

Ministerie van Verkeer en Waterstaat

Directoraat-Generaal Rijkswaterstaat

Directie Zeeland

Nummer:

J 781



Bibliotheek, Koestr. 30, tel: 0118-686362,
postbus 5014, 4330 KA Middelburg

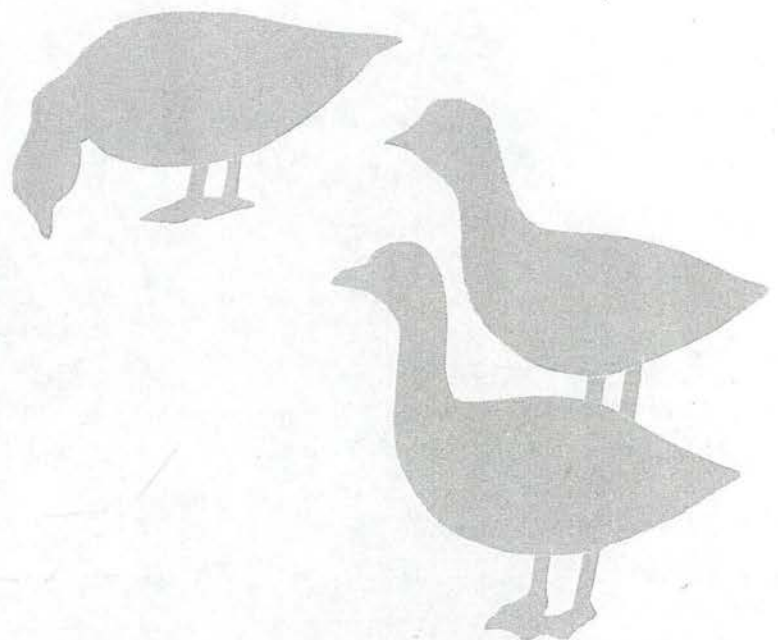
DI 05294

**instituut voor
natuurbehoud**

ministerie van de vlaamse gemeenschap

universiteit gent

laboratorium voor ecologie der dieren,
zoogeografie en natuurbehoud



HET MACROZOÖBENTHOS IN RELATIE TOT DE VERONTREINIGINGSGRAAD VAN SEDIMENTEN VAN DE WESTERSCHELDE EN ZEESCHELDE.

Tom Ysebaert¹, Patrick Meire², Dirk Maes¹, Nico Deregge¹,

1 Universiteit Gent
Laboratorium voor Ecologie der Dieren
K.L. Ledeganckstraat 35
B9000 Gent
België

2 Instituut Voor Natuurbehoud
Kiewitdreef 5
B3500 Hasselt
België

**HET MACROZOÖBENTHOS IN
RELATIE TOT DE VERONTREINIGINGS-
GRAAD VAN SEDIMENTEN VAN DE WESTERSCHELDE
EN ZEESCHELDE**

Juni 1992
Rapport RUG-WWE nr. 31

Onderzoek in opdracht van Rijkswaterstaat, Directie Zeeland en Instituut voor Natuurbehoud, Hasselt, naar het voorkomen van het macrozoöbenthos in de intergetijdegebieden van het Schelde-estuarium en de relatie van dit voorkomen met de verontreinigingsgraad van de waterbodem.

INHOUDSOPGAVE

HOOFDSTUK 1	Inleiding	5
HOOFDSTUK 2	Materiaal en methode	9
2.1	BESCHRIJVING VAN HET STUDIEGEBIED	9
	Algemeen	9
	Morfologie	9
	Hydrologie	10
	Getij en zoutgehalte	10
	Water- en bodemkwaliteit	12
	Besluit	12
2.2	BEMONSTERING VAN HET ONDERZOEKSGBIED	12
2.3	LABORATORIUMANALYSE	13
	Macrozoöbenthos	13
	Chemie	14
	Bioassays	15
2.4	DATAVERWERKING EN STATISTISCHE ANALYSE	15
HOOFDSTUK 3	Resultaten	17
3.1	CHEMISCHE ANALYSE	17
	Waterkwaliteit	17
	Sedimentkwaliteit	17
	Inter-relaties	21
3.2	MACROZOÖBENTHOS	23
	Voorkomen van het macrozoöbenthos	23
	Densiteit van het macrozoöbenthos	24
	Biomassa van het macrozoöbenthos	25
	Structuur van de benthische gemeenschap	26
	Levensgemeenschappen	26
	Verspreiding van een aantal macrozoöbenthossoorten	28
3.3	ANNELIDA	28
	Arenicola marina	28
	Capitella capitata	28
	Eteone longa	29
	Heteromastus filiformis	29
	Nephtys hombergii	29
	Nereis diversicolor	30
	Oligochaeta	30
	Polydora spec.	31
	Pygospio elegans	31
	Tharyx marioni	31

3.4	ARTHROPODA	32
	Corophium volutator	32
3.5	MOLLUSCA	33
	Cerastoderma edule	33
	Hydrobia ulvae	33
	Macoma balthica	34
	Mya arenaria	34
	Scrobicularia plana	35
3.6	RELATIE VOORKOMEN MACROZOÖBENTHOS - CHEMISCHE ANALYSE	35
	Mariene zone	37
	Brakwaterzone	38
	Zoetwaterzone	39
HOOFDSTUK 4	Diskussie	41
	Dankwoord	49
	LITERATUUR	51
	LIJST VAN BIJLAGEN	56
	LIJST VAN FIGUREN	57
	LIJST VAN KAARTEN	61

SAMENVATTING

Op basis van de Triade-benadering is in het najaar van 1990 een oriënterend onderzoek uitgevoerd naar de kwaliteit van waterbodems in het Schelde-estuarium. De sedimentkwaliteit is vastgelegd gebruik makend van drie verschillende onderdelen: chemische analyse, toxiciteitstesten (bioassays) en veldwaarnemingen van het makrozoöbenthos in situ. In dit rapport wordt uitgebreid ingegaan op het laatste onderdeel. Tevens wordt een eerste analyse gemaakt van de relatie tussen het voorkomen van het macrozoöbenthos en de chemische en fysische kwaliteit van het sediment ter plaatse.

Op 50 lokaties tussen Vlissingen en Dendermonde zijn bodemonsters genomen. Alle lokaties zijn gesitueerd in het intergetijdegebied. Het gaat om sedimentatiegebieden met een overwegend slibrijk sediment. De bemonstering is dus niet at random uitgevoerd.

De resultaten tonen aan dat zowel voor de meeste onderzochte verontreinigende stoffen als voor de biota er een duidelijke gradiënt bestaat van west naar oost. Het meest opvallende is de afname in diversiteit in het brakwater- en zoetwatergetijdegebied. In het zoetwatergetijdegebied wordt nog slechts één soort(groep) waargenomen, nl. *Oligochaeta*. In mindere mate wordt deze afname ook vastgesteld voor de totale biomassa. De totale densiteit daarentegen vertoont geen duidelijke trend. Naar de trofische structuur van het macrozoöbenthos wordt eveneens een duidelijke verschuiving vastgesteld: in de mariene zone zijn vooral filter feeders (*Cerastoderma edule*) en deposit feeders de dominante groepen, in de brakwaterzone deposit feeders en omnivoren (*Nereis diversicolor*), en in het zoetwatergetijdegebied uitsluitend deposit feeders (*Oligochaeta*).

Het blijkt echter zeer moeilijk te zijn om een duidelijke relatie aan te tonen tussen verontreiniging en biota. De voornaamste oorzaak is dat de gradiënten die waargenomen worden eenzelfde verloop kennen als de natuurlijke gradiënten (bv. zoutgehalte, sedimentkarakteristieken). Het is dan ook zeer moeilijk om deze van mekaar te scheiden. Het blijkt echter duidelijk uit deze studie dat met name in het zoetwatergetijdegebied het voorkomen van een zeer verarmde bodemfauna te wijten is aan verontreiniging. De lage zuurstofconcentraties die in dit deel van het estuarium waargenomen worden zullen eveneens hiertoe bijdragen.

Een korte vergelijking met andere Europese estuaria wordt gemaakt en een aantal aanbevelingen voor vervolgonderzoek worden kort geschetst.

HOOFDSTUK 1

Inleiding

Het Schelde-estuarium is één van de laatste estuaria in West-Europa waar een gradiënt van zoutwater-, over brakwater-, naar zoetwater-getijdegebieden nog steeds aanwezig is. Het estuarium vormt een gebied met hoge ekologische potenties. Deze zijn echter van vele kanten bedreigd. Naast ingrepen in de hydromorfologische structuur van het gebied (t.b.v. scheepvaart, industrie en veiligheid), zijn de grote afvallozingen afkomstig van industrie, landbouw en steden hiervoor verantwoordelijk. Verschillende inventarisaties van deze emissiebronnen zijn in het verleden uitgevoerd (Blom et al., 1984; Ludikhuize, 1989; Rietman, 1990; Holland, 1991). Een globaal overzicht van de huidige vuilvrachtbalansen wordt gegeven in Van Eck et al. (1991). In vergelijking tot andere Europese estuaria is het Schelde-estuarium één van de meest vervuilde (Van Eck et al., 1991).

De afvallozingen bepalen samen met de diffuse verontreinigingsbronnen de kwaliteit van het water en het zwevend materiaal. Daarnaast bepalen de morfologie en de hydrodynamica van het estuarium de verspreiding van de verontreinigende stoffen (= retentie van het estuarium voor deze stoffen). Veel verontreinigingen zijn grotendeels aan zwevend materiaal gebonden en worden daardoor via dit zwevend materiaal getransporteerd. Dit zwevende materiaal bezinkt in de sedimentatiegebieden van het stroomgebied en bepaalt zodoende de sedimentkwaliteit van de waterbodem op die plaatsen.

De laatste jaren is steeds duidelijker geworden dat behalve de waterkwaliteit ook de kwaliteit van de waterbodem van wezenlijk belang is voor het ekologisch functioneren van het estuariene watersysteem. Aquatische sedimenten zijn immers in staat persistente en toxische stoffen te absorberen in veel hogere concentraties dan de concentraties gemeten in de waterkolom. Het sediment integreert de belasting daarbij over een langere tijd.

De chemische kwaliteit van de waterbodem zal dan ook, tesamen met de hydro- en geomorfologie, de ekologische potenties en ontwikkelingsmogelijkheden van de waterbodem bepalen. Het benthos dat voorkomt in de waterbodem van estuaria speelt een zeer belangrijke rol in het functioneren van het estuarien voedselweb.

Verschillende criteria zijn ontwikkeld om de kwaliteit van water en sediment vast te leggen. Bij de zogen. 'Sediment Quality Triad' benadering (Chapman, 1986; Chapman et al., 1991) wordt een effectgerichte beoordeling van

verontreinigende waterbodems gemaakt a.h.v. drie komplementaire onderzoeksdomeinen: chemische analyses bepalen de mate van kontaminatie, sediment bioassays bepalen de mate van toxiciteit, en in situ studies bepalen de structuur van bv. de bentische levensgemeenschappen (Fig. 1). De combinatie van deze drie componenten kan dan gebruikt worden voor het bepalen van de sedimentkwaliteit. Deze benadering van de sedimentkwaliteit is tot nu toe niet in het beleid vastgelegd. Als basis voor het huidige beleid wordt enkel de chemische sedimentkwaliteit gebruikt. Belangrijk is dan ook in hoeverre een benadering zoals de Triade-benadering kan leiden tot aanvullende beleidsaanbevelingen.

Op basis van deze Triade-benadering is in het najaar van 1990 een oriënterend onderzoek uitgevoerd naar de kwaliteit van waterbodems in het Schelde-estuarium. Hierbij is door Rijkswaterstaat, Directie Zeeland, een samenwerkingsverband opgezet met het Instituut voor Natuurbehoud (Hasselt), en de Vlaamse Milieu Maatschappij, waardoor het volledige estuarium in het onderzoek kon betrokken worden. De aandacht ging hierbij naar het intergetijdegebied, en meer bepaald naar sedimentatiegebieden met een hoog tot zeer hoog slibgehalte. In deze gebieden wordt immers de hoogste verontreinigingsgraad verwacht. Doel van dit onderzoek was in eerste instantie het verkrijgen van kennis over de sedimentkwaliteit van het estuarium.

De sedimentkwaliteit is vastgelegd gebruik makend van drie verschillende onderdelen: chemische analyse, toxiciteitstesten (bioassays) en veldwaarnemingen van het makrozoöbenthos *in situ*. In dit rapport wordt uitgebreid ingegaan op het laatste onderdeel. Tevens wordt een eerste analyse gemaakt van de relatie tussen het voorkomen van het macrozoöbenthos en de chemische en fysische kwaliteit van het sediment ter plaatse. In dit rapport wordt niet in detail ingegaan op de methodiek van de chemische analyse en niet op de processen die ten grondslag liggen aan de waargenomen concentraties. Ook wordt niet in detail ingegaan op de normeringen.

De bioassays zijn geanalyseerd door Bureau Waardenburg en gerapporteerd in Van den Hurk & Velthuis (1991).

In een latere fase zal de integratie van de verschillende onderdelen van deze studie aan bod komen.

Niet alleen laat dit onderzoek toe het voorkomen van het macrozoöbenthos te koppelen aan de aanwezige verontreinigingen in de waterbodem, tevens geeft het inzicht in de huidige ekologische potenties van de verschillende lokaties.

In de Westerschelde zijn wat betreft het voorkomen en de verspreiding van het macrozoöbenthos reeds verschillende studies uitgevoerd in de periode 1970-1990. In Ysebaert & Meire (1991) wordt een synthese van al deze studies gegeven. Het macrozoöbenthos in de Zeeschelde is daarentegen nauwelijks bestudeerd. Enkel voor de intergetijdegebieden t.h.v. de Belgisch-Nederlandse grens (Groot Buitenschoor en in mindere mate Galgenschoor zijn uitvoerige gegevens beschikbaar (Develter & Kuijken, 1987; Van Hooren, 1989; Samanya, 1991). Voor het overige deel van de brakwaterzone en de volledige

zoetwaterzone van de Zeeschelde ontbreken nog nagenoeg alle data betreffende het voorkomen van macrozoöbenthos. Enkel op het slik van de Ballooi (t.h.v. Temse/Steendorp) is éénmalig op één lokatie het macrozoöbenthos bemonsterd (Rossaert, 1989). Deze studie is dan ook de eerste studie in het Schelde-estuarium die de volledige estuariene gradiënt bestudeert.

HOOFDSTUK 2

Materiaal en methode

2.1 BESCHRIJVING VAN HET STUDIEGEBIED

Algemeen

De Schelde ontspringt in Saint-Quentin (Frankrijk) en mondt na 350 km uit in de Noordzee nabij Vlissingen. Op grond van de herkomst van het afgevoerde water wordt de Schelde (en haar bijrivieren) tot de zgn. regenrivieren gerekend (Fig. 2). De totale oppervlakte van het hydrografisch bekken van de Schelde stroomopwaarts Vlissingen bedraagt 21500 km². Het getij beïnvloedt de rivier tot aan Gent waar een sluis het getij verhindert verder stroomopwaarts door te dringen. Het gedeelte van de bron tot aan Gent wordt de Bovenschelde genoemd, van Gent tot aan de Nederlands-Belgische grens de Zeeschelde, en het gedeelte op Nederlands grondgebied de Westerschelde. De Zeeschelde wordt vaak nog eens onderverdeeld in de Boven Zeeschelde voor het deel Gent - Antwerpen, en de Beneden Zeeschelde voor het deel Antwerpen - Zandvliet. Deze studie beperkt zich tot het echte estuarium, d.i. de Zeeschelde en Westerschelde.

Zoals verder uit Figuur 2 blijkt heeft de Zeeschelde twee belangrijke zijrivieren: de Dender en de Rupel. Een derde, maar veel kleinere bijrivier, is de Durme.

De lengte van de Zeeschelde tussen Gent en Antwerpen bedraagt 160 km. De lengte van de Beneden Zeeschelde tussen Antwerpen en Zandvliet bedraagt ongeveer 20 km. De lengte van de Westerschelde tussen de Belgisch-Nederlandse grens en Vlissingen is ongeveer 56 km. De breedte bij Melle (Gent) bedraagt ± 50 m, te Dendermonde 100 m, te Temse 250 m, te Antwerpen ca. 500 m en bij Vlissingen ca. 4,5 km. De maximale breedte bedraagt 7.8 km.

Voor een meer gedetailleerde beschrijving betreffende het abiotisch milieu van het estuarium wordt oa. verwezen naar het Beleidsplan Westerschelde (Werkgroep Waterbeheer Westerschelde, 1989a t/m d), Bogaert et al. (1991), ea.

Morfologie

De Zeeschelde wordt gekenmerkt door een min of meer enkelvoudige stroomgeul. Slikken en schorren komen verspreid langs de dijken voor. Op de meeste plaatsen is het intergetijdegebied echter beperkt tot enkele tientallen meters. Slechts op enkele plaatsen (bv. Notelaar, Ballooi) komen meer uitgestrekte slikgebieden voor. Voor een overzicht

hiervan wordt verwezen naar Meire et al. (1992). Ook langs de zijrivieren vinden we nog verschillende slik- en schorcomplexen.

De Westerschelde vormt de huidige uitmonding van de rivier Schelde. In de Beneden Zeeschelde gaat de rivier immers over van een min of meer enkelvoudige stroomgeul naar een brede bedding, bestaande uit intergetijde plaatgebieden doorsneden met diepere, meanderende geulen (Fig. 3). De vorm van het geul-platenstelsel bepaalt de omvang van diep- en ondiepwatergebieden, intergetijdegebieden, slikken en schorren. De geulen zijn het diepst (tot 30 à 40 m) in de scherpe bochten. Aan de buitenranden bevinden zich hogergelegen slikken en schorren. Op de hoogste platen treedt eveneens schorvorming op.

Het sediment in het Schelde-estuarium varieert van zandig tot kleiig. De sedimentsamenstelling is grotendeels afhankelijk van de stroomsnelheden. In de geulen en langs de randen van platen en slikken vinden we hoofdzakelijk zandige bodems, op de meer beschutte plaatsen slibrijke bodems. Zandige bodems komen tot ver in het estuarium voor. In het zoete intergetijdengebied vinden we praktisch uitsluitend zeer slibrijke bodems. Verwezen wordt naar Wartel (1977) en Oenema et al. (1988).

Hydrologie

De afvoer van de Schelde bedraagt gemiddeld $100 \text{ m}^3/\text{s}$, maar kan tussen jaren sterk schommelen. Verschillen tussen de jaren worden in hoofdzaak bepaald door een wisselende rivierafvoer.

Ook binnen één jaar is deze rivierafvoer niet konstant, maar is onderhevig aan grote seizoensfluctuaties. Dit blijkt uit de hoge afvoer in de winter (gemiddeld $180 \text{ m}^3/\text{s}$ met extremen van $500\text{-}600 \text{ m}^3/\text{s}$) en de lage afvoer in de zomer (gemiddeld $50 \text{ m}^3/\text{s}$ met extremen tot minder dan $10 \text{ m}^3/\text{s}$).

In het Schelde-estuarium is de kinetische energie van het getij ($> 100.000 \text{ m}^3/\text{s}$) veel groter dan de potentiële energie van de zoetwaterafvoer (gemiddeld $100 \text{ m}^3/\text{s}$). Dit leidt tot een goed gemengd estuarium. De overgang van zoet naar zout in het Schelde-estuarium is verder relatief groot waardoor de estuariene gradiënt zich over een lang traject uitstrekt.

Getij en zoutgehalte

Een estuarium is volgens McLusky (1989): "A **dynamic ecosystem** having a free connection with the open sea through which sea water enters normally according to the twice-daily rhythm of the **tides**. The sea water that enters the estuary is then measurably **diluted** with fresh water flowing into the estuary from rivers."

Deze definitie omvat de twee meest karakteriserende parameters van een estuarien ecosysteem zoals we dit aantreffen in het studiegebied: de **zoutgradiënt** en het **getij** en de hiermee gepaard gaande dynamiek en veranderlijkheid van

de ruimtelijke structuur. De meeste andere abiotische parameters worden hierdoor bepaald of beïnvloed.

Het Schelde-estuarium wordt gekenmerkt door een regelmatige chloriniteitsgradiënt (Fig. 4). De chloriniteit neemt af van $\pm 16.6 \text{ g Cl}^-/\text{l}$ bij Vlissingen tot $\pm 4.5 \text{ g Cl}^-/\text{l}$ bij de Belgisch/Nederlandse grens (Schaar van Ouden Doel), hetgeen overeenkomt met een saliniteit van resp. 27.2 en 7.4 g NaCl/l. Te Antwerpen is de gemiddelde chloriniteit $\pm 2 \text{ g Cl}^-/\text{l}$. Nogverder stroomopwaarts, t.h.v. de monding van de Rupel, wordt de Schelde zoet. De afname van de chloriniteit is het sterkst op het traject Kruiningen - Doel (Werkgroep Waterbeheer Westerschelde, 1989a).

De verticale gradiënt in de chloriniteit is, wegens het sterk mengend karakter o.i.v. het getij, over het algemeen minder dan 0.2 % (Stronkhorst, 1983).

Op basis van de chloriniteitsgradiënt kan het studiegebied onderverdeeld worden in drie zones:

mariene zone (polyhalien/mesohalien): van Vlissingen tot Hansweert, gekenmerkt door een gemiddelde chloriniteit van $16 \text{ g Cl}^-/\text{l}$ te Vlissingen, $13 \text{ g Cl}^-/\text{l}$ te Terneuzen, en $9.5 \text{ g Cl}^-/\text{l}$ te Hansweert. Deze zone kan nog opgesplitst worden in een 'echte' mariene zone (polyhalien) tussen Vlissingen en Terneuzen en een mariene overgangszone (polyhalien/mesohalien) tussen Terneuzen en Hansweert.

brakwaterzone (mesohalien/oligohalien): van Hansweert tot Kruibeke, gekenmerkt door een gemiddelde chloriniteit tussen $9.5 \text{ g Cl}^-/\text{l}$ (Hansweert) en $0.3 \text{ g Cl}^-/\text{l}$ (Kruibeke).

zoetwaterzone (limneticum): van Kruibeke tot Gent, gekenmerkt door een gemiddelde chloriniteit $< 0.3 \text{ g Cl}^-/\text{l}$.

De grenzen tussen deze zones zijn niet statisch, d.w.z. dat ze zowel stroomop- als stroomafwaarts kunnen verschuiven o.i.v. het getij en de wisselende rivierafvoer. De seizoens- en jaarvariaties kunnen dan ook zeer groot zijn. Op eenzelfde lokatie kan de chloriniteit dan ook variëren met meer dan $10 \text{ g Cl}^-/\text{l}$. De grootste variaties treden op in de brakwaterzone.

In het Schelde-estuarium is de invloed van de getijwerking tot ver in het binnenland voelbaar. Dit heeft te maken met de morfologie van het estuarium, de topografie van het hydrografisch bekken en de verhouding tussen het inkomende zoute water en het zoetwaterdebiet van de rivier.

Door opstuwing is er een duidelijke toename van het getijverschil van Vlissingen naar Antwerpen waarneembaar (Fig. 5). Het gemiddelde verticale getijverschil bedraagt te Vlissingen 3.82 m, te Bath 4.52 m en te Antwerpen 4.9 m (Werkgroep Waterbeheer Westerschelde, 1989d). Het getijverschil is het hoogst t.h.v. Kruibeke, waarna het geleidelijk afneemt om te Gent nog ± 2 meter te bedragen (Fig. 6).

Door het getij ontstaat een verhang in de waterspiegel en daardoor stroming. De optredende stroomsnelheden zijn bepalend voor het zandtransport, de morfologische structuur van de bodem, en de ligging van het geulenstelsel in het estuarium. De maximale stroomsnelheid in deze geulen bedraagt

± 1 m/s, waarbij in de meeste gevallen de maximale snelheid van de vloedstroom hoger is dan die van de ebstroom. Tijdelijk (extreme getijden) en plaatselijk (drempels, banken) kunnen hogere (tot > 2 m/s) of kleinere snelheden optreden.

Water- en bodemkwaliteit

Het Schelde-estuarium is één van de meest vervuilde estuaria van West-Europa. De belasting met organische stof, eutrofiërende stoffen, organische en anorganische microverontreinigingen is zeer groot. In het algemeen kan gesteld worden dat de concentraties van de meeste stoffen afnemen bij een toenemend zoutgehalte, als gevolg van de menging van uit de rivier afkomstige stoffen met stoffen afkomstig uit de zee. Voor overzichts-artikels aangaande de water- en bodemkwaliteit wordt verwezen naar Bogaert et al. (1991), Van Eck et al. (1991), Klap & Heip (1991).

Door de grote belasting met (ongezuiverd) afvalwater is de zuurstofhuishouding in bepaalde delen van het estuarium zeer slecht. De geringe zuurstofconcentraties of zelfs het afwezig zijn van zuurstof is vermoedelijk het belangrijkste effect van de lozingen. Zuurstofloze condities kunnen voorkomen stroomafwaarts tot de Belgisch-Nederlandse grens.

Besluit

De combinatie van de verschillende abiotische omgevingsfactoren (getij, zoutgehalte, enz.) resulteert in het Schelde-estuarium in een typische horizontale gradiënt, gekenmerkt door unieke ecosystemen, zoals de brakwater- en zoetwatergetijdengebieden. Na het verdwijnen van de Biesbosch in 1971 door de afsluiting van Haringvliet zijn dit zeer zeldzame biotopen geworden in Europa. Deze gebieden kennen echter een zeer grote belasting met verontreinigende stoffen.

2.2 BEMONSTERING VAN HET ONDERZOEKSGBIED

In het najaar 1990 (september/oktober) zijn op 50 lokaties tussen Vlissingen en Dendermonde bodemonsters genomen (Fig. 6). De lokaties in de Westerschelde zijn eerder in 1987 bemonsterd (Daemen, 1988), de lokaties in de Zeeschelde zijn nog niet eerder bemonsterd. De exacte positie en een omschrijving van elke bemonsteringslokatie staan vermeld in Bijlage I en II. Alle lokaties zijn gesitueerd in het intergetijdegebied. Het gaat om sedimentatiegebieden met een overwegend slibrijk sediment (zie verder). De bemonstering is dus niet at random uitgevoerd.

Het benthos werd bemonsterd d.m.v. steekbuizen (cores). Per lokatie werden 15 replika's verzameld met een kleine

steekbuis met diameter 4.5 cm (gemiddelde diepte 25 cm) en 5 replika's met een grote steekbuis met diameter 15 cm (gemiddelde diepte 40 cm). De grote steekbuizen werden gebruikt omdat ze een beter idee geven over het voorkomen van grotere en/of dieplevende organismen dan de kleine steekbuizen. De meeste macrozoöbenthossoorten komen echter voor in de bovenste 10 cm. Vandaar dat voor de chemische analyse voor de bovenste 10 cm. werd gekozen.

De inhoud afkomstig van de kleine steekbuizen werd integraal verzameld in aparte plastieken potten, terwijl de inhoud van de grote steekbuizen eerst ter plaatse gezeefd werden op een zeef met een ronde opening van 3 mm diameter en daarna verzameld in plastieken potten. Alle replika's werden gefixeerd met een geneutraliseerde 4 % formaldehyde-oplossing.

De monsters voor de chemische analyses werden genomen met een PVC-steekbuis (diameter 6.7 cm; diepte ca. 10 cm). Per lokatie werden 6-8 cores verzameld. De cores werden ter plaatse gemengd en vervolgens werd een glazen pot (inhoud 1 liter) gevuld. De aldus verkregen monsters werden voordat ze aan het laboratorium werden aangeboden in de koelcel bewaard bij 4 °C.

Om een idee te hebben van de waterkwaliteit over de gehele gradiënt zijn aanvullend enkele belangrijke algemene waterkwaliteitskenmerken verzameld betreffende de waterfase. Deze gegevens zijn voor het Nederlandse gedeelte ontleend aan het WAKWAL/WORSRO komputerbestand waarin gegevens betreffende de kwaliteit van de Rijkswateren opgeslagen zijn. Voor het Belgische gedeelte is gebruik gemaakt van gegevens uit het Meetnet van de kwaliteit van de Belgische Oppervlaktewateren in 1990 (verzameld door het Ministerie van Volksgezondheid en Leefmilieu, Instituut voor Hygiëne en Epidemiologie). In totaal zijn 10 meetpunten voor de Westerschele en 5 meetpunten voor de Zeeschelde gebruikt (Bijlage III).

Op 25 lokaties werd eveneens sediment verzameld voor bioassay-testen. Dit sediment was afkomstig van hetzelfde mengmonster dat voor de chemische analyse gebruikt werd. Voor een meer uitvoerige bespreking van de bioassays wordt verwezen naar van den Hurk & Velthuis (1991).

2.3 LABORATORIUMANALYSE

Macrozoöbenthos

In het labo werd de inhoud afkomstig van de kleine steekbuizen eerst gezeefd op een zeef met een ronde opening van 1 mm, en daarna gekleurd met 0.02 % Bengaals Rose. Vervolgens werden alle organismen uitgezocht en gesorteerd.

Het macrozoöbenthos werd dan gedetermineerd tot op soortniveau. *Spio* en *Polydora* zijn de enigste genera die niet tot op soort gedetermineerd werden wegens de vaak moeilijk te

onderscheiden verschillen tussen de soorten. Hoogstwaarschijnlijk gaat het hier om *Spio filicornis* en *Polydora ligni*. *Oligochaeta* en *Nemertini* werden als aparte groepen beschouwd.

Alle individuen werden vervolgens geteld. Wegens de vaak sterke fragmentatie van Annelida werd voor het bepalen van de densiteit het aantal aanwezige koppen geteld. Van alle Bivalvia werd de schelp lengte gemeten.

De inhoud afkomstig van de grote steekbuizen werd eveneens gekleurd met 0.02 % Bengaals Rose, waarna enkel de Mollusca en grote Annelida (*Nereis*, *Arenicola*, ...) uitgesorteerd werden. De resultaten hiervan werden dan vergeleken met de resultaten afkomstig van de kleine steekbuizen en indien nodig aangepast.

Van alle organismen werd (per lokatie en per soort) het asvrijdrooggewicht (AFDW) bepaald. Hiervoor werden de organismen gedurende 12 uur gedroogd bij 105 °C en daarna verast bij een temperatuur van 550 °C. Het wegen gebeurde met een OHAUS GalaxyTM 110 digitale balans (± 0.0001 g).

Chemie

De chemische sedimentanalyses werden uitgevoerd door het laboratorium van ALcontrol te Raamsdonksveer. In Bijlage IV staan de bepaalde parameters. Voor de microverontreinigingen is per parameter bovendien de detectiegrens aangegeven. Opgemerkt dient te worden dat deze detectielimieten vrij hoog liggen. In de Figuren zijn waarden beneden de detectielimiet als nul weergegeven. De door ALcontrol gehanteerde analysemethoden zijn aangegeven in Bijlage V.

De waargenomen gehalten zijn getoetst aan de normeringen zoals vermeld in de Derde Nota Waterhuishouding (V&W, 1989). Hiervoor zijn de gehalten aan zware metalen en organische microverontreinigingen eerst gecorrigeerd voor sedimentsamenstelling. Hiervoor is gebruik gemaakt van het gehalte bij 10 % organisch stof en 25 % lutum ($< 2 \mu\text{m}$). Dit is de Nederlandse standaardbodem. Tabel 1 geeft de onderscheiden klassen weer.

De gebruikte variabelen m.b.t. de waterkwaliteit staan vermeld in Bijlage VI. De lokaties uit deze studie krijgen de waarden van het dichtsbijzijnde meetpunt, gemiddeld voor de monsterperiode september-oktober).

Tabel 1. Klasse-aanduidingen van gehalten aan microverontreinigingen in het sediment volgens de Derde Nota Waterhuishouding.

Klasse	Betekenis
1	voldoet aan kwaliteitsdoelstelling 2000
2	voldoet aan toetsingswaarde
3	voldoet aan signaleringswaarde
4	overschrijdt de signaleringswaarde

Bioassays

De bioassays werden uitgevoerd gebruik makend van verschillende proefdieren. Naast een oesterlarventest werd tevens een amphipodentest uitgevoerd met *Bathyporeia sarsi* en *Corophium volutator*. Een aantal monsters werden tevens getest met een nieuwe methode voor de Microtox test. Voor meer details aangaande de gebruikte methode wordt verwezen naar van den Hurk & Velthuis (1991) en Bikker & van den Hurk (1991).

2.4 DATAVERWERKING EN STATISTISCHE ANALYSE

Alle biotische en abiotische variabelen zijn verwerkt met het programma SYSTAT (Wilkinson, 1990). Abiotische en biotische variabelen langs de longitudinale gradiënt worden voorgesteld met 'smoothing line', gebruik makend van de optie LOWESS in het SYSTAT-programma. Voor de abiotische variabelen zijn alle waarden die beneden de detektielinegrens voorkomen als nul weergegeven. Korrelaties worden weergegeven a.h.v. de Spearman-rank korrelatiecoëfficiënten.

Multidimensional scaling (MDS) is uitgevoerd op basis van een Spearman rank matrix van de onderzochte variabelen. De positie van de verschillende variabelen wordt weergegeven in een twee-dimensionale ruimte.

TWINSpan-analyse is uitgevoerd na een $\log(x+1)$ transformatie van de dichtheitsgegevens en op basis van de soorten die in 5 of meer bemonsteringslokaties voorkomen. Deze analyse werd gebruikt om een ruwe opdeling van de bemonsteringslokaties te bekomen langsheen de estuarien gradiënt.

HOOFDSTUK 3

Resultaten

3.1 CHEMISCHE ANALYSE

Waterkwaliteit

Alle belangrijke waterkwaliteitskenmerken vertonen een duidelijke gradiënt in het Schelde-estuarium.

Zowel het chloridegehalte (Fig. 7) als het zuurstofgehalte (Fig. 8a-b) vertoont een duidelijke dalende gradiënt van west naar oost. In de zoetwaterzone is het water nagenoeg zuurstofloos. Ter hoogte van de Belgisch/Nederlandse grens wordt de kwaliteits-doelstelling van 5 mg/l niet gehaald.

De eutrofiërende stoffen stikstof (onder de vorm van ammonium NH_4 , nitraat NO_3 en nitriet NO_2) en fosfor (onder de vorm van orthofosfaat PO_4) vertonen in het algemeen een duidelijke stijgende gradiënt van west naar oost (Fig. 9a-d). Het voorkomen van stikstof onder de vorm van verschillende verbindingen - de belangrijkste zijn nitraat en ammonium - is een gevolg van verschillende processen waarbij (de)nitrificatie de belangrijkste is. In de zomer is het stroomgebied zuurstofloos en wordt uitsluitend ammonium aangevoerd. In de winter wordt ook nitraat aangevoerd. Dit verklaart mogelijk de waargenomen lagere gehalten aan nitraten op sommige lokaties in de Zeeschelde aangezien deze concentraties gebaseerd zijn op een klein aantal meetgegevens in de periode augustus-november.

De stijgende gradiënt in eutrofiërende stoffen resulteert eveneens in een duidelijke toename van de BOD van west naar oost (Fig. 10).

In het algemeen kan dus gesteld worden dat de waterkwaliteit in het zoetwatergedeelte slecht is en dat er verbetering optreedt naarmate het zoutgehalte stijgt, m.a.w. naarmate zeewater zich mengt met het zoetwater. Voor meer details en gegevens betreffende zware metalen en organische microverontreinigingen in het water wordt verwezen naar het overzichtsartikel van Van Eck et al. (1991).

Sedimentkwaliteit

Hierna volgt een beschrijving van de waargenomen gehalten van de verschillende gemeten sedimentparameters, waarbij de aandacht voornamelijk uitgaat naar het verloop over de longitudinale gradiënt vanaf Vlissingen in stroomopwaartse richting. Het gaat hier om de weergave van de gemeten concentraties. De gehalten gekorrigeerd naar een standaardbodem liggen voor de meeste lokaties iets hoger, en dit is relatief meer uitgesproken in de mariene zone. Dit

verandert echter niets aan de waargenomen gradiënten.

Algemene sedimentkarakteristieken

Alle sedimentkarakteristieken (mediane korrelgrootte, lutum < 2 μm , slibfractie < 63 μm , organische stofgehalte, droge stofgehalte, calciëgehalte) vertonen een grote tot zeer grote variatie (Fig. 11a-e).

Bijna alle lokaties hebben een mediane korrelgrootte tussen 75 en 125 μm (Fig. 11a). Het sediment kan dan op de meeste lokaties dan ook omschreven worden als 'muddy sand' (Wolff, 1973). De zeer lage mediane korrelgroottes (< 80 μm) situeren zich wel hoofdzakelijk in de zoetwaterzone. Slechts twee lokaties hebben een opvallend hogere mediane korrelgrootte: lokatie 3 (Rammekenshoek) met 236 μm en lokatie 4 (Westkant Hooge Platen) met 231 μm , wat omschreven kan worden als 'fine sand'.

De variatie in lutumgehalte (fractie < 2 μm) is het grootst in de mariene zone (Fig. 11b). Vanaf de Belgisch-Nederlandse grens (troebelingszone), neemt het gehalte duidelijk toe. In alle zones komen echter ook hoge waarden voor. De variatie in slibgehalte (fractie < 63 μm) is het grootst in de mariene zone, waardoor hier gemiddeld lagere slibgehalten voorkomen dan in de brakwater- en zoetwaterzone (Fig. 11c). De hoogste slibgehalten worden waargenomen in de troebelingszone nabij Antwerpen. In zowel de mariene zone, als de brakwaterzone en zoetwaterzone worden zeer hoge slibgehalten aangetroffen.

Het organische stofgehalte is gemiddeld lager in de mariene zone dan in de brak- en zoetwaterzone (Fig. 11d). In de mariene zone komen verschillende lokaties voor met een organisch stofgehalte beneden de de detektiegrens (< 1 %).

Het calcië kent een relatief grote variatie met een lichte afname van west naar oost (Fig. 11e). In de mariene zone komen enkele hoge waarden voor als gevolg van de aanwezigheid van schelpenmateriaal.

Benadrukt dient te worden dat de bemonstering niet at random uitgevoerd is, maar op specifieke lokaties in sedimentatiegebieden. De sedimentkarakteristieken zijn dan ook niet karakteristiek voor het volledige estuarium, maar wel voor een bepaald habitat.

Biochemische karakteristieken

Het totale fosfaatgehalte, het Kjeldahl stikstofgehalte, en het chemisch zuurstofverbruik (CZV) worden vanaf Vlissingen tot de Belgisch/Nederlandse grens gekenmerkt door lage waarden met een relatief kleine variatie (Fig. 12a-c). Stroomopwaarts de grens nemen de waarden gemiddeld toe, maar is de variatie veel groter.

De pH neemt af van gemiddeld 8.5 in de mariene zone tot gemiddeld 8 in de brakwaterzone en < 8 in de zoetwaterzone (Fig. 12d).

Zware metalen

Figuren 13a-i geven de waargenomen concentraties aan cadmium, chroom, koper, kwik, lood, nikkel, zink, ijzer en

arseen weer. Het traject Vlissingen - Belgisch/Nederlandse grens wordt globaal gekenmerkt door lage gehalten aan zware metalen met een relatief kleine variatie. Opvallend is wel dat een aantal zware metalen (cadmium, lood en nikkel) enkele hoge waarden vertonen in het mondingsgebied. Na de Belgisch/Nederlandse grens nemen de concentraties voor alle zware metalen toe. De variatie is hier echter veel groter.

Naar de kwaliteitsdoelstelling 2000 (volgens Derde Nota Waterhuishouding) voldoen alle lokaties voor de metalen lood, chroom en arseen. Nikkel kent op één lokatie (47, Durme t.h.v. Hamme) een lichte overschrijding (7%) van de kwaliteitsdoelstelling. Zink voldoet op alle lokaties stroomopwaarts Temse niet aan de kwaliteitsdoelstelling 2000, wel aan de toetsingswaarde. Wat betreft koper en kwik voldoet geen enkele lokatie stroomopwaarts de Belgisch/Nederlandse grens aan de kwaliteitsdoelstelling. Op één lokatie (37) voor kwik en twee lokaties voor koper (47 en 48) wordt er slechts aan de signaleringswaarde voldaan (klasse 3). Het gehalte aan cadmium voldoet slechts op 16 lokaties aan de kwaliteitsdoelstelling. Alle lokaties ten oosten van Saeftinghe (25 t/m 50, behalve 32) en alle lokaties in het mondingsgebied (1 t/m 8, behalve 4) voldoen slechts aan de toetsingswaarde. Vijf lokaties (31, 37, 47, 48, en 50) voldoen slechts aan de signaleringswaarde.

Polychloorbifenylen (PCB's)

De meeste onderzochte PCB's (PCB 101, PCB 138, PCB 153, PCB 180, PCB som 6 en PCB 118) vertonen globaal hetzelfde patroon: lage waarden tot de Belgisch/Nederlandse grens en een stijging in de concentraties vanaf de grens naar de zoetwaterzone (Fig. 14a-f). De variatie is echter zeer groot in deze zone. Uitzondering in de mariene zone is lokatie 11 (Plaat van Baarland) waar eveneens hoge concentraties waargenomen worden. PCB 28 (Fig. 40) en PCB 52 (Fig. 14g-h) worden in deze studie slechts in zeer lage concentraties waargenomen. Aangezien in andere studies veel hogere waarden gemeten worden moeten deze gemeten concentraties echter in vraag gesteld worden (pers. med. Van Eck).

Van Vlissingen tot aan de Belgisch/Nederlandse grens (lokaties 1-30) wordt op bijna alle lokaties voldaan aan de kwaliteitsdoelstelling 2000. Enkel op lokatie 11 en 30 is er een overschrijding. Stroomopwaarts de Belgisch-Nederlandse grens wordt op elke lokatie voor meerdere PCB's de kwaliteitsdoelstelling overschreden. Hierbij gaat het tot Antwerpen vooral om klasse 2, voorbij Antwerpen hoofdzakelijk om klasse 3. Lokatie 49 overschrijdt zelfs de signaleringswaarde (klasse 4) voor PCB138.

Polyaromatische koolwaterstoffen (PAK's)

Figuren 15a-r geven de waargenomen concentraties aan naftaleen, acenaftyleen, acenaftheen, fluoreen, fenantreen, anthraceen, fluorantheen, pyreen, benzo(a)anthraceen, chryseen, benzo(b)fluorantheen, benzo(k)fluorantheen, benzo(a)pyreen, dibenz(ah)anthraceen, benzo(ghi)peryleen, indeno(123-cd)pyreen, PAK Borneff, en PAK Totaal per lokatie weer. Het traject Vlissingen - Belgisch/Nederlandse grens (tot ± km 50) wordt globaal gekenmerkt door lage gehalten aan

poly-aromatische koolwaterstoffen met een relatief kleine variatie. Na de Belgisch/Nederlandse grens nemen de concentraties voor alle PAK's toe. De variatie is hier echter veel groter. In het algemeen is het verloop van de PAK's veel grilliger dan het verloop van de PCB's. Dit heeft te maken met het feit dat PAK's veel meer over het estuarium verspreide lozingsbronnen heeft.

Van alle microverontreinigingen voldoen PAK's het minst aan de vooropgestelde kwaliteitsdoelstelling 2000. Slechts op 4 lokaties (4, 7, 18 en 26) is voor alle PAK's hiervoor voldaan. Op alle andere lokaties voldoet één of meerdere PAK's niet aan de kwaliteitsdoelstelling. Tabel 2 geeft voor alle PAK's het aantal lokaties waar een bepaalde klasse werd waargenomen. Pyreen overschrijdt het meest de kwaliteitsdoelstelling en op één lokatie (lokatie 50) overschrijdt deze stof zelfs de signaleringswaarde (klasse 4). Een PAK die weinig de kwaliteitsdoelstelling overschrijdt is benzo(k)fluorantheen.

Tabel 2. Typering van de sedimenten a.h.v. de kwaliteitsdoelstellingen voor PAK's.

PAK's	Klasse			
	1	2	3	4
anthraceen	20	30	-	-
fenantreen	11	37	2	-
fluorantheen	20	21	9	-
pyreen	6	26	17	1
benzo(a)anthraceen	13	27	10	-
chryseen	11	29	10	-
benzo(b)fluorantheen	17	15	18	-
benzo(k)fluorantheen	28	21	1	-
benzo(a)pyreen	9	27	14	-
dibenz(ah)anthraceen	17	23	-	-
benzo(ghi)peryleen	8	33	9	-
indeno(123-cd)pyreen	10	32	8	-

Extraheerbaar organisch chloor (EOCL)

Figuur 16 geeft de waargenomen concentraties van Extraheerbaar organisch chloor (EOCL) weer. Het traject Vlissingen - Belgisch/Nederlandse grens wordt globaal gekenmerkt door lage gehalten met een relatief kleine variatie. Na de Belgisch/Nederlandse grens nemen de concentraties voor EOCL toe. De variatie is hier echter veel groter.

Slechts 15 lokaties voldoen aan de kwaliteitsdoelstelling 2000. Alle overige lokaties voldoen aan de toetsingswaarde (klasse 2). Hiertoe behoren alle lokaties op Belgisch grondgebied (31-50) en 15 lokaties in de Westerschelde.

Minerale olie

Minerale olie (Fig. 17) komt, net zoals de meeste microverontreinigingen, in lage concentraties voor op het traject Vlissingen-Nederlands/Belgische grens, waarna er een duidelijke stijging optreedt naar de zoetwaterzone toe. De variatie is hier echter groot.

Tot Antwerpen (lokatie 1-35) voldoen alle lokaties aan de kwaliteitsdoelstelling 2000. Stroomopwaarts Antwerpen overschrijden bijna alle lokaties deze kwaliteitsdoelstelling maar voldoen aan de toetsingswaarde (klasse 2).

Pesticiden

De meeste pesticiden worden slechts sporadisch aangetroffen in het sediment. Enkel DDT (incl. DDD en DDE) wordt in de Zeeschelde op verschillende plaatsen waargenomen.

Eindbeoordeling sedimentkwaliteit

A.h.v. de overschrijdingen van de kwaliteitsdoelstellingen uit de 3e Nota Waterhuishouding is aan elk sediment een eindoordeel toegekend. Tussen Vlissingen en de Belgisch/Nederlandse grens (lokatie 1-30) hebben bijna alle lokaties een klasse 2 eindoordeel en voldoen daarmee aan de toetsingswaarde. Twee lokaties (4 en 18) hebben als eindoordeel klasse 1 en voldoen dus aan de kwaliteitsdoelstelling 2000. Stroomopwaarts de Belgisch/Nederlandse grens hebben bijna alle lokaties een klasse 3 eindoordeel en voldoen daarmee slechts aan de signaleringswaarde. Eén lokatie (40) heeft als eindoordeel klasse 4 en overschrijdt daarmee de signaleringswaarde.

Inter-relaties

Aangezien veel van de gemeten concentraties een gelijkaardig longitudinaal verloop kennen, kan verwacht worden dat er een sterke korrelatie tussen deze stoffen bestaat. Tabel 3 geeft de Spearman-rank korrelatiecoëfficiënten tussen een aantal belangrijke parameters. Hieruit kunnen reeds een aantal belangrijke konklusies getrokken worden. Opvallend is dat bijna alle variabelen significant met mekaar gekorreleerd zijn. De beschouwde verontreinigende stoffen zijn wel het sterkst gekorreleerd met het organische stofgehalte en in mindere mate met de fraktie $< 2 \mu\text{m}$ en in nog mindere mate met de fraktie $< 63 \mu\text{m}$ en de mediane zandfraktie. Dit wijst er mogelijk op dat de meeste anorganische en organische microverontreinigingen sterk gebonden zijn aan het organisch stof in het sediment. Toch is deze korrelatie met het organisch stofgehalte niet voor elke stof even groot. Zware metalen en PAK's hebben een veel sterkere korrelatie met het organisch stofgehalte dan PCB's. De zware metalen en PAK's zijn onderling ook veel sterker gekorreleerd dan met PCB's. De meeste verontreinigende stoffen hebben een relatief sterke, negatieve korrelatie met het zoutgehalte, welke natuurlijk verklaard wordt door de toenemende gehalten van west naar oost. Voor een stof zoals cadmium is deze korrelatie veel minder uitgesproken omdat cadmium ook in het westelijk deel op sommige lokaties (mondingsgebied) in relatief hoge gehalten

voorkomt (zie boven).

