

P. Jorgeloo.
133834

332

van Gabriel!
nieb

~~1803~~

3138

MILIEU EN PLANKTON IN DE WESTERSCHELDE

Drs. N. de Pauw

(Laboratorium voor Oecologie, Rijksuniversitair Centrum, Antwerpen)

Overdruk uit:
Mededelingen van de Hydrobiologische Vereniging,
jaargang nr. 5, jaar 1971, blz. 3 t/m 16.

MILIEU EN PLANKTON IN DE WESTERSCHELDE

Drs. N. de Pauw

(Laboratorium voor Oecologie, Rijksuniversitair Centrum, Antwerpen)

Inleiding en doelstelling.

Het doel van het onderzoek was de Westerschelde zo goed mogelijk te karakteriseren aan de hand van physicochemische en bacteriologische gegevens, alsmede aan de hand van de kwantitatieve en kwalitatieve analyse van het netplankton. Het nannoplanktononderzoek ondervond grote moeilijkheden wegens de grote slibrijkdom van het water, zodanig dat hierop voorlopig althans niet verder werd ingegaan. Verschillende redenen hebben ons aangezet om aan dit onderzoek te beginnen.

- (1) In het verleden is aan dit economisch zo belangrijk estuarium nooit een globale studie gewijd, waarschijnlijk vnl. uit praktische overwegingen. De Schelde is gelegen in 2 verschillende landen hetgeen de zaak zeker niet vergemakkelijkt. In België zijn slechts 3 hydrobiologische studies te vermelden. VAN MEEL (1958) behandelde het phytoplankton op slechts één plaats in de Schelde, nl. te Liefkenshoek (gelegen bij Doel) (fig.1) en dit gedurende één jaar (1950). VERRAES (1965) behandelde het zooplankton en het periphyton ter hoogte van de Rupel. Er wordt echter geen aandacht besteed aan de faktor zoutgehalte. Verder vinden we nog een belangrijke studie van LELOUP & KONIETZKO (1956), die ons over de zone Antwerpen-Zandvliet en de aangrenzende schorren en slikken, benthos- en planktongegevens verschaft die echter moeilijk kwantitatief te vergelijken zijn met onze waarden.
- (2) De stormachtige, industriële ontwikkeling langsheen de Westerschelde maakte het noodzakelijk gegevens te verzamelen om de toestand nu te omvatten en die dan later als vergelijkingsmateriaal te kunnen gebruiken zoals dat b.v. reeds gedaan werd voor het Eems-, Weser- en Elbe-estuarium (CASPER, (1958), KUHL (1968), RHEINHEIMER (1965), SCHULZ (1961), e.a.).

In samenwerking met het Delta-Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek te Yerseke bemonsterden we maandelijks, en dit gedurende 3 jaar, de Schelde vanaf de monding bij Breskens-Vlissingen tot bij de sluizen in Gent op 22 vaste monsterpunten (fig. 1). Het traject van zowat 160 km werd in 3 stukken verdeeld, gezien de onmogelijkheid de bemonstering op één dag door te voeren. Deze 3 etappes zijn Vlissingen-Zandvliet, Zandvliet-Antwerpen en Antwerpen-Gent. De 2 eerste trajecten werden bemonsterd per boot, het laatste per auto. De stalen werden dan genomen vanaf staketsels. 13-uur metingen op vaste punten vulden dit bemonsteringsschema aan om also een idee te verkrijgen over de mogelijk te verwachten variaties en spreiding voor bepaalde factoren, gezien we in een getijdengebied werkten.

Bij dit onderzoek hebben we steeds twee punten beoogd.

- (1) De verspreiding in tijd en plaats nagaan van de planktonge-

- meenschappen, in functie van verschillende oekologische factoren, waaronder als één der voornaamste het zoutgehalte.
- (2) De consequenties nagaan van de vervuiling en de graad van de vervuiling schetsen met behulp van physicochemische, bacteriologische en planktologische gegevens.

Belasting van het estuarium met afvalwater.

Zoals we op het kaartje van de Schelde (fig. 1) kunnen zien, liggen er langs het ganze traject veel belangrijke plaatsen. Deze voeren rechtstreeks of door een verbinding (b.v. Brussel via de Rupel) het huishoudelijk afvalwater ongezuiverd in de Schelde. Voor een opsomming van de industrieën langs de Schelde (en de uitbreiding daarvan) wordt verwezen naar de bijdrage van BAKKER & HEEREBOUT in dit nummer. Het is duidelijk dat het alles bij elkaar gaat om een impressionant aantal inwoner-equivalenten zoals we kunnen gissen.

Karakterisatie van het estuarium.

1. Physicochemisch.

(a) Inleiding.

De Westerschelde kunnen we beschouwen als een vrij typisch estuarium indien we de definitie gegeven door PRITCHARD (1967) nagaan: een estuarium is een halfingesloten watermassa in de nabijheid van de kust gelegen, in vrije verbinding met de open zee en waarin zeewater op meetbare wijze verdund wordt met zoetwater, afgevoerd van de landzijde. CODDE (1951) karakteriseert fysisch de Zeeschelde als een enkelvoudig estuarium met open monding, een relatief sterke getijd-amplitude (gemiddeld 3,76 m) en een diepe indringing van de getijdegolf in het Scheldebekken: de limiet van de Zeeschelde opwaarts bevindt zich op 160 km van de monding, bij de sluisen van Gentbrugge. Deze limiet is artificieel, gezien op die plaats de energie van de getijdgolf nog ver van gedegradeerd is. Het bovendebiet is zeer zwak tegenover het vloedvolume. Bij Antwerpen, gelegen op 83 km van de monding, vertegenwoordigt het normaal debiet slechts 10 % van het vloedvolume, dat op die plaats geschat wordt op ongeveer 62 miljoen m³. Als andere karakteristieken kunnen we nog vermelden dat in de Schelde vanaf Vlissingen tot zowat Zandvliet vele vloed- en ebscharen bestaan, gekoppeld aan plaatsystemen, waar rond circulaire stromingen ontstaan in het estuarium. De gemiddelde diepgang in het hoofdvaarwater bedraagt ongeveer 12 m bij GLLWS. Uitgaande van gegevens van de Rijkswaterstaat bedraagt volgens onze berekeningen de gemiddelde verplaatsing van het water in een vloed- of eb fase bij normaal tij ca. 15-17 km naargelang de beschouwde zone.

