

**TE VERWACHTEN ECOLOGISCHE EFFECTEN
VAN PEKELLOZING IN HET EEMS-DOLLARDGEBIED**

Bopp van Dessel

RIN-rapport 87/22

Rijksinstituut voor Natuurbeheer

Texel

1987

266361

RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER
VESTIGING TEXEL
Postbus 59, 1790 AB Den Burg
Texel, Holland

BIBLIOTHEEK
RIJKSINSTITUUT VOOR NATUURBEHEER
POSTBUS 9201
6800 HB ARNHEM-NEDERLAND

R.I.N.-RAPPORT.1

INHOUD

VOORWOORD

0	SAMENVATTING EN CONCLUSIES	6
1	INLEIDING	9
2	EEMS-DOLLARD NU	11
2.1	Inleiding	11
2.2	Gebiedsbeschrijving	11
2.2.1	Morfologie	11
2.2.2	Sedimentologie	13
2.2.3	Hydrografie	13
2.2.4	Troebelheid	14
2.2.5	Zoutgehalte	16
2.2.6	Zuurstofgehalte	21
2.3	Ecologie	23
3	DE ROL VAN ZOUT IN ESTUARIA	25
3.1	Inleiding	25
3.2	Indirecte invloed van zout op estuariene organismen	27
3.2.1	Algemeen	27
3.2.2	De dichtheid van water	27
3.2.3	Stratificatie	27
3.2.4	Troebelheid	30
3.3	De directe invloed van zout op estuariene organismen	30
3.3.1	Algemeen	30
3.3.2	Plantaardig plankton	33
3.3.3	Dierlijk plankton	34
3.3.4	Op de bodem groeiende planten	39
3.3.5	Ongewervelde bodemdieren	39
3.3.6	Vissen en kinderkamerfunctie	44
3.3.7	Vogels	45
3.3.8	Zeehonden	46
3.3.9	Kwelders	48

4	DE FYSISCH E EFFECTEN VAN DE PEKELLOZING	50
4.1	Inleiding	50
4.2	De pekel	50
4.3	Lozing	51
4.4	De verspreiding van het zout	54
5	DE ECOLOGISCHE EFFECTEN VAN PEKELLOZING	57
5.1	Inleiding	57
5.2	Het estuarium	57
5.2.1	De indirecte effecten	57
5.2.2	De directe effecten	58
5.3	De lozingslocatie	59
5.3.1	De indirecte effecten	59
5.3.2	De directe effecten	60
5.4	De drie potentiële lozingslocaties	61
	SUMMARY AND CONCLUSIONS	65
	LITERATUUR	67

VOORWOORD

De druk in de Groningse gasvelden neemt af, hetgeen de winbaarheid van het aardgas bemoeilijkt. Dit zou voor de Nederlandse Gasunie N.V. in de toekomst een ongestoorde gaslevering tijdens piekbelastingen in gevaar kunnen brengen.

Een mogelijke oplossing hiervoor is de opslag van aardgas onder hoge druk in uitgeloopte zoutkoepels in het oosten van Groningen. Dit gas kan indien nodig teruggewonnen worden en gedistribueerd. Bij de uitloging van de zoutkoepels komt pekkel vrij. De pekkel zou geloosd moeten worden in het Eems-Dollardestuarium.

In dit verband heeft de Nederlandse Gasunie N.V. het RIN verzocht een literatuurstudie te verrichten naar de invloed van zoutgehalteverhoging op estuariene organismen. Tussentijds is de vraagstelling toegespitst op de voorgenomen lozingsactiviteiten, zodat het rapport dat nu voor u ligt, de ecologische effecten van pekkelozing in het Eems-Dollardgebied beschrijft.

de Directie

0 SAMENVATTING EN CONCLUSIES

In de toekomst kan, vanwege drukafname in de Groningse aardgasvelden en de daaruit volgende bemoeilijkte winbaarheid, een ongestoorde aardgaslevering, met name tijdens een piekbelasting, in gevaar komen. Om dit te kunnen ondervangen is er behoefte aan gemakkelijk (terug)winbare aardgasreserves. De Nederlandse Gasunie N.V. heeft het voornemen deze opslag te realiseren in cavernes in de steenzoutlagen van Oost-Groningen. Bij uitloging van deze cavernes komt pekkel vrij, die men voornemens is te lozen in het Eems-Dollardestuarium.

In dit rapport worden achtereenvolgens een aantal, in verband met de pekkelozing belangrijke, aspecten van het Eems-Dollardmilieu, de rol van zout in estuaria en de voorgenomen handeling beschreven. Hierbij komt naar voren dat het Eems-Dollardestuarium een gebied is met een grote milieudynamiek, waaraan estuariene organismen zich op velerlei wijze hebben aangepast.

Zout is niet alleen direct van invloed op estuariene organismen, maar ook indirect, door beïnvloeding van een aantal fysisch/chemische watereigenschappen. De gevoeligheid voor zout verschilt sterk tussen organismengroepen (en van soort tot soort) en wordt beïnvloed door milieufactoren als zuurstofgehalte en temperatuur.

Tevens wordt duidelijk dat een aantal gevolgen van pekkelozing zullen opgaan in de reeds aanwezige milieudynamiek en geen wezenlijke verandering inhouden voor het systeem, terwijl een aantal andere gevolgen wel significante veranderingen op min of meer lokale schaal in het gebied kunnen veroorzaken.

Opgemerkt wordt dat (op het moment dat dit rapport wordt geschreven) over de plaats en wijze van pekkelozing, en de zoutverspreiding na pekkelozing essentiële zaken nog onduidelijk zijn.

Als antwoord op de geformuleerde vraagstelling (zie INLEIDING) kan het volgende geconcludeerd worden:

1. Van zoutgehalteverhoging met 1 o/oo wordt, afgezien van geringe verschuivingen in soortensamenstelling binnen sommige organismengroepen, geen meetbaar effect verwacht op het estuarium.
2. Rond het lozingspunt kunnen, afhankelijk van de wijze van lozing in meer of mindere mate schadelijke effecten voor het milieu verwacht worden:

- zoutgehalteverhoging met 2, 5 of 10 o/oo zal in toenemende mate verschuivingen veroorzaken, waardoor de soortensamenstelling rond het lozingspunt geleidelijk zal veranderen. Bij een plotselinge confrontatie met water dat 5 of 10 g per liter zouter is, zullen een aantal organismen in de problemen komen met de osmoregulatie. Bij een verhoging van 10 o/oo is als gevolg hiervan enige sterfte te verwachten.
- In een deel van het bijmengwater (bij gebruik van een diffusor) kan een massale sterfte van organismen verwacht worden, als gevolg van de osmotische shock, die veroorzaakt wordt door de plotselinge korte, maar hevige zoutgehalteverhoging. Dit zal naar verwachting geen ingrijpende consequenties hebben voor de biologische samenstelling van het estuarium, gezien de verhouding tussen de hoeveelheid bijmengwater ($87000 \text{ m}^3/\text{uur}$) en het binnenkomend getijvolume (middengebied: $400 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per getij), maar zal op lokale schaal wel van invloed zijn.
- Verwacht kan worden dat indirecte effecten, als gevolg van verhoogde troebeling of dichtheidsverandering van water, gering zullen zijn.
- Indien stratificatie optreedt, kan dit afhankelijk van de bijkomende zuurstofarmoede en verontreinigende stoffen, leiden tot massale sterfte van organismen in het gestratificeerde gebied. De zuurstofarmoede zal in belangrijke mate versterkt worden door het zuurstofgebruik als gevolg van de afbraak van organismen, die door zoutgehalteverhoging of osmotische shock gestorven zijn en naar de bodem zakken. Bij blijvende stratificatie zal sterfte altijd optreden. Bij periodieke gelaagdheid hangt de omvang van de schadelijke effecten af van de duur van de stratificatie, het zuurstofgebruik op de bodem en in de onderste watermassa, en de resterende mate van uitwisseling tussen de waterlagen.

Van eventuele negatieve effecten mag verwacht worden dat het natuurlijke evenwicht zich binnen een jaar na het stoppen van de lozing zal herstellen, tenzij stratificatie optreedt in combinatie met bodemverzilting. In dat geval zal herstel langer duren.

Aangezien alleen rond het lozingspunt grotere ecologische effecten te verwachten zijn van de pekellozing, is de keuze van de lozingslocatie belangrijk. Aspecten die een rol spelen bij deze keuze zijn:

1. de verspreiding van het zout; met name de omvang en plaatsgebondenheid van de watermassa, waarin grote zoutgehalteverhogingen voorkomen, is hierbij van belang;

2. het al of niet te verwachten optreden van stratificatie, de fysisch/chemische gevolgen daarvan, en de grootte van het desbetreffende gebied;
3. de biologische rijkdom van het gebied omschreven bij 1 en 2; met name het al of niet aanwezig zijn van droogvallende platen en kwelders is van belang.

Aanbevolen wordt:

- een duidelijke en betrouwbare indruk te krijgen van de zoutverspreiding rond het lozingspunt;
- een antwoord te zoeken op de vraag of en zo ja op welke schaal stratificatie zal optreden bij pekellozing.

Indien over een groter gebied forse zoutgehalteverhogingen (in de orde van 5 of 10 g per liter) en/of stratificatie niet voorkomen kunnen worden, wordt het volgende aanbevolen:

1. nadere fysisch/chemische omschrijving van het gebied rond het lozingspunt;
2. inventarisatie van de organismengroepen en de biologische rijkdom in het gebied;
3. bepaling van de mate waarin stratificatie en/of zoutgehalteverhoging zal optreden;
4. uitgaande van 1, 2 en 3 dient een berekening gemaakt te worden van de te verwachten zuurstofarmoede, toxificatie en ecologische gevolgen.

1 INLEIDING

Teneinde in de toekomst een ongestoorde aardgaslevering te kunnen waarborgen ziet de N.V. Nederlandse Gasunie zich genoodzaakt opslagmogelijkheden te creëren, die bij piekafname als buffer kunnen fungeren. Hiertoe zouden in de steenzoutlagen onder Oost-Groningen een tiental grote holtes (cavernes) uitgeloozd moeten worden, welke dan gevuld kunnen worden met aardgas onder hoge druk. Bij dit uitlogingsproces zal naar schatting $50 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ pekkel vrijkomen met een zoutconcentratie van $300 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$. Het ligt in de bedoeling deze pekkel in een tijdsbestek van 3 of 5 jaar te lozen op het Eems-Dollardestuarium, hetgeen globaal een belasting vormt van resp. 3000 of 2000 m^3 per uur.

Aanvankelijk als oriëntering, later eveneens als voorlopers en/of onderdelen van een Milieu Effect Rapportage, zijn twee studies ondernomen: een modelonderzoek naar de verspreiding van het geloosde zout (Waterloopkundig Laboratorium, Delft; Dienst Getijdewateren, Groningen) en een bureaustudie naar de ecologische gevolgen van de zoutlozing (Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Texel).

De van de Gasunie afkomstige vraagstelling voor deze biologische studie, waarvan de rapportage voor u ligt, luidt als volgt:

Welke ecologische effecten kunnen verwacht worden van zoutgehalteverhoging, a.g.v. pekellozing, voor het Eems-Dollardestuarium in het algemeen (uitgaande van een verhoging met $1 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$) en de drie potentiële lozingslocaties (oostelijk havenhoofd Delfzijl, Bocht van Watum, Doekegat) in het bijzonder (voor een verhoging van 2, 5 of $10 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$)?

De studie dient uit te gaan van de bestaande literatuur en beschikbare ongepubliceerde gegevens. De effecten van de eventuele aanwezigheid van andere zouten dan NaCl in de pekkel en eventuele temperatuur- of zuurgraadinvloeden worden in deze studie niet bekeken.

Achtereenvolgens worden in dit verslag het Eems-Dollardestuarium (hoofdstuk 2), de rol van zout in estuaria (hoofdstuk 3) en de voorgenomen lozing (hoofdstuk 4) beschreven worden, waarbij de beschrijving van de Eems-Dollard beperkt blijft tot de voor de zoutlozing relevante aspecten. In hoofdstuk 5 worden de effecten beschreven van

zoutgehalteverhoging op de Eems-Dollard. Deze zullen zowel voor het lozingspunt als voor het estuarium als geheel gesplitst worden in directe en indirecte effecten. Met directe effecten worden die processen bedoeld waarin het zout rechtstreeks van invloed is op estuariene organismen (invloed op de fysiologie; zouttolerantie). Onder de indirecte effecten worden die biologische effecten gerekend, die niet in eerste instantie geïnitieerd worden door een zoutgehalteverhoging, maar door de (m.n. fysische) veranderingen die daarmee gepaard gaan (dichtheidsverandering van het water, stratificatie, turbiditeitsveranderingen). Een samenvatting van de belangrijkste gegevens en de conclusies zijn te vinden in hoofdstuk 0.

2 EEMS-DOLLARD NU

2.1 Inleiding

Het Eems-Dollardgebied is een estuarium: een trechtervormige riviermond van de rivieren de Eems en de Westerwoldse A, waarin getijdewerking optreedt. Kenmerkend voor het milieu in een estuarium zijn dynamiek en instabiliteit. In dit hoofdstuk worden een aantal omgevingsfactoren (3.2) van dit milieu en de ecologie van het gebied (3.3) besproken.

De in verband met pekellozing meest relevante aspecten, die de basis vormen voor hoofdstuk 6, worden hier behandeld, dit om niet ter zake doende uitwijdingen te voorkomen. Voor een algemene beschrijving van de Eems-Dollard wordt verwezen naar Bergman (1982), naar het BOEDE-rapport (1983) of naar de publikatie van de werkgroep Eemsmond (Anonymus 1978).

2.2 Gebiedsbeschrijving

2.2.1 Morfologie

Het Eems-Dollardestuarium wordt verdeeld in drie deelgebieden: het buiten-, midden- en binnengebied (Fig. 1). Het buitengebied wordt begrensd door de wantijgebieden ten zuidoosten van Rottumeroog en Borkum en de lijnen Rottumeroog-Borkum en Eemshaven-Pilsum. Het middengebied loopt van de lijn Eemshaven-Pilsum tot de punt van Reide-Knock. Het binnengebied omvat de Dollard en het Emder Vaarwater.

In het buitengebied vindt het grootste deel van het watertransport plaats via het Ranselgat, de Oude Westereems - gescheiden door de droogvallende plaat Meeuwenstaart - en het Doekegat (BAW 1980, Bergman 1982). Het gebied bestaat naast de diepe geulen uit uitgestrekte droogvallende platen en relatief weinig niet droogvallend gebied tot 5 m beneden de laagwaterlijn (subtidal). Aan de wadzijde van Borkum en ten westen van de Eemshaven zijn de hoge delen van de droogvallende platen begroeid met kweldervegetatie.

Het middengebied wordt gevormd door de geulen Oostfriese Gaatje en de minder diepe Bocht van Watum en Gaatjebocht, door de droogvallende platen Hond en Paap en door een smalle strook droogvallend wad langs de oevers. In dit gebied komen geen kwelders voor.

Het binnengebied bestaat voor meer dan 70% uit de droogvallende platen van de Dollard, doorsneden door talrijke geulen, geultjes en prielen.

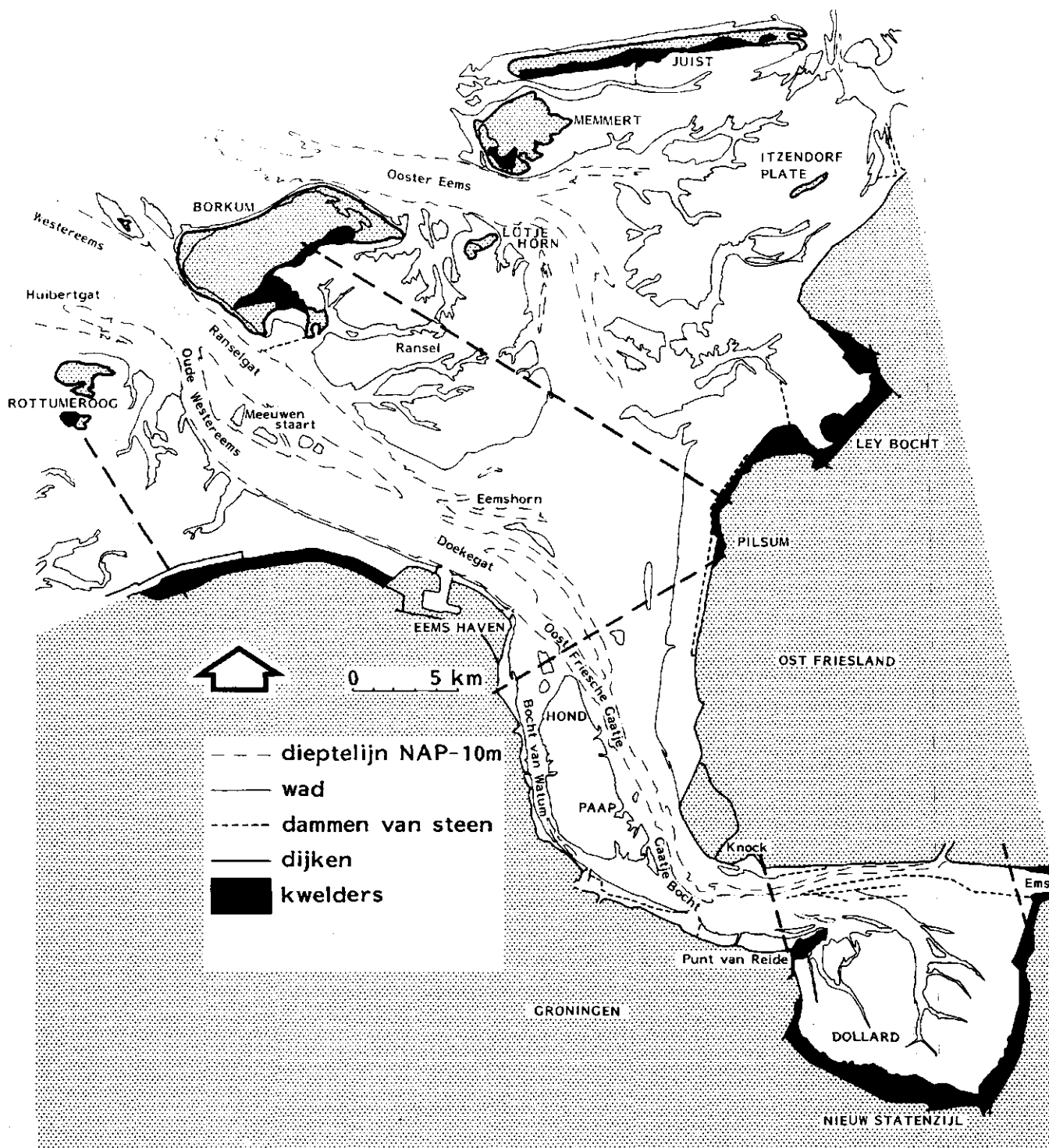


Fig. 1. Het Eems-Dollardestuarium (--- begrenzing deelgebieden) (naar Dankers & Dijkema 1980).

Langs de randen van de Dollard bevindt zich een uitgestrekt kweldergebied (ca. 12,5% van het Dollardoppervlak). In dit gebied komen de Eems en de Westerwoldse A samen. De eerste voert zijn zoete water voornamelijk af via het Emders Vaarwater, de tweede via een grote geul (Groote Gat) dwars door de Dollard.

2.2.2 Sedimentologie

De korrelgrootte van het sediment (de bodem) neemt van het buiten- naar het binnengebied gemiddeld genomen af: 2.0-0.5 mm in het buiten-, 0.5-0.05 mm in het midden- en kleiner dan 0.1 mm in het binnengebied. Met name de droogvallende platen in de Dollard zijn slijmig (tot meer dan 25% slib). In de geulen worden relatief grovere en op beschutte plaatsen (langs de dijken) relatief fijnere sedimenten gevonden in verband met de lokale hoge, resp. lage stroomsnelheden. Ook biotische factoren kunnen de korrelgrootte belangrijk beïnvloeden: fijne sedimenten op mosselbanken als gevolg van filteractiviteit.

2.2.3 Hydrografie

De waterbewegingen in het Eems-Dollardestuarium worden hoofdzakelijk bepaald door de getijdestromingen en in mindere mate door de rivierafvoer van de Eems en Westerwoldse A (Bergman 1982). In tabel 1 zijn voor een aantal hydrografische variabelen gemiddelde waarden gegeven.

Tabel 1. Enkele hydrografische gegevens van de drie deelgebieden van het Eems-Dollardestuarium: gemiddeld getijdeverschil, in het deelgebied binnenkomend getijvolume, diepte en maximale stroomsnelheden bij rustig weer in de diepe geulen (naar Bergman & Dankers 1979, De Wolf 1978, BAW 1980).

gebied	getijverschil	binnenkomend getijdevolume	gemiddelde diepte	max. stroom- snelheid in diepe geulen
	(m)	$\times 10^6 \text{ m}^3$	(m)	(m/s)
buiten	2.30	1000	5	2
midden	2.70	400	5	1.2 - 1.5
binnen	2.95	117	0.75	< 1,0

Deze variabelen worden mede beïnvloed door de weersgesteldheid ter plekke, op de Noordzee of op de Atlantische Oceaan en kunnen hierdoor een grote variatie vertonen.

De zoetwaterafvoer door de Eems en de Westerwoldse A is onderhevig aan seizoenschommelingen. Voor de Eems varieert het debiet van $65 \text{ m}^3/\text{s}$ in de zomer, tot $170 \text{ m}^3/\text{s}$'s winters met een gemiddelde van $120 \text{ m}^3/\text{s}$ (Bergman & Dankers 1979). Door de Westerwoldse A wordt 4 tot $30 \text{ m}^3/\text{s}$ (gemiddelde: $11 \text{ m}^3/\text{s}$) afgevoerd.

Waterdeeltjes worden in een estuarium door eb- en vloedstroom mee heen en weer gevoerd. Overal is er een netto waterbeweging naar zee toe als gevolg van de afvoer van rivierwater. De verblijftijd van een waterdeeltje kan voor elk punt in het estuarium berekend worden. Met de verblijftijd van een waterdeeltje op een bepaalde plaats in het estuarium wordt dan de gemiddelde tijd bedoeld die verstrijkt tot dat deeltje het gehele estuarium heeft verlaten (Ruurdij 1981). Dorrestein & Otto (1960) berekenden een gemiddelde verblijftijd voor het midden- en binnengebied van het Eems-Dollardestuarium van 84 getijdeperioden. Ruurdij (1981) berekent hiervoor een verblijftijd van 38 dagen (74 getijdeperioden).

De verblijftijd van een deeltje is afhankelijk van de plaats van dat deeltje in het estuarium en varieert van minder dan 10 dagen ter hoogte van Borkum tot 60 dagen in de Dollard (Fig. 2). Eveneens kan de samenstelling van het Eems-Dollardwater op iedere plek berekend worden, en gesplitst in oorspronkelijk zee-, Eems- of Westewoldse-A-water (Ruurdij 1981). In figuur 3 wordt deze samenstelling, uitgerekend voor de halftijsituatie, gegeven voor het Eems-Dollardgebied en apart voor de Dollard. Hieruit blijkt dat zeewater de belangrijkste component in het estuarium is tot ver in de Dollard.