Interessant zijn de lagere korrelaties die gevonden worden voor PCB's. Men zou dit eerder van PAK's verwachten aangezien PAK's onder verschillende voorkomens en bindingsmechanismen voorkomen (pers. med. Van Eck).

Tabel 3. Spearman-rank korrelatiecoëfficiënten tussen een aantal belangrijke chemische en sedimentologische variabelen (N= 50; vetgedrukt: $p < 0.005$).

	Cd	EOCL	<2 μ	<63 μ	Cu	Hg	MED	OLIE	ORG	PAKB	PCB153	PCB6	PYR	WCL
Cd	1.00													
EOCL	0.84	1.00												
<2 μ m	0.76	0.66	1.00											
<63 μ m	0.57	0.50	0.61	1.00										
Cu	0.86	0.92	0.76	0.60	1.00									
Hg	0.84	0.85	0.63	0.54	0.90	1.00								
MED	-0.61	-0.65	-0.67	-0.76	-0.67	-0.53	1.00							
OLIE	0.84	0.91	0.69	0.55	0.93	0.88	-0.63	1.00						
ORG	0.89	0.89	0.85	0.69	0.95	0.86	-0.72	0.89	1.00					
PAKB	0.82	0.91	0.73	0.58	0.96	0.89	-0.65	0.91	0.93	1.00				
PCB153	0.69	0.82	0.45	0.43	0.83	0.84	-0.38	0.82	0.75	0.84	1.00			
PCB6	0.70	0.82	0.45	0.42	0.83	0.84	-0.38	0.82	0.76	0.84	1.00	1.00		
PYR	0.81	0.93	0.71	0.55	0.95	0.87	-0.66	0.90	0.90	0.98	0.82	0.83	1.00	
WCL	-0.58	-0.80	-0.28	-0.30	-0.78	-0.75	0.34	-0.76	-0.64	-0.78	-0.82	-0.82	-0.79	1.00

Om een meer visueel beeld te krijgen van de relatie tussen alle verschillende water- en sedimentvariabelen onderling is een MDS uitgevoerd op alle abiotische omgevingsvariabelen. De twee-dimensionele MDS configuratie is weergegeven in Figuur 18.

Er kunnen twee grote clusters onderscheiden worden die twee tegengestelde gradiënten vertegenwoordigen. Aan de negatieve kant van as 1 hebben we het chloridegehalte en het zuurstofgehalte in het water en de sedimentkarakteristieken mediane korrelgrootte, gloeirest, droge stof en pH die een dalende gradiënt van west naar oost kennen. Binnen deze groep is de grootte van de gradiënt meer uitgesproken in het verloop van het chloridegehalte en het zuurstofgehalte dan in mediane korrelgrootte, gloeirest en droge stof.

Aan de positieve zijde hebben we de stijgende trend van west naar oost van alle gemeten microverontreinigingen en van een aantal sedimentkarakteristieken zoals organische stofgehalte en de frakties < 2 μ m en < 16 μ m. Opvallend binnen deze groep is het samen klusteren van alle zware metalen met bijna alle PAK's, olie en EOCL. Enkel de PAK's acenaftheen en acenafthyleen scheiden zich iets meer af. Bij deze cluster van zware metalen en PAK's voegt zich ook organische stof, wat er op wijst dat zowel zware metalen als PAK's sterk gekorreleerd zijn met organische stof. Deze korrelatie is minder uitgesproken met de frakties < 2 μ m en < 16 μ m en nog minder met de fraktie < 63 μ m. De PCB's klusteren eveneens samen, op PCB28 en PCB52 na. Deze laatste twee komen immers slechts op een paar lokaties voor en vertonen dan ook niet de uitgesproken stijgende gradiënt zoals bij de andere PCB's wordt waargenomen (zie boven). De PCB's zijn duidelijk minder gekorreleerd met sedimentkarakteristieken zoals organische stof, fraktie < 2 μ m en

fraktie $< 16\mu\text{m}$, dan de zware metalen en PAK's. De verschillende pesticiden komen verspreid voor in de tweedimensionale ruimte. Dit is, net zoals bij PCB28 en PB52, te verklaren door het slechts sporadisch voorkomen van deze stoffen.

3.2 MACROZOÖBENTHOS

Voorkomen van het macrozoöbenthos

Algemeen

Op de 50 lokaties worden in totaal 35 soorten macrozoöbenthos waargenomen (Bijlage VII). Hiervan behoort bijna de helft tot de Annelida, 28 % tot de Mollusca, en 23 % tot de Arthropoda (Fig. 19a).

Naar de voedingswijze behoort meer dan de helft van de waargenomen soorten tot de deposit feeders. Predatoren nemen 23 % voor hun rekening, filter feeders 14 %, en omnivoren 6 % (Fig. 19b).

Tabel 4 geeft de frekwentie van voorkomen van de 10 meest algemene soorten. *Oligochaeta* is veruit de meest voorkomende soort die slechts op enkele lokaties niet wordt waargenomen. Andere veel voorkomende soorten zijn de Annelida *Nereis diversicolor*, *Heteromastus filiformis* en *Pygospio elegans* en de Mollusca *Macoma balthica*. De overige soorten komen veel minder frekwent voor.

Zeven soorten worden slechts éénmaal waargenomen: de Annelida *Anaitides mucosa*, *Nephtys caeca* en *Scoelelepis squamata*, de Mollusca *Mytilus edulis* en *Retusa obtusa*, en de Arthropoda *Gastrosaccus spinifer* en *Sphaeroma rugicauda*.

Tabel 4. Frekwentie van voorkomen van de 10 belangrijkste soorten.

Soort	Phylum	x waargenomen (op 50 lokaties)	
<i>Oligochaeta</i>	Annelida	42 lokaties	(84%)
<i>Nereis diversicolor</i>	Annelida	31 "	(62%)
<i>Macoma balthica</i>	Mollusca	31 "	(62%)
<i>Heteromastus filiformis</i>	Annelida	29 "	(58%)
<i>Pygospio elegans</i>	Annelida	29 "	(58%)
<i>Eteone longa</i>	Annelida	19 "	(38%)
<i>Cerastoderma edule</i>	Mollusca	17 "	(34%)
<i>Scrobicularia plana</i>	Mollusca	16 "	(32%)
<i>Corophium volutator</i>	Arthropoda	15 "	(30%)
<i>Hydrobia ulvae</i>	Mollusca	13 "	(26%)

Longitudinaal verloop

Figuur 20 toont het longitudinaal verloop van het aantal waargenomen soorten tussen Vlissingen en Dendermonde. Gemiddeld blijft het aantal waargenomen soorten per lokatie relatief konstant tot Hansweert, waarna het in de brakke zone sterk afneemt. Voorbij Antwerpen wordt nog slechts één soort(groep) waargenomen, nl. *Oligochaeta*.

Het voorkomen van de verschillende soorten wordt behandeld bij de individuele soortbespreking.

Densiteit van het macrozoöbenthos

Algemeen

Op de 50 lokaties samen wordt een gemiddelde densiteit van 21261 ± 4634 ind/m² waargenomen. De minimale densiteit bedraagt 0 ind/m² (lokatie 36) en de maximale densiteit 216388 ind/m² (lokatie 47). Zes lokaties hebben een densiteit < 1000 ind/m².

Gemiddeld wordt de densiteit in het studiegebied gedomineerd door Annelida, terwijl Arthropoda en vooral Mollusca slechts een beperkt aandeel tot de densiteit hebben (Fig. 21a). Van het aandeel van de Annelida nemen *Oligochaeta* 56 % voor hun rekening. Samen met *Pygospio elegans* (22 %) en *Heteromastus filiformis* (12 %) maken ze 90 % van de densiteit van de Annelida uit. Van het aandeel van de Arthropoda neemt *Corophium volutator* 90 % voor zijn rekening. Van het aandeel van de Mollusca nemen *Cerastoderma edule* (48 %), *Hydrobia ulvae* (21 %) en *Macoma balthica* (16 %) samen 85 % voor hun rekening.

Naar de voedingswijze wordt de densiteit in het studiegebied volledig gedomineerd door deposit feeders die 95 % van de totale densiteit uitmaken (Fig. 21b).

Longitudinaal verloop

Figuur 22 toont het longitudinaal verloop van de totale densiteit tussen Vlissingen en Dendermonde. Gemiddeld blijft de totale densiteit relatief konstant over het gehele traject en is er geen duidelijke gradiënt waarneembaar. Verspreid over het gehele traject komen zowel zeer hoge als zeer lage waarden voor. Opvallend is wel de zeer hoge densiteit aan *Oligochaeta* op locatie 47 met 216388 ind/m².

Er is echter een duidelijke verschuiving in de dominantie van de verschillende taxa naarmate men van monding (mariene zone) naar de brakwater- en zoetwaterzone gaat (Fig. 23). Van Vlissingen tot Hansweert (mariene zone) wordt de densiteit van het macrozoöbenthos in hoofdzaak gedomineerd door Polychaeta met, t.o.v. de meer stroomopwaarts gelegen lokaties, een relatief belangrijk aandeel van Mollusca (Fig. 23). Tussen Hansweert en Antwerpen (brakwaterzone) wordt de densiteit bepaald door zowel Polychaeta als Arthropoda (Fig. 23), met op sommige lokaties reeds een uitgesproken dominantie van *Oligochaeta*. Stroomopwaarts Antwerpen (zoetwaterzone) wordt de densiteit volledig bepaald door *Oligochaeta* aangezien het de enigste soort is die hier nog voorkomt (Fig. 23).

Naar de voedingswijze wordt zowel de mariene zone, als de brakwaterzone en de zoetwaterzone gedomineerd door deposit

feeders, met een klein aandeel van filter feeders (*Cerastoderma edule*) in de mariene zone en van omnivoren (*Nereis diversicolor*) in de brakwaterzone (Fig. 23).

De densiteit van de afzonderlijke soorten wordt behandeld bij de individuele soortbespreking.

Biomassa van het macrozoöbenthos

Algemeen

Op de 50 lokaties samen wordt een gemiddelde biomassa van 20.9 ± 4.5 g AFDW/m² waargenomen. De minimale biomassa bedraagt 0.003 g AFDW/m² en de maximale biomassa 153 g AFDW/m².

In tegenstelling tot de densiteit, waar Annelida het grootste aandeel (84 %) uitmaken, zien we dat wat betreft de biomassa, naast Annelida (54 %) ook Mollusca (44 %) een belangrijk aandeel vormen (Fig. 24a). Dit heeft in belangrijke mate te maken met de doorgaans hoge individuele biomassa van Mollusca.

De totale biomassa van de Annelida wordt voor 88 % bepaald door drie soorten: *Heteromastus filiformis* (52 %), *Oligochaeta* (18 %), en *Nereis diversicolor* (18 %). De totale biomassa van de Mollusca wordt voor 75 % bepaald door *Cerastoderma edule*. Het is dan ook globaal gezien de soort die de grootste bijdrage levert tot de totale gemiddelde biomassa van het macrozoöbenthos in het studiegebied. De totale biomassa van de Arthropoda wordt voor 73 % bepaald door *Corophium volutator*.

Het aandeel van deposit feeders tot de biomassa is veel minder uitgesproken dan bij de densiteitsgegevens. Filter feeders nemen hier dan ook relatief gezien een belangrijk aandeel voor hun rekening (Fig. 24b).

Longitudinaal verloop

Figuur 25 toont het longitudinaal verloop van de totale biomassa tussen Vlissingen en Dendermonde. Gemiddeld is er een afname in de biomassa van Vlissingen naar Dendermonde. Vooral na de Belgisch-Nederlandse grens neemt de biomassa sterk af. Enkel op lokatie 47, waar een zeer hoge densiteit aan *Oligochaeta* voorkomt (zie boven), komt een biomassa voor van ± 50 g AFDW/m².

Net als bij de densiteit vertoont het aandeel van de verschillende taxa tot de biomassa een duidelijke verschuiving naarmate men van de monding naar de brakwater- en zoetwaterzone gaat (Fig. 26). Tussen Vlissingen en Hansweert (mariene zone) hebben de Mollusca een zeer belangrijk aandeel tot de biomassa, samen met de Polychaeta (Fig. 26). Dit belang van de Mollusca neemt af naarmate men meer stroomopwaarts gaat en is ook niet op alle lokaties even uitgesproken. Tussen Hansweert en Antwerpen (brakwaterzone) wordt de biomassa in hoofdzaak bepaald door Polychaeta, met op sommige lokaties reeds een uitgesproken dominantie van *Oligochaeta* (Fig. 26). Arthropoda en Mollusca zijn in deze zone op de meeste lokaties relatief onbelangrijk. Stroomopwaarts Antwerpen (zoetwaterzone) wordt de biomassa volledig bepaald door *Oligochaeta* aangezien het de enigste soort is die hier nog voorkomt (Fig. 26).

Naar de voedingswijze wordt, in tegenstelling tot de densiteitsgegevens, wel een duidelijke verschuiving waargenomen (Fig. 26). In de mariene zone zijn filter feeders (*Cerastoderma edule*), tesamen met deposit feeders, de belangrijkste vertegenwoordigers. In de brakwaterzone is het aandeel van de omnivoren opvallend. Dit komt door de aanwezigheid van de zeeduizendpoot *Nereis diversicolor* (Fig. 26).

Structuur van de benthische gemeenschap

De structurele samenstelling van het macrobenthos kan worden samengevat in een aantal indices die eveneens als stress-indicatoren kunnen worden beschouwd (zie Gray, 1982; Gray et al. 1988). Deze stress-indicatoren kunnen dan in relatie gebracht worden tot de verontreinigingsgraad.

De verhouding A/N (Abundance/Number of species) geeft een maat van het aantal individuen per soort of dus een maat voor de diversiteit. In rijke systemen met veel soorten is deze index laag. Bij systemen onder stress is die hoog. De resultaten zijn samengevat in Fig. 27a. Hieruit blijkt dat de waarden toenemen naar het zoete gedeelte toe. Toch zien we ook in de zoetwaterzone een aantal lage waarden. Deze zijn te wijten aan punten met zeer lage densiteiten aan *Oligochaeta*. Dit wijst in dit geval ook op een sterk gestresseerd systeem (zie verder). De verhouding B/A (Biomass/Abundance) geeft het gemiddelde individuele gewicht weer. Hierbij wordt uitgegaan dat in stabiele ecosystemen er een brede range aan soorten is gaande van grote tot kleine soorten. We verwachten dan ook dat deze index afneemt naarmate we naar meer gestresseerde ecosystemen gaan. Dit blijkt eveneens uit Fig. 27b. Toch zien we hier dat ook in het mariene en brakke deel eveneens zeer lage waarden voorkomen. De reden hiervoor is alsnog niet zeer duidelijk. Meire & Seys (1989) vonden op de slikken van Vianen (Oosterschelde) dat verschillen in deze indices duidelijk gecorreleerd waren met variaties in abiotische omstandigheden (zie verder). De hoge waarden zijn in dit geval ook te wijten aan het voorkomen van Kokkels.

Recent werd ook de zogenoemde ABC-methode (Abundance Biomass Comparison method) ontwikkeld om de invloed van verontreiniging of stress op benthosgemeenschappen aan te tonen (Warwick, 1986). De toepassing van deze methode wordt echter sterk beïnvloed door de bemonsteringsintensiteit en gaat in gebieden met lage soortenaantallen niet meer op (Meire & Dereu, 1990). Deze methode kan dan ook moeilijk toegepast worden in de brakwater- en zoetwaterzone van deze studie. Er wordt dan ook niet verder op ingegaan aangezien niet meer inzicht wordt verkregen met betrekking tot de waargenomen gradiënt aan bodemdieren in het Schelde-estuarium.

Levensgemeenschappen

Getracht is om na te gaan in hoeverre de verschillende bemonsteringslokaties kunnen ondergebracht worden in een aantal kenschetsende levensgemeenschappen (klusters) en in hoeverre deze levensgemeenschappen weerspiegeld worden in een

longitudinale gradiënt. De onderverdeling is gebaseerd op verschillen in soortensamenstelling en densiteit van de verschillende soorten.

Het resultaat van de TWINSPAN-analyse is weergegeven in Figuur 28. Het dendrogram geeft de (relevante) delingen weer.

Drie grote klusters kunnen onderscheiden worden die elk een karakteristieke levensgemeenschap vormen. In een eerste opsplitsing wordt kluster 3 afgescheiden van de andere klusters. Kluster 3 wordt dan ook gekarakteriseerd door een zeer soortenarme levensgemeenschap met slechts één dominante (indicator)soort, nl. *Oligochaeta* (Fig. 28). Deze laatste komt wel in zeer hoge densiteiten voor. De gemiddelde densiteit van deze levensgemeenschap is dan ook niet significant lager dan de andere onderscheiden klusters (Fig. 28), de biomassa daarentegen is wel significant lager (Tabel 5). In een verder stadium van de analyse worden de overige bemonsteringslokaties nog eens opgesplitst in twee klusters (klusters 1 en 2, Fig. 28). Deze twee onderscheiden zich zowel in diversiteit als in dominantie van de aanwezige soorten. Zowel het totaal aantal waargenomen soorten als het gemiddeld aantal waargenomen soorten per bemonsteringslokatie is significant hoger (Tabel 5) in kluster 1 t.o.v. kluster 2 (Fig. 29). Kluster 1 wordt gekarakteriseerd door een relatief soortenrijke levensgemeenschap met als typische indikatorsoorten *Cerastoderma edule*, *Tharyx marioni*, en *Nephtys hombergii*. Het voorkomen van Mollusca en naar de voedingswijze het voorkomen van filter feeders is kenmerkend voor deze levensgemeenschap. Kluster 2 wordt gekarakteriseerd door een soortenrijke levensgemeenschap met als typische indikatorsoort *Corophium volutator*. Sommige soorten, zoals *Heteromastus filiformis*, *Pygospio elegans*, *Nereis diversicolor* en *Macoma balthica* komen in beide levensgemeenschappen in hoge densiteiten voor. De gemiddelde biomassa is significant hoger in kluster 1 t.o.v. kluster 2.

De drie onderscheiden levensgemeenschappen zijn ook ruimtelijk duidelijk van mekaar gescheiden (Fig. 30). Kluster 1 situeert zich grotendeels ten westen van Hansweert, kluster 2 situeert zich tussen Hansweert en Antwerpen, en kluster 3 situeert zich stroomopwaarts Antwerpen. M.a.w., deze opdeling komt dus in grote mate overeen met de opdeling in een mariene zone, brakwaterzone, en zoetwaterzone. Uit de beschrijving van het voorkomen, de densiteit en de biomassa van het makrozoöbenthos kwamen verschillen tussen deze drie zones reeds duidelijk tot uiting en de TWINSPAN-analyse geeft dus een gelijkaardig resultaat.

Tabel 5. Vergelijking van de onderscheiden TWINSPAN-klusters naar biotische karakteristieken op basis van een Kruskal-Wallis-test.

Biota	Chi-square	signifikantie
Gemiddeld aantal soorten	36.78	p= 0.0000
Gemiddelde densiteit	1.98	p= 0.3712
Gemiddelde biomassa	18.98	p= 0.0001

Verspreiding van een aantal macrozoöbenthossoorten

In dit onderdeel wordt eerst a.h.v. verspreidingskaartjes het voorkomen van de belangrijkste soorten beschreven die in deze studie waargenomen werden. Van alle besproken soorten worden kaartjes met de densiteitsgegevens gegeven, van enkele soorten worden tevens de kaartjes met de biomassagegegevens gegeven. Er wordt tevens een vergelijking gemaakt met de studie van Ysebaert en Meire (1991) waarin een synthese gemaakt wordt over het voorkomen van macrozoöbenthos in de Westerschelde en Beneden-Zeeschelde op basis van alle beschikbare gegevens uit de periode 1965-1989. Voor een uitgebreide auto-ekologische beschrijving van de afzonderlijke soorten wordt eveneens naar dit rapport verwezen.

3.3 ANNELIDA

Arenicola marina (Kaart 1)

Arenicola marina is in deze studie een niet algemene soort (8x waargenomen) die voorkomt in lage tot zeer lage densiteiten in het westelijk deel van de Westerschelde (mariene zone). Vanaf Saeftinghe is de soort afwezig. Op de meeste lokaties waar de soort voorkomt is de biomassa eerder laag, behalve op lokatie 9 waar de biomassa 14.7 g AFDW/m² bedraagt.

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt *Arenicola marina* beschouwd als een niet algemene soort van de mariene zone en de mariene overgangszone in de Westerschelde, typisch voor het littorale getijdegebied. De soort vertoont een voorkeur voor fijne sedimenten. In zeer slibrijke sedimenten wordt de soort echter niet waargenomen. Dit is eveneens het geval in deze studie.

Capitella capitata (Kaart 2)

Capitella capitata is in deze studie een algemene soort in het westelijk deel van de Westerschelde (mariene zone). Stroomopwaarts Hansweert wordt de soort slechts op twee lokaties waargenomen. De bijdrage tot de totale densiteit en biomassa is zeer gering.

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt *Capitella capitata* beschouwd als een relatief algemene soort die in het volledige Westerscheldegebied kan voorkomen. Het is een typische soort van de littorale zone. De soort is wel algemener in de mariene zone en mariene overgangszone en komt stroomopwaarts steeds minder voor. Dit stemt overeen met de resultaten van deze studie. *Capitella capitata* vertoont een duidelijke voorkeur voor fijne sedimenten waarbij het slibgehalte van ondergeschikte rol blijkt te zijn en er kan dan ook gesteld worden dat de bemonsterde sedimenten geschikt zijn voor deze soort.

Eteone longa (Kaart 3)

Eteone longa is in deze studie een algemene soort in het westelijk deel van de Westerschelde, maar die ook tot in de brakke zone doordringt. De bijdrage van de soort tot de totale densiteit en biomassa is echter gering.

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt *Eteone longa* beschouwd als een vrij algemene soort in het Westerschelde-estuarium, typisch voor de littorale zone. *Eteone longa* is wel het meest algemeen in de mariene zone, en meer bepaald in het Hooge Platen en Middelplaten-gebied. De maximale densiteiten die hier aangetroffen worden stemmen overeen met de gevonden densiteiten in deze studie. *Eteone longa* is een typische soort van fijne sedimenten met een hoog slibgehalte. De in deze studie bemonsterde lokaties zijn dan ook zeer geschikt voor deze soort.

Heteromastus filiformis (Kaart 4)

Heteromastus filiformis is in deze studie één van de algemeenste soorten die op bijna alle lokaties in de mariene en brakwaterzone voorkomt. In de zoetwaterzone komt de soort niet voor. Het is een soort die zowel van de totale densiteit als van de totale biomassa een belangrijk aandeel uitmaakt. Op negen lokaties wordt een biomassa $> 15 \text{ g AFDW/m}^2$ waargenomen, en op drie lokaties (2, 13 en 15) zelfs een biomassa van $> 30 \text{ g AFDW/m}^2$. Het is dan ook van de Annelida de soort die de grootste bijdrage (52 %) tot de gemiddelde totale biomassa levert.

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt *Heteromastus filiformis* omschreven als één van de meest algemene en dominante macrozoöbenthossoorten van het Westerschelde-estuarium. De hoogste densiteiten worden waargenomen op de platen en slikken. *Heteromastus filiformis* vertoont een duidelijke voorkeur voor fijne sedimenten met een hoog tot zeer hoog slibgehalte. Uit de studie van Ysebaert en Meire (1991) komt de soort eveneens naar voor als de belangrijkste Annelida wat betreft de biomassa. Maximaal waargenomen biomassa's komen overeen met de waarden in deze studie.

Nephtys hombergii (Kaart 5)

Nephtys hombergii is in deze studie een niet algemene soort die zijn voorkomen beperkt tot de mariene zone. De soort levert een zeer geringe bijdrage tot de densiteit en biomassa.

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) komt *Nephtys*

hombergii naar voren als een typische soort van de mariene en littorale zone in het Westerschelde-estuarium. *Nephtys hombergii* stelt blijkbaar weinig eisen aan het sedimenttype en komt dan ook voor in een grote range van sedimenttypes met een variërend slibgehalte. Toch kan gesteld worden dat de in deze studie bemonsterde lokaties relatief te slibrijk zijn voor deze soort.

Nereis diversicolor (Kaart 6)

Nereis diversicolor is in deze studie een van de meest algemene soorten die op de meeste plaatsen in de mariene en brakwaterzone voorkomt. Het aandeel van deze soort tot de totale densiteit is op de meeste lokaties gering. In de brakwaterzone heeft *Nereis diversicolor* echter een grote bijdrage tot de biomassa. Maximaal waargenomen biomassa bedraagt 49.6 g AFDW/m² op lokatie 31 (Groot Buitenschoor).

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt *Nereis diversicolor* beschreven als een zeer algemene soort in het gehele Westerschelde-estuarium. Het is een typische soort van de littorale zone die vooral op de slikken in hoge densiteiten kan voorkomen. Maximaal waargenomen densiteiten komen overeen met de in deze studie waargenomen densiteiten. *Nereis diversicolor* vertoont een uitgesproken voorkeur voor fijne sedimenten met een hoog slibgehalte. De in deze studie bemonsterde lokaties vormen dan ook een optimaal habitat voor deze soort.

Oligochaeta (Kaart 7)

De groep van de *Oligochaeta* vormt de meest voorkomende soort(groep) in deze studie. Het is de enigste soort(groep) die zowel in de mariene zone, als in de brakwaterzone en de zoetwaterzone voorkomt. In de zoetwaterzone zijn het zelfs de enigste vertegenwoordigers van het macrozoöbenthos. De densiteiten zijn hier zeer hoog met op verschillende lokaties densiteiten > 10000 ind/m². Opvallend is de zeer hoge densiteit op lokatie 47 (Durme, brug Hamme-Elversele) met 216388 ind/m². Omwille van de zeer hoge densiteiten komen op sommige lokaties ook relatief hoge biomassa's voor: 5 lokaties hebben een biomassa > 5 g AFDW/m² met een maximaal waargenomen biomassa van 45.5 g AFDW/m² op lokatie 47 (Durme, brug Hamme-Elversele). Ook in de brakwaterzone hebben de *Oligochaeta* op vele lokaties een ruim aandeel in de totale densiteit en biomassa van het macrozoöbenthos. Maximaal waargenomen densiteit en biomassa bedragen hier resp. 30264 ind/m² en 5.1 g AFDW/m² op lokatie 30 (Appelzak).

De *Oligochaeta* zijn niet tot op soort gedetermineerd. Enkel op één lokatie (lokatie 50) is gekeken naar de soortensamenstelling. Er werden drie soorten aangetroffen: *Limnodrilus hoffmeisteri* (8), *Limnodrilus profundicola* (1), en *Tubifex tubifex* (3). Ook *Tubificidae* met haarsetae (16) als zonder haarsetae (16) werden waargenomen. Dit geeft een indicatie dat er inderdaad effecten zijn van verontreinigende stoffen op de populaties. Alle *Oligochaeta* zijn bewaard gebleven om in een verdere studie deze soortensamenstelling verder te bestuderen. Dit zal ons enerzijds inzicht geven in het voorkomen van de verschillende soorten bij een

verschillend zoutgehalte en anderzijds zal het ons inzicht geven over het voorkomen van soorten die zeer resistent zijn voor microverontreinigingen of stress-situaties.

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) worden *Oligochaeta* beschreven als een zeer algemene soort(groep) in het gehele Westerschelde- en Beneden Zeescheldegebied. *Oligochaeta* vertonen een uitgesproken voorkeur voor fijne sedimenten met een hoog slibgehalte. De in deze studie bemonsterde lokaties vormen dan ook een optimaal habitat voor deze soort.

Polydora spec. (Kaart 8)

Polydora spec. is een vrij algemene soort in deze studie die zowel in de mariene zone als in de mariene overgangs- en brakwaterzone voorkomt. Stroomopwaarts de Belgisch-Nederlandse grens wordt de soort niet meer waargenomen. De bijdrage van deze soort tot de totale densiteit is op de meeste lokaties gering. In termen van biomassa is de bijdrage van *Polydora spec.* verwaarloosbaar klein.

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt *Polydora spec.* als een relatief algemene soort omschreven die verspreid over het gehele Westerschelde- en Beneden Zeeschelde-estuarium voorkomt. De waargenomen densiteiten zijn het hoogst op de slikgebieden in de mariene overgangszone. *Polydora spec.* vertoont een uitgesproken voorkeur voor fijne sedimenten met een hoog tot zeer hoog slibgehalte. Andere *Spionidae* prefereren minder slibrijk (*Pygospio elegans*) of zelfs relatief grof sediment (*Spio spec.*). De verspreiding die in deze studie wordt waargenomen stemt dan ook goed overeen met het algemene beeld dat in de studie van Ysebaert en Meire (1991) voor *Polydora spec.* wordt gegeven.

Pygospio elegans (Kaart 9)

Pygospio elegans is in deze studie één van de meest algemene soorten die op bijna alle lokaties in de mariene zone en brakwaterzone voorkomt. In de zoetwaterzone komt de soort niet voor. *Pygospio elegans* maakt met 22 % een belangrijk aandeel van de totale densiteit uit en is na *Oligochaeta* de belangrijkste soort. Het aandeel van *Pygospio elegans* tot de gemiddelde totale biomassa is eerder gering, hoewel op sommige lokaties biomassa's > 1 g AFDW/m² worden waargenomen met een maximum van 5 g AFDW/m² op lokatie 11 (Plaat van Baarland).

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt *Pygospio elegans* omschreven als een zeer algemene soort op de slikken en platen van het gehele studiegebied. In de sublittorale zone is de soort nagenoeg afwezig. Hier wordt *Pygospio elegans* vervangen door *Spio spec.* *Pygospio elegans* toont een duidelijke voorkeur voor de meer fijne sedimenten maar is in mindere mate gebonden aan een hoog slibgehalte dan *Polydora spec.* De in deze studie bemonsterde sedimenten zijn dan ook zeer geschikt voor deze soort.

Tharyx marioni (Kaart 10)

Tharyx marioni is een algemene soort in het westelijk deel van de Westerschelde. Het voorkomen is beperkt tot de bemonsteringslokaties ten westen van Hansweert, waar de soort, vooral in het mondingsgebied, in grote dichtheden kan

voorkomen. De verspreiding van *Tharyx marioni* komt vrijwel overeen met de verspreiding van *Nephtys hombergii*. De waargenomen biomassa's zijn laag en de bijdrage tot de totale biomassa is dan ook gering. De maximaal waargenomen biomassa bedraagt 1.1 g AFDW/m². Op de overige lokaties bedraagt de biomassa < 1 g AFDW/m².

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt *Tharyx marioni* omschreven als een typische soort van het mondingsgebied van het Westerschelde-estuarium, voornamelijk in de ondiepe en littorale zone. *Tharyx marioni* vertoont een duidelijke voorkeur voor de meer fijne sedimenten met een hoog tot zeer hoog slibgehalte. De in deze studie bemonsterde lokaties zijn dan ook zeer geschikt voor deze soort. De verspreiding die in deze studie wordt waargenomen stemt goed overeen met het algemene beeld dat in de studie van Ysebaert en Meire (1991) voor *Tharyx marioni* wordt gegeven.

3.4 ARTHROPODA

Corophium volutator (Kaart 11)

Corophium volutator is in deze studie de enigste soort die het voorkomen strikt beperkt tot de brakwaterzone tussen Hansweert en Antwerpen. Zowel meer stroomopwaarts als meer stroomafwaarts wordt de soort niet meer waargenomen. In de brakwaterzone is *Corophium volutator* een dominante soort die in zeer hoge densiteiten kan voorkomen. Op sommige lokaties is de biomassa relatief hoog en is de bijdrage tot de totale biomassa aanzienlijk. De maximaal waargenomen biomassa bedraagt 3.7 g AFDW/m².

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt het genus *Corophium* beschouwd en wordt geen onderscheid gemaakt tussen *Corophium volutator* en *Corophium arenarium*. *Corophium* wordt omschreven als een zeer algemene soort van de brakke zone van de Westerschelde en de Beneden Zeeschelde, waar de soort in zeer hoge dichtheden voorkomt. *Corophium* wordt ook meer westelijk waargenomen, maar de densiteit neemt af in westelijke richting. In sommige gebieden (Valkenisse-gebied en slikken van de Beneden Zeeschelde) maakt *Corophium* tot 40 % uit van de totale biomassa. *Corophium* is een typische soort van fijne sedimenten met een hoog slibgehalte. In zeer slibrijke sedimenten neemt zijn voorkomen echter af.

Opvallend is dat in deze studie *Corophium volutator* beperkt is tot de brakwaterzone, terwijl in de studie van Ysebaert en Meire (1991) *Corophium* ook meer westelijk wordt waargenomen. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de als *Corophium arenarium* gedetermineerde *Corophium* wel op vier lokaties ten westen van Hansweert is waargenomen.

3.5 MOLLUSCA

Cerastoderma edule (Kaart 12)

De kokkel *Cerastoderma edule* is een algemene soort in de mariene zone die op sommige plaatsen in hoge densiteiten voorkomt. De maximaal waargenomen densiteit bedraagt 5200 ind/m² op lokatie 14 (Brouwerplaat/Molenplaat). *Cerastoderma edule* vormt in de mariene zone de belangrijkste bijdrage tot de biomassa. Op zeven lokaties wordt een biomassa > 15 g AFDW/m² waargenomen. Maximaal waargenomen biomassa's bedragen 96 g AFDW/m² op lokatie 13 (Biezelingsche Ham) en 84 g AFDW/m² op lokatie 7 (Paulinaschor). Figuur 31 geeft de waargenomen lengte-frekwentiedistributies van de schelpenlengte op een aantal lokaties en voor de totale mariene zone en brakwaterzone. Wat direkt opvalt is het ontbreken van grote, meerjarige exemplaren in de brakwaterzone. Hier wordt enkel spatval waargenomen. Dit is te verwachten aangezien *Cerastoderma edule* geen zeer lage zoutgehaltes tolereert. Op sommige lokaties, zoals op Paulinaschor en Biezelingsche Ham komen normaal uitgebouwde populaties voor met grotere, meerjarige kokkels van > 20 mm. Op andere plaatsen, zoals op de Plaat van Baarland, komen deze zeer grote kokkels niet voor. Dit kan oa. te maken hebben met kokkelvisserij op deze plaatsen.

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt *Cerastoderma edule* beschreven als een typische mariene soort met een dalende gradiënt naar de brakke zone toe. Dit stemt overeen met de waarnemingen uit deze studie. De maximaal waargenomen densiteiten en biomassa's zijn echter vele malen hoger dan in deze studie, vooral in de mariene zone. Dit heeft te maken met het feit dat *Cerastoderma edule* sterk geaggregeerd voorkomt in zogenaamde kokkelbanken die slechts op een beperkt aantal plaatsen in de Westerschelde voorkomen. Deze typische kokkelbanken zijn in deze studie niet bemonsterd.

Hydrobia ulvae (Kaart 13)

Hydrobia ulvae is in deze studie een vrij algemene soort van vooral de mariene overgangszone en de brakwaterzone. Stroomopwaarts de Belgisch-Nederlandse grens wordt de soort niet meer waargenomen. De densiteiten zijn op de meeste lokaties laag. Maximaal waargenomen densiteit bedraagt 3311 N/m² op lokatie 7 (Paulinaschor). De bijdrage van *Hydrobia ulvae* tot de totale biomassa is klein.

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt *Hydrobia ulvae* beschreven als een niet zeer algemene soort die verspreid over het Westerschelde-estuarium voorkomt. De soort is het meest algemeen in de mariene overgangszone. De maximaal waargenomen densiteiten zijn in de studie van Ysebaert en Meire (1991) vele malen hoger dan in deze studie. Dit heeft vermoedelijk te maken met het feit dat de in deze studie bemonsterde sedimenten doorgaans te slibrijk zijn voor *Hydrobia ulvae* die eerder gemiddelde slibgehaltes prefereert.

Macoma balthica (Kaart 14)

Macoma balthica is in deze studie één van de meest algemene soorten die op bijna alle lokaties in de mariene, mariene overgangs- en brakwaterzone voorkomt. Stroomopwaarts Antwerpen komt de soort niet meer voor. Nergens worden zeer hoge densiteiten waargenomen. De hoogste densiteiten komen voor in de brakwaterzone. Het aandeel van *Macoma balthica* tot de totale biomassa is op sommige lokaties groot. Op 15 lokaties wordt een biomassa > 1 g AFDW/m² waargenomen. Maximaal waargenomen biomassa bedraagt 11.2 g AFDW/m² op lokatie 13 (Biezelingsche Ham). Figuur 32 geeft de waargenomen lengte-frekwentiedistributies van de schelpenlengte op een aantal lokaties en voor de totale mariene zone en brakwaterzone. Opvallend is dat in de brakwaterzone relatief minder grote (> 10 mm) en meerjarige exemplaren voorkomen dan in de mariene zone, ondanks het feit dat *Macoma balthica* een zeer zouttolerante soort is en gemakkelijk kan overleven in de brakwaterzone (Wolff, 1973).

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt *Macoma balthica* beschreven als een zeer algemene soort die zowel in de Westerschelde als de Beneden Zeeschelde voorkomt. Het meest voorkomend is *Macoma balthica* echter in de mariene zone. Maximaal waargenomen densiteiten zijn hoger dan in deze studie. Dit heeft vermoedelijk te maken met het feit dat de in deze studie bemonsterde sedimenten doorgaans te slibrijk zijn voor *Macoma balthica* die relatief gezien minder slibrijke sedimenten prefereert. Ysebaert en Meire (1991) stellen immers vast dat het voorkomen van *Macoma balthica* afneemt in sedimenten met een slibgehalte > 25 %.

Mya arenaria (Kaart 15)

Mya arenaria is in deze studie een niet algemene soort die sporadisch in de mariene en brakwaterzone wordt waargenomen. De bijdrage van deze soort tot de totale densiteit en biomassa is zeer gering. Maximaal waargenomen biomassa bedraagt 2.93 g AFDW/m² op lokatie 14 (Brouwerplaat-Molenplaat). Figuur 33 geeft de waargenomen lengte-frekwentiedistributies van de schelpenlengte voor alle lokaties samen. Opvallend is dat voornamelijk spatval werd waargenomen en slechts 2 exemplaren konden als meerjarig beschouwd worden. Normaal volwassen exemplaren van > 50 mm werden niet waargenomen.

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt *Mya arenaria* beschreven als een niet algemene soort van de littorale zone. De soort wordt wel over het gehele Westerschelde-estuarium waargenomen. De waargenomen densiteiten en biomassa's zijn doorgaans zeer laag. Ook in deze studie worden zelden meerjarige exemplaren waargenomen. Dit stemt overeen met een detailstudie die door Iedema (1990) is uitgevoerd in het oostelijk deel van de Westerschelde. *Mya arenaria* is een typische soort van zeer fijne sedimenten met een hoog tot zeer hoog slibgehalte. De in deze studie bemonsterde sedimenten zijn dan ook geschikt voor het voorkomen van deze soort.

Scrobicularia plana (Kaart 16)

Scrobicularia plana is in deze studie een vrij algemene soort in de mariene zone en mariene overgangszone. In de brakwaterzone komt de soort slechts sporadisch voor. *Scrobicularia plana* komt voor in lage densiteiten en de bijdrage tot de totale densiteit is dan ook zeer gering. Het aandeel van deze soort tot de totale biomassa's is op sommige lokaties hoog. Op vier lokaties worden biomassa's waargenomen $> 5 \text{ g AFDW/m}^2$. De maximaal waargenomen biomassa bedraagt 12.5 g AFDW/m^2 op lokatie 8 (Paulina schor). Figuur 34 geeft de waargenomen lengte-frekwentiedistributies van de schelpenlengte voor alle lokaties samen en voor de mariene zone en brakwaterzone afzonderlijk. In de mariene zone komt een mooi uitgebouwde populatie voor met relatief veel kleine exemplaren (spatval), maar tevens met een belangrijk aandeel van meerjarige exemplaren ($> 20 \text{ mm}$). In de brakwaterzone is het aantal aangetroffen exemplaren te klein om iets over de populatieopbouw te zeggen, maar ook hier worden meerjarige exemplaren aangetroffen.

In de studie van Ysebaert en Meire (1991) wordt *Scrobicularia plana* beschreven als een eerder zeldzame soort in het Westerschelde-estuarium. De waargenomen densiteiten zijn zeer laag en er worden slechts sporadisch grote, meerjarige exemplaren waargenomen. Dit is in tegenstelling tot de waarnemingen in deze studie waar *Scrobicularia plana* vrij algemeen is en op verschillende lokaties meerjarige exemplaren worden waargenomen. Het lijkt er op dat deze soort de laatste jaren een zekere toename vertoont. *Scrobicularia plana* komt uitsluitend voor in zeer fijne sedimenten met een zeer hoog slibgehalte. De in deze studie bemonsterde sedimenten vormen dan ook een zeer geschikte habitat voor deze soort.

3.6 RELATIE VOORKOMEN MACROZOÖBENTHOS - CHEMISCHE ANALYSE

Zowel de resultaten van de chemische analyse als van de veldinventarisatie van het macrozoöbenthos tonen duidelijke gradiënten van west naar oost aan. In hoeverre kunnen verbanden tussen beide aangetoond worden of anders gesteld kunnen we nagaan of de veranderingen in bodemfauna te wijten zijn aan de verontreiniging van de bodem, of enkel het gevolg zijn van een veranderend zoutgehalte of de lage zuurstofgehaltenes in het water? Over het volledige estuarium beschouwd vormt het zoutgehalte de belangrijkste natuurlijke omgevingsgradiënt die in de eerste plaats zal bepalen of een soort al dan niet kan voorkomen. Dit blijkt uit Tabel 6 waar voor de belangrijkste abiotische variabelen de korrelatie met de biota vermeld staat. Zowel diversiteit als biomassa, en in mindere mate densiteit, vertonen de sterkste korrelatie met het zoutgehalte. Dit geldt eveneens voor de meeste micro-verontreinigingen (zie Tabel 3). Het is dan ook niet mogelijk om met de beschikbare gegevens voor het gehele estuarium de natuurlijke invloed (zoutgradiënt) duidelijk te scheiden van de antropogene invloed.

Enkel voor de totale densiteit wordt een zeer lage korrelatie met het zoutgehalte vastgesteld. De korrelaties van de densiteit met de verontreinigende stoffen is echter nog kleiner. Totale densiteit is dan ook geen goede indikator in deze studie om het effect van verontreiniging na te gaan. Bepaalde soorten (zoals sommige Oligochaeta-soorten) zijn immers zeer tolerant t.o.v. verontreiniging en kunnen vaak zeer lage zuurstofgehalten weerstaan. Deze soorten kunnen dan ook in sterk vervuilde sedimenten nog steeds in zeer hoge dichtheden voorkomen.

Tabel 6. Spearman-rank korrelatiecoëfficiënten tussen een aantal belangrijke chemische en sedimentologische variabelen (N= 50; vetgedrukt: $p < 0.005$).

	Diversiteit	Biomassa	Densiteit
Organische stof	-.54	-.21	.001
Fraktie < 2 μm	-.23	-.002	.02
Fraktie < 63 μm	-.14	.04	.21
pH sediment	.80	.47	.17
Cadmium	-.57	-.29	-.12
Koper	-.68	-.34	-.05
Kwik	-.74	-.45	-.17
Pyreen	-.71	-.34	-.07
PAK Borneff	-.69	-.32	-.04
PCB 153	-.74	-.49	-.11
PCB som6	-.74	-.50	-.12
Olie	-.73	-.41	-.17
Chloridegehalte	.85	.58	.19
O ₂ (water)	.86	.61	.21
BOD (water)	-.86	-.60	-.18

Om de invloed van het zoutgehalte uit te schakelen is het dan ook aangewezen om de drie verschillende zones, namelijk de mariene zone, de brakwaterzone en de zoetwaterzone afzonderlijk te beschouwen. Binnen elk deelgebied kunnen immers ook grote verschillen vastgesteld worden in zowel het voorkomen van het macrozoöbenthos als in gemeten concentraties van microverontreinigingen. Enkel in de zoetwaterzone is de diversiteit van de biota beperkt, aangezien hier enkel Oligochaeta worden aangetroffen.

Om de eventuele invloed van verontreiniging van de bodem na te gaan werd gebruik gemaakt van verschillende technieken. Voor de mariene en brakwaterzone werd vooreerst een MDS-ordinatie uitgevoerd op basis van de densiteit- en biomassagegevens en de abiotische omgevingsvariabelen.

Wanneer de positie of clustering binnen de twee-dimensionale ruimte sterk gelijkend is tussen de MDS-ordinatie op basis van densiteit of biomassa enerzijds en de abiotische omgevingsvariabelen anderzijds, dan kan gesteld worden dat er een duidelijk verband tussen beide bestaat (Warwick et al., 1991). Dit wordt hieronder voor de twee onderscheiden zones besproken. Vervolgens werd een multi-pele regressie tussen de biotische variabelen (aantal soorten, densiteit, biomassa, densiteit/aantal soorten, en biomassa/densiteit) en de abiotische variabelen (sediment karakteristieken; metalen; PAK's; PCB's) berekend. Om de interpretatie te vergemakkelijken werden "scattermatrix influence plots" gemaakt met het programma SYSTAT. In deze figuren worden de verschillende variabelen ten opzichte van elkaar uitgezet en de grootte van het plotsymbool geeft de invloed van dit punt op de Pearson korrelatie-koëfficiënt weer. Op deze manier kan gemakkelijk nagaan worden of een correlatie robust is of afhankelijk is van slechts enkele punten.

Mariene zone

Figuur 35a-b geeft de MDS-ordinatie van alle mariene lokaties op basis van densiteit- of biomassagegevens van het macrozoöbenthos. De positie van de verschillende lokaties is totaal verschillend met de positie van de lokaties in de MDS-ordinatie op basis van alle abiotische omgevingsvariabelen (Fig. 35c). Ook op basis van groepen van abiotische omgevingsvariabelen (sedimentkarakteristieken, zware metalen, PAK's, PCB's) worden telkens configuraties gevonden, verschillend van de MDS-konfiguratie op basis van de densiteit. Er kan dan ook geen direct verband (op basis van deze techniek) tussen het voorkomen van het macrozoöbenthos en de verontreinigingsgraad van het sediment in de mariene zone vastgesteld worden. Dit wordt ook bevestigd door de multi-pele regressie analyse en de scatterplots (Tabel 7 en Fig. 36). PCB's werden uit de multi-pele regressie analyse gelaten gezien 1 zeer aberrant punt alle relaties sterk bepaalt (zie scatterplots). Op de overige lokaties zijn de gehalten aan PCB's verwaarloosbaar klein. Geen duidelijke conclusies kunnen hier dan ook op gebaseerd worden. De scatterplots tonen duidelijk aan dat de variatie in de biotische variabelen zeer groot is bij lage concentraties aan microverontreinigingen.

