

Het estuarium als ontvangend water van grote hoeveelheden afvalstoffen

CENTRALE LANDBOUWCATALOGUS



0000 0092 5251

NN 8201,398

no 399
~~965~~

C

Het estuarium als ontvangend water van grote hoeveelheden afvalstoffen

Afvoer van het veenkoloniale afvalwater naar de Eems

PROEFSCHRIFT

ter verkrijging van de graad van doctor in de landbouwkunde
op gezag van de rector magnificus ir. W. F. Eijsvogel,
hoogleraar in de hydraulica, de bevoeiing, de weg- en
waterbouwkunde en de bosbouwarchitectuur,
te verdedigen tegen de bedenkingen van een commissie
uit de senaat van de landbouwhogeschool te Wageningen
op vrijdag 2 juli 1965, te 16.00 uur

door

H. J. EGGINK

Staatsdrukkerij 's-Gravenhage 1965

1511=104495-03

Dit proefschrift met stellingen van HENDRIK JAN EGGINK, landbouwkundig ingenieur, geboren te Laren (Gelderland) op 1 maart 1923, is goedgekeurd door de promotor, DR. IR. E. G. MULDER, hoogleraar in de microbiologie.

De Rector Magnificus der Landbouwhogeschool

W. F. EIJSVOOGEL

Wageningen, 17 mei 1965

BIBLIOTHEEK
DER
LANDBOUWHOGESCHOOL
WAGENINGEN

STELLINGEN

I

Van de microbiologische processen die bij de technische zuivering van afvalwater plaatsvinden, wordt geen juist beeld verkregen, indien het onderzoek wordt uitgevoerd met actief slib, dat aan een wasproces werd onderworpen.

(zie o.m. H. W. van Gils. Diss. Wageningen, 1964 en dit proefschrift, lit. 97)

II

De waarde die onder Nederlandse omstandigheden aan het doorspoelen ter bestrijding van de waterverontreiniging veroorzaakt door organische afvalstoffen moet worden toegekend, is zeer betrekkelijk.

III

De thans gangbare opvatting, dat in een estuarium een primair verband bestaat tussen de diffusiecoëfficiënt en de waterafvoer van de rivier, is aanvechtbaar.

(Dit proefschrift pag. 33)

IV

Onder klimatologische omstandigheden met een sterk wisselend karakter kan een stationaire toestand in een estuarium zich bij benadering alleen bij gemiddelde rivierafvoeren instellen.

(Dit proefschrift pag. 104 e.v.)

V

In de strokartonindustrie is de hoeveelheid vers water mede bepalend voor de kwaliteit van het geproduceerde karton. Zowel om bedrijfstechnische redenen als uit een oogpunt van kwaliteit, is het toepassen van een gesloten circuit zonder reiniging, onaanvaardbaar.

(Zie o.m. Octrooi nr. 105325 1963, lit. 27)

VI

Wanneer waswater van een aardappelmeelfabriek via de afvoerleiding afgevoerd moet worden, is het om economische redenen noodzakelijk het wasproces met minder water uit te voeren.

VII

Voor de vereiste internationale uniformiteit dient de zuiverheidsbepaling van grassen, ten aanzien van de fracties „zuiver zaad” en „onschadelijke onzuiverheid”; te worden verricht met een gestandaardiseerde blaasapparatuur, zonder dat enige vorm van nacontrole plaatsheeft.

(zie o.m. Jaarverslag R. P. v. Z. Mededeling no. 4-april 1934.)

VIII

Kiemkrachtsbepalingen geven geen voldoende indicatie voor de houdbaarheid van zaaizaad.

IX

De relatief hoge bemestingswaarde van het fabricagewater van aardappelmeelfabrieken wettigt een intensieve landbouwkundige toepassing door middel van verregening.

(Dit proefschrift pag. 13)

X

De bij de oxydatief-biologische processen van afvalwaterzuivering resterende humus wordt bij lozing op een estuarium als dat van de Eems aan de aanwezige klei-humusvlok gebonden en daarna door sedimentatie aan de kringloop in het water onttrokken.

(Dit proefschrift pag. 44)

XI

Bij de toekomstige industriële uitbreiding in Nederland zal, in verband met het zelfreinigend vermogen van de estuaria, de keuze van de lozingsplaatsen een belangrijke bijdrage kunnen vormen bij de oplossing van de afvalwatervraagstukken.

H. J. Eggink

Wageningen, 2 juli 1965

*Aan Frederiek
Derk Jan
Coen*

VOORWOORD

Bij het verschijnen van dit werk stel ik het bijzonder op prijs, de docenten van de Landbouwhogeschool die tot mijn wetenschappelijke vorming bijdroegen, mijn oprechte dank te betuigen. Thans, 16 jaar na mijn ingenieursexamen, is nog een van mijn leermeesters actief werkzaam.

De boeiende en enthousiaste colleges, onder meer aangaande water en afvalwater, van wijlen Prof. Dr. J. Smit, bepaalden in belangrijke mate de richting die ik enkele jaren na mijn afstuderen koos en waarin water zo'n belangrijke rol vervult.