2.2.4 Troebelheid

In de waterkolom bevinden zich allerlei organische (detritus) en anorganische (zand, slib) deeltjes. In het Eems-Dollardestuarium is er een nettotransport van deze deeltjes vanuit de Noordzee in stroomopwaartse richting (Postma 1960). Jaarlijks komt zo vanuit zee veel meer gesuspendeerd (in het water zwevend) materiaal in het estuarium terecht dan vanuit de Eems, de Westerwoldse A of het estuarium zelf. Dit gesuspendeerde materiaal vermindert de helderheid van het water en beperkt zo het doordringen van zonlicht in de waterkolom. De concentratie zwevend materiaal en de turbiditeit (troebelheid) van het water vertonen

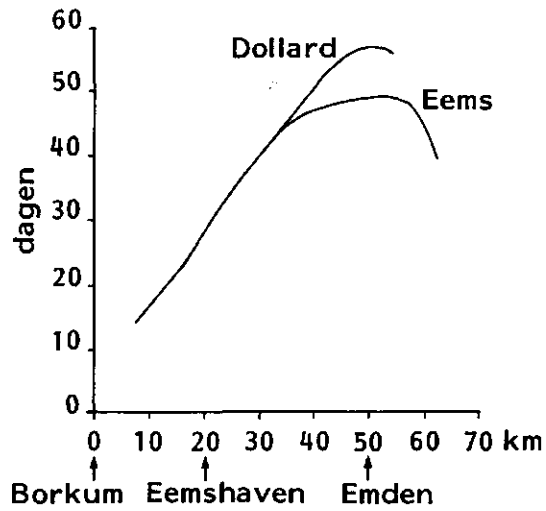


Fig. 2. Gemiddelde verblijftijd in het gehele Eems-Dollardestuarium van waterdeeltjes, geloosd langs de lengteas van het estuarium (naar Ruardij 1981).

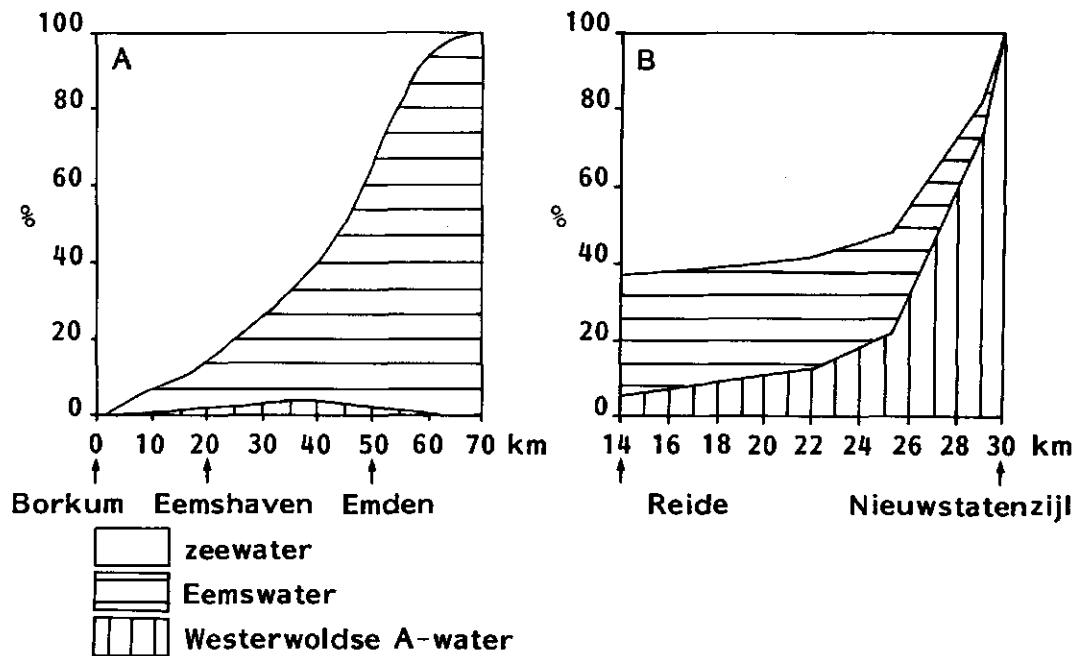


Fig. 3. De samenstelling (in procenten) voor het water bij halftij in het Eems-Dollaridgebied (A) en langs de lijn NW-ZO in de Dollard (B.) (naar Ruardij 1981).

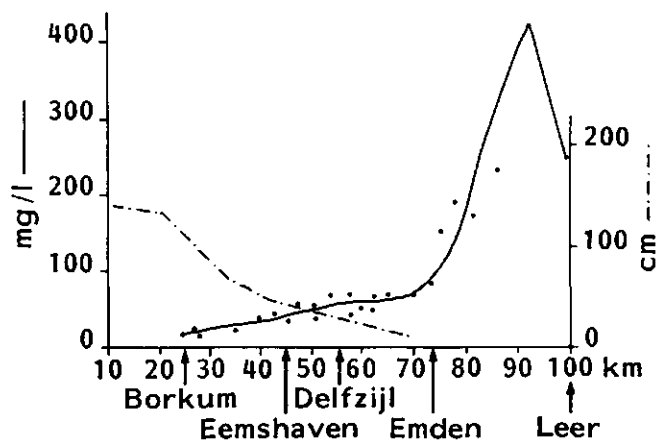


Fig. 4. De gemiddelde concentratie zwevend materiaal (mg/l ____) en de helderheid van het water (secchischrijf-zichtbaarheid in cm _._) langs de lengteas van het estuarium (naar Bergman 1982).

in de Eems-Dollard een gradiënt langs de lengteas van het estuarium (De Jonge 1979, Fig. 4). In het gebied waar zoet rivierwater in contact komt met het zoutere vloedwater ontstaat een maximale turbiditeit als gevolg van accumulatie van gesuspendeerd materiaal, in dit geval afkomstig uit de Noordzee, uit het estuarium en van de Eems. Dit troebelingsmaximum ligt in de huidige Eems-Dollardsituatie bij Emden.

2.2.5 Zoutgehalte

Het zoutgehalte (de hoeveelheid zout opgelost in een bepaalde hoeveelheid water) kan op verschillende manieren uitgedrukt worden. In dit rapport wordt steeds gesproken over saliniteit: het aantal grammen zout per kg water of o/oo zout (o/oo S). Chloriniteit (o/oo Cl^-) als maat voor zoutgehalte (aantal grammen Cl^- ionen per kg water) is steeds omgerekend naar saliniteit volgens:

$$\text{o/ooS} = 0.03 + 1.805 \cdot \text{o/oo Cl}^- \quad (\text{Remane \& Schlieper 1971})$$

Het zoutgehalte in een estuarium kan variëren in het verticale en horizontale vlak.

De zoutgehalteverschillen over de verticaal zijn in het Eems-Dollard

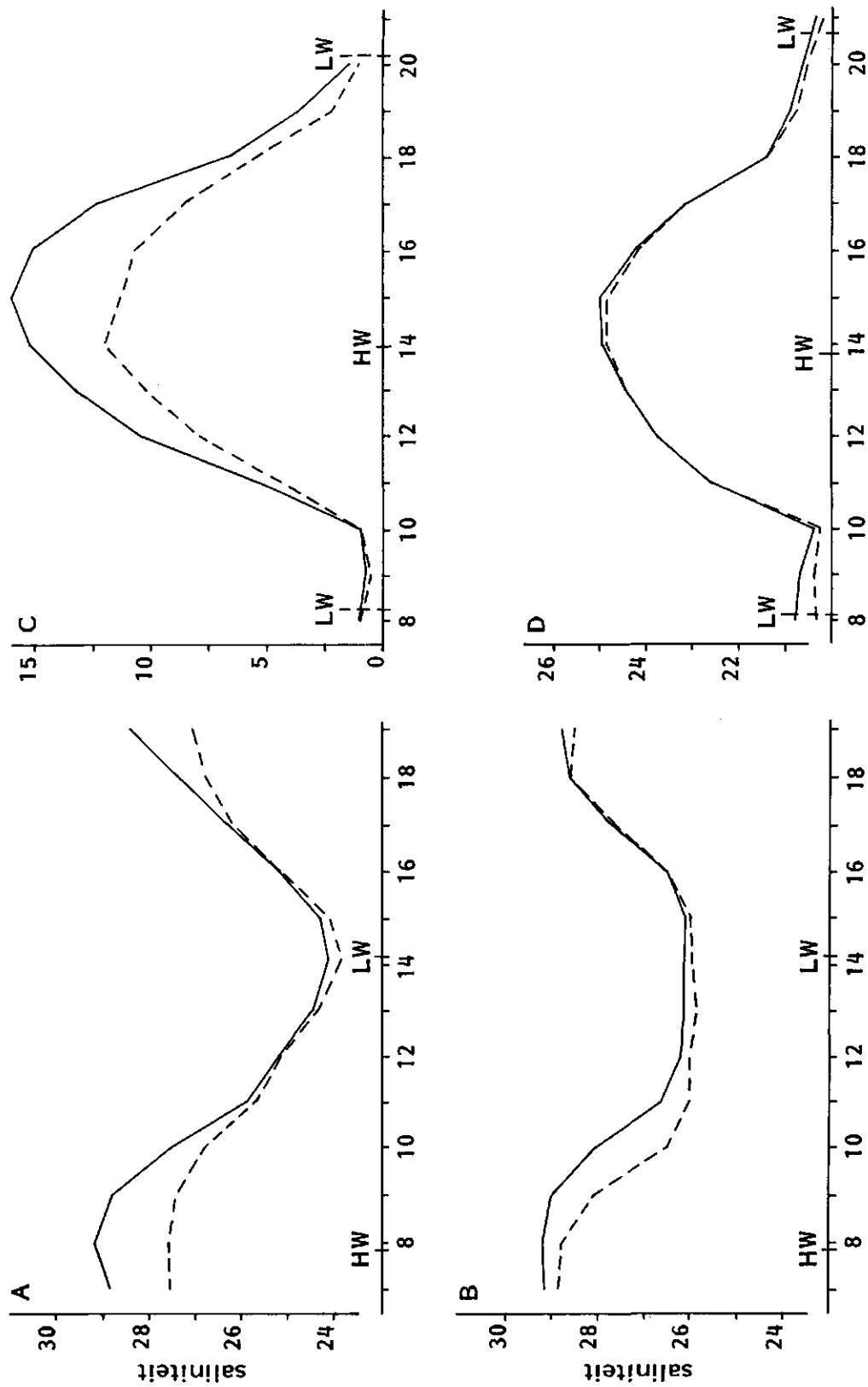


Fig. 5. Zoutgehalten aan het oppervlak (open symbolen) en boven de bodem gesloten symbolen). Tijdstip van hoog- en laagwater zijn aangegeven. A: Oostfriese Gaatje, 9 augustus 1973; B: Bocht van Watum, 9 augustus 1973; C: Emden, 28 november 1973; D: ingang van de Dollard, 1 augustus 1973 (naar Helder & Ruurdij 1982).

estuarium over het algemeen gering. Tijdelijk, vooral rond hoogwaterkentering, wordt aan de bodem een hogere saliniteit gemeten dan aan het wateroppervlak, met name op die plaatsen waar zout- en zoetwater bij elkaar komen: voor Emden (max. verschil 2.5 g/l) en in de Dollard (max. verschil 6 g/l) (Helder & Ruardij 1982). In het midden- en buitengebied is zoutgehaltestratificatie een ondergeschikt verschijnsel (Fig. 5), maar saliniteitsverschillen over de waterdiepte van 1-2 g per liter komen hier voor (Oostfrieze Gaatje).

De horizontale zoutgehalteverdeling wordt bepaald door een aantal factoren. De belangrijkste daarvan zijn:

- de aan- en afvoer van zeewater (getij);
- het zoutgehalte van het zeewater;
- het debiet van de Eems en Westerwoldse A;
- neerslag en verdamping;
- de weersomstandigheden (wind);
- de stroming.

Aangezien geen van deze factoren constant is, maar een dagelijks, seizoengebonden of grillig verloop kent is het zoutgehalte een zeer veranderlijke factor. Het gemiddelde zoutgehalte (Fig. 6) geeft een verloop van 30 o/oo bij Borkum tot 12 o/oo achter in de Dollard. Uit de simulaties weergegeven in figuur 7 (Dankers & Bergman 1979) is echter af te lezen dat de spreiding in dit gemiddelde als gevolg van getij en de hoeveelheid afgevoerd rivierwater zeer groot is.

De door het getij veroorzaakte zoutgehaltefluctuaties kunnen in het buitengebied max. 3 g/l bedragen, in het middengebied max. 6 g/l en in het binnengebied 1-6 g/l. Dit alles bij gemiddelde rivierafvoer ($120 \text{ m}^3/\text{s}$) en rustige weersomstandigheden. Bij een geringe zoetwaterafvoer wordt de fluctuatie gedurende één getijdeperiode kleiner en gaat het gemiddelde zoutgehalte fors omhoog. Dit laatste is ook terug te vinden bij vergelijking van metingen in de zomer (klein debiet van de Eems en Westerwoldse A) en de winter (groot debiet) (Fig. 8). Bij een verhoogde rivierafvoer daalt het gemiddelde zoutgehalte en worden de zoutgehalteschommelingen binnen één getijdeperiode groter.

De weersomstandigheden beïnvloeden niet alleen via neerslag en verdamping het rivierdebiet en daardoor het zoutgehalte, maar kunnen ook direct van invloed zijn op het zoutgehalte van het water in het estuarium. Met name het water dat bij laagwater achterblijft op de platen, kan onderhevig zijn aan forse zoutgehalteverlagingen (bij regen)

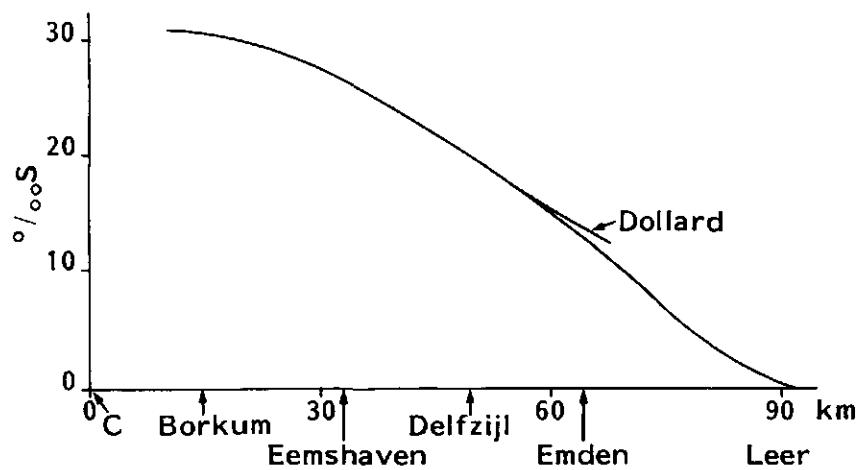


Fig. 6. Verloop van het gemiddelde zoutgehalte langs de lengteas van het estuarium in 1975/1976 (naar de Jonge 1979).

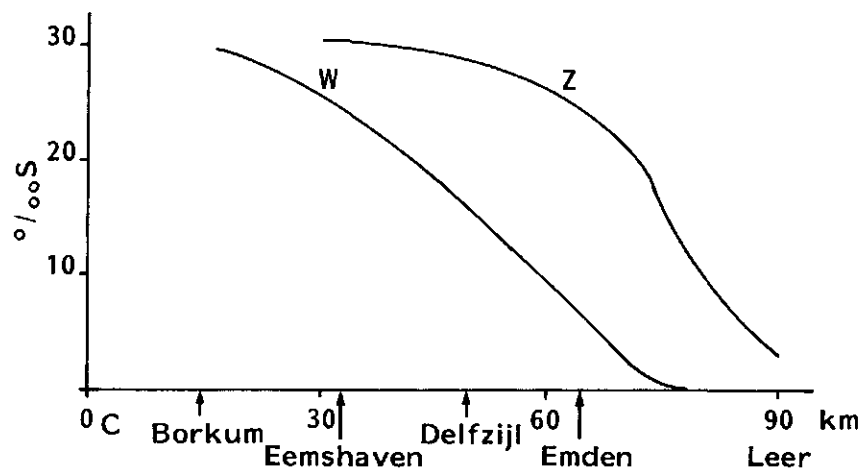


Fig. 8. Verloop van het gemiddelde zoutgehalte langs de lengteas van het estuarium in zomer (Z) en winter (w) (naar de Jonge 1979).

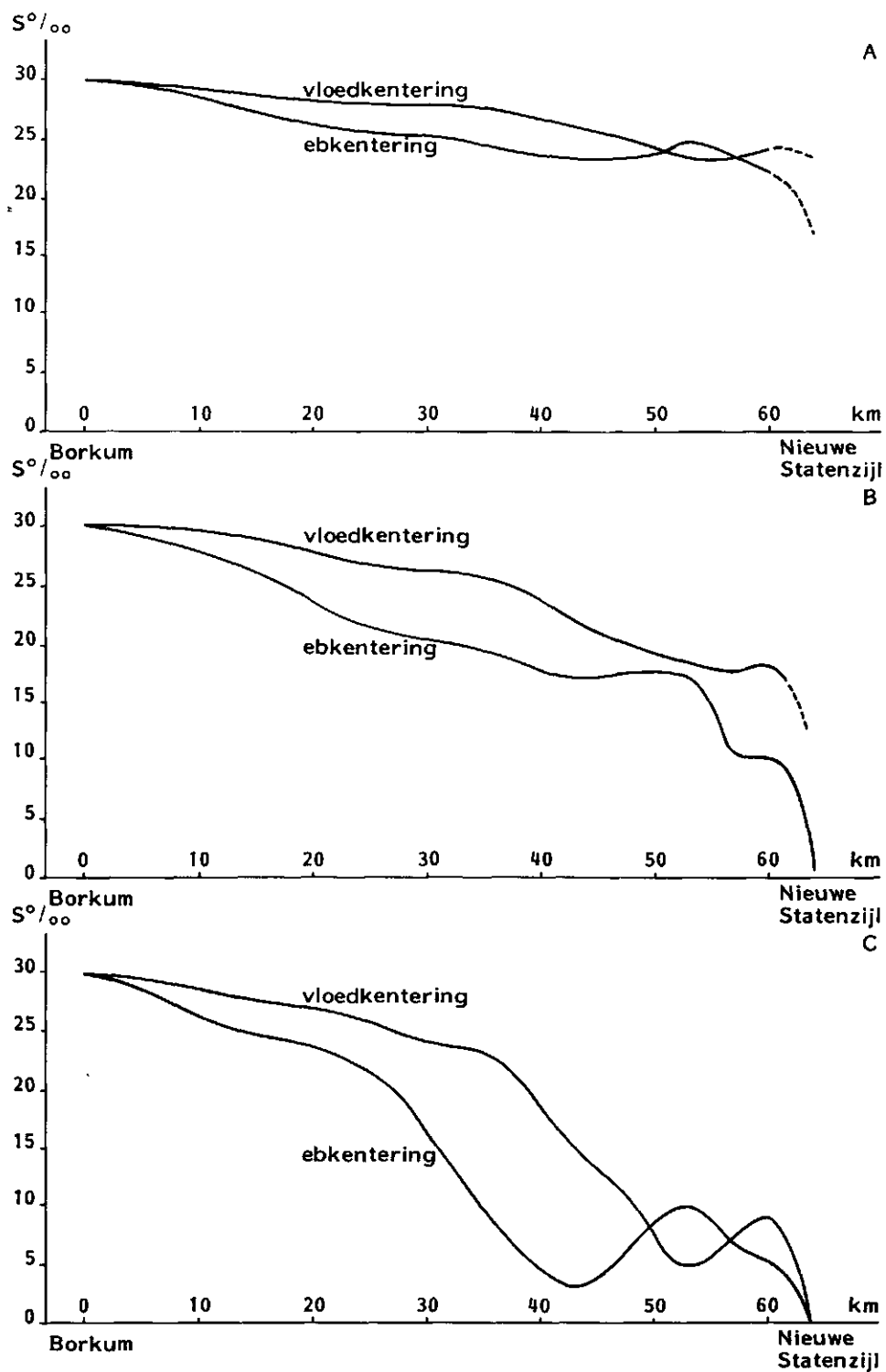


Fig. 7. Zoutgehaltes in het Eems-Dollardestuarius bij een gesimuleerd lage (A: $20 \text{ m}^3/\text{sec}$ voor de Eems, $2 \text{ m}^3/\text{sec}$ voor de Westerwoldse A), gemiddelde (B: $80 \text{ m}^3/\text{sec}$ en $20 \text{ m}^3/\text{sec}$) en hoge rivierafvoer (C: $300 \text{ m}^3/\text{sec}$ en $30 \text{ m}^3/\text{sec}$) (naar Bergman & Dankers 1979).

of verhogingen (door verdamping). Bovendien kan de wind een belangrijke rol spelen bij de horizontale en verticale menging en verhoogde of verlaagde getijden veroorzaken.

Organismen kunnen in het estuarium geconfronteerd worden met:

1. plaatselijke en tijdelijk stratificatie, voornamelijk van betekenis in het binnengebied (max. 2.5-6 g/l verschil);
2. frequente korte-termijnfluctuaties in het zoutgehalte als gevolg van getij in de orde van grootte van enkele grammen per liter in het buiten-, 5 g/l in het midden- en tot 5 g/l in het binnengebied;
3. minder frequente zoutgehaltefluctuaties over langere termijn door seizoen- en weersinvloeden (die de bij 2 genoemde fluctuaties nog kunnen vergroten of verkleinen) tot max. 5 g/l in het buiten-, max. 10-15 g/l in het midden- en max. 5-15 g/l in het binnengebied, afhankelijk van de locatie;
4. een maximaal zoutgehalte van ± 32 o/oo in het buiten-, plaatselijk variërend van 30 tot 32 o/oo in het midden- en van 10 tot 30 o/oo in het binnengebied.

2.2.6 Zuurstofgehalte

Het zuurstofgehalte in het Eems-Dollardwater wordt bepaald door:

- de samenstelling van het water (Noordzee, Eems, Westerwoldse A) (2.2.3);
- de mate van zuurstofuitwisseling tussen water en lucht;
- de mate van zuurstofuitwisseling binnen de watermassa zelf;
- de zuurstofproductie of consumptie door plaatselijke organismen.

Noordzeewater is doorgaans het gehele jaar door verzadigd met zuurstof. Voor de Eems schommelt de zuurstofverzadiging tussen de 60 en 100%. De Westerwoldse A is bijna het gehele jaar zuurstofloos (Rutgers van der Loeff et al. 1981).

De mate van zuurstofuitwisseling tussen water en lucht wordt bepaald door de turbulentie aan het wateroppervlak (golfslag).

