



LITERATUURONDERZOEK NAAR DE MOGELIJKE GEVOLGEN
VAN ZANDWINNING IN DE WADDENZEE

E.T. VAN IERLAND en H.W. VAN DER VEER

Interne Verslagen
Nederlands instituut voor
Onderzoek der Zee, Texel
1982-5

All rights reserved

Internal reports are not to be reprinted or cited, it is only allowed by consent of the Netherlands Institute For Sea Research.

LITERATUURONDERZOEK NAAR DE MOGELIJKE GEVOLGEN
VAN ZANDWINNING IN DE WADDENZEE*

door

E.T. VAN IERLAND en H.W. VAN DER VEER

INHOUD

1. Summary	2
2. Samenvatting	3
3. Gebieden in de Waddenzee waar zandwinning ongewenst is in verband met de bodemfauna en -flora	3
3.1. Inleiding	3
3.2. Huidige kennis	4
3.3. Te verwachten effect in de Waddenzee	5
4. Onderzoek naar de herstelduur van bodemstructuur en bodemfauna en -flora bij verschillende vormen van zandwinning	6
4.1. Inleiding	6
4.2. Huidige kennis	7
4.3. Te verwachten effect in de Waddenzee	9
5. De invloed van zandwinning op de troebelings	10
5.1. Inleiding	10
5.2. Optreden	11
5.2.1. Huidige kennis	11
5.2.2. Waddenzee	12
5.3. Biologische effecten	14
5.3.1. Fauna	14
5.3.1.1. Huidige kennis	14
5.3.1.2. Waddenzee	24
5.3.2. Flora	25
5.3.2.1. Huidige kennis	25
5.3.2.2. Waddenzee	28
5.3.3. Bacteriën	28
5.3.3.1. Huidige kennis	28
5.3.3.2. Waddenzee	29
6. Mogelijke extra sedimentatie buiten het direkte zuiggebied en de gevolgen daarvan op de bodemfauna en -flora	30

* Dit literatuuronderzoek is uitgevoerd in opdracht van Rijkswaterstaat van februari tot juni 1978, voor de werkgroep "Biologisch-ecologisch onderzoek met betrekking tot winning van zand in de Waddenzee c.a."

6.1.	Inleiding	30
6.2.	Huidige kennis	30
6.3.	Te verwachten effect in de Waddenzee	32
7.	Onderzoek naar de gevolgen van zandwinning in de geulen van de Waddenzee op de waterkwaliteit	33
7.1.	Inleiding	33
7.2.	Huidige kennis	33
7.2.1.	Metalen	33
7.2.2.	Nutriënten	38
7.2.3.	Zuurstofgehalte	39
7.3.	Te verwachten effect in de Waddenzee	40
7.3.1.	Metalen	40
7.3.2.	Nutriënten	44
7.3.3.	Zuurstofvraag	47
8.	Effecten van zandwinning op vogels	49
9.	Effecten van zandwinning op zeehonden	49
10.	Literatuur	50
10.1.	Gebieden in de Waddenzee waar zandwinning ongewenst is in verband met de bodemfauna en -flora	50
10.2.	Onderzoek naar de herstelduur van bodemstruc- tuur en bodemfauna en -flora bij verschillende vormen van zandwinning	50
10.3.	De invloed van zandwinning op de troebelings	51
10.4.	Mogelijke extra sedimentatie buiten het direkte zuiggebied en de gevolgen daarvan op de bodemfauna en -flora	53
10.5.	Onderzoek naar de gevolgen van zandwinning in de geulen van de Waddenzee op de waterkwali- teit	54

1. SUMMARY

This report describes the results of a literature review about the possible ecological effects of dredging in the Wadden Sea bij Rijkswaterstaat order.

Formulated are the possible ecological effects of dredging in the Wadden Sea and the chance that these effects will occur during dredging activities. The basis information of this report is formed by literature about dredging and about the Wadden Sea, and by the results of some measurements of a dredging activity in 1977 in a tidal channel (Blauwe Slenk).

The effects of dredging can be subdivided in effects on the water quality, effects on the sediment load of the water and effects on the bottom fauna. In addition some remarks are made about the possible effects on birds and seals.

This review summarizes the literature till June 1978.

2. SAMENVATTING

Dit verslag vormt de weergave van een literatuuronderzoek naar de mogelijke effecten van zandwinning in de Waddenzee, uitgevoerd aan het N.I.O.2. in opdracht van werkgroep II van de stuurgroep "Onderzoek zandwinning Waddenzee" van Rijkswaterstaat.

Getracht is aan te geven welke de mogelijke ecologische gevolgen van zandwinning in de Waddenzee kunnen zijn, en in welke mate deze zullen kunnen optreden. De gegevens van dit verslag zijn gebaseerd op literatuur over zandwinning, literatuur over de Waddenzee en op de resultaten van enige metingen rond een zandwinning in 1977 in een geul, de "Blauwe Slenk".

De effecten van zandwinning kunnen ruwweg verdeeld worden in effecten op de waterkwaliteit, op het sedimentgehalte in het water en op de bodemfauna. Daarnaast worden enige opmerkingen gemaakt over mogelijke effecten door verstoring op vogels en zeehonden.

De literatuur voor dit verslag is bijgewerkt tot juni 1978.

3. GEBIEDEN IN DE WADDENZEE, WAAR ZANDWINNING ONGEWENST IS IN VERBAND MET DE BODEMFAUNA EN -FLORA

3.1. INLEIDING

Bij het winnen van zand in de Waddenzee zal steeds een belangrijk deel van de in het wingebied aanwezige ongewervelde bodem-

dieren vernietigd worden. Zolang nog onbekend is of bodemfauna zich weer hersteld en hoe lang de eventuele herstelperiode duurt, lijkt het raadzaam om geen zandwinningsprojecten in gebieden met een uitzonderlijk rijke of bijzondere bodemfauna uit te voeren.

3.2. HUIDIGE KENNIS

Meer dan de helft van de Nederlandse Waddenzee bestaat uit met laagwater droogvallende platen, waarvan de bodemfauna redelijk goed bekend is (BEUKEMA 1976). In totaal zijn 41 soorten grotere bodemdieren (macrobenthos) onderscheiden: 12 mollusken, 16 polychaeten, 10 crustaceën, 2 echinodermen en 1 coelenteraat. Een zestal van deze soorten leveren gezamenlijk 90% van de biomassa: de op de bodem levende *Mytilus edulis*, de ondiep in de bodem levende *Cardium edule*, *Macoma balthica* en *Nereis diversicolor* en de diep in de bodem levende *Arenicola marina* en *Mya arenaria*.

De gemiddelde biomassa van de macrobenthos is op deze droogvallende platen $27 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$, uitgedrukt in organische stof. In het algemeen geldt, dat als de biomassa aan macrobenthos in een gebied groter is, ook de rijkdom aan soorten groter is. Zowel de grootste biomassa als de grootste soortenrijkdom blijken voor te komen op gebieden met een middelmatig gehalte aan kleideeltjes (1.5 tot 5%) en een niet extreem lange of korte periode van droogvallen. Ongeveer 30% van de droogvallende platen behoort tot dit type gebied. Een lage biomassa en een kleine soortenrijkdom komen in gebieden met een meer extreme ligging voor, die of zeer slikkig of zeer grofzandig zijn..

Het gebied in de eerste km buiten de kust heeft een hoog silt percentage, valt een zeer lange periode droog en is relatief arm aan bodemdieren (biomassa $19 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$). De rijkste

biomassa aan macrobenthos bevindt zich op de droogvallende platen tussen de 1 en 7 km uit de kust (25 tot $42 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$). De rijkste biomassa aan ondiep in de bodem levende dieren, die voor de vogels als voedselbron van belang is, komt voor op deze gebieden tussen de 1 en 3 km vanaf de kust. Verder dan 7 km uit de kust neemt de biomassa op de platen snel af tot $13 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ op gebieden, die slechts 0.6% silt bevatten. In het algemeen neemt de biomassa op de platen af, wanneer deze gedurende een kortere periode droogvallen, een lager percentage silt bevatten en het bovenstaande water een grotere stroomsnelheid bezit. Platen, die beneden de gemiddelde laagwaterlijn liggen hebben een zeer geringe biomassa: 10 tot $15 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$. Hetzelfde principe geldt voor de geulen in de Waddenzee. Geulen, die dieper, zandiger en sterker stromend zijn, bezitten een geringere biomassa (tot enkele grammen per m^{-2}).

In de Waddenzee, waar de verandering in de tijd groter is dan in de ruimte, zijn nauwelijks gebieden met een permanente bezitting van bijzondere soorten of soortencombinaties te verwachten. Het enige bekende voorbeeld van een gebied met een afwijkende bodemfauna is de zandplaat "Stompe" bij de Afsluitdijk (BEUKEMA & SWENNEN, 1973).

3.3. TE VERWACHTEN EFFECT IN DE WADDENZEE

Zolang niet bekend is of volledig herstel van vernietigde bodemfauna optreedt en binnen welke periode dit plaatsvindt, kan in het algemeen aangenomen worden, dat de grootste potentiële schade aan bodemfauna door zandwinnen in de rijkere gebieden veroorzaakt zal worden. Zandwinning in gebieden met een grote biomassa en soortenrijkdom van de macrofauna zal tot grote ecologische schade leiden door het belang van deze gebieden als fourageergebied voor vogels en vissen. Ditzelfde geldt voor gebieden met een zeer grote biomassa, zoals de kokkel- en mosselbanken die bovendien van economisch belang zijn.

De rijkste gebieden in de Waddenzee liggen in principe op de droogvallende platen tussen de 1 en 7 km uit de kust, terwijl de biomassa van het macrobenthos buiten deze zone afneemt met het dieper worden van het gebied, met afnemend siltgehalte van het sediment, met extreem lange of korte expositieduur en met grotere stroomsnelheid van het bovenstaande water.

Te verwachten valt, dat zandwinnen in de diepste, meest zandige en snelstromende geulen van de Waddenzee het minste nadelig effect op de bodemfauna zal hebben.

4. ONDERZOEK NAAR DE HERSTELDUUR VAN BODEMSTRUCTUUR EN BODEMFAUNA EN -FLORA BIJ VERSCHILLENDE VORMEN VAN ZANDWINNING

4.1. INLEIDING

Bij zandwinningswerkzaamheden wordt tezamen met het te winnen sediment de aanwezige bodemfauna en -flora verwijderd. Niet al het uit de bodem losgemaakte materiaal wordt gewonnen, een gedeelte wordt bij de winning in de watermassa geresuspendeerd, een ander gedeelte stroomt in de overflow vanuit het schip weer terug in het water. Na afloop van de werkzaamheden zal de bodem zich weer stabiliseren, waarbij zich òf de oorspronkelijke bodem herstelt, òf een ander type sediment gevormd wordt. Als de oorspronkelijke bodem zich herstelt, kan dit eventueel leiden tot herstel van de oorspronkelijke bodemfauna en -flora. Vorming van een ander sediment of slechts gedeeltelijk herstel van de oorspronkelijke bodem kan een blijvende verandering van de bodemfauna betekenen. De invloed van een verstoorde bodemfauna en -flora op de voedselketen is onbekend, zolang de grootte van de tijdelijke en van de blijvende verstoringen van de bodemstructuur, bodemfauna en -flora tijdens en na de zandwinningswerkzaamheden niet gekwantificeerd zijn.

4.2. HUIDIGE KENNIS

Verondersteld wordt, dat baggerwerkzaamheden een verarming of zelfs een totale vernietiging van de macrofauna in de bodem tot gevolg hebben (WINDOM, 1976). Na beëindiging van de baggerwerkzaamheden kan herbevolking van de bodemfauna optreden. Voordat herkolonisatie kan optreden moet de bodem zich eerst geheel of gedeeltelijk hersteld hebben. (REISH, 1961; MAY, 1973). De herstelduur van de bodem is zowel afhankelijk van de afmetingen van de zandwininput (McCAULEY et al., 1977), als van het type nieuwgevormd sediment.

Wanneer zich een stevig sediment vormt, dan kan herkolonisatie binnen korte tijd optreden. In bepaalde gevallen heeft zich binnen twee jaar weer een climaxgemeenschap gevormd (REISH, 1961). Vormt er zich echter een zacht sediment, dan duurt het herstel van de bodem veel langer, omdat eerst consolidatie tot een meer geschikte bodemstructuur moet plaatsvinden. Herbevolking kan dan aanzienlijk langer duren of treedt helemaal niet op (TAYLOR et al., 1968). KAPLAN et al., (1974) constateren aanzienlijke verschillen in rekolonisatiesnelheid van de fauna in verschillende substraten.

Afhankelijk van het type sediment, dat op de zandwinningplaats ontstaat, zal de oorspronkelijke fauna zich herstellen, of kan zich een nieuwe benthische levensgemeenschap ontwikkelen. HARRISON et al., (1964) vinden echter na afloop van baggerwerkzaamheden geen relatie tussen de diverse typen sediment en de bodemgemeenschap. Indien na afloop van de zandwinning het sedimenttype niet veranderd is, treedt er vaak een herstel van de oorspronkelijke fauna op. Zo beschrijven STICKNEY et al., (1976) en WINDOM (1976) voor drie verschillende gebieden een volledige rekolonisatie van de oorspronkelijke fauna binnen twee tot vijftien maanden. Als het sedimenttype na het

baggeren wel veranderd is, ontstaat vaak een veranderde bentische levensgemeenschap (KAPLAN et al., 1974) terwijl in sommige gevallen helemaal geen rekolonisatie optreedt. WINDOM (1976) constateert, dat na het baggeren van een kanaal in Boca Ciaga Bay, waarin vervolgens kleiïg materiaal sedimenteerde, rekolonisatie niet meer plaatsvond. Overigens moet onderscheid worden gemaakt tussen herstel van de biomassa, die in sommige gevallen al na 2 maanden voltooid is (MAY, 1973; STICKNEY et al., 1976) en ecologisch herstel, dat veel langer duurt, minimaal één jaar (HARRISON et al., 1964; REISH, 1961; MAY, 1973).

Rekolonisatie kan òf door adulten, òf door larven, òf door beide plaatsvinden. Vaak gaat rekolonisatie door adulten gepaard met een korte herstelduur van de biomassa (HARRISON et al., 1964; STICKNEY et al., 1976; WINDOM, 1976; McCAULEY et al., 1977).