Hooggeleerde Mulder, met zeer veel erkentelijkheid zal ik steeds terugdenken aan de vele uren die ik bij het totstandkomen van dit proefschrift in Uw studeerkamer doorbracht. Het is slechts voor een gedeelte onder Uw leiding ontstaan. Dat U echter met Uw grote werkkraft en hulpvaardigheid mij in staat stelde, dit werk als proefschrift te voltooien, vindt stellig zijn verklaring in de omstandigheid, dat U zich nog steeds bij de vraagstukken betreffende de Veenkoloniën betrokken voelt.

Als een groot voorrecht zie ik het, mijnheer de Directeur-Generaal van de Rijkswaterstaat, dat mij na het overlijden van Dr. L. F. Kamps in het begin van 1959 de ruime mogelijkheden tot het onderzoek van de Eems-Dollard werden gegeven, waarna U mij in staat stelde de resultaten van dit onderzoek als proefschrift te publiceren.

U Hoogedelgestrengte Mom, Hopmans, Ribbius en Zijlstra, dank ik ten eerste voor de wijze, waarop U steeds belangstelling toonde in dit onderzoek. Met Uw kennis en Uw opbouwende kritiek hebt U mij bij moeilijke onderwerpen in plezierige discussies de weg gewezen. Zonder Uw medewerking zou dit werk niet tot stand zijn gekomen.

Dit laatste is in het bijzonder ook op Uw aandeel van toepassing, Hoogedelgestrengte Schönfeld en Dorrestein en Weledelgestrengte Otto en van Dam die mij onder meer in de grondslagen van de wiskundige behandeling van het diffusievraagstuk inleidden.

Ten slotte zij het mij vergund op deze plaats aan collega's en naaste medewerkers, werkzaam bij het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater te Voorburg, op de laboratoria te Sappemeer en te Baflo, op het laboratoriumvaartuig 'Dr. L. F. Kamps' en bij de Dienst Landaanwinning in de Directie Groningen van de Rijkswaterstaat, mijn dank uit te spreken voor de steun die ik in de verschillende fasen van het onderzoek heb mogen ondervinden. Uw aandeel in het verzamelen van het omvangrijke cijfermateriaal aangaande de industrieën en de Eems-Dollard, het aanvullende laboratoriumonderzoek, de verwerking van de analysegegevens, het vele tekenwerk van de figuren en het uitwerken van het manuscript, vormden een onmisbare schakel in dit onderzoek.

INHOUD

HOOFDSTUK I	INLEIDING EN OPZET VAN HET ONDERZOEK	pag.
1	Inleiding.	1
2	De opzet van het onderzoek.	2
HOOFDSTUK II	HET AFVALWATERVRAAGSTUK IN DE VEENKOLONIALE DRIEHOEK	
1	De veenkoloniale driehoek.	5
1.1	Het ontstaan van de afvalwateren.	5
1.2	De behandeling van de afvalwateren.	6
2	Afvalwaterhoeveelheden en verontreinigend vermogen.	7
3	De waterkwaliteit van de openbare wateren.	8
4	De sanering van het verontreinigingsvraagstuk.	9
4.1	Beperking van het watergebruik.	9
4.2	Utilisatie van de afvalstoffen.	12
4.3	Afvoer naar de Eems.	14
HOOFDSTUK III	DE GEBEZIGDE METHODIEKEN	
1	De bemonstering.	15
2	De waterhoeveelheidsmeting.	17
3	De gebezigde analysemethoden.	17
3.1	De voor de afvalwateranalyse gebruikelijke methoden.	17
3.2	Het biochemische zuurstofverbruik; volumetrische bepaling.	18
3.2.1	Inleiding.	18
3.2.2	Apparatuur.	19
3.2.3	Reagentia.	19
3.2.4	Uitvoering van de analyse.	20
3.2.5	Berekening.	20
3.3	De troebeling.	20
3.3.1	Apparatuur.	20

	pag.
3.3.2 Uitvoering van de meting.	21
4 Het verzamelen van de gegevens in het estuarium; de raaien van onderzoek.	21
4.1 De waarnemingspunten.	21
4.2 De verwerking van de resultaten.	21
4.3 De regelmaat der metingen.	24
4.4 De verrichte analyses.	24
5 Voedingsbodems.	24
5.1 Glucose-agar.	24
5.2 Ammonium-agar.	24
5.3 Kiemagar of trypton-glucose-gistextract-agar.	25
6 Register van de belangrijkste der gebruikte termen.	25

HOOFDSTUK IV DE VERSPREIDING VAN AFVALSTOFFEN; THEORETISCHE BESCHOUWINGEN

1 Het ontstaan van een zoutgradiënt.	28
2 De diffusie.	28
3 De initiële verdunning.	29
4 Het berekeningsmodel.	29
4.1 De toetsing van het berekeningsmodel.	30
4.2 De voor toetsing te gebruiken indicatorstof.	30
5 De gebruikte diffusievergelijking.	31
5.1 Het stationaire geval zonder afbraak.	33
5.2 Het niet-stationaire geval met en zonder afbraak en het stationaire geval met afbraak ($\tau = \infty$).	35
6 De toepasbaarheid van de gebruikte diffusievergelij- king voor de berekening van de verspreiding van afvalstoffen en van de B.O.D.	36