Voor de zuurstofverdeling in het water is de menging van het water van groot belang: een slechte menging kan zuurstofarmere watermassa's ten gevolge hebben als de consumptie van zuurstof door lokale organismen de zuurstofaanvoer (plus eventuele produktie door fytoplankton) overtreft. Dit treedt met name op bij verticale gelaagdheid als gevolg van dichtheidsverschillen in de waterkolom door variatie in zoutconcentratie of temperatuur. Zuurstofarmoede of -loosheid van de waterlaag vlak boven

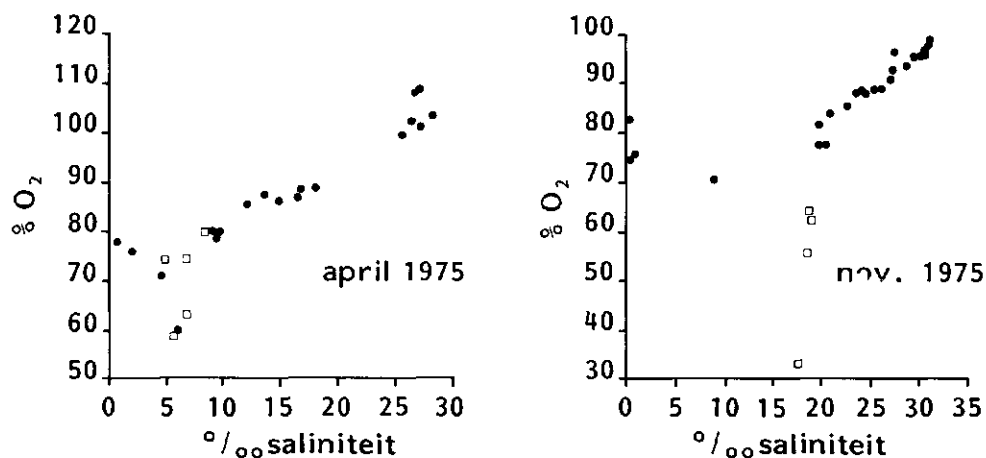


Fig. 9. Zuurstofverzadiging langs de lengteas van het estuarium, in april en november 1975 (o = Eems, x = Dollard) (naar Bergman 1982).

de bodem resulteert in een tekort of ontbreken van zuurstof in het sediment. Dit is meetbaar als een vermindering van de zuurstofindringdiepte in de bodem. Zowel de lucht-water als de water-wateruitwisseling is sterk afhankelijk van de waterbeweging en dus van getijde, seizoen en weersgesteldheid (2.2.3).

Zuurstofproductie wordt verricht door plantaardige organismen en vertoont in de Eems-Dollard piekwaarden tijdens de voorjaarsbloei van het fytoplankton. Het water kan dan een zuurstof(over)verzadiging bereiken van meer dan 100%. Door alle organismen en bij chemische afbraakprocessen wordt zuurstof verbruikt. Een duidelijke consumptiepiek wordt gevonden in het najaar, als gevolg van de microbiële afbraak van het door de aardappelzetmeelindustrie geloosde organische afval.

Genoemde factoren leiden tot lokale en algemene zuurstofverzadigingsverschillen en -schommelingen. In figuur 9 wordt de zuurstofverzadiging langs de lengteas van de Eems-Dollard gegeven voor voor- en najaar (Bergman 1982).

2.3 Ecologie

Een organisme in het Eems-Dollardestuarium wordt niet alleen beïnvloed door abiotische factoren (waarvan een aantal zijn beschreven in 2.2), maar ook door de aanwezigheid van andere organismen (biotische factoren). Dit kan zijn omdat bepaalde leefomstanigheden door die organismen gecreëerd (b.v. zeepokken op mossels, fauna in zeegrasvelden) of benadeeld worden (H_2S -vorming door anaërobe bacteriën). De duidelijkste onderlinge beïnvloeding treedt aan het licht als het gaat om voedselrelaties. Als er kwalitatieve of kwantitatieve veranderingen zijn in het voorkomen van een bepaalde soort, zal dit direct gevolgen hebben voor zijn consumenten. De voedselrelaties in het Eems-Dollardestuarium kunnen in grote lijnen worden weergegeven in een diagram: het voedselweb (fig. 10).

In dit diagram zijn (ook) de groepen vertegenwoordigd die in deze studie speciale aandacht krijgen. Zo'n voedselweb begint bij de primaire producenten, plantaardige organismen die in hun energiebehoefte kunnen voorzien door gebruik te maken van zonlicht. Zij zetten met behulp van bladpigmenten en energie van de zon een aantal anorganische stoffen om in hoger energetische organische verbindingen (in eerste instantie glucose). Deze verbindingen kunnen door de planten zelf, en na consumptie ook door de planteneters, gebruikt worden als brandstof en bouwstof. De planteneters worden op hun beurt weer gegeten door de vleeseters. Omdat de meeste secundaire producenten (planten-, vlees- en alleseters) verschillende soorten organismen als voedsel gebruiken, soms zowel plantaardig als dierlijk, ontstaat een ingewikkeld systeem. De door primaire en secundaire producenten gevormde excretieprodukten vormen samen met de dode organismen de detritus-pool. Deze pool wordt door de reducenten (vnl. bacteriën) als voedsel gebruikt en voor een deel afgebroken tot de oorspronkelijke elementaire verbindingen. Dit proces vindt voor een belangrijk deel plaats op de bodem, vanwaar uitwisseling (van nutriënten) of resuspensie (van organisch) materiaal optreedt naar de waterkolom.

Figuur 10 zal in hoofdstuk 5 gebruikt worden om eventuele effecten van zoutlozing voor een bepaalde groep organismen te beoordelen op hun indirecte biologische effecten voor andere groepen.

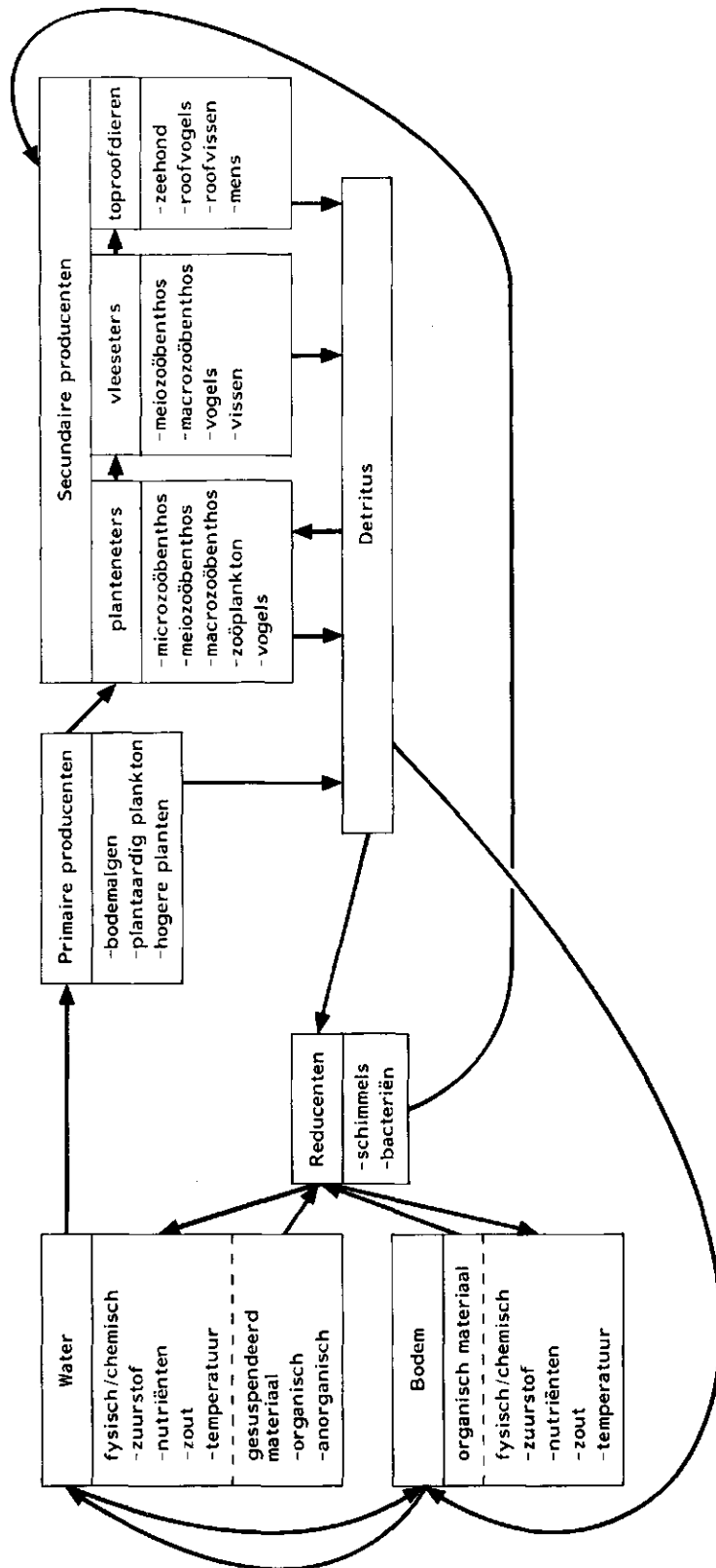


Fig. 10. Schematische weergave van de voedselrelaties tussen de organismen in het Eems-Dollardgebied.

3 DE ROL VAN ZOUT IN ESTUARIA

3.1 Inleiding

Waar zoet rivierwater en zout zeewater samenkomen, ontstaat een brakwatergebied. Het zoutgehalte in dit gebied wordt bepaald door tal van factoren (2.2.5). Door de grillige (wind), dagelijkse (getijde) of seizoenafhankelijke (afvoer rivierwater) ritmiek van deze factoren zal het zoutgehalte op een bepaalde plek van het estuarium al dan niet regelmatig fluctueren. Zo'n plek kent dan ook een aantal zoutgehaltekaracteristieken: minimum-, maximum- en gemiddeld zoutgehalte en zoutgehaltefluctuatie. Deze karakteristieken kunnen afzonderlijk of in combinatie (mede)bepalend zijn voor het al of niet voorkomen van een organisme.

Uit het verloop van de soortenrijkdom in relatie tot het gemiddelde zoutgehalte is de invloed van het zout duidelijk af te lezen (Fig 11). Met name water met een zoutgehalte van 5 tot 8 g per liter is voor relatief weinig soorten aantrekkelijk.

In estuaria vallen verspreidingsgrenzen van groepen organismen of levensgemeenschappen soms samen met bepaalde zoutgehalten, zodat het idee van "faunal break" (= door het zoutgehalte veroorzaakte zonering van levensgemeenschappen in estuaria) ontstond. Anonymus (1959) heeft getracht een algemene, op zoutgehalte gebaseerde classificatie te maken voor brak water in overeenstemming met deze faunal breaks:

- polyhalien water 18-30 g/l;
- beta-mesohalien water 10-18 g/l;
- alfa-mesohalien water 5-10 g/l;
- oligohalien water 0,5-5 g/l.

Wolff (1973) oppert op grond van een uitgebreid benthosonderzoek in het deltagebied dat de faunal breaks niet primair het gevolg zijn van veranderingen in zoutgehalte, maar dat beide het gevolg zijn van bijzonderheden in de stroming zoals splitsing of samenkost van geulen of de aanwezigheid van eilandjes. Dientengevolge zouden bij een continue zoutgehaltegradiënt zonder stromingsbijzonderheden geen faunal breaks optreden, maar een geleidelijke verandering in soortensamenstelling.

Een estuarium kan, hoe het ook zij, grofweg verdeeld worden in een marien (zoutwater) deel en een limnisch (zoetwater) deel, vanwaaruit organismen het tussengelegen brakke deel in binnentrekken. Hierbij

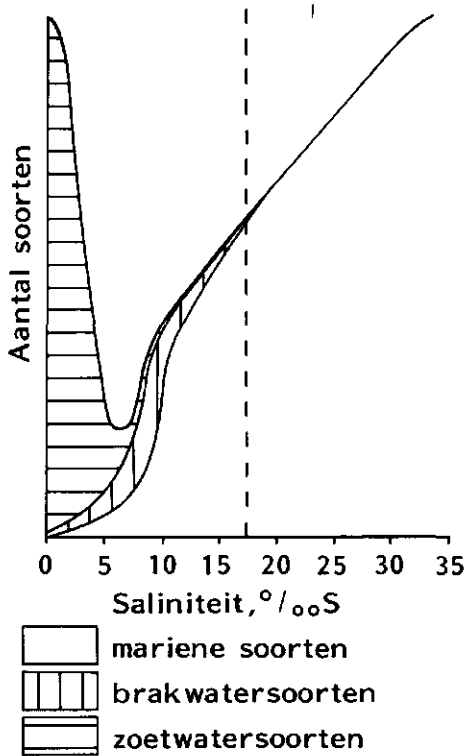


Fig. 11. Schematische afbeelding van het aantal soorten (uitgezet in een niet nader omschreven eenheid) in relatie tot het zoutgehalte.

Onderscheid is gemaakt tussen zoetwater, brakwater en mariene soorten (naar Schmidt-Van Dorp 1979).

bezitten mariene organismen in het algemeen een bredere zouttolerantie (5 tot > 35 g zout per liter) dan limnische organismen (0 tot 3 g zout per liter). Daarnaast komen er brakwaterorganismen voor, die zowel aan de mariene als aan de limnische kant een begrenzing van het verspreidingsareaal kennen. Het estuarium wordt derhalve bevolkt door mengvormen van mariene, limnische en brakwaterlevensgemeenschappen.

Naast de hoeveelheid zout per liter is ook de samenstelling van het zout, dat wil zeggen de verhouding tussen de verschillende ionen, van belang, met name voor de fysiologie van de estuariene organismen.

Zout heeft een directe fysiologische invloed op estuariene organismen (3.3), maar beïnvloedt via fysische factoren als dichtheid van water, stratificatie en turbiditeit ook op indirecte wijze (3.2) de ecologie en verspreiding van organismen in een estuarium.

3.2 Indirecte invloed van zout op estuariene organismen

3.2.1 Algemeen

Het zoutgehalte is van belang voor een aantal fysisch/chemische verschijnselen, die op hun beurt weer allerlei biologische processen beïnvloeden. Achtereenvolgens zullen drie belangrijke fysisch/chemische factoren besproken worden: de dichtheid van het water, de stratificatie en de troebelheid.

3.2.2 Dichtheid van water

De dichtheid van water (soortelijk gewicht) wordt verhoogd door opgeloste stoffen, b.v. zout. Met name organismen met weinig voortbewegingsvermogen (het plankton) worden in hun verspreiding beïnvloed door de dichtheid van het water. In (zout) water met een hoger soortelijk gewicht hebben zij meer drijfvermogen en zullen dus meer naar het oppervlak bewogen worden. In zoeter water hebben ze de neiging te zinken. Deze verticale beweging kan de levenskansen van planktonische levensvormen beïnvloeden:

- het fytoplankton is afhankelijk van zonlicht; de lichtinstraling neemt af met de diepte;
- de predatie op zoöplankton of ichthyoplankton is niet op alle diepten gelijk; zoöplankton heeft met name op de bodem geringere overlevingskansen i.v.m. de hoge predatie door benthische organismen;
- voor de ontwikkelingsstadia (eieren, larven) van veel benthische organismen die tijdelijk deel uitmaken van het zoöplankton, zijn het tijdstip en de plaats van bezinking van invloed op de verdere ontwikkeling.

De meeste zoöplanktonsoorten hebben in geringe mate de mogelijkheid tot voortbeweging, zodat kleine correcties uitgevoerd kunnen worden.

3.2.3 Stratificatie

Stratificatie treedt op als gevolg van dichtheidsverschil tussen twee watermassa's (b.v. een zoetere en een zoutere): het relatief zwaardere water vormt een min of meer gescheiden laag onder het water met een lager soortgelijk gewicht. Indien deze situatie enige tijd aanhoudt, zal door een verminderde of uitblijvende menging met het bovenstaande water de samenstelling van de onderste watermassa veranderen. Door de daarin levende organismen worden immers bepaalde stoffen opgenomen en uitgescheiden, zonder dat een goede aanvoer resp. afvoer daarvan mogelijk is.

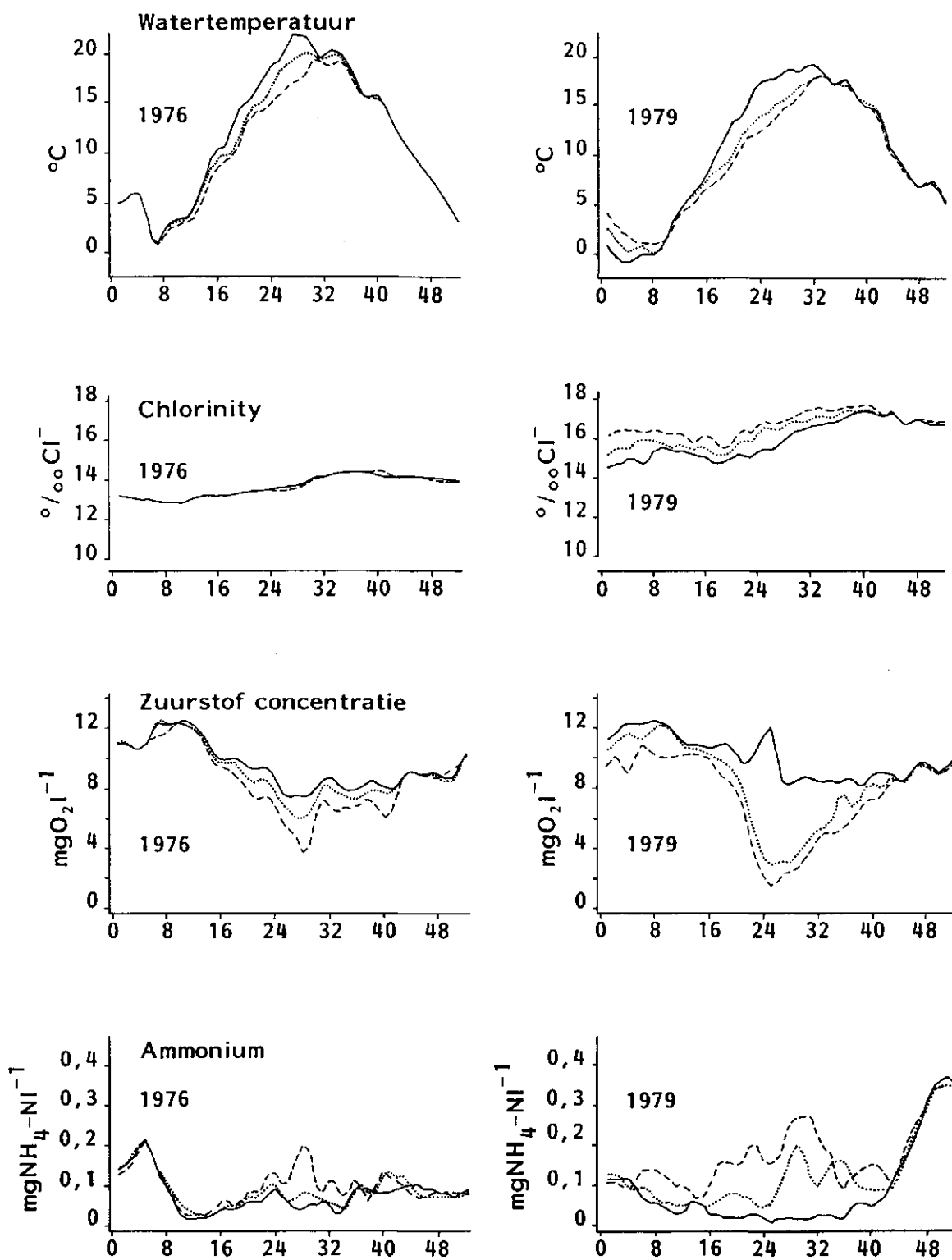


Fig. 12.

De zuurstofconcentratie is een van de snelst veranderende factoren. In de onderste watermassa kan zuurstofarmoede of -loosheid optreden, afhankelijk van de resterende mate van menging, het zuurstofverbruik in die watermassa en in het sediment en de duur van de stratificatie. De gevolgen hiervan kunnen variëren van een verminderd functioneren tot massale sterfte van de aërobe (zuurstofbehoevende) organismen. Indien sterfte optreedt, betekent dit een verhoogd aanbod van afbreekbaar organisch materiaal. Afbraak hiervan gaat in eerste instantie gepaard met een verhoogd zuurstofgebruik (in geval van zuurstofarme omstandigheden) in het water. Als, mede hierdoor, zuurstofloosheid optreedt, kunnen alleen de anaërobe organismen, met name bacteriën, zich nog handhaven en is er sprake van een rottingsproces.

Het zuurstofgebrek werkt ook door in het benthische systeem. Ook hier heeft het een verminderd functioneren of sterfte van (bodem)organismen tot gevolg. De rottingsprocessen worden hier versterkt door de naar de bodem zakkende dode organismen uit de waterkolom. De afbraakprodukten die bij deze rotting vrijkomen, kunnen toxisch werken op het milieu. Met name sulfide- (H_2S) en ammoniakvorming (NH_4^+) versterken de schadelijke effecten van zuurstofloosheid.

Arntz (1981) beschrijft een tijdelijke stratificatie in de Kieler Bucht (Baltische Zee) en de effecten daarvan op het macrozoöbenthos en mede daardoor op de vissen in het gebied. De stratificatie was hier het gevolg van verschillen in temperatuur en zoutgehalte en resulteerde in zuurstofarmoede (zuurstofgehalte $< 1 \text{ mg/l}$) en H_2S -vorming. Het macrozoöbenthos stierf hierdoor in grote gebieden af. In de herfst werd de stratificatie door een hoge waterturbulentie opgeheven en kwamen opportunistische soorten tot grote bloei. Voor de vissen leverde een tijdelijke stratificatie weinig problemen.

In de Grevelingen trad o.a. in 1979 zoutgehaltestratificatie op. Gedurende het gehele jaar werd zout Noordzeewater binnengelaten om verdere verzoeting van de Grevelingen tegen te gaan. Met name 's zomers was de menging van dit water met het zoetere Grevelingenwater niet optimaal. 1,8-3,6 g zoutgehalteverschil per liter leidde daar bij afwezigheid van stroming tot zuurstofarmoede in de waterlagen beneden 5 m diepte (zuurstofgehalte tot minder dan 2 mg O_2 per liter) (Bakker & De Vries 1984). In figuur 12 wordt de situatie in 1979 vergeleken met die van 1976, toen geen stratificatie optrad.

3.2.4 Troebelheid

Het is een algemeen verschijnsel dat bij samenkomst van zout en zoet water het colloïdale en fijn verdeelde opgeloste materiaal samenklontert tot grotere deeltjes. Dit leidt tot een hogere troebelheid en plaatselijke accumulatie van slib (Postma 1954, 1982). Waar zoet rivierwater en zout zeewater elkaar ontmoeten, kan een "zouttong" ontstaan, een zoutwaterlaag, die onder het zoetere water schuift. Een gevolg hiervan is dat naar beneden zakkende slibdeeltjes in de zouttong terechtkomen. Hiermee kunnen zij stroomopwaarts getransporteerd worden waar zij o.i.v. diffusie en een verticale reststroom (Postma 1982) weer in de bovenlaag terechtkomen. Dit slibcirculatieproces is in hoofdzaak verantwoordelijk voor het optreden van de turbiditeitspiek (Fig. 4) (BOEDE 1983).

3.3 De directe invloed van zout op estuariene organismen

3.3.1 Algemeen

Bij aquatische organismen vindt een permanente uitwisseling plaats van zout tussen het inwendige (lichaams- en celvloelstoffen) en uitwendige milieu (het omringende water). Dit gebeurt via de semipermeabele membranen van celwanden, rond weefsels en aan het lichaamsoppervlak. Bij verschillende zoutconcentraties aan weerszijden van zo'n membraan treedt osmose op, d.w.z. een stroom van zuiver water van de lage naar de hoge zoutconcentratie.

