

**rijksuniversiteit
gent**

laboratorium voor
oecologie der dieren,
zoogeografie en natuurbehoud

ministerie van verkeer en waterstaat

rijkswaterstaat

dienst getijdewateren

Data-analyse van het macrozoöbenthos op de Slikken van Vianen (Oosterschelde): zijn er waarneembare pollutie-effecten rond het sloophaventje ?

Rapport W.W.E. nr. 8

VLIZ (vzw)
VLAAMS INSTITUUT VOOR DE ZEE
FLANDERS MARINE INSTITUTE
Oostende - Belgium

33791

**BENTHOS EN POLLUTIE
OP DE
SLIKKEN VAN VIANEN**

P.M. MEIRE en J.J. SEYS

Rijksuniversiteit Gent
Laboratorium voor Ecologie der Dieren, Zoögeografie en
Natuurbehoud
Ledeganckstraat 35
B9000 GENT
België

INHOUD

Samenvatting.....	3
1. Inleiding	4
2. Materiaal en methode	6
3. Resultaten.....	7
3.1 Situering van de PQ's in de bedrijvigheid van de sloophaven.....	7
3.2 Multivariate analyse van de data.....	7
3.3 Algemene beschrijvende variabelen.....	13
3.4 Diversiteitsindices.....	17
3.5 Abundance/Biomass Comparison methode.....	20
3.6 Gemiddeld individueel gewicht van de Vermes.....	24
4. Besluit.....	28
5. Dankwoord.....	29
6. Literatuurlijst.....	30
Appendix 1.....	32

SAMENVATTING

Op de Slikken van Vianen (Oosterschelde) was gedurende vele jaren een scheepssloper actief. Het tijdelijk stockeren van wrakken en de afbraakactiviteiten zelf hebben op een oppervlakte van meerdere tientallen hektare slik een sterke vervuiling nagelaten. Ontelbare brokstukken slingeren op het slik rond. Bij een recent onderzoek bleken ook hoge concentraties organische microverontreinigingen in de bodem aanwezig te zijn. Dit was de aanleiding voor een diepgaand onderzoek met het oog op mogelijke saneringsmaatregelen. In dit kader was het wenselijk om gegevens over bodemfauna van het gebied te analyseren teneinde na te gaan of er bepaalde effecten waarneembaar zijn of niet.

Gegevens afkomstig van een gedetailleerde bemonstering op de Slikken van Vianen uit het najaar van 1984 werden daartoe in detail geanalyseerd.

Op basis van multivariate analyse konden de Permanente Quadraten (PQ's) onderverdeeld worden in verschillende clusters. Abiotische factoren zoals de vrijliggingsduur en het slibgehalte bleken sterk te verschillen tussen de diverse clusters. Diverse andere parameters zoals diversiteit, evenness, de verhouding biomassa over abundantie, de verhouding abundantie over aantal soorten, de verdeling van de biomassa over diverse taxonomische groepen of trofische groepen, de gemiddelde individuele gewichten van Polychaeta en Oligochaeta evenals van diverse species en de Abundance/Biomass Comparison method vertoonden een grote variatie binnen de bestudeerde PQ's. Deze variatie kon evenwel steeds in verband gebracht worden met de gemeten abiotische factoren (sediment karakteristieken, vrijliggingsduur) en niet zozeer met de afstand tot het sloophaventje.

Daarom besluiten wij dat er op basis van deze gegevens geen reden is om aan te nemen dat de structuur van de bodemdiergemeenschappen dicht bij het sloophaventje afwijkend is van wat we op basis van de abiotische gegevens zouden verwachten. Dit wil evenwel niet zeggen dat de gegeven pollutie geen effecten heeft op de bodemfauna (zoals bv. reproductie problemen etc.). Een bemonstering dicht bij het haventje is dan ook essentieel. Bovendien is de visuele vervuiling op een zo druk bezochte plaats van de Oosterschelde onaanvaardbaar, wat een sanering toch noodzakelijk maakt.

1. INLEIDING

De interesse voor pollutieproblemen heeft, uit harde noodzaak en helaas te laat, de laatste jaren een sterke impuls gekregen, en dit niet in het minst in mariene ecosystemen en estuaria. In deze gebieden is de druk op het natuurlijk milieu immers groot (afvoer van vervuild rivierwater, aanwezigheid van havens en industrie,...), wat een rechtstreekse bedreiging vormt voor het functioneren van het ecosysteem en voor de voedselvoorzienende functie die deze gebieden vervullen (schelpdierkweek, visvangst). Belangrijkste polluenten zijn: zware metalen, PCB's, PAK's, pesticiden, olie, organotin-verbindingen,...(bv. BERGMAN, 1982; RYGG, 1985). Eutrofiëringsverschijnselen (BEUKEMA en CADEE, 1986 & 1987; ESSINK en BEUKEMA, 1986; PEARSON et al., 1985; ROSENBERG et al., 1987) nemen hierbij een bijzondere plaats in vermits ze als enige pollutievorm en dit bij een geringe organische aanrijking produktie stimulerend kunnen werken. Bij grotere aanrijking treedt O₂-tekort op (DETHLEFSEN en VAN WESTERNHAGEN, 1983; THEEDE et al., 1969; TSUTSUMI en KIKUCHI, 1983) en storten benthosgemeenschappen soms helemaal ineen.

Het onderzoek dat wordt verricht kan ruwweg worden opgedeeld in experimentele studies naar dosis-effect relaties op organismen (bv. EISLER, 1977; THAIN, 1983) en field-surveys. Bij laboratoriumexperimenten wordt meestal het effect van slechts één polluent of pollutietype als stresserende factor bestudeerd. In het veld komt een dergelijke situatie vrij zelden voor gezien vele polluenten samen voorkomen. Toch zijn nogal wat publicaties verschenen die het effect van één pollutietype (het meest dominante) evalueren. In field-surveys kan de diergemeenschap uit een blanco-proefgebied (of een gebied dat er voor kan doorgaan) vergeleken worden met die van één of meerdere gepollueerde situaties. De meeste resultaten zijn echter bekomen uit tijdseries waarin de bodemdiergemeenschap gevolgd is voor en tijdens (en eventueel na) de pollutie. Een klassieke voorbeeld hiervan is PEARSON en ROSENBERG (1978). Wanneer dergelijke vergelijkingen niet mogelijk zijn, kunnen we meer algemeen zoeken naar veranderingen in het ecosysteem o.i.v. een 'stress-factor'. We kunnen immers verwachten dat er verschuivingen zullen optreden binnen de bodemdiergemeenschappen, vermits de ene soort (of groep) gevoeliger is voor verstoring dan de andere. Zo is het verdwijnen van heel wat soorten en het massaal optreden van enkele opportunistische soorten (snelle koloniatoren met een hoge reproductiecapaciteit zoals Capitella capitata, Polydora sp.) kenmerkend voor matig tot sterk gepollueerde milieus (GRAY, 1982). Deze wijzigingen in het systeem kunnen worden teruggevonden door m.b.v. multivariate technieken de structuur van de bodemdiergemeenschappen langs een pollutiegradiënt te analyseren. Als maat voor verandering kan tevens gebruik gemaakt worden van diversiteitsmetingen. Naast de gebruikelijke diversiteitsindices willen we hier eveneens de ABC-methode (WARWICK, 1986; WARWICK et al., 1987) vermelden. De ABC-methode (Abundance Biomass Comparison) vergelijkt k-dominantie curven voor abundantie en biomassa. K-dominantie curven worden verkregen door de soorten te ranken volgens dichtheid of biomassa en deze daarna als cumulatief percentage uit te zetten. Bij een niet-gestresseerd systeem ligt de biomassacurve volledig boven de

abundantiecurve, bij een sterk gestresseerd systeem valt hij er volledig onder, bij matige stress kruisen beide curven. Hoewel enige problemen bestaan rond de toepasbaarheid van deze methode onder bepaalde omstandigheden blijkt ze toch een zeer goede indicator te zijn van stress (MEIRE en DEREU, 1989). Min of meer aansluitend bij de onderliggende gedachtengang van deze methode - gepollueerde systemen worden numeriek gedomineerd door kleine organismen zoals kleine Polychaeten en Oligochaeten - zou bij pollutie het gemiddelde gewicht van Polychaeta (gemiddeld over alle soorten) kleiner worden (GRAY, 1982). Naast de verschuivingen tussen de verschillende groepen, kunnen de gewijzigde groeiomstandigheden ook oorzaak zijn van kleinere individuele gewichten binnen één soort (PEARSON et al., 1985). Dergelijke dosis-groeiëffect experimenten zijn vooral onder laboratoriumomstandigheden uitgevoerd (ELDON et al., 1980; NEUHOFF, 1983; STROMGREN, 1982) of onder semi-natuurlijke omstandigheden (cfr. uitgehangen mosselen: de KOCK en MARQUENIE, 1981). Andere maten die eveneens kunnen worden gebruikt om pollutie-effecten te detecteren zijn de abundantie of biomassa van dominante soorten of van grotere eenheden zoals trofische groepen, alsook verhoudingen zoals totale biomassa over totale abundantie of totale abundantie over het aantal soorten etc. (Gray et al., 1988). Een belangrijk probleem bij alle benaderingen zoals hierboven geschetst is evenwel het scheiden van effecten veroorzaakt door pollutie en die veroorzaakt door natuurlijke gradiënten. Daarom moeten de resultaten eerst gecorreleerd worden met de abiotische en biotische omgevingsfactoren. Wat dan niet kan verklaard worden op basis hiervan kan dan eventueel aan pollutie te wijten zijn.

Het doel van deze studie is na te gaan of er op de Slikken van Vianen (Oosterschelde) t.h.v. het voormalige sloophaventje effecten van de aldaar geconstateerde pollutie merkbaar zijn op het macrozoöbenthos. Daarom zullen we in dit verslag de hierboven gesitueerde methoden toepassen op gegevens van het macrozoöbenthos teneinde de situatie aldaar te kunnen evalueren. Een korte vergelijking met andere gebieden zal gemaakt worden.

2. MATERIAAL EN METHODEN

De Slikken van Vianen zijn gelegen aan de zuidoost kust van Schouwen-Duiveland. Een gedetailleerde beschrijving van het studiegebied is gegeven door MEIRE en KUIJKEN (1987).

In oktober 1984 werden op 17 permanente kwadraten op de Slikken van Vianen bodemdiermonsters verzameld, dit in het kader van een lange termijn-monitoring van vogels en bodemdieren op deze slikken. De ligging van de studieplots is weergegeven in Fig.1. Tevens werden van alle PQ's de volgende abiotische factoren bepaald: mediane korrelgrootte, sortering, slibgehalte, stikstofgehalte, diepte geoxydeerde laag en vrijliggingsduur.

Per PQ werden 5 grote steekbuismonsters (diameter 15 cm) genomen tot op een diepte van 30-40cm. Deze monsters zijn in het veld gefixeerd met 7% neutrale formaline. In het lab werden ze uitgezeefd op een zeef met ronde gaten (diameter van 1 mm) en vervolgens gekleurd met 0.02% Bengaals rose en minimaal 24 uur na de kleuring uitgezocht, gedetermineerd en geteld. Vervolgens zijn de dieren gedurende 24 uur gedroogd bij 105°C en een eerste maal gewogen, verast bij 550°C en een tweede maal gewogen. Het verschil tussen beide waarden, het asvrijdrooggewicht, is een maat voor de biomassa.

De densiteits- en biomassagegevens werden verwerkt op de Siemens mainframe computer van het Centraal Digitaal Rekencentrum (Rijksuniversiteit Gent) met het SPSS^x-programma (SPSS Inc. 1986), Two Way INDicator SPecies ANalysis (Twinspan: HILL 1979a) en DETrended CORrespondance ANALysis (Decorana: HILL 1979b). De waarden voor gemiddelde individuele biomassa's en voor gemiddelde biomassa's van de wormen als groep, werden eveneens berekend met SPSS^x, alsook de hieruit voortvloeiende statistische tests.