(b) zoutgehalte.

Het estuarium is gekenmerkt door een mooi regelmatig zoutgradient met het sterkste verval in de kurven ter hoogte van Bath-

Zandvliet (fig. 2). Het zoutgehalte schijnt sterk onder invloed van het bovendebiet (afvoer) te staan, en op haar beurt onrechtstreeks in verband met de hoeveelheid neerslag. In de wintermaanden verlaagt vrij plots het zoutgehalte door de hoge rivierafvoer, welke het gevolg is van een sterk verhoogde neerslag in die periode. De trendlijnen blijven echter steeds dezelfde doch in de loop van het jaar zien we een verschuiving van de verschillende zoutgehaltezones (vastgesteld volgens het Venice-System, zie Anonymus), zoals in onderstaande tabel is weergegeven.

Klassificatie in 1967.

	Vlissingen	Bath	Antwerpen	Schelle (Rupel)
min.	polyhalien	oligohalien	zoetwater	zoetwater
max.	euhalien	polyhalien	B-mesohalien	oligohalien

De sterkste verschuivingen krijgen we in de zone Bath-Zandvliet waar de organismen dus het sterkst aan schommelingen in zoutgehalte onderworpen zijn. Deze zone is dan ook gekenmerkt door het zogenaamde "Arten-minimum" volgens Remane (fig. 4).

(c) circulatie.

Volgens het schema van BOWDEN (1967), aangaande de verschillende typen van estuarine circulaties, moesten we de Westerschelde onderbrengen in het type 4, hetzij vertikaal homogeen, waarbij fysisch de getijstroom overheersert boven de rivierafvoer. Wijzelf beschouwen het estuarium op grond van onze zout- en zuurstofmetingen als "a complete mixed estuary", alhoewel er soms tijdens de kenteringperiodes zwakke, tijdelijke stratificaties kunnen optreden. Gedurende die periodes kunnen we aantonen dat zich twee waterlagen vormen: de bovenlaag bestaat uit water met een relatief laag zoutgehalte onder invloed van de rivierafvoer en beweegt zich stroomafwaarts; het water daaronder heeft een hoger zoutgehalte onder invloed van de zee en beweegt zich stroomopwaarts.

De verschillen tussen oppervlakte en bodem voor zoutgehalte bedroegen gemiddeld 0,20 g Cl¹/l hoger in de diepte dan aan de oppervlakte. Het grootste verschil bedroeg 1,89 g Cl¹/l, hoger bij de bodem (Bath, 22-X-'69). Het is in de buurt van Baelhoek-Zandvliet dat we de grootste verschillen vaststelden. Het gaat hier immers ook om de contactzone tussen zoet en zout water (B-mesohaliene en oligohaliene zone). Het feit "completely mixed" te zijn is belangrijk omdat we ons bij lozingen mogen verwachten aan snelle vermenging met de ganse watermassa, hetgeen de verdunning ten goede komt.

(d) De zuurstofhuishouding.

De graad van verontreiniging in het ganse estuarium en het verloop van het zelfreinigingsproces wordt goed geïllustreerd in fig. 2, waar de situatie van juni '69 wordt weergegeven.