Alle aquatische organismen bezitten min of meer het vermogen de ionensamenstelling van het inwendige milieu te reguleren door middel van selectieve opname of afgifte van bepaalde ionen (Michaelis 1981). Niet alle aquatische organismen zijn in staat tot regulatie van de waterstroom of de volumeveranderingen als gevolg van osmose. Voor organismen met een zoutconcentratie in het inwendige milieu vrijwel gelijk (isosmotisch) aan zeewater, is dit ook niet nodig. Als in- en uitwendig milieu echter wel van elkaar verschillen, kan een organisme beschadigd worden door teveel wateronttrekking (in een zouter medium) of -opname (in een zoeter milieu) tenzij naast ionregulatie ook osmo- en volumeregulatie mogelijk is.

Estuariene organismen moeten in staat zijn om in een milieu met wisselend zoutgehalte toch een zodanig inwendig milieu te handhaven, dat functioneren mogelijk is. Dit kan door middel van (Remane & Schlieper 1971):

- een ruime weefseltolerantie voor wisselende zoutgehalten;
- actieve ion-, osmo- en volumeregulatie;
- bepaalde aanpassingen als vluchtgedrag (krab, garnaal), vermindering van contactoppervlak (slijmvorming door mollusken, het ingraven door polychaeten en crustacea, het sluiten van de schelp door tweekleppigen);
- acclimatisatie.

Acclimatisatie is voor estuariene organismen een belangrijk antwoord op een veranderend zoutgehalte, maar het is in tegenstelling tot de andere mechanismen een langzaam proces.

Door accclimatisatie kunnen de tolerantiegrenzen voor individuen van dezelfde soort vaak verschillen, afhankelijk van het zoutgehalte op de plaats van herkomst (Remane & Schlieper 1971). Na langzame gewinning naar één en hetzelfde medium zullen beide individuen vaak een vergelijkbare zouttolerantie krijgen, ongeacht hun herkomst.

Indien de hierboven genoemde mogelijkheden ontoereikend zijn voor een bepaald organisme om het inwendige milieu in optimale toestand te houden, zal een verminderd functioneren (verlaagde activiteit, verminderde groei, voortplantingsproblemen, e.d.) of afsterven het gevolg zijn (Remane & Schlieper 1971).

Een complicerende factor bij beschrijving van de directe invloed van zout op estuariene organismen is het feit dat zouttolerantie geen constante eigenschap is, maar veranderlijk onder invloed van onder andere temperatuur en zuurstofspanning (Remane & Schlieper 1971, Fonds 1974 en 1979). Deze veranderlijkheid is slechts voor weinig organismen beschreven. Hetzelfde geldt voor de bovengrens van de zoutgehalte-tolerantie van veel soorten estuariene organismen. Het onderzoek hiernaar is zelden relevant, gezien de natuurlijke situatie waarin hogere zoutgehalten dan die van zeewater (30 tot 34 o/oo) niet voorkomen. Voor sommige soorten is het maximum zoutgehalte wel bekend in experimentele situaties.

In de volgende paragrafen is voor een aantal groepen van organismen de gevoeligheid voor en tolerantie ten opzichte van zout gegeven. Hierbij dient te worden opgemerkt dat de gegeven waarden voor een bepaalde soort zouttolerantiegrenzen zijn waarin deze soort kan overleven, na een voldoende gewenningsproces. Zij geven niet het gebied aan waar een willekeurig exemplaar van die soort te allen tijde geplaatst kan worden.

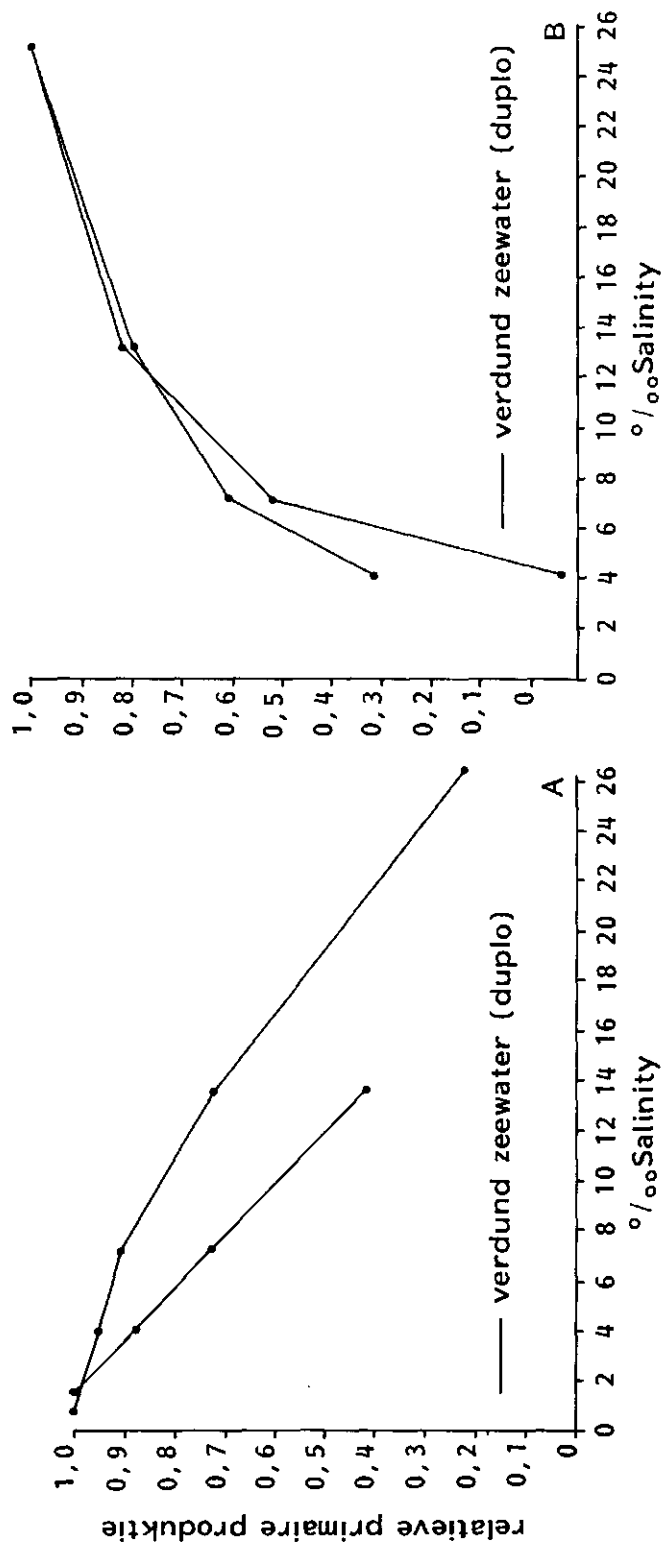


Fig. 13. De relatieve primaire productie-activiteit van een zoetwateralg (A: *Scenedesmus obliquus*) en een mariene alg (B: *Chlamydomonas uva-maris*) bij verschillende zoutgehalten (naar Vosjan & Siezen 1968).

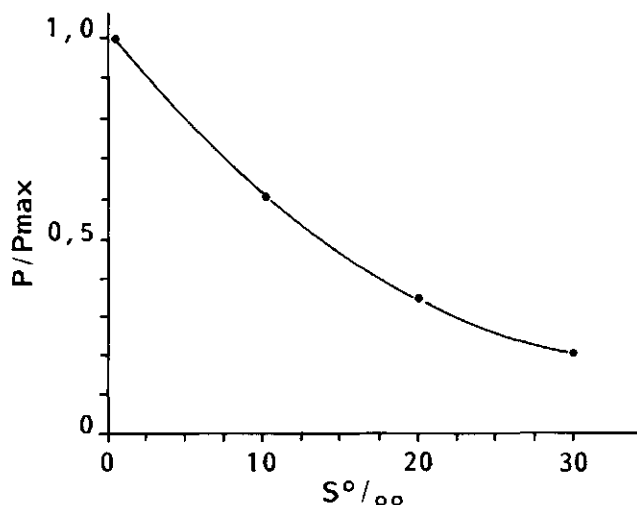


Fig. 14. De relatieve primaire productie-activiteit van IJsselmeeralgen bij verschillende zoutgehalten (naar Cadée & Hegeman 1974a).

3.3.2 Plantaardig plankton

Plantaardig plankton (fytoplankton) is de verzamelnaam voor in de waterkolom zwevende, meestal eencellige algen. Het plantaardig plankton in een estuarium wordt gevormd door immigratie van zoet- en zoutwater-soorten en door opwerveling van bodemalgen (Cadée & Hegeman 1974a). De individuele zoutgehaltetolerantie bepaalt de overlevingsduur van deze algen in het brakwater en daarmee de soortensamenstelling in het estuarium.

In het algemeen zijn algen in brakwater in staat tot ion- en osmoseregulatie. In het inwendige milieu wordt een zoutconcentratie aangehouden die een constante waarde boven de omgevingsconcentratie ligt. Hierdoor kan de cel zijn turgor (spanning) in stand houden (Hoffman 1943).

Sommige zoetwatersoorten kunnen hogere zoutgehalten verdragen en blijven tot fotosynthese (primaire produktie) in staat, hoewel deze fotosyntheseactiviteit bij toenemend zoutgehalte sterk kan teruglopen (Fig. 13 en 14; Vosjan & Siezen 1968, Cadée & Hegeman 1974b). Van Bennekom et al. (1974) vonden bij de afwateringssluizen van het IJsselmeer (zoutgehalte lager dan 1 o/oo) in de Waddenzee zoetwateralgen, die bij gemiddelde zoutgehalten van 14-20 o/oo nog produktie vertoonden. De meeste zoetwateralgen verdragen dit echter niet.

Vosjan & Siezen (1968) deden onderzoek naar de primaire produktie in relatie tot het zoutgehalte bij de mariene alg *Chlamydomonas uva-maris*. Deze bleek in een zoutgehalte van 10-100 o/oo S goed te kunnen

functioneren, met een optimum bij 30 o/oo S (Fig 12). Beneden de 10 g zout per liter neemt de produktie sterk af.

McLachlan (1961) bestudeerde de mariene algen: *Platymonas* sp., *Syracosphaera carterae*, *Monochrysis lutheri*, *Olisthodiscus* sp., *Thalassiosira decipiens*, *Cyclotella* sp., *Cryptomonas* sp., *Cumphidinium carteri* en *Porphyridium* sp.. Al deze soorten groeiden goed in een zoutgehalte van 10-35 o/oo S met optimale groei bij 15-35 o/oo S, afhankelijk van de soort.

De groenalg *Chaetomorpha linum* kan zijn inwendige milieu in een tijdsbestek van 24-48 uur aanpassen aan een veranderde omgeving. Deze regulatie gebeurt voornamelijk d.m.v. actief K^+ - en Cl^- -transport. Na^+ speelt hierbij geen rol van betekenis (Kessler 1959).

De belangrijkste beperkende factor voor primaire produktie door het plantaardige plankton is, in een gebied als de Eems-Dollard, de lichtintensiteit. Gezien de dominantie van deze factor is een grote invloed van het zoutgehalte op de produktie niet waarschijnlijk (Colijn in Bergman & Dankers 1979).

3.3.3 Dierlijk plankton

Dierlijk of zoöplankton is de verzamelnaam voor de dierlijke organismen die zich ophouden in de waterkolom en zich daar niet of nauwelijks actief in verplaatsen. Zij kunnen ingedeeld worden naar grootte:

- 0,2 tot 1,0 mm (calanoïde copepoden en larven van zeepokken en borstelwormen);
- groter dan 1 mm (kreeftachtigen en ribkwallen).

Ook op grond van levenswijze kan onderscheid gemaakt worden. Er zijn organismen die hun gehele leven als plankton doorbrengen (holoplankton, b.v. copepoden) en organismen die slechts tijdelijk, gedurende een bepaalde levensfase, tot het zoöplankton gerekend worden (mesoplankton: allerlei larvale stadia). Daarnaast kunnen visseieren en -larven nog als derde groep onderscheiden worden (ichthyoplankton). Het zoöplankton van estuaria als de Eems-Dollard kent een eigen soortenspectrum, afwijkend van de soortensamenstelling in de zee, in het geval van de Eems-Dollard, in de Wadden- en Noordzee.

Het zoutgehalte is van groot belang voor het holoplankton en veroorzaakt mede een typische successie bij de copepoden in het Eems-Dollardgebied (Baretta 1980, 1981). In winter en voorjaar is *Eurytemora affinis* (zoutgehaltepreferentie van 5-15 o/oo S; Jeffries

1962) verreweg de belangrijkste copepodesoort in het gebied met een lager zoutgehalte dan 15 o/oo S. Waarschijnlijk als gevolg van het in de zomer zouter wordende water wordt deze opgevolgd door *Acartia bifilosa* en *A. tonsa*, met een hoger optimaal zoutgehalte (Jeffries 1962, Baretta 1980) (Fig. 15). Voor het gebied met zoutgehalten tussen 15 en 30 o/oo is de situatie gecompliceerder (Fig. 16). In figuur 17 is de invloed van zoutgehalte op copepoden schematisch samengevat. De Wolf (1978) komt tot de conclusie dat het buitengebied van de Eems-Dollard veel stabiel is qua soortensamenstelling dan het midden- en binnengebied.

De kritieke invloed van het zoutgehalte op de soortensamenstelling van het zoöplankton wordt nog eens benadrukt door Van Splunder (1976): een verandering in zoutgehalte met een of enkele grammen zout per liter, kan gevolgen hebben voor de onderlinge verhouding tussen *Acartia tonsa* en *A. discaudata* (Fig. 18).

Van het grotere zoöplankton zijn weinig gegevens bekend over de verspreiding in relatie tot zout (Bergman 1982). Kwallen zijn zeeorganismen met een zoutconcentratie in het inwendige milieu, die de concentratie in het water volgt. Poliepen komen voor in polyhalien water, terwijl de volwassen exemplaren zich meestal richting zee verplaatsen (Kühl 1981).

In ieder geval zijn grote groepen binnen het dierlijk plankton gevoelig voor zout.

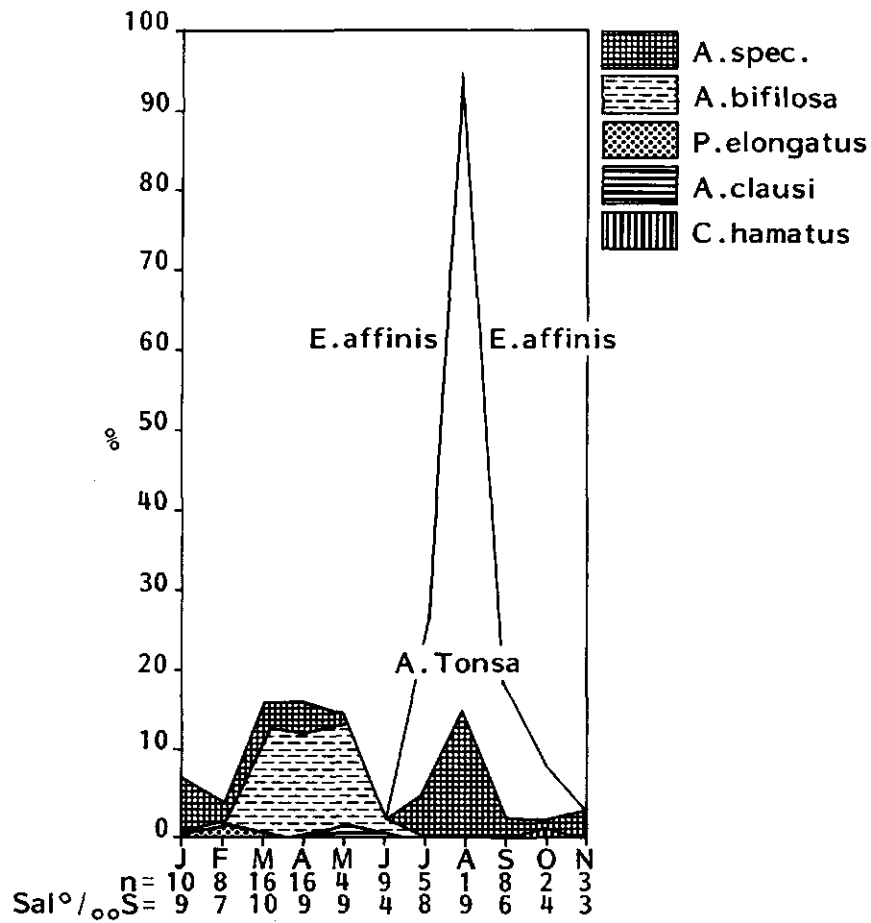


Fig. 15. Procentuele bijdrage van de verschillende copepode soorten bij zoutgehalten kleiner dan 15 o/oo (naar Baretta 1980).

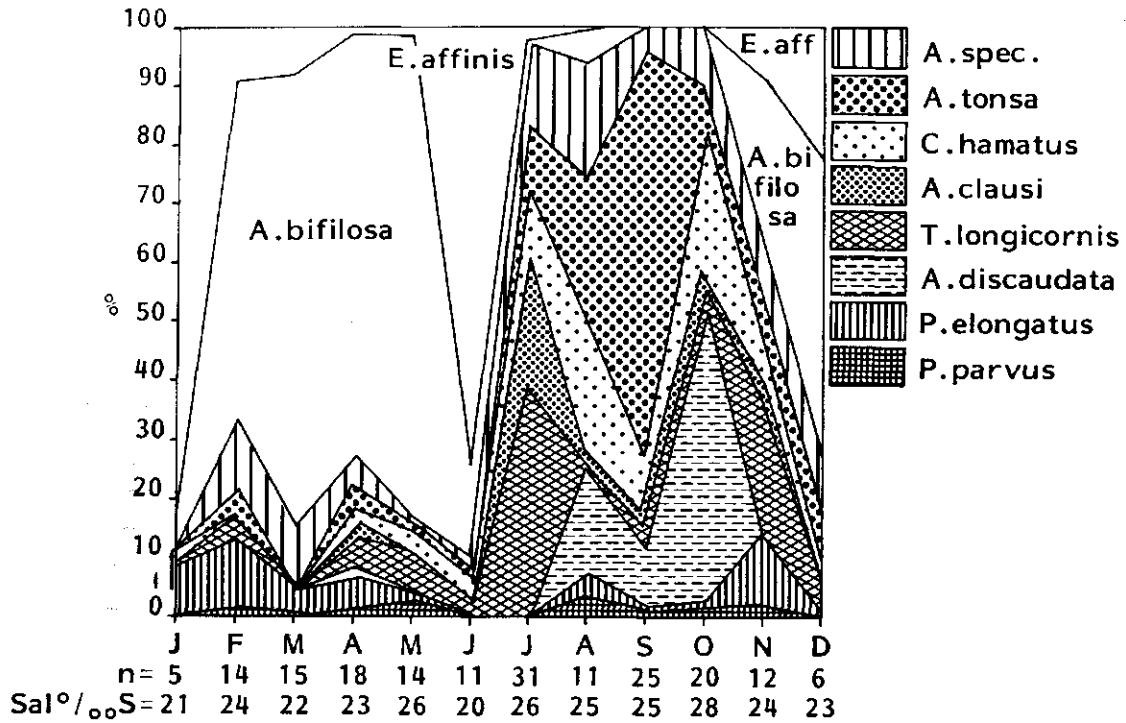


Fig. 16. Procentuele bijdrage van de verschillende copepode soorten bij zoutgehaltes groter dan 15 o/oo (naar Baretta 1980).

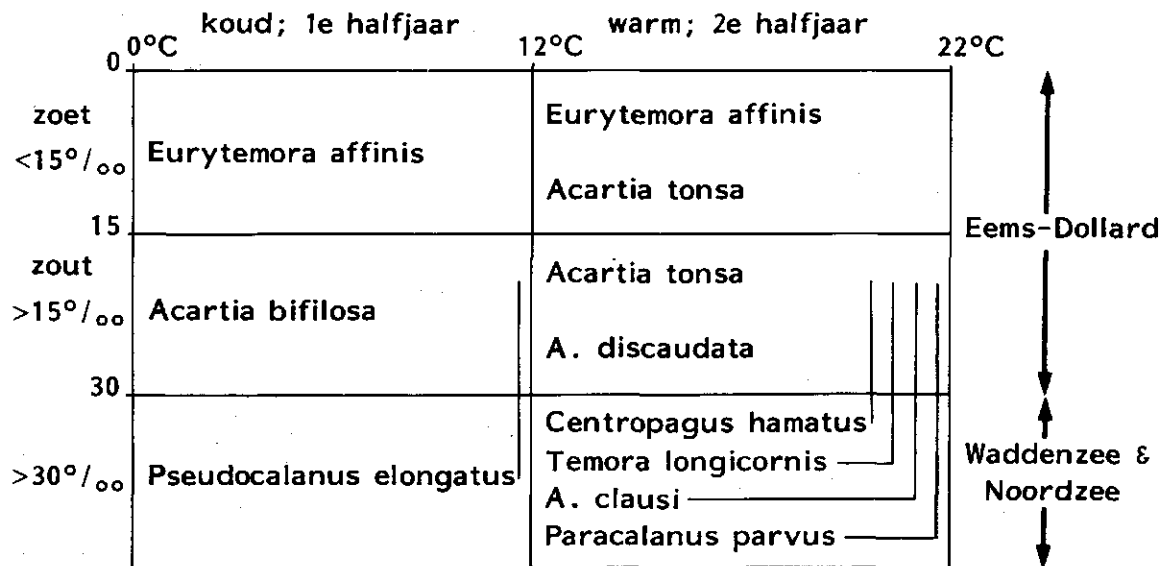


Fig. 17. Schematische weergave van de soortenverdeling van copepoden in relatie tot temperatuur en saliniteit (naar Baretta 1980).

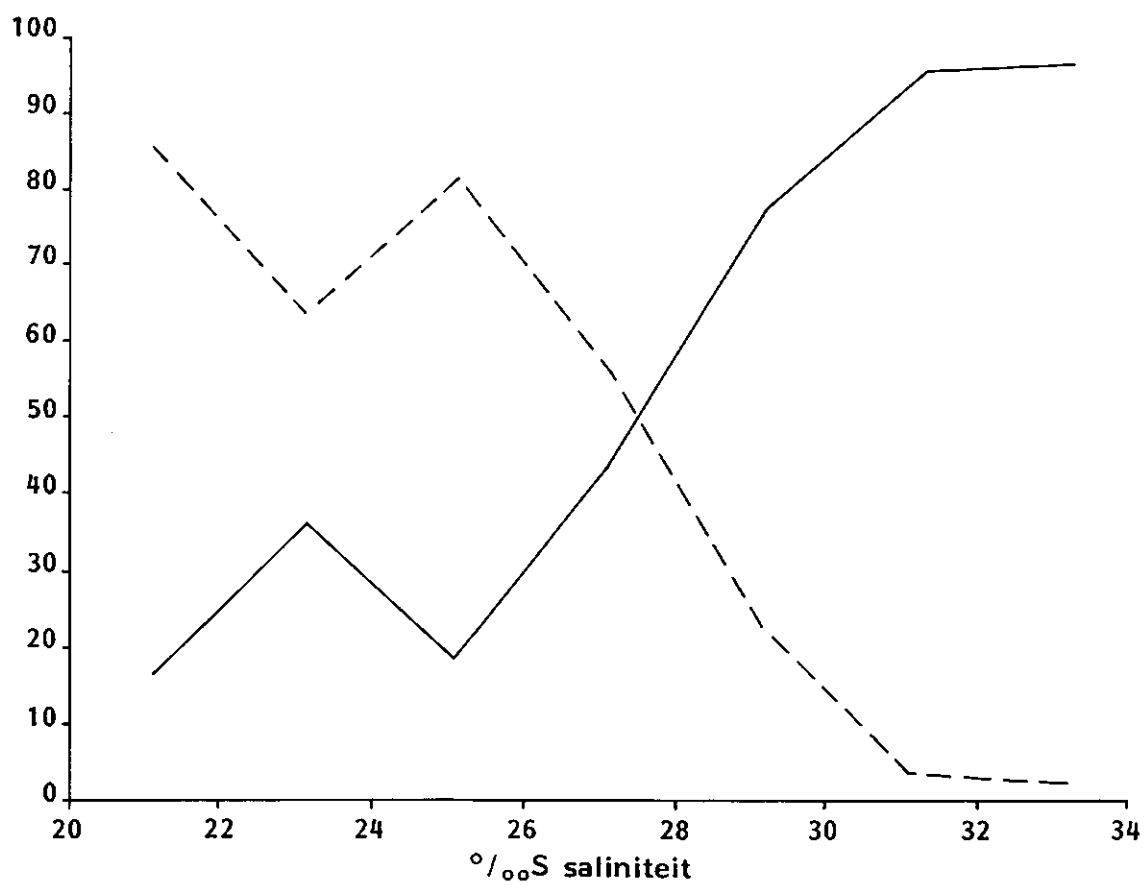


Fig. 18. Gemiddelde onderlinge verhouding van *Arcartia tonsa* en *A. discaudata* bij verschillende zoutgehalten (*A. tonsa* + *A. discaudata* = 100 %) (naar Van Splunder 1976). - - - = *A. tonsa*; ---- = *A. discaudata*.