Deze vorm van rekolonisatie kan òf vanuit de omliggende gebieden plaatsvinden, òf door het terugstromen van bodem-materiaal met fauna-elementen tijdens het baggeren, òf doordat begraven organismen zich weer uitgraven (McCAULEY et al., 1977). Het aanwezige zijn van gebieden met dezelfde levensgemeenschappen in de direkte omgeving van de zandwinning is dus van belang bij de rekolonisatie. Bij baggeren met sleepzuigers blijven in het wingebied heuveltjes met oorspronkelijke fauna achter, van waaruit snelle rekolonisatie kan plaatsvinden door de zich daarin bevindende adulten (McCAULEY et al., 1977). Rekolonisatie door larven, zoals beschreven is door FLEMER et al. (1980), MILEIKOVSKY (1970) en ROSENBERG (1976) kan slechts in bepaalde perioden van het jaar optreden. OLIVER (1976) stelt daarom voor om bij timing van baggerwerkzaamheden zoveel mogelijk rekening te houden met de reproductiecyclus van de bodemgemeenschap.

Slechts één studie is bekend naar de invloed van baggerwerkzaamheden op de meiofauna. Hoewel biomassaherstel na ruim 1 jaar optrad, bleek de rekolonisatie wat betreft de diversiteit na 10 jaar nog niet voltooid te zijn (PEQUEGNAT, 1975). Door de grootte van de meiofauna t.o.v. de macrofauna stelt PEQUEGNAT dat deze veel betere en meer gevoelige indicatororganismen zijn voor de invloed van baggerwerkzaamheden op de bodemfauna.

Naast de macrofauna en de meifauna worden ook de microorganismen in en op de bodem door baggerwerkzaamheden beïnvloed. May (1973) schrijft een verhoogde produktiviteit rond het wingebed tot aan een verhoogde bacteriële aktiviteit, als gevolg van aeratie van de sedimenten. Eveneens vindt GRIMES (1974) tijdens baggerwerkzaamheden een verhoogde bacteriële aktiviteit. Deze wordt volgens hem veroorzaakt door aan zand gebonden bacteriën, die bij verstoring van het sediment vrijkomen.

4.3. TE VERWACHTEN EFFECT IN DE WADDENZEE

Vanuit de literatuurgegevens is geen voorspelling te maken over de herstelduur van zowel de bodemstructuur als de bodemfauna in de Waddenzee. Gezien het dynamisch karakter van de Waddenzee zou men kunnen verwachten, dat verstoring van het bodemprofiel door zandwinning in de geulen weer spoedig zal worden opgeheven, enerzijds door zandaanvoer, anderzijds door de afvlakkende werking van de watermassa. Toch is uit lodingsgegevens van Rijkswaterstaat bekend, dat oude zandwinputten in de geulen na enige jaren nog steeds niet geheel opgevuld en verdwenen zijn (geg. RWS Hoorn). Dit betekent dat de effecten van zandwinning van relatief lange duur kunnen zijn. Gegevens van bodemfauna in de geulen voor en na zandwinning

ontbreken voor de Waddenzee. Alleen is bekend, dat t.o.v. de platen de biomassa in de geulen gering is (platen: 27 gram asvrij drooggewicht, geulen: 2 gram asvrij drooggewicht, BEUKEMA, 1977).

5. DE INVLOED VAN ZANDWINNING OP DE TROEBELING

5.1. INLEIDING

Troebeling is geen duidelijk omschreven fysisch begrip. De term kan slaan op de hoeveelheid in het water gesuspenderde deeltjes of op de gevolgen die deze deeltjes hebben voor de doordringing van licht in het water. De hoeveelheid deeltjes kan uitgedrukt worden in grammen of in aantallen per liter, de mate van doordringing van licht in procenten transmissie, met behulp van extinctiecoëfficiënten, of met behulp van een Secchi-schijf. Deze twee soorten maten zijn in het algemeen niet vergelijkbaar: naast de massa of het aantal zijn ook de aard en grootte van de deeltjes bepalend voor het doorlaten van licht. Voor één bepaald water kan vaak echter wel een verband gevonden worden: de afleesdiepte van de Secchi-schijf is dan omgekeerd evenredig met het aantal grammen sediment per liter. Elk water heeft zo zijn eigen verband. Als er ook sprake is van getij-invloed bestaat dit verband wel ongeveer voor een vast punt, over het getij, maar is het niet voor alle punten hetzelfde (POSTMA 1961). Deze relatie geldt alleen als bij een verhoging van het sedimentgehalte de verschillende soorten deeltjes in gelijke mate verhoogd worden. Bij zandzuigen is dit zeker niet het geval, daar direkt na de opwerveling het bezinken begint en grotere deeltjes sneller bezinken dan kleinere.

Beide aspecten van troebeling kunnen biologische gevolgen hebben.

5.2. OPTREDEN

5.2.1. Huidige kennis

Zandzuigen veroorzaakt troebeling. Niet al het van de bodem losgemaakte materiaal wordt opgezogen, een deel gaat in suspensie.

De belangrijkste oorzaak van de troebeling is echter de "overflow" : het zand-watermengsel dat opgezogen wordt bevat ongeveer 20% zand, als de laadbak vol is, zit daar dus 80% water in. Telkens als de bak verder wordt gevuld stroomt er een hoeveelheid water met gesuspendeerd sediment uit : de "overflow".

De sedimentconcentraties die hierbij ontstaan, kunnen dichtbij de zandzuiger zeer hoog worden, maar zullen op enig honderden meters afstand in het algemeen in estuaria maximaal van de zelfde grootte orde zijn als de maximale concentraties die onder extreme natuurlijke omstandigheden (bijv. storm) kunnen optreden (MAY 1973).

De verspreiding van ruimte en tijd van dit sediment hangt af van de korrelgrootte en - vorm, van het soortelijk gewicht, en van de diepte, stroomsnelheden en -richtingen ter plaatse.

Een wolk van enkele kilometers doorsnede kan gemakkelijk ontstaan. In de Baie de Seine werd verhoogde troebeling gemeten over een gebied van 50 - 70 km², d.w.z. een wolk van ongeveer 9 km doorsnede (ICES 1975). MAY (1973) vindt nog een verhoging op 3 km afstand. Anderen vinden een invloed tot op enige honderden meters (INGLE 1952, MACKIN 1960).

Een moeilijkheid bij de bepaling van de grootte van het gebied waarin verhoogde troebeling optreedt is dat de variatie in de natuurlijke waarden in het omliggende gebied en in de wolk erg groot kan zijn, zodat erg veel waarnemingen nodig zijn. Luchtfoto's ondervangen dit, maar geven ook niet altijd

een goed beeld, omdat die slechts de troebeling aan de oppervlakte laten zien, terwijl die in diepere lagen veel groter kan zijn. Vooral dicht bij de bodem kunnen erg grote concentraties ontstaan. De deeltjes gaan elkaar dan hinderen bij het bezinken en vormen zo een zwevende modderlaag, "mudflow", waarin concentraties van 10 tot $175 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ kunnen voorkomen (MAY 1973). Deze "mudflow" kan zich heel anders gedragen dan de oppervlakkige troebeling (MAY 1975, BRETT 1976).

Over de duur van de troebeling wordt in het algemeen gezegd dat hij "kort" is. BRETT (1976) heeft het over enkele dagen, FLEMER et al., (1968) over enkele uren.

Bij het bepaling van de duur van de troebeling treden echter dezelfde problemen op als bij het meten van de uitgestrektheid, maar dan nog erger. Als de wolk niet meer onderscheiden kan worden van de omgeving wil dat niet zeggen dat hij verdwenen is, maar kan hij ook verspreid zijn in de omgeving. Een deel zakt snel uit, maar de kleine deeltjes kunnen ver verspreid worden. Zo werd in de Baie de Seine nog 10% van het silt 6-12 km verder zwevend aangetroffen. Deeltjes groter dan $40 \mu\text{m}$ zakten echter binnen 1,5 km uit.

Van de mudflow is bekend dat hij zeer lang kan bestaan: voor hij enigszins vast wordt moet hij ontwateren en dat kan wel enige maanden duren (MAY 1973).

5.2.2. Waddenzee

De natuurlijke troebeling in de Waddenzee vertoont een enorme variatie. Factoren die er invloed op hebben zijn getij, stroomsnelheid en -richting, windsnelheid, -duur en -richting, seizoen en plaats. De meeste waarden liggen tussen 0,01 en $0,1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$, in de Westelijke Waddenzee gemiddeld ongeveer $0,02 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$, in de Oostelijke $0,07 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$, maar bij storm kunnen veel

hogere waarden voorkomen (MANUELS & POSTMA 1974).

Door deze variatie bleek het niet mogelijk aan de hand van meetgegevens van 1977 (9 punten, monsters van 27 dagen met, en 11 dagen zonder zuigen) een significante verhoging aan te tonen van de fraktie kleiner dan $50 \mu\text{m}$, hoewel de gemiddelde waarde van de drie van de drie dichtstbijzijnde punten, tot op 2-3 km afstand, hoger waren met zuigen dan zonder : respectievelijk ca $0,025$ tegen ca $0,019 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ (IJNSEN 1978). De gemiddelde Secchi-waarden voor die punten warden ca $1,17 \text{ m}$ tegen ca $1,25 \text{ m}$.

Luchtfoto's zouden waarschijnlijk wel een verhoging te zien hebben gegeven, maar die zijn, voor zover bekend, niet gemaakt. Een luchtfoto van een zandwinning in 1974 bij Oosterbierum laat een deel van een troebelingswolk zien, waaruit opgemaakt kan worden dat deze zeker twee, en waarschijnlijk drie km lang is.

De troebeling kan theoretisch onderscheiden worden in twee gebieden: het sterk beïnvloede gebied, waarschijnlijk mogelijk slechts enkele kilometers lang en nog minder breed, waarin nog erg veel deeltjes bezinken, en een gebied daar omheen, dat maximaal het hele kombergingsgebied kan beslaan afhankelijk van de mate waarin menging optreedt in dat kombergingsgebied, waarin alleen een verhoging van de fraktie is die vrijwel niet meer bezinkt.

De kumulatie die in het eerste gebied kan optreden wordt waarschijnlijk niet veroorzaakt doordat dezelfde watermassa de zandzuiger verschillende malen passeert: de deeltjes bezinken immers binnen enige getijden, maar eerder doordat bij lage stroomsnelheid bezonken deeltjes bij een volgende hoge stroomsnelheid weer opwervelen. De kumulatie in het gebied met een concentratieverhoging van zeer kleine deeltjes hangt af van de hoeveelheid per getij in suspensie gebracht materiaal,

en van de verversingstijd van dat gebied. Met een verversing per getij van bijvoorbeeld 25% is de maximale concentratie die kan ontstaan vier maal zo groot als de concentratie die ontstaat na zandzuigen over één getij. Deze maximale evenwichtsconcentratie kan theoretisch bereikt worden na ca tien getijden. Wordt er alleen tijdens normale werkuren gezogen dan is de maximale concentratie 2,2 maal de concentratie na één getij zuigen. Deze wordt ook na vijf dagen bereikt. Onder deze omstandigheden is na acht getijden niet zuigen 90% weggespoeld.

Voor de troebeling ten gevolge van zandzuigen in de Blauwe Slenk is geprobeerd een logaritmisch verband te vinden tussen afleesdiepte van de Secchi-schijf en sedimentgehalte van kleiner dan $50 \mu\text{m}$ in $\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ (IJNSEN 1978). Dit is niet goed gelukt, maar uit de gegevens kan wel opgemaakt worden dat een verhoging van bijvoorbeeld 0,02 tot $0,03 \text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, zoals die door zandzuigen gemakkelijk kan ontstaan, een afname in afleesdiepte ten gevolge heeft van ongeveer 1,35 tot 1,10 m, een reductie van ca 20%. Onder de aanname dat de euphotische zone, de zone waarin fotosynthese plaatsvindt, altijd drie keer zo diep is als de afleesdiepte van de Secchi-schijf (CADÉE & HEGEMAN 1974) neemt deze met hetzelfde percentage af.

Het voorkomen van een "mudflow" lijkt in de Waddenzee door de sterke menging niet waarschijnlijk, maar mag op grond van de literatuur en de metingen in de Blauwe Slenk niet worden uitgesloten, ook al omdat hiernaar nog geen veldonderzoek is gedaan.

5.3. BIOLOGISCHE EFFECTEN

5.3.1. Fauna

5.3.1.1. Huidige kennis

Vissen

CAIRNS (1967) geeft een overzicht van een aantal onderzoeken

naar de tolerantie van vissen voor troebeling. Er is zeer veel onderzoek naar gedaan. De meeste echter met erg hoge concentraties, vaak tot $200 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$, en over korte periodes, bijvoorbeeld enkele dagen. Vissen blijken dan over het algemeen zeer goed bestand te zijn tegen troebeling. De laagste dodelijke waarde die CAIRNS aanhaalt is $16 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$, bij een proefduur 13 dagen, de hoogste $225 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ voor vijf dagen. Daar bij zandzuigen veel lagere concentraties voorkomen over een veel langere periode, zijn deze resultaten niet erg van belang. Bovendien werd bij deze proeven alleen gekeken naar sterfte op korte termijn en niet naar sublethale effecten of effecten op de voortplanting.

BUCK (1956) doet een aantal proeven over twee jaar met veel geringere concentraties. Hieruit blijkt dat troebeling negatieve invloed heeft op groei en reproductie. De invloed is al merkbaar bij concentraties van $0,05 - 0,1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ en sterk bij concentraties van $0,1 - 0,2 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$

HERBERT & MERKENS (1961) en HERBERT et al., (1961) vinden vergelijkbare resultaten voor forellen : $0,03 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ zou onschadelijk zijn, $0,09 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ voor enige maanden nog goed te verdragen, maar waarden boven de $0,27 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ hebben een duidelijk negatief effect. Dan worden ook aangetaste kieuwen en vinnen gevonden. De kieuwen worden beschadigd door het sediment, en de vinnen blijken gevoeliger voor infecties. Deze proeven werden gedaan met respectievelijk, porceleinaarde, diatomeeënaarde en met China Clay van $2-60 \mu\text{m}$.

O'CONNOR, NEUMANN & SHERK (1976) hebben eerst voor een aantal estuarine soorten de lethale dosis vastgesteld, en vervolgens de sublethale gevolgen van geringere concentraties bekeken (O'CONNOR, NEUMANN & SHERK 1977).