HOOFDSTUK V HET EEMS-ESTUARIUM

1 Klimatologische en hydrologische gegevens.	38
2 De afmetingen.	38
2.1 De lengte.	38
2.2 De natte doorsnede.	39
2.3 De oppervlakte.	40
2.4 Het totale waterbergende vermogen.	40
2.5 De variatie in de waterafvoeren van de rivier.	41
3 De slibbeweging.	41
3.1 De herkomst van het slib.	41

	pag.
3.2 De troebeling.	42
3.3 De betekenis van de slibbeweging in verband met de lozing van afvalwater.	44
HOOFDSTUK VI DE ZOUTTOESTAND VAN HET ESTUARIUM	
1 Het verloop van het zoutgehalte in verticale richting.	45
2 Het verloop van het zoutgehalte in overdwarse richting.	46
3 De wisselingen van het zoutgehalte in het estuarium ten gevolge van de zoetwateraanvoer.	46
4 Het verloop van het zoutgehalte in de lengterichting van de stroomgeul.	49
5 De verschillen in de debieten bij eb en vloed.	51
HOOFDSTUK VII DE ZUURSTOFHUISHOUDING; ALGEMEEN	
HOOFDSTUK VIII HET BIOCHEMISCHE ZUURSTOFVERBRUIK	
1 Inleiding.	55
2 Het verloop van de biochemische reactie.	56
2.1 De koolstoftrap.	57
2.2 De nitrificatietrap.	59
2.3 De vertraging van de biochemische reactie door verlaging van de temperatuur.	61
3 De resultaten van het onderzoek.	62
3.1 De invloed van de temperatuur op de snelheid van de biochemische reactie.	62
3.2 De invloed van zoet en zout verdunningswater.	65
3.3 Het verloop van het aantal bacteriën gedurende de biochemische reactie.	65
3.4 De enting met niet en wel belucht vers huishoudelijk afvalwater.	68
3.5 De snelheid van de biochemische reactie bij enting met aangepast entmateriaal.	69
3.6 De blokkering van de nitrificatie bij toepassing van de gewijzigde Sierp-methodiek.	76
3.7 De totale B.O.D. = B.O.D. _{C+N}	77
3.7.1 Het strokartonafvalwater en het fabricagewater.	79
3.7.2 De vervuilde oppervlaktewateren.	79
3.7.3 Het rioolwater van Amsterdam-West.	80

	pag.
3.7.4 Het estuariumwater.	80
3.7.5 De voor de berekeningen te bezigen verhouding tussen de B.O.D. _{C+N} en de B.O.D. ₅ van de verschillende afvalwateren.	82
3.8 De voor de berekeningen gekozen reactiesnelheden.	82

HOOFDSTUK IX DE ZUURSTOFHUISHOUDING VAN HET ESTUARIUM ONDER DE HUIDIGE OMSTANDIGHEDEN VAN AANVOER VAN AFVALSTOFFEN

I De belasting met afvalstoffen.	86
2 De in het estuarium voorkomende B.O.D.	89
2.1 De verrichte metingen en de uitwerking van het cijfermateriaal.	89
2.2 De spreiding van het cijfermateriaal.	89
2.3 Het verloop van het B.O.D.-niveau.	90
2.4 De natuurlijke B.O.D.	91
3 Het verloop van het zuurstofgehalte in het estuarium.	92
3.1 Het zuurstofgehalte aan de oppervlakte en nabij de bodem.	93
3.2 De spreiding in het cijfermateriaal.	93
3.3 Campagne; de ongunstige toestand.	93
3.4 De zuurstoftoestand van het estuarium.	94
4 Het jaarverloop van het maandelijks gemiddelde zuurstofverzadigingspercentage, het biochemische zuurstofverbruik en de temperatuur in het estuarium.	95
5 De zuurstoftoevoer in het estuarium.	97
5.1 De bronnen van zuurstoftoevoer.	97
5.2 De snelheid van reaëratie; de reaëratiecoëfficiënt.	98
5.3 De benadering van de reaëratiecoëfficiënt in de Eems.	99
5.4 De afhankelijkheid van de coëfficiënt voor de snelheid van reaëratie van de temperatuur.	101
5.5 De voor de Eems berekende coëfficiënten voor de snelheid van reaëratie bij temperaturen van 20 °C.	102

HOOFDSTUK X DE BEREKENING VAN DE DIFFUSIECOËFFICIËNTEN; DE TOEPASBAARHEID VAN DE THEORETISCHE OPZET

I De berekening in de veronderstelling, dat de zouttoestand zou zijn te bepalen onder stationaire verhoudingen.	104
---	-----