Als factoren zijn hierin o.m. opgenomen het zuurstofgehalte (in % verzadiging), het biochemisch zuurstofverbruik na 5 dagen, kortweg BOD₅ en aangeduid met het teken X en het KMnO₄-verbruik als maat voor de oxydeerbare organische stoffen. Verder zijn ook afgebeeld enkele afbraakprodukten van de organische stoffen, nl. NH₄-N, die geoxydeerd wordt tot NO₃-N in het zelfreinigingsproces (waarden uitgezet als histogram). Vertrekkende van een zuurstofwaarde van nagenoeg 100 % verzadiging bij de monding daalt deze zeer sterk in de zone van Bath-Zandvliet om een minimum te bereiken (< 10 %) bij de Rupelmonding. Tegengesteld daaraan lopen de BOD₅-waarden op van ca. 2 mg/l bij de monding tot zowat 15 mg/l bij de Rupelmonding. Parabel daaraan stijgt ook het KMnO₄-verbruik van ongeveer 10 mg/l tot ongeveer 120 mg/l, hetgeen wijst op een sterke aanvoer van organische stoffen in die zone. Gaande van Gent naar Vlissingen zien we achtereenvolgens in fig. 2 drie pieken tot uiting komen: een maximum aan organische stoffen (KMnO₄-verbruik) bij de Rupelmonding waarop reeds gewezen werd, een maximum NH₄-N gehalte kort daarop bij Antwerpen en daaropvolgend bij Bath een maximum aan NO₃-N. De nitrificatie kan in die zone volop doorgaan door het voldoende aanwezig zijn van zuurstof. Hierbij wordt NH₄ tot NO₃ over NO₂ geoxydeerd (zie stijging zuurstofkurve in die zone). Naar de monding toe neemt het gehalte aan NO₃ af. Waarschijnlijk wordt ze voor een groot gedeelte verbruikt als anorganisch voedingszout door de bacteriën en diatomeeën. Met het maximum aan NH₄ en KMnO₄-verbruik stemt een minimum aan NO₃ en O₂ overeen, als ook een maximum aan bacteriën (fig. 3) welke de organische stoffen afbreken en oxideren tot meer elementaire eindprodukten. De zelfreiniging komt dus het best tot uiting in de zone Zandvliet-Bath. Deze zone zouden we de recuperatiezone willen noemen voor de Schelde. De zelfreiniging begint inderdaad pas goed tot uiting te komen eens voorbij het Schijn, zowat het laatste belangrijke lozingspunt van organische stoffen in de Belgische zone. Aangestipt zij nog dat de zuurstofkurven grofweg dezelfde allure vertonen als de zoutkurven, hetgeen twee effecten door elkaar geeft die soms moeilijk te scheiden zijn. Naast het bekijken van het zelfreinigingsproces dat zich voordoet volgens de lengtes van het estuarium dienen we ook nog op het seizoensaspect in dit verband te wijzen. In de winter b.v. brengt de grotere rivierafvoer niet alleen een grotere verdunning mee van eenzelfde hoeveelheid afvalwater doch het afgevoerde water wordt ook sneller naar zee afgeleid. Bij lagere temperaturen vertraagt de bacteriële afbraak en kan het water meer zuurstof bevatten, zodat de situatie er in de winter iets gunstiger kan uitzien. In de warmere periodes is het beeld dikwijls het tegenovergestelde. De laagste waarde noteerden we meestal in de lente en in de herfst. In het traject Antwerpen - Gent b.v. werd verschillende keren de anaerobe toestand bereikt, hetgeen wijst op een totale overbelasting van de zelfreinigingscapaciteit. De goede zomer van 1969 bracht mee dat we nadien in de herfst, zelfs in het traject Vlissingen - Hansweert lagere zuurstofwaarden noteerden dan dit gewoonlijk het geval was.

(e) Fosfaten.

Waar zuurstof, NH_4 , NO_3 en KMnO_4 - getal duidelijk aantonen dat we de zwaarste organische verontreiniging aantreffen bij de Rupelmonding, schijnen de opgeloste fosfaten in stijgende lijn te verlopen van de monding bij Vlissingen tot Gent en aldus meer te beantwoorden aan de verdunning die we aantreffen in het estuarium (fig. 2). De hoeveelheden PO_4 onder al zijn vormen zijn enorm te noemen. Als hoogste waarde voor 1967, '68 en '69 noteerden we 9,51 mg totaal PO_4 , hetgeen overeenkomt ongeveer met 100 mugat P/l. Van een gewone eutroficatie kunnen we in de zone Gent-Antwerpen dus niet meer spreken. We kunnen hier ook zeker niet van een gunstige aanrijking spreken van het milieu in voedingszouten. We vermoeden dat door de continue lozingen van verschillende industrieën het PO_4 -gehalte nog sterk zal verhogen. Inderdaad, in deze effluënten noteerden we tot 500 mg PO_4 /l.

(f) Doorzichtigheid.

De Secchi-getallen, alhoewel afhankelijk van het moment in het getij, het soort getij en de partikelgrootte van het onderliggende sediment, vertonen nochtans een bepaalde tendens (fig. 2). De doorzichtigheden zijn minimaal in de buurt van de Rupel (2-5 cm), terwijl we bij Vlissingen in het algemeen de grootste doorzichtigheden noteerden (tot 150 cm). Bij Gent observeerden we verschillende keren doorzichtigheden die bijna 0 cm bedroegen, op het ogenblik van anaerobe gisting van het water, waarbij zich dan een vlies op het wateroppervlak had gevormd. De lage doorzichtigheden zijn voor een groot deel te wijten aan het hoge slibgehalte in de zones vanaf Zandvliet tot Gent en ook wel in zekere zin karakteristiek voor estuariën, zeker in de mesohaliene zone (POSTMA, 1967). Doch we zijn er ook evenwijd van overtuigd dat een goede fraktie van het gehalte aan gesuspendeerde stoffen te wijten is aan detritusvlokken afkomstig van de lozingen van afvalwater. Lage doorzichtigheden bevorderen de lichtpenetratie niet en aldus ook niet de mogelijkheid tot goede ontwikkeling van chlorophylhoudende organismen die normaal moeten volgen op de ontwikkeling van bacteriën en Ciliaten in de verschillende zelfreinigingstrappen. De kleuren van het water waren ook meestal in de zone van Zandvliet tot Gent, zwart-grijsig te noemen waar ze normaal groen-bruin zouden moeten zijn.

2. Bacteriologisch.

Uit fig. 3 is het verloop van het kiemgetal op Nutrient Agar (voedingsbodem met zoet water), Zobell Agar (voedingsbodem met z.g. "aged sea water" bereid), het aantal Coliformes en het aantal *Streptococcus fecalis* voor de maand juni 1969 af te lezen. Het kiemgetal op Nutrient Agar (incubatie bij 22° C gedurende 2 dagen) is exceptioneel hoog te noemen: bijna 100 kiemen/ml bij Vlissingen tot ongeveer 1.000.000/ml bij de Rupelmonding. De paralleliteit met de organische stoffen is opvallend en we krijgen weer een maximum bij de Rupelmonding die het effect van de stad Brussel laat voelen (fig. 2 en 3).

Het kiemgetal op Zobell Agar 2216E geeft ons dezelfde trendlijnen als voor Nutrient Agar. Bij de monding van de Schelde met hoger zoutgehalte krijgen we een iets hoger kiemgetal op Zobell Agar, terwijl in het zoetwatertraject het kiemgetal op Nutrient Agar steeds duidelijk hoger ligt; de kurven kruisen elkaar in de brakwaterzone bij Bath. We moeten aanstippen dat de fraktie op Zobell Agar in de zoetwaterzone echter nog zeer aanzienlijk is. Het effect van de lozingen bij Terneuzen wordt beter geïllustreerd op de Nutrient dan op de Zobell Agar.