De dosis diatomeeënaarde waarbij 10% sterft in 24 uur lag

voor de meeste vissen boven de $1 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$, voor een aantal zelfs boven de $10 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$. Relatief gevoeliger bleken jonge vissen en vissen met een hoge zuurstofbehoefte. Ongevoeliger waren vissen die dichtbij de bodem leefden. De doodsoorzaak bleek zuurstofgebrek. Van het iets grovere natuurlijke sediment bleek een hogere concentratie nodig te zijn om sterfte te veroorzaken. Grovere deeltjes zouden de kieuwen verstoppen, kleine deeltjes het uitwisselingsoppervlak egaal bedekken. Dit laatste geeft per gram een groter effect.

Sublethale effecten waren ook aanwezig : na blootstelling aan $0,65 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ diatomeeënaarde traden er soms histologische veranderingen op in de kieuwen, waardoor de gasuitwisseling bemoeilijkt werd. Onderzoek van het bloed wees uit dat de vissen op troebeling reageerden alsof ze zuurstofgebrek hadden: het aantal rode bloedlichaampjes en het haematocritgehalte waren toegenomen. Het lijkt er dus op dat de verminderde mogelijkheid tot gasuitwisseling in de kieuwen wordt opgevangen door een verhoging van de zuurstofopname capaciteit van het bloed.

Eén bodembewonende soort werd op glycogeengehalte onderzocht. Glycogeen is een reservestof die in de lever wordt opgeslagen. Hoewel deze vissoort dus aan grote troebeling gewend is, bleek hij onder troebele omstandigheden, $1,25 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ diatomeeënaarde minder glycogeen opgeslagen te hebben dan in schoon water, wat betekent dat de troebeling hem toch extra energie kost.

Ook werd gesignaleerd dat een deel van het sediment, vooral de kleinere fracties, via de kieuwen in de maag terecht kan komen. Vooral als het sediment vervuild is kan dit ernstige gevolgen hebben.

De effecten op eieren en larven zijn onderzocht door AULD

& SCHUBEL (1978). Zij onderzochten in het laboratorium de effecten op eieren en larven van zes estuarine soorten van natuurlijk sediment met een gemiddelde grootte van 1-4 μm . De gebruikte concentraties varieerden van 0,001 tot $\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$, de tijdsduur was enige dagen.

Lager dan $1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ werd geen effect op het uitkomen van de eieren gevonden; bij $1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ vertoonden de eieren van twee soorten verminderde levensvatbaarheid. Larven reageerden al negatief bij lagere concentraties: $0,5 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ gaf voor twee soorten een grotere sterfte, $0,1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ al voor één soort. Deze resultaten moeten echter voorzichtig gebruikt worden, daar "geen effect" eigenlijk "geen significant effect" betekent. Toch kan hieruit wel opgemaakt worden dat larven en eieren tamelijk goed bestand zijn tegen troebeling, daar bij hoge concentraties als $1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ nog erg veel larven en eieren zich normaal gedragen.

Voor vissen die met behulp van hun ogen jagen, zoals schar en haring, kan troebeling schadelijk zijn, omdat ze dan hun prooi minder goed kunnen zien. De optimale lichtintensiteit voor de voeding van haring is 100 - 1000 lux (BLAXTER & HOLIDAY 1963 en BLAXTER 1966). Wat dit voor praktische betekenis heeft is moeilijk te zeggen, daar in hetzelfde artikel POSTUMA (1957) wordt aangehaald, die zegt dat haring in de Noordzee liefst op dieptes zit met minder dan 1 lux licht.

Laboratoriumproeven van WILDISH, WILSON & AKAGI (1977) hebben aangetoond dat haring troebeling soms vermijdt: $0,02 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ fijn materiaal werd vermeden, voor iets grover materiaal was $0,035 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ nodig voordat er reactie optrad. Of dit effect werkelijk aan troebeling te wijten was of aan toxische stoffen kon echter uit de proeven niet opgemaakt.

Nog een mogelijk gevolg van troebeling voor vissen is

het volgende : Gedrag van vissen, zoals paaigedrag of trekgedrag, wordt soms bepaald door geringe concentraties organische stoffen in het water (HASLER 1960). Opgewerveld sediment zou deze stoffen misschien kunnen adsorberen of neerslaan (HILL & PAWLAK 1977).

Tweekleppigen

Over de gevolgen van troebelings op oesters en mosselen en andere tweekleppigen bestaat in de literatuur nogal wat verschil van mening.

INGLE (1952) meldt dat volkomen gezonde Amerikaanse oesters zijn gevonden binnen 75 m van een baggerschip. Hij voerde ook een aantal bioassays uit : hij hing kooitjes met oesters op, binnen en buiten het troebele gebied. Eénmaal met 40 oesters in iedere kooi : na een maand waren er twee dood in de controle en drie in de experimentele kooi. De andere proef werd gedaan met 100 oesters in iedere kooi. Daarbij waren na 25 dagen geen dode in de controle, maar negen in de experimentele. Omdat er niet significant meer doden vielen door de troebelings trok hij hieruit de conclusie dat deze geen kwaad kon. Bedekking met een dikke laag silt zou echter wel kwaad kunnen.

LUNZ (1938) komt of grond van veldwaarnemingen tot dezelfde conclusie.

MACKIN (1960) deed o.a. een aantal laboratoriumproeven met sedimentconcentraties tot $0,7 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$. Hij vindt daarbij geen negatieve invloed noch op sterfte, noch op pompsnelheid.

LOOSANOFF (1962) geeft een overzicht van een groot aantal door hem en anderen uitgevoerde experimenten met oesters. Hij vindt wel een negatieve invloed. Tot ongeveer $0,01 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ silt is de pompsnelheid onafhankelijk van de concentratie, van $0,01$ tot $0,1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ neemt hij toe, maar boven $0,1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ kan een

zeer sterke reductie optreden. Bij $0,1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ silt is de reductie bijvoorbeeld 57%, bij $1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ 81%. Deze reductie kan voor verschillende soorten gesuspenseerd materiaal verschillend zijn. Klei geeft bijvoorbeeld gemiddeld een iets lagere reductie dan silt. De oesters vertoonden ook onregelmatige schelpbewegingen, waarbij vaak pseudofaeces werden uitgestoten. Niet al het silt werd zo verwijderd : er werd ook silt in de maag aangetroffen. Bij hoge concentraties stopten de oesters soms helemaal met pompen en sloten zij hun schelpen. Werd er weer schoon water aangevoerd, dan werd de oude snelheid of een hogere snel hernomen.

Bovenstaande proeven waren korte-termijn proeven : 3 - 6 uur. LOOSANOFF (1962) maakt ook kort melding van lange-termijn proeven. Bij hoge troebeling bleven oesters dan soms enige weken gesloten.

Bij lange-termijn proeven werd ook sterfte aangetoond : mosselen sloten zich bij grote troebeling en gingen uiteindelijk dood. Mogelijk door gebrek van voedsel of door verstikking, doordat de kieuwen verstopt waren. LOOSANOFF vermeldt hier zich echter bij dat de hoge temperatuur waaronder de proef plaats vond, 20°C , ook een rol zal hebben gespeeld. Troebelingscijfers worden helaas niet genoemd, maar "hoog" betekent voor LOOSANOFF waarschijnlijk toch wel enkele grammen.

Dit komt overeen met de resultaten van PEDDICORD (1976) voor mossels: na tien dagen in $56 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ bentoniet, een fijn soort anorganischsediment, was slechts 10% van de mossels dood. Natuurlijk sediment had aanzienlijk meer effect: 15% doden bij $15 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$, maar zelfs op grond daarvan mag men mossels erg tolerant noemen.

Lage concentraties silt, tot $0,1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ hadden volgens proeven van WINTER (1975) een gunstig effect. Onder optimale

voedingsomstandigheden groeiden mossels met meer silt beter dan met minder.

WINTER (1972) heeft ook gekeken naar de effecten van "redmud" op de groei van mossels. Deze redmud bestaat voornamelijk uit ijzerhydroxide, een zeer fijn verdeeld industrieel afvalprodukt, waarvan aangenomen wordt dat het niet toxisch is. Hij vond dat de uitzonderlijk lage concentratie van $0,007 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ over enkele maanden een significante afname in gewicht tot gevolg had.

THEISEN (1977) laat zien dat mossels zich kunnen aanpassen aan troebelingsomstandigheden: mossels uit troebele gebieden vertoonden een geringere afname in voedingssnelheid bij kunstmatig verhoogde troebelingsomstandigheden dan mossels uit relatief heldere gebieden. Bij $0,182 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ talk was deze afname respectievelijk 29 en 51%.

Een moeilijkheid bij dit soort onderzoek is dat tweekleppigen erg gevoelig zijn voor laboratoriumomstandigheden en anderszins dat pompsnelheid niet hetzelfde is als voedingssnelheid (JØRGENSEN 1966). Tenslotte kunnen verschillende soorten tweekleppigen verschillend reageren. Zelfs oesters van dezelfde soort maar afkomstig van verschillende plaatsen reageren soms anders. (LOOSANOFF 1962).

Het neerslaan van organische stoffen kan ook voor tweekleppigen gevolgen hebben: KORRINGA (1952) haalt COLLIER, RAY & MAGNITZKIE (1950) aan, die vonden dat de pompsnelheid van oesters mede afhankelijk was van een onbekende stof in het water. Als een dergelijk proces ook meespeelt in de proeven van LOOSANOFF et al., wordt de interpretatie van de resultaten met betrekking tot de gevolgen van troebelingsomstandigheden wel erg moeilijk.

Het effect op eieren en larven van *Venus Mercenaria*, *Crasostrea virginica* (Amerikaanse oester) en *Ostrea edulis* (Europese oester) is onderzocht door DAVIS (1960) en DAVIS & HIDU

(1969). Over het algemeen blijken eieren en larven zeer goed bestand te zijn troebeling. Andere algemene conclusies zijn uit deze onderzoeken niet te trekken. Er was een groot verschil in reactie tussen de drie soorten onderling, tussen eieren en larven, en op de verschillende geteste materialen. Zo leken grotere deeltjes, silt, relatief slechter te zijn voor oestereieren, en kleinere, klei of diatomeeënaarde, voor *Venus*-eieren. Bij $0,5 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ silt kwam 31% van de oester-eieren uit, tegen 99% van de *Venus*-eieren. Bij $0,5 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ klei of diatomeeënaarde echter 100% van de oester, tegen 40-50% *Venus*. Dit grootte-effect was echter niet te bevestigen met goed op grootte gesorteerde suspensies van silicium-dioxide : niet alleen was er voor die formaten deeltjes geen verschil in reactie tussen *Venus* en oester, noch een verschil in reactie op de drie suspensies, maar ook bleek de tolerantie veel hoger : tot $2 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ kwamen vrijwel alle eieren uit. Zelfs bij $4 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ kwam nog meer dan 50% uit.

De effecten of larven geven een even verwarrend beeld te zien : De Europese oesterlarf verdroeg $4 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ silt en diatomeeënaarde goed, de *Venus* $4 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ silt wél, maar $1 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ diatomeeënaarde weer niet.

De Amerikaanse oester was al slecht bestand tegen $0,75 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ silt, maar verdroeg diatomeeënaarde en klei weer beter dan *Venus*. In deze serie kon met silicium-dioxide wél een grootte-effect worden aangetoond : kleine deeltjes hadden duidelijk meer effect, maar niet zoveel als verwacht mocht worden op grond van de resultaten met diatomeeënaarde en klei.

Bij deze proeven bleek het maagdarmkanaal van Amerikaanse oester en *Venus* verstopt te zitten met kleine deeltjes. De Europese oester was beter in staat de opname hiervan te vermijden.

Larvengroei werd ook door troebelings beïnvloed. Amerikaanse en Europese oesterlarven groeiden minder bij concentraties van $0,75 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ silt. *Venus*-larven groeiden dan nog wel goed; daar trad pas duidelijk reductie op bij $2 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$. Voor klei was het resultaat juist omgekeerd: terwijl *Venus*-larven bij $1 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ allemaal doodgingen groeiden oesters juist wel goed. Ook hierbij bleek het effect van klei sterker te zijn dan dat van silicium-dioxide van minder dan $5 \mu\text{m}$ doorsnede, zodat aangenomen moet worden dat andere factoren dan korrelgrootte ook een rol spelen. Toxische stoffen bijvoorbeeld, die bij het chemisch neutrale silicium-dioxide niet voorkomen.

Silt in kleine concentratie gaf een verbeterde groei te zien ten opzichte van de controle. Dit wordt geweten aan het absorberen van toxische stoffen uit het water, of aan de invloed op de pH die het silt had.

Het andere aspect van troebelings, de lichtbeperking, kan ook effect hebben op tweekleppigen: kokkels zijn lichtgevoelig. Ze komen in de Waddenzee voor tot op ongeveer drie meter diepte, in de Noordzee tot op 15 - 20 m. Het is mogelijk dat daar dezelfde hoeveelheid licht komt. De kokkel reageert op de schaduw van een vis, bijvoorbeeld een schol, met het intrekken van zijn siphonen, zodat deze niet afgebeten kunnen worden. Lichtbeperking zou mogelijk deze reactie kunnen vertragen (KRISTENSEN 1957).

Andere soorten

PEDDICORD (1976) heeft een groot aantal niet met name genoemde estuarine evertebraten (en vissen) onderzocht op troebelings-tolerantie. De eerste proeven werden gedaan met porceleinaarde, in concentraties van $10 - 100 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$. De meest dieren bleken minder dan 10% sterfte te vertonen na tien dagen in een suspensie van $100 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$. Onder de gevoelige soorten was

naast enige vissen en de mossel, een garnaal, *Crangon nigricauda*. Deze gaf bij een tweede serie proeven 10% sterfte te zien na tien dagen bij $9 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ betoniet. Zuurstofgehalte en temperatuur bleken sterke invloed op de tolerantie te hebben: de dosis waarbij 10% na tien dagen dood was zakte van 9 naar $1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ als het zuurstofgehalte daalde van 8 ppm tot 5 ppm, en steeg naar meer dan $60 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ bij een temperatuurverlaging van 18°C tot 10°C . De andere onderzochte soorten vertoonden deze reactie ook.

PEDDICORD komt tot de conclusie dat de volwassen estuarine fauna de troebeling die door zandzuigen of baggeren wordt veroorzaakt goed kan doorstaan, maar dat een eventuele "mudflow" wèl schadelijk kan zijn, omdat daarin een zeer hoge sedimentconcentratie gecombineerd met een zeer laag zuurstofgehalte kan voorkomen. Tenslotte legt hij er de nadruk op dat zijn onderzoek betrekking heeft op de volwassen individuen en dat de uitkomsten dus niets zeggen over de tolerantie van eieren en larven.