	pag.
1.1 De benaderde zoutgradiënten.	104
1.2 De zoetwateraanvoer.	106
1.3 De natte doorsnede.	107
1.4 De benaderde diffusiecoëfficiënten.	107
2 De berekening van de diffusiecoëfficiënten met behulp van de trapsgewijs uitgevoerde berekeningsmethodiek.	109
3 De toepasbaarheid van de theoretische berekeningsopzet.	112
HOOFDSTUK XI DE TE VERWACHTEN MINIMUMZUURSTOFTOESTAND IN HET ESTUARIUM TIJDENS DE CAMPAGNE VAN DE AARDAPPELMEELFABRIEKEN	
1 De grondslagen voor de berekeningen.	113
2 Berekeningsvoorbeeld van een denkbeeldige lozing van organische stof op het lozingspunt landpunt van Reide (w.p. 56).	114
3 Vergelijking van het gemeten en het berekende verloop van de B.O.D. ₅ in het estuarium gedurende de campagne 1961.	119
4 Berekening van het verloop van de B.O.D. ₅ en de zuurstofverzadigingspercentages in het estuarium onder de toekomstige omstandigheden van lozing van het veenkoloniale afvalwater op drie verschillende denkbeeldige lozingsplaatsen.	120
HOOFDSTUK XII SAMENVATTING	
CHAPTER XII SUMMARY	
LIJST VAN FIGUREN	135
LIJST VAN TABELLEN	137
LITERATUUR	139

HOOFDSTUK I

INLEIDING EN OPZET VAN HET ONDERZOEK

I. INLEIDING

Zeearmen (estuaria) zijn in de gehele wereld van grote betekenis voor de verwerking van afvalstoffen. Hier immers komen de afvalstoffen, getransporteerd door de rivieren, in meer of minder afgebroken vorm samen. Grote wooncentra, die zich in de delta hebben ontwikkeld, voeren daarnaast hun afvalstoffen direct op de estuaria af (zie ook 1). De grote betekenis van de zeearmen als ontvangende wateren van afvalstoffen blijkt reeds uit de grote hoeveelheid literatuur die verontreinigingsvraagstukken behandelt, zoals die van de Elbe met Hamburg (2), de Rotterdamsche Waterweg met Rotterdam (3), de Mersey met Liverpool (4), de Theems met Londen (5), de Hudson met New York (6, 7), de Delaware River met Philadelphia (8), de Avon River en de Heathcote met Christchurch in Nieuw-Zeeland (9).

In het verleden kwamen op verschillende plaatsen in Nederland bevolkings- en industriële agglomeraties tot groei. Deze deden door de lozing van huishoudelijke en industriële afvalstoffen een zeer groot vraagstuk ontstaan. Als voorbeelden kunnen worden genoemd de Veenkoloniën, Twente, de randstad Holland en het stroomgebied van de Dommel.

In recente jaren namen grote chemische bedrijven een belangrijke plaats in de industriële ontwikkeling van ons land in. Deze bedrijven zijn bekend om hun veelal grote hoeveelheden afvalwater, belast zowel met anorganische stoffen (b.v. zouten en zuren) als met organische stoffen (o.m. organische oplosmiddelen en bepaalde giften). Voorbeelden van concentraties van deze industrieën zijn het gebied van Delfzijl, het Botlekgebied en het in ontwikkeling zijnde gebied rond de Westerschelde. Enkele van de grote afvalwaterproducenten zijn de soda-industrie te Delfzijl, de orlonfabrieken te Dordrecht en de fabriek voor titaanwit in het Botlekgebied.

Bij het onschadelijk maken van afvalstoffen dienen vragen aangaande de mogelijkheid tot zuivering van het afvalwater en daarnaast van de bedrijfszekerheid en de economie van de te treffen zuiveringsmaatregelen te worden beantwoord. Voor zover de afvalstoffen uit organisch materiaal bestaan, kan de zuiveringstechniek uitkomst brengen. Ook kan dan afvoer plaatshebben naar ontvangende wateren met een groot zelfreinigend vermogen. Afvalwateren, uitsluitend belast met afvalstoffen van anorganische samenstelling, kunnen echter alleen onschadelijk gemaakt worden door afvoer naar openbare wateren, waarin snel een grote verdunning van de afvalstoffen kan worden bereikt. Het chemische bedrijf met grote hoeveelheden afvalwater is der-

halve in het algemeen aangewezen op een vestigingsplaats aan een dergelijk groot openbaar water. Voor vele industrieën is hierdoor, naast andere bepalende factoren, de factor afvalwaterlozing van grote betekenis bij het kiezen van de vestigingsplaats aan een zeearm.

In Nederland zijn thans discussies gaande of worden plannen beraamd betreffende de afvoer van het afvalwater der Groninger landbouwindustrieën (suiker-, aardappelmeel- en strokartonfabrieken) naar het wad en naar het estuarium van de Eems, afvoer naar zee of technische zuivering in de randstad Holland, afvoer van het effluent van de zuiveringsinstallatie van Breda naar de Amer, afvoer van westelijk Noord-Brabant en ook van het gebied Terneuzen-Sas van Gent naar de Westerschelde. In de aanhef werd reeds duidelijk gemaakt, welke plaats de zeearmen bij de zuivering van de afvalstoffen innemen. Ook in Nederland kunnen de estuaria bij de verwerking van de afvalstoffen niet meer worden weggedacht.