Bepaling van Coliformes op Mac Conkey Agar en van Streptococcus fecalis op M-enterococcus Agar, illustreren beide heel duidelijk de herkomst van de organische verontreinigingen, namelijk huishoudelijke afvalwateren. Weer komt het maximum voor bij de Rupelmonding. De lozingen bij Vlissingen en Terneuzen konden bij verschillende staalnamen aangetoond worden (fig. 3). Dat het aantal Coliformes in een water geldt als een zekere indicatie voor de fecale verontreiniging en dat met een verhoogd Coligetel de kans op aanwezigheid van pathogene kiemen sterk toeneemt hoeft geen betoog meer. Ik wil hier nog alleen aan toevoegen dat onze kustwateren in diverse enquêtes en door bepaalde organisaties bestempeld werden als verdacht en zeer gevaarlijk. In die gevallen hebben we dan te doen met Coligetallen van 5 - 20/ml. Wat moeten we dan zeggen over Coligetallen, zoals we hebben waargenomen bij Rupel van 2.000.000/ml ?

3. Het plankton.

Bij het bekijken van de planktongemeenschappen ging onze aandacht vanzelfsprekend eerst uit naar de kwalitatieve en kwantitatieve samenstelling van het zogenaamde planktonspectrum (VAN OYE, 1937), bekeken volgens de lengte-as van het estuarium en volgens het seizoen en dus gekoppeld aan verschillende oekologische factoren. Zo bestudeerden we het voorkomen van mariene en zoetwaterelementen in het plankton in functie van het zoutgehalte, hetgeen duidelijk aan te tonen is (fig. 4 en 5). We hebben hier dus te maken met een dynamisch aspect van het estuarine onderzoek waarbij we het opschuiven zien naar binnen toe in het estuarium van mariene plankters naarmate het zoutgehalte in de loop van het jaar hoger wordt door een verminderde afvoer van zoet water. Of deze migraties actief of passief zijn laten we voorlopig in het midden.

Algemeen kunnen we zeggen dat het zoute water gekenmerkt wordt door de groep van de Diatomeeën en de Copepoda, terwijl we als tegenhanger van de Diatomeeën in het zoete water voornamelijk de Chlorophyceae aantreffen (Scenedesmus en Pediatrum). Zij kennen echter niet de ontplooiing die we ervan zouden verwachten (fig.5). De aantallen zijn bijna altijd zeer laag en het planktonbeeld is meestal gekarakteriseerd door bacteriën, Ciliaten (Carchesium polyinum) enkele Rotatoria en soms een groot aantal Melosira granulata in de zomer. De groep van de Copepoda en Cladocera die normaal zou moeten voorkomen is op enkele uitzonderingen na onbestaande, hetgeen bijna zeker geldt als een effect van de hoge bevuilingsgraad in het zoetwatertraject.

Het totaalbeeld van het estuarium wordt voornamelijk gekenmerkt door mariene en zoetwaterplankters (fig. 5). De echte brak-

watersoorten kennen een veel geringere ontplooiing. Dominantie van het echte brakwaterplankton, althans voor wat het phytoplankton aangaat, konden we slechts enkele keren vaststellen. Zo b.v. in aug.-sept. '69. In die periode kwam *Coscinodiscus biconicus* tot een geweldige bloei (60.000 ex/l). De ontplooiing van *Eurytemora affinis*, de voornaamste brakwatercopepode, is aan andere factoren gekoppeld zoals we later zullen zien.

Voor de brakwatersoortenontwikkeling moeten de verblijfstijden van het water voldoende lang zijn om deze soorten tot ontwikkeling te laten komen (zie o.a. SCHULZ, 1960) d.w.z. een bepaalde watermassa moet gedurende een bepaalde tijd kunnen vertoeven in een bepaalde zone. Indien deze watermassa te vlug naar zee opschuift verandert het zoutgehalte te sterk door vermenging met zouter water en wordt de zouttolerantie van het organisme in kwestie overschreden. In de Westerschelde treffen we echter het verdronken land van Saaftinge (een schorren- en slikkengebied ten zuiden van het gedeelte Baelhoek-Bath), gelegen ter hoogte van de brakwaterzone van het estuarium, waarin zich schijnbaar veel individuen van brakwatersoorten ontwikkelen, die dan aan de randzone uitgespoeld worden en zo een tijdje in het hoofdvaarwater blijven heen en weer pendelen. Dit is ondermeer het geval voor het zich ophouden van *Eurytemora affinis* steeds in die omgeving. Het voorkomen van deze brakwater-Copepode schijnt slechts binnen zeer brede grenzen (volgens onze waarnemingen 0,1-15 g Cl¹/l) gebonden te zijn aan het zoutgehalte, doch het dier blijkt voor zijn ontwikkeling eerder gebonden te zijn aan wateren met een geringere stroomsnelheid, condities die zich waarschijnlijk voordoen achteraan in het verdronken land van Saaftinge. Het verdronken land moeten we waarschijnlijk beschouwen als een groot brakwaterreservoir, waarin het water kans heeft om langere tijd te vertoeven dan in de hoofdstroom. Tot analoge vaststellingen kwam ook Peelen bij zijn onderzoekingen in het noordelijk deltagebied (zie de jaarverslagen van het Delta-Instituut voor Hydrobiologisch Onderzoek). Een gedeelte van de populatie wordt uitgespoeld en komt aldus in de stroom terecht en is daar onderworpen aan de oscillerende getijbeweging.