Tabel. 7. Resultaten van een multi-pele regressie analyse tussen enkele parameters van het benthos en omgevingsvariabelen voor het mariene gedeelte van het Schelde estuarium. (Dens totale dichtheid macrobenthos; ADW biomassa; BIODEN biomassa/dichtheid; DENSOORT densiteit/aantal soorten; SOORT aantal soorten). Voor elke onafhankelijke variabele wordt aangegeven welke afhankelijke variabele er bij iedere stap van de stepwise multi-pele regressie wordt toegevoegd. Van het uiteindelijke model wordt de gestandaardiseerde regressiecoëfficiënt (beta) R^2 , het aantal vrijheidsgraden (DF), de F-waarde en de significantie gegeven.

dependent variable:	step variable		beta	r ²	DF	F	p
DENS							ns
ADW	1	EOCL	1.26				
	2	Olie	-0.78	0.56	12	7.7	0.0069
BIODEN							ns
DENSOORT							ns
SOORT	1	MEDIAN	-0.99				
	2	PAKTOT	-0.60	0.57	12	8.1	0.0057

Brakwaterzone

Figuur 37a-b geeft de MDS-ordinatie met alle lokaties in de brakwaterzone op basis van de densiteits- en biomassagegevens van het macrozoöbenthos. De positie van de verschillende lokaties is totaal verschillend met de positie van de lokaties in de MDS-ordinatie op basis van alle abiotische omgevingsvariabelen (Fig. 37c). Ook op basis van groepen van abiotische omgevingsvariabelen (sedimentkarakteristieken, zware metalen, PAK's, PCB's) worden telkens configuraties gevonden, verschillend van de MDS-konfiguratie op basis van de densiteit. Multi-pele regressie analyse (Tabel 8) geeft eveneens geen duidelijk resultaat, wat op basis van de scatterplots (Fig. 38) ook niet te verwachten was. Toch valt in Figuur 38 op dat, met uitzondering van één lokatie, bij alle hogere concentraties aan contaminanten geen hoge biomassa's worden gevonden. Weglaten van deze lokatie (lokatie 31; Groot Buitenschoor) uit de analyse resulteerde echter nauwelijks in enige verandering. Bij lage concentraties wordt immers een grote variatie in de gevonden biomassa's waargenomen. De overige biotische variabelen vertonen een zeer grote variatie zonder duidelijke trend. Net als in de mariene zone kan in de brakwaterzone dus geen direct verband tussen het voorkomen van het macrozoöbenthos en de verontreinigingsgraad van het sediment vastgesteld worden alhoewel er dus toch bepaalde indicaties zijn.

Tabel. 8. Resultaten van een multipele regressie analyse tussen enkele parameters van het benthos en omgevingsvariabelen voor het brakke gedeelte van het Schelde estuarium. (voor uitleg zie tabel 7).

dependent variable:	step	variable	beta	r2	DF	F	p
DENS							ns
ADW							ns
BIODEN							ns
DENSOORT	1	kl2mu	0.46	0.21	20	5.5	0.02
SOORT	1	EOCL	-1.02				
	2	KL635MU	0.68	0.62	19	18.5	<0.00

Zoetwaterzone

De MDS-methode kan niet gehanteerd worden in de zoetwaterzone, aangezien hier geen differentiatie (enkel voorkomen van Oligochaeta) in de macrozoöbenthos-levensgemeenschap kan gemaakt worden. De scatterplots (Fig. 39) worden gedomineerd door één lokatie (lokatie 47, Durme) met zeer hoge dichtheid en biomassa. Na weglaten van dit punt (Fig. 40) levert de multipele regressie (Tabel 9) geen verder inzicht.

Toch blijkt uit Figuur 40 ook weer dat bij hogere gehalten aan contaminanten geen hoge biomassa waarden worden gevonden. Bij lage concentraties is er een grote spreiding op de gevonden waarden. In de discussie zal verder ingegaan worden op het ontbreken van andere soorten in deze zone en mogelijke oorzaken zullen aangegeven worden.

Tabel. 9. Resultaten van een multipele regressie analyse tussen enkele parameters van het benthos en omgevingsvariabelen voor het zoete gedeelte van het Schelde estuarium. (voor uitleg zie tabel 7).

dependent variable:	step	variable	beta	r2	DF	F	p
DENS	1	kl2mu	-1.8				
	2	lood	1.4	0.52	9	6.9	0.015
ADW							ns
BIODEN							ns
DENSOORT							ns

HOOFDSTUK 4

Diskussie

Om verontreiniging van een ecosysteem na te gaan wordt reeds geruime tijd gebruikt van chemische analyses. Die geven de gehalten van verschillende stoffen in water of bodem weer. In deze studie van de waterbodems van het Schelde-estuarium werden een groot aantal chemische stoffen bepaald. Zeker voor de Zeeschelde bestaat hiervoor weinig vergelijkingsmateriaal. Bovendien is vergelijken van verschillende studies moeilijk omwille van methodologische problemen. Om dit te ondervangen is een beoordeling van het sediment berekend conform de Derde Nota Waterhuishouding. De gevonden gradiënt van toenemende verontreiniging van Vlissingen naar Gent is een bevestiging van de bestaande gegevens (Van Eck et al., 1991).

Het voorkomen van bodemfauna op een bepaalde plaats wordt door verschillende abiotische en biotische variabelen bepaald. Het moet dan ook benadrukt worden dat niet alleen de in deze studie gebruikte omgevingsvariabelen (zoutgehalte, sedimentkarakteristieken, concentraties verontreinigende stoffen) bepalend zijn voor het voorkomen van bodemfauna. Andere variabelen zoals bv. hydrodynamiek, voedsel, predatie, ea. zullen tevens in belangrijke mate de variatie in het voorkomen van het macrozoöbenthos bepalen. De bijdrage die elke variabele (zoals bv. verontreiniging) levert tot deze variatie is echter zeer moeilijk te bepalen. Hiermee moet rekening gehouden worden bij het interpreteren van de resultaten.

De interactie tussen verontreinigende stoffen in het sediment en het macrozoöbenthos is tot op heden dan ook nog niet goed gekend. De studies naar de effecten van verontreiniging op bodemdieren kunnen ruwweg opgedeeld worden in experimentele studies naar dosis-effect relaties en field-surveys.

Bij laboratorium experimenten wordt meestal het effect van slechts één pollutant als stresserende factor bestudeerd. In het veld komt een dergelijke situatie echter vrij zelden voor. Hier hebben we meestal te maken met een combinatie van verschillende verontreinigende stoffen. Daarbij moet rekening gehouden worden dat in het veld nog andere, natuurlijke stressvariabelen (bv. zoutgehalte, temperatuur, hoogtelegging, enz.) voorkomen die het voorkomen van een bepaalde soort zullen bepalen. De impact van deze natuurlijke stressgradiënten zijn vaak moeilijk te scheiden van de effecten veroorzaakt door verontreiniging (zie ook Meire & Dereu, 1989).

In field-surveys kan de levensgemeenschap 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 bodemdiergemeenschappen gevolgd zijn voor en tijdens (en eventueel na) de kontaminatie. Een klassiek voorbeeld hiervan is Pearson & Rosenberg (1978).

De effecten van stress in het algemeen en verontreiniging in het bijzonder op ecosystemen zijn velerlei en situeren zich op alle organisatieniveaus. De in deze studie gehanteerde biotische variabelen (diversiteit, densiteit en biomassa) vormen slechts één bepaalde manier om het effect van verontreiniging na te gaan. Tabel 10 geeft een beeld van de mogelijke effecten van stress in het algemeen en pollutie in het bijzonder op ecosystemen en individuele populaties. Het moet dan ook benadrukt worden dat a.h.v. deze studie slechts een momentopname geschetst wordt. Het voorkomen van een bepaalde soort op een bepaalde lokatie wil immers nog niet zeggen dat deze soort zich daar ook kan ontwikkelen en reproduceren. Ook het optreden van morfologische afwijkingen, welke reeds waargenomen zijn in het Schelde-estuarium bij *Oligochaeta* (Samanya, 1991), komen hier niet aan bod.

Tevens is het mogelijk dat de effecten van verontreiniging op het niveau van het macrozoöbenthos minimaal zijn, maar door biomagnifikatie en bioakkumulatie pas op een veel hoger niveau in de voedselketen zichtbaar worden. Bij het opstellen van natuurontwikkelingsplannen dient hiermee rekening gehouden te worden. Dit maakt de studie van het benthos des te belangrijker aangezien het benthos een zeer belangrijke, centrale plaats inneemt in de estuariene voedselketen.

Bepaalde soorten zijn gevoeliger voor stress dan andere en vaak zien we dan ook het verdwijnen van een aantal soorten en het massaal optreden van enkele opportunistische soorten (snelle kolonisatoren met een hoge reproductiecapaciteit). Dit geeft aanleiding aan de zogenoemde SAB curves (Species Abundance Biomass) (Pearson & Rosenberg, 1978). Met een toenemende verontreiniging neemt het aantal soorten af; de biomassa en densiteit vertonen een piek bij matige verontreiniging om daarna eveneens sterk af te nemen. In deze studie neemt globaal de diversiteit en in mindere mate de biomassa af langs de estuariene gradiënt. Dit wordt niet voor de densiteit waargenomen. De enigste soort(groep) die nog in het zoetwatergetijdegebied voorkomt, nl. *Oligochaeta*, komen immers hier in zeer hoge dichtheden voor. Piekwaarden van densiteit en biomassa, zoals ze door Pearson & Rosenberg (1978) worden beschreven, worden in deze studie niet waargenomen. Andere (natuurlijke) omgevingsvariabelen zijn hier vermoedelijk verantwoordelijk voor (zie verder).

Tabel 10. Overzicht van de effecten van stress in het algemeen en verontreiniging in het bijzonder op ecosystemen en individuele populaties (naar Gray, 1991 en Reynoldson, 1987) .

Structure

- 1.Changes in assemblage composition and species dominance
- 2.Changes in population abundance and increased rate of local extinction.
- 3.Changes in size structure
- 4.Changes in spatial structure
- 5.Changes in stability
- 6.Changes in succession
- 7.Changes in food web structure
- 8.Changes in species diversity

These changes at the ecosystem level may be caused by

- 1.Changes in genetic structure
- 2.Changes in genetic expression (deformities)
- 3.Changes in growth rate and size
- 4.Changes in reproduction
- 5.Changes in mortality

at the individual level

Funtion

- 1.Changes in organic decomposition
 - 2.Changes in nutrient export
 - 3.Changes in nitrogen cycling
 - 4.Changes in primary productivity
 - 5.Changes in energetic costs
 - 6.Changes in ecosystem production
-

Om beter te kunnen oordelen over de verontreinigingsgraad van het Schelde-estuarium en het mogelijke effect ervan op het voorkomen van bodemdieren kan een vergelijking gemaakt worden met andere, minder vervuilde systemen.

In het Schelde-estuarium is er duidelijk sprake van dalende diversiteit van west naar oost. Deze afname situeert zich in de brakke zone, maar blijft verder afnemen tot in het zoetwatergetijdegebied waar nog slechts één soort(groep) overblijft, nl. Oligochaeta. Algemeen wordt in de estuariene ekologie aangenomen dat het diversiteitsverloop over de zout-brak-zoet gradiënt verloopt volgens de zogen. curve van Remane. De soortenrijkdom in een estuarium neemt af met afnemend zoutgehalte en bereikt een minimum bij het zogenaamde kritische zoutgehalte (3-4.5 g Cl⁻/l) (Levinton, 1982), om daarna weer toe te nemen in de zoetwaterzone (McLusky, 1989). Deze afname in diversiteit met afnemend zoutgehalte is te verklaren door de sterk verhoogde stress-situaties die zich voordoen in deze brakwaterzone o.i.v. sterk wisselende

leefomstandigheden (oa. saliniteitsschommelingen). Deze schommelingen zijn immers veel kleiner in de mariene zone en de zoetwaterzone. Slechts een klein aantal, typisch estuariene soorten, kunnen de saliniteitsschommelingen in de brakwaterzone tolereren. In het volgende wordt de kurve van Remane getoetst aan het diversiteitsverloop in het Schelde-estuarium. Dit wordt afzonderlijk voor de mariene, de brakwater- en de zoetwaterzone gedaan.

In de mariene zone van het Schelde-estuarium (Vlissingen-Hansweert, lokaties 1-15) komen de meeste soorten voor. De soortensamenstelling is gelijkaardig met wat in andere studies over het mariene intergetijdegebied van de Westerschelde gevonden is (Vermeulen & Govaere, 1983; Meire et al., 1991; Ysebaert & Meire, 1991). Nochtans worden in deze studies nog andere benthische gemeenschappen beschreven dan degene die in deze studie onderscheiden wordt. Dit is echter te wijten aan het feit dat in deze studie enkel op relatief slibrijke lokaties bemonsterd is geweest, terwijl in de andere studies ook zeer zandige lokaties, gekenmerkt door andere gemeenschappen, opgenomen zijn. De soortensamenstelling is zeer gelijkaardig met de Oosterschelde. De diversiteit in de Oosterschelde is wel iets hoger, maar dit is uitsluitend te wijten aan soorten die voorkomen in de uitgestrekte mosselbanken van de Oosterschelde, terwijl in de Westerschelde bijna geen mosselbanken voorkomen (Meire et al., 1991). Dezelfde dominante soorten worden aangetroffen in de mariene zones van andere estuaria zoals de Eems, Weser, Elbe, Loire en Forth (Wolff, 1973; Michaelis, 1983; Robineau & Marchand, 1984; Robineau, 1987; McLusky, 1987).

Er kan dan ook besloten worden dat de aangetroffen levensgemeenschappen in de mariene zone van het Schelde-estuarium sterke gelijkenissen vertoont met andere West-Europese estuaria. Het effect van verontreinigende stoffen op het voorkomen van het macrozoöbenthos is in deze zone dan ook op eerste zicht gering. Dit wil niet zeggen dat op een ander niveau (reproductie, enz.) er zich geen problemen kunnen voordoen (zie boven).

De afname in diversiteit in de brakwaterzone van het Schelde-estuarium komt op het eerste zicht overeen met de kurve van Remane. Ook in andere estuaria komt deze typische afname in soortdiversiteit voor. De brakwaterzone van het Schelde-estuarium kan het best vergeleken worden met het Eems-estuarium. De meeste soorten die in de brakwaterzone van het Schelde-estuarium dominant zijn (*Heteromastus filiformis*, *Nereis diversicolor*, *Corophium volutator*), zijn ook dominant in het Eems-estuarium. Toch zien we dat bepaalde soorten, zoals *Mya arenaria*, in het Eems-estuarium zeer talrijk zijn en in het Schelde-estuarium nagenoeg ontbreken (Ysebaert & Meire, in prep.). Daarbij komt nog dat volwassen exemplaren > 50 mm in het Schelde-estuarium niet meer worden waargenomen. Dit bleek eveneens uit een zeer uitgebreide studie in 1989 op honderden lokaties in de brakwaterzone waarbij op slechts een zeer klein aantal lokaties *Mya arenaria* (enkel kleine exemplaren) werd waargenomen (Iedema, 1990). Toch blijkt vanuit mondelinge mededelingen dat tot ongeveer de helft van deze eeuw nog veel grote exemplaren van *Mya arenaria* in het brakwatergebied konden aangetroffen worden. Dit wijst mogelijk op problemen met verontreiniging, hoewel hier andere factoren niet kunnen uitgesloten worden. Zo is de dynamiek, o.i.v. sterk verhoogde bagger- en stortactiviteiten, de laatste decennia sterk toegenomen in het oostelijke deel van de Westerschelde. Dit kan eveneens een achteruitgang van *Mya arenaria* tot gevolg gehad hebben, aangezien de soort zeer gevoelig is voor bv. sterke erosie en/of sedimentatie. De (uit)graafcapaciteiten van *Mya arenaria* zijn immers beperkt (zie Bijkerk, 1988). Vooral de oudere exemplaren van *Mya arenaria* zijn gevoelig voor een sterke sedimentatie, omdat met toenemende leeftijd de graafcapaciteiten afnemen ten gevolge van een relatieve afname in de grootte van de voet (Kuhl, 1972). Wat *Macoma balthica* betreft, zien we dat in het oostelijk deel van de Westerschelde relatief minder grote, volwassen exemplaren worden waargenomen in vergelijking met de mariene zone en mariene overgangszone. Ook dit wijst mogelijk op problemen met verontreiniging aangezien voor deze soort het zoutgehalte in deze zone niet limiterend is. Uit deze studie kan dan ook gekonkludeerd worden dat in de brakwaterzone, ondanks een natuurlijke afname in soortdiversiteit, er toch problemen optreden met verontreiniging. Deze problemen zouden wel eens groter kunnen zijn wanneer meer in detail gekeken wordt naar reproductie, groei en overleving van het macrozoöbenthos. Recente gegevens over reproductie bij *Corophium volutator* en *Nereis diversicolor* op het Groot Buitenschoor wijzen in dezelfde richting (Samanya, 1991). Dit verdient in de toekomst dan ook de nodige aandacht.

De te verwachten toename (in de kurve van Remane) in diversiteit in de zoetwaterzone wordt echter niet waargenomen. In de zoetwaterzone van het Schelde-estuarium worden enkel nog *Oligochaeta* waargenomen. In andere estuaria (de voormalige Biesbosch, Weser, Forth-estuary, enz.) zien we daarentegen een relatief veel rijkere bodemfauna met verschillende Molluscasoorten (e.g. *Potamopyrgus jenkinsi*, *Pisidium* spp.), insektenlarven (e.g. chironomids) en Crustacea (e.g. *Gammarus* spp.). Ook de *Oligochaeta* komen hier met veel meer soorten voor dan wat we op basis van de huidige gegevens van het Schelde-estuarium weten. Tabel 11 geeft een idee van de soorten die in het zoetwatergetijdegebied kunnen aangetroffen worden. Deze tabel is samengesteld op basis van Den Hartog (1963, 1964), Haesloop (1990), Kuiper & Wolff (1970), en Wolff (1968a, 1968b, 1970, 1973). Van de meeste van deze soorten kan aangenomen worden dat ze vroeger in het zoetwatergetijdegebied van het Schelde-estuarium voorkwamen. Als voornaamste reden voor het verdwijnen van deze soorten kan ongetwijfeld de verontreiniging aangeduid worden. Het feit dat nu nog slechts *Oligochaeta* worden aangetroffen is te wijten aan het zeer resistent zijn van bepaalde *Oligochaeta*-soorten tegen verontreiniging. Tevens kunnen verschillende soorten vrij goed overleven in nagenoeg zuurstofloze omstandigheden. De meeste Mollusca en Crustacea zijn daarentegen zeer gevoelig voor verontreiniging. Uit deze studie kan dan ook besloten worden dat we in de zoetwaterzone te maken hebben met een zeer verarmde bodemfauna te wijten aan verontreiniging. Eveneens mag niet uit het oog verloren worden dat verlies in bepaalde habitatstructuren eveneens kan leiden tot een afname in soortdiversiteit. Zo is het slikkenareaal in de zoetwaterzone sterk afgenomen o.i.v. dijkverstevingingen en de meeste overblijvende slikgebieden zijn o.i.v. de hoge organische belasting zeer uniforme slibgebieden geworden.

Uit deze gegevens blijkt dat de fauna in de Zeeschelde sterk wordt beïnvloed door verontreiniging. Het is echter nog niet mogelijk om een uitspraak te doen over welke factoren hiertoe bijdragen. Zijn de concentraties in de sedimenten verantwoordelijk of is bv. het zuurstofgehalte of de concentraties in het water te hoog. Reynoldson (1987) geeft aan dat in veel studies de opname door bodemdieren (deposit feeders) van pollutanten uit de waterfase veel belangrijker is dan uit de bodem (voedsel). Anderzijds zijn de gehalten in de bodem vaak vele malen groter dan in het water. Hierdoor kan het sediment toch weer de dominante input gaan vormen.

Tabel 11. Een aantal soorten die in de West-Europese zoetwatergetijdegebieden kunnen aangetroffen worden.

Mollusca

Corbicula fluminalis
Congeria cochleata
Dreissena polymorpha
Limnaea peregra
Potamopyrgus jenkinsi
Pisidium sps.
Radix ovata
Sphaerium sps.
Unio sps.

Oligochaeta

Nais elinguis
Stylaria lacustris
Tubifex tubifex
Psammoryctides barbatus
Limnodrilus hoffmeisteri
Limnodrilus claparedeanus
Potamotheix moldaviensis
Eiseniella tetraedra
Enchytraeidae

Crustacea

Asellus aquaticus
Asellus coxalis
Eriocheris sinensis
Gammarus zaddachi
Orchestia cavimana
Palaemon longirostris

Insecta-larven

Chironomidae
Trichoptera
Tipulidae
.....

Er kunnen verschillende oorzaken aangehaald worden waarom geen directe verbanden kunnen aangetoond worden. Ten eerste kan er een verschil zijn tussen de gemeten totaal-koncentraties in het bulksediment (deze studie) en de werkelijk beschikbare biologische fraktie. Tevens kunnen andere, niet geanalyseerde stoffen een invloed hebben op het voorkomen van het macrozoöbenthos.

Om deze problemen op te lossen moeten in een volgende fase de hier gepresenteerde gegevens in verband gebracht worden met de bioassays die op een aantal punten werden uitgevoerd. Methodologische problemen kunnen evenwel nog verwacht worden. Vervolg onderzoek zou dan ook uit de volgende onderdelen moeten bestaan:

Eerste fase

- een nadere uitwerking van de volledige dataset (chemische analyse / biologische veldinventarisatie / ekotoxicologische toetsen) op basis van de TRIADE-benadering
- determineren van de waargenomen Oligochaeta uit de biologische veldinventarisatie en bepalen van het % morfologische afwijkingen. Deze afwijkingen kunnen een indicatie geven van de verontreinigingsgraad van de bodem.

Tweede fase

- het bepalen en, indien mogelijk, kwantificeren van de biologisch beschikbare fraktie (opgeloste fraktie?) van microverontreinigingen in de bodem. Hierbij dienen parameters die de biologische beschikbaarheid van stoffen beïnvloeden, zoals redoxpotentiaal, sulfidegehalte, en zuurstofgehalte eveneens bepaald te worden.
- ekotoxicologische toetsen ontwikkelen a.h.v. verschillende proefdieren (bv. pelagisch/benthisch - depositfeeder/ filterfeeder) die ekologisch relevant zijn. Zowel lokatiegerichtte als stofspectifieke toetsen dienen uitgevoerd worden.
- populatiedynamiek van soorten waarvan bekend is dat de populatieopbouw in het gebied verstoord is (bv. *Mya arenaria*, *Corophium volutator*) meer in detail bestuderen (reproductie, mortaliteit, migratie, settlement, enz.)
- nieuwe surveys met veel monsterpunten op een beperkte lokatie. Een gedetailleerde studie in het Groot Buitenschoor toonde immers een duidelijk verband aan tussen voorkomen van pollutanten en verschillende soortsgroepen macrozoobenthos.

Vooral dient rekening gehouden te worden met het feit dat het voorkomen van bodemdieren meerdimensionaal is en dat verschillende gradiënten kunnen vastgesteld worden. Een belangrijke rol spelen:

- 1/ zoutgradiënt (marien-brak-zoet)
- 2/ sedimenttype en -dynamiek
- 3/ waterdiepte
- 4/ diepte bodem
- 5/ aanwezigheid voedsel, predatoren

Ook de (biologisch beschikbare) verontreiniging volgt vaak dezelfde gradiënten. Het is dan ook aangewezen om in eenzelfde 'ruimte' te analyseren en zo min mogelijk te mengen. Pas dan zullen gefundeerde uitspraken over de volledige gradiënten kunnen gedaan worden.

Dankwoord

Onze dank gaat uit naar:

De Meetdienst Vlissingen voor het beschikbaar stellen van het schip Wijtvliet;

De bemanning van de Wijtvliet en Tony Temmerman voor de grote hulp bij de bemonstering;

Eugène Daemen, Bert van Eck, Johan Craeymeersch, Jon Coosen, Eckhart Kuijken en Karel Essink voor het kritisch doorlezen van het manuscript en voor de stimulerende diskussies.

LITERATUUR

Bijkerk, R. 1988. Ontsnappen of begraven blijven. De effecten op bodemdieren van een verhoogde sedimentatie als gevolg van baggerwerkzaamheden. R.D.D. Aquatic Ecosystems, Groningen.

Bikker, A. & P. van den Hurk. 1991. Evaluatierapport van de Microtox model 500 toxicity analyzer: de Solid Phase test. Notitie GWIO-91.13003. RWS-Dienst Getijdewateren, Middelburg.

Blom, A.M. et al. 1984. Fliessende Well Schelde (13-17 augustus 1983). International Centre of Water Studies (ICWS), Amsterdam.

Bogaert, J., R. Nuyts, P. Ramaekers, G. Van Den Broeck, G. Van Meel, G. Verreut & K. Willems. 1991. Het Schelde-estuarium: de mogelijke ontmoeting tussen de rivier en de zee. Universitaire Instelling Antwerpen, Instituut voor Milieukunde, Antwerpen.

Chapman, P.M. 1986. Sediment quality criteria from the sediment quality triad: an example. Environmental Toxicology and Chemistry 5: 957-964.

Chapman, P.M., E.A. Power, R.N. Dexter & H.B. Andersen. 1991. Evaluation of effects associated with an oil platform, using the sediment quality triad. Environmental Toxicology and Chemistry 10: 407-424.

Daemen, E. 1988. De bodemkwaliteit van de intergetijde-gebieden in de Westerschelde (najaar 1987). Notitie AXW 88.056. RWS-Direktie Zeeland, Middelburg.

Den Hartog, C. 1963. The Amphipods of the Deltaic region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. Part II. The Talitridae. Neth. J. Sea Res. 2.

Den Hartog, C. 1964. The Amphipods of the Deltaic region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. Part III. The Gammaridae. Neth. J. Sea Res. 2.

Develter, D. & E. Kuijken. 1987. De inplanting van een containerkaai op de slikken van het natuurgebied "Galgenschoor" te Antwerpen. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Instituut voor Natuurbehoud, Hasselt.

Gray, J.S. 1982. Effects of pollutants on marine ecosystems. Neth. J. Sea Res. 16: 424-443.

Gray, J.S. 1991. Consequences of anthropogenic inputs on marine ecosystems. Symposium Manuscript.

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.

Gray, J.S. 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages. Biological Journal of the Linnean Society 37: 19-32.

Haesloop, U. 1990. Beurteilung der zu erwartenden Auswirkungen einer Reduzierung der anthropogenen Weserversalzung auf die aquatische Biozönose der Unterweser. Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades Dr.rer.nat. des Fachbereichs 2, Biologie/Chemie der Universität Bremen. Bremen, 205 pp.

Holland, B. 1991. De belasting van het Schelde-estuarium (1980-1988). Nota GWWS-91.082. SAWES-nota 91.07. Rijkswaterstaat, Dienst Getijdewateren, Middelburg.

Iedema, A. 1990. Voorkomen en verspreiding van het nonnetje *Macoma balthica* en de strandgaper *Mya arenaria* in het oostelijk deel van de Westerschelde in 1989. Studentenverslag Rijksuniversiteit Groningen.

Klap, V. & C. Heip. 1991. De Schelde -een evaluatie van het beleid, de functie en de waterkwaliteit-. Rapport in opdracht van de commissies Leefmilieu en Havenvraagstukken van de Raadgevende Interparlementaire Beneluxraad. NIOO-CEMO.

Kuhl, H. 1972. Hydrography and biology of the Elbe estuary. Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev. 10: 225-309.

Kuiper, J.G.J. & W.J. Wolff. 1970. The Mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. III. The genus *Pisidium*. Basteria 34.

Levinton, J.S. 1982. Marine Ecology. Prentice-Hall Inc., York. 372 pp.

Ludikhuize, D. 1989. Scheldt River Basin study. ICWS-report 89.09. International Centre of Water Studies (ICWS), Amsterdam.

McLusky, D.S. 1987. Intertidal habitats and benthic macrofauna of the Forth estuary, Scotland. Proceedings of the Royal Society of Edinburgh 93b: 389-400.

McLusky, D.S. 1989. The Estuarine Ecosystem - 2nd. ed. Blackie and Son Ltd., Glasgow, London.

Meire, P. & J. Dereu. 1990. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. Journal of Applied Ecology 27: 210-223.

- Meire, P.M., J.J. Seys, T.J. Ysebaert & J. Coosen. 1991. A comparison of the macrobenthic distribution and community structure between two estuaries in SW Netherlands. In M. Elliot & J.-P. Ducrotoy (eds.): *Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons*. ECSA 19 Symposium, 221-230. Olsen & Olsen, International Symposium Series.
- Michaelis, H. 1983. Intertidal benthic animal communities of the estuaries of the rivers Ems and Weser. In W.J. Wolff(ed.): *Ecology of the Wadden Sea*, Vol. IV, 4/158-4/188. Balkema, Rotterdam.
- Oenema, O., R. Steneker & J. Reynders. 1988. The soil environment of the intertidal area in the Westerschelde. *Hydrobiological Bulletin*, 22, 21-30.
- Pearson, T.H. & R. Rosenberg. 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. mar. biol. A. 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.
- Reynoldson, T.B. 1987. Interactions between sediment contaminants and benthic organisms. *Hydrobiologia* 149: 53-66.
- Rietman, F. 1990. Project 'Monitoring Schelde'. Identificatie puntbronnen tussen Gent en de Belgisch-Nederlandse grens. Meetcampagne 1989. Rapport 90.02. International Centre of Water Studies (ICWS), Amsterdam.
- Robineau, B. 1987. Caractérisation des peuplements macrozoobenthiques de l'estuaire de la Loire. *Vie Milieu*, 37, 67-76.
- Robineau, B. & J. Marchand. 1984. Distribution des communautés macrozoobenthiques des substrats meubles de l'estuaire interne de la Loire (France). *J. Rech. Océanogr.*, 9, 146-149.
- Rossaert, G. 1989. Voorkomen van watervogels langs de Zeeschelde: Sterk beïnvloed door de watervervuiling? Rijksuniversiteit Gent, Fakulteit van de Toegepaste Wetenschappen, Centrum voor Milieusanering.
- Samanya, R. 1991. Macrozoobenthic assemblages in Groot Buitenschoor, Westerschelde Estuary: resultant of physico-chemical gradients. International Postgraduate Training Course on Fundamental and Applied Marine Ecology, Vrije Universiteit Brussel.
- van den Hurk, P. & H. Velthuis. 1991. Resultaten van bioassays met oesterlarven, de amphipoden *Bathyporeia sarsi* en *Corophium volutator* en de Microtox Solid Phase test op sedimenten uit het intergetijdengebied van de Westerschelde en Zeeschelde. Bureau Waardenburg. Conceptrapport.
-

- Van Eck, G.T.M., N. De Pauw, M. Van den Landenbergh & G. Verreest. 1991. Emissies, gehalten, gedrag en effecten van (micro)verontreinigingen in het stroomgebied van de Schelde en Schelde-estuarium. *Water* 60: 164-181.
- Vanhooren, H. 1989. Verspreiding van macrozoöbenthos in de Westerschelde: Invloed van abiotische factoren en pollutie. Licentiaatsverhandeling Rijksuniversiteit Gent. 173 pp.
- Vermeulen, Y.M. & J.C.R. Govaere. 1983. Distribution of benthic macrofauna in the Western Scheldt Estuary (the Netherlands). *Cah. Biol. mar.* 24: 297-308.
- V&W. 1989. Derde Nota Waterhuishouding. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Ministerie van Landbouw en Visserij en Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.
- Wartel, S. 1977. Composition, transport and origin of sediments in the Scheldt estuary. *Geologie en Mijnbouw* 56: 219-233.
- Warwick, R.M. 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Mar. Biol.* 92: 557-562.
- Warwick, R.M., J.D. Goss-Custard, R. Kirby, C.L. George, N.D. Pope and A.A. Rowden. 1991. Static and dynamic environmental factors determining the community structure of estuarine macrobenthos in SW Britain: Why is the Severn Estuary different? *J. Appl. Ecol.* 28: 329-345.
- Werkgroep Waterbeheer Westerschelde. 1989a. Beleidsplan Westerschelde: De ekologische ontwikkeling van de Westerschelde. Deelrapport 1: Zuurstofhuishouding en Nutriëntenhuishouding. Rijkswaterstaat, Dienst Getijdenwateren - Directie Zeeland, Middelburg.
- Werkgroep Waterbeheer Westerschelde. 1989b. Beleidsplan Westerschelde: De ekologische ontwikkeling van de Westerschelde. Deelrapport 2: Microverontreinigingen. Rijkswaterstaat, Dienst Getijdenwateren - Directie Zeeland, Middelburg.
- Werkgroep Waterbeheer Westerschelde. 1989c. Beleidsplan Westerschelde: De ekologische ontwikkeling van de Westerschelde. Deelrapport 3: Slibhuishouding en bodemkwaliteit. Rijkswaterstaat, Dienst Getijdenwateren - Directie Zeeland, Middelburg.
- Werkgroep Waterbeheer Westerschelde. 1989d. Beleidsplan Westerschelde: De ekologische ontwikkeling van de Westerschelde. Deelrapport 4: Morfologische structuur en dynamiek. Rijkswaterstaat, Dienst Getijdenwateren - Directie Zeeland, Middelburg.
-

Wilkinson, L. 1990. SYSTAT: The System for Statistics. Evanston, IL: SYSTAT, Inc.

Wolff, W.J. 1968a. The Mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. I. The Unionidae. Basteria 32.

Wolff, W.J. 1968b. The Mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. II. The Dreissenidae. Basteria 33.

Wolff, W.J. 1970. The Mollusca of the estuarine region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. IV. The genus Sphaerium. Basteria 34.

Wolff, W.J. 1973. The estuary as a habitat. Zoölogische Verhandelingen no. 126. Rijksmuseum van Natuurlijke Historie, Leiden.

Ysebaert, T. en P. Meire. 1991. Het macrozoöbenthos van de Westerschelde en Beneden Zeeschelde. Rijksuniversiteit Gent, Laboratorium voor Ecologie der Dieren. Rapport W.W.E. n° 12.

LIJST VAN BIJLAGEN

Bijlage I. X- en Y-koördinaten van de bemonsteringslokaties.

Bijlage II. Omschrijving van de bemonsteringslokaties.

Bijlage III. Gehanteerde meetpunten voor het bekomen van waterkwaliteitsgegevens.

Bijlage IV. Geanalyseerde parameters t.b.v. sedimentologie, biochemie en (micro)polluenten.

Bijlage V. Gehanteerde analysemethoden m.b.t. de chemie
NEN= NEderlandse Norm
VPR= Voorlopige Praktijk Richtlijn)

Bijlage VI. Gehanteerde waterkwaliteitsgegevens.

Bijlage VII. Lijst van waargenomen soorten met vermelding van code en voedingswijze.

LIJST VAN FIGUREN

Figuur 1. Schematische voorstelling van de 'Sediment Quality TRIAD'.

Figuur 2. De Schelde met zijn afwateringsgebied.

Figuur 3. De Westerschelde met een overzicht van de belangrijkste slikken- en platengebieden.

Figuur 4. Jaargemiddelde chloridegehalte ($\text{g Cl}^-/\text{l}$) langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 5. Gemiddelde getijamplitude (m) langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 6. Situering van de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 7. Verloop van het chloridegehalte ($\text{g Cl}^-/\text{l}$) op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 8. Verloop van [a] het zuurstofgehalte (mg/l) en [b] de zuurstofverzadiging (%) op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 9. Verloop van [a] het ammonium-gehalte ($\text{mg NH}_4 \text{ N/l}$), [b] het nitraatgehalte ($\text{mg NO}_3 \text{ N/l}$), [c] het nitrietgehalte ($\text{mg NO}_2 \text{ N/l}$), en [d] het orthofosfaatgehalte ($\text{mg PO}_4 \text{ P/l}$) op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 10. Verloop van het BOD-gehalte (mg/l) op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 11. Verloop van [a] de mediaan (μm), [b] het slibgehalte $< 2 \mu\text{m}$, [c] het slibgehalte $< 63 \mu\text{m}$, [d] het organisch stofgehalte (%), en [e] het calciatgehalte (%) in het sediment op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 12. Verloop van [a] het totale fosfaatgehalte (mg/kg), [b] het Kjeldahl stikstofgehalte (mg/kg), [c] het chemisch zuurstofverbruik (mg/kg), en [d] de pH in het sediment op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 13. Verloop van de concentraties aan [a] cadmium, [b] chroom, [c] koper, [d] kwik, [e] lood, [f] nikkel, [g] zink, [h] ijzer en [i] arseen in het sediment op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 14. Verloop van de concentraties aan [a] PCB 101, [b] PCB 138, [c] PCB 153, [d] PCB 180, [e] PCB som 6, [f] PCB 118, [g] PCB 28 en [h] PCB 52 in het sediment op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 15. Verloop van de concentraties aan [a] naftaleen, [b] acenaftyleen, [c] acenaftheen, [d] fluoreen, [e] fenantreen, [f] anthraceen, [g] fluorantheen, [h] pyreen, [i] benzo(a)anthraceen, [j] chryseen, [k] benzo(b)fluorantheen, [l] benzo(k)fluorantheen, [m] benzo(a)pyreen, [n] dibenz(ah)anthraceen, [o] benzo(ghi)peryleen, [p] indeno(123-cd)pyreen, [q] PAK Borneff, en [r] PAK Totaal in het sediment op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 16. Verloop van het EOCL-gehalte ($\mu\text{m/kg}$) in het sediment op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 17. Verloop van het minerale olie-gehalte (mg/kg) in het sediment op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 18. MDS-ordinatie op basis van alle abiotische omgevingsvariabelen.

Figuur 19. Aandeel van [a] de verschillende phyla en [b] de verschillende voedingstypes in het voorkomen van het macrozoöbenthos in het Schelde-estuarium.

Figuur 20. Verloop van het aantal soorten op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 21. Aandeel van [a] de verschillende phyla en [b] de verschillende voedingstypes tot de densiteit van het macrozoöbenthos in het Schelde-estuarium.

Figuur 22. Verloop van de totale densiteit op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 23. [a] Aandeel van de verschillende phyla tot de densiteit op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium. [b] Aandeel van de verschillende phyla en de verschillende voedingstypes in de mariene zone, de brakwaterzone en de zoetwaterzone.

Figuur 24. Aandeel van [a] de verschillende phyla en [b] de verschillende voedingstypes tot de biomassa van het macrozoöbenthos in het Schelde-estuarium.

Figuur 25. Verloop van de totale biomassa op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 26. [a] Aandeel van de verschillende phyla tot de biomassa op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium. [b] Aandeel van de verschillende phyla en de verschillende voedingstypes in de mariene zone, de brakwaterzone en de zoetwaterzone.

Figuur 27. Waarde van twee indices ([a] dichtheid/aantal soorten) en [b] biomassa/dichtheid) voor de verschillende monsterlokaties.

Figuur 28. TWINSPAN-dendrogram met de opdeling in drie klusters op basis van de densiteit. Het gemiddelde per kluster is weergegeven.

Figuur 29. [a] Het aantal soorten, [b] de totale densiteit, en [c] de totale biomassa per twinspan-kluster.

Figuur 30. Ruimtelijke verspreiding van de twinspan-klusters langsheen het Schelde-estuarium.

Figuur 31. Lengtefrekwentiedistributie van *Cerastoderma edule* voor de mariene zone en de brakwaterzone, en op een aantal belangrijke lokaties.

Figuur 32. Lengtefrekwentiedistributie van *Macoma balthica* voor de mariene zone en de brakwaterzone, en op een aantal lokaties.

Figuur 33. Lengtefrekwentiedistributie van *Mya arenaria* voor alle lokaties samen.

Figuur 34. Lengtefrekwentiedistributie van *Scrobicularia plana* voor alle lokaties samen, en voor de mariene zone en de brakwaterzone.

Figuur 35. MDS-ordinatie voor alle mariene lokaties op basis van [a] densiteitsgegevens, [b] biomassagegegevens, en [c] alle abiotische gegevens.

Figuur 36. Scatter matrix influence plots voor de mariene lokaties. Biotische variabelen staan uitgezet t.o.v. abiotische variabelen. De grootte van het plotsymbool geeft de invloed van dit punt op de Pearson korrelatiecoëfficiënt weer (open symbool: pos. korrelatie; zwart symbool: neg. korrelatie).

Figuur 37. MDS-ordinatie voor alle brakwaterlokaties op basis van [a] densiteitsgegevens, [b] biomassagegegevens, en [c] alle abiotische gegevens.

Figuur 38. Scatter matrix influence plots voor de brakwaterlokaties. Biotische variabelen staan uitgezet t.o.v. abiotische variabelen. De grootte van het plotsymbool geeft de invloed van dit punt op de Pearson korrelatiecoëfficiënt weer (open symbool: pos. korrelatie; zwart symbool: neg. korrelatie).

Figuur 39. Scatter matrix influence plots voor de zoetwaterlokaties. Biotische variabelen staan uitgezet t.o.v. abiotische variabelen. De grootte van het plotsymbool geeft de invloed van dit punt op de Pearson korrelatiecoëfficiënt weer (open symbool: pos. korrelatie; zwart symbool: neg. korrelatie).

Figuur 40: Scatter matrix influence plots voor de zoetwaterlokaties - lokatie 47. Biotische variabelen staan uitgezet t.o.v. abiotische variabelen. De grootte van het plotsymbool geeft de invloed van dit punt op de Pearson korrelatiecoëfficiënt weer (open symbool: pos. korrelatie; zwart symbool: neg. korrelatie).

LIJST VAN KAARTEN

- Kaart 1. Verspreidingskaart van *Arenicola marina* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 2. Verspreidingskaart van *Capitella capitata* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 3. Verspreidingskaart van *Eteone longa* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 4. Verspreidingskaart van *Heteromastus filiformis* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 5. Verspreidingskaart van *Nephtys hombergii* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 6. Verspreidingskaart van *Nereis diversicolor* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 7. Verspreidingskaart van *Oligochaeta* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 8. Verspreidingskaart van *Polydora spec.* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 9. Verspreidingskaart van *Pygospio elegans* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 10. Verspreidingskaart van *Tharyx marioni* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 11. Verspreidingskaart van *Corophium volutator* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 12. Verspreidingskaart van *Cerastoderma edule* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 13. Verspreidingskaart van *Hydrobia ulvae* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 14. Verspreidingskaart van *Macoma balthica* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 15. Verspreidingskaart van *Mya arenaria* in het Schelde-estuarium (densiteit).
- Kaart 16. Verspreidingskaart van *Scrobicularia plana* in het Schelde-estuarium (densiteit).
-

Bijlage I. X- en Y-koördinaten van de bemonsteringslokaties.

Lokatie	Koördinaten (t.o.v. Parijs)	
	x-koördinaat	y-koördinaat
1	30400	379000
2	31950	378300
3	34168	385795
4	31900	381570
5	33540	379500
6	33500	379050
7	39000	376070
8	39100	374900
9	44640	375600
10	47955	378745
11	49520	378800
12	54400	376650
13	53550	385000
14	55050	384300
15	57283	386305
16	61874	376338
17	63876	375931
18	64350	377900
19	64350	377170
20	67230	379661
21	67800	375800
22	70000	379500
23	70000	378000
24	70885	379612
25	72200	377200
26	72200	378000
27	71800	377200
28	71864	373812
29	74400	374300
30	75100	377800
31	75412	375472
32	75720	374970
33	77843	372126
34	76767	370484
35	78179	369099
36	80267	366677
37	80435	363685
38	83840	358093
39	81110	352885
40	80843	349551
41	79896	348531
42	76717	348162
43	75540	348123
44	72777	348360
45	70382	346588
46	69597	347542
47	68200	346900
48	71474	341785
49	69125	341085
50	67190	340080

Bijlage II. Omschrijving van de bemonsteringslokaties.

Lokatie	Omschrijving
1	Breskens (Nummer een)
2	Hoofdplaat schor
3	Rammekenshoek (Sloegebied)
4	Westerschelde monding (Westkant Hooge platen)
5	Noordkant Hooge platen (thv Hoofdplaat)
6	Zuidkant Hooge platen (thv Hoofdplaat)
7	Paulina schor
8	Paulina schor
9	Middelplaat (Plaat voor Terneuzen)
10	Slikken Everingen (thv Zuidgors bij Ellewoutsdijk)
11	Plaat van Baarland
12	Platen van Hulst (Schor van de Hellegatspolder)
13	Biezelingsche Ham
14	Brouwerplaat-Molenplaat
15	Kapellebank
16	Schor van Baalhoek (tussen Kruisdorp-Walsoorden)
17	Slik thv het haventje van Paal
18	Noordkant plaat bij Walsoorden
19	Zuidkant plaat bij Walsoorden
20	Slik van Waarde (Schor voor de Emanuelpolder)
21	Slik thv van Konijnenschor op Saefthinge
22	Slik voor de Zimmermanpolder
23	Plaat voor Rilland
24	Slik bij Bath
25	Geul voor Zouterik (Saefthinge)
26	Geul voor Zouterik (Saefthinge)
27	Zouterik (Saefthinge)
28	2e platte plaat Ijskelder (Saefthinge)
29	Schor bij Hertogin Hedwige polder (grens NL-BE)
30	Appelzak (Schor van Ossendrecht (grens NL-BE))
31	Groot Buitenschoor (rechts van strekdam)
32	Groot Buitenschoor (links van strekdam)
33	Galgeschoor
34	Doel
35	Plaat van Lillo
36	Ketelplaat
37	Plaat van Krankeloon (tegenover Fort St. marie)
38	De Vlake (bij de kennedytunnel)
39	Monding Barbierbeek-Kruibeekse Kreek (Kruibeke)
40	Monding Benedenvliet (Schelle)
41	Monding Rupel (tegenover Fort St.-Margriet)
42	De Notelaar (Plaat van Groenendijk)
43	Slik van Ballooi (tegenover Groot schoor)
44	Slik thv scheepswerf Temse (mondning Oude Schelde)
45	Monding Durme (tegenover De Pillecijen Monument)
46	Durme (bij Tielrode)
47	Durme (bij de brug Hamme-Elversele)
48	Mariekerke
49	De Kramp (Moerzeke-Kastel)
50	Vlassenbroekse Polder (Vlassenbroek)

Bijlage III. Gehanteerde meetpunten voor het bekomen van
waterkwaliteitsgegevens.

Westerschelde

Wakwal-code	Worsro-code	benaming	x-par	y-par
S00140	WS160	Vlissingen	26880	382800
S00135	WS150	Borssele	38120	383280
S00136	WS140	Hoofdplaat	37520	382480
S00130	WS130	Terneuzen	46200	374920
S00122	WS110	Hoedekenskerke	52880	382520
S00120	WS100	Hansweert	58840	383880
S00118	WS90	Zuidergat	60920	380000
S00113	WS70	Lamswaarde	62150	378500
S00111	WS50	Boei 71	70125	378500
S00101	S V Doel	Schaar Ouden Doel	75775	374375

Zeeschelde

Doel boei 74
Doel boei 87
Kruibeke
Temse
Dendermonde

Bijlage IV. Geanalyseerde parameters t.b.v. sedimentologie, biochemie en (micro)polluenten.