Dat de tolerantie van volwassen exemplaren geen garantie is voor een goede voortplanting blijkt ook uit proeven van HARRISON & FARINA (1965) aangehaald in WILBER (1971), met de zoetwaterslak *Lymnaea natalensis*. De volwassen exemplaren bleken uitzonderlijk ongevoelig voor troebeling, maar brachten veel minder jongen voort.

SHERK, O'CONNOR & NEUMANN (1975) hebben proeven gedaan met twee copepoden, *Eurytemora affinis* en *Acartia tonsa* beide niet-selektieve suspensionfeeders. Zij vonden een significante reductie in voedselopname bij een sedimentgehalte boven $0,25 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$.

De reductie was sterker bij *A. tonsa*, een soort die in minder troebel water leeft dan *E. affinis*.

Er werd getest met diatomeeënaarde, fijn natuurlijk sediment, en met twee soorten silt. Het fijne silt, gemiddelde doorsnede $6 \mu\text{m}$, had op *E. affinis* iets meer effect dan het grovere, doorsnede $17 \mu\text{m}$. Dit grootte-effect heeft echter geen absolute geldigheid : bij $0,1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ werk het fijnste sediment, diatomeeënaarde, doorsnede $0,5 \mu\text{m}$, zelfs iets stimulerend, terwijl de andere stoffen wel remmend werken.

De gereduceerde opname van voedsel bij hogere concentraties wordt veroorzaakt doordat zóveel onverteerbare deeltjes worden opgenomen, dat het maagdarkanaal er vol mee zit. Het sediment neemt dus de plaats in van de verteerbare deeltjes. Dit effect kan optreden bij alle niet-selektieve suspension-feeders.

5.3.1.2. Waddenzee

Het is bijzonder moeilijk uit het voorgaande conclusies te trekken over de effecten van troebeling op de fauna in de Waddenzee. Dit is ook te verwachten, daar de troebeling die door zandzuigen wordt veroorzaakt op enkele honderden meters van de zandzuiger niet groter is dan de maximale waarden die onder natuurlijke omstandigheden kunnen ontstaan. Voor korte tijd zijn de organismen in de Waddenzee hieraan dus aangepast. De korte-termijn proeven met estuarine, maar ook met andere soorten, lieten dan ook een erg hoge tolerantie zien : voor vissen werden vaak waarden genoemd boven de $15 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$, de oesters, blootgesteld aan $1 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$ gedroegen zich daarna ook weer normaal, mossels verdroegen in een onderzoek $15 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$, garnalen $9 \text{ g}\cdot\text{l}^{-1}$. Langere-termijn proeven met lage concentraties zijn veel minder gedaan. Sommige organismen vertoonden onder die omstandigheden sublethale gevolgen. Dat diverse sublethale gevolgen ook in de Waddenzee zullen optreden lijkt

waarschijnlijk. Hoe ernstig deze gevolgen voor de soort of voor het ecosysteem zijn is met de huidige kennis niet te schatten. Voor het signaleren van een verhoogde gevoeligheid voor infecties, een verminderde reproductie, het neerslaan van organische stoffen die bepalend kunnen zijn voor gedrag, of van effecten van lichtbeperking op het gedrag, is nog veel te weinig van de Waddenzee bekend.

Wel wijst het onderzoek uit dat een hoge temperatuur en een laag zuurstofgehalte de tolerantie voor troebelings erg vermindert.

Soms werd aangetoond dat fijn sediment schadelijker was dan grover, maar dit blijkt geen algemene geldigheid te hebben.

5.3.2. Flora

5.3.2.1. Huidige kennis

De twee aspecten van troebelings kunnen beide invloed hebben op de flora in het water.

Phytobenthos kan gedeeltelijk worden bedolven door een laagje slib, waardoor de gasuitwisseling beperkt wordt.

Phytoplankton kan neergeslagen worden door bezinkend sediment : LACKEY et al., (1959) hebben laboratoriumproeven gedaan waaruit bleek dat klei grote hoeveelheden van een bepaald type phytoplankton neersloeg.

KAYSER (1973) deed laboratoriumproeven met "redmud" en algen. Het bleek onder laboratoriumcondities algenpopulaties in groei te remmen of zelfs te laten uitsterven, bij concentraties van 0,01 tot $0,5 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$, afhankelijk van de algensoort.

Een oorzaak wordt niet genoemd, maar aangenomen kan worden dat het geen lichtbeperking was, omdat het dan wel genoemd zou zijn. Of ander gesuspendeerd materiaal hetzelfde effect heeft valt niet te zeggen.

Het effect van lichtbeperking is kwalitatief duidelijk: verminderde hoeveelheid licht kan verminderde groei van algen, verminderde primaire produktie, veroorzaken. Kwantitatief is het echter moeilijk te bepalen, en zal het afhangen van plaatselijke omstandigheden. Bij langer durende troebeling kan er een verschuiving in de soorten-samenstelling plaatsvinden ten gunste van soorten die schaduwminnend zijn. Sommige soorten kunnen zich actief naar het oppervlak bewegen, zodat ze toch weer genoeg licht hebben.

SHERK, O'CONNOR & NEUMANN (1976) hebben geprobeerd het effect van niet-toxisch sediment op de produktie van verschillende soorten phytoplankton na te gaan. $1 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ siliciumdioxide van gemiddeld $17 \mu\text{m}$ doorsnede gaf een reductie van 50%, $2,25 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ van 80%. $1 \text{ g} \cdot \text{l}^{-1}$ fijner sediment veroorzaakte bij andere soorten een reductie van 90%. Deze verminderde groei wijten ze aan lichtbeperking, omdat ze geprobeerd hebben de andere mogelijke negatieve invloeden van het sediment uit te sluiten. Dat het fijner sediment meer invloed heeft dan het grovere is daarmee in overeenstemming. Ze hebben echter geen lichtmetingen gedaan. Deze getallen geven daarom alleen een indicatie van wat er kan gebeuren.

Vergelijkingen van het veel troebeler Eems-Dollard gebied met de Waddenzee, en de Oostelijke met de Westelijke Waddenzee, geven ook een indruk van wat de gevolgen van troebeling op de produktie in de Waddenzee kunnen zijn. In onderstaande tabel zijn de gemiddelde sedimentgehalten van 1970 tot en met 1972 (MANUELS & POSTMA 1974) en de gemiddelde Secchi-waarden, primaire- en potentiële produktie-waarden van april 1972 tot april 1973 (CADÉE & HEGEMAN 1974) voor de verschillende gebieden bij elkaar gebracht.

De sedimentgehalten zijn zeer ruw over de jaren gemiddeld.

De potentiële produktie is de produktie die plaatsvindt wanneer het licht als beperkende faktor wordt uitgesloten, door het phytoplankton bloot te stellen aan voldoende kunstmatige verlichting.

Tabel I

Berekening primaire produktie voor verschillende delen van de Waddenzee.

Deel Waddenzee	Sediment- gehalte $\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$	Afleesdiepte Secchi-schijf m	Potentiële produktie $\text{mg C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$	Primaire produktie $\text{g C} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$
Westelijke Waddenzee	0,02	1,25	22,7	100
Oostelijke Waddenzee	0,07	0,75	35,9	120
Eems	0,05	0,70	21,0	55
Dollard	0,24	0,17	11,9	13

Uit Tabel I blijkt dat, hoewel de potentiële produktie in de Oostelijke Waddenzee 1,6 maal zo groot was als in de Westelijke, de werkelijke produktie maar 1,2 maal zo groot was. Een reductie dus van 25%. De potentiële produktie van Eems en Westelijke Waddenzee was gelijk, maar de werkelijke van de Eems de helft lager.

Het verschil in produktie van phytobenthos op the platen van de Westelijke Waddenzee en van de Eems-Dollard is minder groot. Daar deze platen met laag water droogvallen heeft de troebeling hierop minder invloed. Dit gegeven bevestigt dus het idee dat de verminderde phytoplanktonproduktie in de eerste plaats aan lichtbeperking te wijten is (P. de Wolf mond. med.).

5.3.2.2. Waddenzee

Het is niet uitgesloten dat in de Waddenzee phytoplankton door bezinkend materiaal wordt neergeslagen. Omdat dit alleen gebeurt in het sterk door het zandzuigen beïnvloede gebied, en omdat de Noordzee voortdurend nieuw plankton aanvoert, is het echter niet waarschijnlijk dat dit een ernstig effect heeft op de totale algengroei.

De totale invloed van de lichtbeperking op de produktie zal ook niet erg groot zijn. In het sterk beïnvloede gebied wel, maar dit is klein ten opzichte van het gebied waarin de phytoplankton produktie voor het grootste deel plaatsvindt, de ongeveer 1250 km² Waddenzee die niet droog valt. In het gebied waarin alleen een verhoging van de kleine fraktie is, is de lichtbeperking waarschijnlijk te gering om ernstig effect te hebben.

Dit in aanmerking genomen, én het feit dat de fauna in de Waddenzee waarschijnlijk maar gedeeltelijk afhankelijk is van deze produktie, omdat er ook organische stoffen worden aangevoerd door de Noordzee, is het onwaarschijnlijk dat de negatieve invloed die zandzuigen kan hebben op de primaire produktie ernstige gevolgen heeft voor de Waddenzee.

5.3.3. Bacteriën

5.3.3.1. Huidige kennis

Oppervlaktevergroting ten gevolge van het in suspensie brengen van bodemmateriaal heeft een stimulerende invloed op de groei van bacteriën. ZOBELL (1943) geeft hier drie verklaringen voor: 1) de bacteriën hebben meer oppervlak om zich aan te hechten, 2) de voedingsstoffen worden door de deeltjes geadsorbeerd en zijn daarom beter bereikbaar voor de bacteriën, 3) de bacterie-enzymen diffunderen minder snel weg, zodat de werking gestimuleerd wordt.

Hoe kleiner de deeltjes zijn hoe groter de oppervlakte vergroting per mg. Bij het nitrificatie-proces in zoet water hebben volgens KHOLDEBARIN & OERTLI (1977) de deeltjes van 1 - 3 μm doorsnede de meeste invloed. Zij halen echter ook ander onderzoek aan, waaruit blijkt dat deeltjes groter dan 0,7 μm niet van belang zijn (GOLDBERG & GAINEY 1955).

Een grotere bacteriële activiteit zal tot gevolg hebben dat in suspensie gebracht bodemmateriaal per tijdseenheid een grotere BOD (Biochemical Oxygen Demand) heeft dan hetzelfde materiaal op de bodem. Deze verhoging kan wel een faktor tien bedragen (Seattle University 1970). VOSJAN & OLANCZUK-NEYMAN (1977) vinden voor oppervlakte-sediment in de Waddenzee ook een waarde in die orde van grootte. MAY (1973) komt tot de conclusie dat over het algemeen de oxidatie van organisch materiaal te langzaam gaat en het bezinken te snel, om hierdoor een zuurstoftekort te krijgen. Een zuurstoftekort door oxidering van chemische verbindingen zou eerder ontstaan.

5.3.3.2. Waddenzee

Het lijkt niet erg waarschijnlijk dat er een zuurstoftekort zal optreden in de Waddenzee door extra bacteriële activiteit ten gevolge van zandzuigen, behoudens in combinatie met een laag zuurstofgehalte dat door bijzondere klimatologische omstandigheden plaatselijk des zomers aanwezig zou kunnen zijn. Een groot deel van het in suspensie gebrachte materiaal komt via de overflow in het water en wordt dus onmiddellijk geaereerd. Vermoedelijk zorgt de natuurlijke beweging van het water daarna voor voldoende zuurstof. Bij de metingen in de Blauwe Slenk bleek het water vrijwel altijd verzadigd.

Als er een "mudflow" bij de bodem ontstaat kan daar wel een zuurstoftekort optreden.

6. MOGELIJKE EXTRA SEDIMENTATIE BUITEN HET DIREKTE ZUIGGEBIED EN DE GEVOLGEN DAARVAN OP DE BODEM- FAUNA EN -FLORA

6.1. INLEIDING

Bij zandwinningsactiviteiten kunnen grote hoeveelheden sediment in de waterkolom gesuspendeerd worden. De grootste fractie zal in de direkte omgeving van het zuiggebied neerslaan, de kleinere fractie zal buiten dit gebied en voor een belangrijk gedeelte op de platen bezinken, terwijl de allerkleinste fractie (kleiner dan $0.5 \mu\text{m}$) in de Waddenzee nooit sedimenteert en uiteindelijk uit de Waddenzee verdwijnt (DUINKER et al., 1974). Deze extra sedimentatie op de platen kan een bedreiging voor de bodemfauna en -flora inhouden.

6.2. HUIDIGE KENNIS

In de literatuur wordt het optreden van extra sedimentatie bij zandwinningsprojecten in een aantal gevallen beschreven. MAY (1973) constateert, dat in de omgeving van het zuiggebied een decimeter dikke laag fijn sediment op de bodem wordt afgezet. BRETT (1976) beschrijft sedimentatie van kleideeltjes op een zandig sediment tot een laag van meerdere decimeters over een afstand van 1.5 km, terwijl TAYLOR et al., (1968) bezinking van kleideeltjes tot bijna 400 meter van de zandwinning beschrijft. Het gebied, waar deze extra sedimentatie zich over uitstrekt is afhankelijk van de aard en de hoeveelheid van het gesuspendeerde materiaal, de stroomsnelheid, de golfwerking en de bodemtopografie (MAY, 1973; ICES, 1977; POSTMA, 1967).

Bij deze extra sedimentatie kan een laag van hetzelfde of van een ander sediment op het oorspronkelijke sediment ontstaan. In beide gevallen kan dit tot een aantal voor de bodem-

fauna nadelige effecten leiden. De op de bodem in snel tempo gesedimenteerde laag kan nog een lange periode een onstabiele structuur en een grote zachtheid behouden door een hoge waterconcentratie (POSTMA, 1967; BRETT, 1976). Pas na een consolidatieperiode, die in de orde van een jaar kan liggen, is het sediment wat stevigheid betreft weer geschikt voor vestiging van bodemfauna (BRETT, 1976).

