* **13** : 406-421.
- Rijkswaterstaat/DGSM (1990) Wadden Aktie Plan - Discussienota. Nota GWWS-90.062, Rijkswaterstaat Dienst Getijdewateren, Haren. 46 p.
- Ritzema Bos J (1872) Eenige opmerkingen aangaande *Arenicola piscatorum* Lam. *Tijdschr Ned Dierk Ver* **1(1)** : 58-61.
- Roed KH (1979) The effects of interacting salinity, cadmium, and mercury on population growth of an archiannelid, *Dinophilus gyrocolatus*. *Sarsia* **64** : 245-252.
- Roesijadi G (1980) The significance of low-molecular weight metallothionein-like proteins in marine invertebrates: current status. *Mar Environ Res* **4** : 167-179.

- Rooth J (1980a) Common tern (*Sterna hirundo* L.). p 258-265 in : Smit CJ & Wolff WJ (eds) *Birds of the Wadden Sea*. Report 6 of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- Ros JPM (1987) Koperemissies als gevolg van het gebruik van aangroeiwerende verven. Rapport 758474004, Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne, Bilthoven. 17 p.
- Rossi SS, Anderson JW & Ward GS (1976) Toxicity of water-soluble fractions of four test oils for the polychaetous annelids, *Neanthes arenaceodentata* and *Capitella capitata*. *Environ Pollut* 10 : 9-18.
- Rubinstein NI, D'Asaro CN & Wilkes FG (1980) The effects of contaminated sediments on representative estuarine species and developing benthic communities. In : Baker RA (ed) *Contaminants and sediments*, Volume 1. Ann Arbor Science Publishers, Michigan.
- Rutgers van der Loeff MM & Lavaleye MSS (1986) Sediments, fauna, and the dispersal of radionuclides at the N.E. Atlantic dumpsite for low-level radioactive waste. Report of the Dutch DORA program, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Den Burg, Texel. 134 p.
- Rygg B (1986) Heavy-metal pollution and log-normal distribution of individuals among species in benthic communities. *Mar Pollut Bull* 17 : 31-36.
- Schaub BEM & Gieskes WWC (in druk) Eutrophication of the North Sea: The relation between Rhine river discharge and chlorophyll-a concentration in Dutch coastal waters. In : Elliot M & Ducrotoy JP (eds) *Spatial and temporal intercomparisons*. Olson & Olsen, Fredensborg, Denmark.
- Schiedek D & Schöttler U (1990) The energy production of juvenile *Arenicola marina* (Polychaeta) under anoxic and hypoxic conditions. *Helgoländer Meeresunters* 44 : 135-145.
- Scholten MCT, Marquenie JM, Van Moorsel GWNM & Brouwer C (1987) Interim rapport SEDEX 1987. TNO-rapport R 87/343, MT-TNO, Delft. 72 p.
- Scholten MCT, Marquenie JM, Van Moorsel GWNM, Brouwer C & Van het Groenewoud H (1988) Interim rapport SEDEX 1988. TNO-rapport R 88/434, MT-TNO, Delft. 38 p.
- Schoor WP & Newman SM (1976) The effect of mirex on the burrowing activity of the lugworm (*Arenicola cristata*). *Trans Am Fish Soc* 105 : 700-703.
- Schöttler U (1989) Anaerobic metabolism in the lugworm *Arenicola marina* during low tide: the influence of developing reproductive cells. *Comp Biochem Physiol* 92A : 1-7.
- Schöttler U, Wienhausen G & Zebe E (1983) The mode of energy production in the lugworm *Arenicola marina* at different oxygen concentrations. *J Comp Physiol* 149 : 547-555.
- Schuurmans Stekhoven Jr JH (194?) Wormen. *Wat Leeft en Groeit*, Deel 37. Uitgeverij Het Spectrum, Utrecht.
- Seligman PF, Valkirs AO, Stang PM & Lee RF (1988) Evidence for rapid degradation of tributyltin in a marina. *Mar Pollut Bull* 19 : 531-534.
- Seymour MK (1971) Burrowing behaviour in the European lugworm *Arenicola marina* (Polychaeta, Arenicolidae). *J Zool, London* 164 : 93-132.
- Seys J & Meire P (1988a) Macrozoöbenthos van het Veerse Meer: najaar 1987. Laboratorium voor Oecologie der Dieren, Zoögeografie en Natuurbehoud, Rijksuniversiteit Gent, Gent. 20 p + bijlagen.