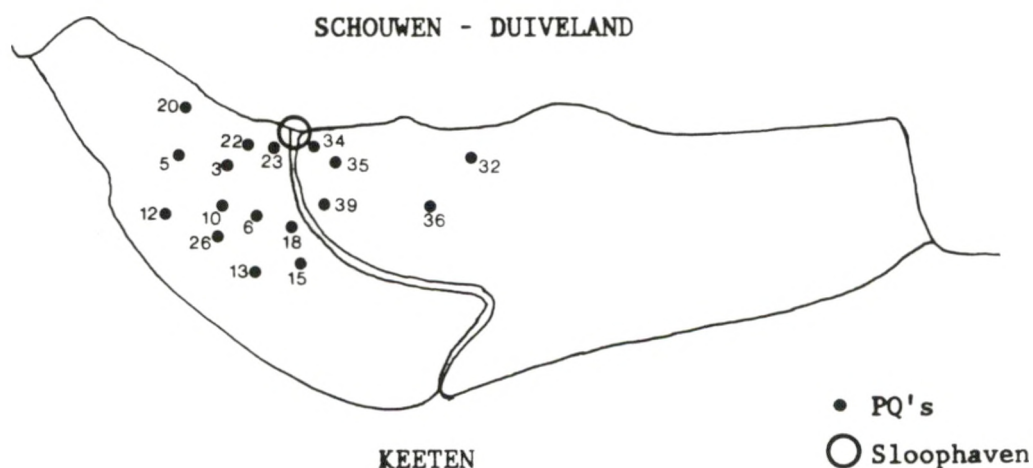


Fig. 1. Kaart van de Slikken van Vianen met de ligging van de verschillende PQ's en het sloophaventje.

3. RESULTATEN

3.1 Situering van de PQ's in de bedrijvigheid van de sloophaven.

Om een mogelijke invloed van polluenten op het macrozoöbenthos van de Slikken van Vianen te ontdekken, werden de gegevens van de 17 PQ's vergeleken. Bij een pollutie-effect verwachten we een niet door natuurlijke factoren verklaarbaar afwijkend patroon in de PQ's, dichtst bij het sloophaventje - de pollutiebron - gelegen. PQ 23, 34 en 35 liggen het dichtst bij het haventje. PQ 22 en 20 liggen in een geul waarlangs veel water dat van het haventje afvloeit passeert. Een min of meer analoge situatie geldt voor PQ 39. De overige PQ's liggen ofwel verder af ofwel zo dat de waterstroming tussen het haventje en het PQ minder intens is dan bij de eerder vermelde PQ's. In het gebied rond de PQ's 34 en 35 lagen frequent wrakken voor langere tijd. De aanwezigheid in de bodem van veel brokstukken zoals stenen, ijzer, hout en plastic zijn daar getuige van. Rond PQ 39 liggen veel stenen. Hun oorsprong is ons onduidelijk. Wij konden nooit waarnemen tussen 1976 en 1987 dat in die buurt wrakken lagen. Mogelijks zijn die stenen afkomstig van stortingen i.v.m. het onderhoud van het dammetje. Op de helling juist ten westen van het dammetje voor het huis werden de boten gesloopt. Met hoog water werd het schip op deze helling getrokken en daarna eerst volledig uitgebrand waarna het afgebroken werd. In de wijde omgeving, tot in PQ 23 en in mindere mate PQ 22, liggen veel brokstukken van allerlei allooi.

3.2. Multivariate analyse van de data

Om enig inzicht in de structuur van de dataset te verkrijgen werd een TWINSPAN uitgevoerd. Bij de analyse werden de aantallen per soort in de volgende aantalsklassen onderverdeeld: 0, 1-4, 4-16, 16-64, 64-256, 256-1024, 1024-4096, 4096-9999. Zeven clusters kunnen onderscheiden worden. De dendrogrammen, zowel voor de PQ's als voor de soorten resulterend uit de TWINSPAN, zijn overzichtelijk weergegeven in Fig.2. De dichtheid van de belangrijkste soorten werd hierbij in vier klassen opgedeeld. Bij de eerste opsplitsing worden alle PQ's op of nabij mosselpercelen (PQ 20,22,23,6,10,3,5,18,12,26) afgescheiden van de rest (PQ 34,35,39,36,32,13,15). In tweede instantie worden in de mosselgroep de PQ's, gelegen op de mosselbank (20, 22, 23, 6, 10) gescheiden van zij die ernaast liggen. De mossel-PQ's worden verder gesplitst in de commerciële banken (PQ's 20, 22, 23) en de natuurlijke banken (PQ's 6 en 10). De mosselbank begeleidende PQ's worden eveneens verder opgedeeld in twee groepen: de PQ's 3 5 en 18 en de PQ's 12 en 26. De rest PQ's worden verder nog opgesplitst in 3 groepen. PQ's 13 en 15 worden in eerste instantie afgescheiden en de resterende 5 PQ's worden verdeeld in de PQ's 34, 35, 39 en de PQ's 32 en 36. Op te merken valt dat de PQ's rond het sloophaventje alle samenclusteren in twee groepen: 20, 22, 23 vormen 1 groep bij de mossel-PQ's, 34, 35 en 39 vormen 1 groep bij de overige PQ's.

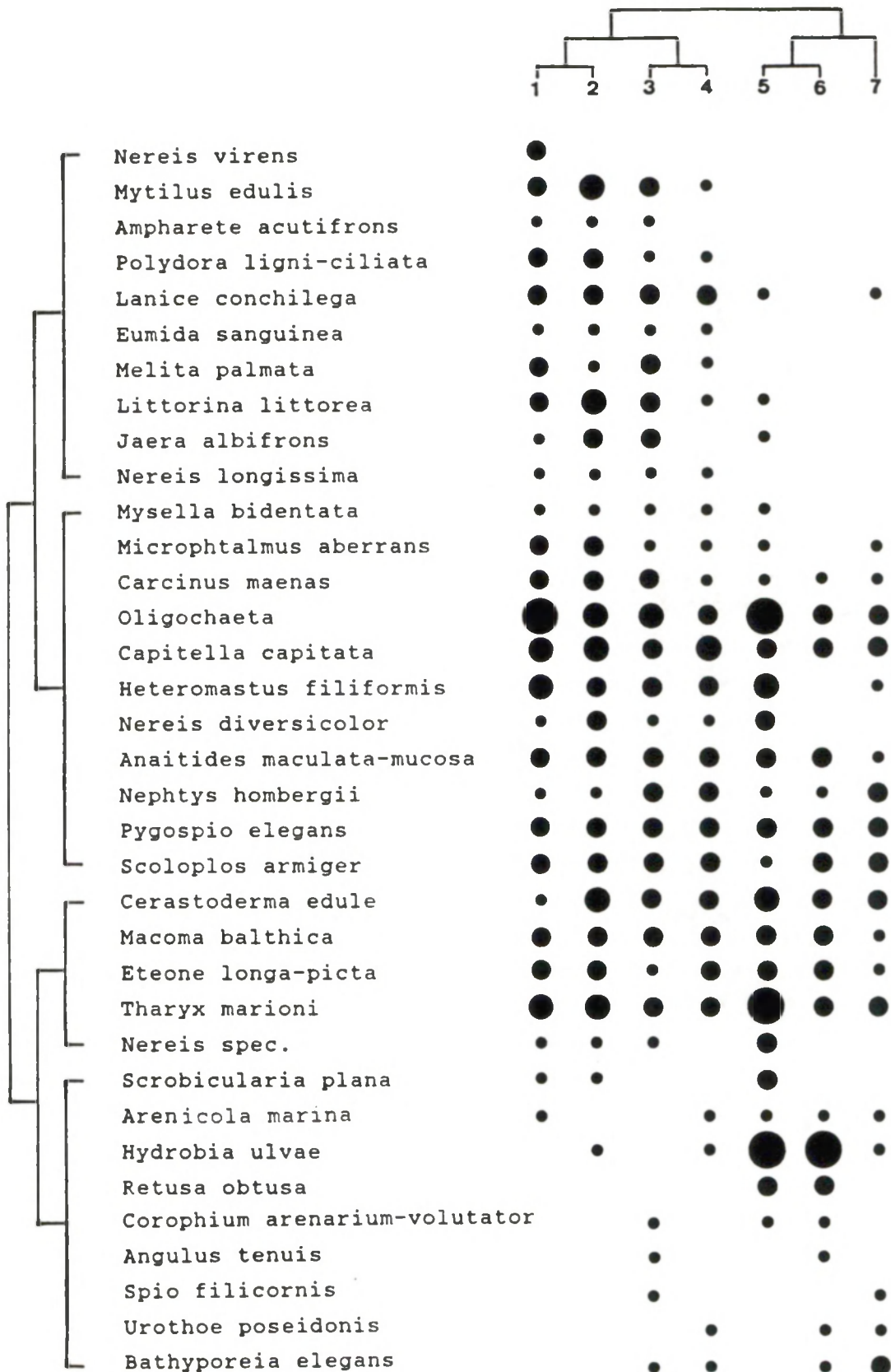


Fig. 2. Resultaten van een TWINSpan analyse gebaseerd op de dichtheden van bodemdieren in 17 PQ's van de Slikken van Vianen. Het dendrogram voor zowel soorten als PQ's is weergegeven. De dichtheden van elke soort in elke cluster zijn als volgt weergegeven (● = 1 tot 4; ● = 4 tot 64; ● = 64 tot 1024; ● = >1024/m²).

Om de resultaten van de TWINSPAN analyse verder te kunnen interpreteren werden de gegevens eveneens aan een ordinatie (DECORANA) onderworpen. Fig. 3 geeft de resultaten weer. Hieruit blijkt opnieuw de groepering van de PQ's 34,35 en 39 en van de PQ's 32 en 36. De commerciële mossel-PQ's (20, 22 en 23) liggen samen en zeer dicht bij de andere mossel-PQ's (6 en 10). Uit de figuur blijkt ook dat de PQ's gespreid liggen langs een omgevingsgradient, die weerspiegeld wordt door de assen. Vooral de eerste as is belangrijk. Dit blijkt zowel uit de eigenwaarden van de assen (0.586 voor de eerste; 0.308 voor de tweede en 0.075 voor de derde as) als uit de spreiding van de PQ's. De spreiding is inderdaad veel minder langs de tweede as en dit geldt zeker voor de PQ's rond het sloophaventje.

DECORANA densities
Vianen 1984 all plots

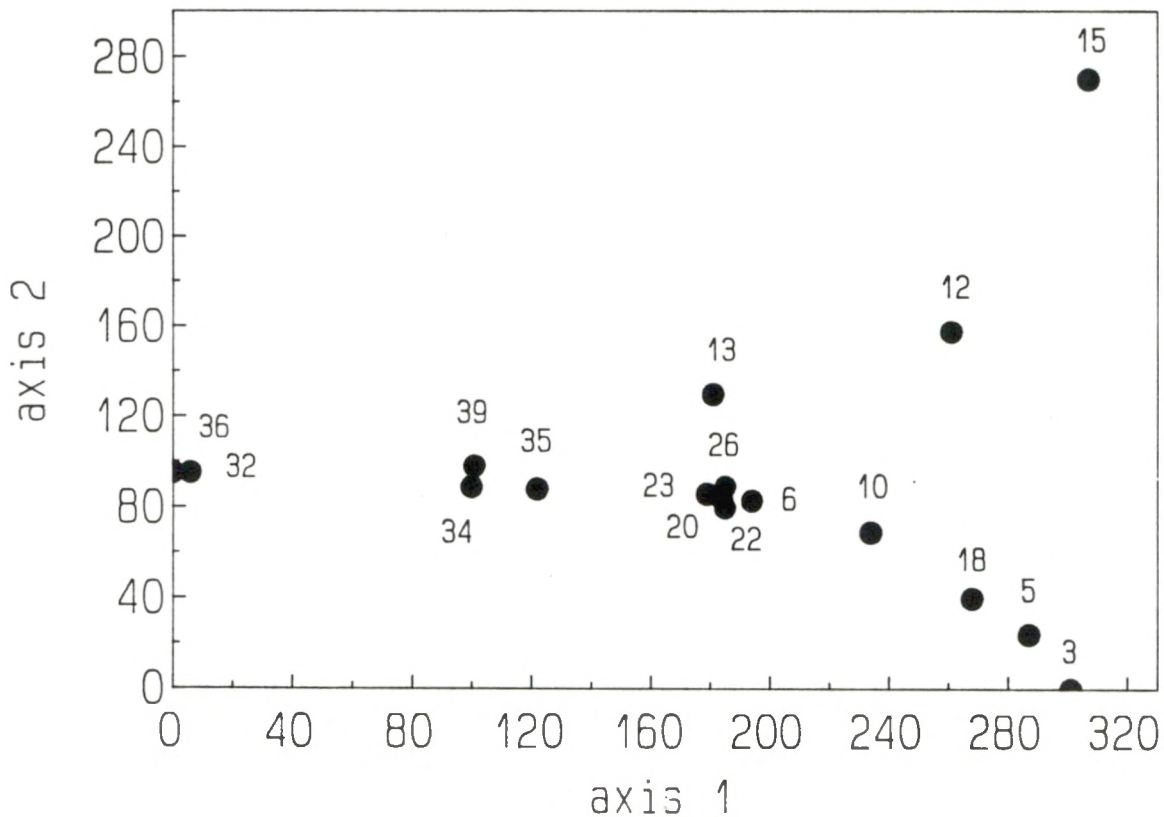


Fig. 3. Ligging van de 17 PQ's ten opzichte van de Decorana as 1 en 2. Het punt van PQ 20 ligt midden op dat van 22, 23 en 26 waardoor het niet herkenbaar is als afzonderlijke stip.