De bodemfauna kan in een aantal gevallen onder de snel sedimenterende laag begraven worden, waarbij het overleven van de bodemdieren afhankelijk is van de mate van mobiliteit en van de snelheid van uitgraven. McCAULEY et al., (1977) vermeldt voor de worm *Streblospio* een uitgraafsnelheid van 6 cm per dag. Een groot aantal soorten schelpdieren kunnen zich uitgraven, maar b.v. *M. mercenaria* bezit deze eigenschap niet (ICES, 1974).

De extra gesedimenteerde laag kan de bodemfauna behalve begraven ook verstikken, wanneer het nieuwe sediment de poriën in het oorspronkelijke sediment afsluit, zodat beweging van zuurstof in het sediment belemmerd wordt (BRETT, 1976). SHELTON (1973) vermeldt, dat bodemdieren in het zuurstofloze sediment sterven na de dumping van China klei, een zeer fijn sediment, waardoor de poriën tussen de zandkorrel dichtslibben en de bodempartikels aan elkaar plakken. Op grotere afstand van de plaats van dumping, met een geringer extra sedimentatie, vermeerderde na deze dumping het aantal depositfeeders, en nam het aantal grote filterfeeders sterk af. Na een dumping van vliegias voor de Engelse kust wordt de bodemfauna van een gebied van 2 km² totaal vernietigd en na een periode van 10 jaar hebben enkele polychaeten en amphipoden zich weer hersteld (SHELTON, 1973). Een dun laagje fijn sediment afgezet op grind vernietigt de op dit sediment afgezette haringeieren

door belemmering van de gasuitwisseling (ICES, 1975).

Een dunne laag extra gesedimenteerd materiaal kan de vestiging van de larven van bodemdieren beïnvloeden. De meestal pelagische larven van enkele soorten bodemdieren passen een duidelijke selectie toe bij de keuze van een gebied om te settelen. Vaak worden algen en een bacteriële film op de sedimentpartikels door de larven als criteria voor geschiktheid van het sediment gebruikt (CRISP, 1965). Een dunne laag extra gesedimenteerd materiaal kan deze specificiteit van het sediment verminderen.

Wanneer na verloop van tijd de lagen, ontstaan door extra sedimentatie, voldoende geconsolideerd zijn, kan zich ofwel de oorspronkelijke bodemfauna herstellen, ofwel een nieuw type bodemfauna ontwikkelen, afhankelijk van het type sediment, waaruit de nieuw gevormde laag bestaat.

6.3. TE VERWACHTEN EFFECT IN DE WADDENZEE

Aangenomen kan worden, dat bij zandwinnen in de Waddenzee aanzienlijke hoeveelheden sediment kunnen suspenderen, die na verloop van tijd op de platen zullen sedimenteren. BEUKEMA (pers. med.) constateerde na een zandwinningsproject bij Oosterbierum een extra sedimentatie van ongeveer één decimeter op de omringende platen. Het is overigens onzeker of de effecten van deze zandwinning als representatief voor de Waddenzee kunnen worden beschouwd. De gevolgen van extra sedimentatie op de platen voor de bodemfauna in de Waddenzee zijn moeilijk te voorspellen. Aangenomen kan worden, dat gezien het dynamische karakter van het gebied een aantal diersoorten in zekere mate aan de natuurlijke sedimentatiesnelheid, die vermoedelijk sterk wisselend is, zijn aangepast. CADÉE (1976) vermeldt voor een gedeelte van het Balgzand een natuurlijke sedimentatie van 1 cm per jaar.

7. ONDERZOEK NAAR DE GEVOLGEN VAN ZANDWINNING IN DE GEULEN VAN DE WADDENZEE OP DE WATERKWALITEIT

7.1. INLEIDING

Sedimenten van estuariene gebieden bevatten vaak hoge concentraties zware metalen, chloorkoolwaterstoffen, nutriënten en gereduceerde verbindingen, als gevolg van accumulatie van organisch en anorganisch materiaal. Tijdens resuspensie van deze sedimenten gedurende baggerwerkzaamheden kunnen deze verbindingen in de watermassa vrijkomen. Onbekend is voor alle verbindingen de te verwachten concentratieverhoging, alsmede het effect van deze eventuele verhogingen. Chloorkoolwaterstoffen en een aantal metalen zijn toxische stoffen, die een belasting voor de voedselketen zijn. Nutriënten kunnen zowel een verhoging van de primaire produktie geven, als wel een remming wanneer er hoge concentraties van het toxische ammonia vrijkomen. Gereduceerde verbindingen hebben een grote zuurstofvraag en kunnen in grote hoeveelheden van invloed zijn op het zuurstofgehalte in het water.

In deze literatuurstudie wordt voornamelijk de te verwachten concentratieverhoging besproken. Op het effect van eventuele verhogingen wordt niet ingegaan, daar dit probleem niet relevant is, zolang niet bekend is of aanmerkelijke verhogingen te verwachten zijn.

De effecten van zandwinning op de concentratie chloorkoolwaterstoffen in de watermassa worden niet behandeld omdat een aantal belangrijke literatuurgegevens nog ontbreken.

7.2. HUIDIGE KENNIS

7.2.1. Metalen

Het sedimenteren van gesuspendeerd materiaal met daaraan ge-

bonden metalen leidt tot een bepaalde concentratie metalen in het sediment. Na mobilisatie in de reducerende bodemlagen migreert een gering deel van de metalen naar het interstitiële water, waar binding aan sulfiden kan optreden. In het interstitiële water ontstaat een hogere metaalconcentratie dan in de waterkolom. Een groot gedeelte van de metalen blijft in het sediment gebonden aan negatief geladen kleipartikels, organische componenten en ijzer- en mangaanoxides (DUINKER et al., 1974b).

Bij zandwinning worden deze anaerobe sedimenten onder oxiderende condities geresuspendeerd, waardoor metalen uit het interstitiële water kunnen vrijkomen tegelijk met een deel van de aan organische deeltjes gebonden metalen. Het effect van zandwinnen op de concentratie in de waterkolom, en het gebied en de tijdsperiode, waarover de eventuele verhoging zich handhaaft is sterk afhankelijk van de plaatselijke situatie.

Veldstudies bij zandwinningsprojecten in diverse gebieden beschrijven dikwijls onderling sterk verschillende effecten op de metaalconcentratie in de waterkolom. Een aantal auteurs beschrijft een verhoging van de metaalconcentratie tijdens en na een zandwinning. WAKEMAN (1976a) constateert na baggeren in een baai aan de Amerikaanse kust, dat de concentratie van de metalen Ag, As, Cd, Mg, Ni, Pb, Se en Zn tot een factor 2 verhoogd zijn, evenals in weefsels van de schelp dieren *Macoma balthica* en *Mytilus edulis*. De auteur concludeert, dat zandwinnen tot verhoging van de metaalconcentratie en tot het vrijkomen van organische deeltjes met daaraan gebonden metalen leidt, die beide door organismen opgenomen kunnen worden. LINDBERG et al., (1975) berekenen dat continu zandwinnen in een gebied dat jaarlijks 15% van de totale oppervlakte van een baai

beslaat, tot een Hg-verhoging in de waterkolom leidt van 0.02% van de totale opgeloste hoeveelheid. WAKEMAN (1977) neemt tijdens zandwinning een verhoging van Zn Pb en Cr in de waterkolom waar. Door veel auteurs (Anonymus, 1975; THORSLAND, 1975; en GAMBRELL, 1976) wordt benadrukt dat waargenomen verhogingen in metaalconcentraties van tijdelijke aard zijn. MAY (1973) stelt, dat baggeren een verstoring van de bovenste geoxideerde bodemlaag geeft en een resuspensie van de gereduceerde lagen, waardoor grote hoeveelheden in het sediment opgeloste metalen kunnen vrijkomen. In het veld is deze situatie in veel gevallen tijdelijk, omdat vrijkomend gereduceerd ijzer ongezet wordt in - flocculerend, eventueel neerslaand - $\text{Fe}(\text{OH})_3$, waaraan vervolgens andere metalen kunnen binden (WINDOM, 1973). ROSENBERG (1977) meet tijdens baggeren van verontreinigd sediment in een Zweeds estuarium een met een factor 1 tot 3 verhoogde concentratie Hg en Cd en een eveneens verhoogde concentratie Cu en Pb in de weefsels van de polychaeten *Pectinaria koreni* en *Nephtys hombergii*. Bij andere veldstudies zijn bij zandwinningen geen verhoogde metaalconcentraties in het water waargenomen. WINDOM (1972) constateert dat rond baggerplaatsen de concentraties van zware metalen helemaal niet en Fe en Mn slechts weinig verhoogd zijn. In het algemeen worden in veldstudies weinig gevallen beschreven, waarin metalen in significante hoeveelheden aan de waterkolom worden toegevoegd (SCHROEDER, 1977). THORSLAND (1975) vond zelfs vóór het baggeren hogere concentraties Hg, Pb, Cd, Cu en Zn dan na beëindiging van het project, waarschijnlijk door het wegvangen van metalen door geresuspendeerd materiaal.

In 1972 is in de V.S. voor een aantal metalen in nog te dumpen sediment een maximale toegestane concentratie vastgesteld (Environmental Protection Agency - EPA norm). In het

veld blijkt echter nauwelijks een relatie te bestaan tussen de metaalconcentratie in het sediment en de hoeveelheid metaal, die bij dispersie van dat sediment in de waterkolom vrijkomt. Vermoedelijk worden de fluctuaties in metaalconcentraties tijdens en na baggerwerkzaamheden gedeeltelijk bepaald door de hoeveelheid vrijgekomen gereduceerd ijzer uit het sediment. Bij het vrijkomen vindt namelijk oxidatie van ijzer plaats, waarna onoplosbare gehydrateerde ijzeroxiden gevormd worden, die Cu, Zn, Pb en Cd kunnen binden en kunnen neerslag (WINDOM, 1975). GUSTAFSON (1972) toonde in een laboratoriumexperiment aan, dat ook kleideeltjes in staat zijn om binnen 30 minuten meer dan 70% van Hg, Pb, Zn en Cu uit een oplossing neer te slaan. Ook MAY (1973) concludeert dat de concentratie van de metalen in het sediment niet gecorreleerd is met het effect van baggeren op de metaalconcentratie in de waterkolom.

Om de hoeveelheid metalen en organische verbindingen te voorspellen, die vrijkomen bij zandwinningsprojecten en om meer inzicht te krijgen in de factoren die bij dit proces een rol spelen, is de Elutriate Test ontwikkeld. Bij deze test worden de concentraties van metalen en andere verbindingen gemeten in het supernatant, dat ontstaat door na het schudden van een deel sediment met 4 delen water van de winningslokatie dit mengsel 1 uur te laten bezinken (SCHROEDER, 1977). Resultaten van deze test voor sedimentmonsters uit 12 havengebied toonden alleen voor ammoniak een correlatie aan tussen de concentratie in het sediment en de vrijgekomen concentratie in het water (LEE, 1976). Tussen de totale metaalhoeveelheid in het sediment en de uiteindelijke concentratie in de waterkolom bestaat geen aantoonbaar verband (BRANNON, 1976).

Concentraties van metalen in het water kunnen tot $10\times$ de achtergrondconcentratie oplopen (SCHROEDER, 1977). De meeste

metalen komen in deze testmethode in meer of mindere mate vrij in de waterfase:

Ag, Cd en Hg : kleine concentratieverhoging

Cr, Cu Pb en Zn : 3 tot 10× verhoging

Fe, Mn en Ni : grote concentratieverhoging (CHEN, 1976).

Wanneer uitgaande van de Elutriate Test met de verdunningsfactor op te winningslokatie rekening wordt gehouden, zal er in veel gevallen geen significante afgifte van zware metalen zijn. Alleen Mn komt in veel gevallen in een zo hoge concentratie vrij, dat op de winningslokatie toxische concentraties kunnen optreden. Met deze Elutriate Test worden alleen de kortdurende afgifte van oplosbare metalen door resuspensie van het sediment bepaald. Het vrijkomen van metalen op langere termijn en of binding aan partikels valt buiten deze test (SCHROEDER, 1977).

SERNE & MERCER (1975) tonen het belang aan van de oxidatie-reductie potentiaal bij het vrijkomen van metalen uit het sediment in het water: de concentratie Cd, Cu, Pb en Zn is in het water onder oxiderende condities 30-200% hoger dan de achtergrondconcentratie, Fe zelfs 400%. Onder reducerende condities overschrijdt Fe 50-3000% de achtergrondconcentratie. De oxidatie-reductie potentiaal is ook van belang voor adsorptie van vrijgekomen metalen aan organische partikels (CHEN et al., 1976). Naast de oxidatie-reductie potentiaal concludeert GAMBREL (1976) dat voor de afgifte van S^{2-} , Fe, Mn, Cu, Cd, NH_3 en P de pH en de Eh belangrijk zijn. WAKEMAN (1976) stelt dat de afgifte van metalen vanuit het sediment in de Elutriate Test afhankelijk is van een serie factoren nl.:

- oxidatie-redox potentiaal
- zoutgehalte
- contacttijd van het sediment met het water

- sediment-water verhouding
- type sediment
- pH.

Gezien dit complex van parameters, dat een beslissende rol speelt bij het vrijkomen van metalen bij resuspensie van het sediment moet het onmogelijk geacht worden om reële voorspellingen te doen over de concentratie metalen, die bij baggerwerkzaamheden vrijkomen in de waterkolom.

7.2.2. Nutriënten

Door decompositie van organisch materiaal in de bodem bevatten sedimenten vaak hoge concentraties nutriënten (ammoniak, nitraat, fosfaat en silicaat). Deze bevinden zich in het interstitiële water, maar kunnen ook gebonden zijn aan sedimentpartikels (STEVENSON & DHARIWAL, 1959). Van de verschillende nutriënten, die bij zandwinningswerkzaamheden vrij kunnen komen, wordt alleen melding gemaakt van een tijdelijk verhoogd ammonia en nitraat gehalte (BRIGGS, 1968; WINDOM, 1975, 1976) en een verhoogde PO_4^{3-} concentratie (BRIGGS, 1968) in de directe omgeving van de winactiviteit. Daar nutriënten vaak de limiterende factor zijn, kan in sommige gevallen een verhoogde primaire produktie optreden (WINDOM, 1976). Wanneer er tijdens het baggeren weinig verdunning door menging optreedt, kan ammonia plaatselijk zo sterk verhoogd zijn, dat toxische waarden bereikt kunnen worden (WINDOM, 1976). Fosfaat is tijdens baggerwerkzaamheden vaak niet, of slechts weinig verhoogd, omdat uit het interstitiële water vrijkomend fosfaat onder aerobe omstandigheden zeer snel onoplosbaar ijzerfosfaat gevormd wordt (BRAY et al., 1973), dat uit de waterkolom verdwijnt.