Hetzelfde fenomeen merkten we op ter hoogte van Terneuzen en Hansweert. De aantallen waren daar echter geringer. Interessant is dat we zo op bepaalde ogenblikken verschillende populaties van *E. affinis* aangetroffen, de ene bij het verdronken land van Saaftinge (1 g Cl¹/l), de andere bij Terneuzen (12 g Cl¹/l). Voor de toekomst zou dit bijna permanent aanwezig zijn van deze Copepoda in een zone van sterke industrialisatie een goede bio-indicator kunnen zijn voor de waterkwaliteit.

In verband met dit gelocaliseerd voorkomen van *E. affinis* hielden we ons ook nog bezig met de beweging van planktonwolken, o.a. van *E. affinis*, *Acartia tonsa* en *Coscinodiscus biconicus*, hetgeen zeer duidelijk kon worden aangetoond. Hierover uitwijden zou ons echter te ver leiden. Hetzelfde geldt voor de problematiek in verband met de classificatie van de organismen in bepaalde systemen (Halobien-systeem van KOLBE (1927) en het Venice-System (1959), gebaseerd op het systeem van REDEKE (1922)). Bepaalde soorten schijnen zich zeer goed te laten classificeren volgens deze systemen en schijnen inderdaad zeer gebonden te zijn aan bepaalde zoutgren-

zen. Andere soorten schijnen helemaal niet in het systeem te passen of zijn tenminste moeilijk in een bepaalde categorie onder te brengen. We stelden vast dat voor het plankton de verbreidingsgrenzen over het algemeen veel breder liggen dan voor het benthos (zie o.m. CASPERS, 1967) en dat de stroming voor de verbreiding van vele soorten verantwoordelijk is. Zo bleek dat verschillende soorten, in de literatuur bestempeld als marien, inderdaad voorkomen in die euhaliene zone, doch ook in de mogelijkheid blijken te zijn zeer diep in de brakwaterzone binnen te dringen en daar zelfs tot bloei te komen (b.v. *Biddulphia sinensis* (fig. 6), *Synedra nit-schiodes*, *Rhaphoneis amphiceros*). Of moeten we aannemen dat de vroegere auteurs ze verkeerd klasseerden of dat de verspreidingsgrenzen van vele soorten veel breder liggen dan we dachten en dat waarschijnlijk teveel nadruk gelegd werd op één oekologische factor, namelijk het zoutgehalte, terwijl b.v. nutriëntfactoren de ontwikkeling sterk kunnen stimuleren? Kweekproeven kunnen hier de uitkomst brengen. Aangestipt moet nog dat de zouttolerantie kan gewijzigd worden bij veranderde temperatuur en omgekeerd (KINNE, 1956 - 1964).

Saprobiegraad.

Alhoewel het milieu van de zone Gent-Zandvliet physicochemisch en bacteriologisch minstens als polysaproob en soms zelfs als isosaproob moet gekarakteriseerd worden (volgens het schema van SLÁ-DEČEK (1965)) krijgen we volgens de formule van PANTLE & BUCK (1955) voor de berekening van de saprobiegraad, uitgaande van netplanktongegevens, een index van 2, hetgeen overeenkomt met de B-mesosaprobe klasse (matig verontreinigd). Analoge moeilijkheden in dit verband werden vroeger reeds gerapporteerd door CASPERS & SCHULZ (1960).

Waar we dus normaal de waterkwaliteit of de saprobiegraad goed kunnen bepalen aan de hand van het universele klassificatiesysteem van Kolkwitz en Marsson zien we dat we de Schelde bovenstrooms van Antwerpen moeilijk nog biologisch kunnen beoordelen.

Het voorgestelde klassificatie- en beoordelingsstelsel volgens LIEBMANN (1965) e.a., steunende op de zuurstofhuishouding, lijkt ons nog het meest aangewezen. Dit systeem laat ons toe eveneens de brakke wateren te beoordelen, waarvoor op het ogenblik nog geen saprobiesystemen zijn opgesteld, zoals KOLKWITZ & MARSSON (1902, 1908, 1935, 1950) en later LIEBMANN (1951 - 1962) dit uitwerkten voor het zoete water.

Besluit.

De analyse van al de hoger besproken componenten toont aan in welke mate het Westerschelde-estuarium een complex biotoop is, waar verschillende gradiënten van milieufactoren door elkaar lopen en ook in elkaar grijpen.

Uit de evolutie van:

- (1) het zuurstofgehalte, het biochemisch zuurstofverbruik, het KMnO_4 -verbruik (organische stoffen), de verschillende anorganische componenten, zoals NH_4 , NO_3 , PO_4 -waarden,
- (2) het aantal bacteriën, Coliformen en Streptococconen,

(3) de kwantitatieve en kwalitatieve samenstelling van het plankton waarbij dan ook nog gebleken is, in het zoetwater-traject althans, hoe moeilijk het is de bestaande biologische situatie volgens het saprobiesysteem te kenmerken, is het overduidelijk dat we hier te doen hebben met een milieu dat sterk onder invloed staat van polluerende factoren, met name van industriële en huishoudelijke afvalwaters.

Op grond van onze resultaten menen we dus te mogen stellen dat de situatie nu reeds in bepaalde periodes vrij kritiek geworden is, zeker in het Belgische gedeelte van de Schelde, in mindere mate in het Nederlandse deel, en dat in de heel nabije toekomst op grond van de bestaande uitbreidingsplannen voor lozingen van afvalwater zowel in Nederland als in België een verdere verslechtering van de waterkwaliteit mag verwacht worden in de ganse Westerschelde.

Literatuur.