De gradiënt zoals weergegeven in de ordinatie kunnen we aan de gemeten omgevingsfactoren relateren. M.b.v. een Spearman-Rank correlatie (R_s) tussen de coördinaten op de Decorana-assen en de abiotische factoren van de 17 PQ's vinden we dat de eerste as gecorreleerd is met de mediane korrelgrootte ($R_s = -0.5879$; $N=17$;

$p=0.013$) en de vrijliggingsduur ($R_s = -0.6340$; $N=17$; $p=0.006$). De tweede as vertoont een significante correlatie met de diepte van de geoxideerde laag ($R_s = 0.5890$; $N=17$; $p=0.013$).

De verschillen in abiotische factoren tussen de verschillende TWINSPAN groepen komen ook duidelijk naar voor in Fig. 4. Hier zijn de gemiddelde waarden van sommige abiotische factoren per TWINSPAN groep weergegeven. Hieruit blijkt dat de PQ's 34, 35, en 39 (groep 5) een hoog slibgehalte en een lange vrijliggingsduur hebben (voor de opdeling in groepen zie Tabel 1). De PQ's 20, 22 en 23 (groep 1) hebben eveneens een zeer hoog slibgehalte in vergelijking met de andere groepen, maar een korte vrijliggingsduur. De plots in groep 6 (PQ's 32 en 36) liggen het hoogst in het getijdengebied. De diepte van de geoxideerde laag neemt ongeveer constant toe van groep 1 naar groep 6.

=====

Tabel 1. Verdeling van de PQ's over de 7 TWINSPAN groepen.

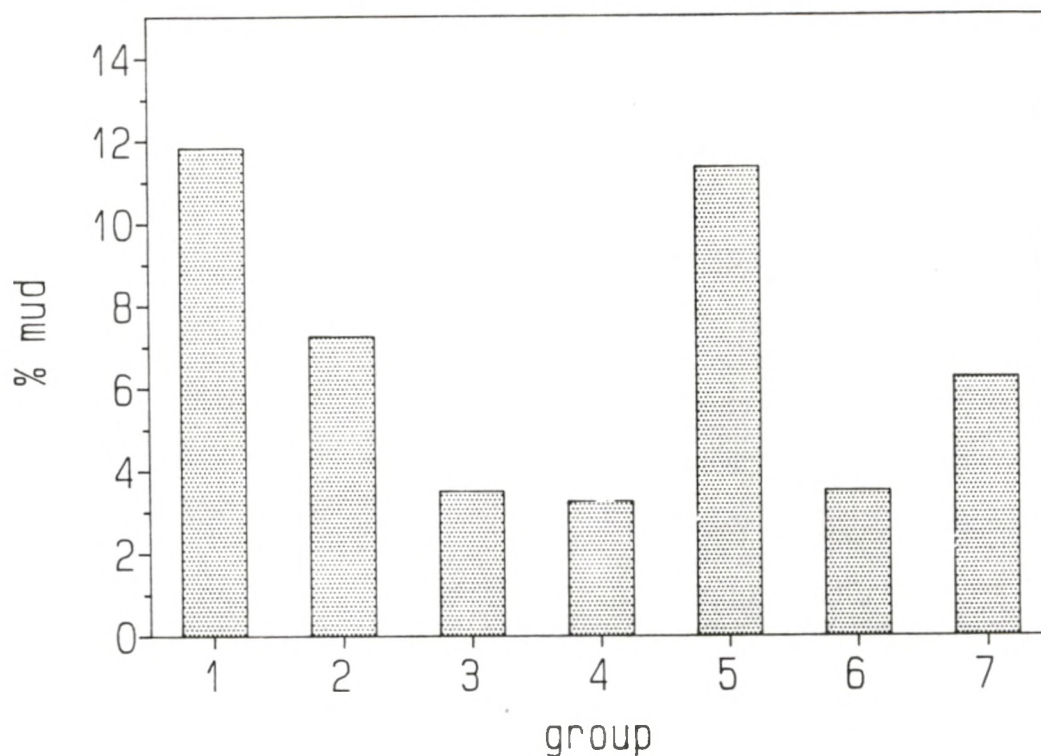
TWINSPAN-GROEP	PQ's
1	20, 22, 23
2	6, 10
3	3, 5, 18
4	12, 26
5	34, 35, 39
6	32, 36
7	13, 15

=====

=====

Uit deze analyse volgt dat de plots die een mogelijke invloed van het sloophaventje kunnen ondergaan samen in twee TWINSPAN groepen geclusterd zijn. Beide groepen zijn evenwel duidelijk door abiotische factoren gekarakteriseerd.

MUD CONTENT



11

EXPOSURE TIME

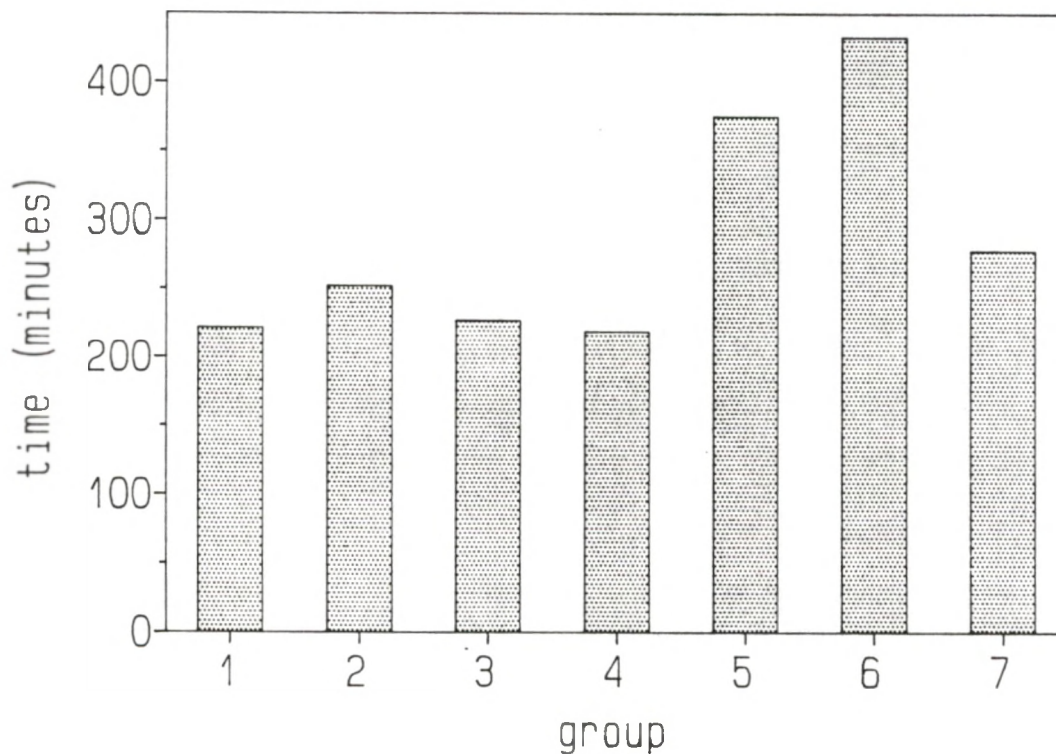


Fig. 4. Gemiddelde waarde van het slibgehalte (a), vrijliggingsduur (b) en diepte van de geöxydeerde laag (c) van de verschillende PQ's per TWINSPAN groep. (Groep 1: PQ 20,22,23; Groep 2: PQ 6,10; Groep 3: PQ 3,5,18; Groep 4: PQ 12,26; Groep 5: 34,35,39; Groep 6: PQ 36,32; Groep 7: PQ 13,15).

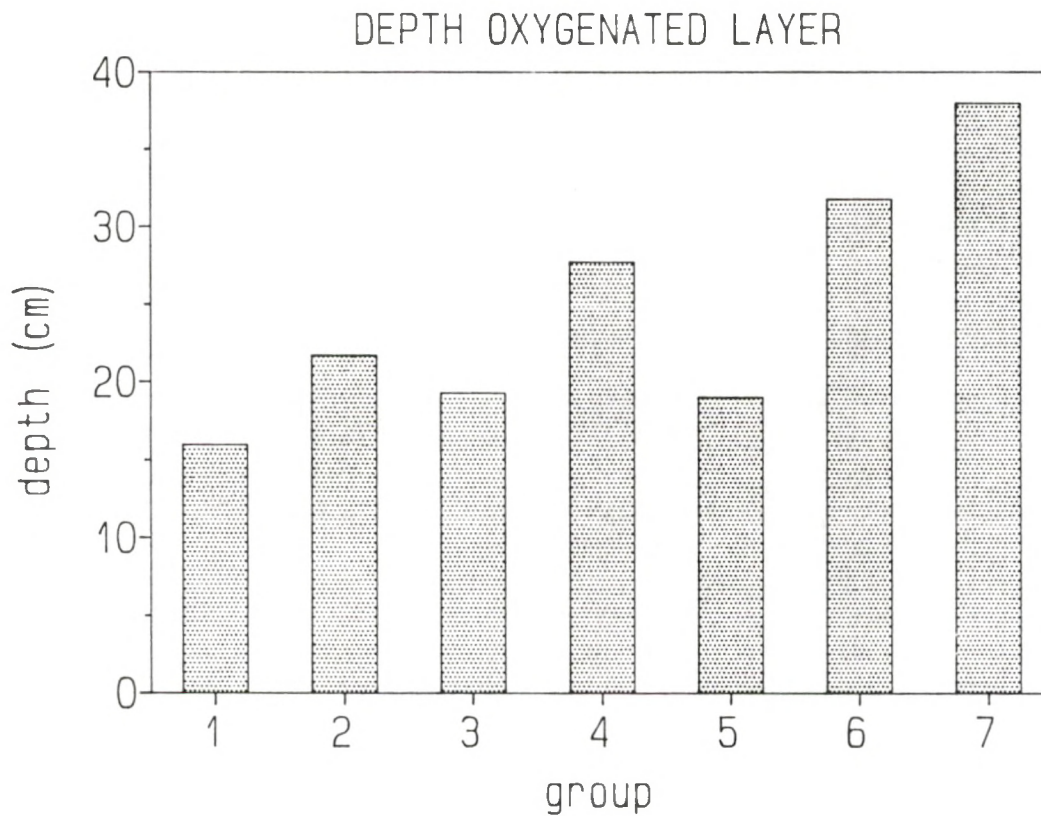


Fig. 4. Gemiddelde waarde van het slibgehalte (a), vrijliggingsduur (b) en diepte van de geöxydeerde laag (c) van de verschillende PQ's per TWINSPAN groep. (Groep 1: PQ 20,22,23; Groep 2: PQ 6,10; Groep 3: PQ 3,5,18; Groep 4: PQ 12,26; Groep 5: 34,35,39; Groep 6: PQ 36,32; Groep 7: PQ 13,15).

3.3. Algemeen beschrijvende variabelen

In Tabel 2 zijn per plot de totale dichtheid en biomassa weergegeven. De hoogste biomassa's vinden we op de mosselbanken (PQ 20,22,23,6 en 10), intermediaire waarden op de PQ's rond de mosselbanken (PQ's 26,5 en 18) en op de hoger gelegen slibrijke PQ's (PQ's 34,35 en 39). In de overige PQ's zijn de biomassa's veel lager. Voor de totale densiteit geldt een analoog beeld, met maxima op de hoger gelegen slibrijke PQ's 34,35 en 39. In tegenstelling tot de biomassa zijn de dichtheden in de PQ's 32 en 36 eveneens hoog, terwijl die in de mosselbank begeleidende PQ's lager zijn.

=====
Tabel 2. Overzicht van het totaal aantal soorten, de totale dichtheid (aantal per m²), totale biomassa (g asvrij drooggewicht per m²) en vrijliggingsduur (min) voor elk PQ evenals de ABC index en het percentage van het aantal kruisingen (voor uitleg zie tekst).
=====

Plot	Nr. of species	ABC index	Percentage of crosses	Exposure time	Bio-mass	Total Density
3	28	11.06	0	225	42	8941
5	31	10.25	0	210	70	8545
6	32	4.71	0	250	157	20145
10	33	4.95	0	255	255	23201
12	25	9.39	0	185	5	1754
13	21	10.03	0	270	23	2490
15	21	17.73	0	280	8	905
18	29	12.28	0	245	74	4527
20	32	2.78	0	210	435	43234
22	30	0.71	16	260	139	30331
23	33	2.37	0	195	179	29766
26	28	9.95	0	255	215	10186
32	12	-3.07	17	440	25	19014
34	21	0.32	33	380	97	64115
35	26	-4.69	46	390	64	81431
36	20	-3.98	90	430	20	53193
39	27	0.85	33	355	79	56758

=====
In Fig. 5 wordt de verhouding biomassa/abundantie voor de 17 PQ's weergegeven. Lage waarden, -veel kleine organismen-, wijzen op een gestoord systeem (Gray et al. 1988). Met een gestoord systeem wordt bedoeld een systeem onderhevig aan externe stress. In de figuur werden de PQ's gerangschikt volgens hun ligging op DECORANA-as 1 en we zien inderdaad een gradiënt van zeer lage B/A waarden voor de PQ's 36,32,34,39 en 35 en hogere waarden voor de overige PQ's. Genoemde PQ's hebben allemaal een lange vrijliggingsduur (Tabel 2) en liggen op variabele afstand van de sloophaven.