- Seys J & Meire P (1988b) Macrozoöbenthos van het Veerse Meer. Laboratorium voor Oecologie der Dieren, Zoögeografie en Natuurbehoud, Rijksuniversiteit Gent, Gent. 61 p.
- Seys J, Meire P & Buyse M-A (1988) Macrozoöbenthos van het Veerse Meer: voorjaar 1988. Laboratorium voor Oecologie der Dieren, Zoögeografie en Natuurbehoud, Rijksuniversiteit Gent, Gent. 15 p + bijlagen.
- Shumway SE (1979) The effects of body size, oxygen tension and mode of life on the oxygen uptake rates of polychaetes. *Comp Biochem Physiol* 64A : 273-278.
- Shumway SE & Davenport J (1977) Some aspects of the physiology of *Arenicola marina* (Polychaeta) exposed to fluctuating salinities. *J Mar Biol Ass UK* 57 : 907-924.

- Smit CJ (1980) Production of biomass by invertebrates and consumption by birds in the Dutch Wadden Sea area. p 290-301 in: Smit CJ & Wolff WJ (eds) *Birds of the Wadden Sea*. Report 6 of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- Smit CJ & Wolff WJ (eds) (1980) *Birds of the Wadden Sea*. Report 6 of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- Smit H (1987) Vogeltellingen op de Engelsmanplaat. *Limosa* **60** : 111-118.
- Smith PC & Evans PR (1973) Studies of shorebirds at Lindisfarne, Northumberland.
1. Feeding, ecology and behaviour of the Bar-tailed godwit. *Wildfowl* **24** : 135-139.
- Stemerding D (1980) De ecologische gevolgen van kernenergie: waar gaat het om ? p 39-53 in : Van Raamsdonk W et al. (red) *Biologie en kernenergie*. Van Gennep, Amsterdam.
- Strik JJTWA, De Jongh HH, Van Rijn van Alkemade JWA & Wuite TP (1975) Toxicity of chromium (VI) in fish, with special reference to organoweights, liver and plasma enzyme activities, blood parameters and histological alterations. p 31-41 in : Koeman JH & Strik JJTWA (eds) *Sublethal effects of toxic chemicals on aquatic animals*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- Sundström G, Hutzinger O, Safe S, Ruzo L & Jones D (1975) Methods for the study of metabolism of toxic and persistent chemicals in aquatic organisms as exemplified by chloronapthalenes. p 177-188 in : Koeman JH & Strik JJTWA (eds) *Sublethal effects of toxic chemicals on aquatic animals*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.
- Swennen C (1960) Wadfauna en wadmilieu. *Natura* **57**(4) : 55-61.
- Templeton WL (1980) Ecological effects of transuranics in the marine environment. p 3-12 in : Egami N (ed) *Radiation effects on aquatic organisms*. Japan Scientific Societies Press, Tokyo/University Park Press, Baltimore.
- Thamdrup HM (1935) Beiträge zur Ökologie der Wattenfauna auf experimenteller Grundlage. *Medd Komm Danmarks Fisk Havundersog (Fisk)* **10**(2): 1-125.
- Thiel H, Grossmann M & Spychala H (1984) Quantitative Erhebungen über die Makrofauna in einem Testfeld im Büsumer Watt und Abschätzung ihrer Auswirkungen auf den Sedimentverband. *Die Küste* **40** : 259-314.
- Thomann RV (1989) Bioaccumulation model of organic chemical distribution in aquatic food chains. *Environ Sci Technol* **23** : 699-707.
- Trevor JH (1978) The dynamics and mechanical energy expenditure of the polychaetes *Nephtys cirrosa*, *Nereis diversicolor*, and *Arenicola marina* during burrowing. *Est Coast Mar Sci* **6** : 605-619.
- Valentijn P (1981) Fluctuaties in aantallen en biomassa van polychaeten op een drietal stations in de Grevelingen, met speciale aandacht voor de populatiestructuur van de kleinere abundante soorten. *Studentenverslagen D1-1981*, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke. 104 p.
- Van Arkel M & Mulder M (1979) Inventarisatie van de macrobenthische fauna van het Eems-Dollard estuarium. *BOEDE Publicaties en Verslagen* 1979-2. 122 p.