Wil een zeearm aan de omschrijving 'ontvangend water met een groot verdunnend en zelfreinigend vermogen' voldoen, dan dient het de volgende eigenschappen te bezitten:

1. De afvalstoffen moeten snel en in voldoende mate over het estuarium worden verspreid, waardoor in korte tijd grote verdunningen optreden; de verspreiding wordt bewerkstelligd door de turbulente diffusie (hoofdstuk IV).

2. Voor de afbraak van grote hoeveelheden organisch materiaal zal het estuarium daarnevens moeten beschikken over een groot vermogen van zuurstoftoevoer; de belangrijkste factor hiervoor is de reaëratie.

Het hier te bespreken onderzoek stelt zich tot taak in te gaan op deze eigenschappen. Hiertoe is als voorbeeld het Eems-estuarium gekozen met de thans reeds plaatshebbende lozingen van afvalstoffen, afkomstig uit de Veenkoloniën, waarvan de kwantiteit door realisering van de afvoerleiding in aanmerkelijke mate zal toenemen. De opzet van het onderzoek is in hoge mate universeel. De hier gebezigde berekeningsopzet blijft bij de behandeling van andere niet gestratificeerde estuaria gelden. Bij het onderzoek ervan kan eveneens gebruik worden gemaakt van resultaten die in de Eems werden verkregen.

2. DE OPZET VAN HET ONDERZOEK

Aanleiding tot dit onderzoek was de kolossale waterverontreiniging in de Veenkoloniën. Hoofdstuk II geeft in het kort een overzicht van dit afvalwatervraagstuk en van de te nemen maatregelen.

Afvoer van het grote verontreinigende vermogen naar het estuarium zal op minstens drieërlei wijze de kwaliteit van het estuariumwater beïnvloeden. De geloosde afvalstoffen worden over het estuarium verspreid door het mengingsmechanisme, dat o.m. met de getijdebeweging en de vorm van het estuarium samenhangt (zie hoofdstuk IV). De concentratie aan afbreekbare organische stof (B.O.D., hoofdstuk III) zal daardoor op elke plaats in het estuarium toenemen, hetgeen een daling van het zuurstofgehalte ten gevolge zal hebben. Als restprodukt van de biochemische afbraakprocessen blijft

onder meer een humusfractie over (hoofdstuk v en VIII), waardoor het slibgehalte in het estuarium mogelijk een verhoging ondergaat.

Alvorens tot de realisatie van de plannen tot afvoer van het veenkoloniale afvalwater over te gaan, is het nodig, genoemde effecten in meer kwantitatieve zin te leren kennen, om te kunnen beoordelen, welke de gevolgen zijn van de afvoer van dit afvalwater voor de kwaliteit van het water in de Eems. In het bijzonder is het van belang te achten, na te gaan, of lozing op verschillende plaatsen nog een verschillende invloed op de waterkwaliteit heeft.

Het onderzoek werd op tweërlei wijze aangepakt. Enerzijds is door metingen de huidige kwaliteit van het Eemswater, die samenhangt met de afvoeren van verontreinigd water via de kanalen, vastgelegd. Daartoe zijn gedurende een aantal jaren op verschillende plaatsen in het estuarium (figuur 9) met een van een laboratoriumuitrusting voorzien vaartuig, gegevens verzameld over het zoutgehalte, het biochemische zuurstofverbruik en de troebeling (voor de definiëring zie hoofdstuk III). De meetresultaten werden verwerkt in de hoofdstukken VI en IX. Door vergelijking van de huidige afvoer van afvalstoffen en de daarmee samenhangende zuurstoftoestand met de toekomstige afvoer van afvalstoffen, kan een globale indruk worden verkregen betreffende de in de toekomst te verwachten zuurstoftoestand. Een globaal beeld is echter weinig bevredigend.

Anderzijds is daarom getracht door berekening een beschrijving te geven van de na realisatie van een veenkoloniale afvoerleiding te verwachten waterkwaliteit van het estuariumwater, gekarakteriseerd door de B.O.D.₅ en het zuurstofgehalte. Naast een betere mogelijkheid tot beoordeling, heeft een geslaagde berekeningsopzet het grote nevenvoordeel, dat ook de invloed van verschillende lozingsplaatsen op de waterkwaliteit vrij exact is na te gaan.

In de berekeningsopzet zijn een viertal fasen te onderkennen.

De eerste is het in mathematische vorm brengen van het verspreidingseffect van een geloosde niet-afbrekbare stof, bewerkstelligd door het mengingsmechanisme van een estuarium (hoofdstuk IV) en de toetsing van de toegepaste berekeningsopzet (hoofdstuk X).

In de gevonden formules komen als factoren de doorsnee en het volume op verschillende plaatsen in het estuarium voor, alsmede de zoetwateraanvoer en een evenredigheidscoëfficiënt, de diffusiecoëfficiënt. De hydrologische gegevens over, en de zoetwateraanvoeren naar het estuarium zijn in hoofdstuk V verzameld. De berekening van de diffusiecoëfficiënt vond in hoofdstuk X plaats, waar ook de toepassing van de rekentechniek werd uiteengezet en de betrouwbaarheid van de mathematische behandeling werd aangetoond aan de hand van de gemeten en berekende resultaten van het verloop van de zoutgehalten, gedurende vier jaren van onderzoek. De gemeten zoutgehalten zijn in hoofdstuk VI vermeld.