- ANONYMUS, 1959. Symposium on the Classification of Brackish Waters. Final resolution. *Archo Oceanogr. Limnol.*, II (Suppl), 243 - 5.
- BOWDEN, K.F., 1967. Circulation and Diffusion. *Estuaries*, AAAS, No. 83.
- CASPERS, H., 1958. Biologie der Brackwasserzonen im Elbeästuar. *Verh. Internat. Ver. Limnol.*, XIII, 687 - 698.
- CASPERS, H., 1967. Estuaries: Analysis of Definitions and Biological Considerations. *Estuaries*, AAAS, No. 83.
- CASPERS, H. & SCHULZ, H., 1960. Studies zur Wertung der Saprobiesysteme. Erfahrungen an einem Stadtkanal Hamburgs. *Int. Revue ges. Hydrobiol.*, VL, 4, 535 - 565.
- CODDE, R.E.L., 1951. Etudes physicochimiques du Bassin Maritime de l'Escaut. *Bull. Centre d'Et. et d'essais Scientif, des construct. du Génie civ. et d'hydraul.*, V, 333 - 342.
- HAMM, A., HUBER, L., LIEBMANN, H., OFFHAUS, K., REIMANN, K., RUF, M. & WELLER, G., 1965. Die Bewertung der Gewässergüte nach dem Sauerstoffhaushalt im Fliessenden Gewässer. *Die Wasserwirtschaft*, LV, 7, 8, 9, 20 - 23.
- KINNE, O., 1956. Über Temperatur und Salzgehalt und ihre physiologisch - biologische Bedeutung. *Biol. Zbl.*, LXXV, 314 - 327.
- KINNE, O., 1964. The effects of temperature and salinity on marine and brackish water animals. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* II, 281 - 339.
- KOLBE, R.W., 1927. Zur Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasserdiatomeen. Die Kieselalgen des Sperenberger Salzgebietes. *Pflanzenforsch.* VII, 1 - 146.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M., 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutsche Bot. Gesells.* XXVI, 505 - 519.
- KOLKWITZ, R. & MARSSON, M., 1909. Ökologie der tierische Saprobien. *Int. Revue gesamten Hydrobiol.*, II, 126 - 152.
- KOLKWITZ, R., 1950. Ökologie der Saprobien. Über die Beziehungen der Wasserorganismen zur Umwelt. *Schriftenr. Ver. Wasser., Boden - u. Lufthygiene Berlin - Dahlem Nr 4*, Stuttgart: Piscator - Verlag; 1 - 64.

- KÜHL, H. & MANN, H., 1968. Vergleichende Untersuchungen über Hydrochemie und Plankton deutscher Flussmündungen. Helgol. Wiss. Meeresunters., XVII, 435 - 444.
- LELOUP, E. & KONIETZKO, B., 1956. Recherches Biologiques sur les eaux saumâtres du Bas - Escaut. Instit. Roy. Scienc. Nat. Belg. Mémoire No. 132, 100 pp.
- LIEBMANN, H., 1951. Handbuch der Frisch - und Abwasserbiologie. München; Verh. R. Oldenbourg, I - II.
- LIEBMANN, H. & OFFHAUS, K., 1965. Über die Grundlagen der Abwasserphysiologie. A. Die Bewertung von Abwasser unter besonderer Berücksichtigung des biologischen Anteiles und der Toxizität. Die Wasserwirtschaft, LV (7), (8), (9).
- MEEL, L., VAN, 1958. Etudes hydrobiologiques des eaux saumâtres de Belgique. I. L'Escaut à Liefkenshoek (Doel). Bull. Inst. Roy. Sc. Nat. Belg. XXXIV, No. 4, 60 pp.
- OYE, P. VAN, 1937. Planktonspectra. Int. Rev. ges. Hydrobiol., XXXV, 328 - 338.
- PANTLE & BUCK, 1955. Die biologische Überwachung der Gewässer und die Darstellung der Ergebnisse. Bes. Mitt. z. Dt. Gewässerkundl. Ib. XII, 135 - 143.
- POSTMA, H., 1967. Sediment Transport and Sedimentation in the Estuarine Environment. Estuaries, AAAS, No. 83.
- PRITCHARD, D., 1967. What is an Estuary. Physical Viewpoint. Estuaries, AAAS, No. 83.
- REDEKE, H.C., 1922. Zur Biologie der niederländischen Brackwassertypen. Bijdr. Dierk. Amsterdam, XXII, 329 - 335.
- REMANE, A. & SCHLIEPER, C., 1958. Die Biologie des Brackwassers. Die Binnengewässer, XXII, 1 - 348.
- RHEINHEIMER, G., 1965. Mikrobiologische Untersuchungen in der Elbe zwischen Schnackenburg und Cuxhaven. Arch. Hydrobiol. Suppl. XXIX (3/4), 181 - 251.
- SCHULZ, H., 1961. Qualitative und quantitative Plankton - Untersuchungen im Elbe - Aestuar. Arch. Hydrobiol. XXVI (Suppl. I), 5 - 105.
- SLÁDEČEK, V., 1965. The Future of the Saprobity System. Hydrobiologia, XXV, (3 - 4), 518 - 537.
- VERRAES, W., 1968. Hydrobiologisch onderzoek in Zeeschelde en Rupel ter hoogte van de Rupelmonding en in een visvijver te Bornem. Natuurwet. Tijdschr. L, 132 - 173.

Laboratorium voor Ecologie.
 Dir. Prof. Dr. F. EVENS.
 Rijksuniversitair Centrum, Antwerpen.
 Middelheimlaan 1.
ANTWERPEN.