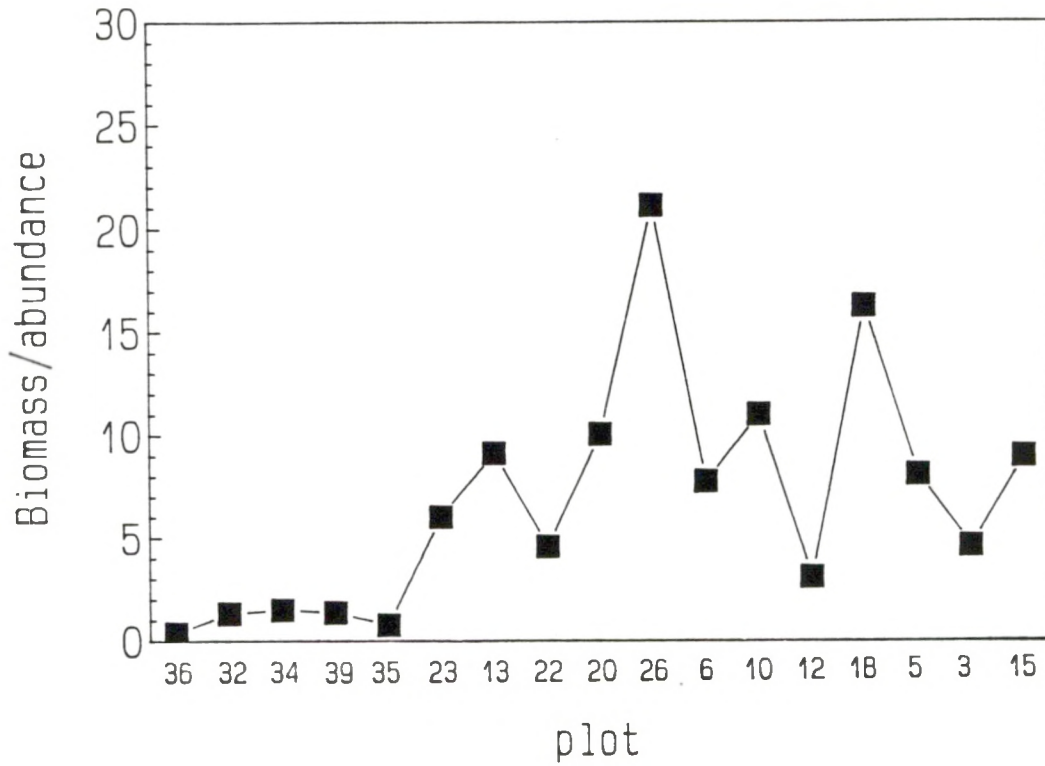


Fig. 5. Overzicht van de biomassa/abundantie verhouding voor de 17 PQ's. De PQ's werden gerangschikt op basis van hun ligging langs de eerste DECORANA-as.

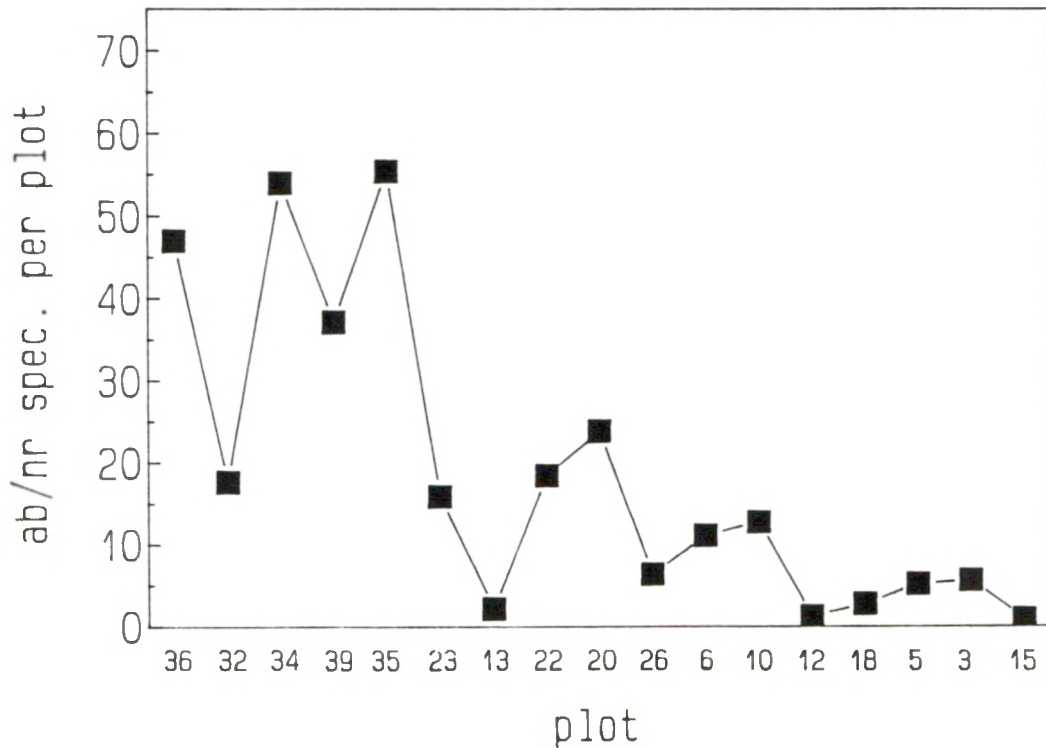


Fig. 6. Overzicht van de abundantie/aantal soorten verhouding voor de 17 PQ's. De PQ's werden gerangschikt op basis van hun ligging langs de eerste DECORANA-as.

De verhouding abundantie/aantal soorten is groot in gestoorde gebieden (veel individuen van slechts enkele soorten) en laag in normale omstandigheden (Gray et al. 1988). In Fig. 6 is deze verhouding weergegeven voor de 17 PQ's eveneens gerangschikt volgens hun ligging op DECORANA-as 1. Ze geven precies dezelfde resultaten als de biomassa/abundantie verhouding.

Bekijken we de verdeling van de biomassa over de verschillende grote faunistische groepen (Mollusca, Oligochaeta, Polychaeta en Crustacea) (Fig. 7) dan is de dominantie van Mollusca -vooral op de mosselbanken-, gevolgd door een kleiner aandeel Polychaeta opvallend. Oligochaeta, Crustacea en overige zijn qua biomassa van zeer weinig belang. In geval van pollutie verwachten we een dominantie van Oligochaeta of Polychaeta (GRAY et al. 1988).

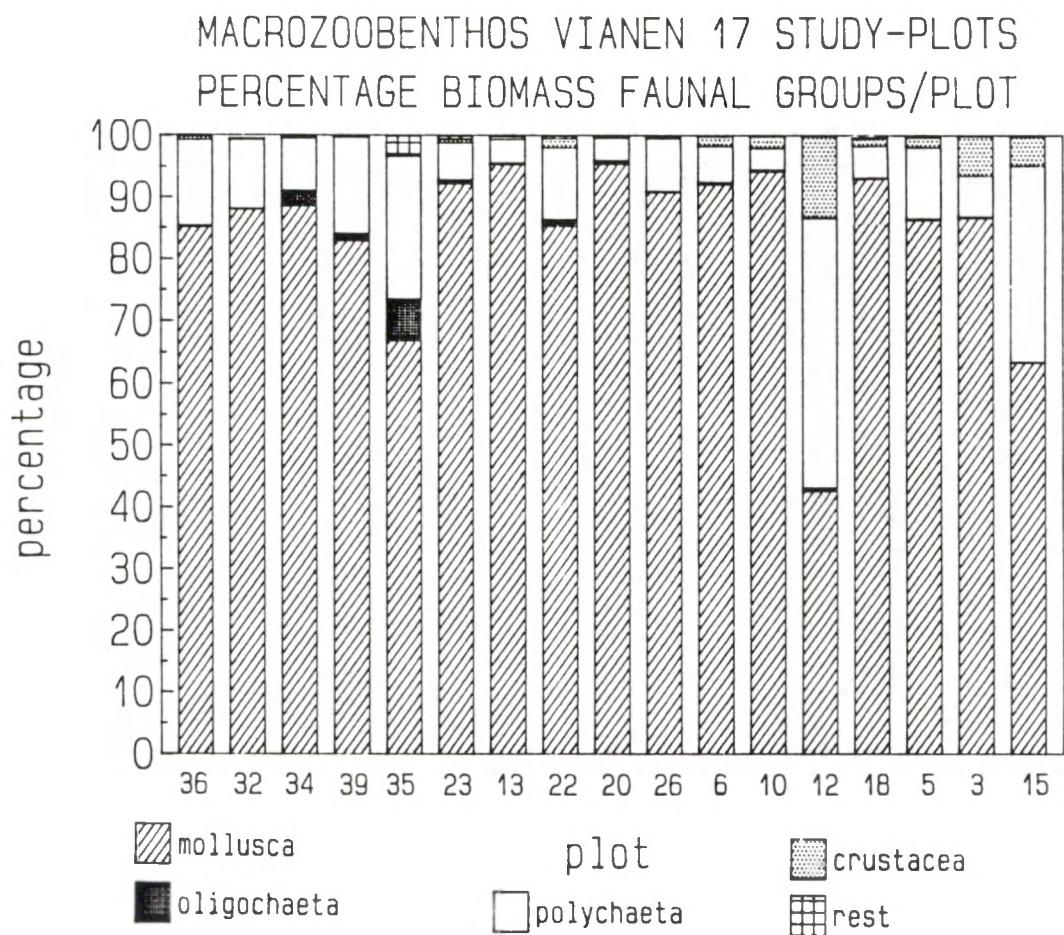


Fig. 7. Het percentage van de totale biomassa is weergegeven voor de belangrijkste fauna-groepen. De PQ's werden weer gerangschikt volgens hun ligging op de eerste DECORANA as.

De diverse bodemdieren hebben elk hun eigen manier van voedsel verzamelen. Op basis hiervan kunnen we de fauna opdelen in functionele groepen. Filterfeeders halen vooral hun voedsel uit de waterkolom door het filtreren van het water. Deze groep organismen vormt, gezien hun grote filtreercapaciteit en hoge

dichtheden, een zeer belangrijke schakel in de energiedoorstroming van gezonde ecosystemen. Gezien het hier vaak om grotere organismen (mosselen, kokkels, strandgapers) gaat die heel veel pollutanten kunnen accumuleren, zijn zij vaak het eerst verdwenen o.i.v. pollutie. Organisch materiaal dat bezinkt naar de bodem of dat er afgezet wordt als pseudofaeces door bv. mosselen is dan weer de voedselbron voor de depositfeeders, voornamelijk Polychaeta. Deze kunnen sterk in aantal toenemen o.i.v. pollutie. Verder onderscheiden we nog grazers en omnivoren/predatoren. Grazers voeden zich voornamelijk met kleine algen. Onder de noemer omnivoren/predatoren vallen aaseters, de echte predatoren en andere organismen die naar gelang de situatie filterfeeder, depositfeeder, grazer of predator kunnen zijn. De opdeling van de soorten in de diverse trofische groepen is weergegeven in appendix 1. Deze indeling is soms arbitrair, gezien bepaalde soorten zich op meerdere manieren kunnen voeden. In Fig. 8 is het aandeel in de totale biomassa van de verschillende trofische groepen weergegeven. De mosselbanken worden gedomineerd door filterfeeders. In de slibrijke hoge PQ's (34, 35 en 39) evenals in PQ 12, 15 en 22 komen nogal wat depositfeeders voor en in de PQ's 36, 32 en 3 zijn veel grazers aanwezig. Een duidelijke gradient is niet waar te nemen.