- Van Arkel M & Mulder M (1982) Macrobenthische fauna van het Eems-Dollard estuarium: een kwalitatieve survey (1978); een kwantitatieve survey (1979); veranderingen in een periode van vijf jaar. *BOEDE Publicaties en Verslagen* 1982-7. 63 p.
- Van Bernhem KH (1982) Effect of experimental crude oil contamination on abundance, mortality and resettlement of representative mud flat organisms in the mesohaline area of the Elbe-estuary. *Neth J Sea Res* **16** : 538-546.
- Van Dam L (1938) On the utilization of oxygen and regulations of breathing in some aquatic animals. Proefschrift, Rijksuniversiteit Groningen. 143 p.
- Van de Kamer JPG & Bollebakker GP (1991) Een zouter meer bij nieuw beheer ? *De Levende Natuur* **92** : 41-46.
- Van den Heiligenberg T (1982) De plerenspitterij en de gevolgen ervan voor de bodemdieren in de Waddenzee. RIN-rapport 82/1, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 57 p.

- Van den Heiligenberg T (1984) De ecologische effecten van winning van wadpieren en andere bodemdieren in het intergetijdengebied.
RIN-rapport 84/3, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 26 p.
- Van der Veer HW, Bergman MJN & Beukema JJ (1985) Dredging activities in the Dutch Wadden Sea: effects on macrobenthic infauna. *Neth J Sea Res* 19 : 183-190.
- Van Duijn P, Haringa E & Lignac GOE (1951) Arenicochrome, a new pigment from *Arenicola*. *Experientia* 7 : 376-377.
- Van Eck B, Turkstra E & Van 't Sant H (1985) Voorstel referentiewaarden fysisch-chemische waterkwaliteitsparameters Nederlandse zoute wateren. Ministerie van Verkeer & Waterstaat/Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne, Den Haag.
- Van Es FB, Van Arkel MA, Bouwman LA & Schröder HGJ (1980) Influence of organic pollution on bacterial, macrobenthic and meiobenthic populations in intertidal flats of the Dollard. *Neth J Sea Res* 14 : 288-304.
- Vanhooren H (1989) Verspreiding van macrozoöbenthos in de Westerschelde: Invloed van abiotische factoren en pollutie. Licentiaatsverhandeling, Rijksuniversiteit Gent. 173 p.
- Van Moorsel GWNM (in druk) SEDEX 1987 - Macrozoöbenthos. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Texel. 20 p + fig.
- Van Straaten LMJU (1952) Biogenic textures and formation of shell beds in the Dutch Wadden Sea. *Proc Kon Ned Akad Wetensch (B)* 55 : 500-516.
- Verkeer en Waterstaat, Ministerie van (1989a) Water voor nu en later.
Derde Nota Waterhuishouding. Tweede Kamer, vergaderjaar 1988-1989, 21 250 nr 1-2. 297 p.
- Verkeer en Waterstaat, Ministerie van (1989b) Wadatlas. Vroom MG e.a. (red).
Rijkswaterstaat Directoraat-Generaal Scheepvaart en Maritieme Zaken, Rijswijk.
- Vermeulen Y (1980) Studie van het makrobenthos van het Westerschelde-estuarium.
Licentiaatsverhandeling, Rijksuniversiteit Gent. 83 p.
- Verwey J (1966) De rijke Waddenzee. *Natuur en Landschap* 19(4) : 129-152.
- Walsh GE, Louie MK, McLaughlin LL & Lores EM (1986) Lugworm *Arenicola cristata* larvae in toxicity tests survival and development when exposed to organotins.
Environ Toxicol Chem 5 : 749-754.
- Wasserman RH, Lengemann FW, Thompson Jr JC & Comar CL (1965) The transfer of fall-out radionuclides from diet to man. p 204-244 in : Fowler EB (ed) *Radioactive fallout, soils, plants, foods, man*. Elsevier Publishing Company, Amsterdam.
- Weeber IJ (1980) Samenstelling en verspreiding van het makrozoöbenthos in de Grevelingen voor de afsluiting van de Noordzee. 1. De periode 1960-1963.
Rapporten en Verslagen 1980-5, Delta Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek, Yerseke. 75 p.
- Wells GP (1945) The mode of life of *Arenicola marina*. *J Mar Biol Ass UK* 26 : 170-207.
- Wells GP (1949) The behaviour of *Arenicola marina* L. in sand, and the role of spontaneous activity cycles. *J Mar Biol Ass UK* 28 : 465-478.