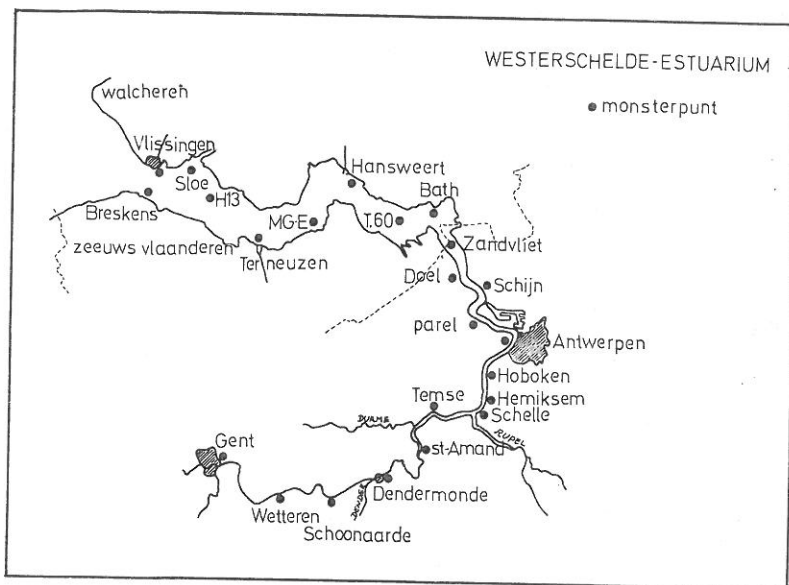


Fig.1.

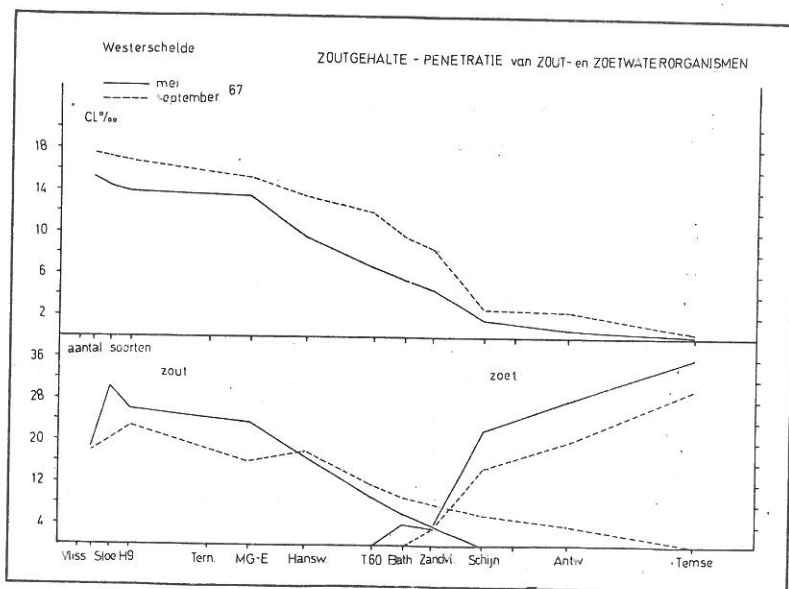


Fig.4.

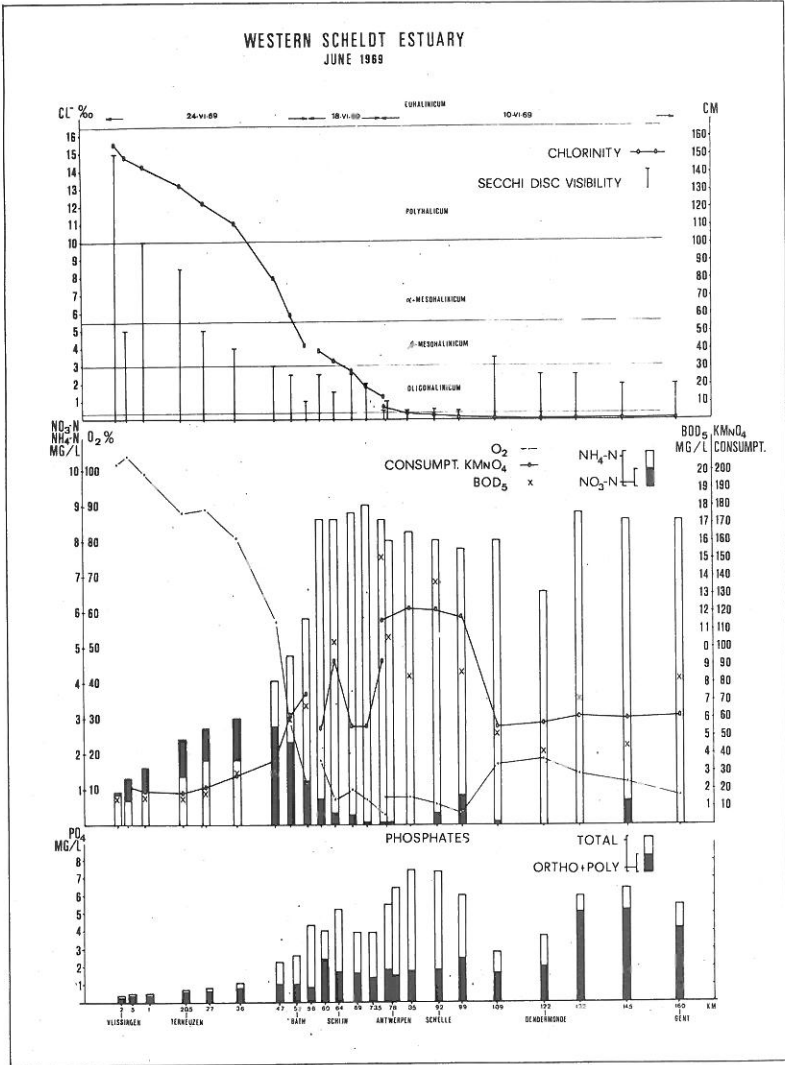


Fig.2.