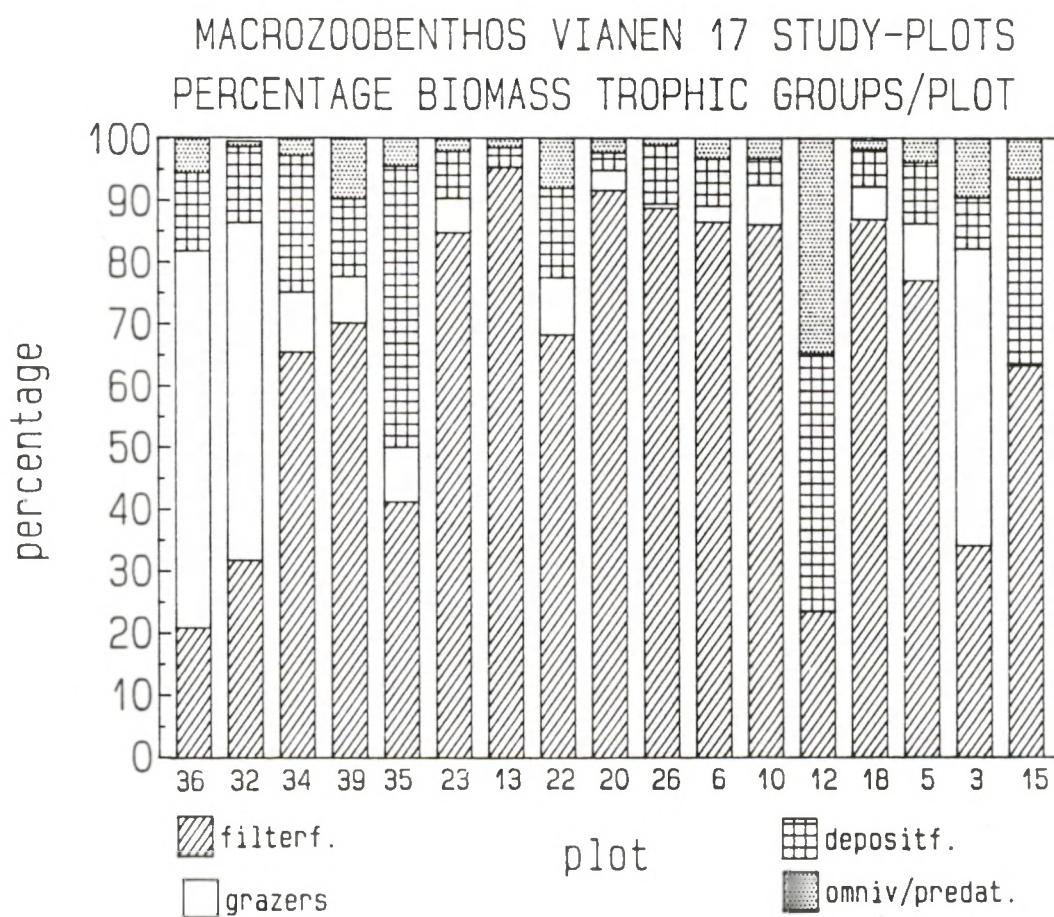


Fig. 8. Het percentage van de totale biomassa is weergegeven voor de verschillende trofische groepen. De PQ's werden weer gerangschikt volgens hun ligging op de eerste DECORANA as.

Uit deze analyses zien we dat er tussen de diverse PQ's op de Slikken van Vianen nogal wat variatie is in de verhouding N/S en B/A wat op een storing wijst, gerelateerd aan de vrijliggingsduur. Anderzijds hebben we in nagenoeg alle plots een duidelijke dominantie van Mollusca, wat wijst op een vrij gezond systeem.

3.4. Diversiteitsindices

In Fig. 9 is de Shannon-Wiener diversiteitsindex en in Fig. 10 de evenness van de 17 PQ's weergegeven, waarbij de PQ's geordend zijn volgens hun plaats langs de eerste Decorana-as. Voor beide indices zien we een stijgende diversiteit van links naar rechts. Dit betekent dat de diversiteit gemeten als een Shannon-Wiener en evenness, toenemen naarmate de PQ's minder zandig worden en minder lang droogvallen. Dit patroon komt niet naar voor wanneer we als diversiteitsmaat het totaal aantal soorten gebruiken (Fig. 11). Hier blijkt vooral het criterium mossel-, niet mosselperceel doorslaggevend, met de mosselpercelen duidelijk rijker aan soorten.

Tussen de PQ's 20,22 en 23 en tussen de PQ's 34,35 en 39 zijn geen duidelijke verschillen in diversiteit. Alleen PQ 20 lijkt er enigszins uit te springen met een lagere Shannon-Wiener diversiteit en evenness. Gemiddeld beschouwd per TWINSPAN groep zien we dat cluster 1 en 5 een relatief lage diversiteit hebben maar dat het soortenaantal in cluster 1 zeer groot is (Fig. 12 en 13).

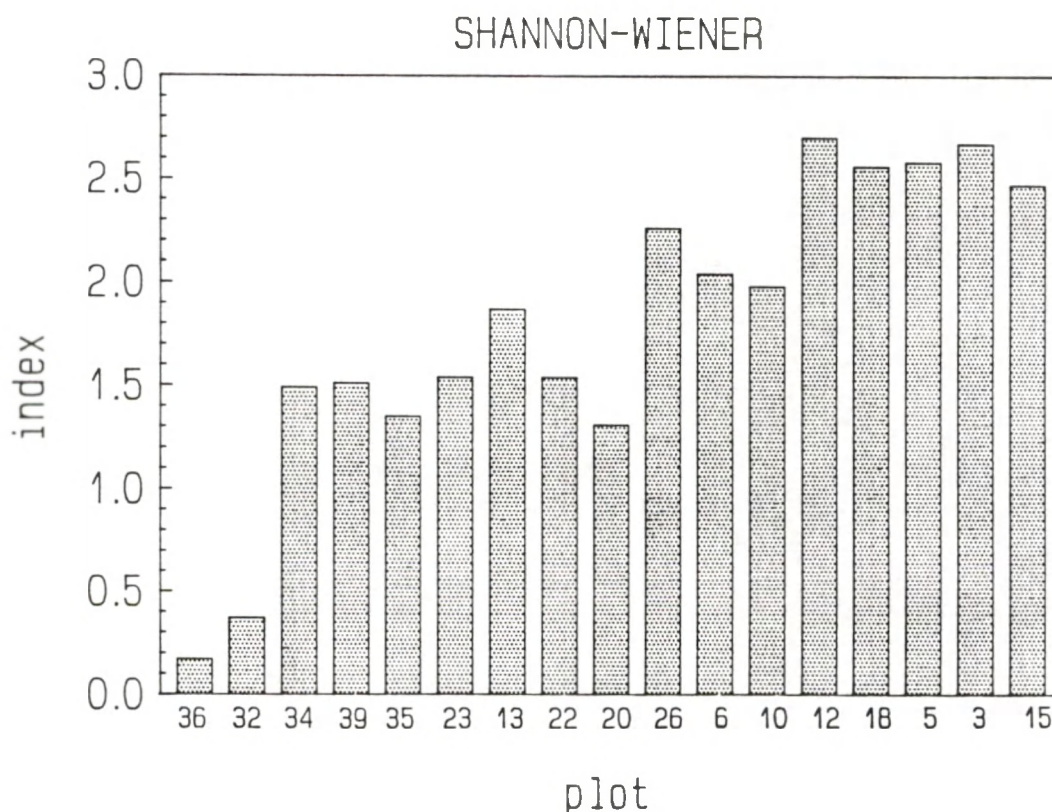


Fig. 9. Overzicht van de Shannon-Wiener diversiteit per PQ. De PQ's zijn gerangschikt volgens hun ligging op de eerste DECORANA-as.

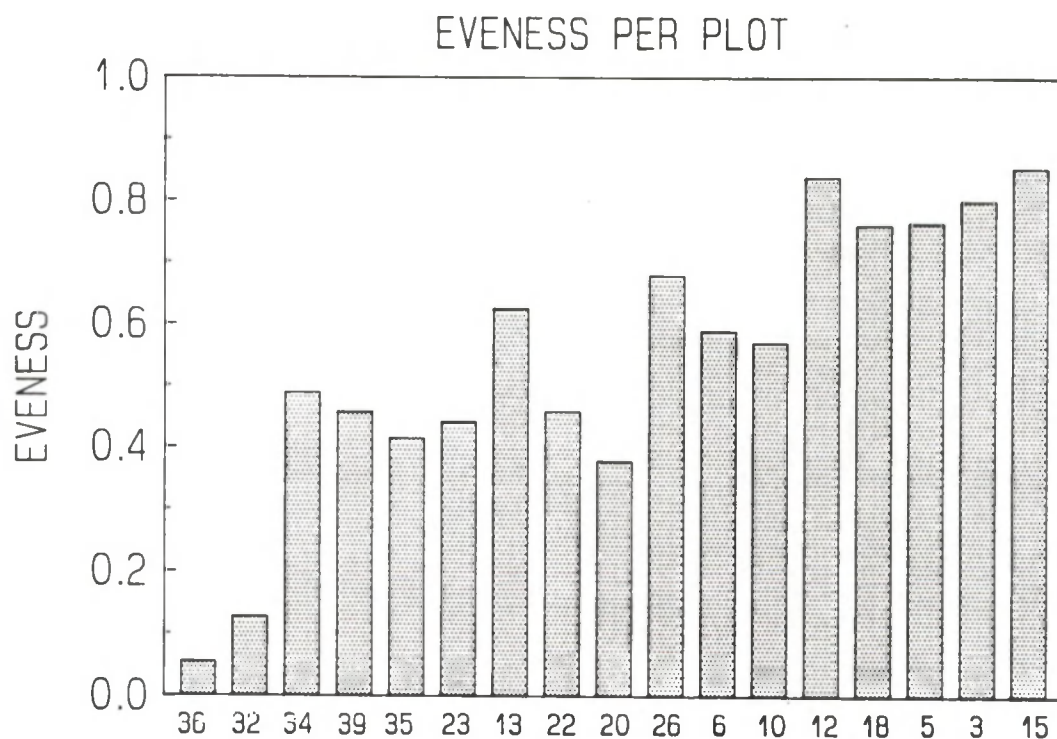


Fig. 10. Overzicht van de eveness per PQ. De PQ's zijn gerangschikt volgens hun ligging op de eerste DECORANA-as.

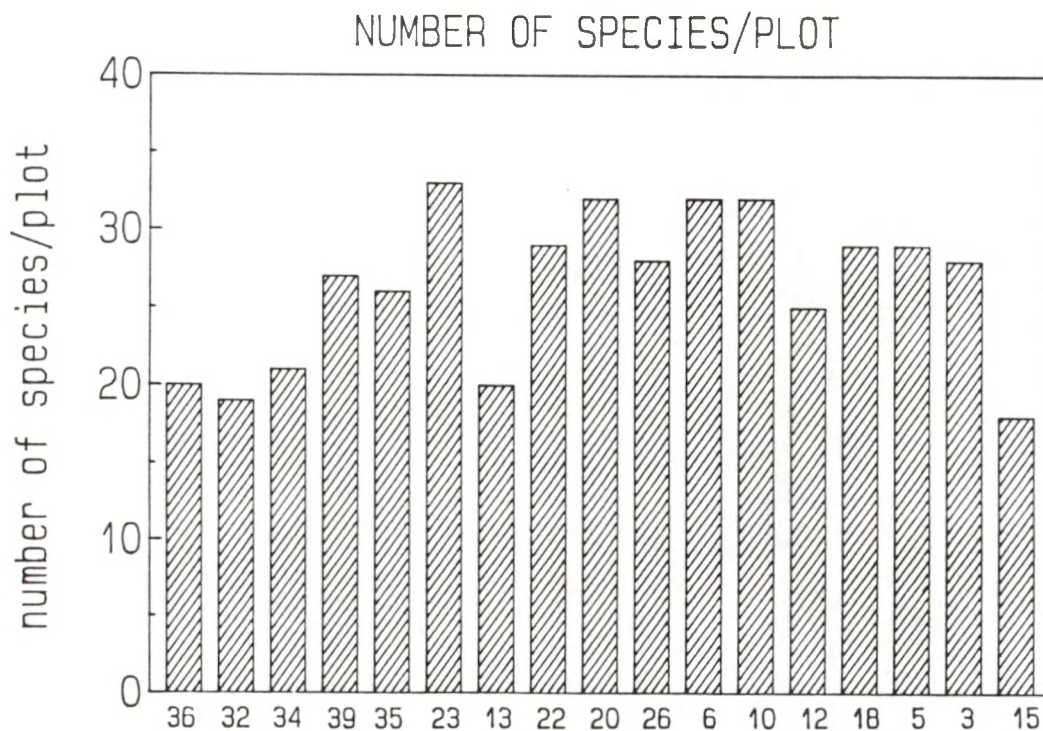


Fig. 11. Overzicht van het aantal soorten per PQ. De PQ's zijn gerangschikt volgens hun ligging op de eerste DECORANA-as.