1. Sedimentologie

deeltjes < 2 μm	(gewichts % van drooggewicht)
deeltjes < 16 μm	(gewichts % van drooggewicht)
deeltjes < 63 μm	(gewichts % van drooggewicht)
droge stof	(gewichts %)
gloeirest	(gewichts %)
organische stof	(gewichts %)
calciet	(gewichts %)

2. Biochemie

CZV	(mg/kg ds = mg/kg droge stof)
Kjeldahl stikstof	(mg/kg ds)
Totaal fosfaat	(mg P/kg ds)
pH (KCl)	

3. (Micro)polluenten + detectiegrens

	<i>Eenheid</i>	<i>Detectiegrens</i>
Olie	mg/kg ds	< 10 mg/kg
EOX	mg/kg ds	< 0.1 mg/kg

Zware metalen

Arseen	mg/kg ds	< 2 mg/kg
Cadmium	mg/kg ds	< 0.5 mg/kg
Chroom	mg/kg ds	< 5 mg/kg
Koper	mg/kg ds	< 5 mg/kg
Kwik	mg/kg ds	< 0.2 mg/kg
Nikkel	mg/kg ds	< 5 mg/kg
Lood	mg/kg ds	< 5 mg/kg
Zink	mg/kg ds	< 5 mg/kg

Poly-chloorbifenylen

PCB-28	$\mu\text{g/kg ds}$	< 1 $\mu\text{g/kg}$
PCB-52	$\mu\text{g/kg ds}$	< 1 $\mu\text{g/kg}$
PCB-101	$\mu\text{g/kg ds}$	< 1 $\mu\text{g/kg}$
PCB-118	$\mu\text{g/kg ds}$	< 1 $\mu\text{g/kg}$
PCB-138	$\mu\text{g/kg ds}$	< 1 $\mu\text{g/kg}$
PCB-153	$\mu\text{g/kg ds}$	< 1 $\mu\text{g/kg}$
PCB-180	$\mu\text{g/kg ds}$	< 1 $\mu\text{g/kg}$

(vervolgd)

Bijlage IV. Geanalyseerde parameters t.b.v. sedimentologie, biochemie en (micro)polluenten.
(vervolg)

Poly-aromatische koolwaterstoffen

naftaleen	mg/kg ds	< 0.005 mg/kg
acenaftyleen	mg/kg ds	< 0.02 mg/kg
acenaftheen	mg/kg ds	< 0.02 mg/kg
fluoreen	mg/kg ds	< 0.01 mg/kg
fenantreen	mg/kg ds	< 0.2 mg/kg
anthraceen	mg/kg ds	< 0.01 mg/kg
fluorantheen	mg/kg ds	< 0.01 mg/kg
pyreen	mg/kg ds	< 0.01 mg/kg
benzo(a)anthraceen	mg/kg ds	< 0.01 mg/kg
chryseen	mg/kg ds	< 0.005 mg/kg
benzo(b)fluorantheen	mg/kg ds	< 0.01 mg/kg
benzo(k)fluorantheen	mg/kg ds	< 0.01 mg/kg
benzo(a)pyreen	mg/kg ds	< 0.01 mg/kg
dibenz(ah)anthraceen	mg/kg ds	< 0.01 mg/kg
benzo(ghi)peryleen	mg/kg ds	< 0.01 mg/kg
indeno(123-cd)pyreen	mg/kg ds	< 0.01 mg/kg

Pesticiden

Ö-HCH	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
β-HCH	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
Ö-HCH	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
HCB	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
Heptachloor	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
Aldrin	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
Telodrin	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
Isodrin	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
Heptachloorepoxide	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
DDE (totaal)	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
Dieldrin	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
Endrin	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
DDD (totaal)	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
DDT (totaal)	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
Ö-endosulfan	µg/Kg ds	< 1 µg/kg
β-endosulfan	µg/Kg ds	< 1 µg/kg

Bijlage V. Gehanteerde analysemethoden m.b.t. de chemie
NEN= Nederlandse Norm
VPR= Voorlopige Praktijk Richtlijn)

Analyse	Normen
EOX	VPR C85-15
CZV	NEN 6633
stikstof Kjeldahl	NEN 6641
olie (IR)	NEN 6673 (freon i.p.v. tetrachloor- methaan) na drogen van monster met magnesiumsulfaat
organische stof	I.B.-methode (1979) (destruktie met kaliumbichromaat)
pH (Kcl)	ontwerp NEN 5750
fosfaat (tot.)	VPR C85-09/NEN 6479 na ontsluiting volgens NEN 6465
calciet	ontwerp NEN 5757
droge stof	NEN 3235-4.2
gloeirest	NEN 6486
arseen	ontwerp NEN 5760
cadmium	Ontsluiting volgens NEN 6465 (mikro- golfoven), analyse m.b.v. A.A.S.
chroom	Ontsluiting volgens NEN 6465 (mikro- golfoven), analyse m.b.v. A.A.S.
koper	Ontsluiting volgens NEN 6465 (mikro- golfoven), analyse m.b.v. A.A.S.
ijzer	Ontsluiting volgens NEN 6465 (mikro- golfoven), analyse m.b.v. A.A.S.
kwik	Ontsluiting volgens NEN 6465 (mikro- golfoven), analyse m.b.v. koude damp- techniek
nikkel	Ontsluiting volgens NEN 6465 (mikro- golfoven), analyse m.b.v. A.A.S.

(vervolgd)

*Bijlage V. Gehanteerde analysemethoden m.b.t. de chemie
(vervolg)*

NEN= NEDerlandse Norm

VPR= Voorlopige Praktijk Richtlijn)

Analyse	Normen
lood	Ontsluiting volgens NEN 6465 (mikro- golfoven), analyse m.b.v. A.A.S.
zink	Ontsluiting volgens NEN 6465 (mikro- golfoven), analyse m.b.v. A.A.S.
Pak (totaal)	VPR C85-11
PCB's	VPR C85-16
pesticiden	VPR C85-16
deeltjesgrootte	I.B.-methode (1979)

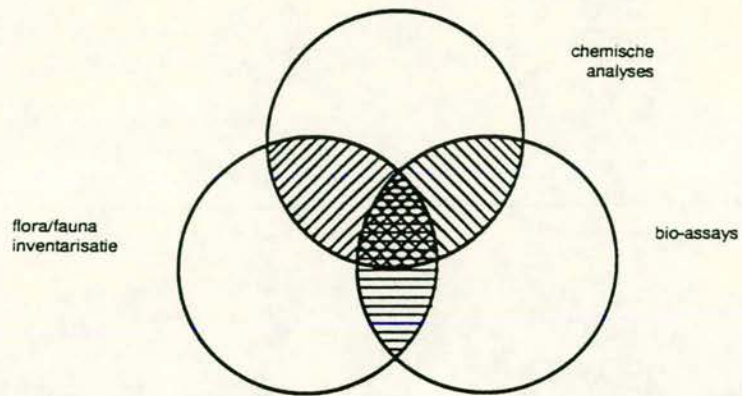
Bijlage VI. Gehanteerde waterkwaliteitsgegevens.

O2	mg/l	zuurstof
%O2	%	percentage zuurstof
CL	mg/l	chloride
BZVDA5	mg/l	biochemisch zuurstofverbruik met ATU
NO2 N	mg N/l	nitriet in N na filtratie
NO3 N	mg N/l	nitraat in N na filtratie
NH4 N	mg N/l	ammonium (in N) na filtratie
PO4 P	mg P/l	orthofosfaat na filtratie
pH	SE	zuurgraad
CHLFA	µg/l	chlorofyl a

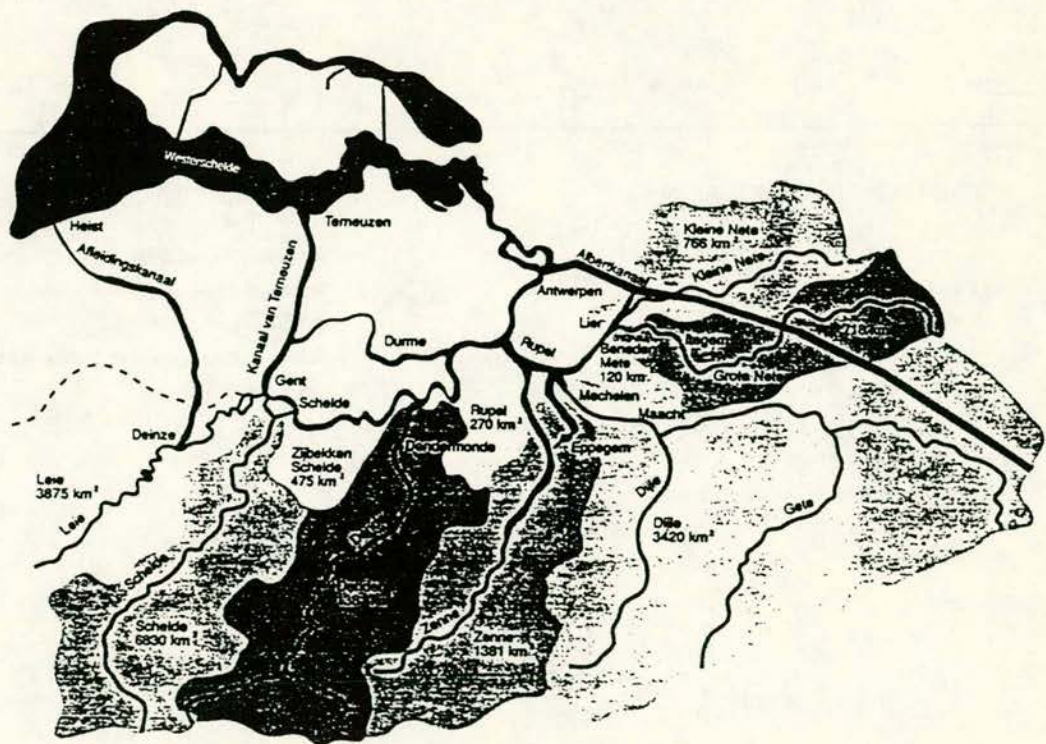
Bijlage VII. Lijst van waargenomen soorten met vermelding van code en voedingswijze.

Phylum + Speciesnaam	Code	Voedingswijze
Annelida		
<i>Anaitides mucosa</i>	ANAI MUCO	predator
<i>Arenicola marina</i>	AREN MARI	deposit
<i>Capitella capitata</i>	CAPI CAPI	deposit
<i>Eteone longa</i>	ETEO LONG	predator
<i>Heteromastus filiformis</i>	HETE FILI	deposit
<i>Nephtys caeca</i>	NEPH CAEC	predator
<i>Nephtys hombergii</i>	NEPH HOMB	predator
<i>Nereis diversicolor</i>	NERE DIVE	omnivoor
<i>Nereis succinea</i>	NERE SUCC	deposit
<i>Oligochaeta</i>	OLIG	deposit
<i>Polydora spec.</i>	POLY SPEC	deposit
<i>Pygospio elegans</i>	PYGO ELEG	deposit
<i>Scoelelepis squamata</i>	SCOL SQUA	deposit
<i>Scoloplos armiger</i>	SCOL ARMI	deposit
<i>Spio spec.</i>	SPIO SPEC	deposit
<i>Tharyx marioni</i>	THAR MARI	deposit
Mollusca		
<i>Cerastoderma edule</i>	CERA EDUL	filter
<i>Ensis minor</i>	ENSI MINO	filter
<i>Hydrobia ulvae</i>	HYDR ULVA	deposit
<i>Macoma balthica</i>	MACO BALT	deposit
<i>Mya arenaria</i>	MYA AREN	filter
<i>Mysella bidentata</i>	MYSE BIDE	filter
<i>Mytilus edulis</i>	MYTI EDUL	filter
<i>Retusa obtusa</i>	RETU OBTU	predator
<i>Scrobicularia plana</i>	SCRO PLAN	deposit
<i>Tellina fabula</i>	TELL FABU	deposit
Arthropoda		
<i>Bathyporeia pilosa</i>	BATH PILO	deposit
<i>Carcinus maenas</i>	CARC MAEN	omnivoor
<i>Corophium arenarium</i>	CORO AREN	deposit
<i>Corophium volutator</i>	CORO VOLU	deposit
<i>Crangon crangon</i>	CRAN CRAN	predator
<i>Cyathura carinata</i>	CYAT CARI	unknown
<i>Gastrosaccus spinifer</i>	GAST SPIN	predator
<i>Sphaeroma rugicauda</i>	SPHA RUGI	deposit
Nemertini		
<i>Nemertini spec.</i>	NEME SPEC	predator

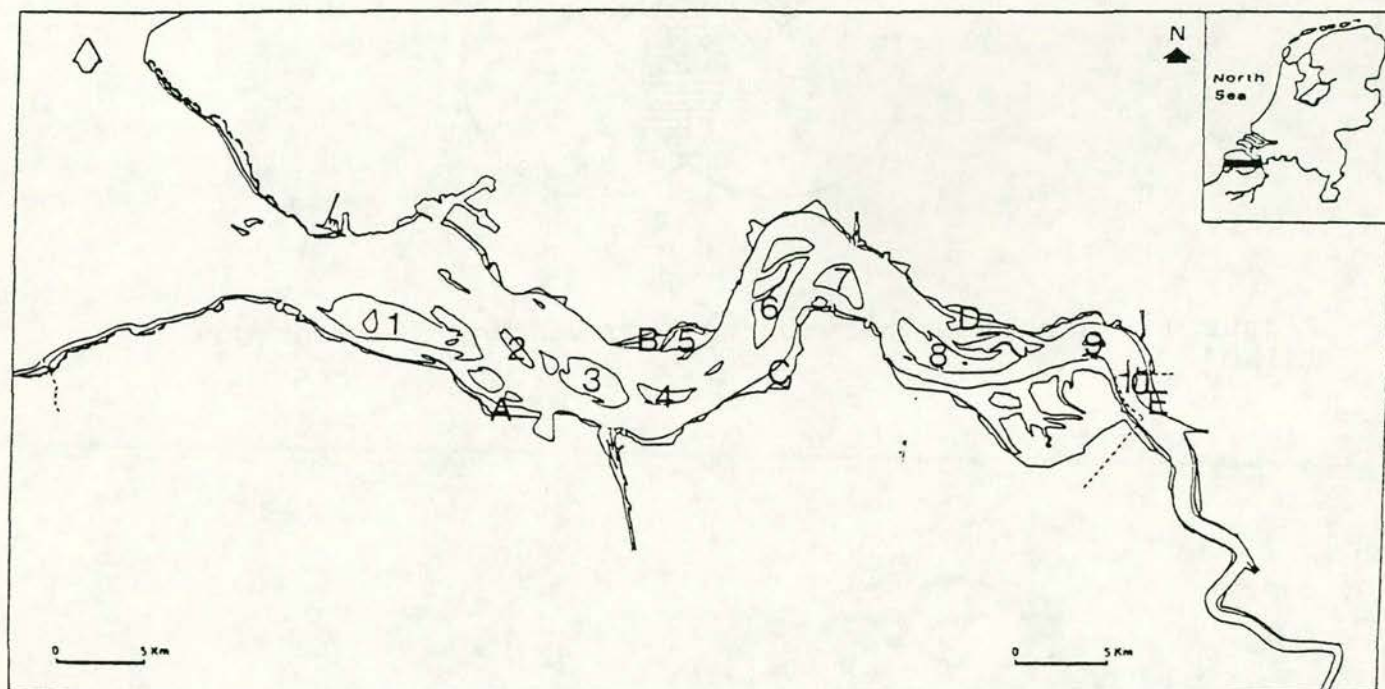
FIGUREN



Figuur 1. Schematische voorstelling van de 'Sediment Quality TRIAD'.



Figuur 2. De Schelde met zijn afwateringsgebied.



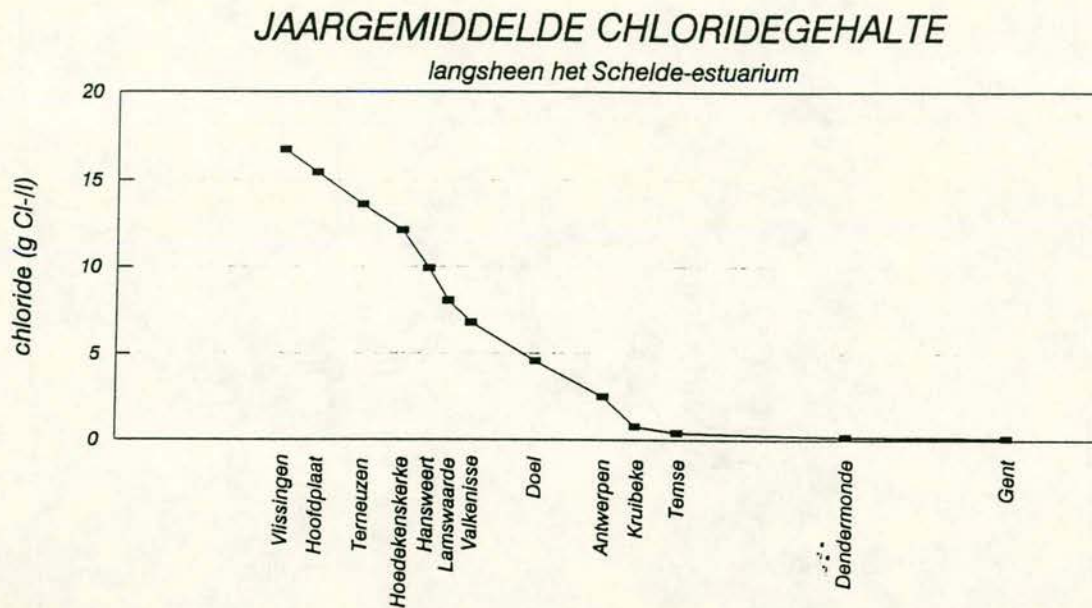
OVERZICHT PLATENGEBIEDEN

- 1 Hooge Platen, Hooge en Lage Springer
- 2 Suikerplaat
- 3 Middelplaten
- 4 Everingen
- 5 Plaat van Baarland
- 6 Rug van Baarland, Brouwersplaat, Molenplaat, Platen van Ossensisse West
- 7 Platen van Ossensisse Oost
- 8 Platen van Walsoorden en Valkenisse
- 9 Plaat van Saeltlinghe
- 10 Ballastplaat

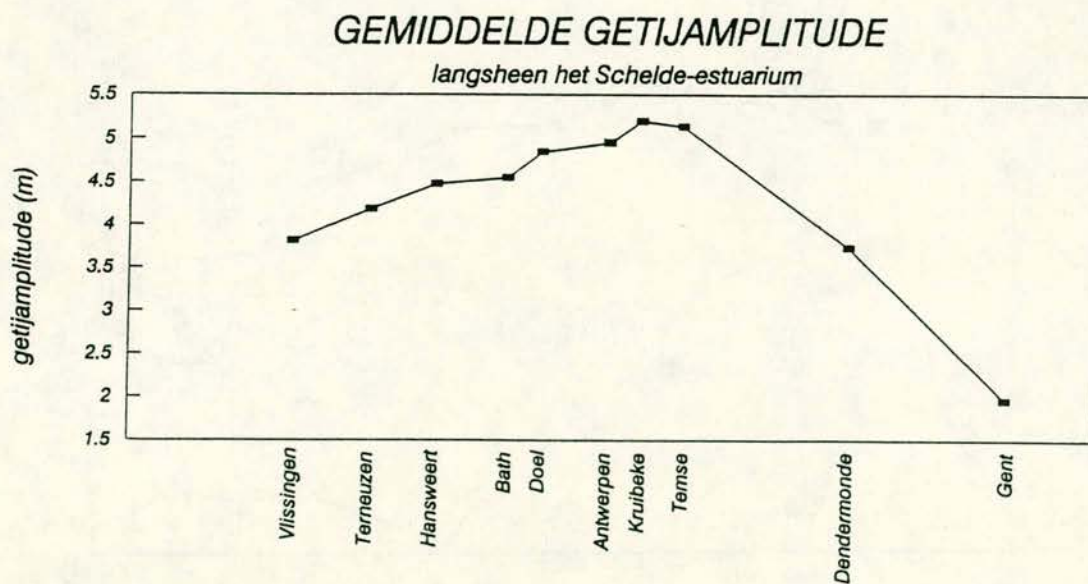
OVERZICHT SLIKKENGEBIEDEN

- A Slik van Paulinaschor
- B Slik van Ellewoutsdijk
- C Platen van Hulst
- D Slik van Emanuelpolder, Zimmermanpolder en Waarde
- E Groot Buitenschoor

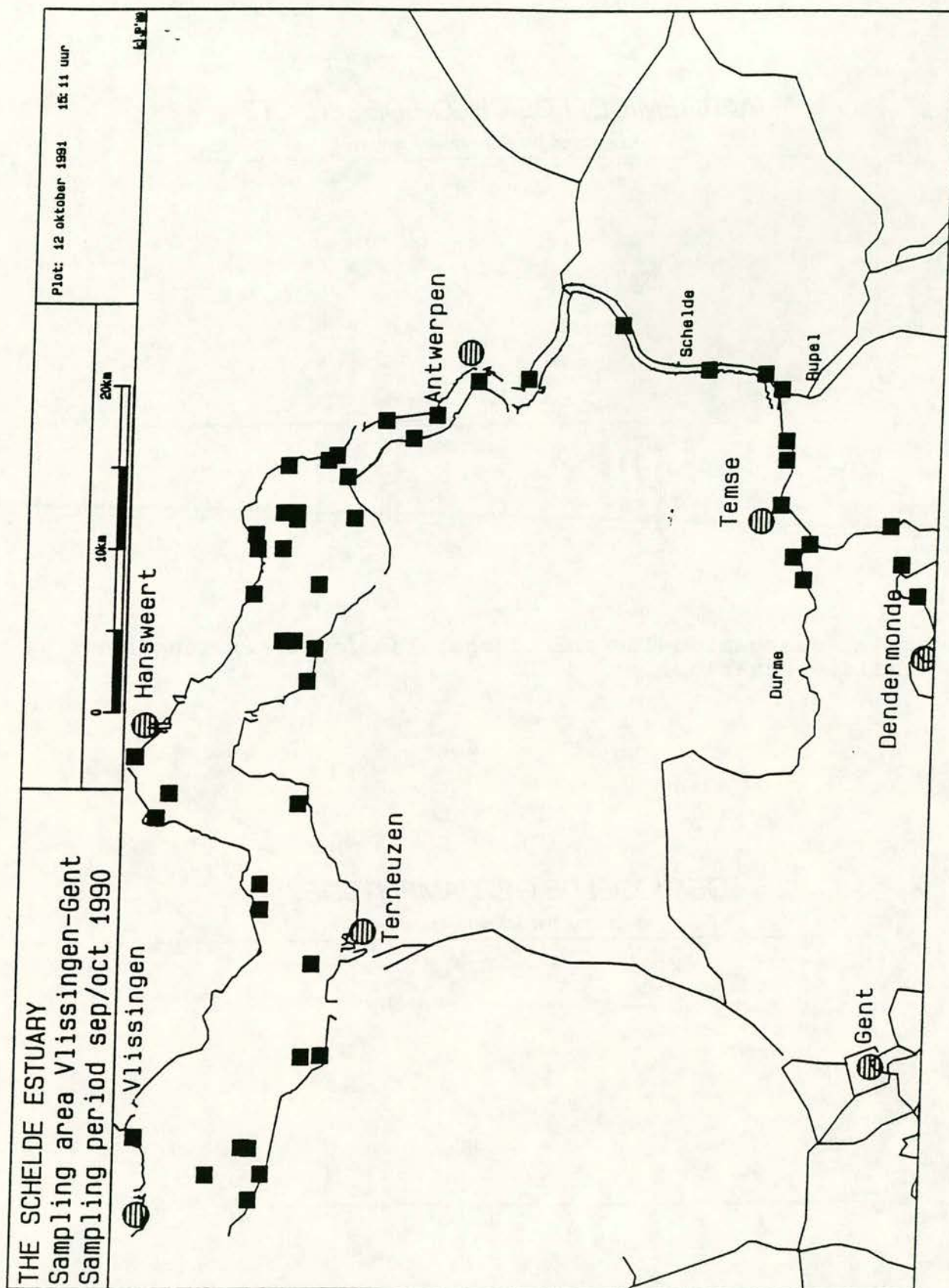
Figuur 3. De Westerschelde met een overzicht van de belangrijkste slikken- en platengebieden.



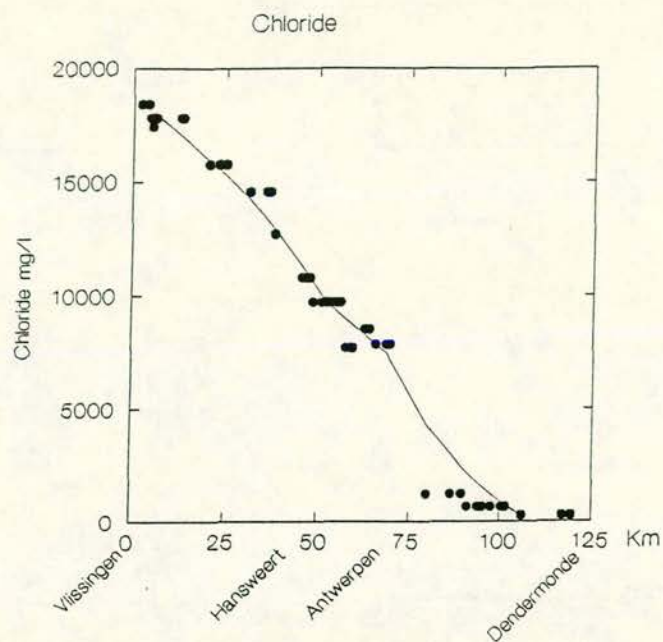
Figuur 4. Jaargemiddelde chloridegehalte (g Cl⁻/l) langsheen het Schelde-estuarium.



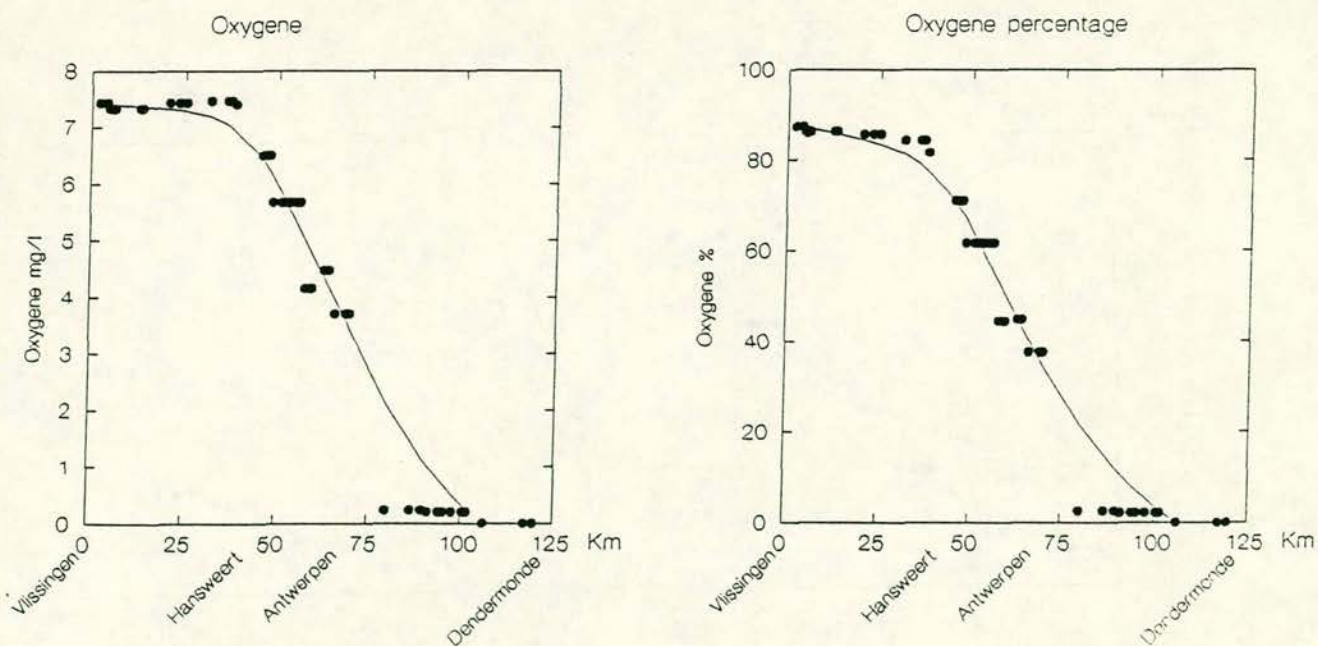
Figuur 5. Gemiddelde getijamplitude (m) langsheen het Schelde-estuarium.



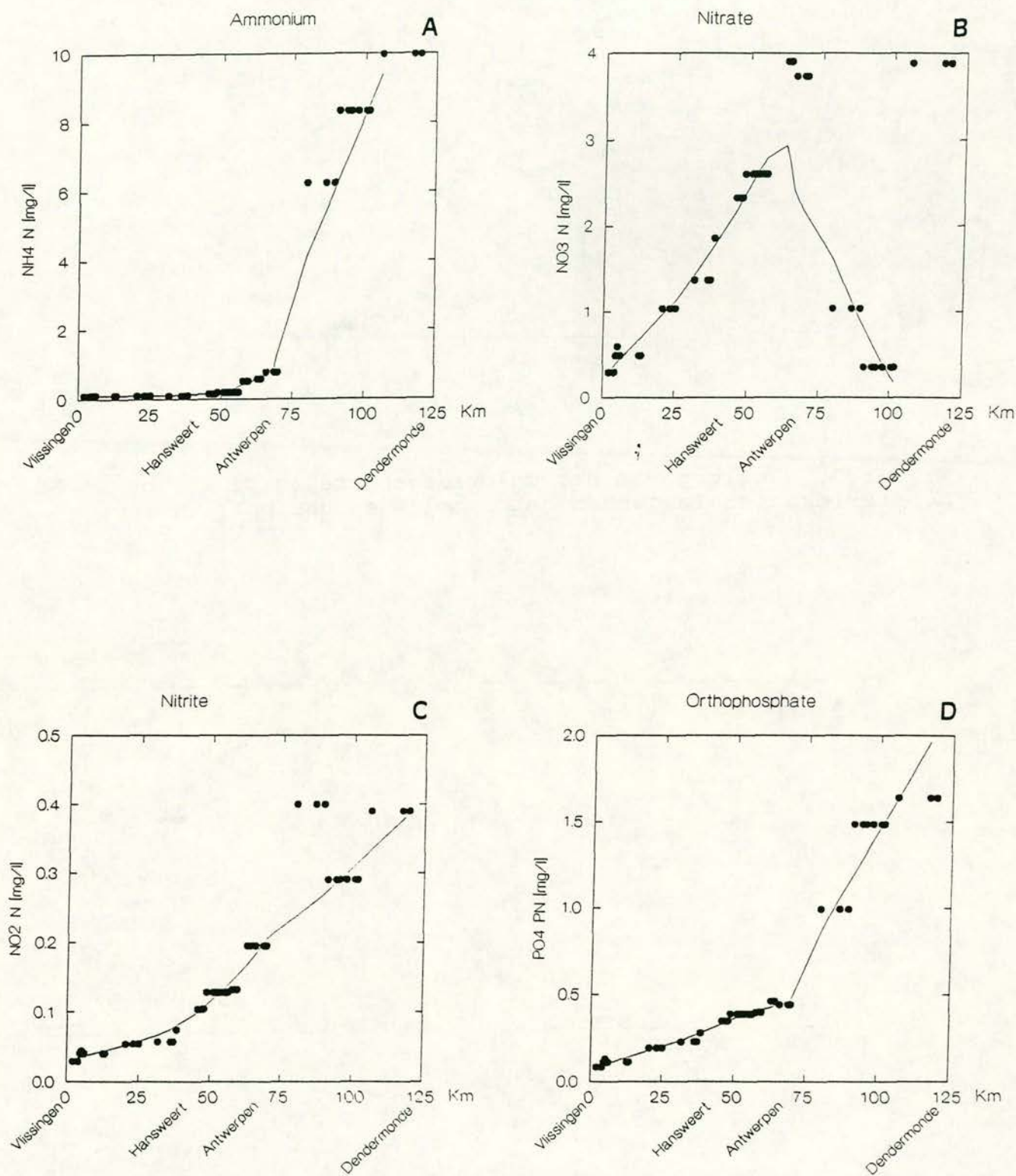
Figuur 6. Situering van de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.



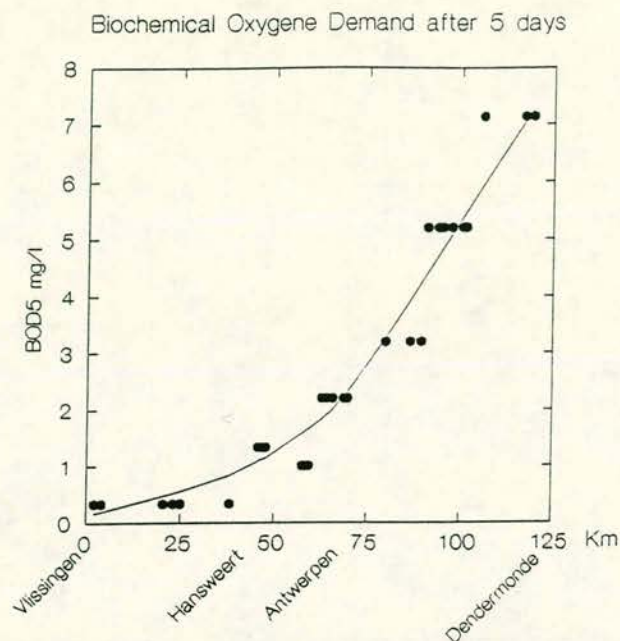
Figuur 7. Verloop van het chloridegehalte ($\text{g Cl}^-/\text{l}$) op de 50 monsterlokaties langs het Schelde-estuarium.



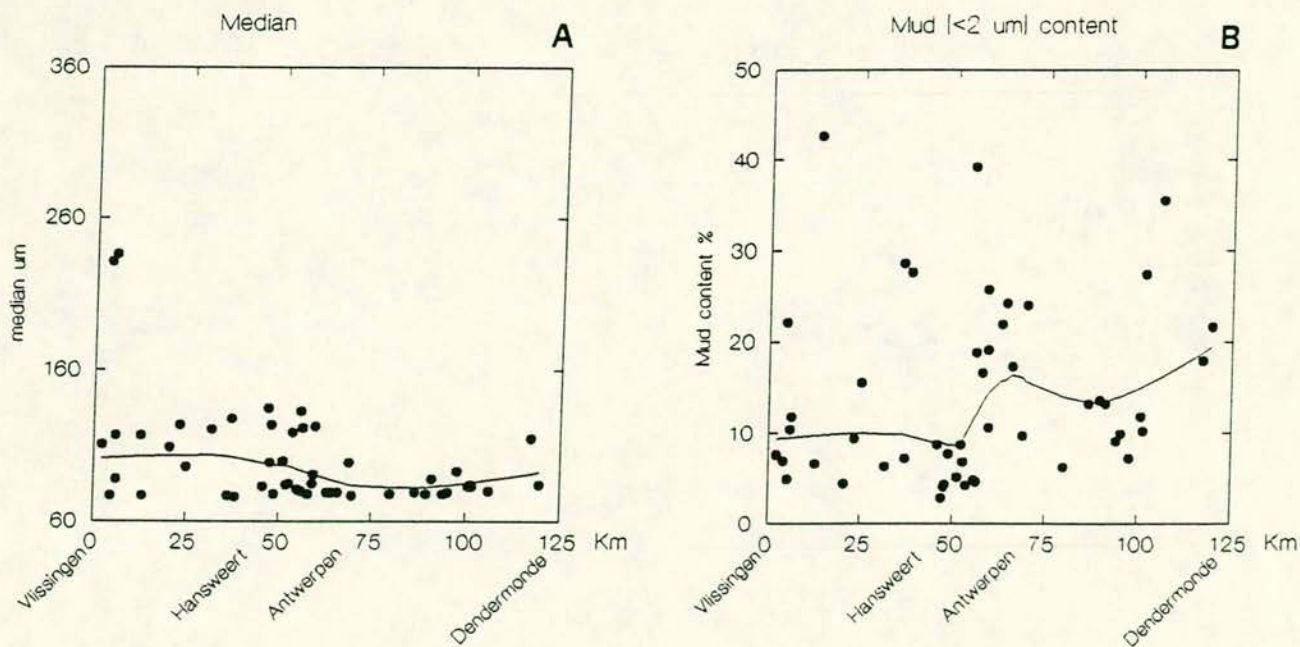
Figuur 8. Verloop van [a] het zuurstofgehalte (mg/l) en [b] de zuurstofverzadiging (%) op de 50 monsterlokaties langs het Schelde-estuarium.



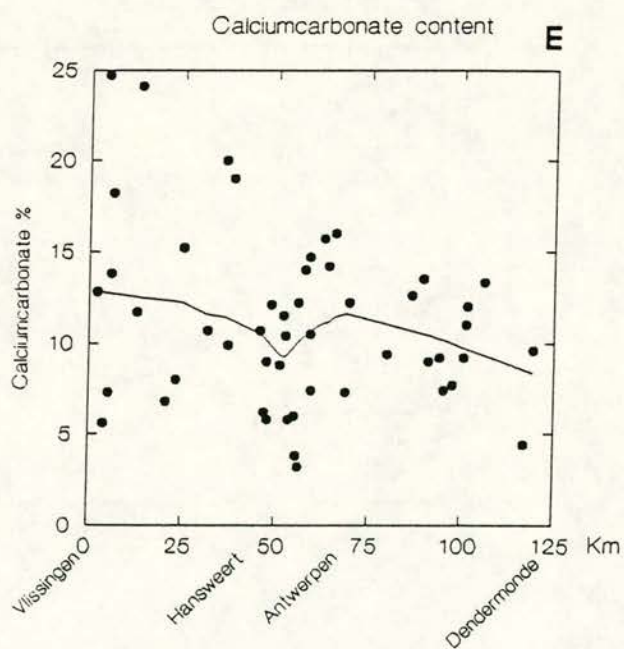
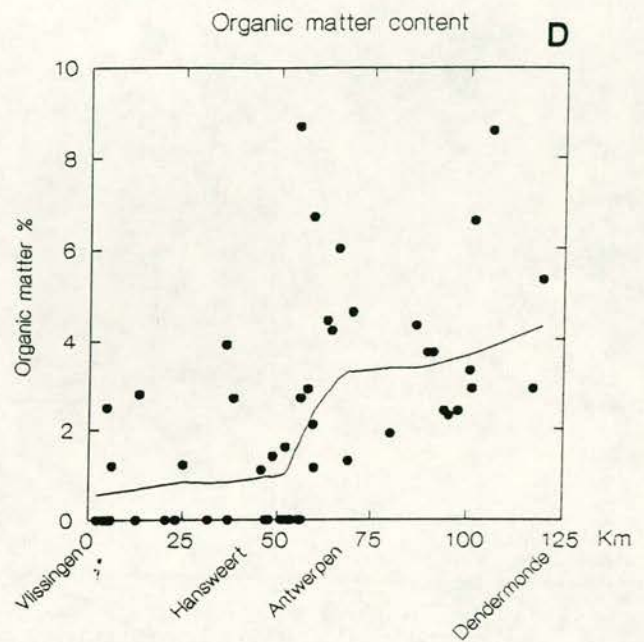
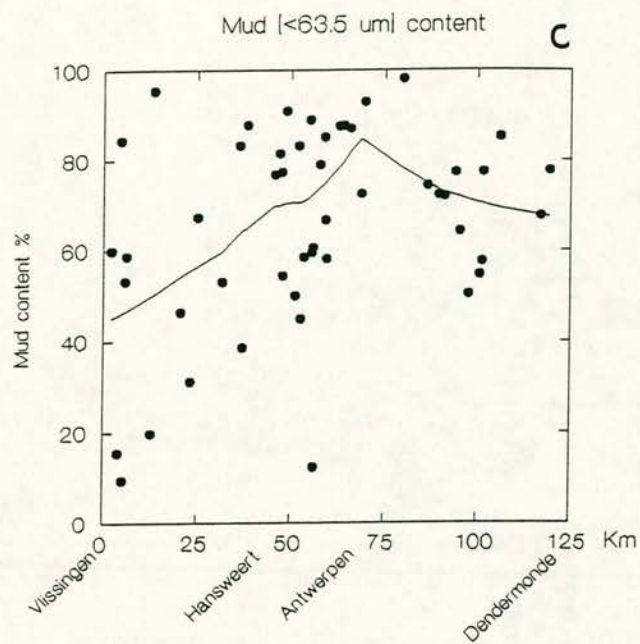
Figuur 9. Verloop van [a] het ammonium-gehalte (mg NH₄ N/l), [b] het nitraatgehalte (mg NO₃ N/l), [c] het nitrietgehalte (mg NO₂ N/l), en [d] het orthofosfaatgehalte (mg PO₄ P/l) op de 50 monsterlokaties langs het Schelde-estuarium.



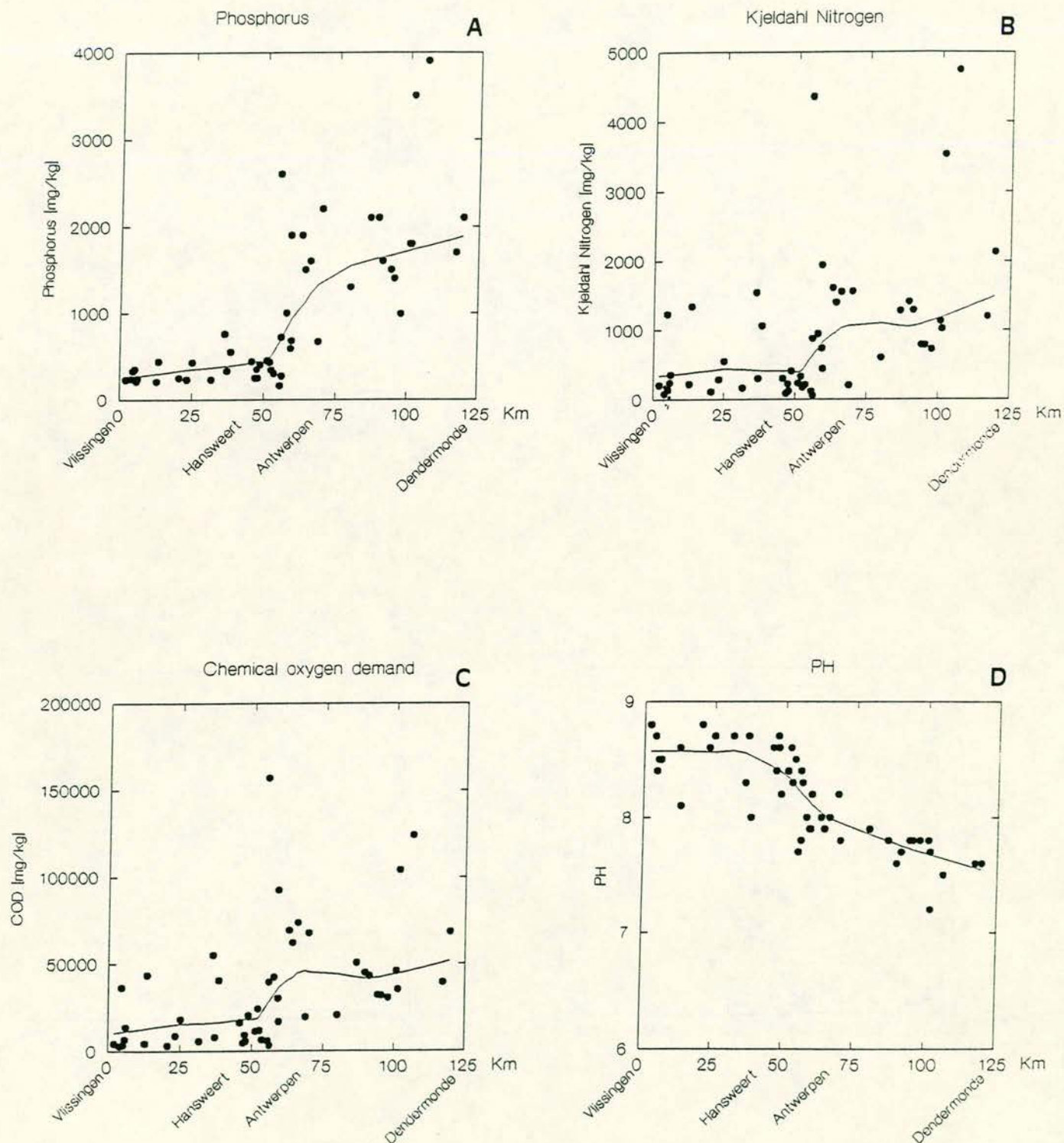
Figuur 10. Verloop van het BOD-gehalte (mg/l) op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.



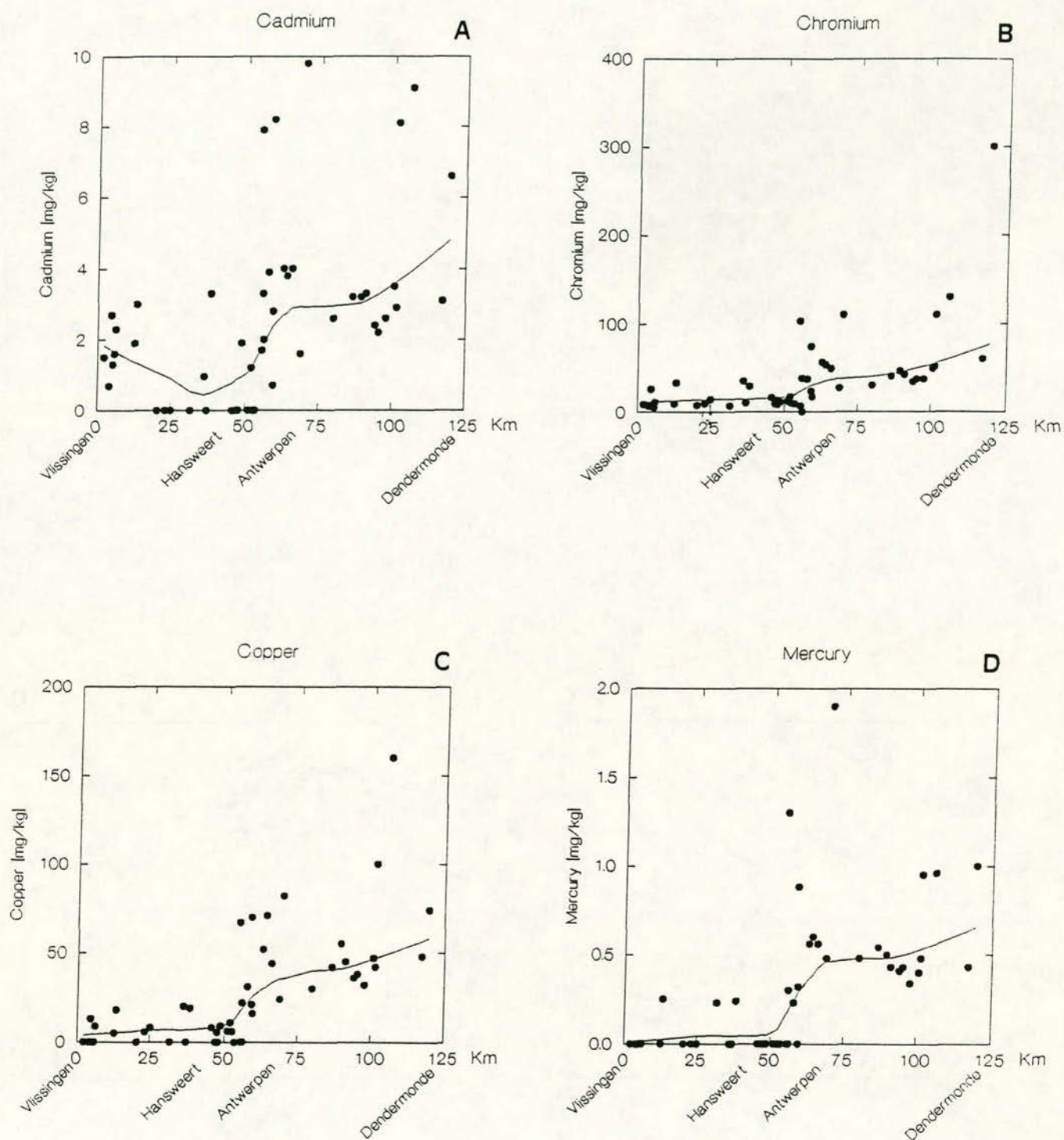
Figuur 11. Verloop van [a] de mediaan (μm), [b] het slibgehalte < 2 μm , [c] het slibgehalte < 63 μm , [d] het organisch stofgehalte (%), en [e] het calciatgehalte (%) in het sediment op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.