Organische stof is echter niet een stabiele en volledig oplosbare stof, zoals het keukenzout. Het is gedeeltelijk oplosbaar en onderhevig aan biochemische afbraak. De biochemische afbraak is een langzaam verlopend proces. Voor algehele oxydatie

is een tijd van meer dan twintig dagen vereist. Als eindprodukten blijven onder meer koolzuur, zouten en een slib, een humusachtige substantie, over. Voor de berekeningen van de hoeveelheid na afbraak resterende organische stof (B.O.D.) moet de snelheid van afbraak bekend zijn.

Bij een routineonderzoek is het gewoonte – en ook niet anders uitvoerbaar – alleen het biochemische zuurstofverbruik gedurende vijf dagen incubatietijd te bepalen (hoofdstuk III). Door de lange verblijftijd van het geloosde afvalwater in het estuarium is het echter nodig, te beschikken over gegevens betreffende de totale $B.O.D. = B.O.D._{C+N}$ (hoofdstuk III). Deze is te berekenen uit de door meting verkregen $B.O.D._5$ -waarden, als het verband tussen de $B.O.D._{C+N}$ en de $B.O.D._5$ bekend is. Het is gebleken, dat dit verband voor verschillende soorten (afval)water verschillend kan zijn.

De afvalwaterlozing resulteert in een verhoging van de B.O.D. van het estuariumwater. Zeewater heeft, door de flora en fauna die er van nature in leeft, een lage 'natuurlijke' B.O.D. In hoofdstuk VIII zijn de resultaten betreffende de bepaling van de snelheid van biochemische afbraak, de totale B.O.D. en de 'natuurlijke' B.O.D., vermeld.

Als tweede fase in de berekeningen kan van een lozing van bekende hoeveelheden afvalstoffen zowel de concentratieverdeling over het estuarium van een niet-afbreekbare stof, als van een biochemisch aantastbare stof, dus van B.O.D., worden berekend. De berekeningen werden getoetst aan een bekende gemeten situatie in het najaar van 1961. Verhoging van de B.O.D. heeft echter een vergroting van de onderverzadiging aan zuurstof ten gevolge (hoofdstuk IX). Door het ontstaan van een onderverzadiging treedt een fysisch proces in werking, de reaëratie (hoofdstuk IX), waarbij zuurstof uit de lucht in de grenslaag water – lucht oplost. Naarmate de zuurstof sneller door verticale turbulentie uit de grenslaag naar diepere waterlagen wordt afgevoerd, kan per tijdseenheid in de grenslaag meer zuurstof worden opgenomen. De reaëratiecoëfficiënt beschrijft de hoeveelheid zuurstof die per eenheid van onderverzadiging en van volume per eenheid van tijd wordt opgenomen. Deze coëfficiënt kon uit de in de jaren van onderzoek op verschillende plaatsen in het estuarium verzamelde gegevens aangaande het zuurstofgehalte en de B.O.D. worden berekend (hoofdstuk IX).

Als derde fase van de berekening kan dan de te verwachten zuurstoftoestand worden benaderd met behulp van de berekende B.O.D.-verdeling en de reaëratiecoëfficiënten. Zoals reeds werd opgemerkt, behandelt hoofdstuk X de toegepaste rekentechniek, waarmee ook de diffusiecoëfficiënten werden bepaald.

Met de aldus verzamelde gegevens aangaande de afmetingen van het estuarium, de zoetwateraanvoeren, de zoutgehalten, de afbraaksnelheid van de organische stof, de $B.O.D._{C+N}$ van de (afval)wateren, de natuurlijke $B.O.D._5$ van het estuariumwater, de reaëratiecoëfficiënten, de diffusiecoëfficiënten en met de toegepaste rekentechniek, werden in de vierde fase voor drie denkbeeldige lozingsplaatsen van het veenkoloniale afvalwater berekeningen uitgevoerd betreffende de in het estuarium te verwachten B.O.D.-krommen en de zuurstoftoestand (hoofdstuk XI).

De resultaten van het onderzoek zijn samengevat in hoofdstuk XII.