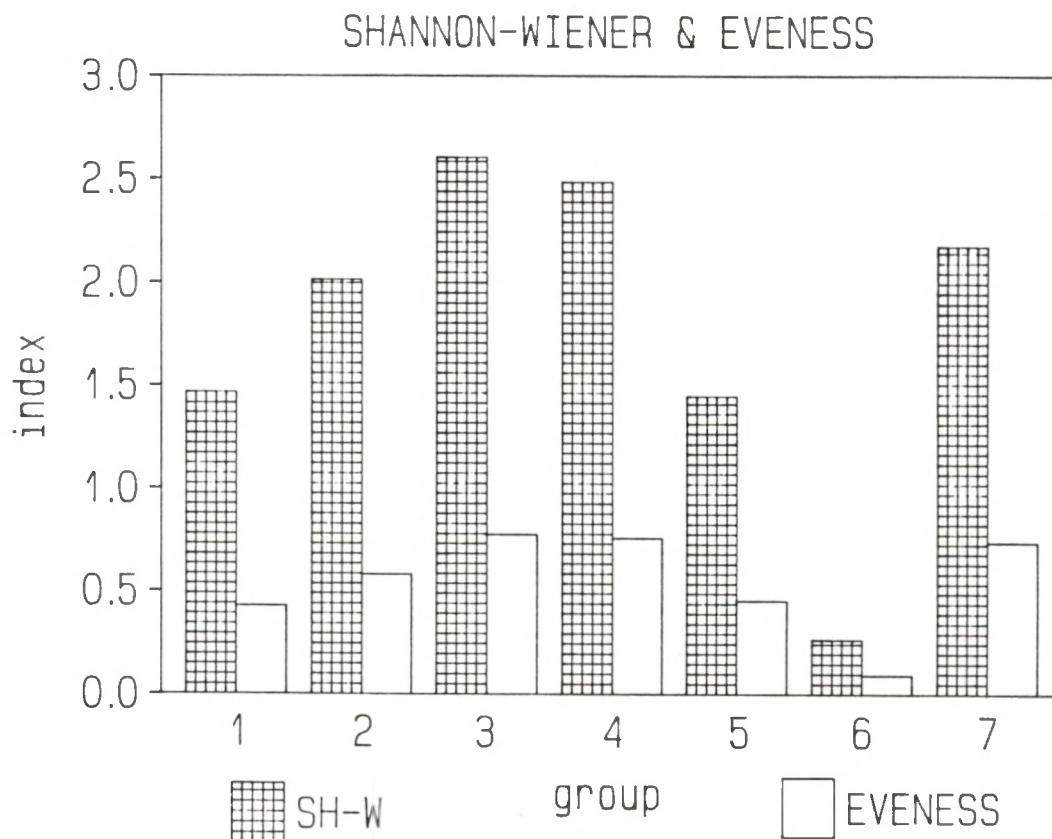


Fig. 12. Overzicht van de gemiddelde Shannon-Wiener diversiteit en eveness per TWINSpan groep. (voor de TWINSpan groepen zie Fig. 4).

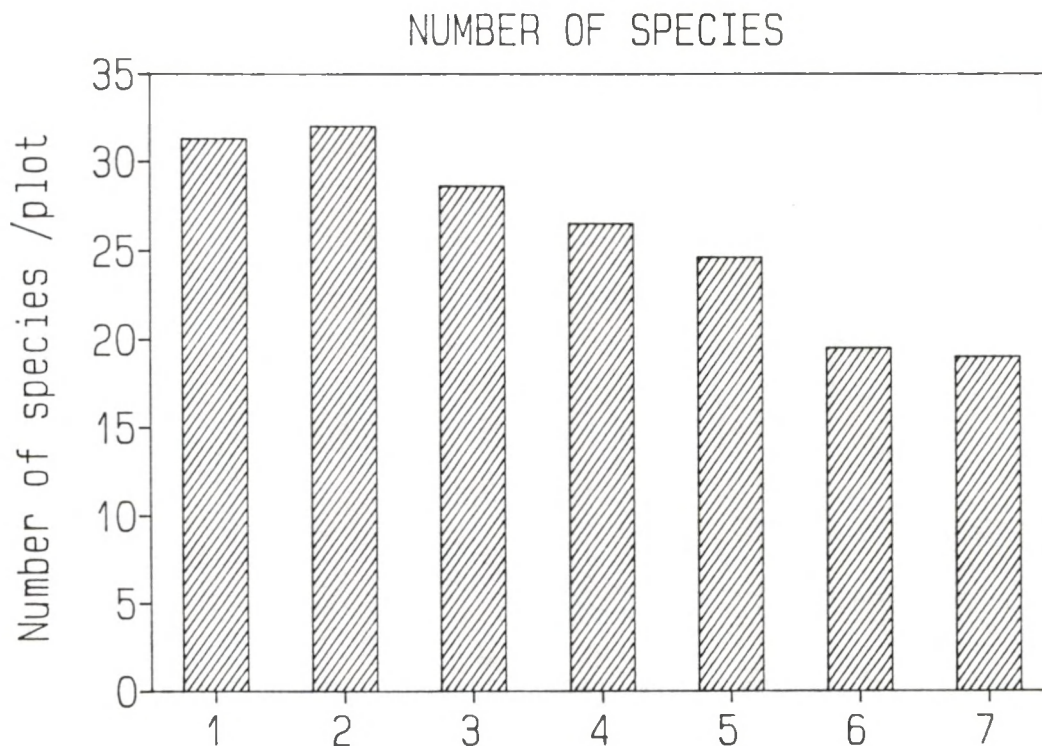


Fig. 13. Overzicht van het gemiddeld aantal soorten per TWINSpan groep. (voor de TWINSpan groepen zie Fig. 4).

3.5 Abundance/Biomass Comparison methode.

Met de ABC methode kunnen we een beeld krijgen van de stress binnen een bepaald gebied. In Fig. 14 zijn de ABC-curven voor de verschillende PQ's weergegeven en de ABC index en het procentueel aantal kruisingen der beide curves (MEIRE en DEREU, 1989) zijn in Tabel 2 samengevat.

Curven die wijzen op een matig tot sterk gestresseerd systeem (densiteitscurve kruist biomassa-curve of ligt erboven) vinden we voor de PQ's 32,34,35,36,39 en 22. Met uitzondering van PQ 22 zijn dit de hoogst gelegen PQ's (vrijliggingsduur van 6 uur of meer). PQ 22 heeft echter slechts een gemiddelde vrijliggingsduur van 4 uur 20 minuten. Een lange vrijliggingsduur betekent voor de bodemorganismen inderdaad een belangrijke stress-factor. Voor PQ 22 kunnen we het gestresseerd patroon mogelijks verklaren door het regelmatig bevissen van deze mosselbank (Meire en Dereu, 1989).

ABC - PLOTS BENTHOS VIANEN

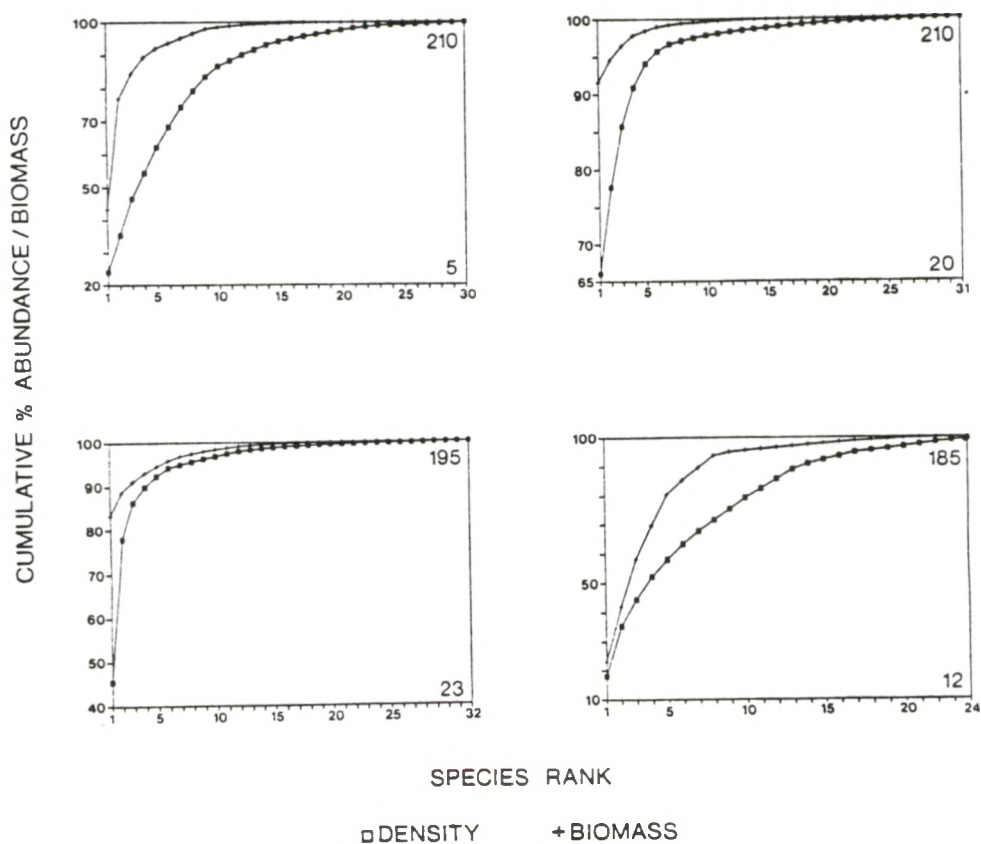


Fig. 14. ABC curves van het macrobenthos van de 17 PQ's op de Slikken van Vianen. Het PQ-nummer en de vrijliggingsduur zijn weergegeven.

ABC - PLOTS BENTHOS VIANEN

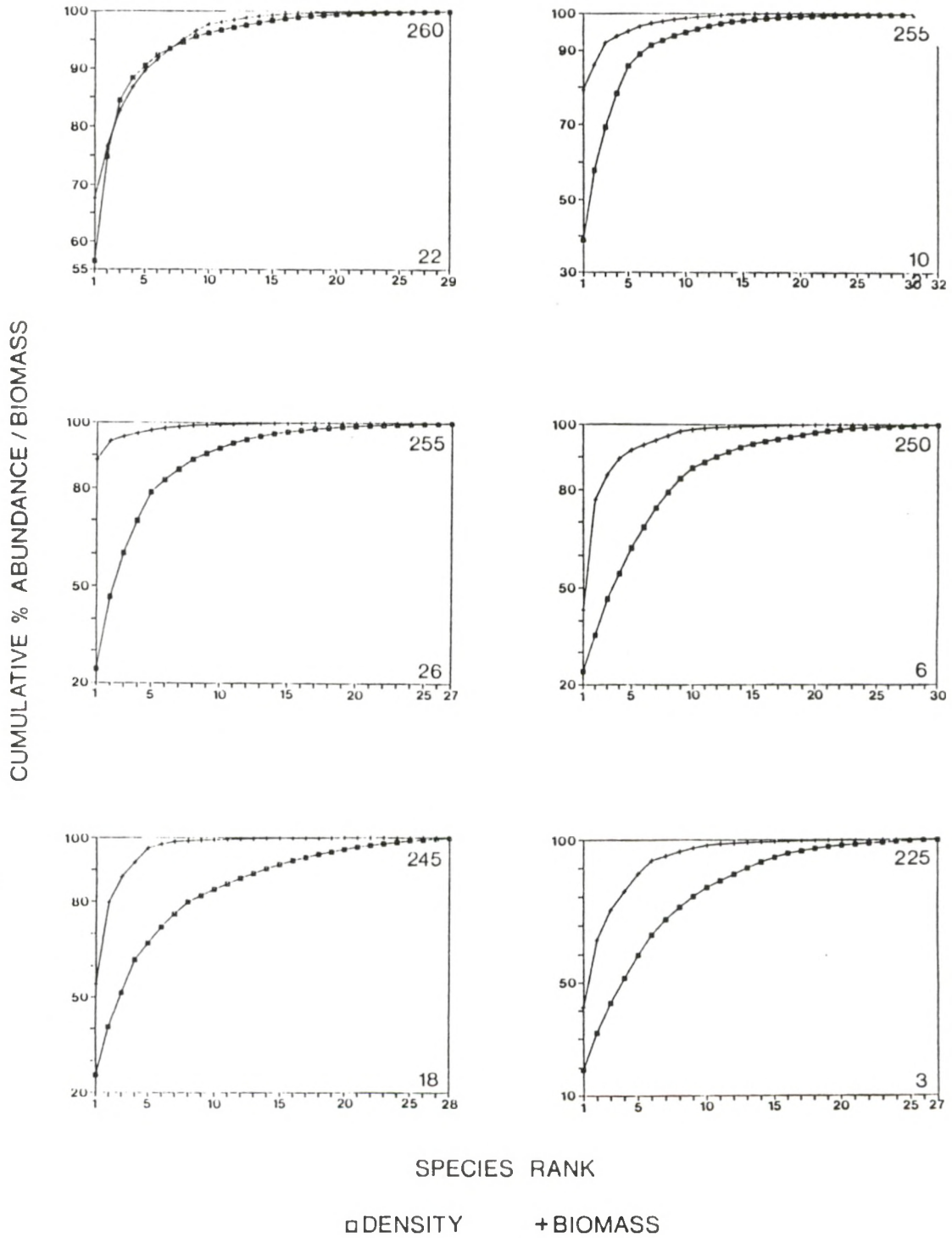


Fig. 14. Vervolg.