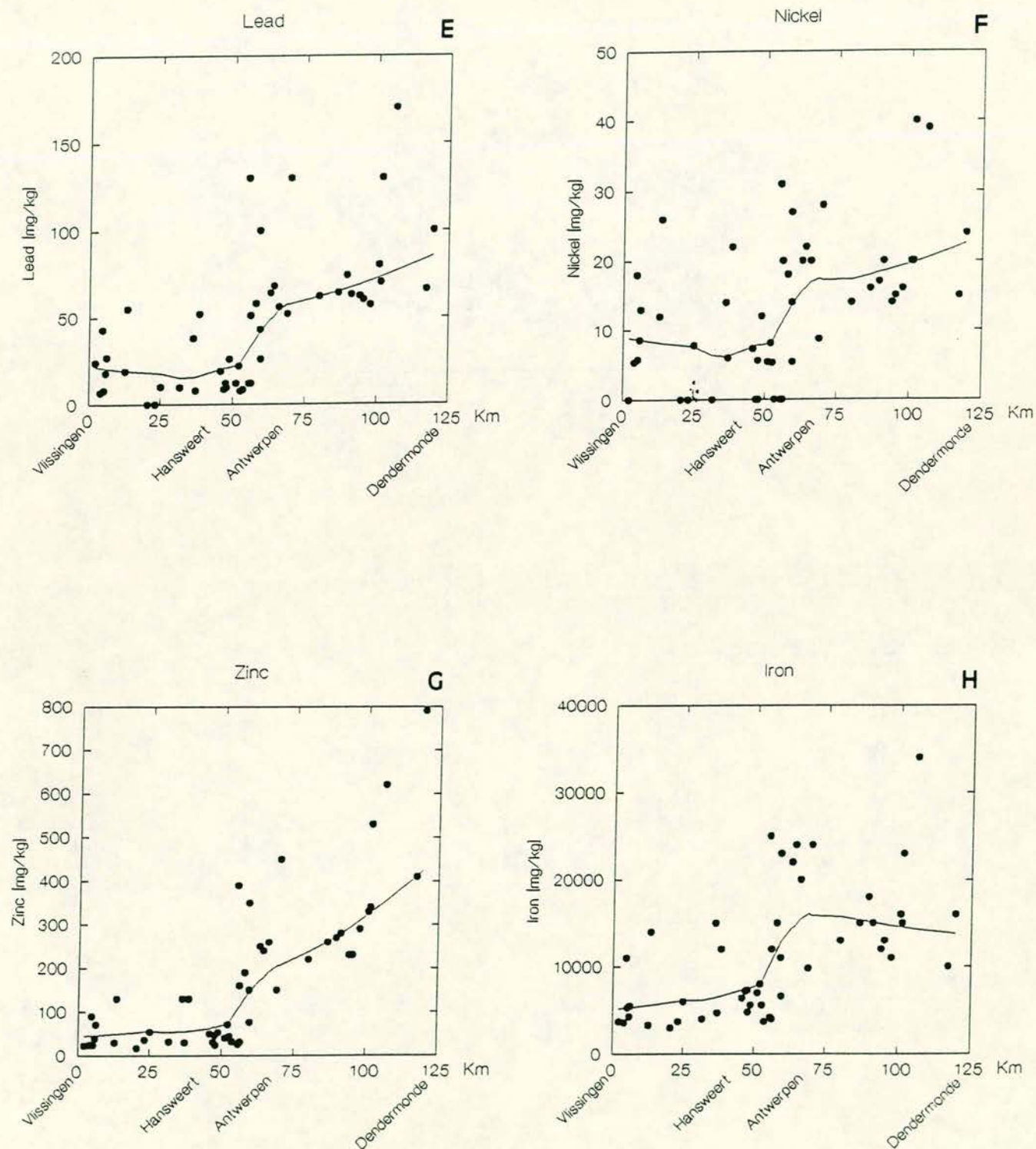
Figuur 11. Vervolg.



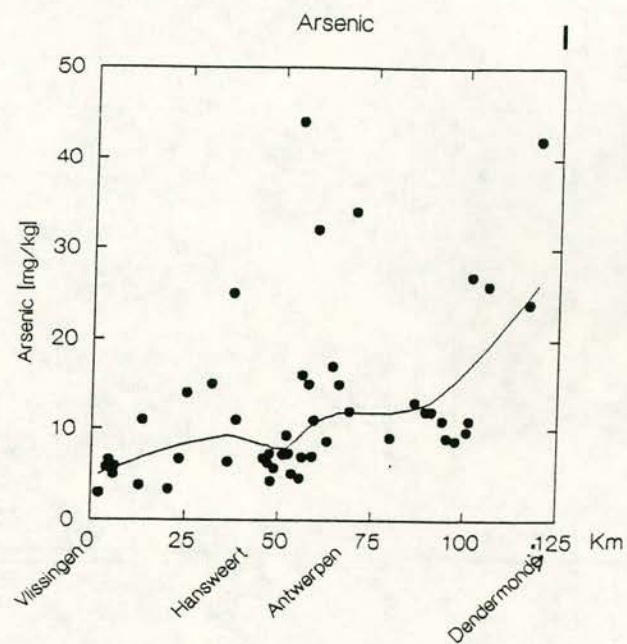
Figuur 12. Verloop van [a] het totale fosfaatgehalte (mg/kg), [b] het Kjeldahl stikstofgehalte (mg/kg), [c] het chemisch zuurstofverbruik (mg/kg), en [d] de pH in het sediment op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.



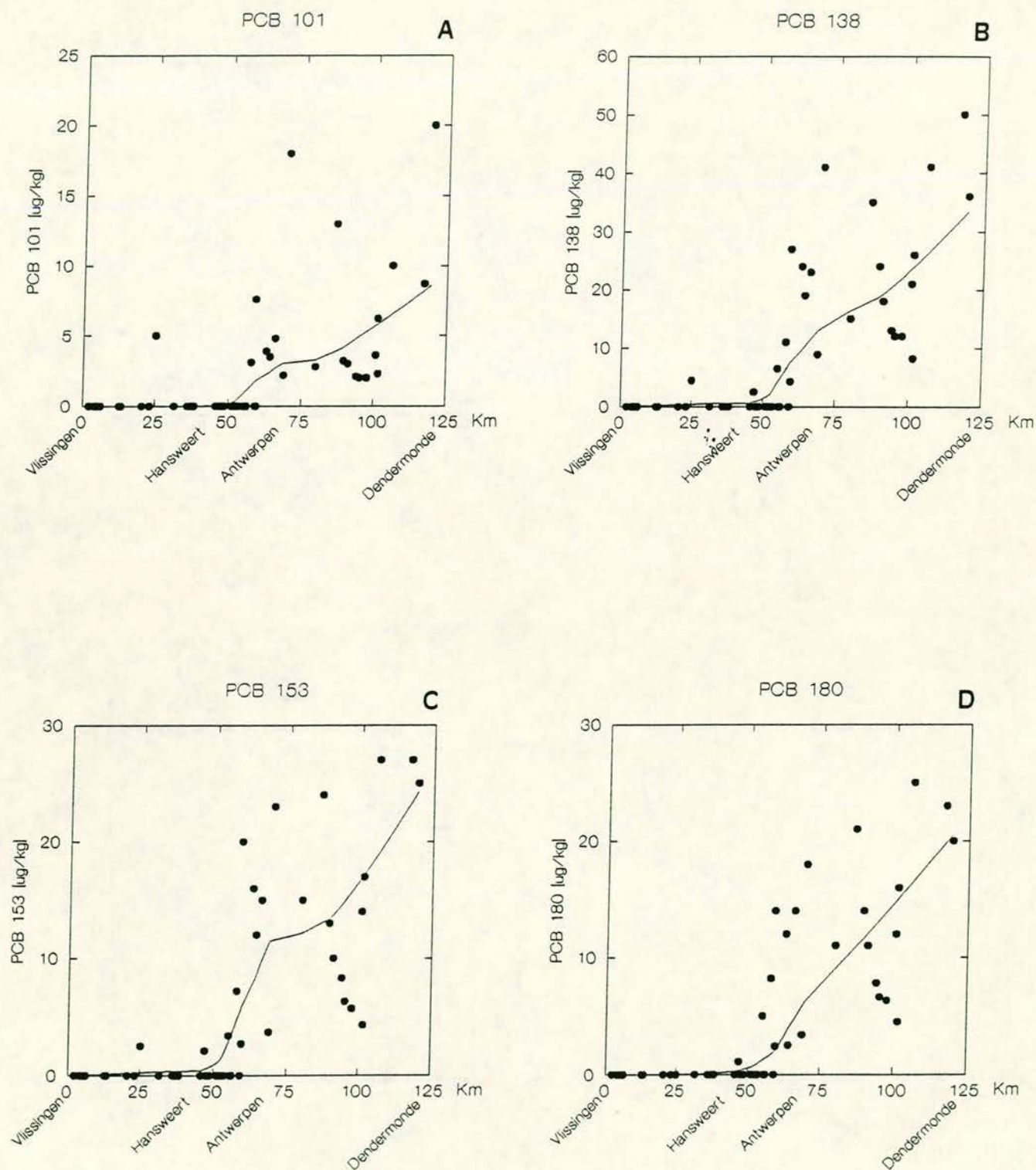
Figuur 13. Verloop van de concentraties aan [a] cadmium, [b] chroom, [c] koper, [d] kwik, [e] lood, [f] nikkel, [g] zink, [h] ijzer en [i] arseen in het sediment op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.



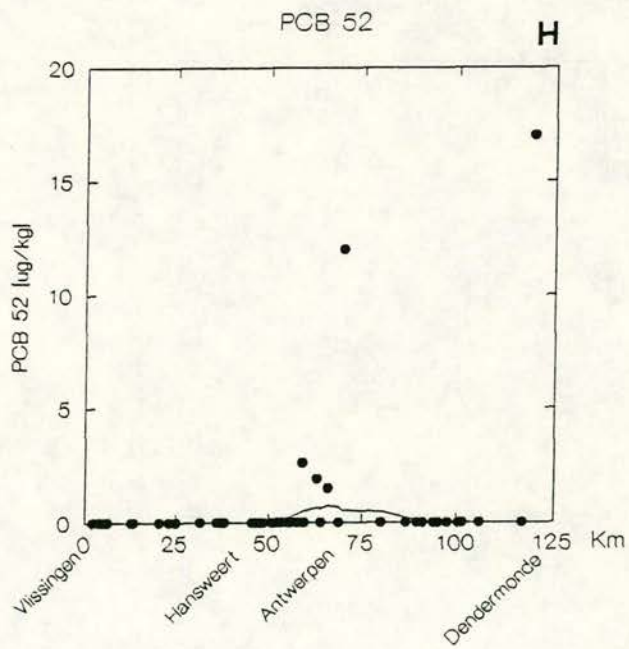
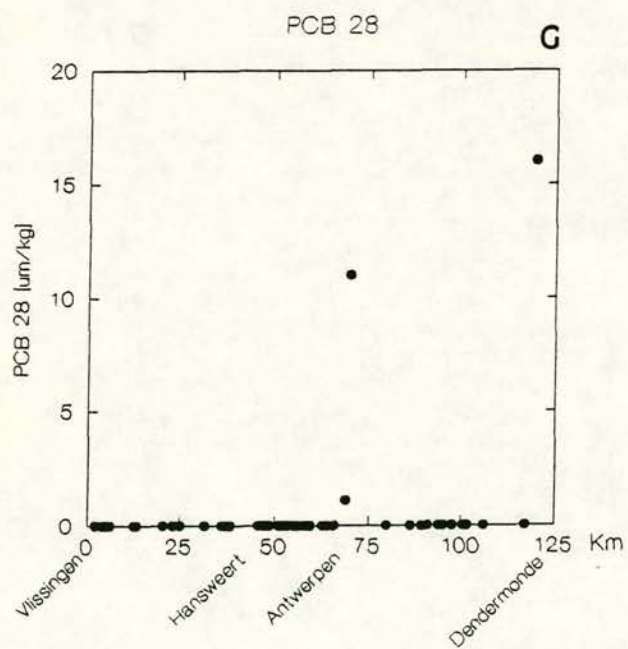
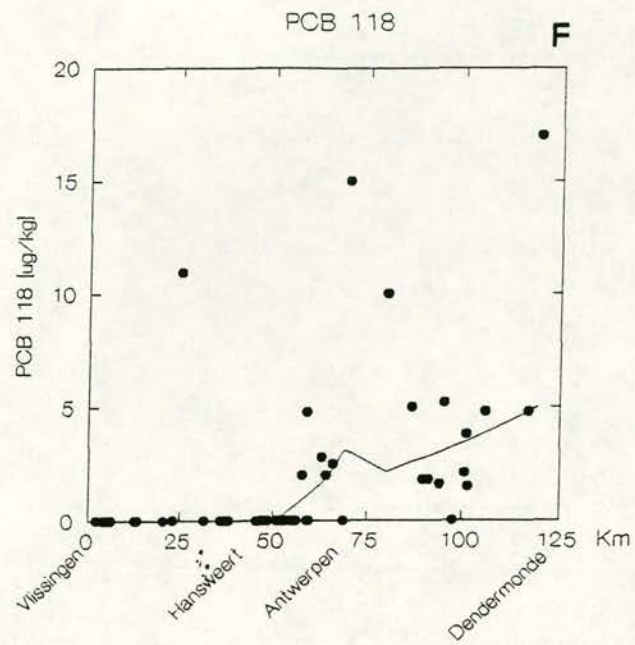
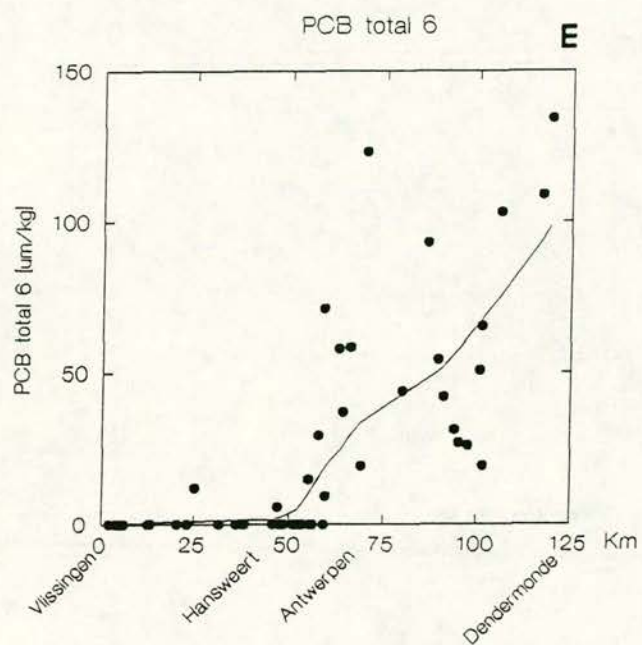
Figuur 13. Vervolg.



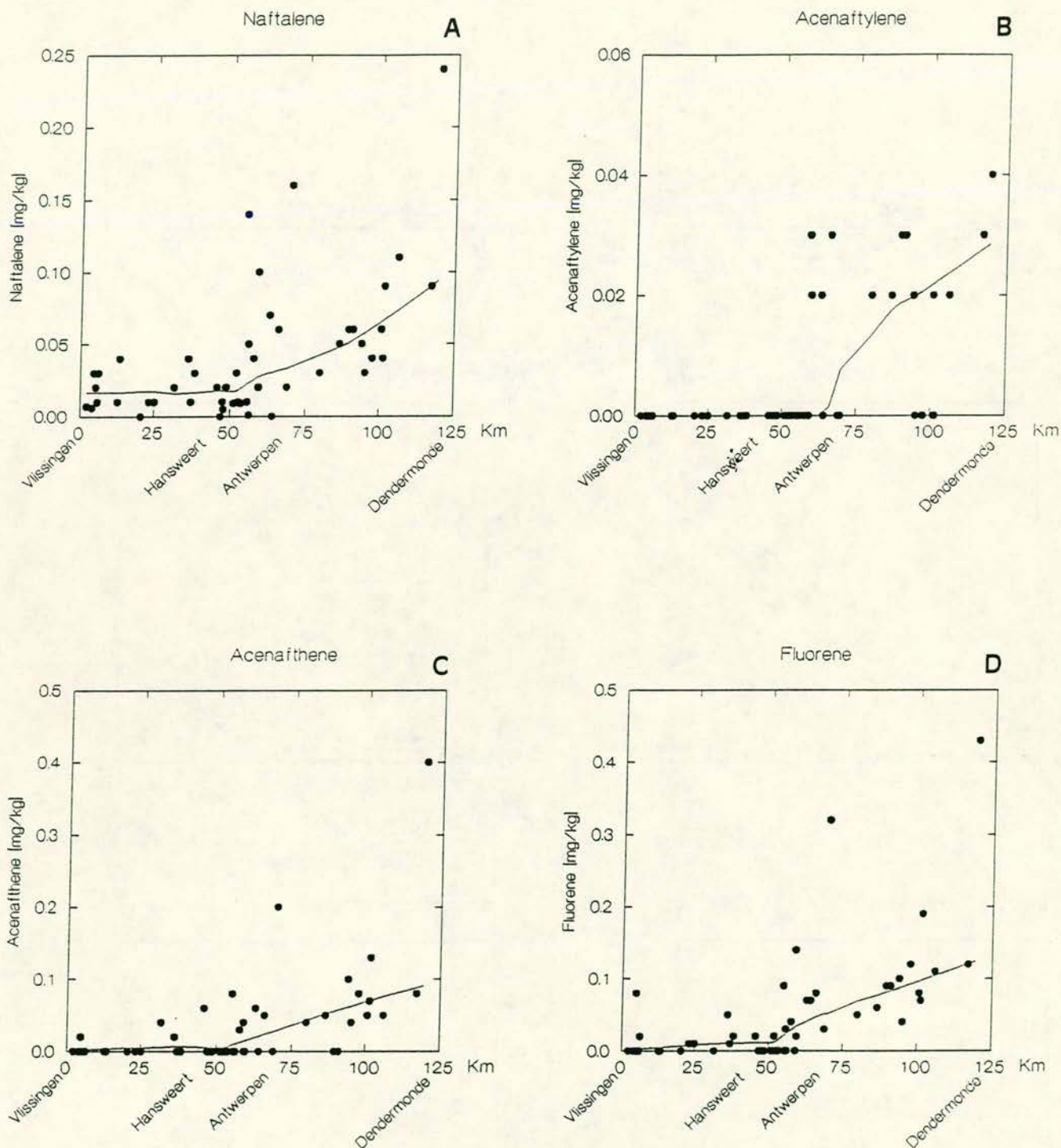
Figuur 13. Vervolg.



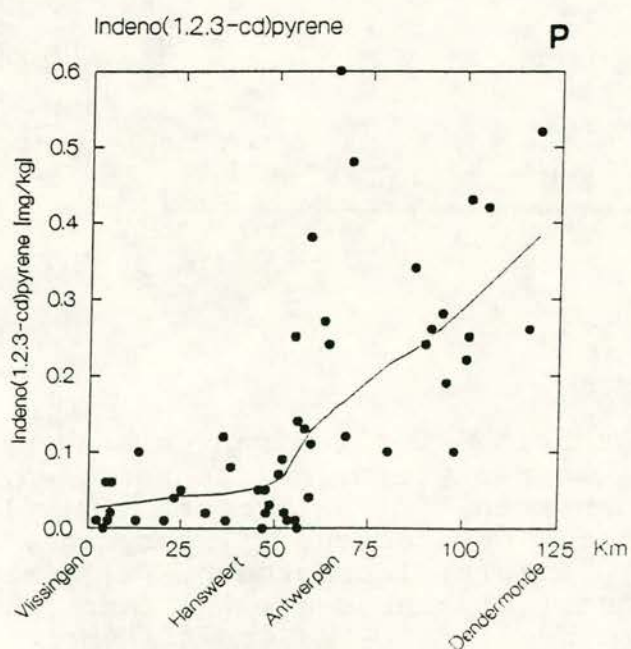
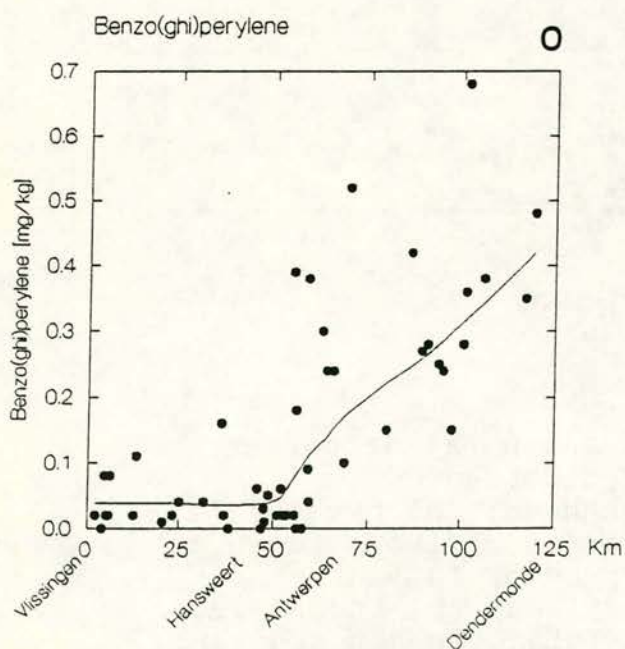
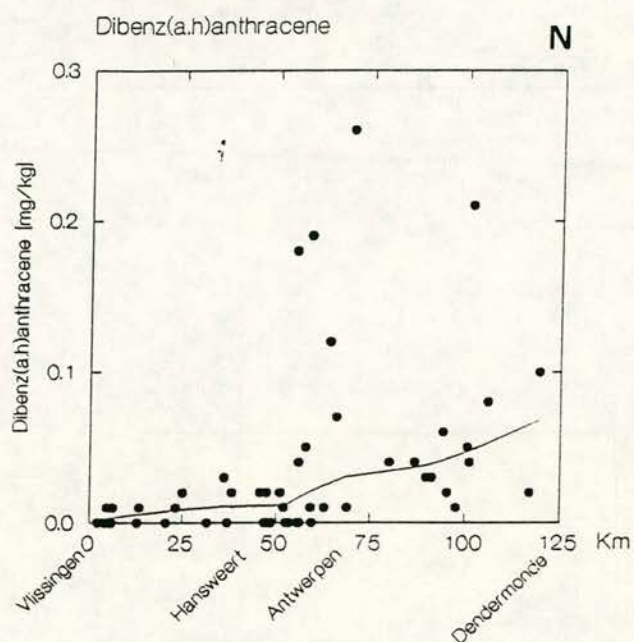
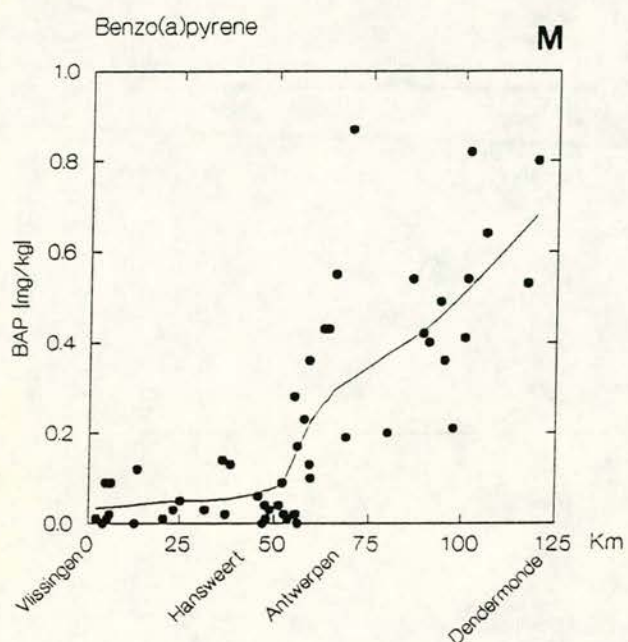
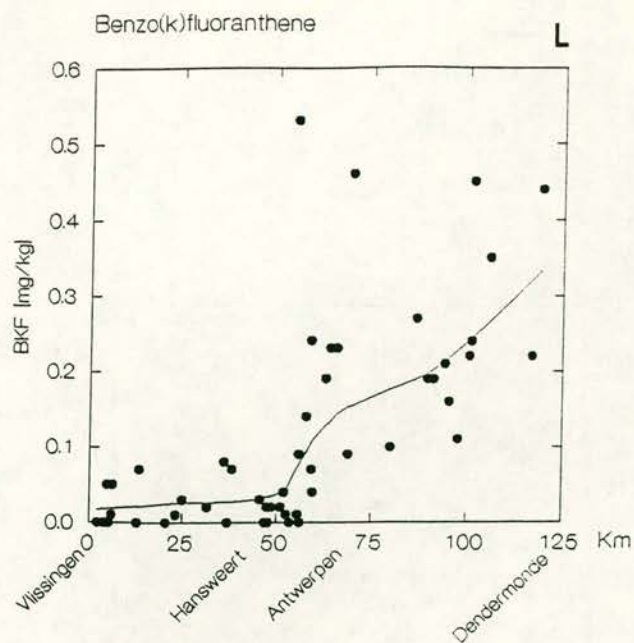
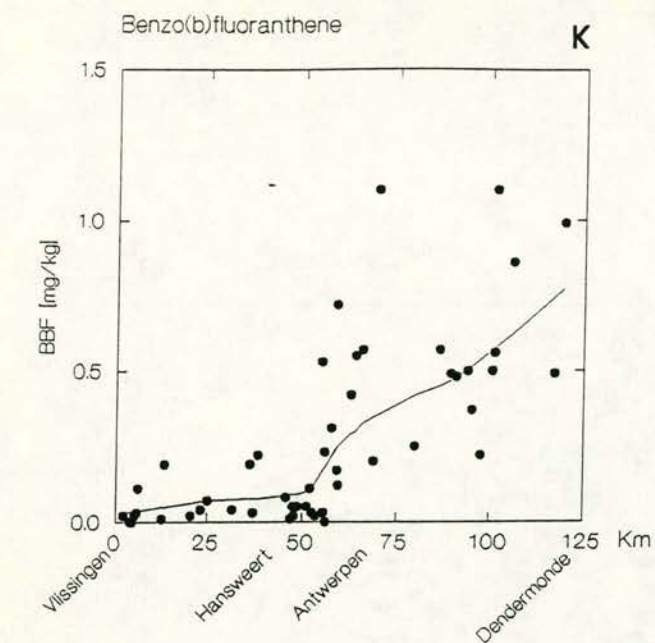
Figuur 14. Verloop van de concentraties aan [a] PCB 101, [b] PCB 138, [c] PCB 153, [d] PCB 180, [e] PCB som 6, [f] PCB 118, [g] PCB 28 en [h] PCB 52 in het sediment op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.



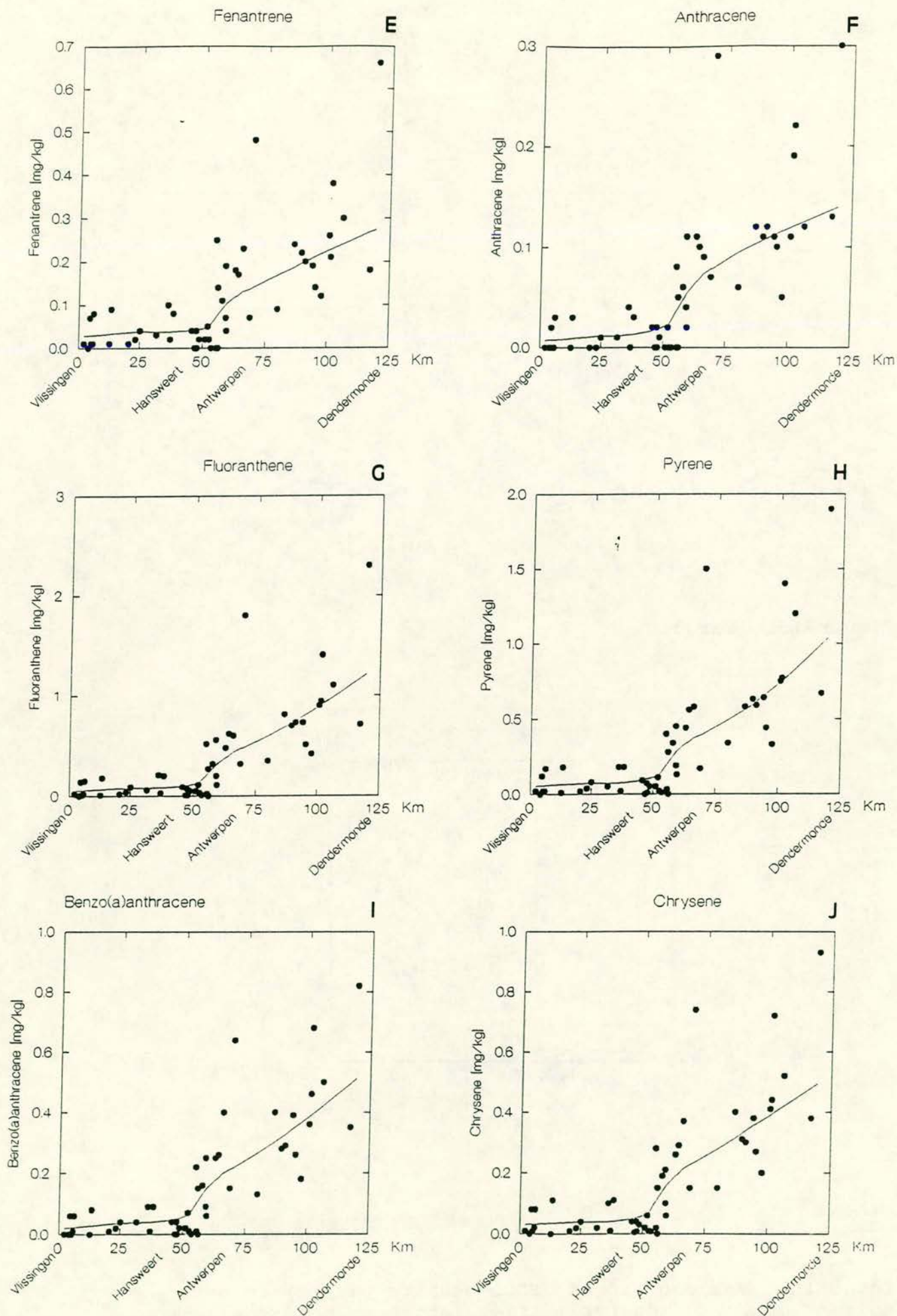
Figuur 14. Vervolg.



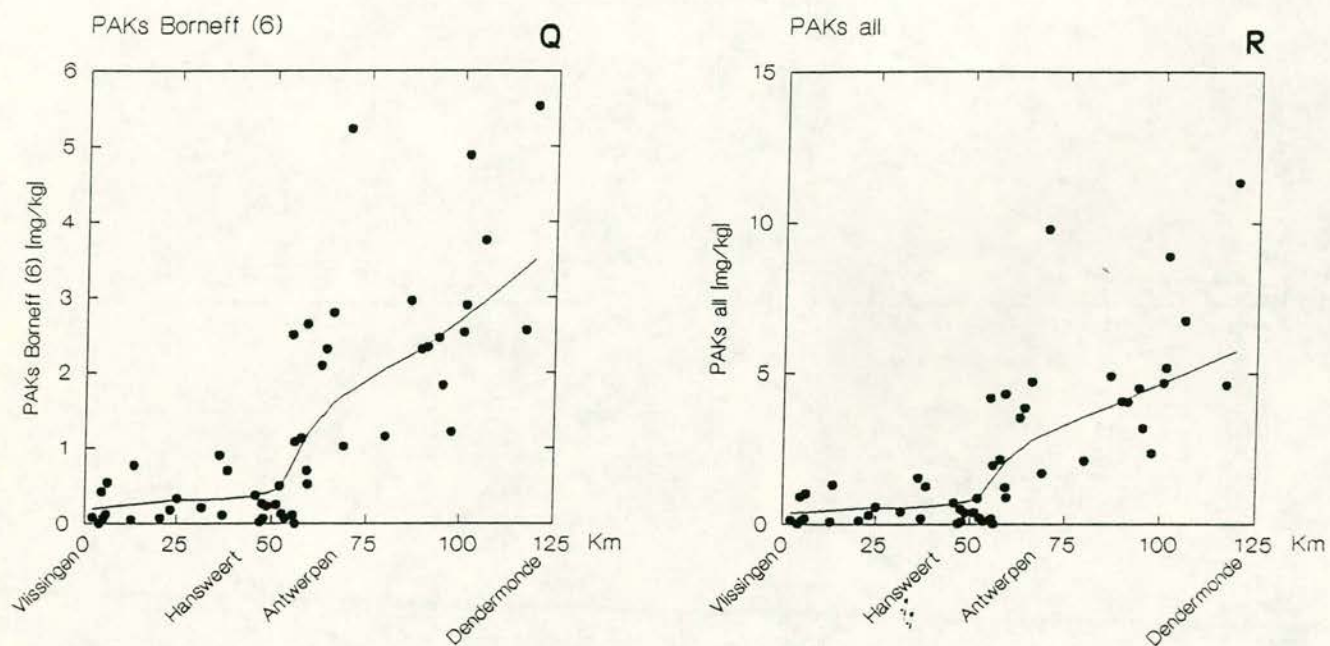
Figuur 15. Verloop van de concentraties aan [a] naftaleen, [b] acenaftyleen, [c] acenaftheen, [d] fluoreen, [e] fenantreen, [f] anthraceen, [g] fluorantheen, [h] pyreen, [i] benzo(a)anthraceen, [j] chryseen, [k] benzo(b)fluorantheen, [l] benzo(k)fluorantheen, [m] benzo(a)pyreen, [n] dibenz(ah)anthraceen, [o] benzo(ghi)peryleen, [p] indeno(123-cd)pyreen, [q] PAK Borneff, en [r] PAK Totaal in het sediment op de 50 monsterlokaties langs het Schelde-estuarium.



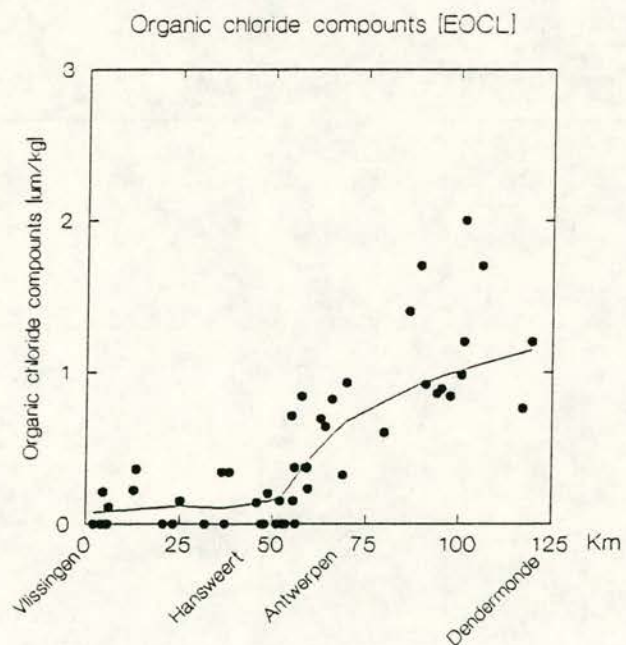
Figuur 15. Vervolg.



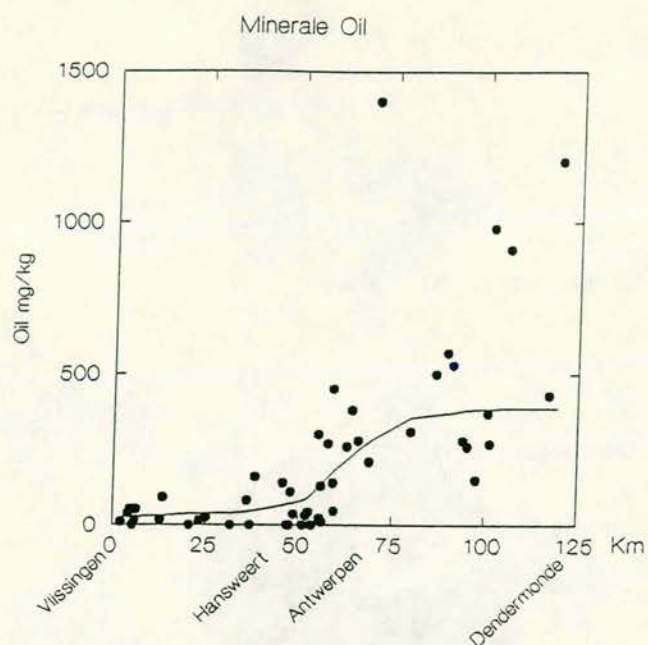
Figuur 15. Vervolg.



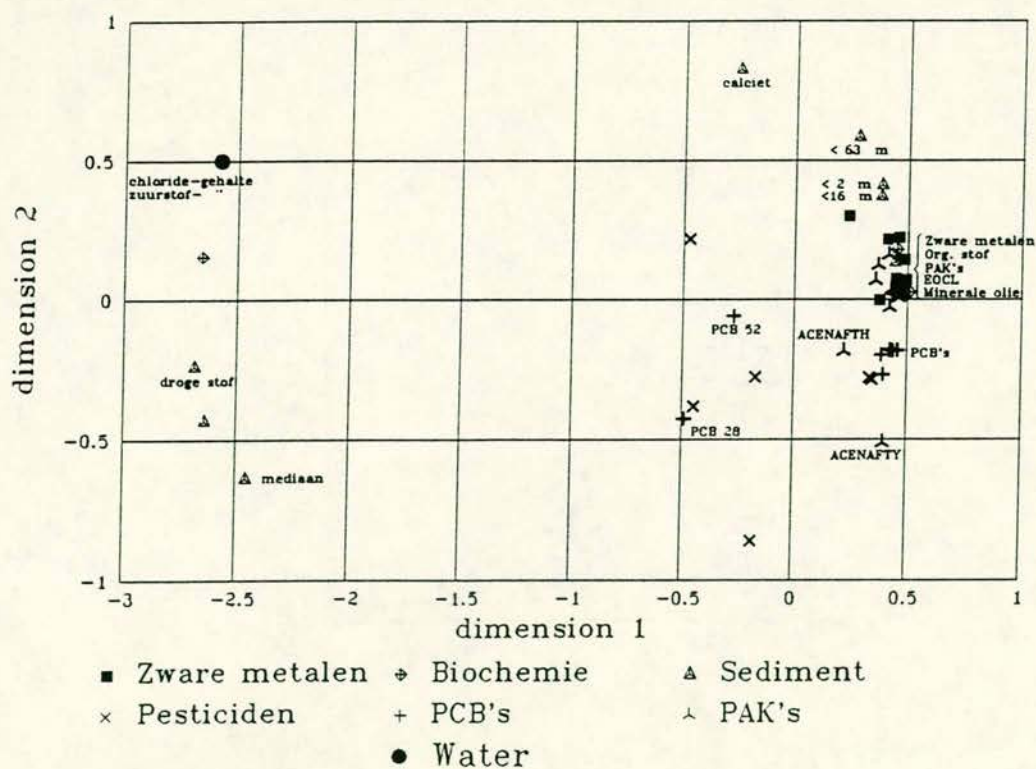
Figuur 15. Vervolg.



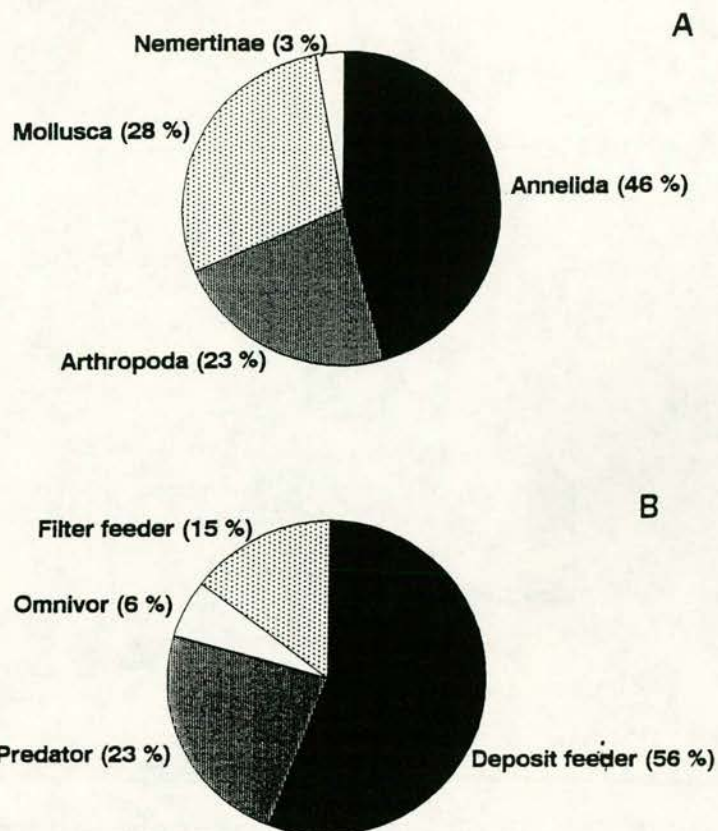
Figuur 16. Verloop van het EOCL-gehalte ($\mu\text{m/kg}$) in het sediment op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.



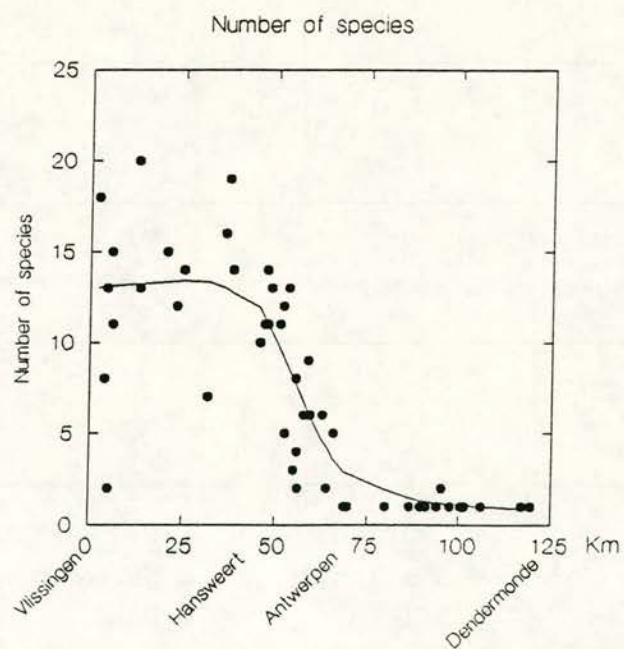
Figuur 17. Verloop van het minerale olie-gehalte (mg/kg) in het sediment op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.



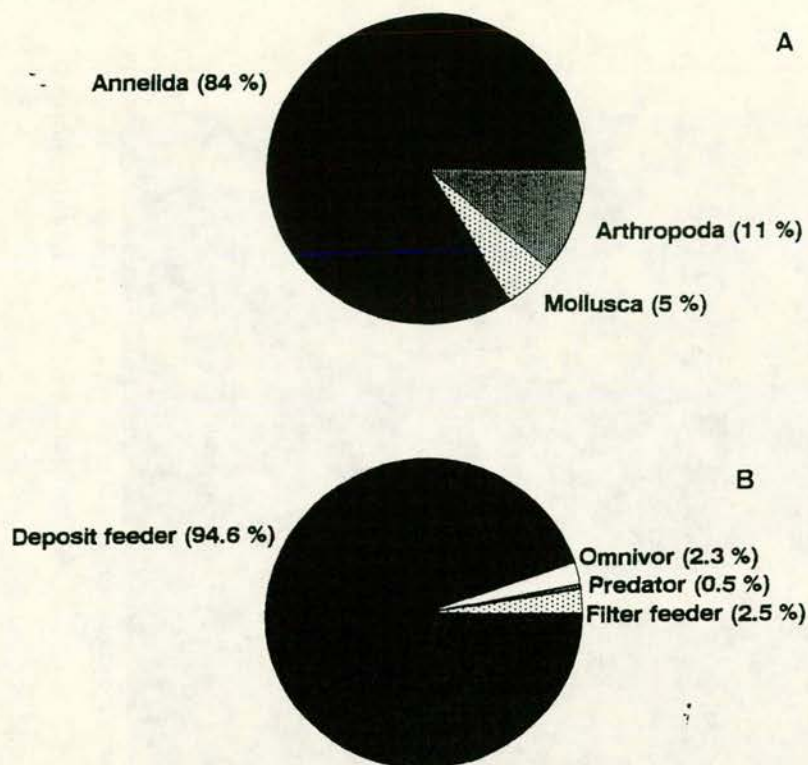
Figuur 18. MDS-ordinatie op basis van alle abiotische omgevingsvariabelen.



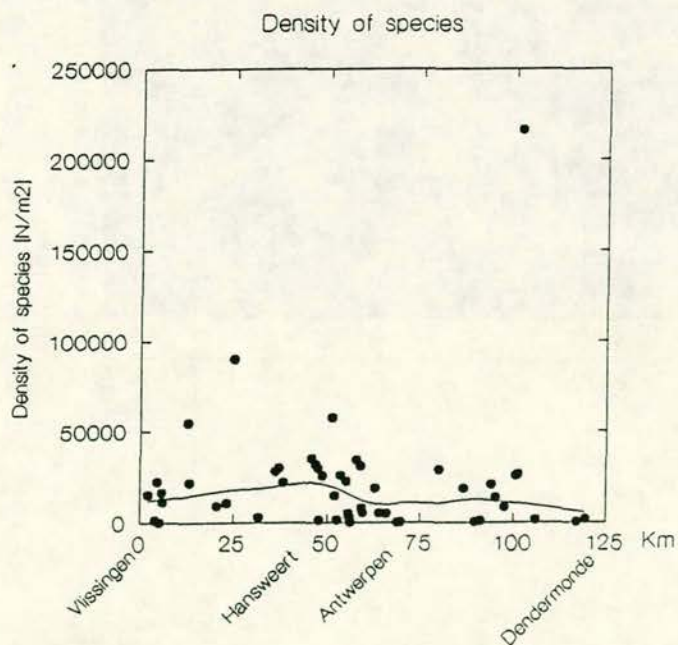
Figuur 19. Aandeel van [a] de verschillende phyla en [b] de verschillende voedingstypes in het voorkomen van het macrozoöbenthos in het Schelde-estuarium.



Figuur 20. Verloop van het aantal soorten op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

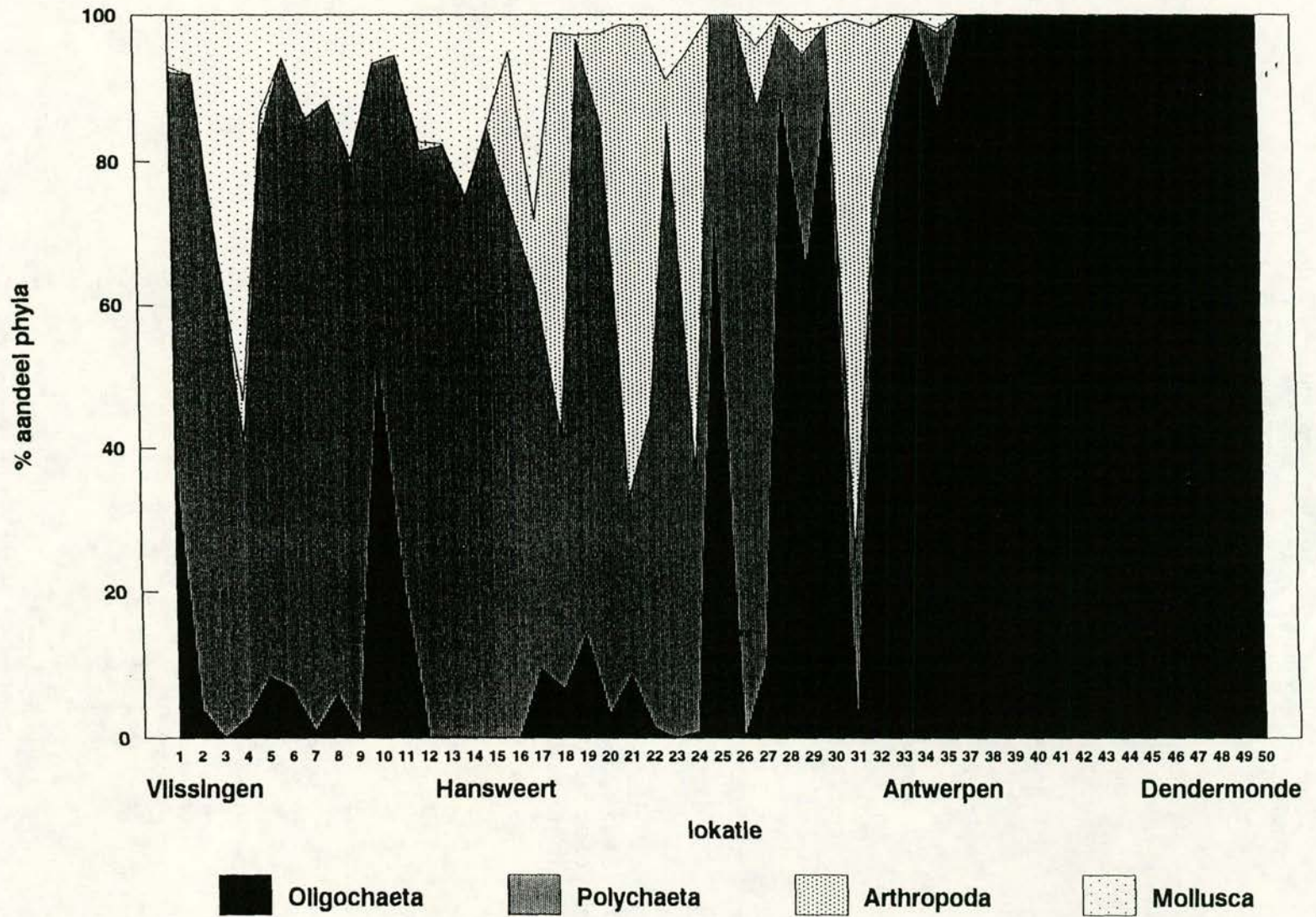


Figuur 21. Aandeel van [a] de verschillende phyla en [b] de verschillende voedingstypes tot de densiteit van het macrozoöbenthos in het Schelde-estuarium.