Onder laboratoriumomstandigheden is uit de Elutriate Test (voor beschrijving zie Metalen) alleen voor ammonia een cor-

relatie gevonden tussen de concentratie in het sediment en de vrijgekomen concentratie in het water (LEE, 1976). Voor nitraat en fosfaat was geen correlatie aantoonbaar. CHEN et al., (1976) vonden voor fosfaat en silicaat, dat deze in de Elutriate Test gemiddeld vrij kunnen komen in concentraties variërend van 3.2-25.6 $\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ voor fosfaat P en 167-335 $\mu\text{mol} \cdot \text{l}^{-1}$ voor silica.

7.2.3. Zuurstofgehalte

Bij zandwinningswerkzaamheden komen uit het geresuspendeerde sediment organische en anorganische materialen vrij, die leiden tot een zuurstofvraag in het bovenliggende water. Voordat echter aan deze gehele zuurstofvraag voldaan is, is het grootste gedeelte van het materiaal veelal weer uitgezakt (MAY, 1973), waardoor in een aantal gevallen geen of slechts een zeer geringe verandering in de opgeloste hoeveelheid zuurstof in de waterkolom is gevonden (MAY, 1973; WINDOM, 1973 & WAKEMAN, 1976b). Toch zijn er bij een aantal baggerwerkzaamheden wel significante zuurstofafnamen waargenomen (BROWN & CLARK, 1968; SLOTTA, 1974). In laboratoriumexperimenten is eveneens gevonden, dat de verhoogde zuurstofvraag van geresuspendeerd sediment grotendeels van chemische oorsprong is (SEATTLE UNIVERSITY, 1970). Zo blijkt de theoretische zuurstofvraag van ijzersulfiden onder aerobe condities 0.75 mg O_2 per mg FeS-S te zijn (SCHROEDER, 1977). Gezien de soms hoge FeS concentraties in het sediment kan dit een grote zuurstofvraag geven. Of de door baggeren veroorzaakte zuurstofvraag een zuurstofverlaging geeft hangt af van met welke snelheid zuurstof aangevoerd wordt: door menging van watermassa's, door diffusie vanuit de lucht of overdag door primaire produktie.

7.3. TE VERWACHTEN EFFECT IN DE WADDENZEE

7.3.1. Metalen

Bij zandwinning wordt een deel van het bodemmateriaal geresuspendeerd, waardoor zowel de in het interstitiële water opgeloste metaalverbindingen en -ionen als sedimentpartikels met daaraan gebonden metaal in de watermassa vrijkomen. Hoewel voor de Waddenzee bekend is, dat de hoeveelheden opgelost metaal in het interstitiële water groter zijn dan in het bovenliggende water (DUINKER et al., 1974b) ontbreken precieze waarden. De concentraties opgelost metaal in het water van de Waddenzee liggen in de grootte orde van:

Cu : $6.9 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (DUINKER et al., 1974)

Zn : $12.8 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (DUINKER et al., 1974)

Fe : $154.0 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$ (ESSINK, 1977).

De concentraties in het interstitiële water zijn onbekend, maar kunnen voor een berekening op een veelvoud van de concentraties in het water worden gesteld.

Uitgaande van een winactiviteit van 5000 m^3 per dag (gegevens zandwininput Danzigat, 1977), waarbij een dubbele hoeveelheid sediment eveneens als verstoord moet worden beschouwd, wordt er per dag 15000 m^3 sediment geresuspendeerd, wat bij een porositeit van $\pm 40\%$ overeenkomt met het vrijmaken van 6000 m^3 interstitieel water.

Bij eenzelfde concentratie in het interstitiële water en het bovenstaande water (dwz. verrijkingsfactor = 1) kunnen per dag aan opgeloste metalen vrijkomen:

Cu $0.0414 * 10^9 \mu\text{g}$

Zn $0.0768 * 10^9 \mu\text{g}$

Fe $0.9240 * 10^9 \mu\text{g}$

Wanneer hogere verrijkingsfactoren aangenomen worden, neemt de hoeveelheid metalen die vrij kan komen met eenzelfde factor

toe. Voor de Wierbalg, met een getijdvolume van 20 miljoen m³ met vloed en 35 miljoen met eb, en een verversingsgraad van 23.5% per getij (ZIMMERMAN, 1976) kan de concentratietoename in het water na één dag zandwinnen berekend worden (waarbij aangenomen wordt dat menging met de gehele watermassa optreedt). Uitgedrukt in een procentuele toename t.o.v. de concentraties in de watermassa geeft dit:

verrijkingsfactor	<u>Cu</u>	<u>Zn</u>	<u>Fe</u>
1		0.017	%
10		0.17	%
100		1.74	%
1000		17.4	%
10000		174	%

Hieruit blijkt, dat pas een belangrijke verhoging te verwachten is bij een verrijkingsgraad van ongeveer 1000. Bij een zandwinning gedurende 5 dagen per week (alleen overdag) wordt evenzo de maximale procentuele toename:

verrijkingsfactor	<u>Cu</u>	<u>Zn</u>	<u>Fe</u>
1		0.039	%
10		0.389	%
100		3.89	%
1000		38.9	%
10000		389	%

Ook in dit geval is een hoge verrijkingsgraad nodig om tot een duidelijke verhoging te kunnen leiden. Metingen zullen moeten uitwijzen in hoeverre deze verrijkingsgraden in de Waddenzee verwacht kunnen worden. De toename van de concentratie metalen in de waterkolom is niet alleen afhankelijk van de hoeveelheid, die uit de bodem vrijkomt, maar ook van de mate, waarin daarna een binding met andere deeltjes wordt aangegaan. Wanneer uit de

bodem gereduceerd Fe en Mn vrijkomt, vormt zich onder aerobe omstandigheden direkt kolloïdaal $\text{Fe}(\text{OH})_3$ en $\text{Mn}(\text{OH})_2$, waaraan metalen zich kunnen binden. Bovendien kunnen de uit het interstitiële water vrijgekomen metalen zich aan eveneens geresuspendeerde bodemdeeltjes binden. Afhankelijk van de grootte van de deeltjes, waaraan de metaalionen zich binden, kan eventueel verwijdering uit de watermassa door sedimentatie plaatsvinden.

Slechts 0.1% van de metaalionen in het sediment van de Waddenzee zijn opgelost in het interstitiële water (DUINKER et al., 1974b). Het overige gedeelte is aan bodempartikels gebonden, waarbij de type en de sterkte van de binding kan variëren. Bij zandwinningsprojecten worden de bodempartikels met daaraan gebonden metalen in de watermassa geresuspendeerd en zullen na een kortere of langere tijdsperiode sedimenteren. Een zeker percentage van de metalen is zodanig aan de partikels gebonden, dat deze na ingestie door organismen vrij kunnen komen van de deeltjes en zich eventueel in het weefsel kunnen vestigen. Partikelgebonden metalen kunnen in de geresuspendeerde fase door filter-feeders en door vissen worden opgenomen. Na de sedimentatie kunnen deze metalen ter beschikking komen van deposit-feeders. Om de te verwachten concentratie van deze geresuspendeerde metaalionen te berekenen zijn gegevens noodzakelijk over:

- de concentratie gebonden metaalionen in het sediment;
- percentage partikelgebonden metalen, dat voor de biologische opname in aanmerking komt;
- gedrag van de partikels in de watermassa.

Deze zijn niet bekend, hoogstens kan uitgaande van de gegevens van DUINKER (1974a) een bovengrens berekend worden, als aangenomen wordt, dat al het aan partikels gebonden metaal, dat in aanmerking kan komen voor de biologische opname, vrijkomt. Per

gram drooggewicht geven DUINKER et al., (1974b) de volgende waarden uitwisselbaar metaal:

Cu	3.7	µg/gram dr. gew.
Zn	38.3	µg/gram dr. gew.
Mn	94	µg/gram de. gew.
Fe	1098	µg/gram dr. gew.

Bij een winactiviteit van 5000 m³ geeft dit voor de Wierbalg, als menging met de hele watermassa plaatsvindt, na een dag een maximale concentratieverhoging van:

Cu	3.8	µg/lt
Zn	39.3	µg/lt
Mn	96	µg/lt
Fe	1129	µg/lt, ofwel 103%

Bij een zandwinning van 5 dagen per week (alleen overdag) wordt de maximale toename zelfs:

Cu	8.6	µg/lt
Zn	89.4	µg/lt
Mn	218	µg/lt
Fe	2568	µg/lt, ofwel 234%

Hoewel bij deze berekeningen is aangenomen, dat de vrijgemaakte metalen met de gehele watermassa in de geul mengt, zal in werkelijkheid slechts menging met een gedeelte van het water in de geul optreden, waardoor absoluut gezien plaatselijk veel hogere concentraties zullen optreden, vooral in de directe omgeving van de zandzuiger. Bij al deze berekeningen moet wel bedacht worden, dat de voorspellende waarde van al deze berekeningen zeer gering is, omdat er geen relatie bestaat tussen de concentraties in het sediment en het uiteindelijk effect (zie huidige kennis). Om deze reden hebben de verzamelde literatuurgegevens ook geen voorspellende waarde voor de Waddenzee. Uiteindelijk zal daarom toch door metingen het werkelijk op-

tredende effect bepaald moeten worden. Een oriënterende meting heeft al plaatsgevonden in 1977 bij een zandwinning in de Blauwe Slenk (ESSINK, 1977). Hierbij is slechts voor ijzer een verhoging met een factor twee gevonden.

7.3.2. Nutriënten

Uit ongepubliceerde gegevens van RUTGER v.d. LOEFF blijkt, dat de concentratie van de diverse nutriënten in het sediment van de Waddenzee op ongeveer 40 cm diepte kan variëren van:

NH_4^+	80	-	1500	$\mu\text{gat}/\text{lt}$
NO_3^-	0.5	-	5	$\mu\text{gat}/\text{lt}$
PO_4^{2-}	10	-	80	$\mu\text{gat}/\text{lt}$
Si	50	-	550	$\mu\text{gat}/\text{lt}$

Uitgaande van een winactiviteit van 5000 m^3 per dag (geg. DANZIGGAT, 1977), waarbij een dubbele hoeveelheid sediment eveneens al verstoord moet worden beschouwd, wordt per dag 15000 m^3 sediment geresuspendeerd, wat bij een porositeit van ongeveer 40% overeenkomt met het vrijmaken van 6000 m^3 interstitieel water. Per dag kan dus vrijkomen:

NH_4^+	480	-	$9000 * 10^6$	μgat
NO_3^-	3	-	$30 * 10^6$	μgat
PO_4^{2-}	60	-	$480 * 10^6$	μgat
Si	300	-	$3300 * 10^6$	μgat

Voor de binnenkort te verrichten werkzaamheden in de geul bij de Wierbalg, met een getijvolume van 20 miljoen m^3 met vloed en 35 miljoen m^3 met eb (geg. RWS Hoorn), en een verversing van 23.5% per getij (ZIMMERMAN, 1976) kan men de concentratietoename in het water na één dag baggeren berekenen, waarbij weer aangenomen wordt, dat menging met de hele watermassa plaatsvindt, en dat alleen in het interstitiële water opgeloste

nutriënten vrijkomen:

NH_4^+	0.014 - 0.257 $\mu\text{gat/lt}$
NO_3^-	0.000 - 0.001 $\mu\text{gat/lt}$
PO_4^{2-}	0.002 - 0.014 $\mu\text{gat/lt}$
Si	0.009 - 0.094 $\mu\text{gat/lt}$

In de Waddenzee kan de concentratie van deze nutriënten zeer variëren in de loop van het jaar. De minimum- en maximumconcentratie bedraagt ruwweg:

NH_4^+	1.0 - 30.0 $\mu\text{gat/lt}$ (HELDER, 1974)
NO_3^-	1.0 - 50.0 $\mu\text{gat/lt}$ (HELDER, 1974)
PO_4^{2-}	0.2 - 2.5 $\mu\text{gat/lt}$ (de JONGE & POSTMA, 1974)
Si	1.0 - 85.0 $\mu\text{gat/lt}$ (BENNEKOM et al., 1974)

Afhankelijk van de concentratie in het water betekent de concentratietoename van één dag zandwinnen een effect van:

NH_4^+	0.05 - 25.7 %
NO_3^-	0.00 - 0.1 %
PO_4^{2-}	0.07 - 7.0 %
Si	0.01 - 9.4 %

Uitgaande, dat er alleen overdag gedurende 5 dagen per week zand gewonnen wordt, kan men weer met dezelfde aannamen de maximale concentratie toename in het water berekenen:

NH_4^+	0.031 - 0.586 $\mu\text{gat/lt}$
NO_3^-	0.000 - 0.002 $\mu\text{gat/lt}$
PO_4^{2-}	0.039 - 0.092 $\mu\text{gat/lt}$
Si	0.010 - 0.215 $\mu\text{gat/lt}$

Afhankelijk van de concentratie in de Waddenzee betekent dit een effect, variërend van:

NH_4^+	0.10 - 58.6 %
NO_3^{2-}	0.00 - 0.2 %

PO ₄	0.16 - 16.0 %
Si	0.02 - 21.5 %

Tevens blijkt, dat de concentratietoename op werkdagen 's nachts minimaal 77% en in het weekend minimaal 31% blijft van de maximale toename. Hoewel bij deze berekening is aangenomen, dat het vrijgemaakte interstitiële water met de gehele watermassa in de geul mengt, zal in werkelijkheid slechts menging met een gedeelte van het water in de geul optreden, waardoor absoluut gezien plaatselijk veel hogere concentraties zullen optreden, vooral in de direkte omgeving van de zandzuiger. Gezien de redelijk uniforme verdeling van de fractie, die per getij ververst wordt in de westelijke Waddenzee (ZIMMERMAN, 1976) en het karakter van de Wierbalg (een geul met een relatief klein getijvolume) kunnen de resultaten van de berekening voor de Wierbalg beschouwd worden als het theoretisch maximale effect, dat kan optreden bij het winnen van 5000 m³ zand in de westelijke Waddenzee, onder de aannamen, dat volledige menging optreedt, en dat alleen in het interstitiële water opgeloste nutriënten vrijkomen. Voor de oostelijke Waddenzee ontbreken helaas de noodzakelijke gegevens voor eenzelfde berekening. Naast het direkte vrijkomen van nutriënten uit het interstitiële water mag verwacht worden, dat ook aan sediment gebonden nutriënten (vooral NH₄⁺ en Si) vrij kunnen komen bij zandwinnen (BENNEKOM et al., 1974). Voor uit het sediment vrijkomend PO₄³⁻ geldt, dat onder aerobe omstandigheden onoplosbaar ijzerfosfaat gevormd wordt, waardoor de concentratie in de watermassa zal afnemen (BRAY et al., 1973).