HOOFDSTUK II

HET AFVALWATERVRAAGSTUK IN DE VEENKOLONIALE DRIEHOEK

I. DE VEENKOLONIALE DRIEHOEK

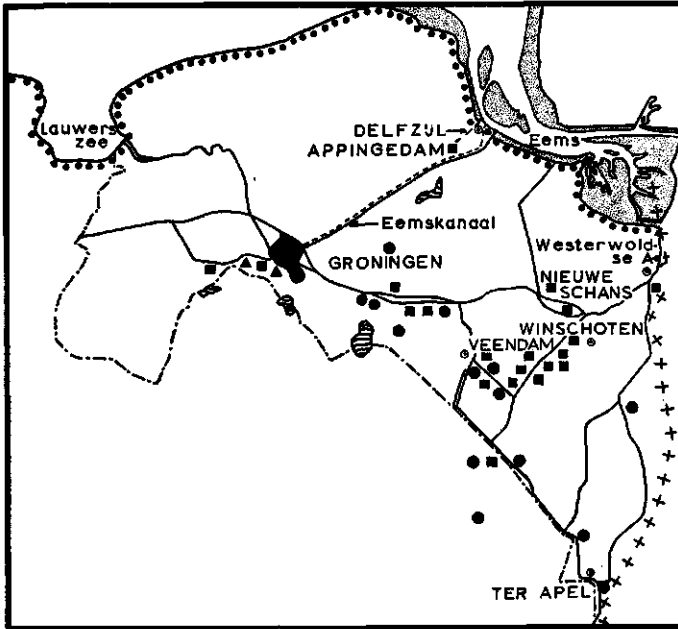
In de hiernavolgende discussies aangaande de belasting met afvalstoffen is steeds uitgegaan van de afvalstoffen ontstaan in de veenkoloniale driehoek en het gemeentelijke gebied van Groningen, Appingedam en Delfzijl. Met veenkoloniale driehoek is het gedeelte van de Veenkoloniën aangeduid, begrensd door de lijnen Groningen - Nieuwe Schans - Ter Apel - Groningen, waarbij enkele fabrieken gelegen in het randgebied van de Drentse Veenkoloniën gerekend worden tot deze driehoek te behoren. De Westervoldse A en het Eemskanaal voeren thans het grootste gedeelte van de veenkoloniale afvalstoffen af; de afvalstoffen van Groningen, Appingedam en Delfzijl worden door afzonderlijke leidingen bij Delfzijl op de Bocht van Watum geloosd. Het zal blijken, dat verreweg de grootste hoeveelheid afvalstoffen in de Veenkoloniën wordt geproduceerd. Een achttiental stroverwerkende fabrieken en een twaalfstal aardappelmeelfabrieken fabriceren per week respectievelijk rond 7 500 ton kalkstrokarton en andere kartonsoorten en rond 13 000 ton aardappelmeel (figuur 1). De fabrieken gebruiken hiervoor grote hoeveelheden water die als afvalwater de fabriek verlaten. Voor een goede beoordeling van de afvalwateren is het noodzakelijk het productieproces te kennen (9, 10, 11 en 12). Opgemerkt kan nog worden, dat de aardappelmeelwinning in tegenstelling tot de kartonfabricage in seizoenbedrijf geschiedt.

1.1 *Het ontstaan van de afvalwateren*

Bij de kartonfabrieken worden de afvalstoffen in hoofdzaak in het ontsluitingsproces in de bolkoker gevormd, waar stro met water en kalkmelk onder enkele atmosferen druk bij een temperatuur van ca. 130 °C wordt gekookt. In het fabricageproces heeft een grote verdunning met water plaats. Het hier afgescheiden afvalwater zal worden aangeduid als strokartonafvalwater. Vermeld zij, dat naast de ontsluiting met kalk, ook andere ontsluitingsmethoden ingang vonden.

In een aardappelmeelfabriek wordt uit de aardappel het zetmeel gewonnen. De aardappel is opgebouwd uit parenchymcellen, waarin zich het aardappelmeel bevindt en het celvocht. In het laatste zijn eiwitten, aminozuren, suikers en zouten in oplossing aanwezig. Om het meel als kwalitatief hoogwaardig produkt te winnen, dient het van de andere delen te worden gescheiden. Dit gebeurt in een meelwasproces. De cel-

wanden verlaten als 'vezel' de fabriek. Het celvocht wordt als verdund afvalwater afgevoerd. Het wordt in de wandel met 'vruchtwater' betiteld, terwijl in dit verslag de term 'fabricagewater' zal worden aangehouden. Alvorens de aardappelen in de



Figuur 1 Veenkoloniale driehoek.
 Figure 1 Map of the Veenkolonien (Province of Groningen).

- stroverwerkende fabrieken straw board factories
- aardappelmeelfabrieken potato-flour mills
- ▲ suikerfabrieken sugar works

fabriek worden verwerkt, ondergaan ze een intensief wasproces om aanhangend vuil te verwijderen; er ontstaat het aardappelwaswater dat van het totale verontreinigende vermogen van de aardappelmeelfabriek een klein deel inneemt.

1.2 De behandeling van de afvalwateren

De afvalwateren, behoudens het aardappelwaswater, worden bij een groot aantal fabrieken zonder enige behandeling op het openbare water geloosd. Het aardappelwaswater passeert een bezinkveld, het moddergat, om zand, aardappeldelen enz. uit dit afvalwater af te scheiden. Bij enkele fabrieken wordt het fabricagewater in grote bassins opgeslagen, waaruit het gereguleerd afgevoerd kan worden. Ook bij enkele strokartonfabrieken zijn bassins (septictanks) aanwezig.

2. AFVALWATERHOEVEELHEDEN EN VERONTREINIGEND VERMOGEN

Met het doel de waterhoeveelheden en het verontreinigende vermogen van de fabrieken te leren kennen en na te kunnen gaan, in hoeverre technische correcties en besparingen in de water- en stofhuishouding mogelijk zouden blijken, startte het laboratorium van het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater in 1955 te Sappemeer zijn werkzaamheden. De resultaten van de onderzoeken werden in een 40-tal fabrieksrapporten in vertrouwelijke vorm aan de directies der fabrieken medegedeeld. Een samenvatting ervan werd gegeven (13). De gegevens hebben betrekking op de metingen verricht in de jaren 1956 t/m 1961. Het verontreinigende vermogen en de hoeveelheden afvalwater van de industriële gebieden zijn vermeld in tabel I. Het aardappelwaswater is buiten de discussie gehouden.