Figuur 22. Verloop van de totale densiteit op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

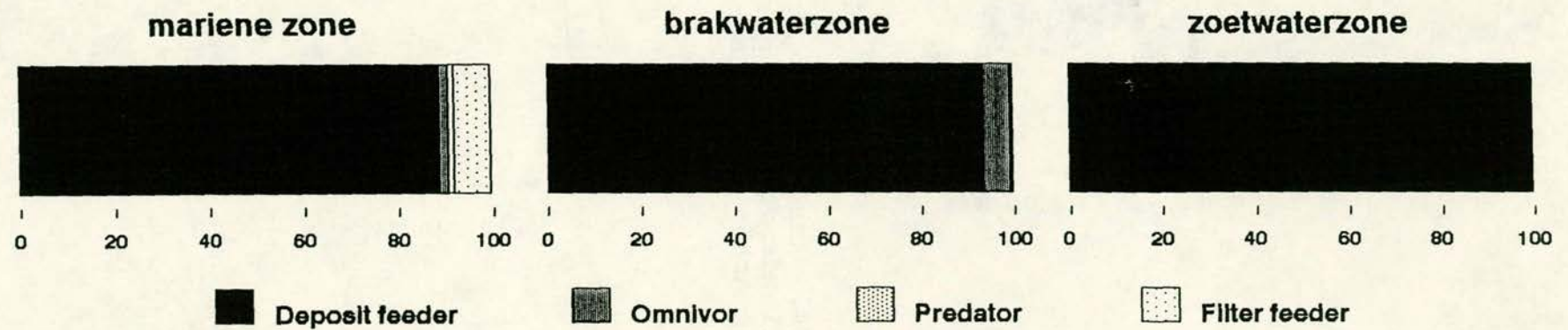
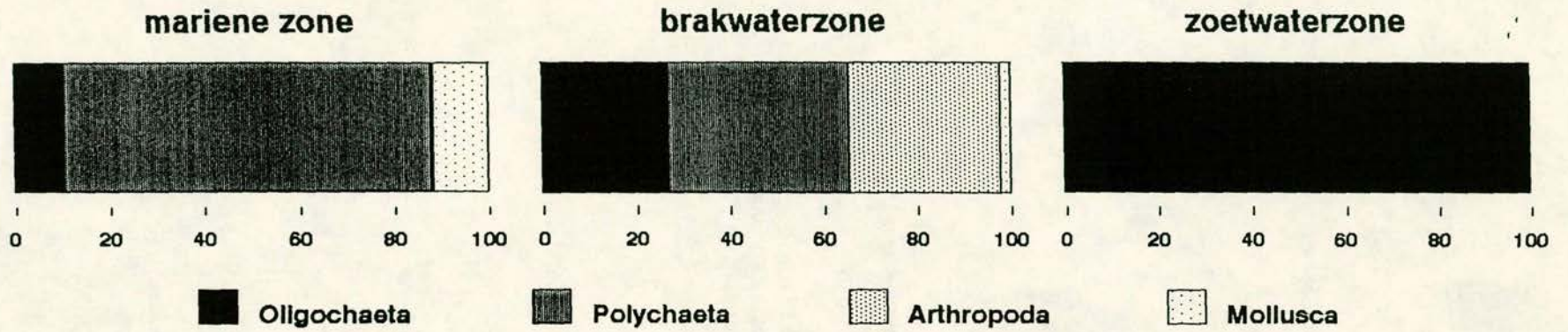
LONGITUDINAAL VERLOOP DENSITEIT

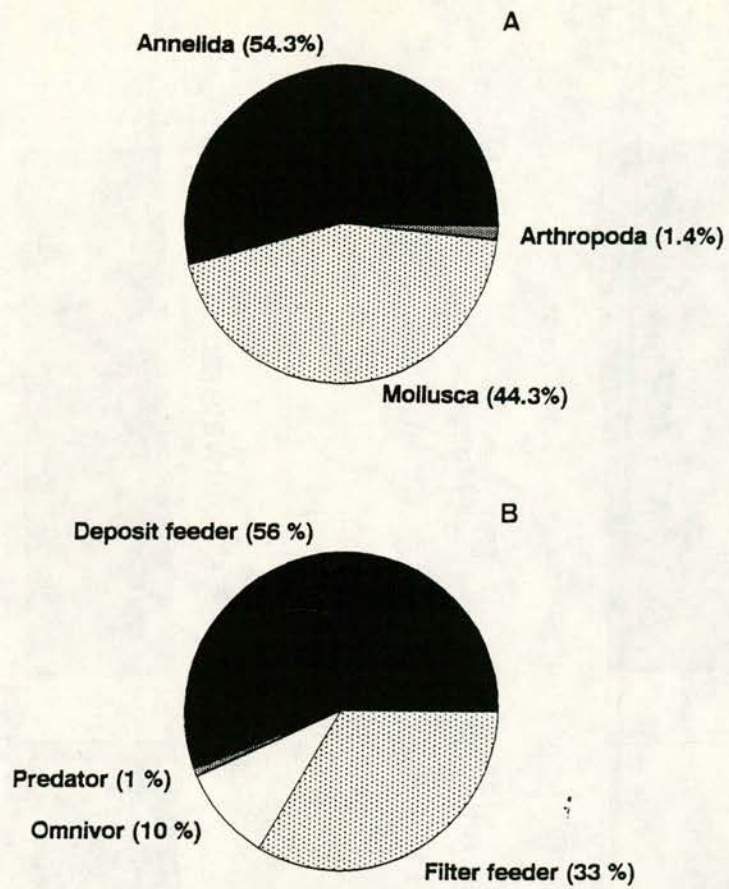


Figuur 23. [a] Aandeel van de verschillende phyla tot de densiteit op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium. [b] Aandeel van de verschillende phyla en de verschillende voedingstypes in de mariene zone, de brakwaterzone en de zoetwaterzone.

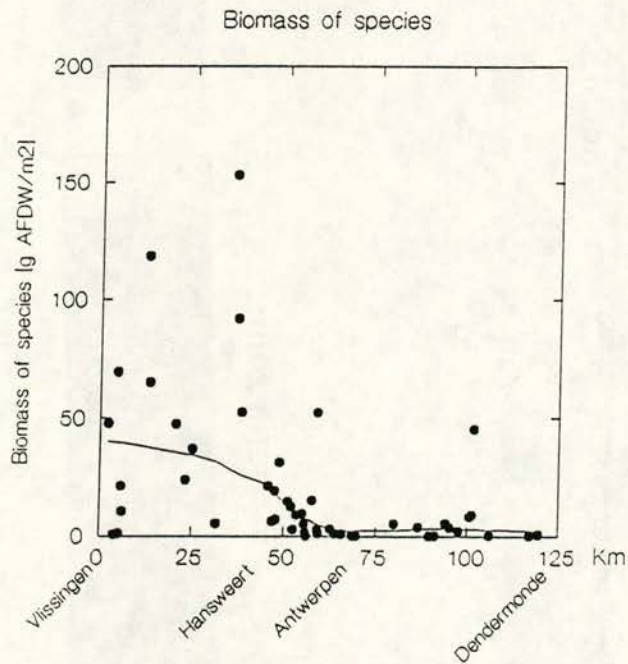
Figuur 23. Vervolg.

Densiteit



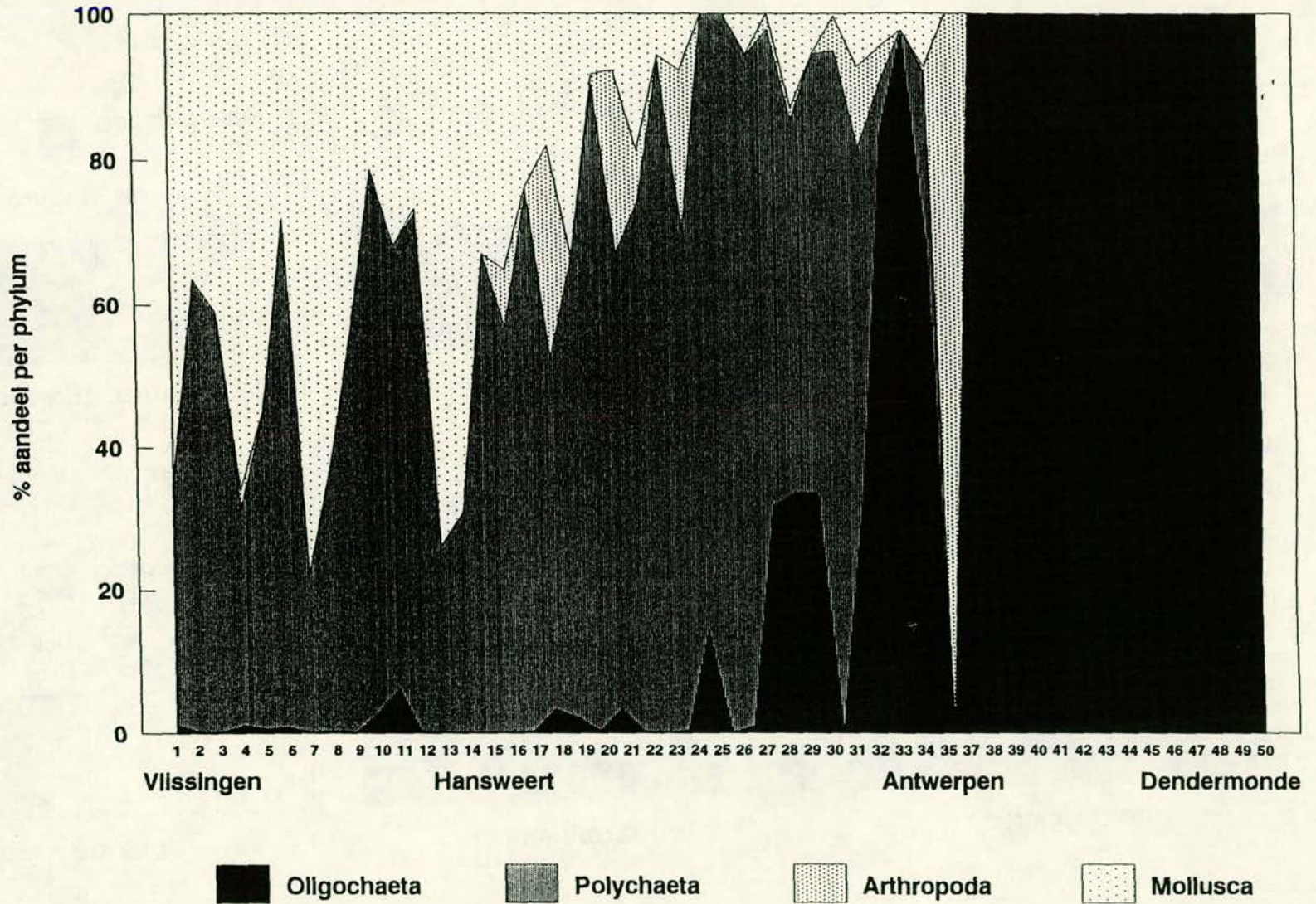


Figuur 24. Aandeel van [a] de verschillende phyla en [b] de verschillende voedingstypes tot de biomassa van het macrozoöbenthos in het Schelde-estuarium.



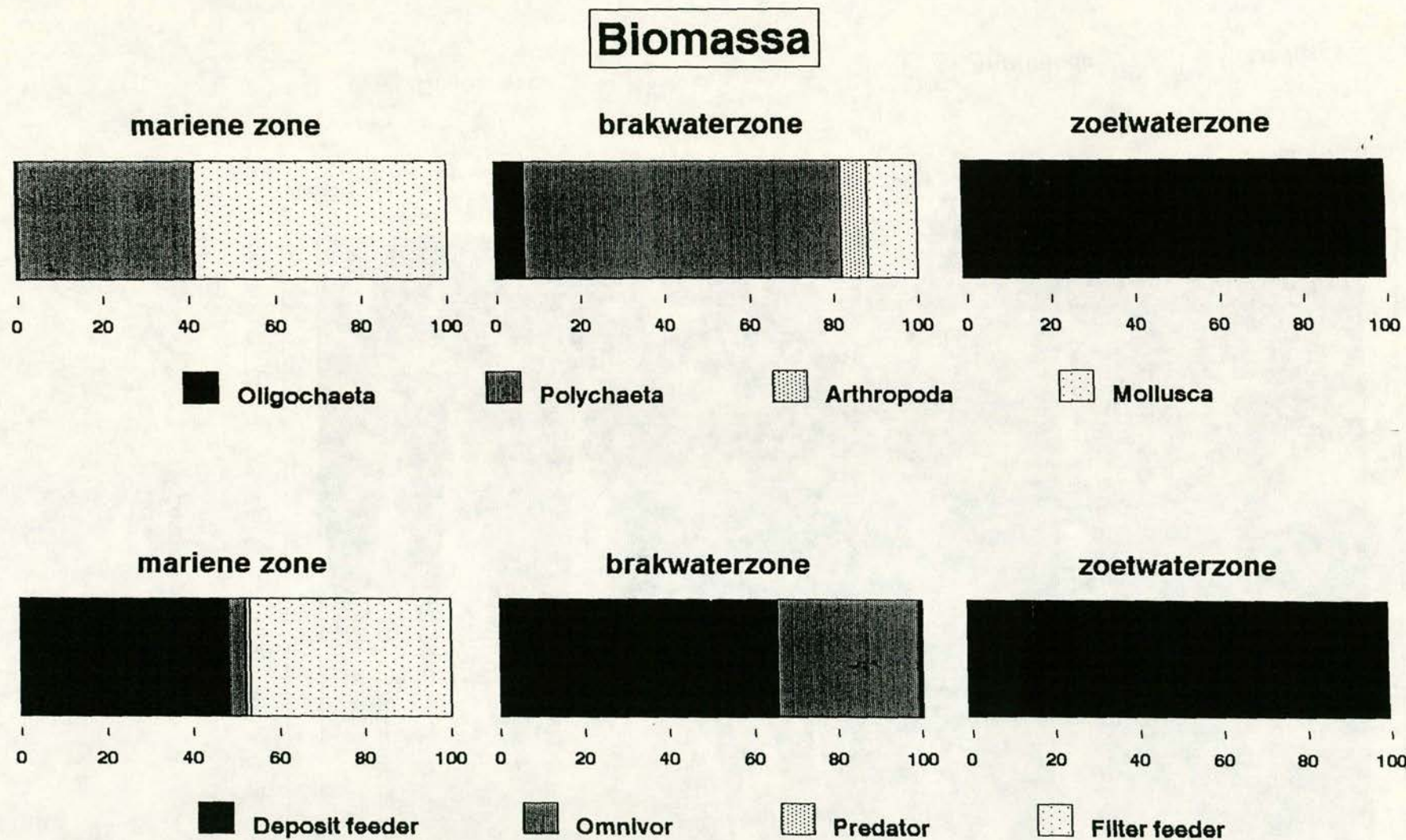
Figuur 25. Verloop van de totale biomassa op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium.

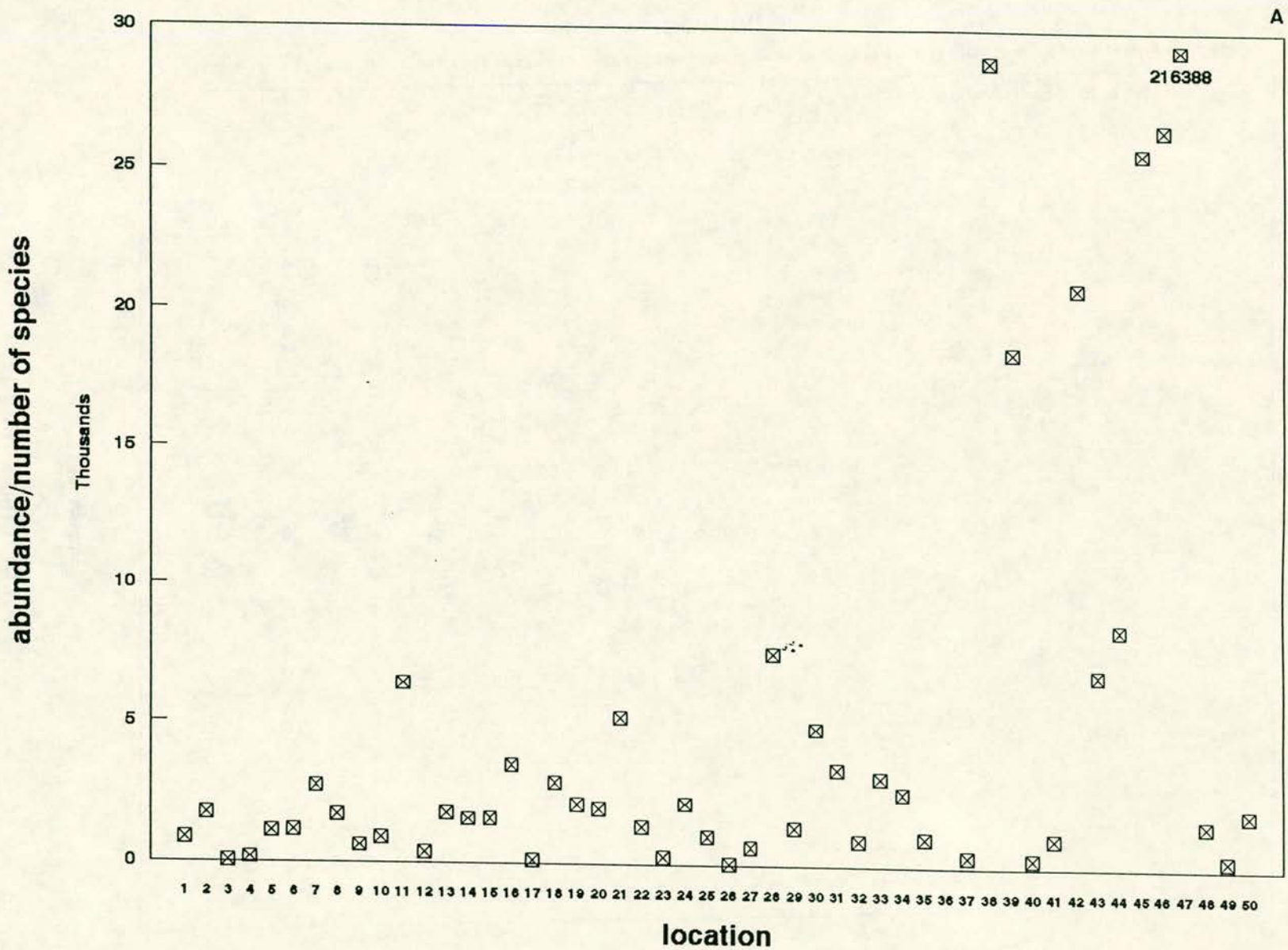
LONGITUDINAAL VERLOOP BIOMASSA



Figuur 26. [a] Aandeel van de verschillende phyla tot de biomassa op de 50 monsterlokaties langsheen het Schelde-estuarium. [b] Aandeel van de verschillende phyla en de verschillende voedingstypes in de mariene zone, de brakwaterzone en de zoetwaterzone.

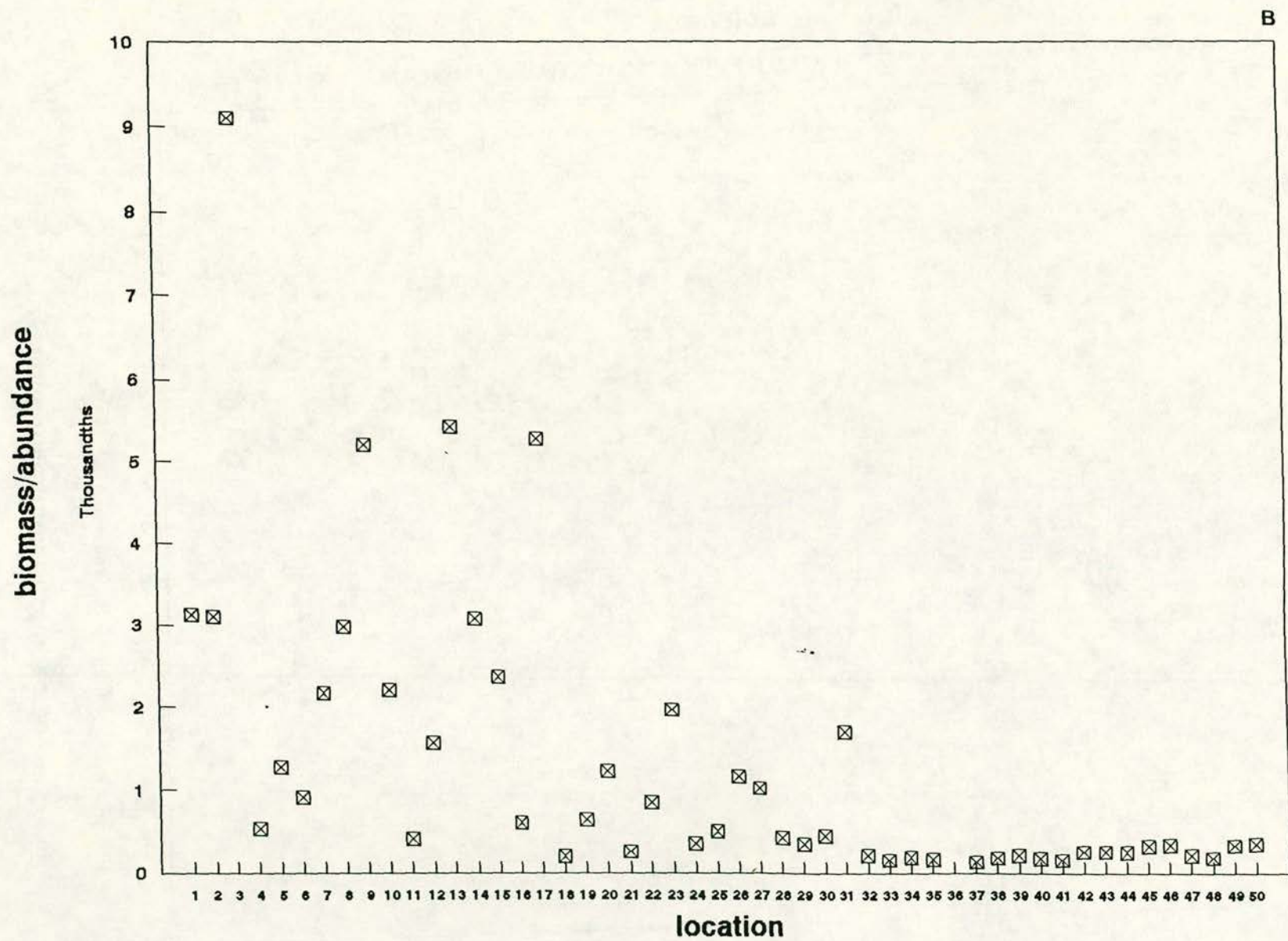
Figuur 26. Vervolg.

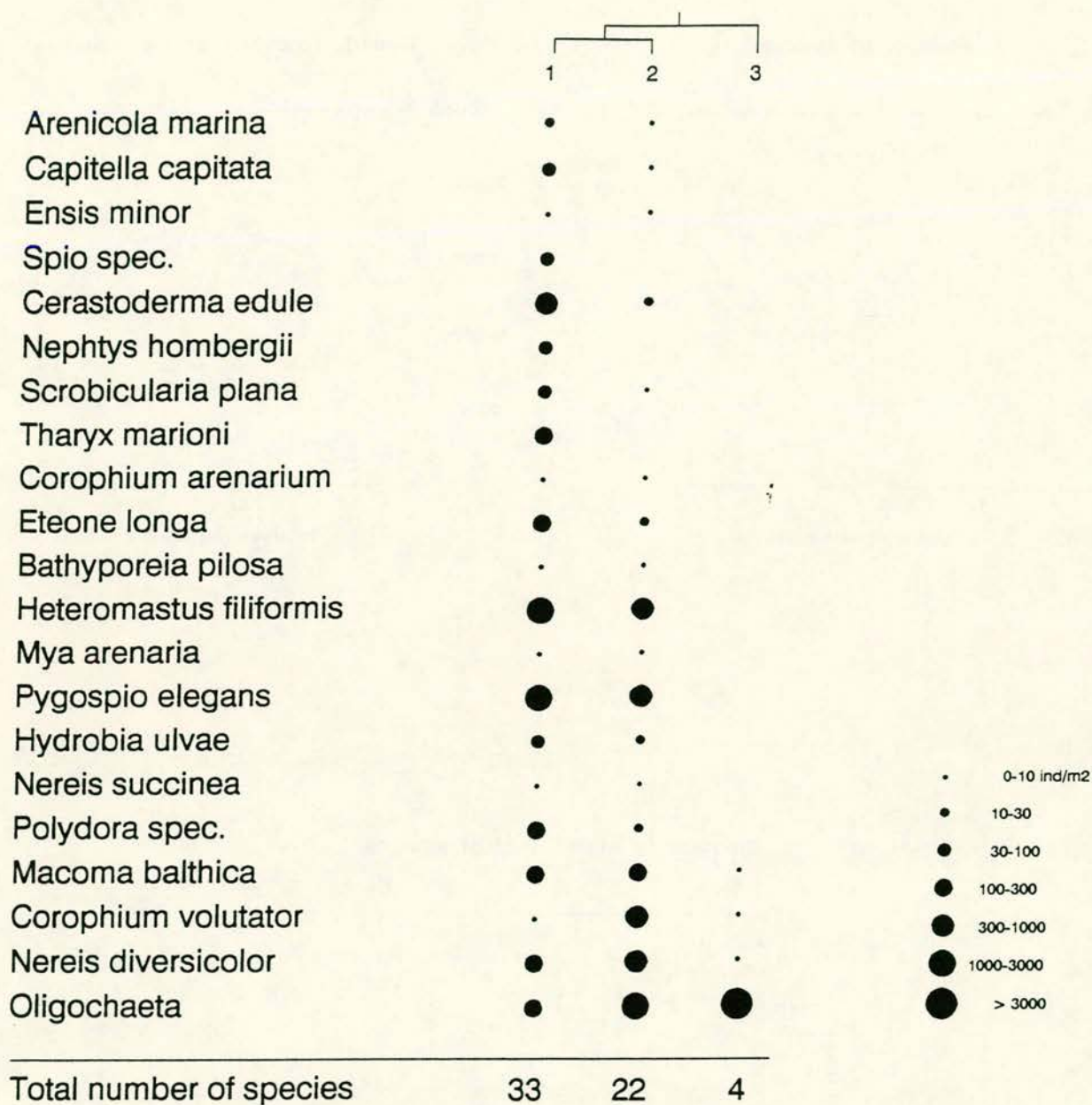




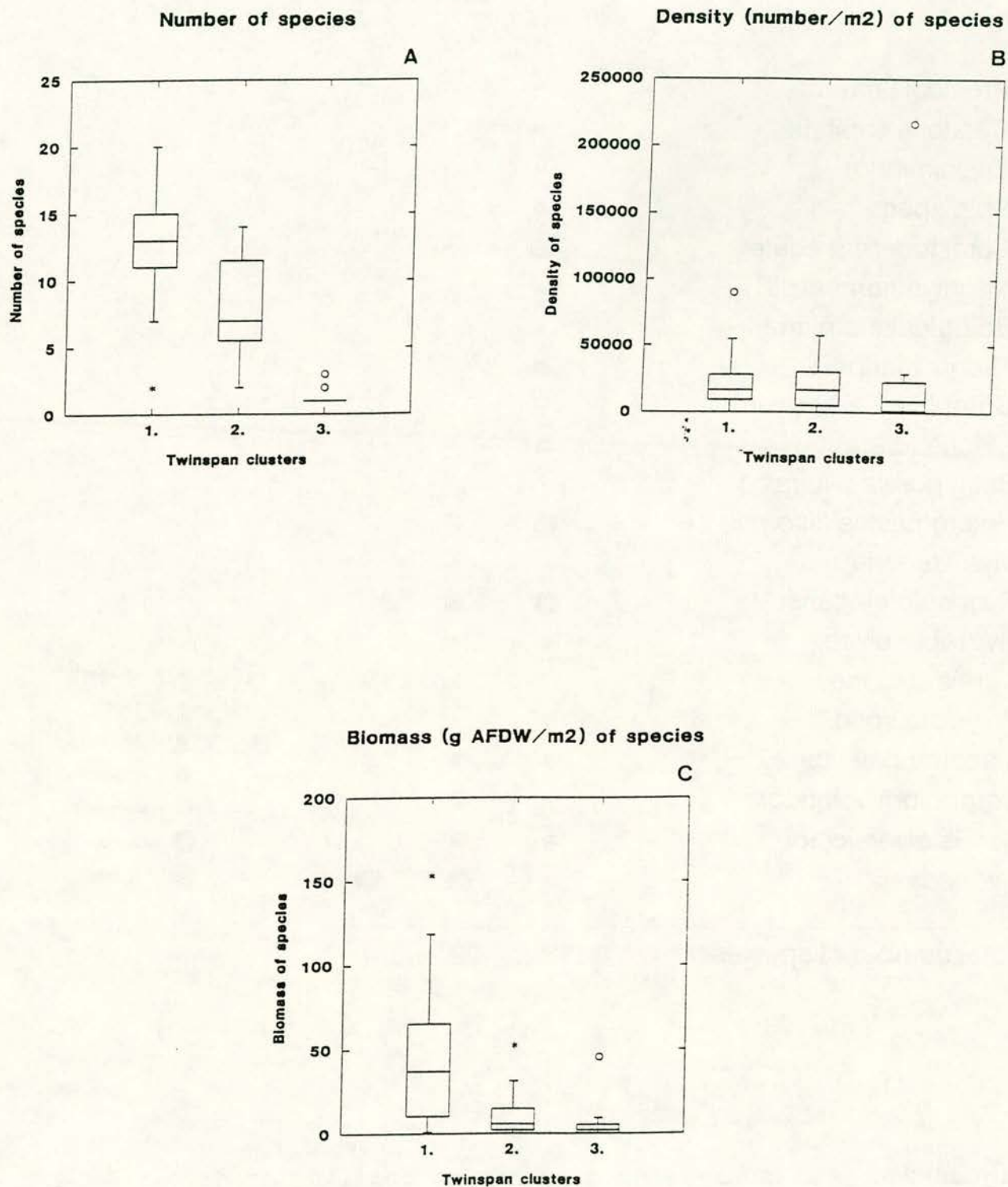
Figuur 27. Waarde van twee indices ([a] dichtheid/aantal soorten) en [b] biomassa/dichtheid) voor de verschillende monsterlokaties.

Figuur 27. Vervolg.

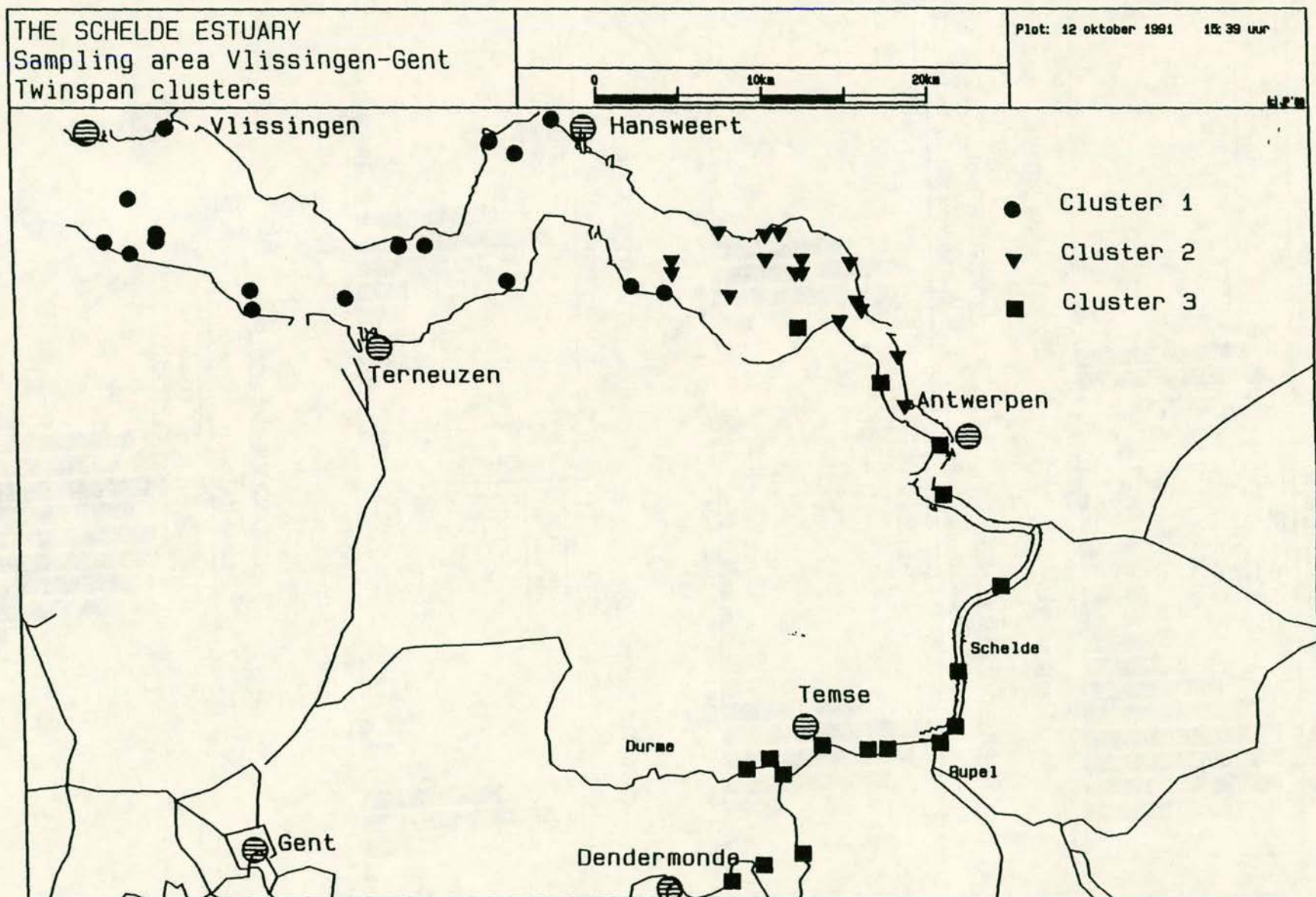




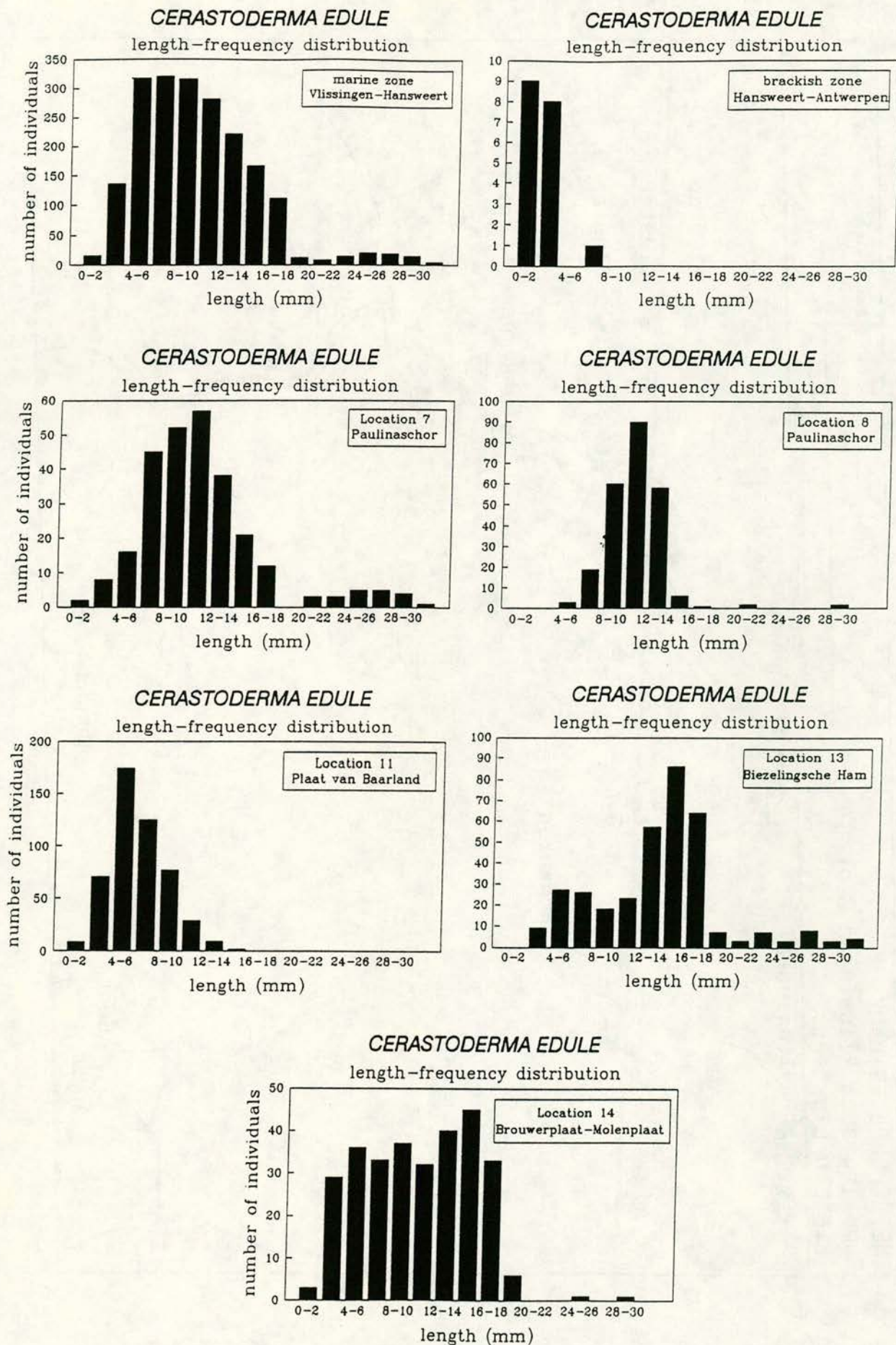
Figuur 28. TWINSpan-dendrogram met de opdeling in drie klusters op basis van de densiteit. Het gemiddelde per kluster is weergegeven.



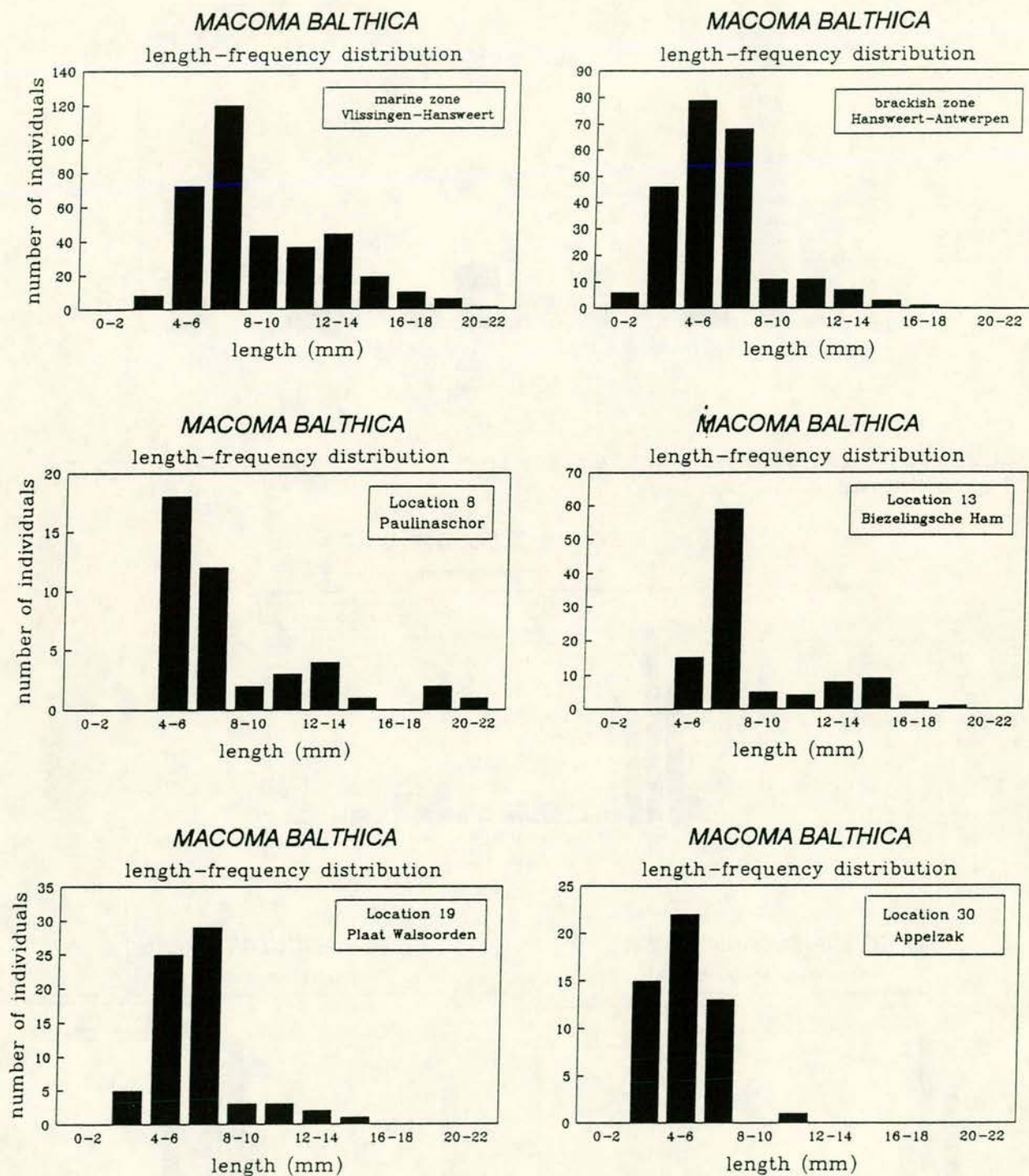
Figuur 29. [a] Het aantal soorten, [b] de totale densiteit, en [c] de totale biomassa per twinspan-kluster.



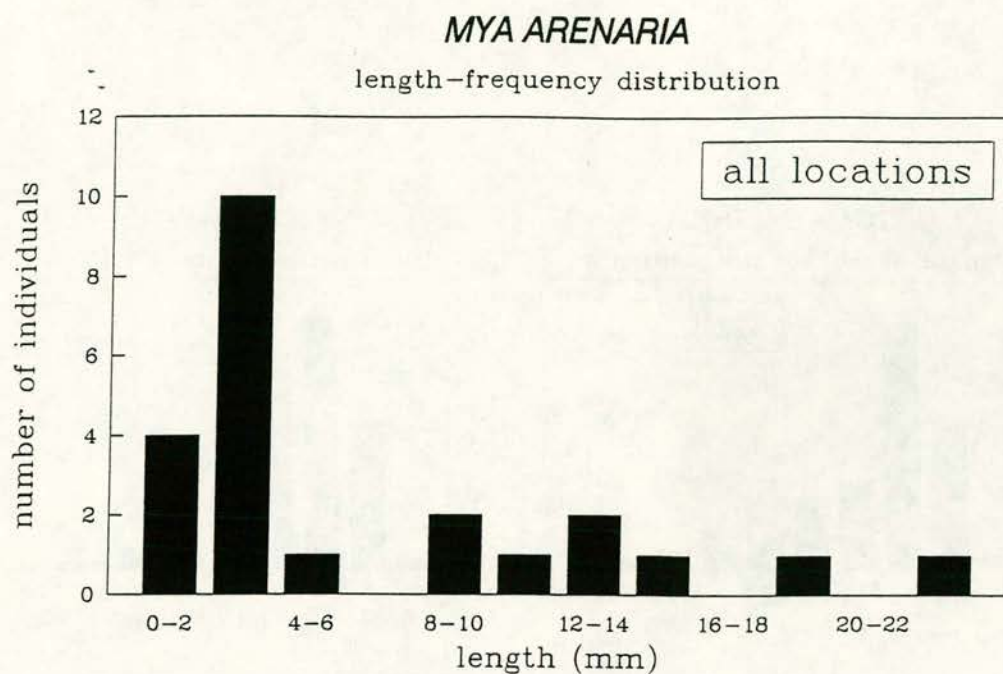
Figuur 30. Ruimtelijke verspreiding van de twinspan-klusters langsheen het Schelde-estuarium.



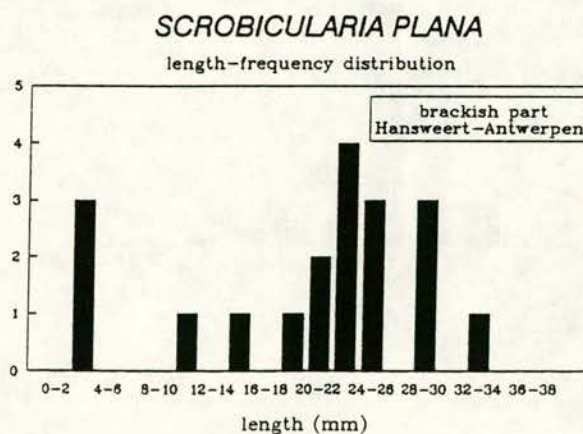
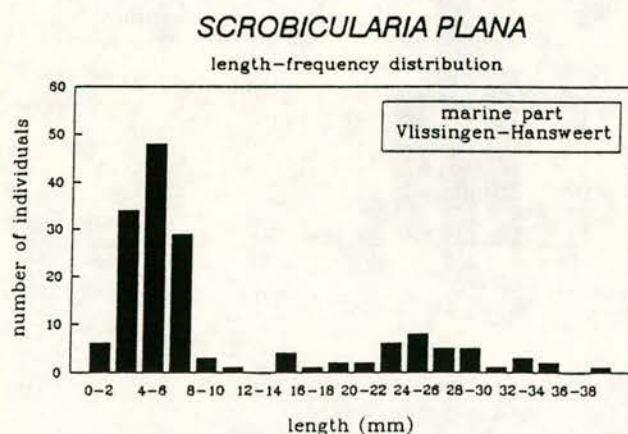
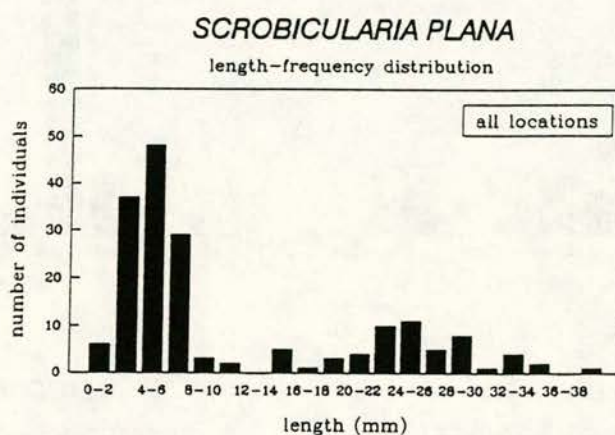
Figuur 31. Lengtefrekwentiedistributie van *Cerastoderma edule* voor de mariene zone en de brakwaterzone, en op een aantal belangrijke lokaties.