ABC - PLOTS BENTHOS VIANEN

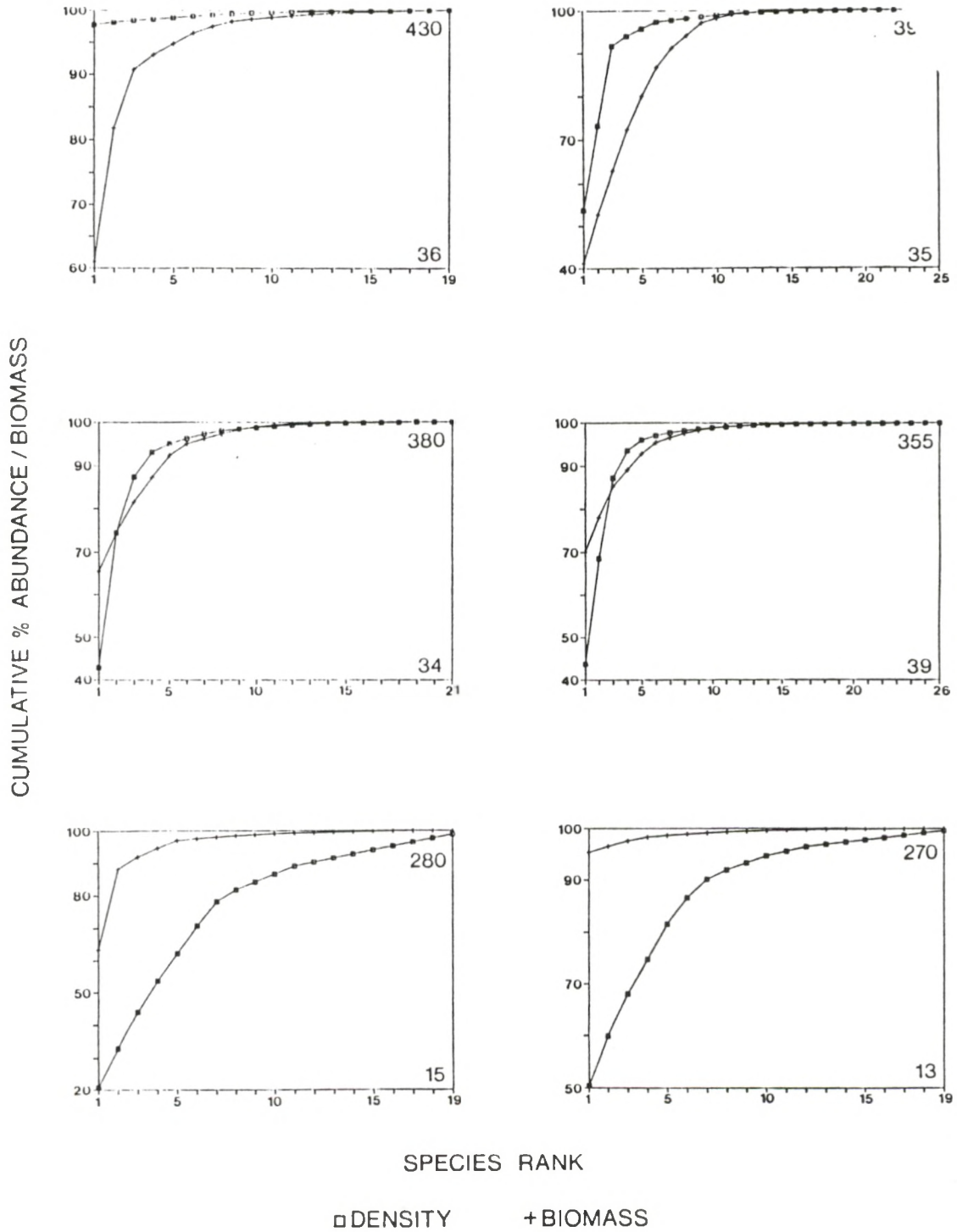
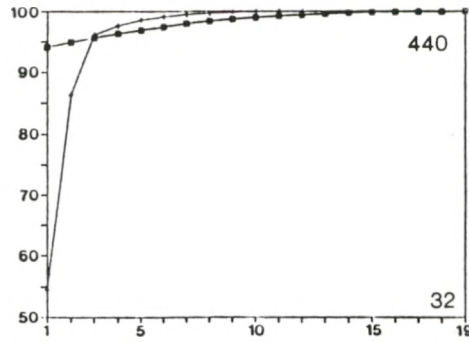


Fig. 14. Vervolg

ABC - PLOTS BENTHOS VIANEN

CUMULATIVE % ABUNDANCE / BIOMASS



SPECIES RANK

□ DENSITY

+ BIOMASS

Fig. 14 vervolg

3.6. Gemiddeld individueel gewicht van de Vermes

Als reactie op pollutie kan het individueel gewicht van organismen sterk verkleinen. Dit werd berekend uitgaande van de totale biomassa van alle Polychaeten, gedeeld door de totale dichtheid van alle Polychaeten en dit per PQ. De resultaten hiervan zijn samengevat in Tabel 3. In deze Tabel zijn tevens de waarden voor de Polychaeten en Oligochaeten samen weergegeven.

=====
Tabel 3: Gemiddelde individuele biomassa's (in mg) van de Polychaeten en van de Poly- en Oligochaeten samen in de 17 PQ's van de Slikken van Vianen in okt.1984.

PQ	Ind. Gewicht Polychaeta	Ind. Gewicht Poly + Oligochaeta
3	0.90	0.67
5	2.07	1.38
6	0.92	0.57
10	1.00	0.54
12	1.77	1.60
13	0.44	0.41
15	4.82	4.82
18	2.34	1.40
20	0.37	0.26
22	1.40	0.62
23	0.38	0.30
26	3.14	2.29
32	5.18	4.11
34	0.76	0.28
35	1.07	0.38
36	4.89	4.14
39	0.75	0.49

=====
We stellen vast dat de waarden voor de PQ's rond het sloophaventje nl. 20,22,23,34,35 en 39 allen in dezelfde grootte-orde liggen en laag zijn vergeleken met bepaalde andere PQ's. De lage waarden zijn evenwel niet beperkt tot de hoger genoemde PQ's. Diverse abiotische factoren kunnen hier uiteraard een rol in spelen. Om dit na te gaan berekenden we een multiple lineaire regressie tussen het gemiddelde gewicht van Poly- en Oligochaeten en de diverse gemeten abiotische factoren. De resultaten zijn samengebracht in Tabel 4.

=====
 Tabel 4.: Resultaten van een multipele lineaire regressie analyse
 tussen het individueel gewicht van wormen en abiotische
 factoren. (DIEPTE = diepte van de geoxideerde laag, SC
 = sorteringscoefficient)

Individueel gewicht Polychaeta en Oligochaeta (N=15)

Step	variabele	R ²	F	P	beta
1	DIEPTE	0.638	26.44	<0.001	0.623
2	SC	0.793	26.76	<0.001	-0.431
	constante				3.299

Individueel gewicht Polychaeta (N=15)

Step	variabele	R ²	F	P	beta
1	DIEPTE	0.485	14.13	<0.01	0.507
2	SC	0.665	13.94	<0.01	-0.466
	constante				4.772

=====

Zowel voor de gemiddelde gewichten van de Polychaeta als van de Polychaeta en Oligochaeta blijken de diepte van de geoxideerde laag en de sortering van het sediment een belangrijke rol te spelen. Hoe slechter het sediment gesorteerd is en hoe dieper de geoxideerde laag, des te kleiner zullen Polychaeten en Oligochaeten zijn. Aan de hand van de berekende regressies kunnen we nu ook nagaan of de waarden voor bepaalde PQ's sterk afwijken van het door het regressiemodel gefitte patroon (outliers). Dit blijkt niet het geval te zijn, wat betekent dat hogergenoemde abiotische factoren voldoende de gemiddelde grootte van de wormen bepalen.

Niet alleen het gemiddeld gewicht van alle soorten samen kan variëren maar uiteraard ook het individueel gewicht van elke soort afzonderlijk. De gemiddelde biomassa's van de belangrijkste soorten zijn per PQ weergegeven in Tabel. 5.

=====
 Tabel 5: Gemiddelde biomassa in de 17 PQ's op de Slikken van Vianen in oktober 1984 van Capitella capitata, Heteromastus filiformis, Pygospio elegans, Polydora sp., Arenicola marina, Oligochaeta, Tharyx marioni, Scoloplos armiger, Nereis sp., Hydrobia ulvae, Macoma balthica, Cerastoderma edule (in mg ADW).
 =====

	CAP	HET	PYG	POL	ARE	OLI	THA	SCO	NER	HYD	MAC	CER
3	0.11	1.25	0.06			0.05	0.07	0.84	10.31		10.42	21.12
5	0.09	1.14	0.06	0.19		0.06	0.23	1.83	21.75		0.78	241.79
6	0.09	6.48	0.10	0.12		0.08	0.08	0.59	9.43		25.66	85.25
10	0.13	6.04	0.11	0.11		0.09	0.11	0.41	13.46	1.00	24.33	62.00
12	0.07	2.88	0.18	0.09	52.55	0.18	0.35	0.75	8.08		16.53	37.18
13	0.19	1.55	0.21			0.20	5.09	1.55			0.80	174.41
15	0.27		0.28		179.45		0.17	1.91		1.35		228.33
18	0.10	1.01	0.13	0.08		0.08	0.14	0.66	3.35		12.81	276.89
20	0.08	2.73	0.33	0.13		0.09	0.09	0.30	39.71		33.88	17.20
22	0.09	3.44	0.11	0.33	104.3	0.09	0.07	0.39	23.91		27.51	7.10
23	0.13	3.72	0.16	0.12	9.55	0.08	0.06	0.18	72.02		50.68	
26	0.08	5.29	0.14		62.70	0.09	0.08	0.90	6.99	1.06	9.88	139.15
32					109.74				22.75	0.77	3.53	58.93
34	0.08	4.54	0.06		9.23	0.09	0.12	0.90	5.03	2.32	7.00	17.75
35	0.03	4.44	0.13		97.07	0.10	0.12	2.48	0.13	0.31	2.15	13.75
36	0.50		0.26		311.60	0.26	0.36	3.05	26.90	0.23	7.36	34.27
39	0.06	2.19	0.10		22.98	0.08	0.08	0.63	10.89	0.41	1.27	15.55

De resultaten van een multipele lineaire regressie zijn samengebracht in Tabel 6. De gemiddelde grootte van de soorten Scoloplos armiger en Macoma balthica wordt vooral bepaald door de vrijliggingsduur. Bij de soorten Capitella capitata en Arenicola marina blijkt de sortering van het sediment ca 40% van de variatie in gemiddeld individueel gewicht te verklaren, en de gemiddelde individuele biomassa van de Oligochaeta is afhankelijk van de diepte van de geöxydeerde laag. Bij Pygospio elegans tenslotte verklaren de sortering, het slibgehalte en de diepte van de geöxydeerde laag 83% van de variatie. Ook hier kon in geen enkel geval een 'outlier' gevonden worden.