3.3.4 Op de bodem groeiende planten

De op de bodem groeiende planten (fytobenthos) kunnen worden onderverdeeld in microfytobenthos (bodemalgen) en macrofytobenthos (meercellige wieren en zeegrassen).

De eerste groep bestaat voornamelijk uit benthische diatomeeën (kiezelwieren). Deze diatomeeën leven in estuaria voornamelijk op de platen, waar als gevolg van droogvallen, verdamping en/of regen de zoutgehalteverschillen extreem groot en plotseling zijn. Colijn (in Bergman & Dankers 1979) vond dat de fotosynthesesnelheid van zes, in de Eems-Dollard voorkomende, benthische diatomeeën op korte en lange termijn weinig beïnvloed wordt door zoutgehalten tussen 4 en 50 o/oo. Buiten deze reeks treedt een duidelijke remming op van de primaire produktie.

De benthische diatomee *Navicula arenaria* groeit minder goed bij een zoutgehalte beneden 8 o/oo en niet meer beneden 4 o/oo (Admiraal 1977). Binnen de reeks 5-30 o/oo S wordt verondersteld dat het zoutgehalte slechts van geringe invloed is op verspreiding en produktie van benthische diatomeeën (Admiraal 1977, Colijn 1978, 1977, Van Hoek 1976).

Het macrofytobenthos wordt in brakwater overheerst door Enteromorpha- en Ulva-soorten (Bergman 1982) en voorts gekenmerkt door het geringe aantal roodwieren (Den Hartog 1959).

Meercellige wieren, die zich vestigen op harde substraten als stenen en schelpen en zeegrassen, wortelend in het sediment, komen voor in het intergetijdegebied en beneden de laagwaterlijn. Volgens Den Hartog (1959) wordt de verspreiding, naast de aanwezigheid van goede vestigingsplaatsen, in belangrijke mate bepaald door het zoutgehalte.

Biebl (1952) vond voor de mariene algen in de kustwateren van Plymouth, Helgoland en Napels een correlatie tussen zoutresistentie en de diepte van voorkomen, waarbij de algen in de getijdezone een zouttolerantie hebben van 3 tot 90 o/oo S, de algen rond de laagwaterlijn 12 tot 60 o/oo S en de sublittorale algen 15 tot 45 o/oo S.

Zeegras komt in het Eems-Dollardgebied weinig voor. In het algemeen kan geconcludeerd worden dat de op de bodem groeiende planten weinig gevoelig zijn voor zout.

3.3.5 Ongewervelde bodemdieren

De ongewervelde bodemdieren vallen uiteen in drie groepen:

- microzoöbenthos (kleiner dan 50 nm)
- meiozoöbenthos (tussen 50 en 1000 nm groot)

- macrozoöbenthos (groter dan 1 mm).

Tot het microzoöbenthos behoren de eencellige protozoën. Van deze groep zijn voor de Dollard geen gegevens bekend. In het algemeen kan aangenomen worden dat het microzoöbenthos met interspecifieke verschillen, een ruime tolerantie bezit ten opzichte van het zoutgehalte (R. Bak, NIOZ, pers. comm.). Abrupte zoutgehalteveranderingen kunnen echter wel problemen geven. De korte generatietijd binnen deze groep, in de orde van 1 tot 2 dagen, maken een snel herstel na (korte) ongunstige perioden mogelijk. Langere ongunstige perioden kunnen overleefd worden in bepaalde overlevingsstadia (ingekapseld, als spore).

Het meiozoöbenthos is een zeer heterogene verzameling van organismen. De nematoden (aaltjes of draadwormen) zijn bijna altijd de belangrijkste vertegenwoordigers, gevolgd door de harpacticoïde copepoden (kreeftjes), oligochaeten (borstelwormen), ciliaten en larvale stadia van allerlei organismen, die tijdelijk deel uitmaken van de meiofauna. Overige meiobenthische groepen als Ostracoda en Turbellaria zijn van minder belang (Reise 1981, McIntyre 1969).

McIntyre (1969) stelt zoutgehalte naast temperatuur en korrelgrootte als de mogelijk belangrijkste factoren wat betreft de verspreiding van de meiofauna. Riemann (1966) volgde het Elbe-estuarium van zoet naar zout (292 km) en vond parallel aan de lengteas een voortdurend veranderende nematodensamenstelling, met in totaal 248 soorten. De grote verscheidenheid aan nematodesoorten, hun verschillende zouttolerantie en de dynamiek van de soortensamenstelling op een bepaalde plek, maaken het moeilijk de invloed van het zoutgehalte op nematoden te overzien.

Bouwman et al. (1983, 1977) vond in de Eems-Dollard harpacticoïde copepoden met een preferentie voor lage zoutgehalten (*Nannopus palustris* ± 5 o/oo zout) en voor hoge zoutgehalten (*Harpacticus flocus* 25 o/oo S). Soorten als *Tachidius discipes* en *Halectinosoma curticorne*, die verspreid over het gehele estuarium voorkomen, vertonen een brede tolerantie voor zout (5-33,7 o/oo). De eerste met een optimum bij 15 o/oo S.

Het macrozoöbenthos bestaat uit schelpdieren, wormen en kreeftjes, levend op of in het sediment. Door de levenswijze wordt het beïnvloed door zowel het boven de bodem staande als het interstitiële water (bodewater in het sediment). Hierbij dient opgemerkt te worden dat het zoutgehalte van het interstitiële water en de fluctuatie hierin niet gelijk is aan de concentratie in het bovenstaande water. Het zoutgehalte in de bodem ligt nl. hoger (wellicht door absorptie door zandkorrels) en

de fluctuaties worden beneden de top laag aanzienlijk gedempt (Wolff 1973, Chapman & Brinkhurst 1981). De dagelijkse fluctuaties worden niet, de jaarlijkse worden wel gevolgd (Chapman 1981). Zoutwater is moeilijk te verdrijven uit de bodem door minder zout water (Reid 1930-1932).

Langs de lengteas van het Eems-Dollardestuarium zijn, op grond van de bodemdierenverdeling, een zestal zones te onderscheiden (Michaelis 1981) zoals weergegeven in figuur 19. De eerste drie zones komen overeen met het eerder beschreven buiten-, midden en binnengebied (3.2.1). Het buitengebied wordt gekenmerkt door een met de Waddenzee vergelijkbare macrobenthossamenstelling: een gemeenschap van *Macoma balthica* met ongeveer 80 soorten. De grens met het middengebied, bij een gemiddeld zoutgehalte van 23,5 o/oo (gemiddelde variatie: 11-32 o/oo), is tevens de verspreidingsgrens van veel mariene soorten (Michaelis 1981). Het middengebied bevat minder soorten (38), waarschijnlijk als gevolg van toenemende zoutgehaltefluctuaties en troebelheid. De soortensamenstelling kan omschreven worden als een verarmde *Macoma balthica* gemeenschap (Michaelis 1981). De zuid-oostgrens hiervan ligt bij een gemiddeld zoutgehalte van 16 o/oo (gemiddeld variatie: 0-21 o/oo; Bergman 1982). Het binnengebied, de Dollard, wordt bezet door 39 mariene en brakwater macrobenthossoorten.

Van Arkel & Mulder (1979) vonden in 1974-1975 43 diersoorten in het Eems-Dollardgebied, waarvan 24 slechts sporadisch. In 1978 en 1979 werden eveneens bemonsteringen uitgevoerd: 12 soorten werden tijdens alle drie de bemonsteringen aangetroffen (Van Arkel & Mulder 1982). Van de 19 meer algemene soorten is de frequentie van voorkomen in de drie deelgebieden in 1978 in tabel 2 gegeven. Tevens zijn hier voor zover bekend zouttoleranties vermeld, uitgedrukt in minimaal, maximaal en optimaal zoutgehalte voor deze soorten in het bovenstaande water.

Michaelis (1981) vindt als aanvulling hierop nog de garnaal (zouttolerantie: 18-40 o/oo; Herebout 1974, Kühl & Mann 1973), de strandkrab (zouttolerantie > 10 o/oo; optimum: 18-30 o/oo; Wolff & Sandee 1971) en een aantal minder algemene soorten in de Dollard (*Neomysis integer*, *Manayunkia aestuarina*, *Mesopodopsis slabberi*).

In het algemeen is het macrozoöbenthos in een estuarium erg tolerant voor zoutgehalteschommelingen. Zij zijn in staat, door allerlei gedragingen als het sluiten van schelpen, slijmafscheiding, ingraven, tijdelijk een zoutgehalte buiten de tolerantiereeks te overleven (Remane & Schlieper 1971). Micro- en meiobenthos zijn minder zouttolerant, maar hebben een groter herstellingsvermogen.

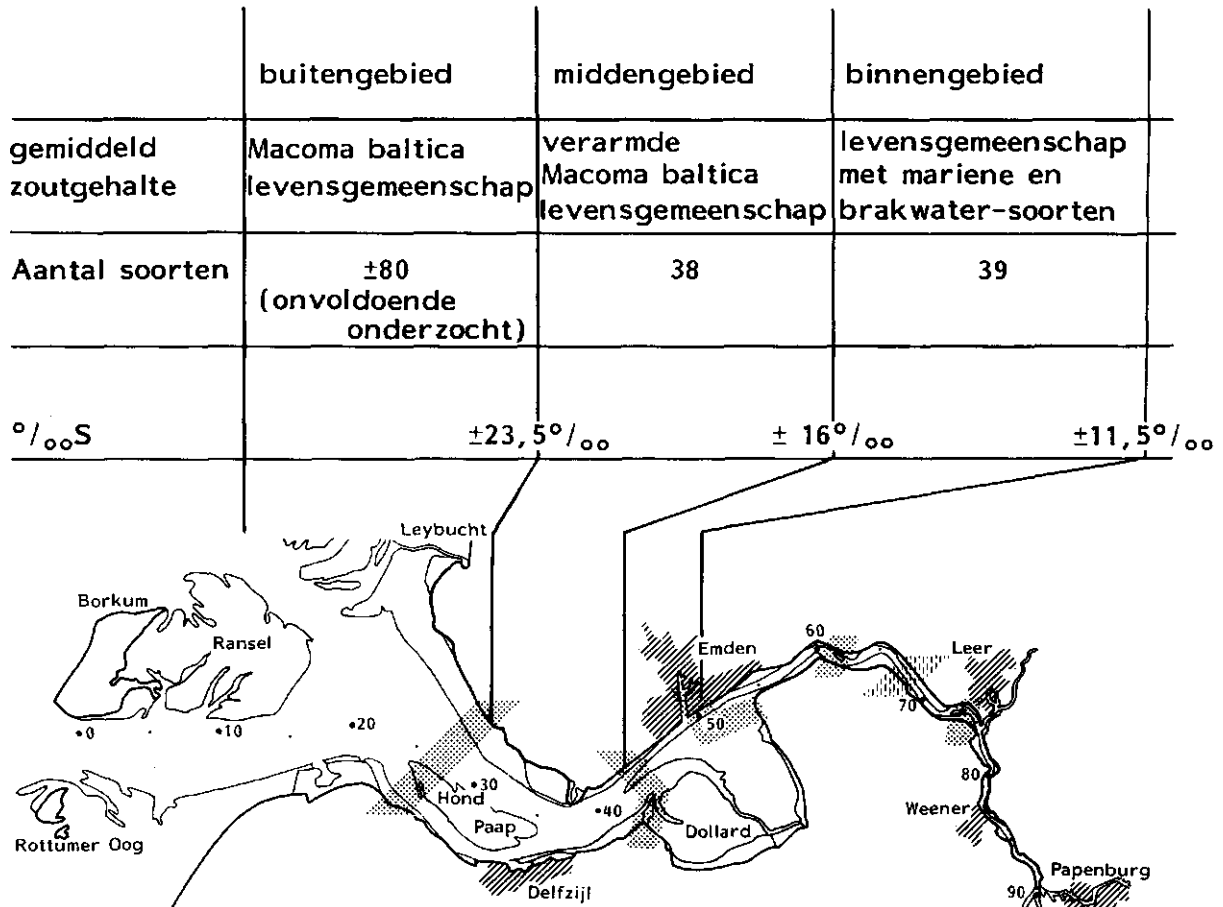


Fig. 19. Macrozoöbenthosverdeling langs de lengteas van het estuarium. Aangegeven zijn de levensgemeenschappen, het soortsaandeel, het gemiddelde zoutgehalte en de afstand (in km) vanaf Borkum (naar Michaelis 1981).

Tabel 2. Frequentie van voorkomen (uitgedrukt als percentage van het totaal monsters per gebiedsdeel) in 1978 van de belangrijkste macrozoöbenthossoorten in het Eems-Dollardestuarius (Van Arkel & Mulder 1982). In de laatste kolom wordt de zouttolerantie van de soorten gegeven (Wolff 1973, Coosen & Van den Dool 1983, Remane & Schlieper 1971, Schmidt-Van Dorp 1980) plus een eventueel optimum zoutgehalte.

	gebied			zouttolerantie	optimum
	buiten	midden	binnen		
<i>Macoma balthica</i> *	65	57	100	3,5 - > 35	> 25
<i>Nereis diversicolor</i> *	24	43	100	5 - 54	
<i>Heteromastus</i>					
<i>filiformis</i> *	12	61	100	6 -	18 -
<i>Hydrobia ulvae</i> *	18	43	40	11 - 60	12 - 42
<i>Mya arenaria</i> *	18	52	76	4,5 - > 35	
<i>Pygospio elegans</i>	47	43	28	5 - > 30	9 - 27
<i>Arenicola marina</i> *	59	57	24	12 -	
<i>Scrobicularia plana</i>	0	9	64	14 -	16 - 24
<i>Corophium volutator</i> *	0	22	36	2,5 - 54	5 - 20
<i>Eteone longa</i> *	0	0	20	18 -	> 18
<i>Cerastoderma edule</i> *	76	87	4	16 -	
<i>Scoloplos armiger</i> *	88	48	0	18 -	
<i>Nephtys hombergii</i>	59	43	0	22 -	
<i>Magelona</i>					
<i>papillicornis</i>	0	4	0	25 -	
<i>Anatides maculata</i>	0	9	0	20 -	
<i>Lanice conchilega</i>	18	0	0	25 -	
<i>Mytilus edulis</i>	12	0	0	14,5 - > 35	23 - 33
<i>Amphipoda</i> *	18	0	0	27 -	
<i>Tellina spec.</i>	6	0	0	- > 30	

* eveneens aanwezig in 1974-1975 en 1979.

3.3.6 Vissen en kinderkamerfunctie

Bij de verspreiding van vissoorten spelen voedselaanbod, watertemperatuur en zoutgehalte een bepalende rol. Op grond van zoutgehaltetolerantie kunnen de vissen onderverdeeld worden in mariene, brakwater- en limnische soorten. Limnische soorten hebben een hogere inwendige zoutconcentratie dan de concentratie in het omringende water. Hierdoor wordt, met name via de kieuwen, voortdurend water opgenomen. Het overtollige water wordt uitgescheiden. De meeste zoetwatervissen kunnen zich niet handhaven in brak of zout water (Vaas 1968) en spelen in het Eems-Dollardestuarium geen rol van betekenis. Mariene soorten hebben een inwendige zoutconcentratie die gelijk aan of lager is dan de omgevingsconcentratie. Sommige soorten tolereren slechts een geringe of geen variatie in het omgevingszoutgehalte (met name de oceanische vissen), andere kunnen zich, net als brakwatervissen, wel handhaven in meer of minder verdund zeewater.

In tabel 3 zijn de optimum zoutgehaltereeks gegeven voor de in de Eems-Dollard mariene en brakwatervissen.

Tabel 3. Optimum zoutgehaltereeks voor de algemene vissoorten in het Eems-Dollardgebied (Bergman & Dankers 1979).

Mariene soorten	zoutgehaltereeks met grootste dichtheid (o/oo)	brakwater- soorten	zoutgehaltereeks met grootste dichtheid (o/oo)
schol	1- 9	bot	0,4-10
sprot	1-32	brakwatergrondel	0,4-10
grondel	1-32	spiering	0,4-32
haring	1-32	paling	0,9-10
tong	> 9		

Platvissen als schol en bot kunnen zich handhaven in (plotseling) sterk wisselende zoutgehalten door uitscheiding van wisselende hoeveelheden urine. Zij hebben inwendig een lagere osmotische concentratie dan uitwendig, waardoor zij continu water verliezen door osmose, hetgeen ze compenseren door te drinken. De nieren zorgen uiteindelijk dat waterverlies en opname in de juiste constante inwendige concentratie resulteren (Remane & Schlieper 1971).

Fonds (1979) vindt een optimale groei en ontwikkeling bij eieren en larven van de tong (*Solea solea*) in de zoutgehaltereeks van 20-40 o/oo. Daarbuiten nemen de overlevingskansen af.

Bij grondels (*Pomatoschistus microps*, *P. pictus*, *P. minutus*) is de zouttolerantie van eieren en larven het grootste bij een temperatuur van 15 °C (5-45 o/oo) en neemt zij af bij hogere of lagere temperaturen. Met name *P. pictus* en *P. minutus* zijn bij hogere temperaturen aanzienlijk gevoeliger voor zout (Fonds 1974).

Het zoutgehalte is voor een aantal vissoorten dus een belangrijke ecologische parameter. Vissen zijn in staat actief de optimale zoutomstandigheden te zoeken.

3.3.7 Vogels

Smit (RIN Texel, pers. med.) vond dat onder extreme zoutomstandigheden (in Mauritanië) een verhoogde zoutopname vanwege zoutere prooidieren voor fysiologische problemen kan zorgen bij vogels. In het Eems-Dollard-estuarium heeft het zoutgehalte echter nauwelijks tot geen direct effect op de eenden, ganzen, steltlopers, meeuwen en sterns. Hun verspreiding wordt wel in belangrijke mate bepaald door voedselaanbod, een factor die direct beïnvloed wordt door zoutgehalte (Tabel 4) (zie 2.3 en hoofdstuk 5).

Tabel 4. Overzicht van de voedselkeuze van de belangrijkste wadvogels in het Eems-Dollardgebied (Timmerman 1978, Smit 1979).

Vogelsoort	voedsel
Bergeend	wadslakje, nonnetje, strandgaper
Wilde eend	plantaardig materiaal, insekten, kleine garnalen, slijkgarnalen, krab
Wintertaling	plantaardig materiaal, Corophium, schelpdieren
Smient	plantaardig materiaal,
Pijlstaart	plantaardig materiaal, wadslakje, poelslak, Physa, insekten
Slobeend	plantaardig materiaal, plankton, kreeftjes, schelpdieren, wormen,
Zilverplevier	Nereis, wadslakje, kleine krab, garnaal, kevers
Bonte strandloper	Nereis, wadslakje, kreukel, Scoloplos, Pygospio, Retusa, Corophium, strandgaper, nonnetje,
Zwarte ruiter	kleine garnaal, Nereis, Pomatoschistus, Corophium, krab,
Rosse grutto	Nereis en andere polychaeten, Corophium, wadslakje, kreukel,
Wulp	krab, garnaal, Nereis, nonnetje, kokkel,
Kluut	Nereis
Kemphaan	wormen, plantezaden,
Watersnip	wormen, plantezaden,
Grauwe gans	wortelstokken van zeeaster, zeebies, riet, Festuca, Agrostis,
Kolgans	Puccinellia, Festuca, Agrostis,
Rietgans	Puccinellia, Festuca, Agrostis, winterkoren, aardappel-, bietenloof,
Brandgans	zee gras, groenwieren.

3.3.8 Zeehonden

Figuur 20 (naar Reijnders 1978) geeft aan dat zoutgehalte weinig of geen directe invloed heeft op zeehonden: ze rusten of foerageren verspreid over het gehele gebied. Zolang zoutgehalteveranderingen niet gepaard gaan met andere, voor zeehonden bedreigende verschijnselen als verstoring van

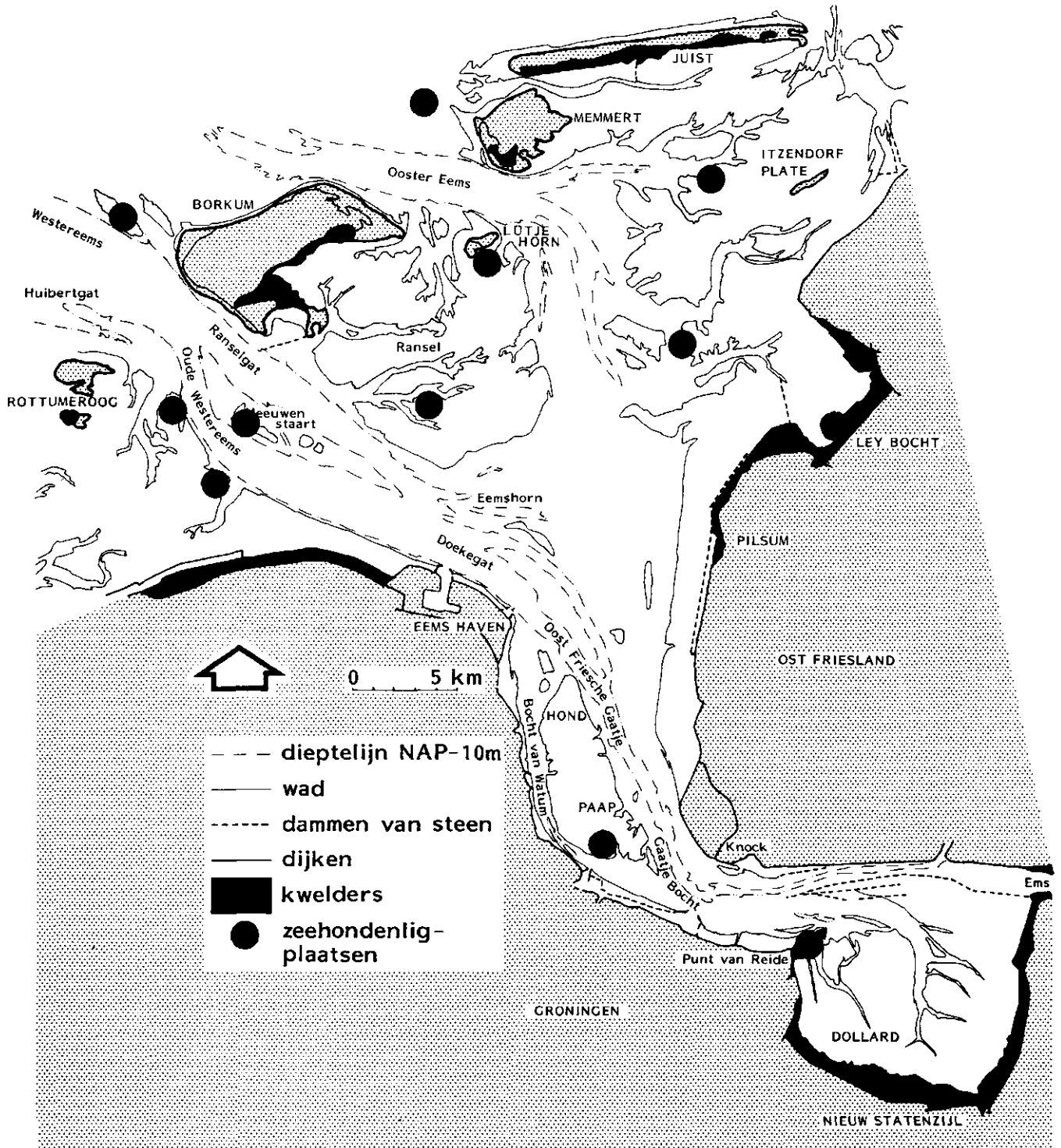


Fig. 20 De zeehondenligplaatsen in het Eems-Dollardgebied (naar Reijnders 1978b).

de rust op de platen, verontreiniging met (zware) metalen of verslechtering van de voedselsituatie, zijn geen effecten op zeehondenpopulaties te verwachten (P.J.H. Reijnders, pers. med.).