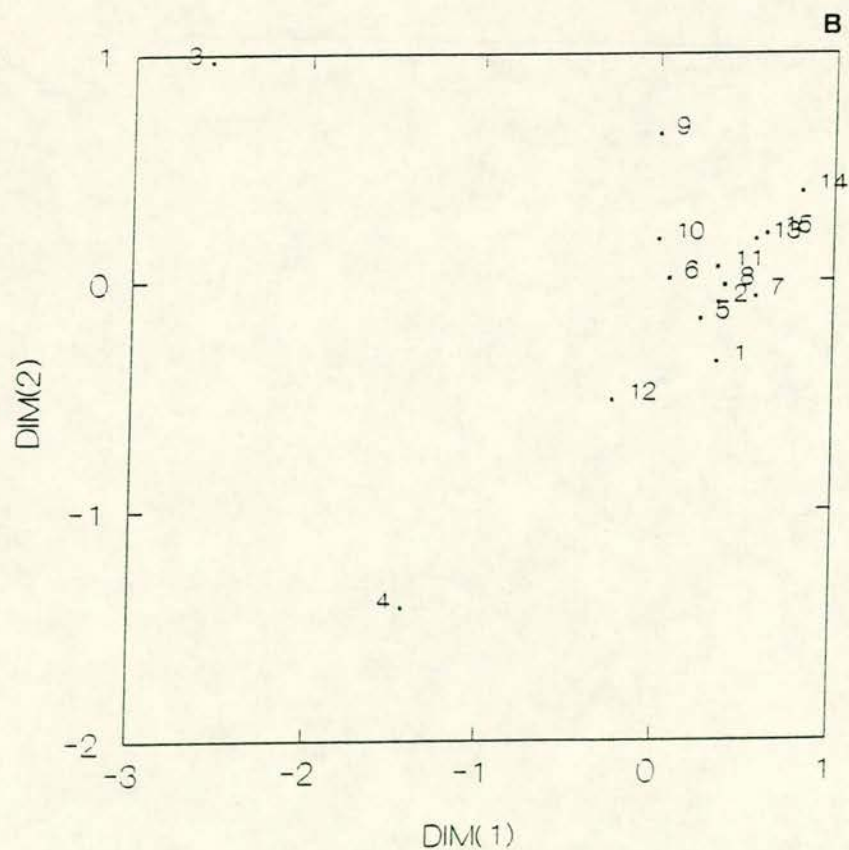
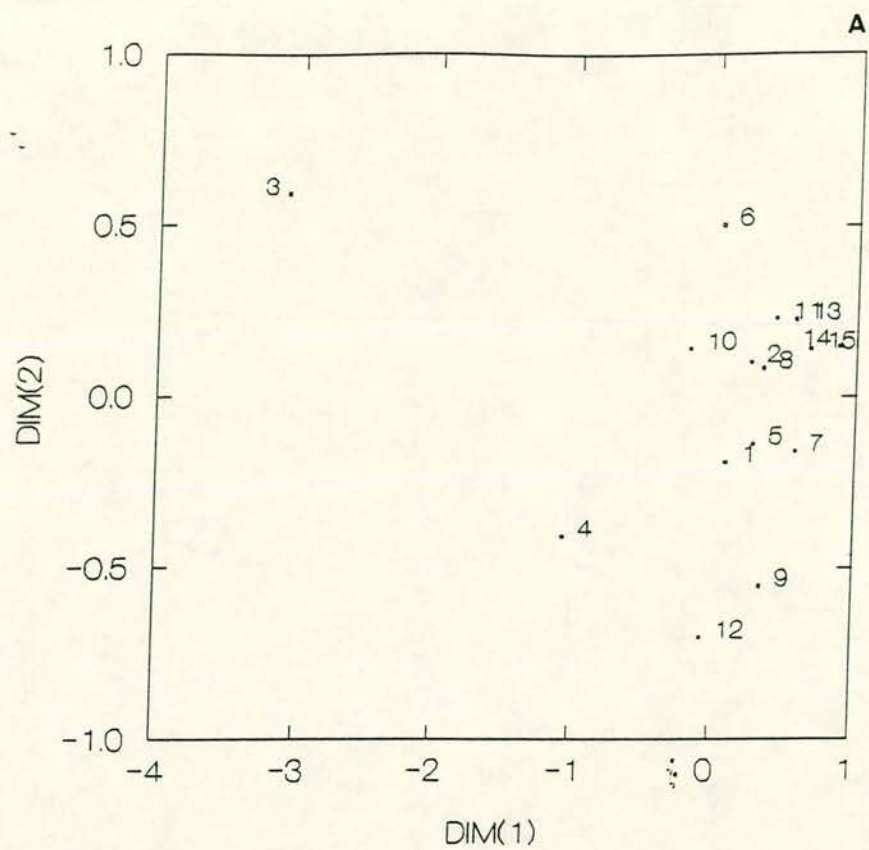
Figuur 32. Lengtefrekwentiedistributie van *Macoma balthica* voor de mariene zone en de brakwaterzone, en op een aantal lokaties.



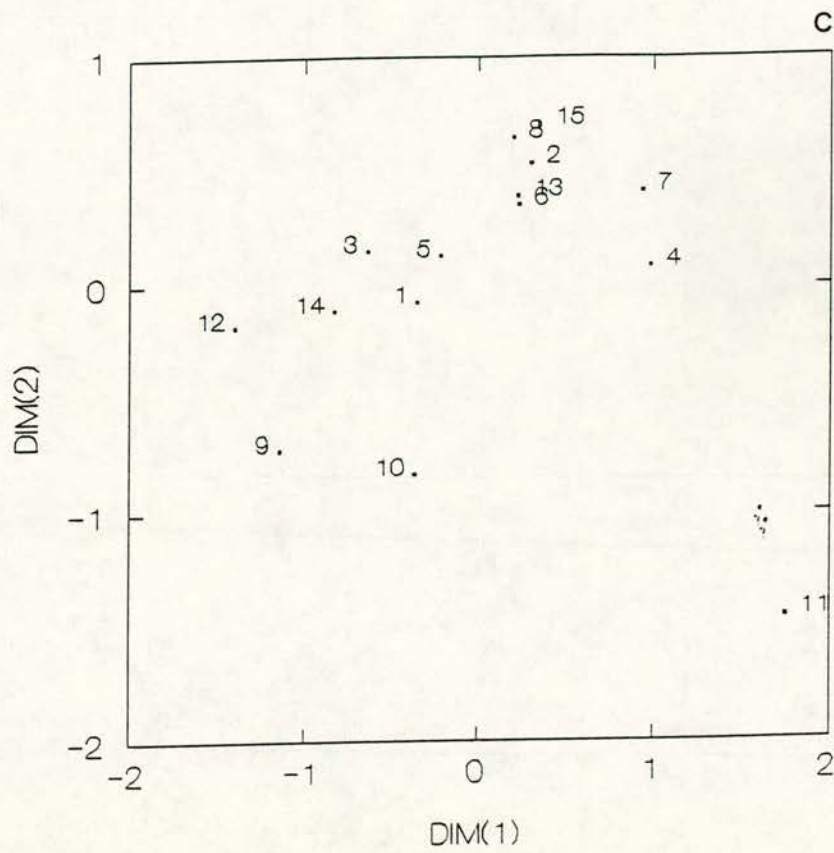
Figuur 33. Lengtefrekwentiedistributie van *Mya arenaria* voor alle lokaties samen.



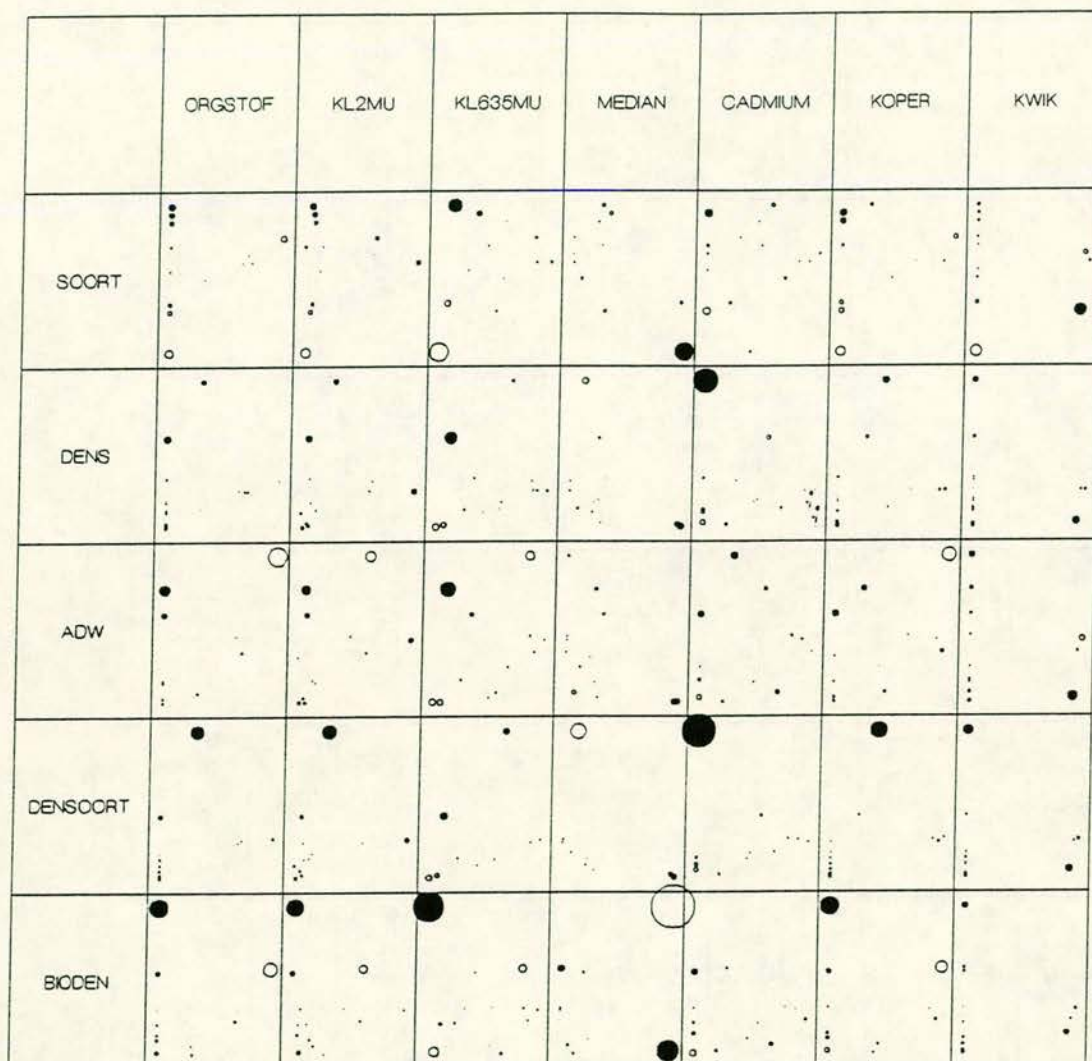
Figuur 34. Lengtefrekwentiedistributie van *Scrobicularia plana* voor alle lokaties samen, en voor de mariene zone en de brakwaterzone.



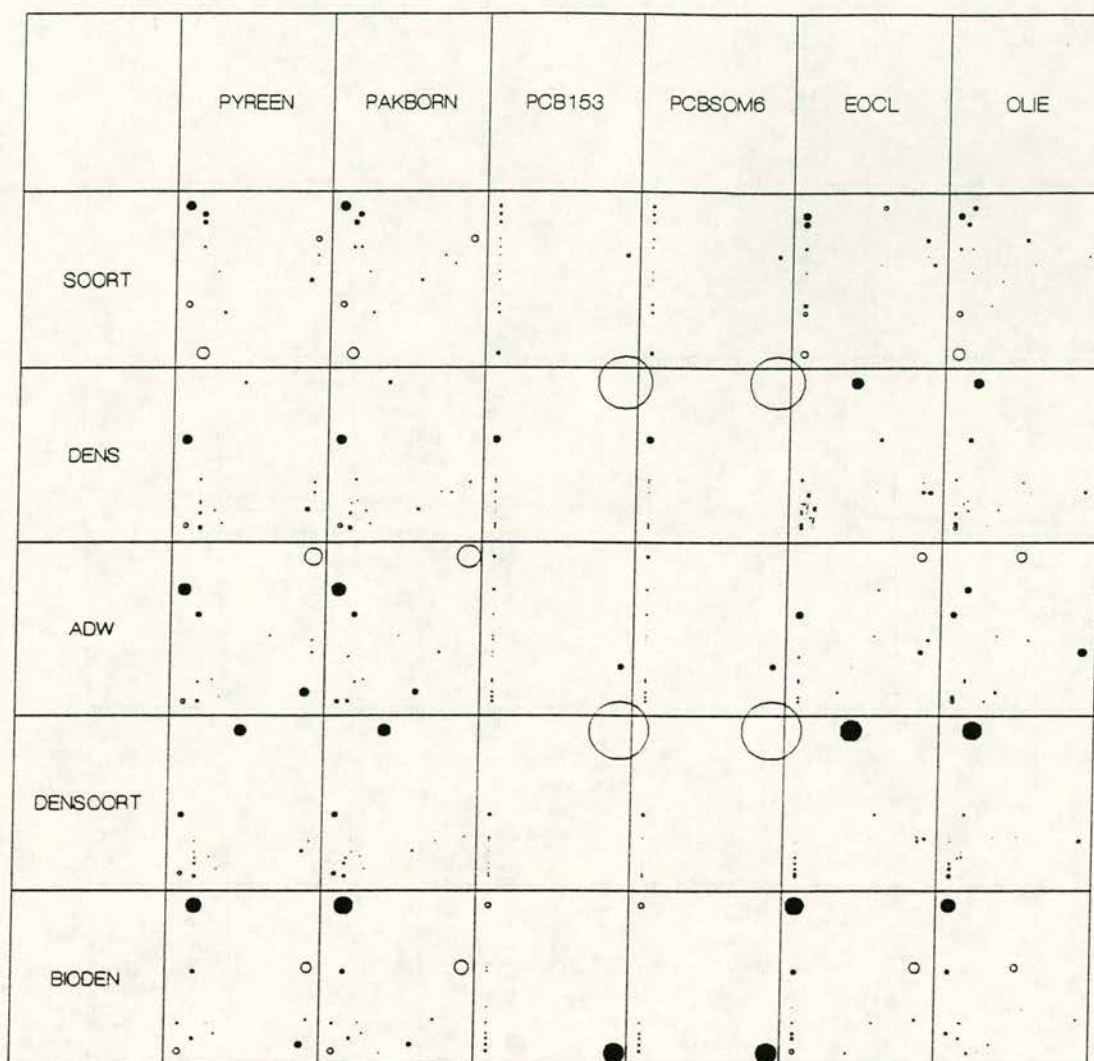
Figuur 35. MDS-ordinatie voor alle mariene lokaties op basis van [a] dichtheitsgegevens, [b] biomassagegevens, en [c] alle abiotische gegevens.



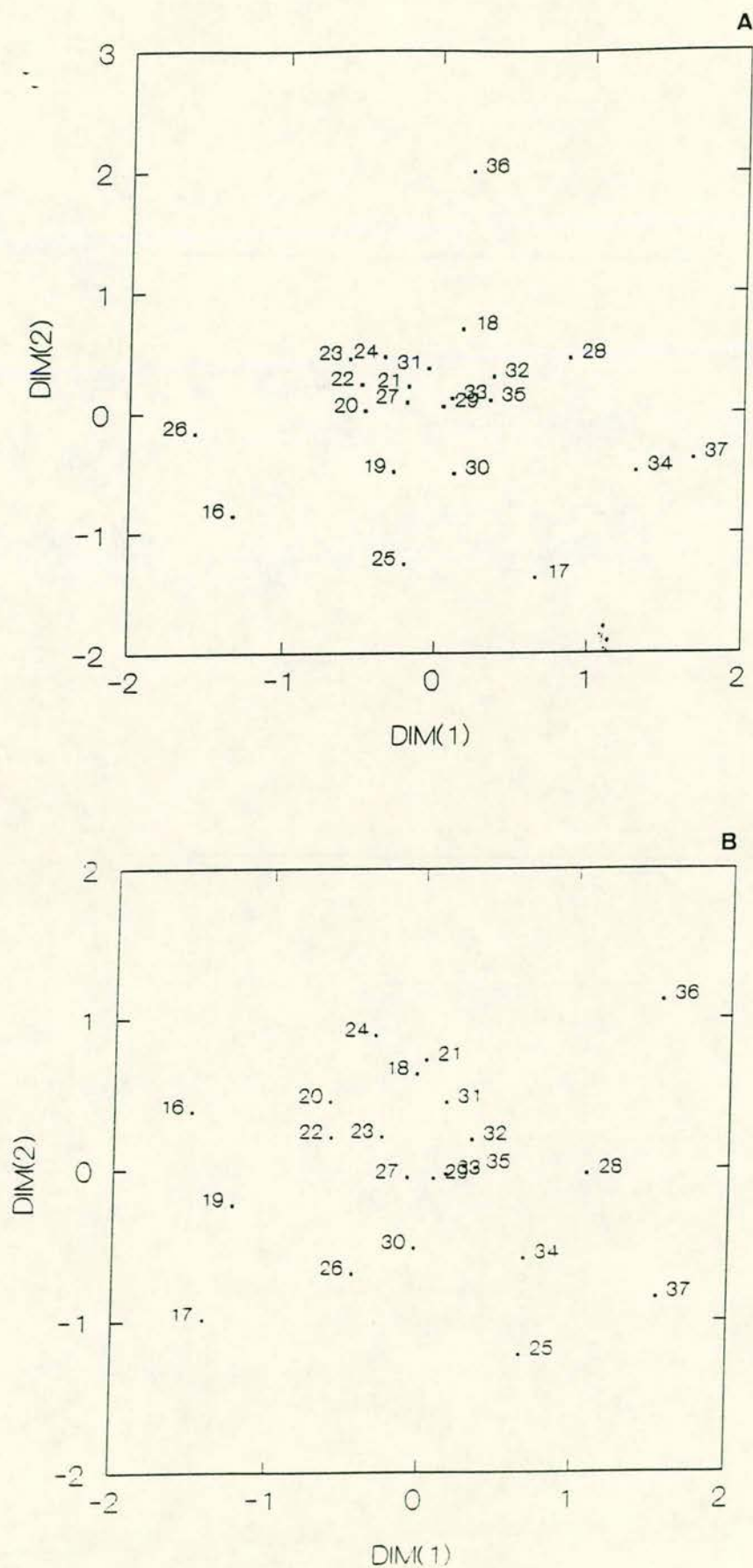
Figuur 35. Vervolg.



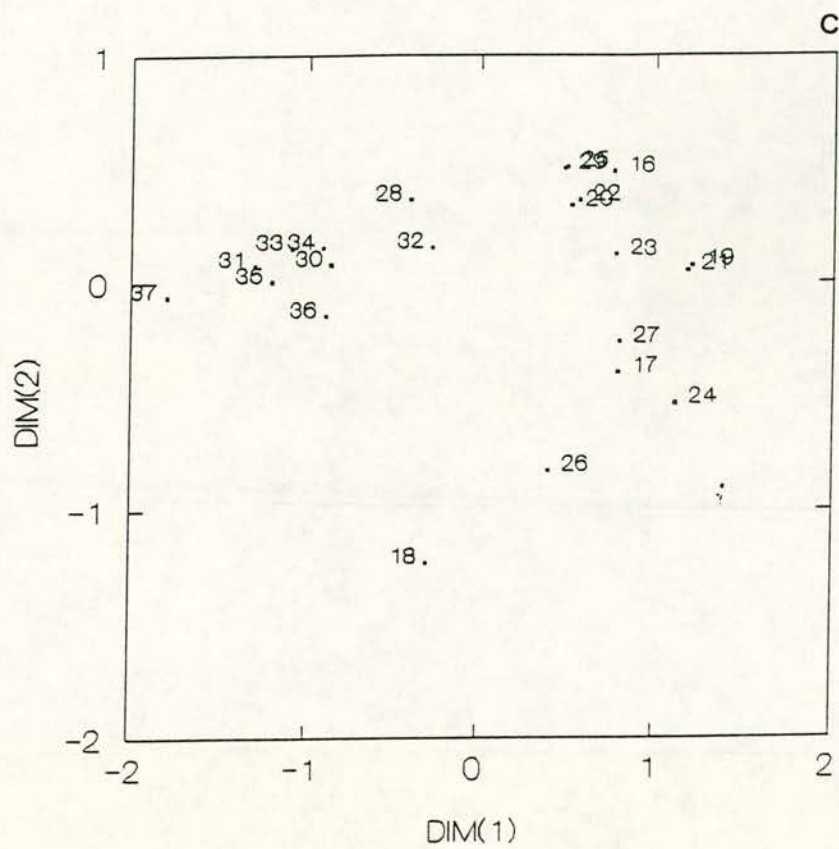
Figuur 36. Scatter matrix influence plots voor de mariene lokaties. Biotische variabelen staan uitgezet t.o.v. abiotische variabelen. De grootte van het plotsymbool geeft de invloed van dit punt op de Pearson korrelatiecoëfficiënt weer (open symbool: pos. korrelatie; zwart symbool: neg. korrelatie).



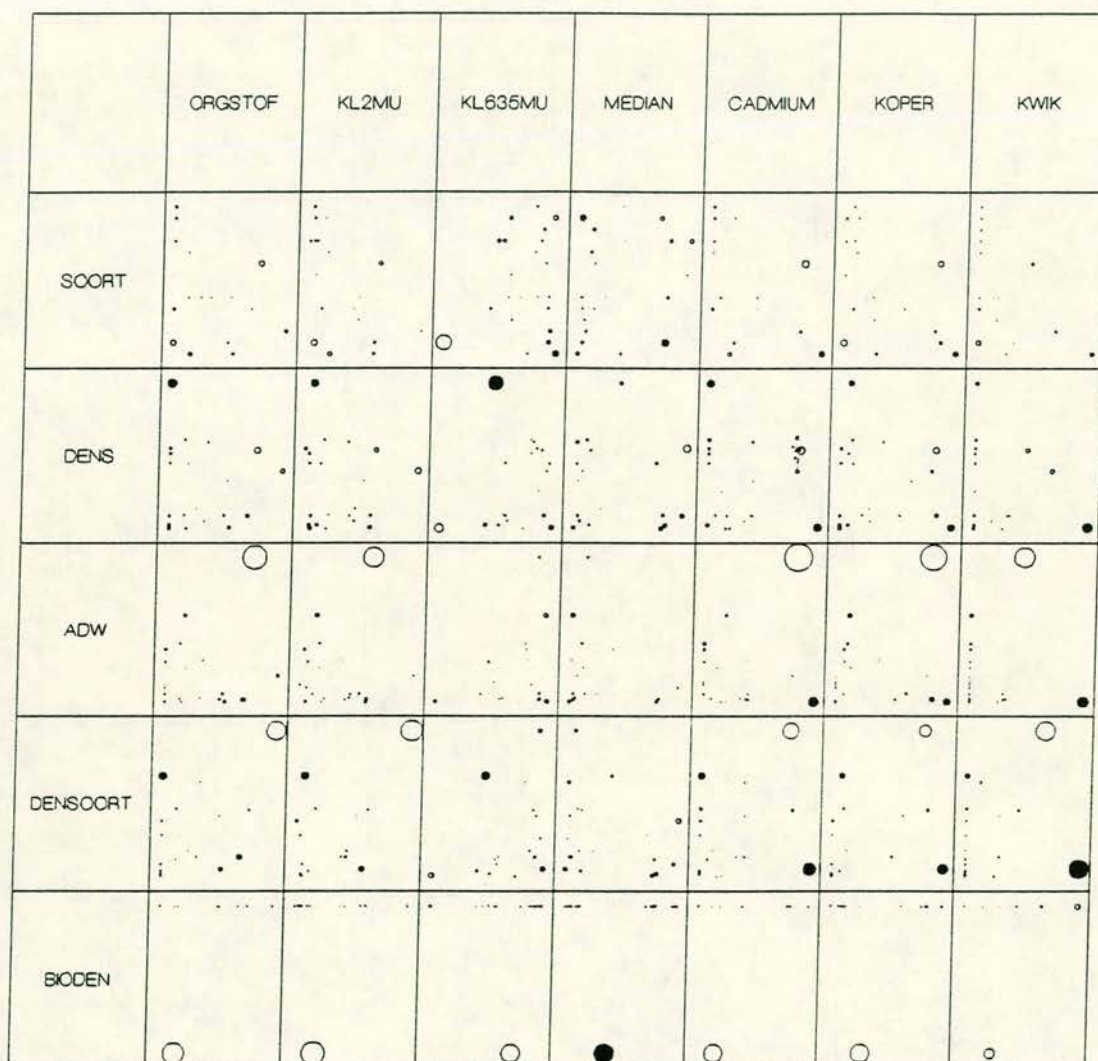
Figuur 36. Vervolg



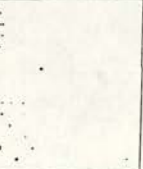
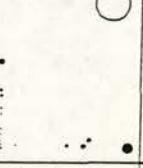
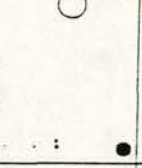
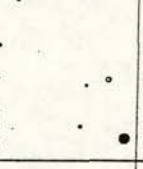
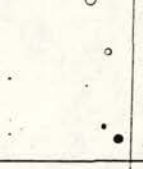
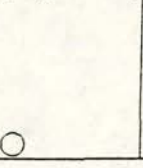
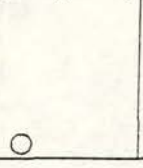
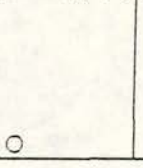
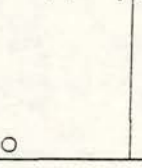
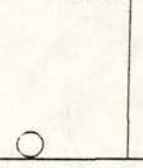
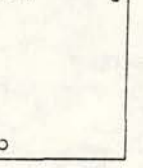
Figuur 37. MDS-ordinatie voor alle brakwaterlokaties op basis van [a] dichtheitsgegevens, [b] biomassagegevens, en [c] alle abiotische gegevens.



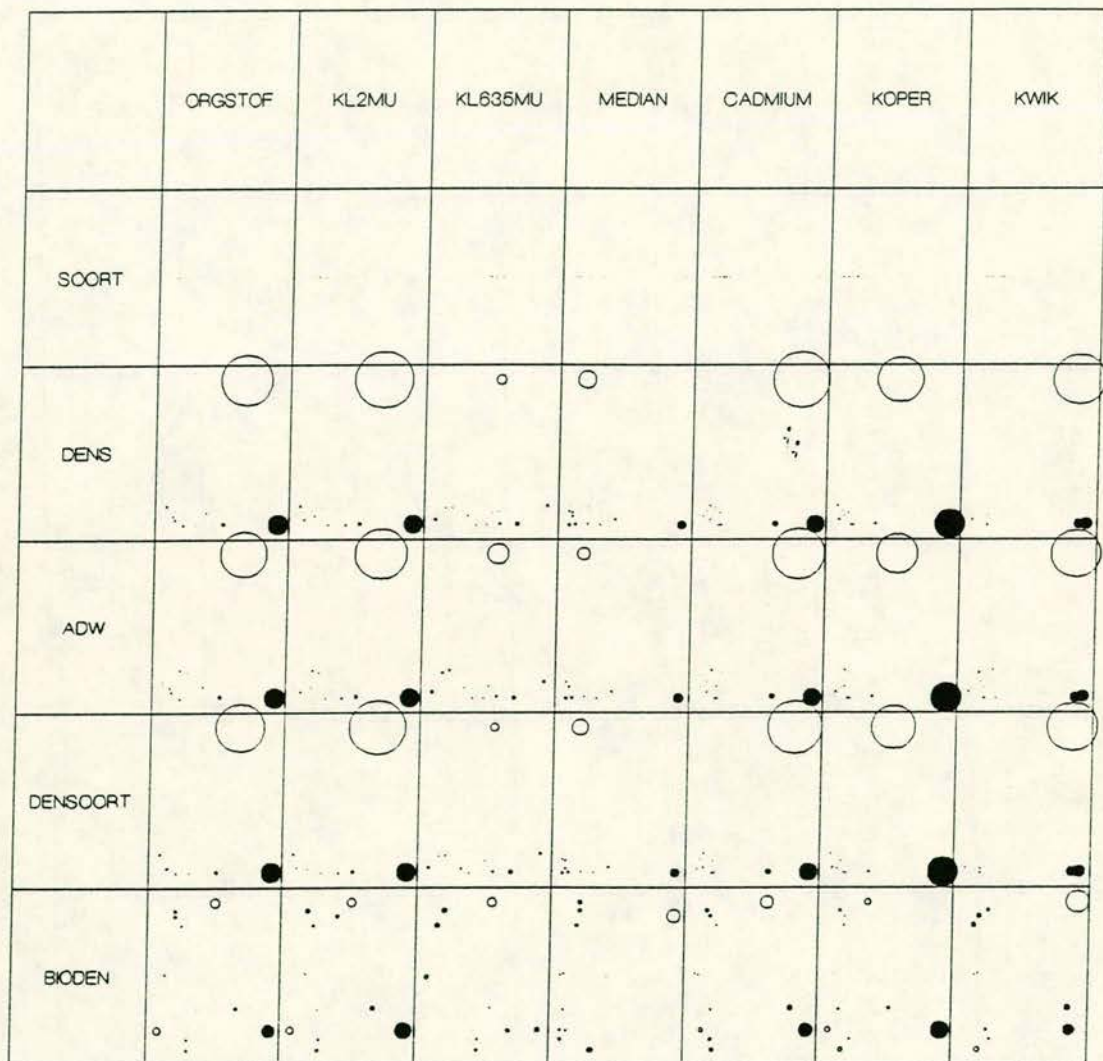
Figuur 37. Vervolg.



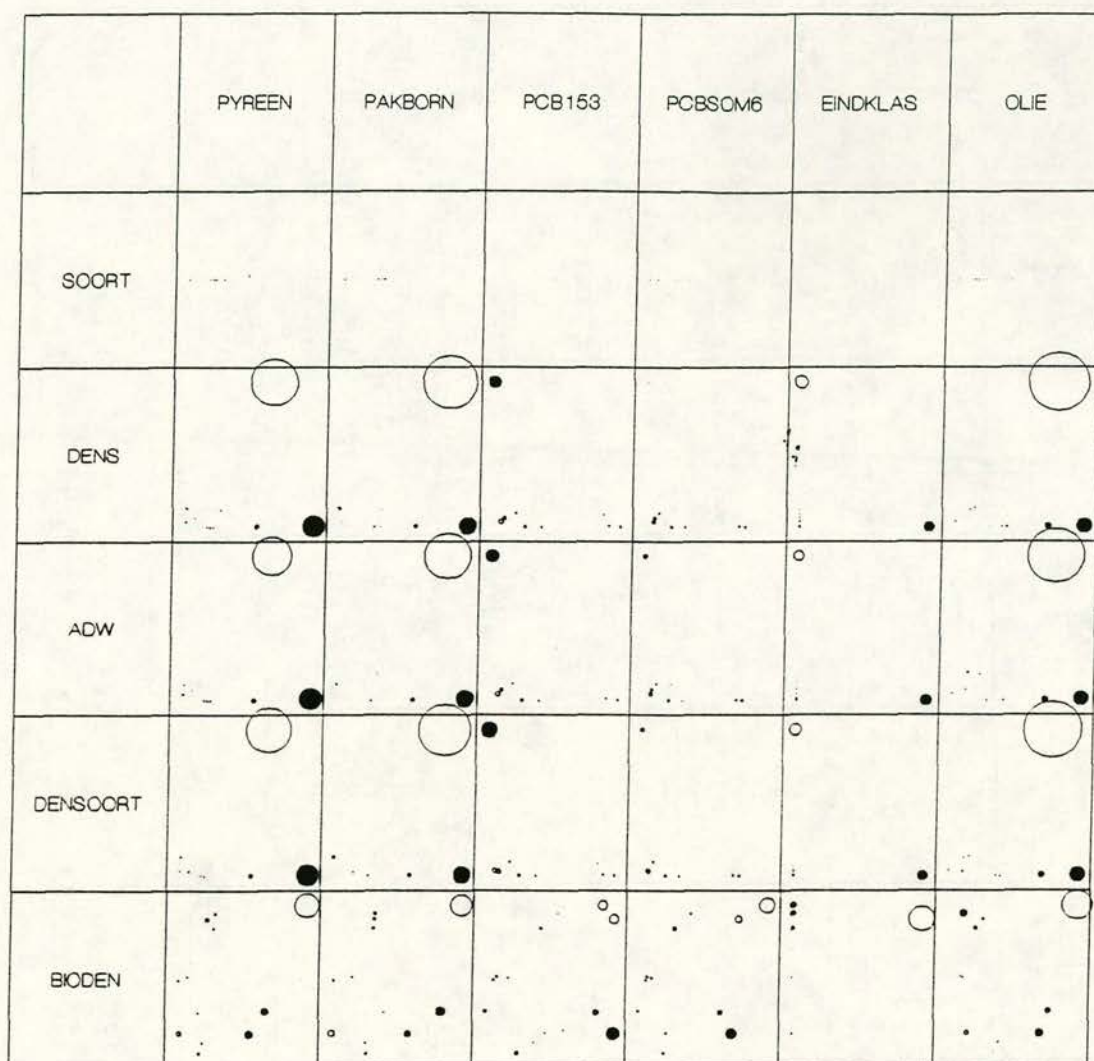
Figuur 38. Scatter matrix influence plots voor de brakwaterlokaties. Biotische variabelen staan uitgezet t.o.v. abiotische variabelen. De grootte van het plotsymbool geeft de invloed van dit punt op de Pearson korrelatiecoëfficiënt weer (open symbool: pos. korrelatie; zwart symbool: neg. korrelatie).

	PYREEN	PAKBORN	PCB153	PCBSOM6	EOCL	OLIE
SOORT						
DENS						
ADW						
DENSOORT						
BIDEN						

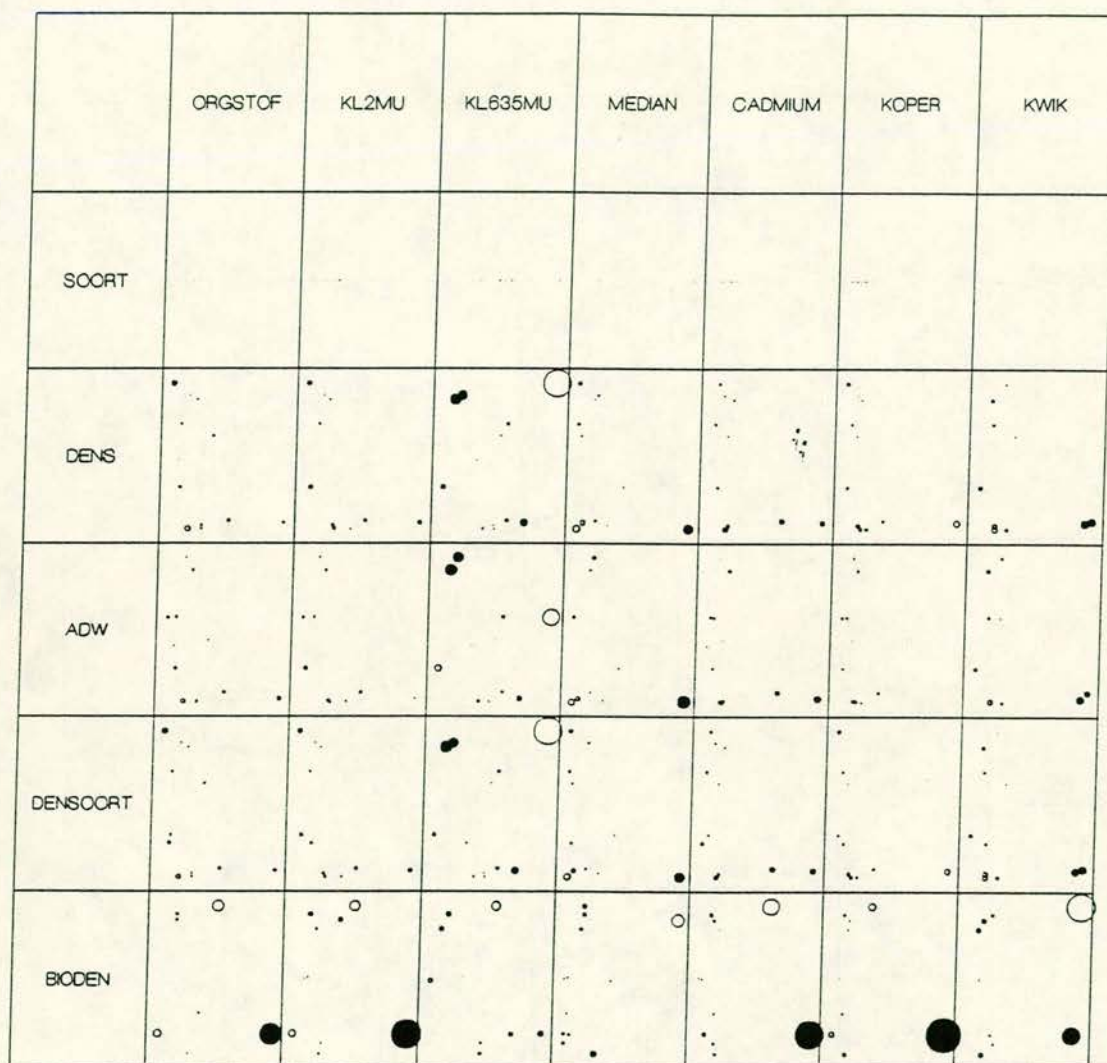
Figuur 38. Vervolg.



Figuur 39. Scatter matrix influence plots voor de zoetwaterlokaties. Biotische variabelen staan uitgezet t.o.v. abiotische variabelen. De grootte van het plotsymbool geeft de invloed van dit punt op de Pearson korrelatiecoëfficiënt weer (open symbool: pos. korrelatie; zwart symbool: neg. korrelatie).



Figuur 39. Vervolg.

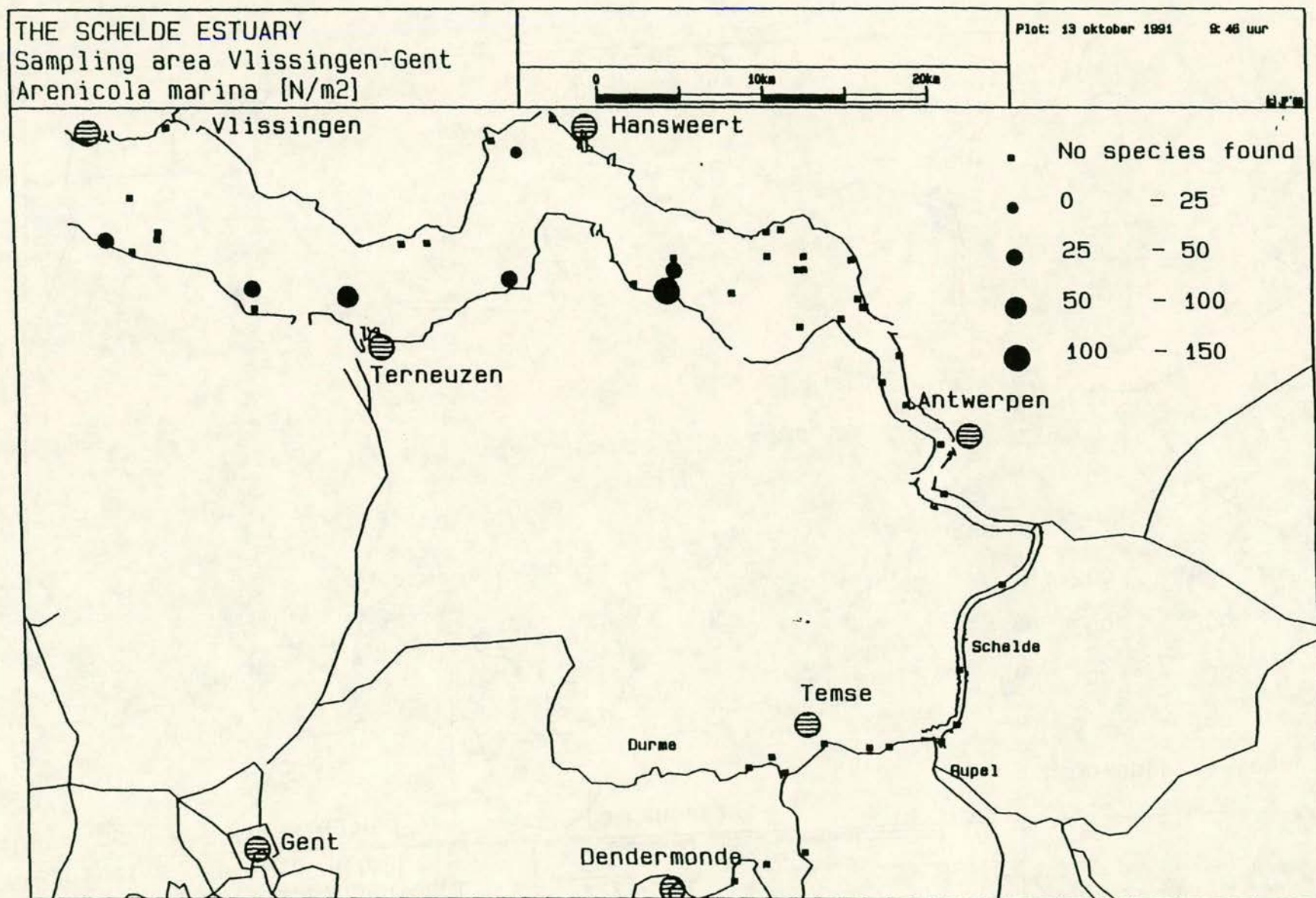


Figuur 40. Scatter matrix influence plots voor de zoetwaterlokaties - lokatie 47. Biotische variabelen staan uitgezet t.o.v. abiotische variabelen. De grootte van het plotsymbool geeft de invloed van dit punt op de Pearson korrelatiecoëfficiënt weer (open symbool: pos. korrelatie; zwart symbool: neg. korrelatie).

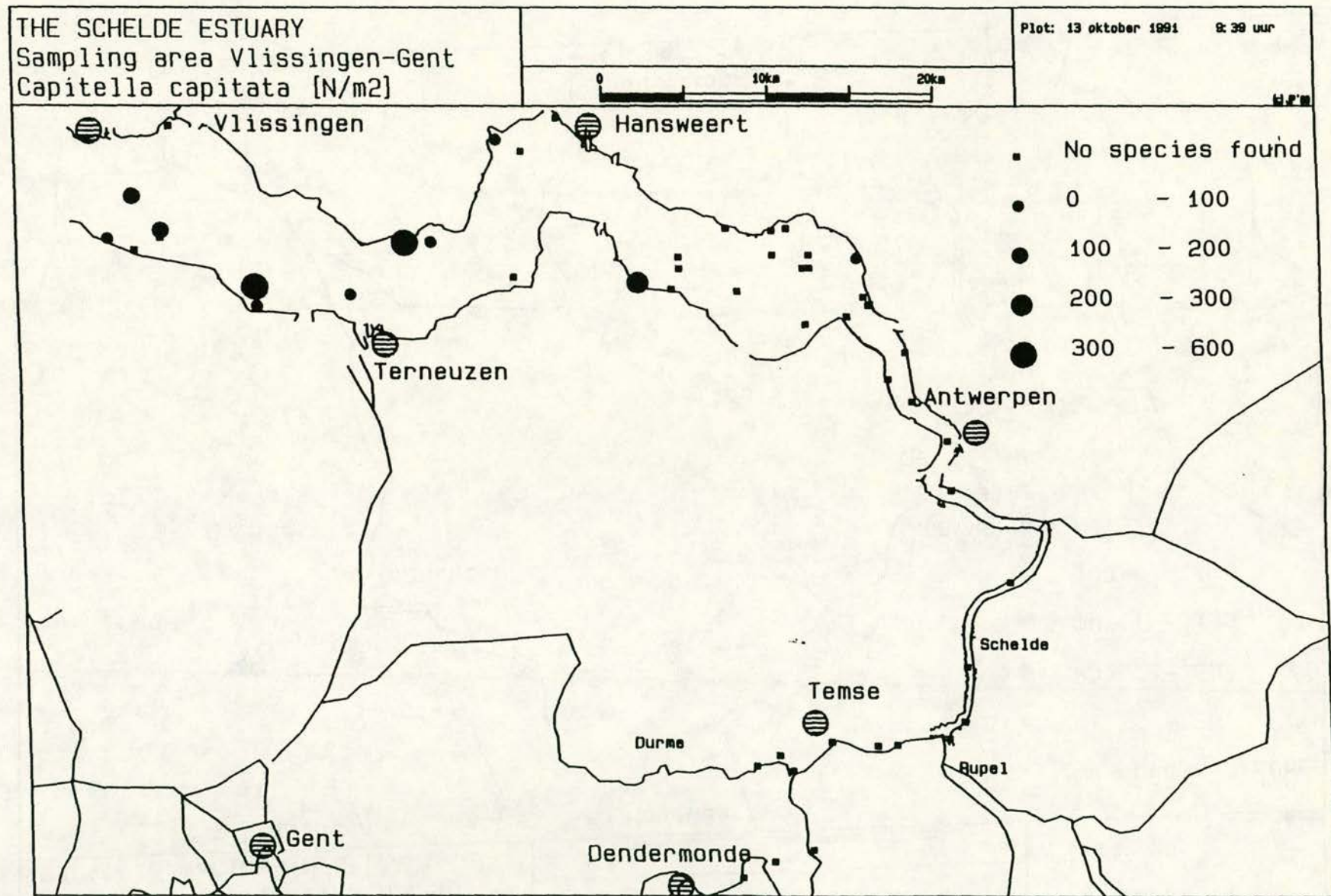
	PYREEN	PAKBORN	PCB153	PCBSOM6	EINDKLAS	OLIE
SOORT						
DENS						
ADW						
DENSOORT						
BIODEN						

Figuur 40. Vervolg.

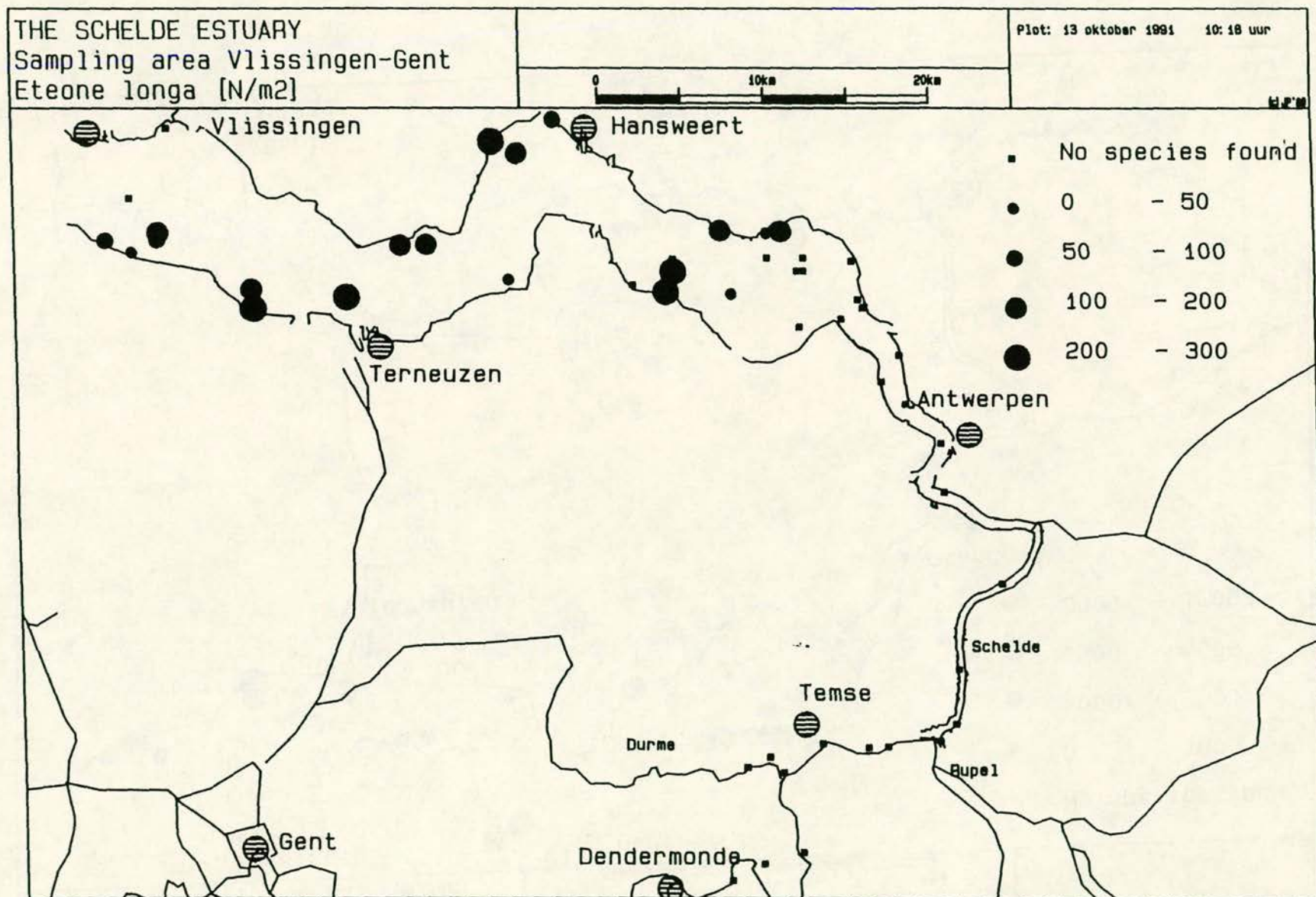
Kaart 1. Verspreidingskaart van *Arenicola marina* in het Schelde-estuarium (densiteit).