Daar in de Waddenzee nutriënten (NH₄⁺ en Si) beperkend kunnen zijn voor de primaire produktie (BENNEKOM et al., 1974; HELDER, 1974) kunnen de vrijkomende nutriënten in sommige gevallen een plaatselijke verhoging van de primaire produktie

geven. Mogelijk kunnen in de directe omgeving van de zandwinning zelfs toxische NH_4^+ concentraties opgebouwd worden. Groei-remming van benthische diatomeën kan optreden bij concentraties van 0.5 mg·at N/gr (ADMIRAAL, 1977).

7.3.3. Zuurstofvraag

De Waddenzee blijkt als een vang voor zwevend materiaal te werken (POSTMA, 1961). Het merendeel van dit materiaal wordt òf afgefilterd en als faeces of pseudofaeces vastgelegd, òf sedimenteert met lage stroomsnelheid (VERWEY, 1952; POSTMA, 1961). Van het op deze manier in de bodem geaccumuleerde organische materiaal wordt een groot gedeelte door bacteriën afgebroken (VOSJAN, 1975). Bij deze biologische oxidatie treedt in de aerobe bovenste wadlaag zuurstof op als elektronenacceptor, in de diepere lagen wordt daarentegen sulfaat gebruikt als elektronenacceptor en daarbij gereduceerd tot sulfide. In de Waddenzee worden op de platen concentraties van $200 \mu\text{g S}^{2-}$ per gram sediment gemeten (VOSJAN & OLAŃCZUK-NEYMAN, 1977). Bij een winactiviteit van 5000 m^3 per dag (geg. DANZIGGAT, 1977), waarbij een dubbele hoeveelheid sediment eveneens als verstoord moet worden beschouwd, komen er 6000 kg S^{2-} gereduceerde zwavelverbindingen met een aerobe watermassa in contact. Onder optimale laboratoriumomstandigheden kan sulfide snel geoxideerd worden tot zwavel. Halfwaardetijden liggen in de grootte orde enige tientallen minuten (VOSJAN, pers. meded.). Gesteld, dat aan de gehele zuurstofvraag voldaan kan worden bij de oxidatie van sulfide tot zwavel, voordat het geresuspendeerde materiaal weer sedimenteert, dan betekent dit een zuurstofvraag van 2824 kg zuurstof.

Voor de binnenkort te verrichten zandwinningswerkzaamheden in de geul bij de Wierbalg met een getijvolume van 20 miljoen m^3

een zuurstofvraag van 0.09 mg O_2 /lt. Bij continu baggeren gedurende 5 dagen per week (overdag) wordt de maximale zuurstofvraag niet hoger dan 0.18 mg O_2 /lt. Omdat de gereduceerde verbindingen slecht in een gedeelte van het geulwater zullen vrijkomen (en niet zoals bij de berekening is aangenomen in de hele watermassa) zal in de buurt van de zandzuiger een veel grotere zuurstofvraag optreden. T.o.v. de normale zuurstofconcentratie in het water van ongeveer 5 mg O_2 /lt (de GROOT & POSTMA, 1968), zal dit tot meetbare afnamen kunnen leiden. Hoewel in de direkte omgeving van de zandzuiger mogelijk verlaagde zuurstofgehalten kunnen optreden, is dit bij de zandwinning in de Blauwe Slenk niet gevonden. Dit kan zowel het gevolg zijn geweest van een geringe hoeveelheid gereduceerde verbindingen in de bodem, alswel van een goede menging in de watermassa. Door een tweetal factoren kan de berekende zuurstofvraag een onderschatting zijn:

ceerde verbindingen in de bodem, alswel van een goede menging in de watermassa. Door een tweetal factoren kan de berekende zuurstofvraag een onderschatting zijn:

- Oxidatie van sulfide tot zwavel is pas de eerste stap van een langere oxidatieketen. Het eindproduct van deze keten is sulfaat. Deze verdere stappen verlopen echter langzamer dan de oxidatie van sulfide tot zwavel (VOSJAN, pers. meded.).
- naast gereduceerde zwavelverbindingen bevat het sediment nog andere gereduceerde verbindingen. Aangenomen mag echter worden, dat het merendeel van de gereduceerde verbindingen sulfiden zijn. Bovendien is bij de berekening uitgegaan van de sedimentconcentratie op de platen, die hoger zal zijn dan de concentratie in de geulen.

8. EFFECTEN VAN ZANDWINNING OP VOGELS

De vogeltellingen van Staatsbosbeheer in de Waddenzee worden uitgevoerd bij hoog water, en hebben alleen betrekking op steltlopers, een deel der meeuwen, kortom, op soorten die aan land zijn om te rusten. In verband met de gevolgen van zandzuigen zijn juist de fourageerplaatsen op het wad van belang. Hierover zijn enige algemene zaken bekend.

De steltlopers fourageren alleen op de platen en hebben dan een voorkeur voor de platen met een relatief hoog silbgehalte. De lage platen die korter dan ongeveer vier uur droogvallen, en de zanderige hoge platen, zijn van minder belang. Daar er tegenwoordig, ook om andere redenen niet meer op de platen gezogen wordt, is niet verder uitgezocht welke invloed zandzuigen op het gedrag en het voorkomen van steltlopers heeft.

De stukken die onderwater blijven, maar niet dieper zijn dan vijf meter, zijn van belang voor duikeenden die bijvoorbeeld kokkels uit de bodem vissen. Verdieping van deze fouragegebieden maakt de bodem voor hen onbereikbaar. Stroomgeulen die al dieper zijn dan vijf meter zijn voor vogels niet van belang.

De afstand waarop vogels verstoord worden verschilt van soort tot soort. Menselijke activiteit heeft meer invloed dan geluid alleen. In het algemeen zal activiteit op 500 m afstand geen verstoring teweeg brengen.

Over de gevolgen van troebeling op visetende vogels is geen relevante informatie bekend (C. SWENNEN, mond.med.).

9. EFFECTEN VAN ZANDWINNING OP ZEEHONDEN

Het aspekt van zandzuigen dat in verband met zeehonden het meest van belang is, is de menselijke activiteit die het met

zich meebrengt. Geluid op zich is minder ernstig. De aanleg van de gastransportleiding langs Rottum in 1974, en het af en aan varen van boten daarvoor, heeft bijvoorbeeld een populatie van 35 zeehonden van een op een afstand van ongeveer 800 m liggende rustplaats verdreven.

In het algemeen zal aktiviteit op een kilometer afstand geen verstoring meer geven. Zeehonden worden echter sneller verstoord als zij van open water worden afgesloten.

10. LITERATUUR

10.1. Gebieden in de Waddenzee waar zandwinning ongewenst is in verband met de bodemfauna en -flora

BEUKEMA, J.J., 1976. Biomass and species richness of the macro-benthic animals living on the tidal flats of the Dutch Wadden Sea.—Neth. J. Sea Res. vol. 10(2): 236-261.

BEUKEMA, J.J. & C. SWENNEN, 1973. Een vondst van *Travesia forbesii* in de Waddenzee.—Het Zeepaard vol. 33(2): 17-19.

10.2. Onderzoek naar de herstelduur van bodemstructuur en bodemfauna en -flora bij verschillende vormen van zandwinning

BEUKEMA, J.J., 1977. De rol van bodemdieren in de voedselketen van de zee—Vakblad voor Biologen vol. 57(17): 283-298.

FLEMER, D.A., W.L. DOVEL, H.T. PFITZENMEYER & D.E. RITCHIE (jr.), 1968. Biological effects of spoil disposal in Chesapeake Bay.—J. of the Sanitary Engineering Division SA4: 683-706.

GRIMES, D.J., 1974. Release of sediment bound fecal coliforms by dredging.—Appl. Microbiol. vol. 29: 109-111.

HARRISON, W., M.P. LYNCH & A.G. ALTSCHAEFFT, 1964. Sediments of lower Chesapeake Bay, with emphasis on mass properties.—J. Sedimen. Petrol. vol. 34(4): 727-755.

JERRELÖV, A. & R. ROSENBERG, 1976. Stress tolerance of ecosystems.—Environm. Conserv. vol. 3(1): 43-46.

KAPLAN, H.E., J.R. WELKER & M.G. KRAUS, 1974. Some effects of dredging on populations of macrobenthic organisms.—Fishery Bulletin vol. 72(2): 445-480.

MAY, E.B., 1973. Environmental effects of hydraulic dredging in estuaries.—Alabama Mar. Res. Bull. vol. 9: 1-85.

MCCAULEY, J.E., R.A. PARR & D.R. HANDOCK, 1977. Benthic infauna and maintenance dredging; a case study.—Water Res. vol. 11(2): 233-242.

MILEIKOVSKY, S.A., 1970. Influence of pollution on pelagic larvae of bottom invertebrates in marine nearshore and estuarine waters.—Mar. Biol. vol. 6: 350-356.

OLIVER, J.S., 1976. Effects of dredging and disposal on some benthos at Monterey Bay California.—U.S. Army Coastal Eng. Res. California.

- PEQUEGNAT, W.E., 1975. Meiobenthos ecosystems as indicators of the effects of dredging.—In: Cornin, L.E. (ed.), *Estuarine Research*. Vol. II: 573-583.
- REISH, D.J., 1961. A study of benthic fauna in a recently constructed boatharbor in Southern California.—*Ecology*, vol. 42(1): 84-91.
- ROSENBERG, R., 1976. Benthic faunal dynamics during succession following pollution abatement in a Swedish estuary.—*Oikos*, vol. 27: 414-427.
- STICKNEY, R.R. & D. PERLMUTTER, 1976. Impact of intracoastal waterway maintenance dredging in a mud bottom benthos community.—*Biol. Cons.* vol. 7(3): 221-226.
- TAYLOR, J.L. & C.H. SALOMON, 1968. Some effects of hydraulic dredging and coastal development in Boca Ciega Bay Florida.—*Fishery Bull.* vol. 67(2): 213-241.
- WINDOM, H.L., 1976. Environmental aspects of dredging in the coastal zone.—*Critical Rev.* vol. 6: 91-110.

10.3. De invloed van zandwinning op de troebelings

- AULD, A.H. & J.R. SCHUBEL, 1978. Effects of suspended sediments on fish and larvae : A laboratory assessment.—*Est. and Coast. Mar. Sci.* 6 : 153-164.
- BLAXTER, J.H.S., 1966. The effect of light intensity on the feeding ecology of herring. In : Bainbridge, R. G.C. Evans, O. Radham (Ed.). *Light as an ecological factor.*—*Symp. Br. Ecol. Soc. Cambridge Blackwell Sci. Publ. Oxford.*
- BLAXTER, J.H.S. & F.G.T. HOLLIDAY, 1963. The behaviour and physiology of the herring and Clupeoids.—In: Russel, F.S. (ed.). *Advances in Marine Biology* 1 : 261-393. Ac. Press. London and New York.
- BRETT, C.E., 1976. Effect of maintenance dredging on sedimentation in Mobile Bay.—VII WODCON 9-13 July 1976 San Francisco.
- BUCK, D.H., 1956. Effects of turbidity on fish and fishing.—*Transactions 21st North American Wildlife Conference 1956* : 249-261.
- CADÉE, G.C. & J. HEGEMAN, 1974. Primary production of phytoplankton in the Dutch Wadden Sea.—*Neth. Journ. Sea Res.* 8 (2) : 240-259.
- CAIRNS, JOHN Jr., 1967. Suspended solids standards for the protection of aquatic organisms.—22nd Purdue Industrial Waste Conference, Purdue University, Lafayette, Indiana, May 2-4, 1967.
- COLLIER, A., S. RAY & W. MAGNETZKY, 1950. A preliminary note on the naturally occurring organic substances in sea water affecting the feeding of oyster.—*Science* 111 : 151-152.
- DAVIS, H.C., 1960. Effects of turbidity producing materials in seawater on eggs and larvae of the clam (*Mercenaria mercenaria*).—*Biol. Bull.* 118 : 48-54.
- DAVIS, H.C. & H. HIDU, 1969. Effects of turbidity producing substances in seawater on eggs and larvae of three genera of bivalve molluscs.—*The Veliger* 11 : 316-323.
- FLEMER, D.A., W.L. DOVEL, H.T. PFITZENMEYER & D.E. RITCHIE, 1968. Biological effects of spoil disposal in Chesapeake Bay.—*Journ. of the Sanitary Eng. Div., Proc. of the Am. Soc. of Civil Eng.*
- GOLDBERG, S.S. & P.L. GAINEY, 1955. Role of surface phenomena in nitrification.—*Soil Sci.* 80 : 43.
- HASLER, A.D., 1960. Guideports of migrating fishes.—*Science* 132 : 785-792.