3.3.9 Kwelders

Kwelders zijn door zoutplanten begroeide min of meer regelmatig overstroomde gebieden, op de grens van land en water. Een kenmerk van deze zoutvegetatie is dat ze duidelijk gezoneerd zijn ten opzichte van de gemiddelde hoogwaterlijn, aangezien hoogteverschillen tot variaties in overstromingsduur en in bodemzoutgehalte leiden. Het zoutgehalte in de bodem wordt voorts bepaald door het zoutgehalte van het overstromende water, neerslag, verdamping, bodemgesteldheid en eventueel zoetwater-toevoer uit aangrenzende terreinen (Dijkema 1978). De laagst groeiende soorten hebben een hoge zouttolerantie. Met het toenemen van de hoogte ten opzichte van de hoogwaterlijn neemt niet alleen de tolerantie maar ook de invloed van zout en getijde af.

Op een kwelder bij Krabbendijke (Oosterschelde) werden bij 14-17,5 o/oo zoutgehalte van het overstromende water, zoutmetingen gedaan in de top laag van het sediment (0-5 cm) (Beeftink 1977a). De resultaten hiervan zijn gegeven in tabel 5.

Tabel 5. Zoutgehalte in de top laag van het sediment en dominante vegetatie op een kwelder bij Krabbendijke in relatie tot plaats en hoogteligging ten opzichte van gemiddeld hoogwater (GHW).

Plaats	hoogte t.o.v. GHW	dominante vegetatie	zoutgehalte
slik	-1.00	<i>Spartina maritima</i>	20.3-32.2
lage kwelder	+0.20	<i>Puccinellia maritima</i>	20.0-36.4
	+0.25	<i>Triglochin maritima</i>	16.0-38.2
middel kwelder	+0.30	<i>Halimione portulacoides</i>	11.4-37.1
	+0.35	<i>Plantago maritima</i>	10.0-36.0
		<i>Armeria maritima</i>	
hoge kwelder	+0.45	<i>Artemisia maritima</i>	2.1-27.1
		<i>Festuca rubra</i>	

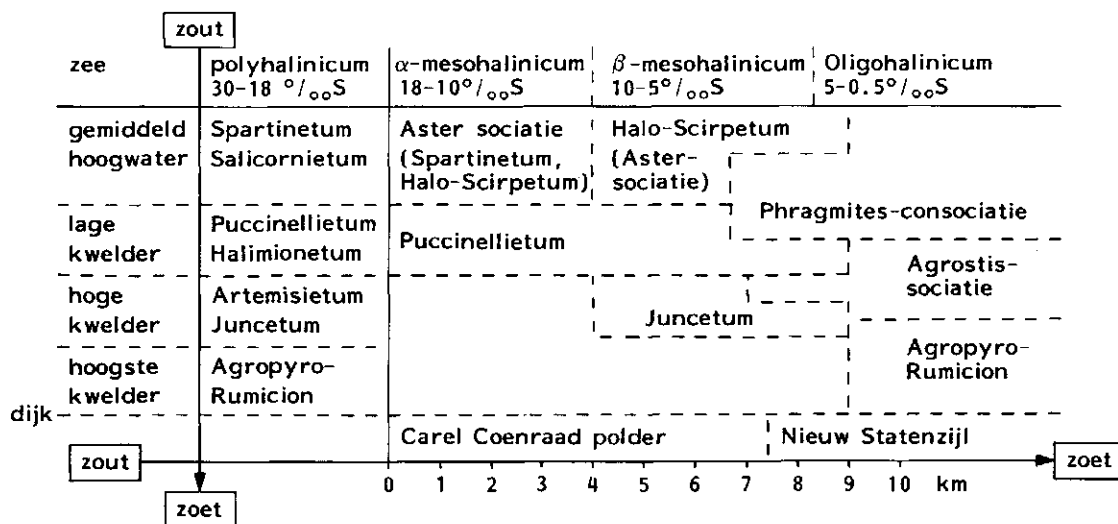


Fig. 21. De kwelderplantengemeenschappen in de zuid-west Dollard, schematisch weergegeven in relatie tot de twee zoutgradiënten in het gebied (naar Dijkema 1983) (* = deze zone komt niet voor).

Ook worden zoutgehalten hoger dan 38 o/oo regelmatig gevonden (Beeftink 1977b). Hieruit blijkt dat het maximum zoutgehalte van weinig invloed is voor de zonering: de maximale zoutgehalten liggen voor de gehele kwelder in dezelfde orde van grootte.

In een estuarium wordt de kweldervegetatie bepaald door twee zoutgradiënten: van het buiten- naar het binnengebied en van laaggelegen naar hooggelegen t.o.v. de hoogwaterlijn. Voor de Dollard is dit door Dijkema (1983) schematisch weergegeven (Fig. 21). Bij verhoging van het zoutgehalte in het overstromende water zal het evenwicht zich in deze figuur naar links verplaatsen.

De kwelderfauna bestaat uit diersoorten met name arthropoden die vaak zeer specifiek gebonden zijn aan één bepaalde plantesoort. Als het voorkomen daarvan afneemt, neemt het biotoop van de betrokken diersoort af en zal het aantal exemplaren van die soort verminderen (Dijkema, RIN Texel, pers. med.). Van het zout zelf zullen deze dieren niet zo snel last hebben, aangezien zij aangepast zijn aan zeer plotselinge grote zoutgehaltefluctuaties.

Geconcludeerd kan worden dat de kweldervegetatie, en daardoor de kwelderfauna, in hoge mate aangepast is aan plotselinge zoutgehaltefluctuaties en hoge zoutgehalten.

4 DE FYSISCH E EFFECTEN VAN DE PEKELLOZING

4.1 Inleiding

De druk in de Groningse gasvelden neemt af. De winbaarheid van het aardgas zal hierdoor in de nabije toekomst bemoeilijkt worden, zodat met name tijdens piekbelastingen in de wintermaanden een continue gaslevering in gevaar zal komen. Om ook dan een ongestoorde gastoevoer naar de gebruikers te kunnen garanderen is er behoefte aan opslag van gemakkelijk (terug)winbare aardgasreserves. De Nederlandse Gasunie heeft het plan opgevat dit te realiseren door het creëren van een tiental cavernes in de steenzoutlagen van Oost-Groningen. Dit zijn grote, op ongeveer 1500 meter diepte gelegen, uitgespoelde holten, waarin aardgas opgeslagen kan worden met een druk van 220 bar. Bij de uitspoeling van steenzout ontstaat pekkel (water verzadigd met zout), dat men wil lozen in het Eems-Dollard-estuarium.

4.2 De pekkel

De samenstelling van het fossiele steenzout en derhalve ook van de pekkel is in het stadium dat dit rapport geschreven wordt, nog niet bekend. Hiervoor moeten eerst proefboringen worden uitgevoerd. Vooralsnog wordt uitgegaan van pekkel met een concentratie van 300 g zout per liter, bijna uitsluitend NaCl. Het gehalte aan andere zouten en elementen wordt gelijk aan of lager dan de concentraties in zee verondersteld en het temperatuurverschil tussen de pekkel en het ontvangende water niet meer dan 5 °C. Voor een soortgelijk project (Empelde, Hannover) is de pekelsamenstelling gegeven in tabel 6 (informatie Gasunie) en vergeleken met de samenstelling van zeewater (31,5 g zout per liter) en brakwater (15 g zout per liter).

De pekkel zal geloosd worden gedurende een periode van circa 3 jaar met 3000 m³ per uur of gedurende een periode van circa 5 jaar met 2000 m³ per uur, afhankelijk van het te kiezen uitlogingsschema (10 cavernes ineens of twee keer 5 cavernes achtereenvolgens). Dit betekent dus een lozing van 21,6 of 14,4.10⁶ kg zout per dag, dat door het Eems-Dollardwater opgenomen en naar zee getransporteerd moet worden.

Tabel 6. De samenstelling van pekkel (Empelde, Hannover), zeewater en brakwater in $\text{kg} \cdot \text{m}^{-3}$ (Remane & Schlieper 1971)

pekkel	zeewater	brakwater	
NaCl	305,0	23,5	11,4
KCl	0,7	0,7	0,3
MgCl ₂	0,6	4,9	2,1
CaSO ₄	1,5-2,0	2,4	1,1
totaal	307,9-309,4	31,5	14,9
dichtheid	1200,0	1020,0	1010,0

4.3 Lozing

Voor beschrijving van de gevolgen van pekellozing in de Eems-Dollard zijn in eerste instantie twee verschijnselen van belang: zoutgehalteverhoging en stratificatie.

De zoutgehalteverhoging hangt af van de geloosde hoeveelheid zout per tijdseenheid, de zoutconcentratie hiervan en de mate waarin dit zout vermengd wordt met en afgevoerd wordt door het ontvangende water. De verspreiding van het zout is afhankelijk van het verschil in zoutgehalte, de stroomsnelheid, de diepte, de waterturbulentie en de wijze van lozing. In de Eems-Dollard is het getij een complicerende factor aangezien het zout niet rechtstreeks afgevoerd, maar met eb en vloed mee heen en weer getransporteerd wordt, hetgeen resteert in hoge verblijftijden (2.2.3).

Stratificatie (watergelaagdheid) kan optreden als gevolg van dichtheidsverschillen tussen twee watermassa's. Zouter water heeft een hogere dichtheid en zal een laag vormen onder een zoetere laag, tenzij de stroomsnelheid en turbulentie zo groot zijn dat de twee watermassa's door elkaar gemengd worden. Bij een groter zoutgehalteverschil zijn hogere stroomsnelheden noodzakelijk om deze menging te verkrijgen (enkele decimeters per seconde bij een zoutgehalteverschil van $0,5 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$) (Waterloopkundig Laboratorium 1987). Indien gelaagdheid in een waterkolom optreedt, bepaalt het zoutgehalteverschil op de spronglaag (= het grensvlak tussen de twee watermassa's) in welke mate er nog uitwisseling optreedt van opgeloste stoffen en gasen tussen de onderste en bovenste

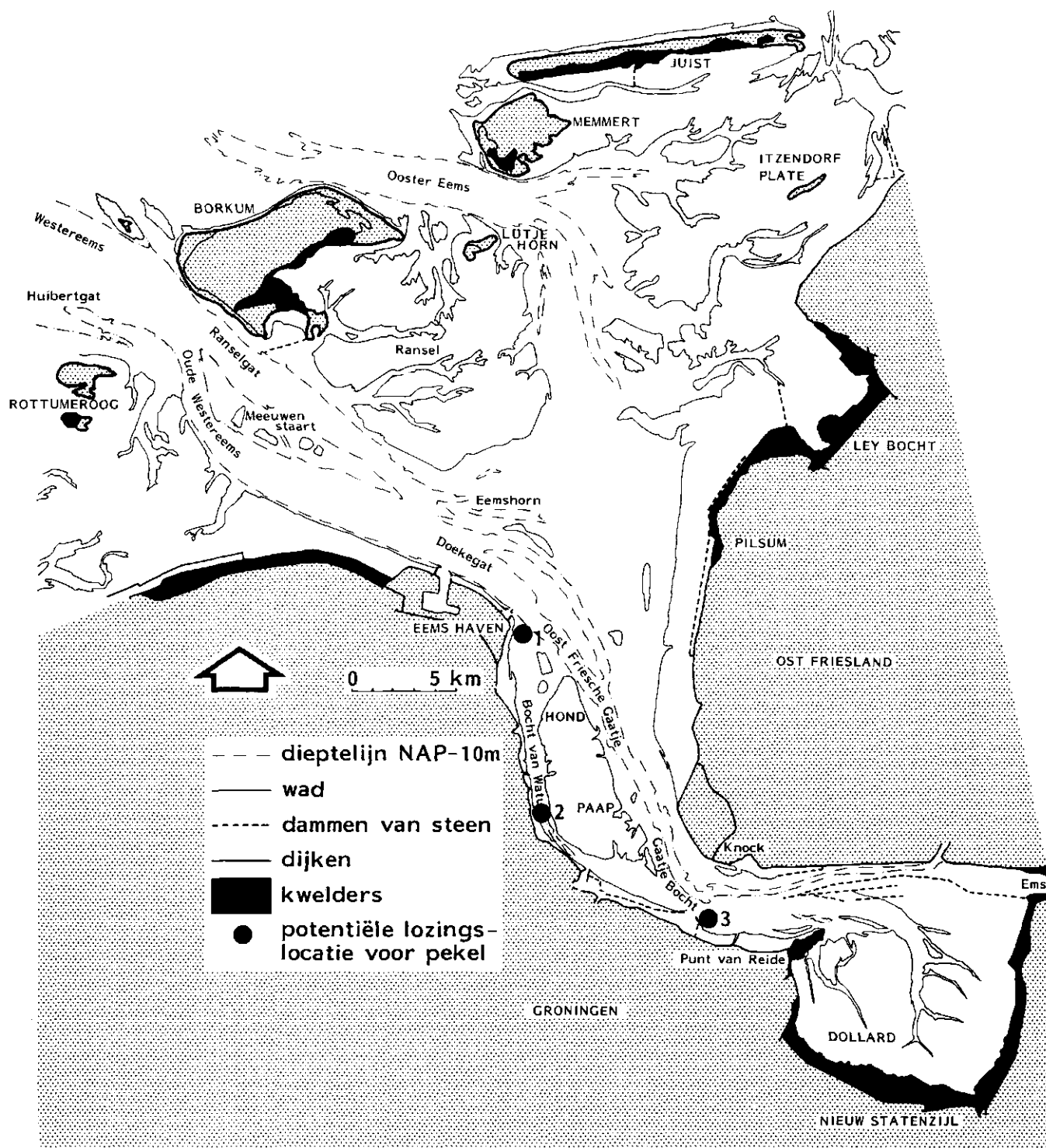
waterlaag. Bij een duidelijke stratificatie kan deze uitwisseling zo gering worden, dat er nauwelijks nog sprake is van verversing van de onderste waterlaag, met alle consequenties van dien (3.2.3).

Om de zoutgehalteverhoging en de kans op stratificatie bij pekellozing in de Eems-Dollard zo klein mogelijk te houden dient een goede initiële menging bereikt te worden. Hiertoe staan technisch twee middelen ter beschikking: het gebruik van een diffusor en -eventueel- voorverdunding van de pekkel met Eems-Dollardwater. Het laatste zal in verband met de hoge kosten slechts uitgevoerd worden indien verwacht wordt dat het gebruik van een diffusor zonder voorverdunding niet het gewenste resultaat zal opleveren.

Een diffusor bestaat uit een pijpenconstructie, geplaatst op de geulbodem, waaruit het pekkelwater in een aantal stralen met hoge snelheid, schuin omhoog de geul in wordt gespoten. Hierdoor ontstaat een zodanige bijmenging van minder zout water uit de omgeving dat een uiteindelijk zoutgehalteverschil van ten hoogste 10 g per liter tussen het lozings- en het geulwater haalbaar moet zijn (Waterloopkundig Laboratorium 1987). De mate van menging hangt af van de diepte en stroomsnelheid op het lozingspunt en de hellingshoek en uitstroomsnelheid van de diffusor. In hoeverre een homogene opmenging over de waterdiepte realiseerbaar is, is nog niet te zeggen.

Een bijkomend probleem van deze lozing is de plotselinge, korte, maar zeer grote zoutgehalteverandering, die het bijmengwater ondergaat. Uitgaande van een lozing van 3000 m^3 pekkel per uur met een concentratie van 300 kg zout per m^3 en een uiteindelijke zoutgehalteverhoging op het lozingspunt van max. 10 g per liter, is er tenminste $87\,000 \text{ m}^3$ bijmengwater nodig. In een aanzienlijk volumedeel hiervan (50%) zullen de organismen, aangepast aan water van ongeveer 20 o/oo, korte tijd blootgesteld zijn aan zoutconcentraties van 40-300 g per liter, hetgeen gepaard zal gaan met een osmotische shock (3.3.1). Een plotselinge verhoging met 10 tot 20 gram per liter heeft bij een deel van de organismen hetzelfde gevolg.

Naast de mate van zoutgehalteverhoging en eventueel optreden van stratificatie is ook de plaats van lozing van belang voor een prognose van de te verwachten effecten van die lozing: een vergelijkbare zoutgehalteverhoging of stratificatie heeft niet overal dezelfde ecologische gevolgen (hoofdstuk 3 en 5). Voor pekellozing zijn door de Gasunie drie potentiële lozingslocaties gekozen in het middengebied van



- 1 = Doekegat
 2 = Bocht van Watum
 3 = Oostelijk havenhoofd Delfzijl

Fig. 22. Het Eems-Dollardestuarium. Aangegeven zijn de drie potentiële lozingslocaties, aangegeven voor dit rapport.

het Eems-Dollardestuarium: Doekegat, de Bocht van Watum en het oostelijk havenhoofd Delfzijl (Fig. 22). De karakteristieken van deze locaties zijn gegeven in tabel 7.

De wijze van lozing is nog niet vastgesteld. De keuze van de technieken en de lozingslocatie moet nog gemaakt worden.

Tabel 7. Een aantal geschatte karakteristieken van drie potentiële lozingslocaties voor pekel (Bergman 1982; WL-rapport 1987).

Locatie	afstand	zoutgehalte bij			maximale	diepte
	t.o.v.	gem. zoetwaterafvoer			stroming	
	Borkum	min. / max. / gem.				
	in km	in o/oo			in m/s	
Doekegat	19	25	29	27	1.2	9
Bocht van Watum	32	18	26	22	1.0	13
0-havenhoofd	41	16	20	18	0.5	5,5
Delfzijl						
		zoutgehalte bij			zoutgehalte bij	
		hoge rivier-			lage rivier-	
		afvoer (330 m ³ /s)			afvoer (22 m ³ /s)	
Doekegat		23-28			27-29	
Bocht van Watum		10-25			25-28	
0-havenhoofd		3-16			23-26	
Delfzijl						

4.4 De verspreiding van het zout

De verspreiding van het zout op en rond de lozingslocatie, bij de inzet van verschillende diffusorconstructies wordt berekend door het WL-Delft.

Naar de verspreiding van het zout over het gehele Eems-Dollard-estuarium is met behulp van het model WAQUA door DGW-Groningen (RWS 1987) een voorlopige studie gedaan. Bij deze berekeningen is uitgegaan van een homogene initiële menging. De resultaten hiervan (Fig. 23) geven een zoutgehalteverhoging met 0,1 tot 0,5 g per liter in de buurt van het

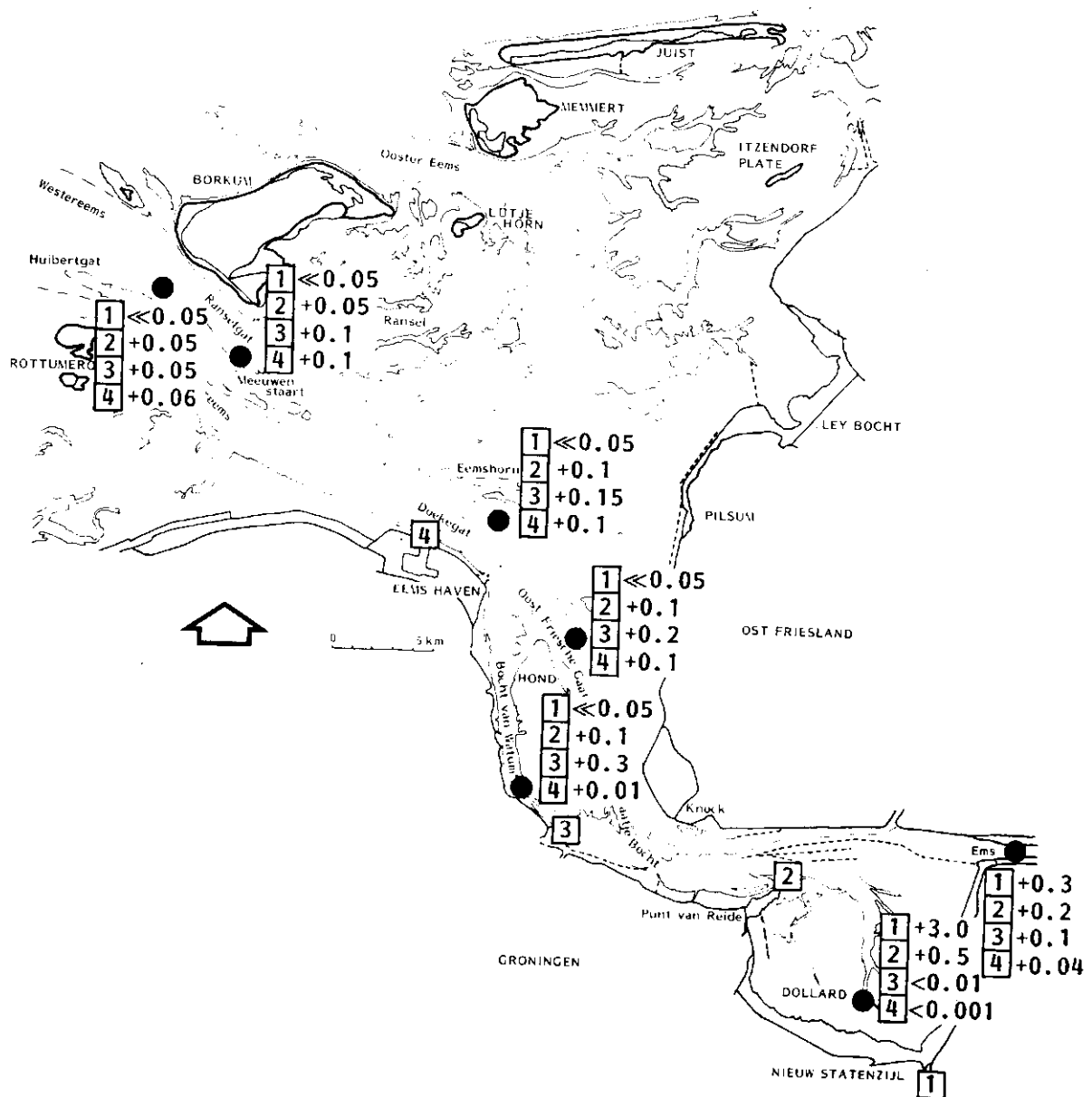


Fig. 23. Rijkswaterstaatberekeningen m.b.v. het model WAQUA van de zoutgehalteverhoging (in o/oo), bij lozing van 250 kg zout per seconde op vier lozingslocaties: Nieuw Statenzijl (1), Punt van Reide (2), Delfzijl (3) en Eemshaven (4). Op een aantal plaatsen in het estuarium is de berekende verhoging gegeven (naar Rijkswaterstaat 1987).

lozingspunt en een verhoging van 0,2 tot 0,01 g per liter in de overige delen van het estuarium, bij lozing tussen de Punt van Reide en de Eemshaven.