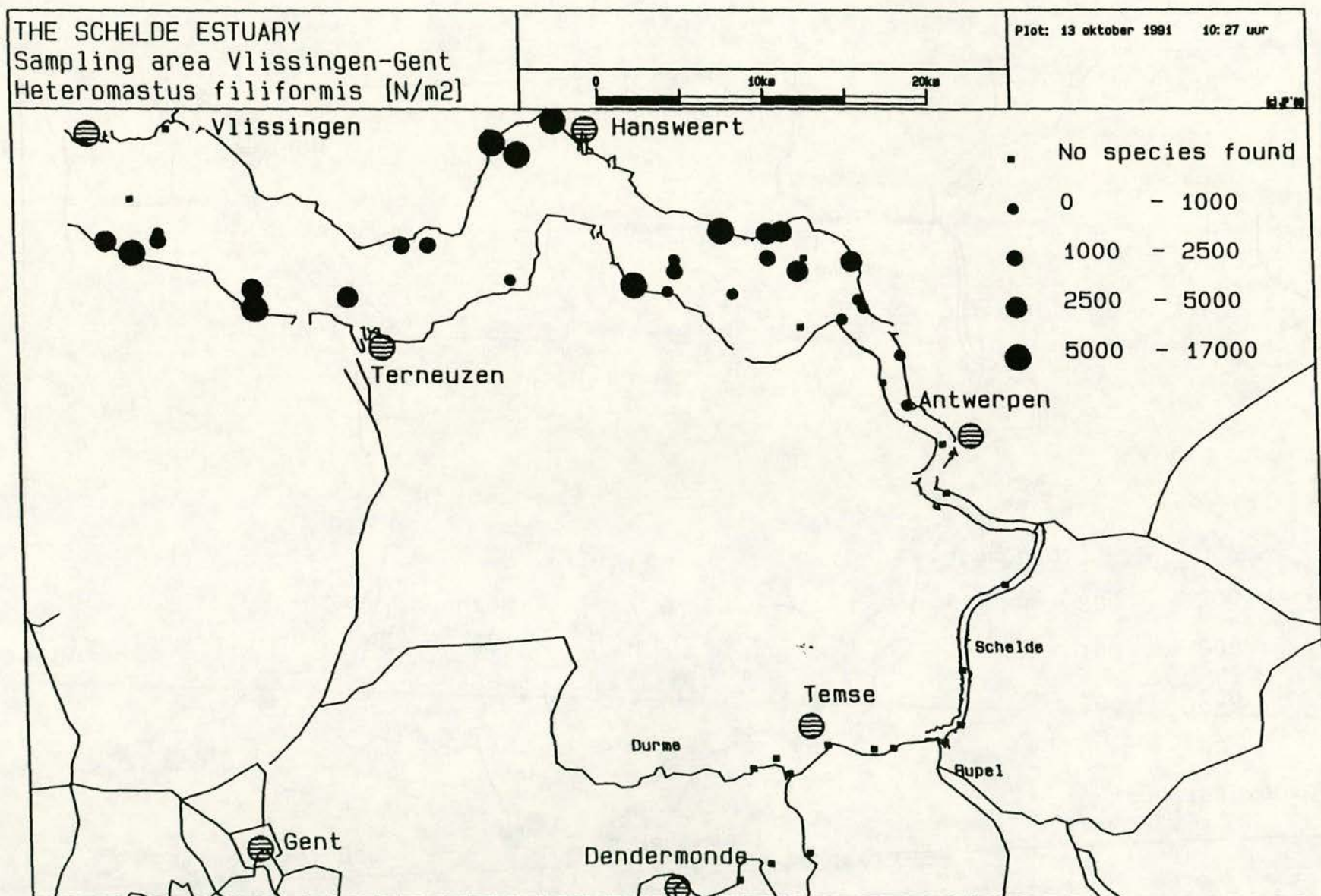
Kaart 2. Verspreidingskaart van *Capitella capitata* in het Schelde-estuarium (densiteit).



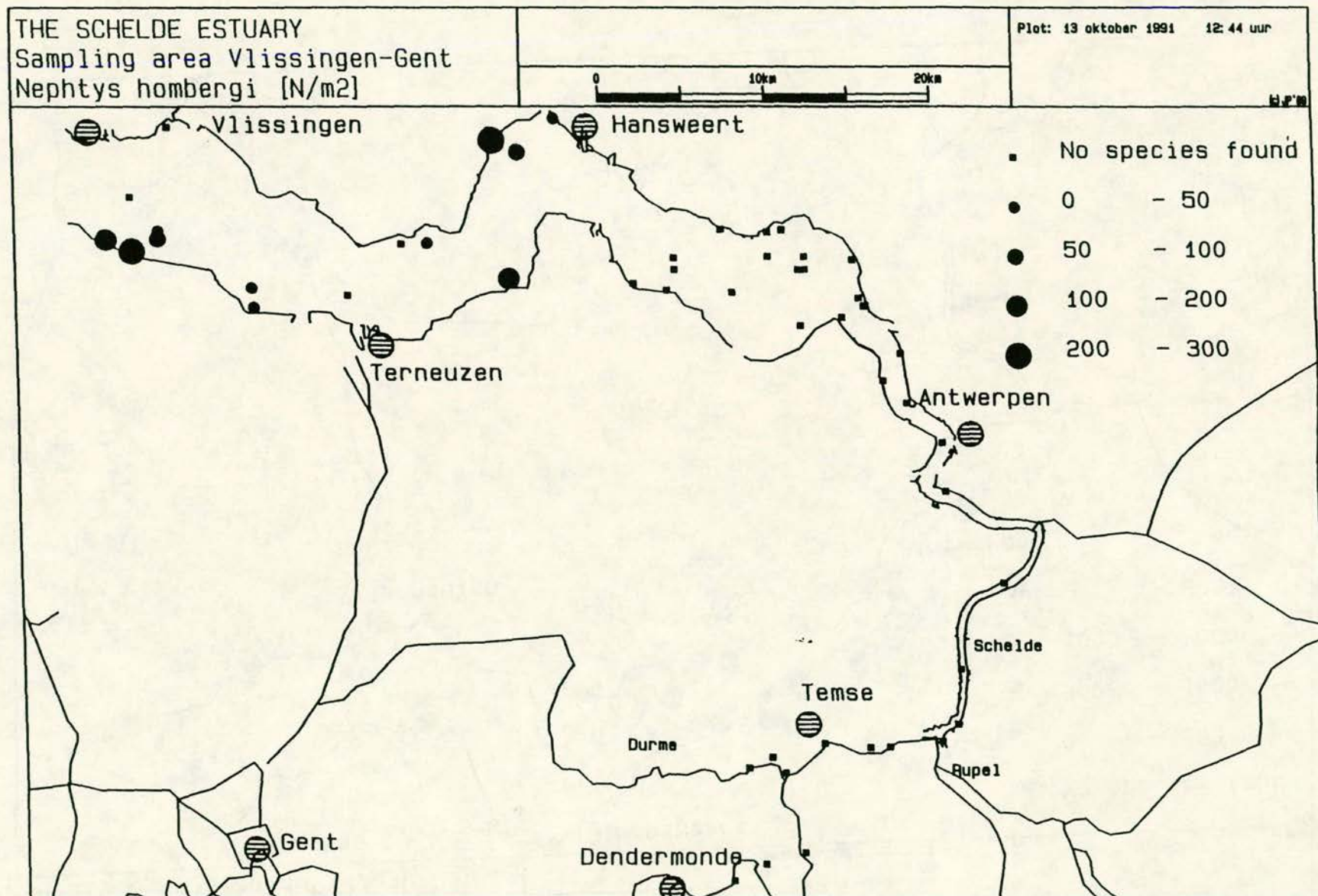
Kaart 3. Verspreidingskaart van *Eteone longa* in het Schelde-
estuarium (densiteit).



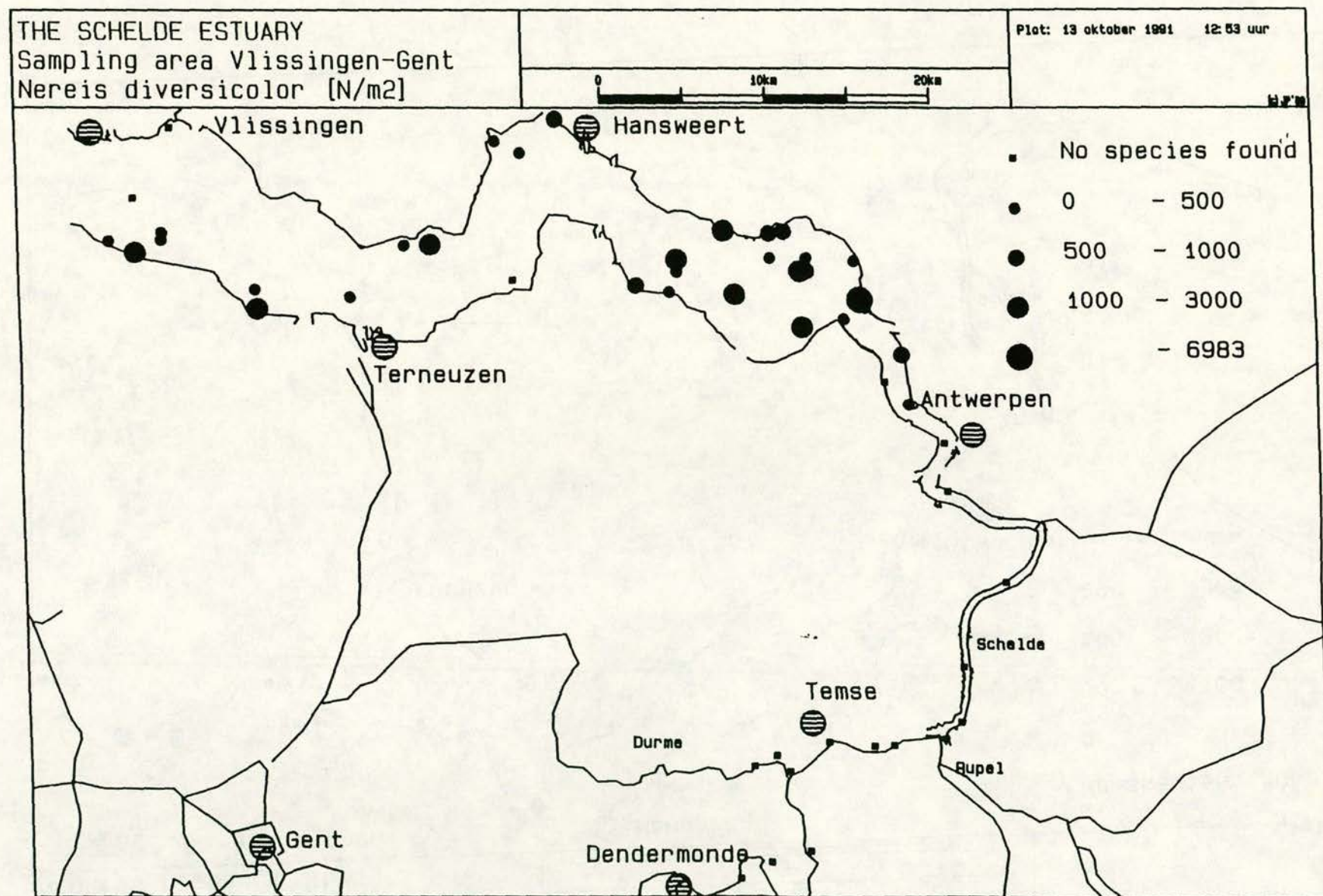
Kaart 4. Verspreidingskaart van *Heteromastus filiformis* in het Schelde-estuarium (densiteit).



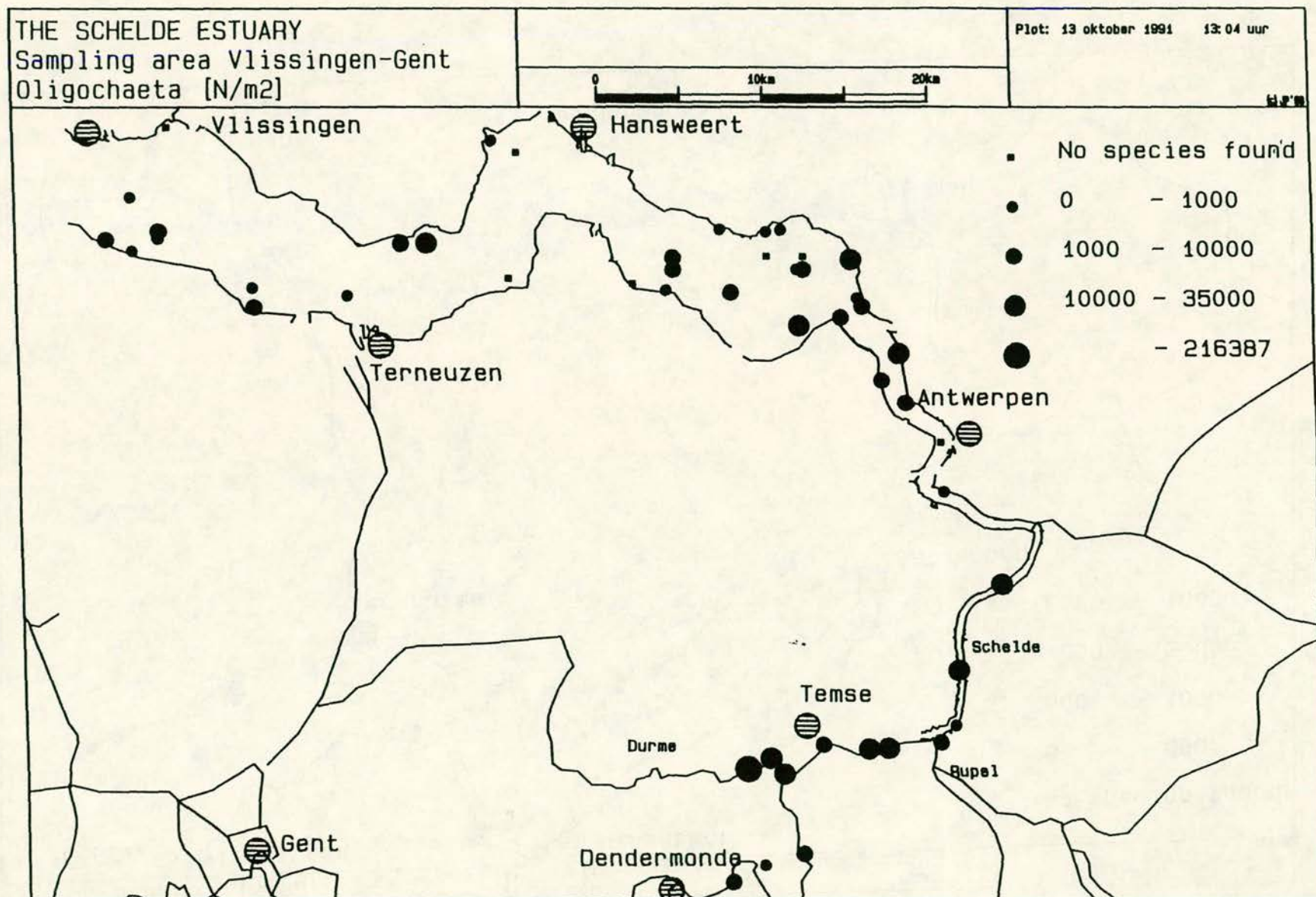
Kaart 5. Verspreidingskaart van *Nephtys hombergii* in het Schelde-estuarium (densiteit).



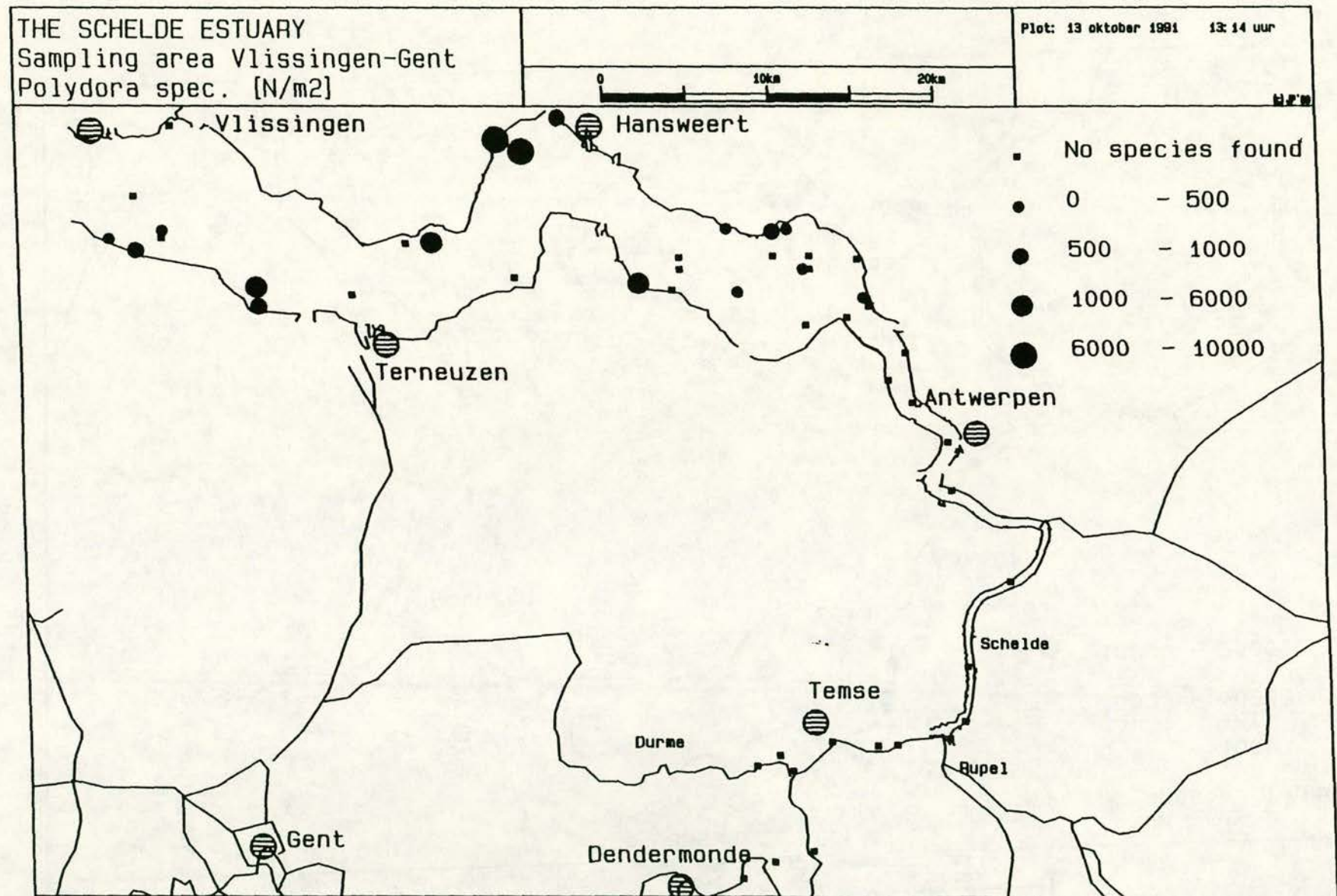
Kaart 6. Verspreidingskaart van *Nereis diversicolor* in het Schelde-estuarium (densiteit).



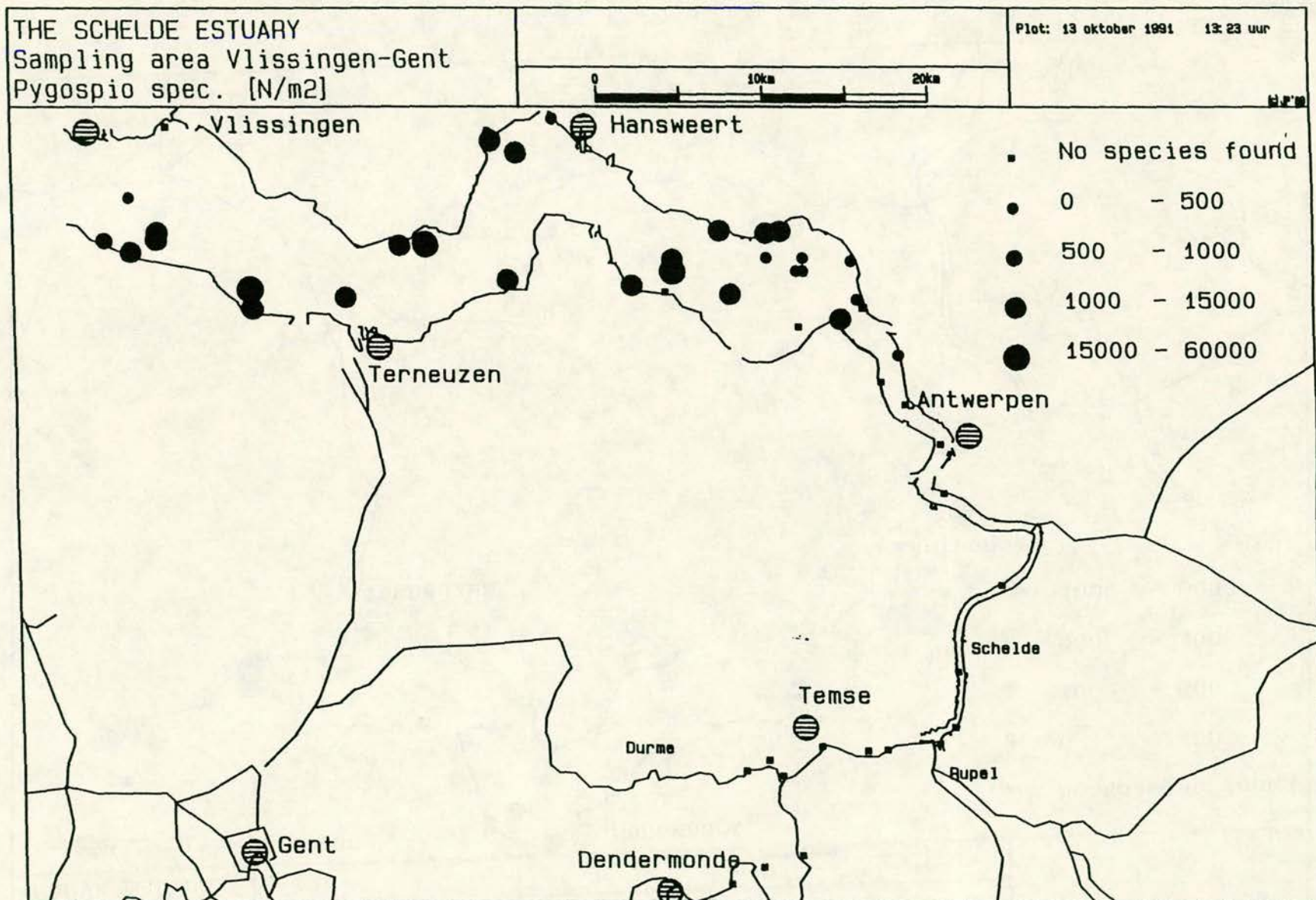
Kaart 7. Verspreidingskaart van *Oligochaeta* in het Schelde-
estuarium (densiteit).



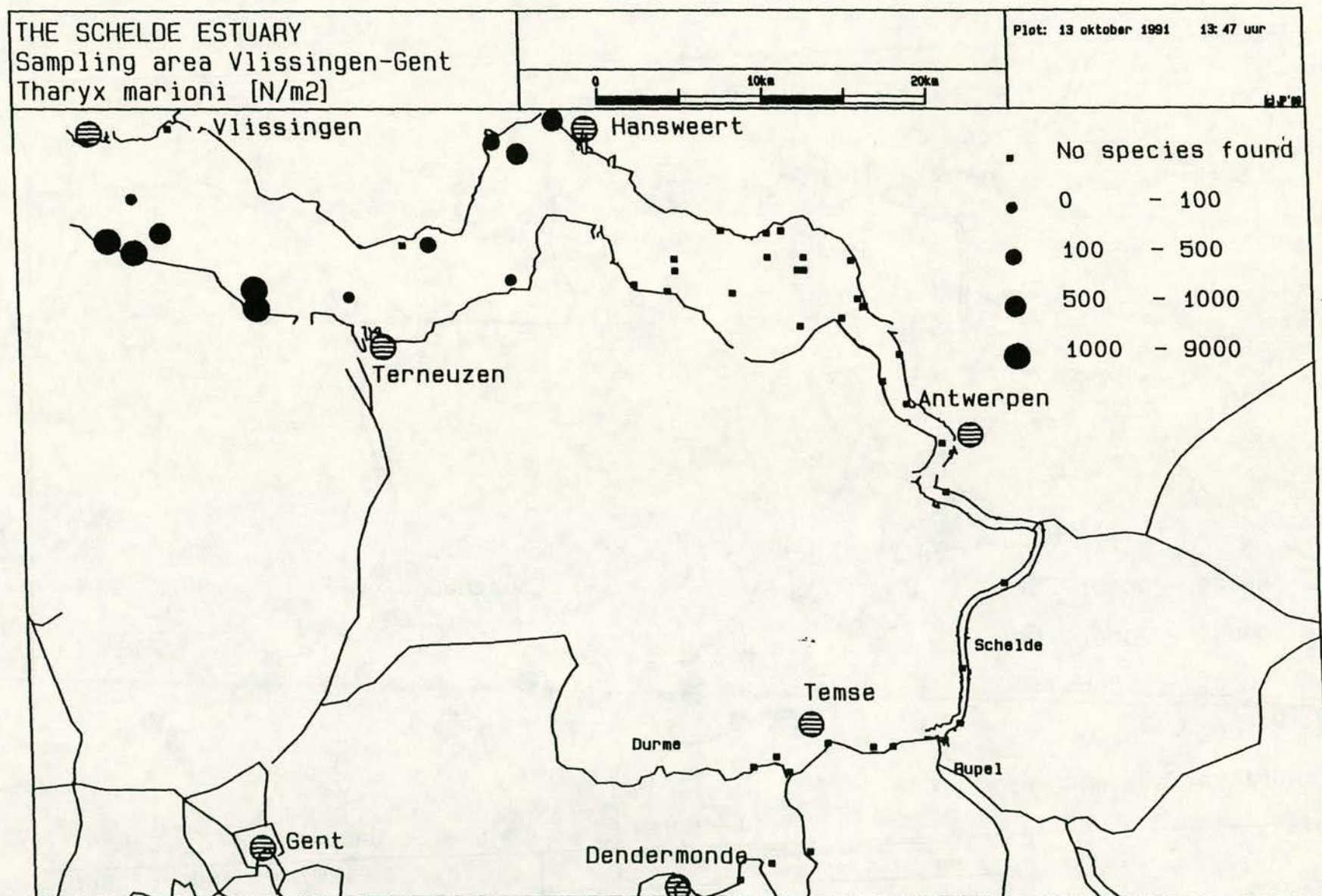
Kaart 8. Verspreidingskaart van *Polydora spec.* in het Schelde-estuarium (densiteit).



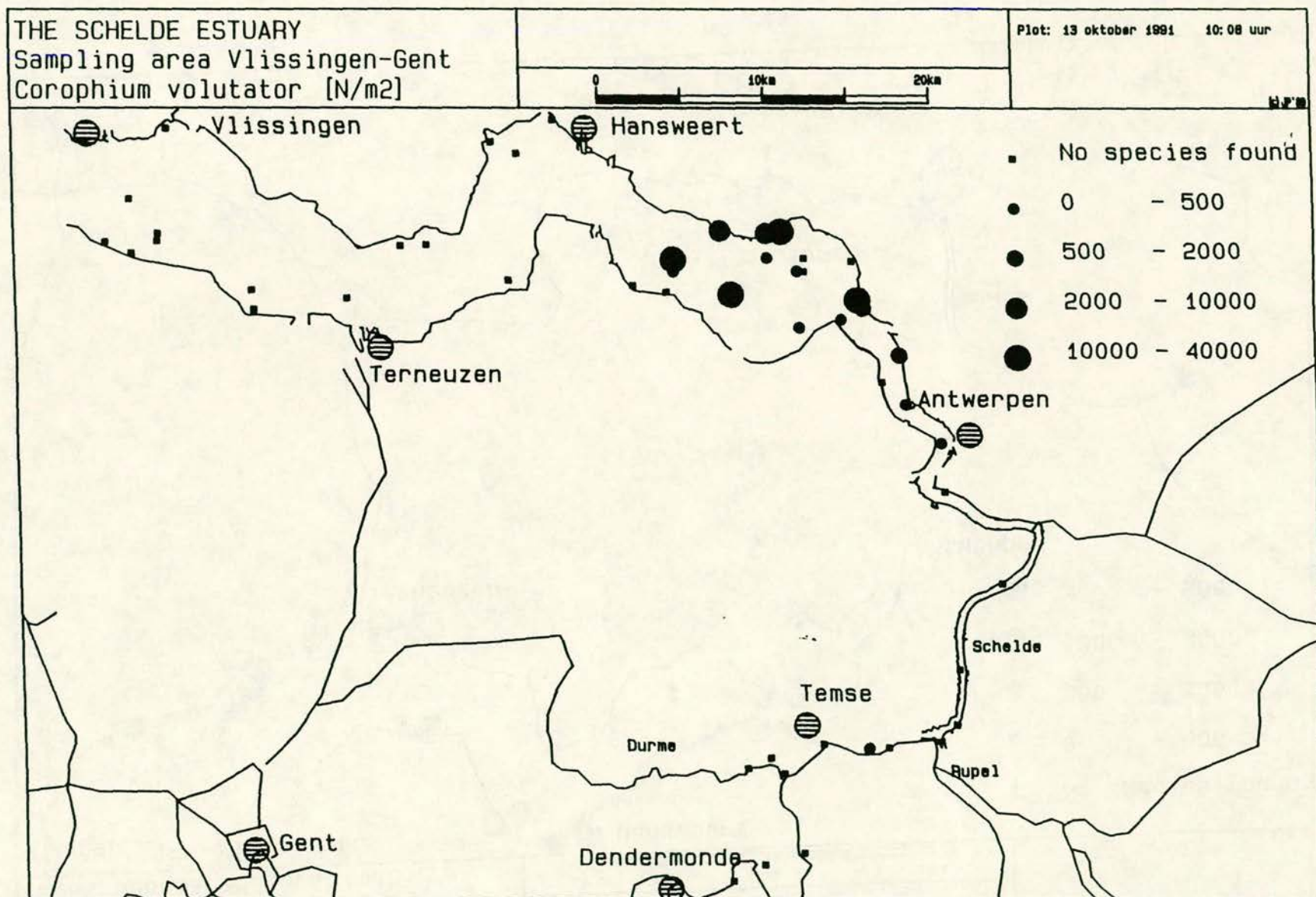
Kaart 9. Verspreidingskaart van *Pygospio elegans* in het Schelde-estuarium (densiteit).



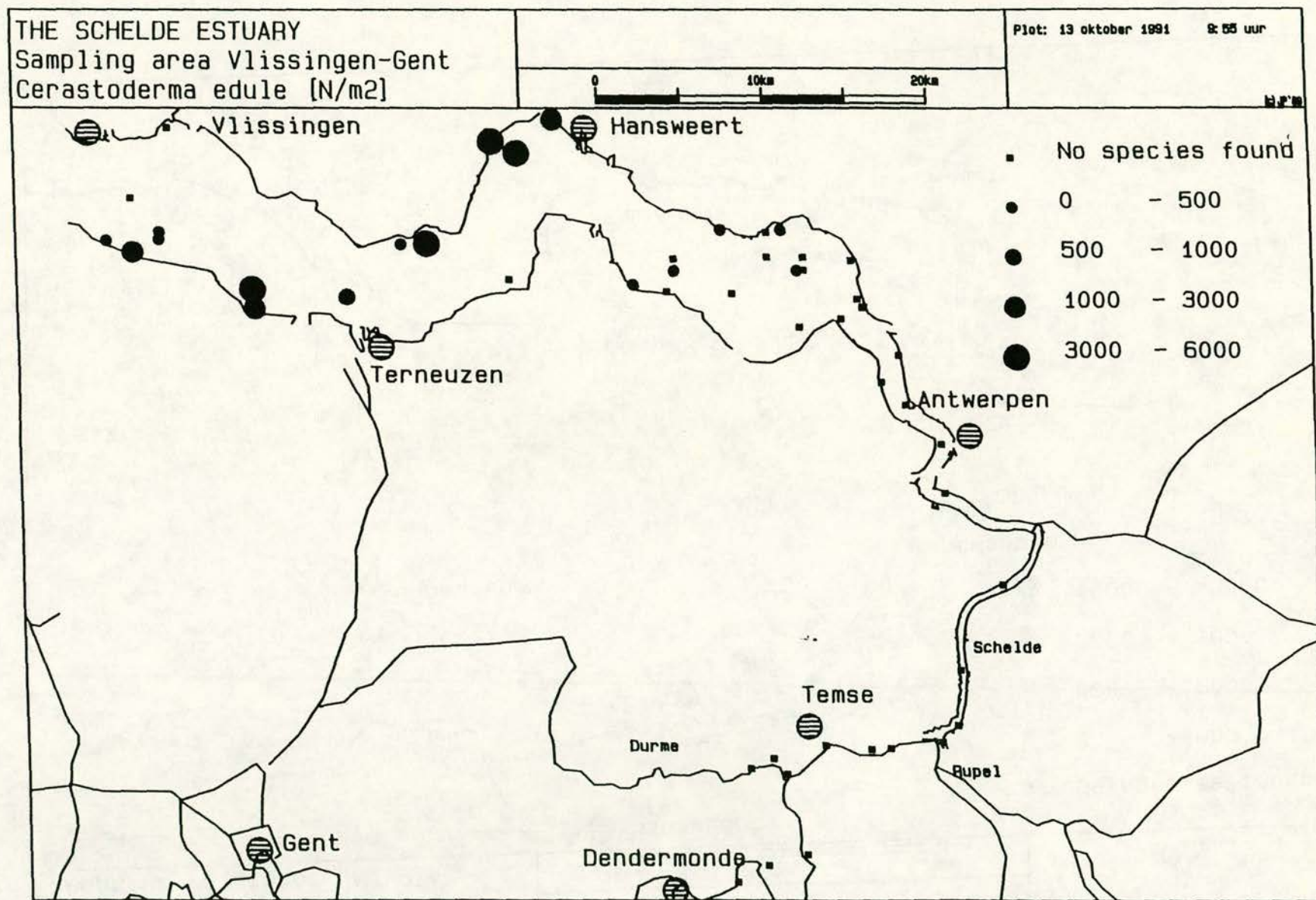
Kaart 10. Verspreidingskaart van *Tharyx marioni* in het Schelde-estuarium (densiteit).



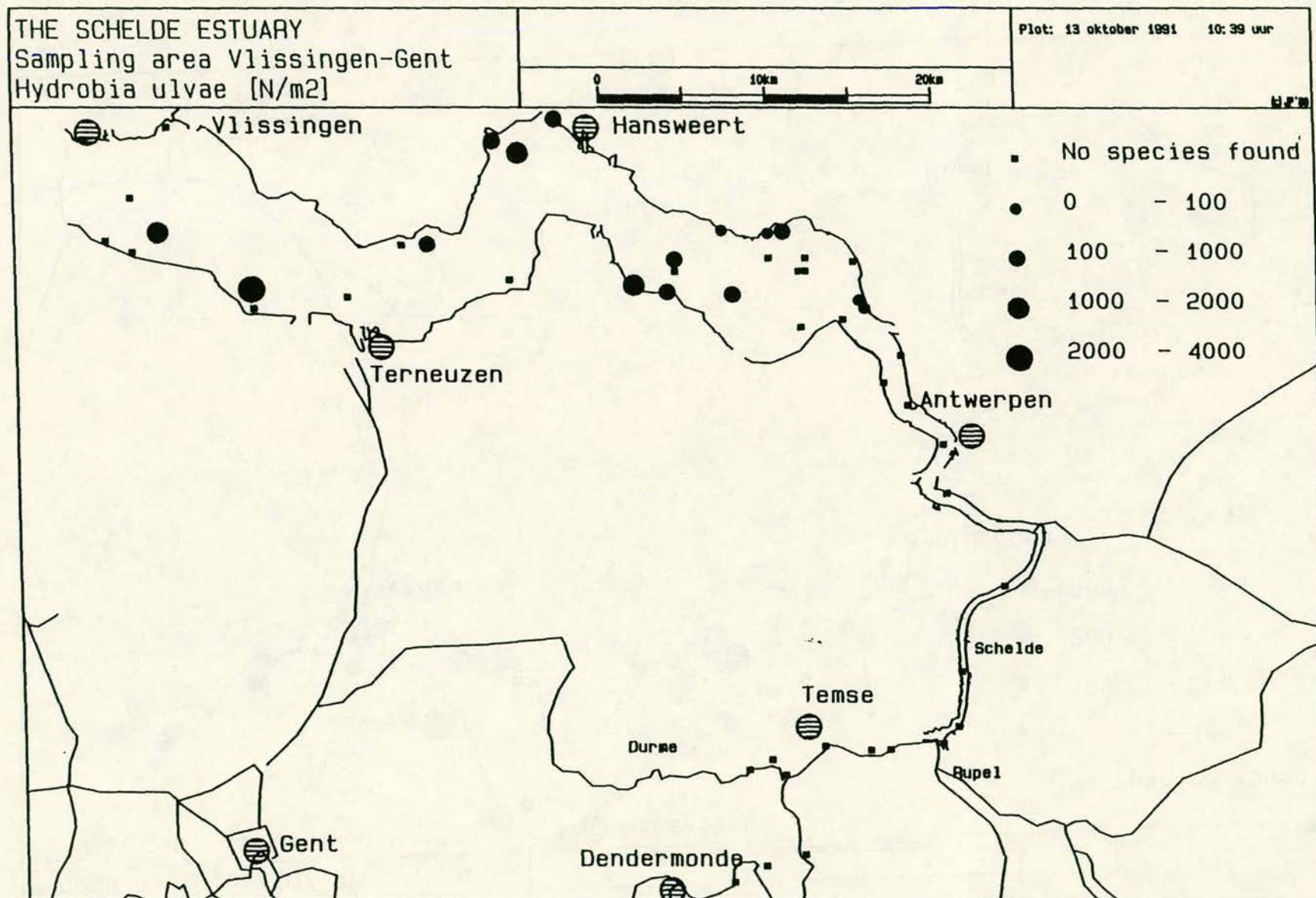
Kaart 11. Verspreidingskaart van *Corophium volutator* in het Schelde-estuarium (densiteit).



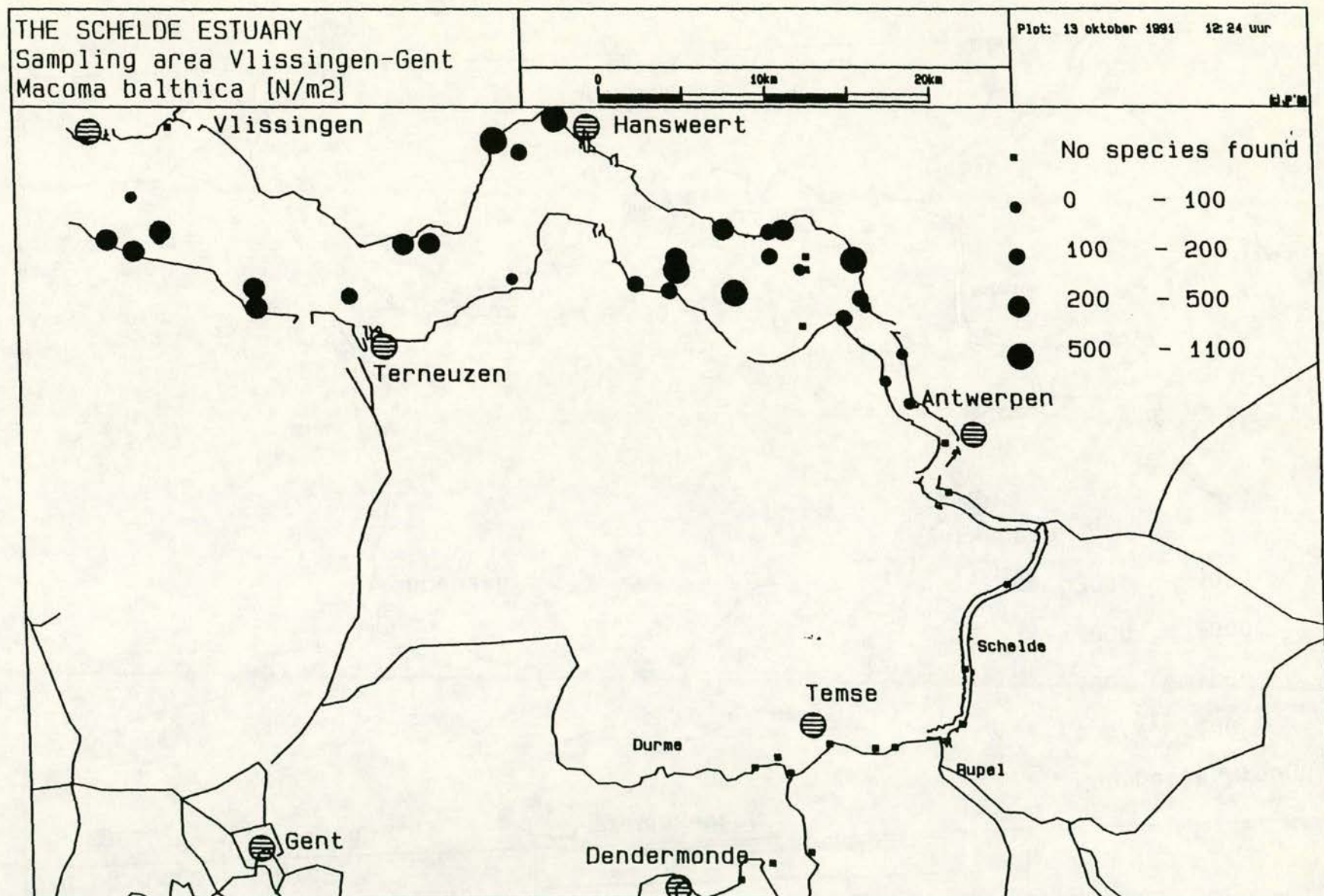
Kaart 12. Verspreidingskaart van *Cerastoderma edule* in het Schelde-estuarium (densiteit).



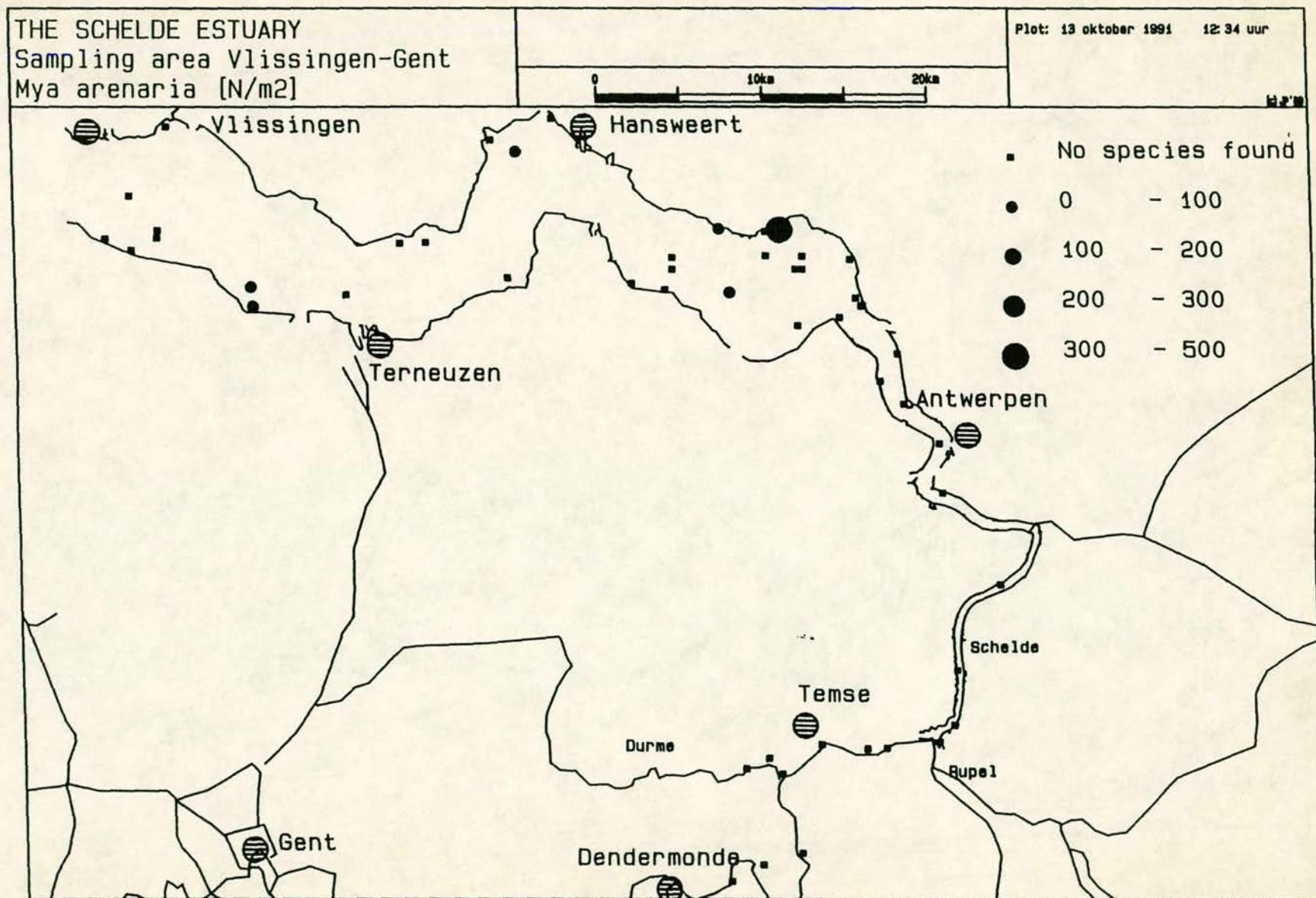
Kaart 13. Verspreidingskaart van *Hydrobia ulvae* in het Schelde-estuarium (densiteit).



Kaart 14. Verspreidingskaart van *Macoma balthica* in het Schelde-estuarium (densiteit).



Kaart 15. Verspreidingskaart van *Mya arenaria* in het Schelde-
estuarium (densiteit).



Kaart 16. Verspreidingskaart van *Scrobicularia plana* in het Schelde-estuarium (densiteit).