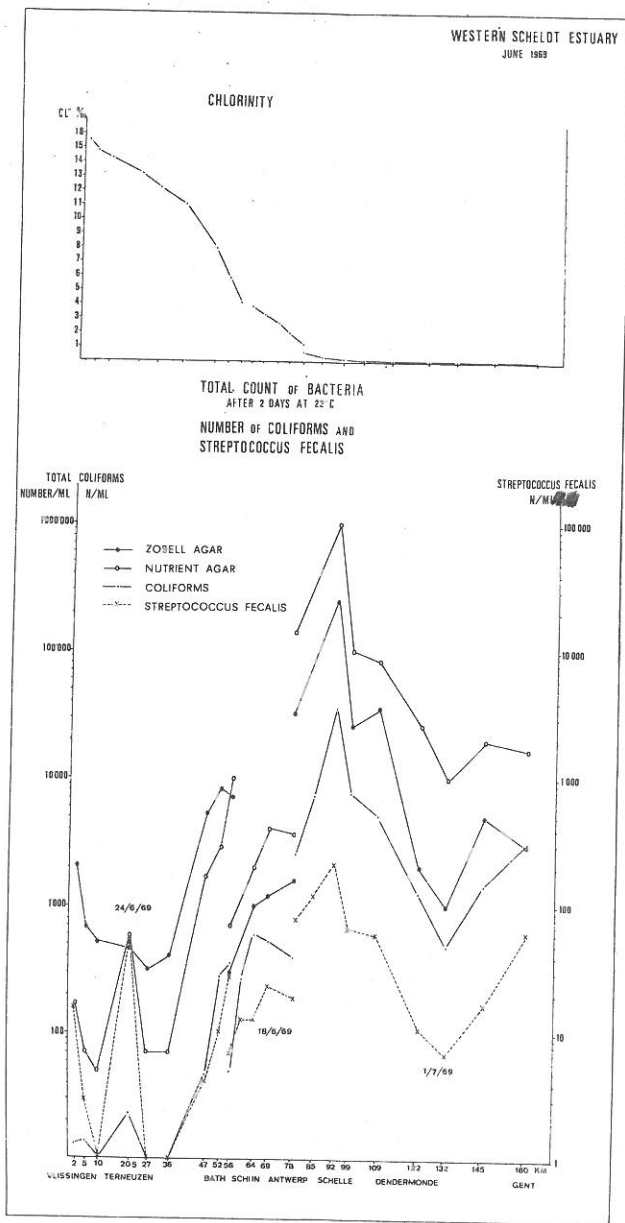


Fig.3.

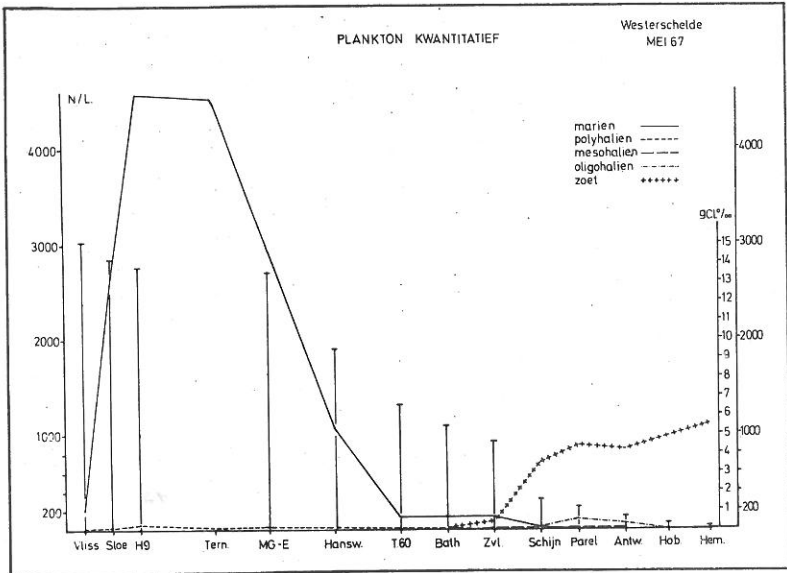


Fig.5.

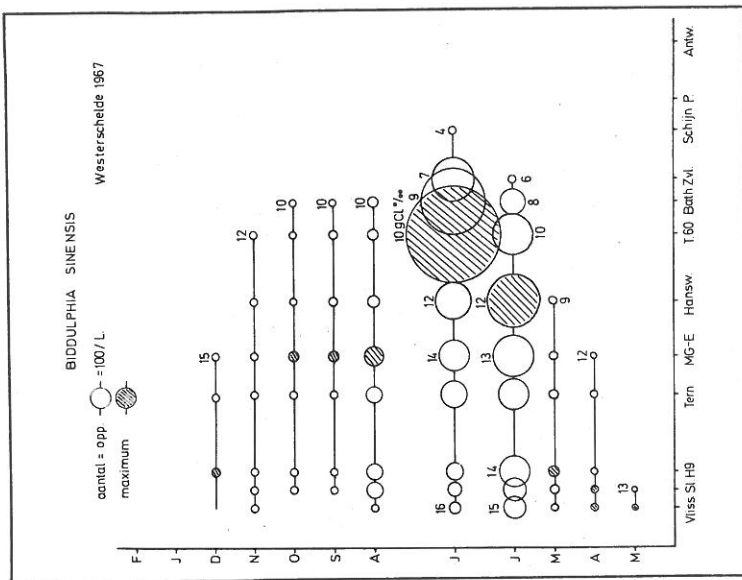


Fig.6.