Uitgaande van het gegeven dat de verblijftijd in het estuarium van een ter hoogte van het oostelijk havenhoofd Delfzijl geloosd (zout)waterdeeltje 40 dagen bedraagt (Fig. 1, tab. 7) en een lozing van 250 kg zout per seconde kan een cumulatie van $86,4 \cdot 10^7$ kg zout in het estuarium berekend worden. Dit zou voor het gehele Eems-Dollardestuarium, met een volume bij gemiddelde zeestand van $1,76 \cdot 10^9 \text{ m}^3$ (Helder & Ruardij 1981) een gemiddelde zoutgehalteverhoging betekenen met $0,5 \text{ g.l}^{-1}$, uitgaande van een homogene verdeling van het zout over het estuarium. De oorzaken van het grote verschil tussen beide berekeningen zijn, bij het ter perse gaan van dit rapport, nog niet duidelijk.

Over de voorgenomen handeling kan het volgende opgemerkt worden:

1. de samenstelling van het zout is nog niet bekend;
2. de lozingslocatie is nog niet bekend; Er zijn drie potentiële locaties aangewezen.
3. er zijn voor lozingshoeveelheid en -duur twee mogelijkheden;
4. wijze van lozing en de haalbaarheid van homogene initiële menging zijn onzeker;
5. niet bekend is of stratificatie hierbij voorkomen kan worden of (zo niet) in welke mate dit verschijnsel zal optreden.
6. zoutverspreidingsberekeningen, afhankelijk van de gekozen berekeningswijze vertonen een aanzienlijke spreiding.

Dit rapport is geschreven vanuit de volgende veronderstelling:

- de lozing van bijna uitsluitend NaCl;
- een zoutgehalteverhoging met 1 g per liter in het estuarium, waarbij geen stratificatie wordt verondersteld;
- een zoutgehalteverhoging met 2, 5 of 10 g per liter rond het lozingspunt. De situatie voor het lozingspunt wordt bekeken met en zonder stratificatie.

5 DE ECOLOGISCHE EFFECTEN VAN PEKELLOZING

5.1 Inleiding

In het verleden zijn er pekellozingen uitgevoerd in Duitsland, Denemarken en de Verenigde Staten van Amerika, zowel in estuariene gebieden als rechtstreeks in zee. Van deze lozingen bestaan meer of minder uitgebreide studies naar de gevolgen, met doorgaans als conclusie dat geen schadelijke effecten zijn vastgesteld. Het betreft hier echter bijna uitsluitend niet-openbare rapporten, waarin tot op heden geen inzage is gekregen.

Het rapport over pekellozing in de Jadebusen, West-Duitsland (Reineck 1984) is wel ingezien. De onvolledigheid hiervan en de grote verschillen tussen de Jadebusen en het Eems-Dollardestuarium maken dit rapport voor de vraagstelling van deze studie onbruikbaar.

In het Eems-Dollardestuarium is in de periode 1976 tot heden pekkel (maximaal 900 m^3 per uur) geloosd bij het Duitse Pogum. De concentratie van de geloosde pekkel bedraagt 250-300 kg per m^3 . Begeleidende studies zijn niet beschikbaar. Bij het intensieve ecologische onderzoek in dezelfde periode in het Eems-Dollardgebied door de BOEDE-groep zijn geen bijzonderheden geconstateerd die, achteraf, met deze lozing in verband kunnen worden gebracht.

In dit hoofdstuk wordt uitgegaan van de gegevens verzameld in de hoofdstukken 2, 3 en 4 om tot een prognose te komen van de effecten. Toetsing van deze prognose aan de effecten van reeds uitgevoerde lozingen was (nog?) niet mogelijk.

Achtereenvolgens worden in dit hoofdstuk de te verwachten ecologische effecten van pekellozing beschreven voor het Eems-Dollardestuarium in het algemeen en het lozingspunt in het bijzonder. Ten slotte worden de te verwachten effecten, bij lozing op de drie potentiële lozingslocaties, met elkaar vergeleken.

5.2 Het estuarium

5.2.1 De indirecte effecten

Uitgaande van een zoutgehalteverhoging van 1 g per liter (overeenkomend met $0,8 \text{ kg per m}^3$) worden een zeer geringe dichtheidsverhoging van het water, geen stratificatie (verondersteld in dit rapport) en geen gevolgen

voor de turbiditeit verwacht.

De door deze zoutgehalteverhoging veroorzaakte dichtheidsverandering van het water valt ruim binnen de natuurlijke variatie, veroorzaakt door de reeds optredende zoutgehalteverschillen in het estuarium (2.2.5). De organismen die in hun verspreiding door het soortelijk gewicht van water beïnvloed worden (het plankton: 3.3.2 en 3.3.3) moeten in staat geacht worden zich aan deze veranderingen aan te passen, of ze te doorstaan.

Tijdelijke stratificatie komt reeds voor in de Eems-Dollard, zij het op beperkte schaal (2.2.3). Voor deze studie is aangenomen dat een zoutgehalteverhoging van 1 g per liter niet merkbaar zal bijdragen tot een watergelaagdheid gedurende langere tijd en/of in uitgestrekte gebieden, dan in de huidige situatie (INLEIDING en 4.4).

Bij een algemene, homogene zoutverhoging is turbiditeit als gevolg van samenkomst van twee watermassa's met een verschillend zoutgehalte (3.2.4) niet aan de orde.

5.2.2 De directe effecten

De organismen in de Eems-Dollard worden van nature geconfronteerd met zoutgehaltefluctuaties (2.2.5 en 3.1). Gezien de tolerantie van deze organismen voor zoutgehalteschommelingen (3.3) zijn voor geen van de in deze studie bekeken groepen drastische gevolgen (sterfte, verminderde soortdiversiteit, produktieafname) te verwachten van zoutgehalteverhoging met 1 o/oo.

Wel kan deze verhoging een lichte verschuiving tot gevolg hebben in de soortensamenstelling van met name het zoöplankton. De copepodesoorten die deel uitmaken van deze groep (3.3.3) hebben een vrij smal zoutgehalteoptimum, zodat ook een geringe zoutgehalteverhoging het evenwicht tussen twee of meer soorten kan wijzigen. Verdere ecologische gevolgen worden hiervan niet verwacht.

Ten slotte kan hierbij opgemerkt worden dat een zoutgehalteverhoging in het binnengebied, met name waar zoetwaterorganismen de grenzen van hun areaal bereiken (3.1), meer effect zal hebben op de soortensamenstelling, dan in het midden- of buitengebied. De vraag is echter of de zoutgehalteverhoging zo ver stroomopwaarts merkbaar zal zijn, bij lozing op een van de drie potentiële lozingslocaties (4.3).

5.3 De lozingslocatie

5.3.1 De indirecte effecten

Uit de aanwezigheid van planktonische levensvormen in water met een zoutgehalte van 30-35 o/oo (4.3.5) blijkt dat hoge zoutgehalten voor deze organismen op zich geen probleem hoeven te vormen en dat adaptatie hieraan mogelijk is. Een dichtheidsverandering van het water als gevolg van een plotselinge verhoging van het zoutgehalte met 5 of 10 g kan wel problemen geven. Deze problemen zullen relatief klein zijn in met de directe effecten van een plotselinge zoutgehalteverhoging met 5 of 10 g (5.2.2.)

Het wel of niet optreden van stratificatie rond het lozingspunt, en de mate en tijdsduur waarin dit verschijnsel zich eventueel zou manifesteren, zijn van groot belang voor de ecologie in het gebied. Watergelaagdheid komt op beperkte schaal voor in het huidige Eems-Dollardestuarium en is dan tijdelijk van aard (2.2.5). Hierdoor kunnen zuurstofarmoede, zuurstofloosheid en H_2S -vorming eveneens optreden. De laatste twee verschijnselen worden echter uitsluitend gevonden in de zuid-Dollard als gevolg van afvallozing van de aardappelzetmeelindustrie via de Westerwoldse A. Aan korte perioden van zuurstofarmoede zijn de meeste estuariene dieren (in wisselende mate) aangepast. Indien het milieu langere tijd weinig zuurstof bevat, treedt in toenemende mate schade op, mede afhankelijk van de activiteit van de organismen ('s winters is zuurstofarmoede minder schadelijk dan 's zomers).

In het algemeen kan gesteld worden dat:

1. stratificatie als gevolg van zoutlozing een uitbreiding van de stress vanuit de omgeving betekent voor de estuariene organismen;
2. de negatieve effecten van stratificatie afhankelijk zijn van het resterende zuurstofgehalte (2.2.6), het optreden van H_2S - en NH_4^+ -vorming, de tijdsduur en de grootte van het gebied waar de stratificatie optreedt. Daarnaast spelen de biologische rijkdom en de activiteit van de organismen in het gestratificeerde gebied een rol;
3. langdurige zuurstofarmoede (langer dan enkele dagen) kan afhankelijk van de zuurstofconcentratie in het water, een remmend effect kan hebben op de activiteit (en dus productiviteit) van estuariene organismen en in meer of mindere mate sterfte veroorzaken;
4. grote zuurstofarmoede (zuurstofgehalte in de orde van enkele mg O_2 per

liter) en zuurstofloosheid veroorzaken massale sterfte van organismen, zowel in het water als in de bodem (3.2.3). Dit gaat dan meestal gepaard met toxificatie van het water door sulfide en ammoniak.

Een bijkomend probleem in geval van stratificatie is de bodemverzilting. Een watermassa vlak boven de bodem met een verhoogd zoutgehalte zal resulteren in een eveneens verhoogd bodemzoutgehalte (3.3.4). Het biologische evenwicht dat wordt verstoord door zuurstofloosheid in combinatie met bodemverzilting, herstelt zich zeer langzaam, mede omdat ontvuiling van de bodem een langdurige proces is, met name in slib-bevattende sedimenten (2.2.2) (Chapman & Brinkhurst 1981).

5.3.2 De directe effecten

Als gevolg van zoutgehalteverhoging van 2 g per liter kunnen vergelijkbare effecten verwacht worden als beschreven in 5.1.2: verschuivingen in soortensamenstelling maar geen drastische verkleining van de soortdiversiteit en geen sterfte.

Verdere beschrijving van de te verwachten directe effecten voor de lozingslocatie valt uiteen in twee delen:

1. het effect van een zoutgehalteverhoging met 5 of 10 g per liter rond het lozingspunt. De organismen kunnen plotseling of geleidelijk geconfronteerd worden met deze verhoging. Dit is afhankelijk van de verspreiding van het zout.
2. het effect van de kortstondige maar zeer hevige zoutgehalteverhoging met 10 tot 280 g per liter in het bijmengwater, bij gebruik van een diffusor (4.3).

Plotselinge zoutgehaltefluctuaties van 5 g per liter komen in het buitengebied incidenteel en in het middengebied regelmatig voor, als gevolg van de getijdewerking (2.2.5). Met name voor het buitengebied is zo'n schommeling, in de natuurlijke situatie, zeer extreem. Korte-termijnfluctuaties van 10 g per liter zijn niet algemeen voorkomend in het gebied en benaderen voor veel organismen de grenzen van nog juist te tolereren omgevingsdynamiek, of gaan daar overheen (3.3; D. Spaargaren, NIOZ, pers. comm.). Over een langere periode gezien kunnen schommelingen van 10 o/oo wel optreden, zowel in het midden- als in het buitengebied. Het gaat dan meestal om een getijde-effect, versterkt door de seizoeninvloeden, b.v. bij vergelijking van de laagwatersituatie in de

winter met de hoogwatersituatie in de zomer (2.2.5).

Een geleidelijke verhoging van het zoutgehalte in de omgeving maakt adequaat reageren, binnen zekere grenzen, voor veel organismen beter mogelijk (3.1).

De bovengrens van het zoutgehalteoptimum en -tolerantie verschilt per soort, zowel voor dierlijke als voor plantaardige organismen. Ook binnen een soort kan dit per individu variëren, afhankelijk van de zoutcondities in het milieu van herkomst (3.3.1). Daarnaast is zouttolerantie bij veel organismen afhankelijk van de gewenningsduur en beïnvloedbaar door omgevingsfactoren als temperatuur en zuurstofgehalte van het water. Accurate, gedetailleerde voorspellingen over de effecten van grotere zoutgehalteverhogingen (5 of 10 g per liter) zijn hierdoor niet haalbaar, te meer daar in de literatuur verhoogde zoutgehalten in een veldsituatie vergelijkbaar met de Eems-Dollard zelden ecologisch beschreven zijn (5.1).

De verwachte effecten van een dergelijke zoutgehalteverhoging op de in 4.3 beschreven organismengroepen zoals weergegeven in de rest van deze paragraaf zijn dan ook voornamelijk gebaseerd op experimenteel bepaalde zouttoleranties en op verspreidingspatronen van organismen in het Eems-Dollardestuarium en andere brakwatergebieden. Daarbij dient opgemerkt te worden dat zout niet de enige factor is, die van invloed is op het wel of niet functioneren van een organisme in een bepaalde situatie, zodat een experimentele opstelling of een geografisch gezien ander milieu een verschil in zouttolerantie kan bewerkstelligen (3.1).

5.4 De drie potentiële lozingslocaties

Het WL komt betreffende verspreiding en gelaagdheid tot de conclusie dat (op grond van fysische factoren) geen van de drie (4.4) door de Gasunie gekozen potentiële lozingslocaties (WL 1987) uitgesloten hoeft te worden. Ook uit de verspreidingsberekeningen door de DGW (RWS 1987) van het zout over het estuarium volgen geen grote verschillen tussen lozing op deze locaties. De in 5.2 en 5.3 beschreven effecten kunnen verwacht worden, onafhankelijk van de keuze van de lozingsplaats. De omvang van de ecologisch effecten is wel (mede) afhankelijk van die keuze.

Uitgaande van een gelijke zoutverhoging van 1 g per liter in het gehele estuarium (INLEIDING) bij lozing op elk van de drie locaties zijn hiervoor uitsluitend de gevolgen rond de lozingslocatie van belang. In

het algemeen kan gesteld worden dat alle mogelijke lozingsplaatsen gesitueerd zijn in (of op de rand van) het middengebied, het deel van het estuarium met van nature de grootste zoutdynamiek.

De gemiddelde zouttolerantie van de organismen ter hoogte van het lozingspunt Bocht van Watum (Fig. 22) zal, gezien de natuurlijke variatie in hun leefgebied (4.3), groter zijn dan op de andere lozingspunten. Daar staat tegenover dat de overwegend mariene soorten rond het meest stroomafwaarts gelegen lozingspunt, Doekegat, doorgaans beter aangepast zijn aan hoge zoutgehalten, dan de, naar binnen toe in toenemende mate voorkomende brakwatersoorten. Waarschijnlijk zullen echter de verschillen in zouttolerantie van de levensgemeenschappen op de drie lozingslocaties ondergeschikt zijn bij de effectbepaling van pekellozing.

De verspreiding van het zout in de omgeving van de lozingsplaats, de gebiedsgrootte waarin zoutgehalteverhoging in de orde van 5 tot 10 g per liter en/of stratificatie optreedt en de aard van dit gebied kunnen wel forse verschillen vertonen voor de drie locaties en daardoor in verschillende mate negatieve effecten indiceren. Belangrijke parameters, als het gaat om de aard van het gebied rond de lozingslocatie zijn onder andere de biologische rijkdom, aanwezigheid van ondiepere gebieden, droogvallende platen of kwelders en samenstelling van het sediment. Op een dergelijke gedetailleerde wijze zijn de drie potentiële lozingslocaties echter (nog) niet gekozen en beschreven.

Het plantaardige plankton (3.3.2) bezit in zijn algemeenheid een hoge tolerantie wat het zoutgehalte betreft. Verhoging met 5 of 10 o/oo van de in 2.2.5 gegeven zoutkarakteristieken in de Eems-Dollard resulteert in een maximale zoutgehalte van 35-40 o/oo. Dergelijke waarden vallen binnen de tolerantiereeks, vaak zelfs binnen het optimum, voor het plantaardige plankton.

Het dierlijke plankton, met name de groep van de copepoden (3.3.3), is veel gevoeliger voor zout, vanwege een soortafhankelijke, strikte zoutgehaltepreferentie. Zowel bij een plotselinge als een geleidelijke zoutgehalteverhoging met 5 of 10 g per liter (met bijbehorende maximale zoutgehalten van 35-40 o/oo) is een sterfte van het dierlijke plankton te verwachten. Herbevolking door een andere, meer aan de nieuwe situatie aangepast zoöplanktonpopulatie, zou daarna kunnen optreden. Het drastische effect van de lozing op deze groep kan op min of meer lokale schaal doorwerken op het gehele ecosysteem, gezien de ecologische positie van het zoöplankton (2.3)

De op de bodem groeiende planten, met de bodemalgen als belangrijkste groep, worden geacht weinig invloed te ondergaan van het zoutgehalte binnen de reeks 5 tot 50 o/oo zout (4.3.4).

Binnen de groep van ongewervelde bodemdieren, kunnen aanzienlijke verschuivingen optreden. De soortensamenstelling van micro- en meiozoöbenthos zal zich geleidelijk wijzigen en meer soorten gaan bevatten met preferentie van hoge zoutgehalten (3.3.5). Of dit consequenties heeft voor de produktie in deze groepen is moeilijke zeggen. Ook een aantal macrozoöbenthossoorten zal in de problemen komen. Voor soorten als *Pygospio elegans*, *Corophium volutator*, *Scrobicularia plana* kan verwacht worden dat geleidelijke verhoging van het gemiddelde en maximale zoutgehalte met 5 of 10 g per liter nadelig, maar niet fataal zal zijn. Andere soorten (*Macoma balthica*, *Nereis diversicolor*, *Mya arenaria*, *Eteone longa*) zullen hierdoor niet geremd worden in groei en ontwikkeling. Van veel soorten is echter de bovengrens van de zouttolerantie niet bekend, aangezien die in veldsituaties zelden relevant is. Als het macrozoöbenthos met een plotselinge verhoging met 10 o/oo wordt geconfronteerd, kan dit voor een aantal soorten (b.v. krab, garnaal) wel tot sterfte leiden.

De visstand zal waarschijnlijk weinig directe gevolgen ondervinden van de zoutgehalteverhoging indien deze plaatselijk is. Hoewel voor sommige brakwatersoorten (bot, brakwatergrondel, paling) zoutgehalten van 30-40 o/oo buiten het optimum vallen (3.3.6), zal sterfte uitblijven door het vermogen van deze vissen om (tijdelijk) weg te trekken. Beïnvloeding door veranderingen in het voedselaanbod (dierlijk plankton, gewervelde bodemdieren) kan optreden rond het lozingspunt. Eieren en larven van estuariene vissen hebben in het algemeen een hoge zouttolerantie (4.3.6). In combinatie met hogere temperaturen ($> 15^{\circ}\text{C}$) is zoutgehalteverhoging met 5 of 10 g per liter voor sommige soorten (grondels) wel schadelijk.

Sommige vogels (enkele eendesoorten, zilverplevier, zwarte ruiters, wulp) kunnen indien hun voedselbronnen worden aangetast (3.3.7) nadelige gevolgen ondervinden. Een direct effect van pekellozing direct op de vogels is niet te verwachten.

Zeehonden zijn niet gevoelig voor zout. Uitgaande van een lokale zoutgehalteverhoging met 5 of 10 g per liter, zodat het voedselaanbod (m.n. platvis) niet over grote gebieden afneemt, zal pekellozing naar verwachting geen effecten hebben op de zeehond (3.3.8).

Kwelders bevinden zich niet in de onmiddellijke omgeving van de

potentiële lozingslocaties. Indien het zoutgehalte van het overspoelende water op de kwelders echter toch 5 of 10 g per liter verhoogd wordt, zijn de verwachten effecten voor de vegetatie en daardoor voor de fauna gering. Dit wordt gebaseerd op de grote tolerantie voor (tijdelijk) hoge zoutgehalten in de bodem (3.3.9) en op het feit dat plotselinge grote zoutgehaltefluctuaties op de kwelder, bij overstroming, een normaal verschijnsel zijn.

De organismen in het bijmengwater zullen geconfronteerd worden met een kortdurende zoutgehalteverhoging met meer dan 10 g per liter. Dicht bij de diffusoruitlaten kan deze verhoging tot ± 280 g zout per liter bedragen indien geen gebruik gemaakt wordt van voorverdunding.

Literatuurreferenties voor een dergelijke situatie zijn niet gevonden, maar aangenomen mag worden dat een aanzienlijk deel van de organismen in het bijmengwater de bijbehorende osmotische shock (3.3.1) niet zal overleven (D. Spaargaren, NIOZ, pers. comm.). Het gaat bij lozing van 3000 m^3 pekkel per uur, om 87.000 m^3 bijmengwater per uur (4.3) Dit volume is in relatie tot het getijdvolume in midden- of binnengebied (resp. $400 \cdot 10^6$ en $117 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per getij) niet zo groot (2.2.3), dat algemene gevolgen voor de ecologie van het estuarium te verwachten zijn. Wel kan de omgeving van de lozingslocatie hierdoor beïnvloed worden, met name omdat de afbraak van het organische materiaal van de dode organismen (met name waarschijnlijk plantaardig en dierlijk plankton) extra zuurstofverbruik met zich meebrengt en daardoor de in 5.2 beschreven gevolgen van een eventuele watergelaagdheid zal versterken.

Indien de pekkelozing wordt beëindigd, kan een herstel van de oorspronkelijke situatie verwacht worden: de beschreven te verwachten effecten zijn reversibel. Eventuele gevolgen van de lozing zullen waarschijnlijk een jaar na het beëindigen hiervan niet meer merkbaar zijn, tenzij een eventuele stratificatie gepaard gaat met bodemverzilting (3.3.5). In dat geval duurt het herstel een aantal jaren.

SUMMARY AND CONCLUSIONS

In this report, a number of environmental aspects connected with brine discharge, the role of salt in estuaries, and the proposed action are described. The Ems-Dollard area is populated by estuarine organisms, adapted to the dynamic environment in many different ways. Salt interferes with the estuarine organisms directly, and indirectly by influencing some physical and chemical properties of the water. Sensitivity differs between groups of organisms (and between species) and is influenced by environmental factors such as oxygen saturation and temperature of the water.