=====
 Tabel 6: Resultaten van een multipele lineaire regressie analyse
 tussen het individueel gewicht van enkele species en
 abiotische factoren. (DIEPTE = diepte van de geöxydeerde
 laag, SC = sorteringscoëfficiënt, SLIB = slibgehalte,
 DUUR = vrijliggingsduur)
 =====

Gemiddeld individueel gewicht Capitella capitata (N=14)

Step	variabele	R ²	F	P	beta	
1	SC	0.370	8.23	<0.05	-0.607	
	constante					0.607

Gemiddeld individueel gewicht Pygospio elegans (N=14)

Step	variabele	R ²	F	P	beta	
1	SC	0.277	5.37	<0.05	-0.528	
2	SLIB	0.627	10.94	<0.01	0.754	
3	DIEPTE	0.828	19.22	<0.001	0.500	
	constante					0.285

Gemiddeld individueel gewicht Arenicola marina (N=7)

Step	variabele	R ²	F	P	beta	
1	SC	0.426	5.93	<0.05	-0.653	
	constante					477.62

Gemiddeld individueel gewicht Scoloplos armiger (N=14)

Step	variabele	R ²	F	P	beta	
1	DUUR	0.392	9.04	<0.01	0.626	
	constante					-0.873

Gemiddeld individueel gewicht Macoma balthica (N=14)

Step	variabele	R ²	F	P	beta	
1	DUUR	0.302	6.06	<0.05	-0.549	
	constante					41.124

Gemiddeld individueel gewicht Oligochaeta (N=13)

Step	variabele	R ²	F	P	beta	
1	DIEPTE	0.279	5.03	<0.05	0.528	
	constante					0.001

Voor Heteromastus filiformis, Polydora sp., Tharyx marioni,
Nereis sp., Hydrobia ulvae en Cerastoderma edule werden geen
 significante regressies gevonden.
 =====

4. BESLUIT

Naar aanleiding van mogelijke pollutie-effecten afkomstig van het sloophaventje op de Slikken van Vianen, werd een analyse verricht van de densiteits- en biomassagegevens van het macrozoöbenthos in 17 permanente kwadraten rond dit haventje. Hiertoe zijn de data van 5 grote steekbuismonsters per PQ, genomen in oktober 1984, gebruikt. Bij duidelijke effecten van pollutie verwachten we, zeker in de dichtst bij de pollutiebron gelegen PQ's, verschuivingen in de benthosgemeenschappen of veranderingen in de groeiomogelijkheden van de dieren.

Om dit te evalueren werd een Twinspan en Decorana uitgevoerd op de dichtheidsmatrix. Verschillende clusters kwamen duidelijk naar voor. De zes plots, dichtst bij het haventje, clusteren in twee groepen van drie samen (20, 22, 23 en 34, 35, 39). Deze 2 groepen blijken echter in belangrijke mate te verschillen in abiotische factoren van de overige groepen. De mossel-PQ's 20, 22 en 23 vertonen een hoog slibgehalte in vergelijking met andere mossel-PQ's. De PQ's 34, 35 en 39 hebben eveneens een hoog slibgehalte en liggen bovendien hoog in de getijdenzone. De diversiteit, evenness en het aantal soorten zijn bijgevolg in overeenstemming met deze abiotische omstandigheden. Een vergelijking van de gegevens met andere gebieden van de Oosterschelde is niet zo eenvoudig gezien steeds andere bemonsteringmethoden gebruikt worden, maar duidelijk is dat de gevonden patronen passen binnen het normale patroon dat we in de Oosterschelde aantreffen.

De ABC-methode geeft aan dat alle PQ's met een vrijliggingsduur van 6 uur of meer gestresseerd zijn. Alleen PQ 22 - met een vrijliggingsduur van 4 uur 20 minuten - is eveneens gestresseerd. Dit is waarschijnlijk te wijten aan het recent wegvangen van de mosselen op dit perceel. Pollutie-effecten zijn ook hier dus niet merkbaar.

Tenslotte werd ook nagegaan of er in de gemiddelde individuele biomassa's van de Polychaeten (en Polychaeten + Oligochaeten) als groep verschillen optreden tussen de PQ's die niet verklaarbaar zijn door de gemeten abiotische factoren (mediane korrelgrootte, sortering, slibgehalte, diepte geöxydeerde laag, vrijliggingsduur, stikstof). Dit werd eveneens nagegaan voor de gemiddelde individuele biomassa van een aantal soorten.

Er werden bij het opstellen van regressies tussen de biomassa's en de abiotische factoren geen afwijkende PQ's gevonden, wat opnieuw wijst op het niet detecteerbaar zijn van pollutie-effecten in de benthosgemeenschappen van de bemonsterde PQ's.

Op basis van dit alles moeten wij concluderen dat de fauna in de PQ's het dichtst bij de sloophaven niet afwijkt van wat wij verwachten op basis van de voorkomende abiotische factoren. Toch wil dit niet zeggen dat er geen effecten van mogelijke polluenten zijn. Zo weten wij niets af over het reproductief succes. Het kan gemakkelijk zijn dat de reproductie van bodemdieren rond het haventje zeer laag is. Door de migratie van dieren is zo'n effect uiteraard niet te constateren binnen deze studie. Bovendien zou een bemonstering dichter bij het haventje noodzakelijk zijn. De afstand tussen onze PQ's en de pollutiebron bedraagt nu toch vlug

enkele honderden meters.

Wat er ook van zij, een sanering van het gebied lijkt ons essentieel. De visuele vervuiling van een gebied waar zovele recreanten halt houden lijkt ons niet te verzoenen met een op natuurwaarden gericht beleid van de Oosterschelde. Bovendien zijn de effecten op termijn van de grote hoeveelheid materiaal die het slopersbedrijf op het slik heeft achtergelaten niet gekend.

Van de overige gebieden waar van bodemvervuiling sprake is beschikken we enkel over gegevens van de plaat van Oude Tonge uit het rapport van COOSEN en VAN DEN DOOL (1983). Een gedetailleerde analyse van de data zoals hier weergegeven voor Vianen kon alsnog niet gebeuren maar uit een inspectie van de gegevens blijkt evenwel dat de resultaten van punt IV/4, gelegen op de slikken van Oude Tonge nabij de waterlijn sterk afwijken van wat op basis van de abiotische factoren kan verwacht worden. Een gedetailleerde bemonstering van diverse andere gebieden op een analoge manier en een analyse van de data zoals hierboven is weergegeven zouden ons evenwel meer informatie kunnen bieden.

5. DANKWOORD

Het verzamelen en verwerken van de gegevens gebeurde mede dank zij de financiële steun van Rijkswaterstaat via het Project VOGEL. Prof. Dr. J. Hublé en Dr. E. Kuijken zorgden in Gent voor een stimulerende omgeving.

6. LITERATUURLIJST

- BERGMAN, M. (1982). Gedrag, bestrijding en biologische effecten van olie in estuariene gebieden: literatuuroverzicht. RIN-rapport 82/18.
- BEUKEMA, J.J. & G.C. CADEE (1986). Zoobenthos responses to eutrophication of the Dutch Wadden Sea. *Ophelia* 26: 55-64.
- BEUKEMA, J.J. & G.C. CADEE (1987). De eutrofiëring van ons kustwater: genoeg of al te veel? *Vakbl. Biol.* 67 (9): 103-107.
- COOSEN, J. & A. VAN DEN DOOL (1983). Macrozoöbenthos van het Krammer-Keeten-Volkerak estuarium. Verspreiding der soorten, aantallen en biomassa in relatie met het zoutgehalte. Eindrapport "Zachtsub", Deltainstituut voor Hydrobiologisch onderzoek, Yerseke.
- DETHLEFSEN, V. & H. van WESTERNHAGEN (1983). Oxygen deficiency and effects on bottom fauna in the eastern German Bight 1982. *Meeresforsch.* 30: 42-53.
- EISLER, R. (1977). Acute toxicities of selected heavy metals to the soft shell clam *Mya arenaria*. *Bull. Envir. Cont. Tox.* 17: 137-145.
- ELDON, J., M. PEKKARINEN & R. KRISTOFFERSEN (1980). Effects of low concentrations of heavy metals on the bivalve *Macoma balthica*. *Am. Zool. Fennici* 17: 233-242.
- ESSINK, K. & J.J. BEUKEMA (1986). Long-term changes in intertidal flat macrozoobenthos as an indicator of stress by organic pollution. *Hydrobiologia* 142: 209-215.
- GRAY, J.S. (1982). Effects of pollutants on marine ecosystems. *Neth. J. of Sea Res.* 16: 424-443.
- GRAY, J.S., M. ASCHAN, M.R. CARR, K.R. CLARKE, R.H. GREEN, T.H. PEARSON, R. ROSENBERG & R.M. WARWICK (1988). Analysis of community attributes of the benthic macrofauna of Frierfjord/Langesundfjord and in a mesocosm experiment. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46: 151-161.
- HILL, M.O. (1979a). Twinspan: A fortran program for Arranging Multivariate Data in an Ordered Two way Table by Classification of the Individuals and Attributes. Section of Ecology and Systematics, Cornell University Ithaca, N.Y. 90 pp.
- HILL, M.O. (1979b). DECORANA - A Fortran program for detrended correspondance analysis and reciprocal averaging. Section of Ecology and Systematics, Cornell University Ithaca, N.Y. 52pp.
- KOCK, W.C. de & J.M. MARQUENIE (1981). De experimentele toepassing van de mossel *Mytilus edulis* L. bij het meten van zware metalen en organische micro-verontreinigingen in Nederlandse kustwateren. TNO-Delft.
- MEIRE, P.M. & E. KUIJKEN (1987). A description of the habitat and wader populations of the Slikken van Vianen (Oosterschelde, The Netherlands) before major environmental changes and some predictions on expectes changes. *Gerfaut* 77: 283-311.
- MEIRE, P.M. & J. DEREU (1989). Use of the Abundance/Biomass Comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. *J. Appl. Ecol.* 26: (in press).

- NEUHOFF, H.G. (1983). Influence of an elevated cadmium level in the food on growth and food conversion of Nereis succinea. Bull. Environm. Contam. Toxicol. 31: 535-542.
- PEARSON, T.H. & R. ROSENBERG (1978). Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 16: 229-311.
- PEARSON, T.H., A.B. JOSEFSON & R. ROSENBERG (1985). Petersen's stations revisited. I. Is the Kattegat becoming eutrophic? J. exp. mar. Biol. Ecol. 92: 157-206.
- ROSENBERG, R., J.S. GRAY, A.B. JOSEFSON & T.H. PEARSON (1987). Petersen's stations revisited. II. Is the Oslofjord and eastern Skagerak enriched? J. exp. mar. Biol. Ecol. 105: 219-251.
- RYGG, B. (1985). Effect of sediment copper on benthic fauna. Mar. Ecol. 25: 83-89.
- SPSS Inc. (1986). SPSS-x. User's guide. 2nd ed.: 987 p.
- STROMGREN, T. (1982). Effect of heavy metals (Zn, Hg, Cu, Cd, Pb, Ni) on the length growth of Mytilus edulis. Mar. Biol. 72: 69-72.
- THAIN, J.E. (1983). The acute toxicity of bis (tributyl tin) oxide to the adults and larvae of some marine organisms. Mar. Env. Qual. Com. CM 1983/E: 13 p.
- THEEDE, H., A. PONAT, K. HIROKI & C. SCHIEPER (1969). Studies on the resistance of marine bottom invertebrates to oxygen-deficiency and hydrogen sulphide. Mar. Biol. 2: 325-337.
- TSUTSUMI, H. & T.K. KIKUCHI (1983). Benthic ecology of a small cave with seasonal oxygen depletion caused by organic pollution. Publ. Amakusa Mar. Biol. Lab. 7 (1): 17-40.
- WARWICK, R.M. (1986). A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. Mar. Biol. 92: 557-562.
- WARWICK, R.M., T.H. PEARSON & RUSWAHYUNI (1987). Detection of pollution effects on marine macrobenthos: further evaluation of the species abundance/biomass method. Mar. Biol. 95: 193-200.

Appendix 1.

Lijst van gevonden soorten samen met hun voedingstype zoals in de analyse gebruikt (F filterfeeder; D depositfeeder; O omnivoor/predator; G grazer).

Mollusca

Angulus tenuis	F
Cerastoderma edule	F
Crassostrea angulata	F
Macoma balthica	D
Mya arenaria	F
Mysella bidentata	F
Mytilus edulis	F
Scrobicularia plana	F
Tellina fabula	F

Crepidula fornicata	F
Hydrobia ulvae	G
Littorina littorea	G
Retusa obtusa	O

Lepidochiton cinereus	G
-----------------------	---

Oligochaeta	D
-------------	---

Polychaeta

Anaitides maculata	O
Autolytus prolifer	O
Eteone longa	O
Eumida sanguinea	O
Harmathoe lunulata	O
Nereis diversicolor	O
Nereis longissima	O
Nereis succinea	O
Nereis virens	O
Nephthys hombergii	O
Pholoe minuta	O

Ampharete acutifrons	D
Arenicola marina	D
Aricidea minuta	D
Capitella capitata	D
Heteromastus filiformis	D
Lanice conchilega	D
Magelona papillicornis	D
Microphthalmus aberrans	G
Microphthalmus similis	G
Polydora sp.	D
Pygospio elegans	D
Scolecopsis foliosa	D
Scoloplos armiger	D
Spio filicornis	D
Spiophanes bombyx	D
Streblospio shrubsolii	D
Tharyx marioni	D

Crustacea

Bathyporeia sp.	D
Carcinus maenas	O
Crangon crangon	O
Corophium arenarium	D
Cumacea	D
Eurydice pulchra	G
Gammarus sp.	G
Jaera albifrons	G
Melita palmata	D
Urothoe poseidonis	D
Tanaissus lilljeborgi	D

Echinodermata

Asterias rubens	O
Ophiura texturata	O

Coelenterata	F
Nemertini	D