- Wells GP (1950) The anatomy of the body wall and appendages in *Arenicola marina* (L.) *Arenicola clapedii* Levinsen and *Arenicola ecaudata* Johnston.
J Mar Biol Ass UK 29 : 1-44.
- Wells GP (1953) Defaecation in relation to the spontaneous activity cycles of *Arenicola marina* L. *J Mar Biol Ass UK* 33 : 51-63.
- Wells GP (1963) Barriers and speciation in lugworms. p 79-98 in : *Speciation in the sea*. Systematics Association Publication no 5.
- Wells GP (1964) Temperature, taxonomic technique and the zoogeography of lugworms (*Arenicolidae*, Polychaeta). *Helgoländer Wiss Meeresunters* 10 : 404-410.
- Wells GP (1966) The lugworm (*Arenicola*) - A study in adaptation.
Neth J Sea Res 3 : 294-313.

- Werkgroep Waterbeheer Westerschelde (1989a) De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde. Deelrapport 1. Zuurstofhuishouding en nutriëntenhuishouding. *Beleidsplan Westerschelde*, Rijkswaterstaat Directie Zeeland/Dienst Getijdewateren, Middelburg. 78 p.
- Werkgroep Waterbeheer Westerschelde (1989b) De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde. Deelrapport 2. Microverontreinigingen. *Beleidsplan Westerschelde*, Rijkswaterstaat Directie Zeeland/Dienst Getijdewateren, Middelburg. 90 p.
- Werkgroep Waterbeheer Westerschelde (1989c) De ecologische ontwikkeling van de Westerschelde. Deelrapport 3. Slibhuishouding en bodemkwaliteit. *Beleidsplan Westerschelde*, Rijkswaterstaat Directie Zeeland/Dienst Getijdewateren, Middelburg. 48 p.
- Werner B (1954) Eine Beobachtung über die Wanderung von *Arenicola marina* L. (Polychaeta, Sedentaria). *Helgoländer Wiss Meeresunters* 5 : 93-102.
- Werner B (1956) Über die Winterwanderung von *Arenicola marina* L. (Polychaeta, Sedentaria). *Helgoländer Wiss Meeresunters* 5 : 353-378.
- Witte F & De Wilde PAWJ (1979) On the ecological relation between *Nereis diversicolor* and juvenile *Arenicola marina*. *Neth J Sea Res* 13 : 394-405.
- Wolff WJ (1973) The estuary as a habitat. *Zoöl Verh*, Leiden 126 : 1-242.
- Wolff WJ (1978a) Radioactive pollution. p 37 in : Essink K & Wolff WJ (eds) *Pollution of the Wadden Sea*. Report 8 of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- Wolff WJ (1978b) Radioactive pollution. p 61 in : Essink K & Wolff WJ (eds) *Pollution of the Wadden Sea*. Report 8 of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden.
- Wolff WJ & De Wolf L (1977) Biomass and production of zoobenthos in the Grevelingen estuary, the Netherlands. *Est Coast Mar Sci* 5 : 1-24.
- Wood JM (1974) Biological cycles for toxic elements in the environment. *Science* 183 : 1049-1052.
- Wood JM, Kennedy FS & Rosen CG (1968) Synthesis of methyl-mercury compounds by extracts of a methanogenic bacterium. *Nature* 220 : 173-174.
- Woodin SA (1974) Polychaete abundance patterns in a marine softsediment environment : the importance of biological interactions. *Ecol Monogr* 44 : 171-187.
- WORSRO is Waterkwaliteitsgegevens Opslag en Retrieval Systeem voor Routinematig Onderzoek, uitgevoerd door of in opdracht van Rijkswaterstaat.
- Ysebaert T & Meire P (1990) Het macrozoöbenthos in het sublittoraal van de Westerschelde (opname najaar 1988). Rapport WWE 10, Laboratorium voor Ecologie der Dieren, Zoögeografie en Natuurbehoud, Rijksuniversiteit Gent, Gent. 29 p.
- Ysebaert T, Meire P, Devos K & Seys J (1990) Het macrozoöbenthos in het oostelijk deel van de Westerschelde ter hoogte van de Platen van Valkenisse. Rapport WWE 11, Laboratorium voor Ecologie der Dieren, Zoögeografie en Natuurbehoud, Rijksuniversiteit Gent, Gent. 69 p.