It becomes clear that some consequences of brine discharge will not cause significant changes in the estuarine system, while others possibly would. Furthermore it is remarked that there is considerable uncertainty concerning the place and the way of brine discharge, and the dispersion of the salt over the area.

The following conclusions can be drawn:

1. No effect on the estuary is expected of salt content increasing by 1 o/oo, besides minor shifts in species composition within some organism groups.
2. At the discharge location more or less harmful effects of brine discharge on the environment can be expected:
 - Increase of salt by 2, 5 or 10 o/oo will cause changes in species composition in the discharge area. Several organisms will get severe problems with their osmoregulation when they are suddenly confronted with water containing 5 to 10 g salt per liter more. In the latter case some mortality can be expected.
 - Using the diffusor techniques a high mortality can be expected in the mixing water, because of the osmotic shock caused by the sudden short but violent salt content increase. The ratio between the volume of mixing water ($87000 \text{ m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$) and the tidal volume of the Ems-Dollard estuary ($400 \cdot 10^6 \text{ m}^3$ per tide in the middle area) is such that no severe effects are to be expected on the biological composition of the estuary. Locally, however, this mortality will be of interest.
 - Indirect effects as a result of higher turbidity or changes in water density are expected to be small.
 - If stratification occurs, it can cause mass mortality in the stratified areas, depending on the accompanying rate of oxygen

shortage and toxification. This oxygen shortage will be intensified by the oxygen consumption caused by the mineralisation of the organisms, which are killed and sink to the lower waterlayers. When permanent stratification occurs, mortality is inevitable. In case of temporary stratification the impact depends on the duration of stratification and the oxygen consumption in the lower waterlayer and the bottom. These effects are reversible. It can be expected that within a year the ecosystem will be recovered from possible damage, unless the sediment salt content is raised. Then recovery will take several years. As significant ecological effects are to be expected in the immediate surroundings of the discharge only, the choice of the discharge location is important.

Concerning this choice the following local characteristics are important:

1. The dispersion of the salt. In particular the scale and mobility of the watermass in which higher salinity occurs is important.
2. Whether or not stratification is expected to occur and if so, the physical and chemical consequences of it.
3. The biological richness of the area, water influence, especially the presence of an intertidal zone and salt marshes are of interest.

Recommended is:

- to get a clear and reliable insight in of the salt dispersion around the point of discharge.
- to answer the question whether or not stratification is expected to occur and at what scale.

If a salinity increase (in order of 5 to 10 g per liter) and/or stratification over a larger area cannot be prevented, the following is recommended:

1. further physical and chemical description of the discharge area;
2. inventory of the biological richness of this area;
3. determination of the rate of salinity increase and/of stratification;
4. starting from 1, 2 and 3 a calculation should be made of the expected oxygen shortage, toxification, and its ecological consequences.

LITERATUUR

- Admiraal, W. 1977. Salinity tolerance of benthic estuarine diatoms as tested with a rapid polarographic measurement of photosynthesis. *Mar. Biol.* 39(1): 11-19.
- Anonymus 1959. Symposium on the classification of brackish waters. *Archivio di oceanografia e limnologia* volume XI, Venezia.
- Anonymus 1978. Eemsmond grenzeloos. Werkgroep Eemsmond, Groningen
- Arkel, M.A. van & M. Mulder 1979. Inventarisatie van de macrobenthische fauna van het Eems-Dollard estuarium: soorten, aantallen, biomassa en seizoensfluctuaties. *BOEDE Publicaties en verslagen* 1980(5): 1-40.
- Arkel, M.A. & M. Mulder 1982. Macrobenthische fauna van het Eems-Dollard estuarium: veranderingen in een periode van vijf jaar. *BOEDE publicaties en verslagen* 7.
- Arntz, W.E. 1981. Zonation and dynamics of macrobenthos biomass in an area stressed by oxygen deficiency. In: G.W. Barrett & R. Rosenberg (eds.) John Wiley & Sons Ltd. Stress effects on natural ecosystems.
- Bakker, C. & I. de Vries 1984. Phytoplankton and nutriënt dynamics in saline Lake Grevelingen (SW Netherlands) under different hydrodynamical conditions in 1978-1980. *Neth. J. Sea Res.* 18 (3/4): 191-220.
- Baretta, J.W. 1981. The zooplankton of the Ems estuary. In: N. Dankers, H. Kühn & W.J. Wolff (eds.). *Invertebrates of the Wadden Sea*: 145-153.
- Baretta, J.W. 1980. Het zoöplankton van het Eems-Dollard estuarium: soorten, aantallen, biomassa en seizoensfluctuaties. *BOEDE Publicaties & verslagen* 1980 (5): 40 p.
- BAW 1980. Gastankerzufahrt Eemshaven (LUG). Modelversuche Hamburg, maart 1980.
- Beefink, W.G. 1977a. Salt marshes. In: R.S.K. Barnes (ed.). John Wiley & Sons, London. The coastline: 356 p.
- Beefink, W.G. 1977b. The coastal salt marshes of western and northern Europe: an ecological and physiological approach. In: V.J. Chapman (ed.). Elsevier scientific publishing company, Amsterdam. Wet coastal ecosystems.
- Bennekou, A.J. van, E. Krijgsman-van Hartingsveld, G.C. van der Veer & H.F.J. van Voorst 1974. The seasonal cycles of reactive silicate and

- suspended diatoms in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 8(2/3): 174-207.
- Bergman, M. & N. Dankers 1979. De ecologische consequenties van het omleggen van de Eems door de Dollard. RIN-rapport 79/1.
- Bergman, M.J.N. 1982. Inventarisatie van de oecologie van het Eems-Dollard estuarium en de te verwachten effecten van de immissies van kolenvergassing aan de Eemshaven. NIOZ rapport in opdracht van NV Nederlandse Gasunie, Texel.
- Biebl, R. 1952. Ecological and non-environmental constitutional resistance of the protoplasma of marine algae. *J. Mar. Biol. Assoc. U.K.* 31: 307-315.
- BOEDE-groep 1983. Biologisch onderzoek Eems-Dollardestuarium. BOEDE-publicaties & verslagen 1983-1.
- Bouwman, L. 1977. Meiofauna. BOEDE. Publicaties en verslagen 3: 52-60.
- Bouwman, L.A., K.E. Hemmes, E.B. Janssen & V.N. de Jonge 1983. Distribution, seasonal changes, vertical migratory behaviour and food requirements of some estuarine harpacticoids. BOEDE publicaties en verslagen 65.
- Cadée, G.C. & H.J. Hegeman 1974a. Primary production of phytoplankton in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 8(2): 240-259.
- Cadée, G.C. & H.J. Hegeman 1974b. Primary production of the benthic microflora living on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 8(2): 260-291.
- Chapman, P.M. 1981. Measurements of the short term stability of interstitial salinities in subtidal estuarine sediments. *Est. Coast Shelf Sci.* 12: 67-81.
- Chapman, P.M. & R.O. Brinkhurst 1981. Seasonal changes in interstitial salinities and seasonal movements of subtidal benthic invertebrates in the Fraser River estuary. *B.C. Est. Coast Shelf Sci.* 12: 49-66.
- Colijn, F. 1977. Microphytobenthos en phytoplankton. BOEDE publicaties en verslagen 3.
- Colijn, F. 1978. Primary production measurements in the Ems-Dollard estuary during 1975 and 1976. BOEDE publicaties en verslagen 1.
- Dankers, N. & J.F. de Veen 1978. Variations in relative abundance in a number of fish species in the Wadden Sea and North Sea coastal waters. In: N. Dankers, W.J. Wolff & J.J. Zijlstra (eds.). *Fishes and Fisheries of the Wadden Sea*: 77-105.
- Dankers, N.M.J.A. & K.S. Dijkema 1980. De ecologische effecten van de

- aanvoer van LNG in de Eemshaven. RIN-rapport 80/11.
- Dorrestein, R. & L. Otto 1960. On the missing and flushing of the water in the Ems estuary. Verh. Ned. Geol. Mijnb. Gen. 19: 83-103.
- Dijkema, K.S. 1978. Vegetatie in: Eemsmond grenzeloos. Werkgroep Eemsmond, Groningen.
- Dijkema, K.S. 1983. The salt-marsh vegetation of the mainland estuaries and Halligen. In: K.S. Dijkema & W.J. Wolff (eds.). Flora and vegetation of the Wadden Sea islands and coastal areas. Stichting Veth tot Steun aan Wadenonderzoek, Leiden.
- Fonds, M. & G. van Buure 1974. The influence of temperature and salinity on development and survival of Goby eggs (Pisces, Gobiidae). Hydrobiological Bulletin 8 (1/2): 110-116.
- Fonds, M. 1979. Laboratory observations on the influence of temperature and salinity on development of the eggs and growth of the larvae of *Solea solea* (Pisces). Marine Ecology Progress Series 1: 91-99.
- Hartog, C. den 1959. The epilithic algal communities occurring along the coast of the Netherlands. Wentia deel 1: 1-241.
- Helder, W. & P. Ruurdij 1982. A one dimensional mixing and flushing model of the Ems-Dollard estuary, Calculation of time scales at different river discharges. Neth. J. Sea Res. 15 (3/4): 293-312.
- Hoek, C. van der 1976. Algologisch onderzoek. BOVA publicaties en verslagen 1: 29-42.
- Hoffman, C. 1943. Der Salzgehalt des Seewassers als Lebensfaktor mariner Pflanzen. Kieler Blätter 3H: 160-176.
- Jeffries, H.P. 1962. Salinity space distribution of the estuarine copepod genus *Eurythemora*. Int. Revue ges. Hydrobiol. 47(2): 291-300.
- Jonge, V.N. 1979. Samenvattingen van de voordrachten gehouden op 10-04-79. BOEDE Publicaties & verslagen 1979 (6): 7-15.
- Kessler, H. 1959. Mikroskopische Untersuchungen zur Turgorregulation von *Chaetomorpha linum*. Kieler Meeresforsch. 15: 51-73.
- Kühl H. & H. Mann 1973. Untersuchungen zur Hydrobiologie der unteren Ems. Arch. Fischereiwiss. 23(3): 243-268.
- McIntyre, A.D. 1969. Ecology of marine meiobenthos. Biol. Rev. 44: 245-290.
- McLachlan, J. 1961. The effects of salinity on growth and chlorophyll content in representative classes of unicellular marine algae. Canadian J. of microbiology Vol. 7: 399-406.
- Michaelis, H. 1972. Untersuchungen über das Macrobenthos der

Wesermündung. Jahresbericht Forschungsstelle für Insel- und Küstenschutz der Niedersächsischen Wasserwirtschaftsverwaltung: 77-103.

Michaelis, H. 1981. Intertidal animal Communities of the estuaries of the river Eems and Weser. In: N. Dankers, H. Kühl & W.J. Wolff (eds.). Invertebrates of the Wadden Sea. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden.

Postma, H. 1954. Hydrography of the Dutch Wadden Sea. Arch. Neerl. Zool. 10: 405-511.

Postma, H. 1960. Einige Bemerkungen über den Sinkstofftransport im Ems-Dollard Gebiet. Verh. Kon. Ned. Mijnb. Gen. 19: 103-111.

Postma, H. 1982. Hydrography of the Wadden Sea: movements and properties of water and particulate matter. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden.

Reid, D.M. 1930-32. Salinity interchange between salt water in sand and overflowing freshwater at low tide. J. Mar. Biol. Ass., U.K. 16: 609-614; 18: 299-306.

Reineck, H.E. 1984. Der Salzgehaltsgang und Temperaturgang in der Jade. Senckenberg Institut, Wilhelmshaven.

Reise, K. 1981. The microfauna of the Waddenzee. In: N. Dankers, H. Kühl & W.J. Wolff (eds.). Invertebrates of the Wadden Sea: 207-210.

Remane, A. & C. Schlieper 1971. Biology of brackish waters. Die Binnengewässer Vol. XXII. 2. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlg., Stuttgart: 372 pp.

Reijnders, P.J.H. 1978. Zeehonden. In: Eemsmond Grenzeloos. Stichting Werkgroep Eemsmond, Groningen.

Riemann, F. 1966. Die interstitielle Fauna im Elbe Estuar. Verbreitung und Systematik. Arch. Hydrobiol. 31: 279 p.

Ruardij, P. 1981. Een eendimensionaal model van de transportprocessen in het Eems-Dollard ecosysteem. BOEDE Publ. 8, Verslagen, 1981(3):pp.37.

Rutgers van der Loeff, M.M., F.B. van Es, W. Helder & R.T.P. de Vries 1981. Sediment water exchanges of nutriënts and oxygen ontidal flats in the Ems-Dollard estuary. Neth. J. Sea Res. 15 (1): 113-129.

RWS 1987. Eerste inventarisatie van de gevolgen van de door de Gasunie voorgenomen pekellozing in het Eems-Dollard estuarium in de periode 1990-2000. RWS-notitie: GWWS-87.802.

Schmidt van Dorp, A.D. 1979. Literatuuronderzoek naar de soortenrijkdom van het macrobenthos in relatie tot het zoutgehalte. DIHO rapporten

- en verslagen WZ 1979-5.
- Smit, C.J. 1978. Vogels. In: M. Bergman & N. Dankers (eds.). De ecologische consequenties van het omleggen van de Eems door de Dollard: 128 pp.
- Splunder, M. van 1976. Verspreiding van het zoöplankton in het Eems-Dollard estuarium. BOVA publicaties en verslagen 2.
- Timmerman, A. Vogels. In: Eemsmond grenzeloos. Werkgroep Eemsmond, Groningen
- Vaas, K.F. 1968. De visfauna van het estuariumgebied van Rijn en Maas. Biologisch jaarboek Kon. Natuurw. Genootschap "Dodonea": 115-128.
- Vosjan, J.H. & R.J. Siezen 1968. Reaction between primary production and salinity of algal cultures. Neth. J. Sea Res 4(1): 11-20.
- Vosjan, J. 1978. Energie, afbraak en mineralisatie. In: J. Verwey (ed.). De eenheid van milieu en organismen in de Waddenzee: een overzicht. Mededeling nr. 4 van de werkgroep Waddengebied.
- Waterloopkundig Laboratorium 1987. Verspreidingsstudie pekellozing in Eems-Dollard estuarium. Fase 1 - Vergelijking lozingslocatie en diffusortypen. Konceptrapport Z 231, Waterloopkundig Laboratorium, Delft.
- Wolf, P. de 1978. In: Eemsmond Grenzeloos. Stichting Werkgroep Eemsmond. Groningen.
- Wolff, W.J. 1973. The estuary as a habitat. Zoöl. Verh. Leiden 126: 1-242.
- Wolff, W.J. & A.J.J. Sandee 1971. Distribution and ecology of the decapoda replantia of the estuarine area of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt. Neth. J. Sea Res. 5 (2): 197-226.

De volgende RIN-rapporten kunnen besteld worden door overschrijving van het verschuldigde bedrag op giro 516 06 48 van het RIN te Leersum onder vermelding van het rapportnummer. Uw giro-overschrijving geldt als bestelformulier. Toezending geschiedt franco.

- 85/1 P.Opdam & S.Woldhek, De invloed van roofvogels en uilen op hun prooidieren; een literatuuronderzoek. 33 p. f 6,50
- 85/4 F.Niewold, Hondsdolheid in het Nederlandse grensgebied. I. De periode tot 1980. 29 p. f 5,20
- 85/7 A.W.M.Mol, Hydrobiologische districten in Nederland. 50 p. f 7,30
- 85/9 H.P.M.Hillegers, De stinzenflora van Zuid-Limburg. 53 p. f 7,60
- 85/10 H.Eijsackers, Onderzoek naar zware metalen en zure regen in Zweden. 41 p. f 6,40
- 85/11 M.Aerts, De effectiviteit van angstkreten bij verjaging van roeken *Corvus frugilegus* L. in de landbouw. 98 p. f 14,-
- 85/12 S.Broekhuizen & H.Vink, De dassen van Utrecht en het Gooi; een populatie in de schaduw van het uitsterven. 19 p. f 4,20
- 85/13 K.S.Dijkema e.a., Cumulatie van ecologische effecten in de Waddenzee. 105 p. f 14,75
- 85/15 A.J.de Bakker & H.F.van Dobben, Inventarisatie van epifytische lichenen in Midden-Nederland en de Meijepolder. 37 p. f 6,-
- 85/16 L.M.J. van den Bergh, Ganzenpleisterplaatsen in Nederland. 58 p. + bijlagen. f 14,50
- 85/17 W.Ma & W.H.Diemont, Het kweken van regenwormen in heidecompost en vermicompostering. 43 p. f 6,60
- 85/18 N.Dankers & K.Zegers, Maatregelen ter voorkoming van verdrinking van zeehonden en hun effecten op de visvangst in harderfuiken. 10 p. f 2,60
- 85/19 P.J.H.Reijnders, Verdrinking van zeehonden in fuiken. 10 p. f 2,60
- 85/20 H.M.Beije & G.J.Baaijens, Effecten van ingrepen in de waterhuishouding op de vegetatie in het Beerzedal. 20 p. f 4,50
- 85/21 A.W.M.Mol, De literatuur over Nederlandse aquatische macrofauna tot 1983. 176 p. f 22,-
- 85/22 W.J.Wolff, Het effect van natuur- en milieubeschermende maatregelen op de levensgemeenschappen van de Waddenzee. 18 p. f 3,40
- 85/23 M.A.Binsbergen & W.J.Wolff, Verslag van een oriënterend onderzoek naar de bodemfauna van de Haaksgronden nabij Texel. 28 p. f 5,-
- 85/24 J.B.M.Thissen & M.J.S.M.Reijnen, Effect van verkeer op broedvogels in populierenbossen en grienden. 90 p. f 13,25
- 86/2 N.Dankers e.a., De effecten van het stoppen van de stroming op een mosselbank. 24 p. f 5,50
- 86/4 A.W.M.Mol, Overzicht van de hydrobiologische literatuur in Noord-Brabant. 356 p. f 43,-
- 86/5 J.G.de Molenaar, Een literatuurstudie naar vogelsterfte door het opnemen van hagelkorrels. 16 p. f 4,-
- 86/6 H.M. Beije, Onderzoek de effecten van militaire oefeningen op bodem, vegetatie en fauna. Rapport 16. Samenvattend rapport. 94 p. f 10,-
- 86/7 M.Nooren, Inventarisatie van de houtwallen in het Nationale Park De Hoge Veluwe. 49 p. f 8,-
- 86/8 M.Nooren, Over het verleden van de Hoge Veluwe. 89 p. f 13,50
- 86/9 K.Stoker, De verspreiding van rode bosmieren op de Hoge Veluwe. 110 p. f 15,60
- 86/10 W.Denneman e.a., Zware metalen en hun effecten op natuurwaarden; een case study over de Brabantse Kempen. 76 p. f 12,-
- 86/11 H.N.Leys, Oecologische en vegetatiekundige aspecten van de holwortel (*Corydalis bulbosa*). 132 p. f 19,-
- 86/12 J.A.Sinkeldam, Het plankton van de zandwinplas 'de Kuilen' in het Kuinderbos van 1981-1983. 77 p. f 12,-

- 86/13 M.Platteeuw, Effecten van geluidhinder door militaire activiteiten op gedrag en ecologie van wadvogels. 50 p. f 7,50
- 86/14 N.Dankers, Onderzoek naar de rol van de mossel en de mosselcultuur in de Waddenzee. 36 p. f 6,-
- 86/16 G.Hanekamp & H.M.Beije, Natuurwetenschappelijke aspecten van het machinaal plaggen van heide. 36 p. f 6,-
- 86/17 G.Visser, Verstoringen en reacties van overtuigende vogels op de Noordvaarder (Terschelling) in samenhang met de omgeving. 221 p. f 27,50
- 86/18 C.J.Smit, Oriënterend onderzoek naar veranderingen in gedrag en aantallen van wadvogels onder invloed van schietoefeningen. 44 p. f 7,-
- 86/19 B.van Noorden, Dynamiek en dichtheid van bosvogels in geïsoleerde loofbosfragmenten. 58 p. f 8,50
- 86/20 A.L.J.Wijnhoven, Deltakering Kooидуinen Ameland; biologisch-ecologisch onderzoek. 49 p. f 8,-
- 86/21 G.P.Gonggrijp, Gea-objecten van Limburg. 287 p. f 34,-
- 87/1 W.O.van der Knaap & H.F.van Dobben, Veranderingen in de epifytenflora van Rijnmond sinds 1972. 36 p. f 6,-
- 87/3 F.J.J.Niewold, De korhoenders van onze heideterreinen: verleden, heden en toekomst. 32 p. f 5,-
- 87/4 H.Koop, Het RIN-bos-ecologisch informatiesysteem; achtergronden en methoden. 47 p. f 7,50
- 87/5 K.Kersting, Zuurstofhuishouding van twee poldersloten in de polder Demmerik. 63 p. f 11,-
- 87/6 G.F.Willemsen, Bijzondere plantesoorten in het nationale park de Hoge Veluwe; voorkomen en veranderingen. 92 p. f 13,50
- 87/7 M.J.Nooren, Het verleden van de houtwallen in het nationale park de Hoge Veluwe. 23 p. f 5,-
- 87/8 G.Groot Bruinderink, D.Kloeg & J.Wolkers, Het beheer van de wilde zwijnen in het Meinweggebied (Limburg). 100 p. f 14,50
- 87/9 K.S.Dijkema, Selection of salt-marsh sites for the European network of biogenetic reserves. 30 p. f 5,50
- 87/10 P.Doelman, M.Fredrix & H.Schmiermann, Microbiologische afbraakprocessen als saneringsmethode van met bestrijdingsmiddelen verontreinigde gronden. 225 p. f 27,50
- 87/11 G.J.Baaijens, Effecten van ontwateringswerken in de ruilverkaveling Ruinerwold-Koekange. 64 p. f 9,-
- 87/13 J.A.Weinreich & J.H.Oude Voshaar, Populatieontwikkeling van overwinterende vleermuizen in de mergelgroeven van Zuid-Limburg (1943-1987). 55 p. f 8,-
- 87/14 N.Dankers, K.S.Dijkema, G.Londo, P.A.Slim, De ecologische effecten van bodemdaling op Ameland. 90 p. f 13,50
- 87/15 F.Fahner & J.Wiertz, Handleiding bij het WAFLO-model. 100 p. f 14,50
- 87/16 J.Wiertz, Modelvorming in de projecten van WAFLO en SWNBL. 33 p. f 6,-
- 87/17 W.H.Diemont & J.T.de Smidt, Heathland management in The Netherlands. 110 p. f 15,50
- 87/18 Effecten van de kokkelvisserij in de Waddenzee. 20 p. f 3,75
- 87/19 H.van Dam, Monitoring of chemistry, macrophytes, and diatoms in acidifying moorland pools. 113 p. f 16,-
- 87/20 R.Torenbeek, P.F.M.Verdonshot & L.W.G.Higler, Biologische gevolgen van vergroting van waterinlaat in de provincie Drenthe. 178 p. f 23,-
- 87/21 J.E.Winkelman & L.M.J.van den Bergh, Voorkomen van eenden, ganzen en zwanen nabij Urk (NOP) in januari-april 1987. 52 p. f 7,50
- 87/22 B.van Dessel, Te verwachten ecologische effecten van pekellozing in het Eems-Dollardgebied. 71 p. f 10,-
- 87/23 W.D.Denneman & R.Torenbeek, Nitraatimmissie en Nederlandse ecosystemen: een globale risico-analyse. 164 p. f 21,-