- HERBERT, D.W.M. & J.C. MERKENS, 1961. The effects of suspended mineral solids on the survival of trout.—Int. J. Air Wat. Poll. 5(1) : 46-55.
- HERBERT, D.W.M., J. ALABASTER, J.S. DART & R. LLOYD, 1961. The effect of China Clay waste on trout streams.—Int. J. Air Wat. Poll. 5(1) : 56-74.
- HILL, H.W. & J. PAWLAK, 1977. Site selection criteria for dumping grounds.—Fish. Impr. Comm. ICES C.M. 1977/E : 28.
- ICES, 1977. Sec. rep. of the ICES Working Group on effects on fisheries of marine sand and gravel extraction.—Coop. Res. Rep. 64 : 1-26.
- INGLE, R.M., 1952. Studies on the effect of dredging operations upon fish and shellfish.—Techn. Ser.Fla. Bd. Conserv. 5 : 1-26.
- JØRGENSEN, C.B., 1966. Biology of suspension feeding.—Pergamon Press, Oxford..
- KAYSER, H., 1973. Über den Einfluss von Rotschlamm auf die Kultur einiger mariner Planktonalgen.—Helgoländer Wiss. Meeresunt. 25 : 357-383.
- KHOLDEBARIN, B. & J.J. OERTLI, 1977. Effect of suspended particles and their seizes on nitrification in surface water.—Journ. Water Poll. Control. Fed. July 1977 : 1693-1697.
- KORRINGA, P., 1952. Recent advances in oyster biology.—I.Q. Rev. Biol. 27 : 262-308.
- KRISTENSEN, I., 1957. Differences in density and growth in a cockle population in the Dutch Waddensea.—Arch. Neerl. Zool. 12 : 351-453.
- LACKEY, J.B., G.B. MORGAN & O.H. HART, 1959. Turbidity effects in natural waters in relation to organisms and the uptake of radio-isotopes.—Univ. Fla. Eng. Industr. Exper. Sta. Techn. Pap. 167 13(8) : 1-9.
- LOOSANOFF, V.L., 1962. Effects of turbidity on some larval and adult bivalves.—Proc. Gulf, Caribbean Fisheries Institute 14th Session : 80-95.
- LUNZ, R.G., 1938. Oyster culture with reference to dredging operations in South Carolina.—Rep. to U.S. Eng. Office Charleston, South Carolina : 1-135.
- MACKIN, J.G., 1960. Canal dredging and silting in Louisiana Bays.—Texas A and M University Publ. Inst. Mar. Sci. Vol. 7 : 263-314.
- MANUELS, M.W. & H. POSTMA, 1974. Measurements of ATP and organic carbon in suspended matter of the Dutch Waddensea.—Neth. Journ. Sea Res. 8 (2/3) : 292-311.
- MAY, E.B., 1973. Environmental effects of hydraulic dredging in estuaries.—Alabama Mar. Res. Bull. 9 : 1-85.
- O'CONNOR, J.M., D.A. NEUMANN & J.A. SHERK, 1976. Lethal effects of suspended sediments on estuarine fish.—Coastal Engin. Res. Centr. Techn. Pap. 76-120 : 1-38.
- , 1977. Sublethal effects of suspended sediments on estuarine fish.—U.S. Army Corps of Engineers Coastal Res, Centr. Techn. Pap. 77-3. : 1-89.
- PEDDICORD, D.R., 1976. Biological impacts of suspensions of dredged material.—7th World Dredging Conference 9-13 July 1976, San Francisco.
- POSTMA, H., 1961. Suspended matter and Secchidisc visibility in coastal waters.—Neth. Journ. Sea Res. 1 (3) : 359-390.
- POSTUMA, K.H., 1957. The vertical migration of feeding herring in relation to light and vertical temperature gradient.—ICES Herring comm. 1957.

- SEATTLE UNIVERSITY, 1970. The oxygen uptake demand of resuspended bottom sediments.—Environmental Protection Agency Progr. 10670 DCD.
- SHERK, J.A., J.M. O'CONNOR & D.A. NEUMANN, 1975. Effects of suspended and deposited sediments on estuarine environments.—In : Cronin, L.E. (ed.). Estuarine Research 2 : 541-558. Academic Press, New York.
- , 1976. Effects of suspended solids on selected estuarine plankton.—Misc. Rep. 76-1 U.S. Army Corps of Engineers.
- THEISEN, B.F., 1977. Feeding rate of *Mytilus edulis* L. (Bivalvia) from different parts of Danish waters in water of different turbidity.—Ophelia 16 (2) : 221-231.
- VOSJAN, J.H. & K.M. OLANCZUK-HEYMAN, 1977. Vertical distribution of mineralization processes in a tidal sediment.—Neth. Journ. Sea Res. 11 (1) : 14-23.
- WILBER, C.G., 1971. Turbidity.—In : Kinne, O. (ed.). Marine Ecology 1 (2) : 1181-1189.
- WILDISH, D.J., A.J. WILSON & H. AKAGI, 1977. Avoidance by herring of suspended sediment from dredge spoil dumping.—Fish. Impr. Comm. ICES C.M. 1977/E : 11.
- WINTER, J.E., 1972. Longterm laboratory experiments on the influence of ferric hydroxide flakes on the filterfeeding behaviour, growth, iron content and mortality in *Mytilus edulis* (L.).—In : Ruivo M. (ed.). Marine Pollution and Sealife.—Byfleet and London. Fishing News (books) Ltd. : 392-396.
- , 1975. Feeding experiments with *Mytilus edulis* (L.) at small laboratory scale II. The influence of suspended silt in addition to algal suspensions on growth.—In : Persoone, G. (ed.). Proc. of the 10th European Symp. on Mar. Biol. 1 : 583-600.
- IJNSEN, F., 1978. Voorlopig verslag van onderzoek naar de invloed van zandwinning op het sedimentgehalte in het water van de Blauwe Slenk.—Rijkswaterstaat, Leeuwarden.
- ZOBELL, C.E., 1943. The effect of solid surfaces upon bacterial activity.—J. Bact. 46 : 39-56.

Na beëindiging van dit literatuur onderzoek is er nog een uitgebreid review verschenen over de gevolgen van troebelings:

- MOORE, P.G. 1977. Inorganic particulate suspensions in the sea and their effects on marine animals.—In: H. Barnes (ed.). Oceanography and marine biology. An annual review vol. 15 : 225-363.
- 10.4. Mogelijke extra sedimentatie buiten het directe zuig-gebied en de gevolgen daarvan op de bodemfauna en -flora
- BRETT, C.E., 1976. Effect of maintenance dredging on sedimentation in Mobile Bay.—7th World dredging conf. July 1976, San Francisco.
- CADÉE, G.C., 1976. Sediment reworking by *Arenicola marina* on tidal flats in the Dutch Wadden Sea.—Neth. J. Sea Res. vol. 10(4) : 440-460.
- CRISP, D.J., 1965. Surface chemistry, a factor in the settlement of marine invertebrate larvae.—Bot. Gothoburg 3: 51-65.
- DUINKER, J.C., G.T. van ECK & R. NOLTING, 1974. On the behaviour of Cu, Zn, Fe and Mn and evidence for mobilization processes in the Dutch Wadden Sea.—Neth. J. Sea Res. vol. 8(2/3) : 214-239.

- ICES, 1975. Report of the working group on effect on fisheries of marine sand and gravel extraction.—Internat. Council for Explor. of the Sea. Coop. Res. Rep. 57 pp.
- ICES, 1977. Second report of the ICES working group on effects on fisheries of marine sand and gravel extraction.—ICES Coop. Res. Rep. 64, 26 pp.
- MAY, E.B., 1973. Environmental effects of hydraulic dredging in estuaries—Alabama Mar. Res. Bull. 9: 1-85.
- MCCAULEY, J.E., R.A. PARR & D.R. HANCOCK, 1977. Benthic infauna and maintenance dredging: a case study.—Water Res. vol. 11(2): 233-242.
- POSTMA, H. 1967. Sediment transport and sedimentation in the estuarine environment.—In: Lauff, G.H. (ed.), Estuaries. AAAS publ. no. 83, 757. pp., 158-179.
- SHELTON, R.G.J., 1973. Some effects of dumped, solid wastes on marine life and fisheries.—In: Goldberg, E.D. (ed.) North Sea Science MIT Press, Cambridge, 415-436.
- TAYLOR, J.L. & C.H. SALOMON, 1968. Some effects of hydraulic dredging and coastal development in Boca Ciega Bay, Florida.—Fishery Bulletin vol. 67(2): 213-241.
- 10.5. Onderzoek naar de gevolgen aan zandwinning in de geulen van de Waddenzee op de waterkwaliteit
- ADMIRAAL, W., 1977. Tolerance of estuarine benthic diatoms to high concentrations of ammonia, nitrite ion, nitrate ion and orthophosphate.—Mar. Biol. vol. 43: 307-315.
- ANONYMUS, 1977. Laboratory study of the release of pesticide and PCB materials to the water column during dredging and disposal operation.—U.S. Army Eng. Centr. Contract Rep. nr. D-75-6.
- BRANNON, J.M., 1976. The distribution of heavy metals in sediment fraction from Mobile Bay.—In: Yen, T.L. (ed.) Chemistry of marine sediments. Ann. Arbor Science, 265 pp.
- BRAY, J.T., O.P. BRICKER & B.N. TROUP, 1973. Phosphate in interstitial waters of anoxic sediments: oxidation effects during sampling details procedure.—Science vol. 180: 1362-1364.
- BRIGGS, R.B., 1968. Environmental effects of overboard spoil disposal.—J. of Sanitary Eng. Div. 94 SA3: 477-487.
- BROWN, C.L. & R. CLARK, 1968. Observations on dredging and dissolved oxygen in a tidal waterway.—Water Resources Res. vol. 4(6): 1381.
- BENNEKOM, A.J. van. E. KRIJGSMAN—van HARTINGSVELD, G.C.M. 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. vol. 8(2/3): 154-173.
- CHEN, K.Y., S.K. Gupta & A.Z. SYCIP, 1976. Research study on the effect of dispersion, settling and resedimentation on migration of chemical constituents during open-water disposal of dredged materials.—U.S. Army Eng. Waterways. Exp. Stn. Vicksburg Contact Rep. nr. D-76-1.
- DUINKER, J.C., 1974a. De chemische verontreiniging van de Waddenzee.—Tijdschrift Kon. Ned. Heidemij vol. 85: 384-397.
- DUINKER, J.C., G.T. van ECK & R. NOLTING, 1974b. On the behaviour of Cu, Zn, Fe and Mn and evidence for mobilization processes in the Dutch Wadden Sea.—Neth. J. Sea Res. vol. 8(2/3): 214-239.

- DUINKER, J.C., 1975. Mobilization of metals in the Dutch Wadden Sea.-
In: McIntyre, A.D., C.F. Mills (eds.), *Ecological Toxicology Research*, Plenum Press New York: 167-176.
- ESSINK, K., 1977. Verslag van een oriënterend onderzoek naar de invloed van zandwinning op de waterkwaliteit van de Waddenzee.-RIZA, Sappemeer.
- GAMBRELL, R.P., 1976. The effect of pH and redox potential on heavy metal chemistry in sediment-water systems affecting toxic metal bioavailability.-VII World Dredging Conference.
- GUSTAFSON, J.F., 1972. Beneficial effects of dredging turbidity.-World Dredging and Marine Construction vol. 9(13): 44-72
- GROOT, S.J. de & H. POSTMA, 1968. The oxygen content of the Wadden Sea.-Neth. J. Sea Res. vol. 4: 1-10.
- HELDER, W., 1974. The cycle of dissolved inorganic nitrogen compounds in the Dutch Wadden Sea.-Neth. J. Sea Res. vol. 8(2/3): 154-173.
- JONGE, V.N. de & H. POSTMA, 1974. Phosphorous compounds in the Dutch Wadden Sea.-Neth. J. Sea Res. vol. 8(2/3): 139-153.
- LEE, G.F., 1976. Dredged material research problems and progress.-Environmental Science and Technology vol. 10: 334-338.
- LINDBERG, S.E., A.W. ANDREN & R.C. HARRIS, 1975. Geochemistry of mercury in the estuarine environment.-in: Cronin, L.E. (ed.), *Estuarine Research*, vol. 1: 64-106.
- MAY, E.B., 1973. Environmental effects of hydraulic dredging in estuaries.-Alabama Mar. Res. Bull. vol. 9: 1-85.
- POSTMA, H., 1961. Transport and accumulation of suspended matter in the Dutch Wadden Sea.-Neth. J. Sea Res. vol. 1: 148-190.
- ROSENBERG, R., 1977. Effects of dredging operations on estuarine benthic macrofauna.-Mar. Poll. Bull. vol. 8(5): 102.
- SCHROEDER, W.L., 1977. Dredging in estuaries. Technical Manual Oregon State Univ. Corvallis Oregon, 313 pp.
- SEATTLE UNIVERSITY, 1970. The oxygen uptake demand of resuspended bottom sediments.-Environmental protection agency program No. 10670 DCD.
- SERNE, R.J. & B.W. MERCER, 1975. Characterization of San Francisco Bay dredge sediments.-U.S. Army Engineer Dist., San Francisco, CA.
- SLOTTA, L.S., 1974. An examination of some physical and biological impacts of dredging in estuaries.-Interim Rep. Oregon State Univ.
- STEVENSON, F.J. & A.P.S. DHARIWAL, 1959. Distribution of fixed ammonium in soils.-Soil Sci. Soc. Am. Proc. vol. 23: 121-125.
- THORSLAND, A.E., 1975. Disposal of contaminated spoil in a stratified fjord - an example from the Swedish West Coast.-Vatten vol. 2: 133-138.
- VERWEY, J., 1952. On the ecology of distribution of cockle and mussel in the Dutch Wadden Sea, their rôle in sedimentation and the source of their food supply.-Arch. neerl. Zool. vol. 10: 171-239.
- VOSJAN, J.H., 1975. Ecologische en fysiologische aspecten van bacteriële sulfaatreductie in het Waddengebied.-Thesis, 72 pp.
- VOSJAN, J.H. & K.M. OLANCZUK-NEYMAN, 1977. Vertical distribution of mineralization processes in a tidal sediment.-Neth. J. Sea Res. vol. 11(7): 14-23.
- WAKEMAN, T.H., 1976a. Chemical and biological mobilization of heavy metals from estuarine sediments.-Proc. 3rd Federal Inter-Agency Sedimentation Conference 1976.

- , 1976b. The biological ramifications of dredging and disposal activities. Proc. VII World Dredging Conf.: 54-68.
- , 1977. Release of trace constituents from sediments resuspended during dredging operations.—In: Yen, T.L. (ed.) Chemistry of marine sediments. Ann. Arbor. Sciences, 265 pp.
- WINDOM, H.L., 1972. Environmental aspects of dredging in estuaries.—J. Waterway Harbour Coastal Eng. Div. 98: 475.
- , 1973. Processes responsible for water quality changes during pipeline dredging in marine environments.—Proc. V. World dredging Conf. Hamburg.
- , 1975. Water-quality aspects of dredging and dredge-spoil disposal in estuarine environments.—In: Cronin, L.E. (ed.), Estuarine Research vol. 2.
- , 1976. Environmental aspects of dredging in the coastal zone.—Critical Reviews in Environmental Control vol. 6: 91-110.
- ZIMMERMAN, J.T.F., 1976. Mixing and flushing of tidal embayments in the Western Dutch Wadden Sea.—Part I. Distribution of salinity and calculation of mixing time scales.—Neth. J. Sea Res. vol. 10 (2): 149-191.