TABEL I

Waterhoeveelheden en verontreinigend vermogen van de veenkoloniale landbouwindustrie.

industriële gebieden	stoverwerkende industrie			aardappelmeelfabrieken			totaal		
	m ³ per min.	ton B.O.D. ₅ per etm.	inw. ekw.* × 10 ⁶	m ³ per min.	ton B.O.D. ₅ per etm.	inw. ekw.* × 10 ⁶	m ³ per min.	ton B.O.D. ₅ per etm.	inw. ekw.* × 10 ⁶
Westerwolde	3,9	8,1	0,2	17,7	91,1	2,6	21,6	99,2	2,8
Stadskanaal	0,6	5,0	0,15	17,9	72,4	2,1	18,5	77,4	2,2
Pekela	6,4	30,9	0,9	4,6	21,2	0,6	11,0	52,1	1,5
Winschoten	3,1	14,4	0,4	—	—	—	3,1	14,4	0,4
Veendam ca.	9,7	19,8	0,6	8,8	51,4	1,5	18,5	71,2	2,1
Hoogezand	13,0	34,8	1,0	14,7	71,9	2,0	27,7	106,7	3,0
totaal afgerond	36,7	113,0	3,2	63,7	308,0	8,8	100,4	421,0	12,0

* 1 inw.ekw. gelijkgesteld aan 35 g B.O.D.₅/etm. Voor de definiëring van het begrip B.O.D. zie hoofdstuk III.

Bij de berekening van het verontreinigende vermogen is uitgegaan van de verse afvalwateren uit de fabriek, zonder enige afvalwatertechnische behandeling.

De strokartonfabrieken voeren gedurende het gehele jaar gemiddeld bijna 37 m³/min. afvalwater af met een verontreinigend vermogen van 3,2 miljoen inwonerekwivalenten. Gedurende de campagne produceren de aardappelmeelfabrieken bijna 64 m³/min. fabricagewater met een verontreinigend vermogen van 8,8 miljoen inwonerekwivalenten. Tijdens de campagne wordt derhalve rond 100 m³/min. afvalwater (excl. het waswater der aardappelmeelfabrieken) van de fabrieken afgevoerd met een verontreinigend vermogen van rond 12 miljoen inwonerekwivalenten.

Zoals later zal blijken, bevat het waswater ca. 3% van het totale verontreinigende vermogen van de aardappelmeelfabriek in een volume, dat overeenkomt met dat van het fabricagewater. Voor de afvoer via pijpleidingen komen uit een oogpunt van

economie alleen de geconcentreerde afvalwateren in aanmerking. Er is op gerekend, dat door bedrijfstechnische maatregelen in het wasproces het grootste deel van de verontreinigende bestanddelen in ongeveer 25 % van de hoeveelheid waswater kan worden afgevoerd.

Het verontreinigende vermogen van de Veenkoloniën van 12 miljoen inwonerekwivalenten kan als een maximum worden gezien. Het is nl. onwaarschijnlijk dat dit verontreinigende vermogen nog zal worden overschreden. Verhoging van de capaciteiten van de agrarische industrieën is niet meer te verwachten. Het is meer aannemelijk, dat het verontreinigende vermogen in de toekomst door verschillende bedrijfstechnische maatregelen zal afnemen. Nieuwe vestigingen zullen ten aanzien van het grote verontreinigende vermogen van de agrarische industrie in relatieve zin slechts een kleine verhoging van het verontreinigende vermogen met zich mede brengen.

3. DE WATERKWALITEIT VAN DE OPENBARE WATEREN

De concentratie van deze landbouwindustrie met haar enorme verontreinigende vermogen, dat slechts door plaatsen als de agglomeraties van Londen en New York wordt geëvenaard, geeft aanleiding tot een waterverontreiniging van ongekende afmetingen.

De staatscommissie ingesteld bij Koninklijk Besluit van 18 oktober 1897 (14) rapporteerde, sprekende over de zelfreiniging van het Winschoterdiep en het Eemskanaal, het volgende:

'Het water zelf is gedurende deze periode (campagne) zwart en stinkend. Uit het rapport door de subcommissie voor het onderzoek naar het zelfreinigende vermogen van waterlopen uitgebracht zal men kunnen zien, dat over eenen afstand van circa zeven uren beneden de laatste fabriek het water deze eigenschappen behoudt, zoozeer met organische stoffen oververzadigd is, dat de toetredende zuurstof onmiddellijk voor de oxydatie daarvan wordt verbruikt en de anaërobe bacteriën, dus de gelegenheid behouden hunnen invloed uit te oefenen en rotting en stank te doen ontstaan. Hierbij voegende eene circa gelijke lengte van het deel der kanalen, waaraan de fabrieken gelegen zijn, komt men tot een lengte van circa veertien uren gaans voor de groote dichtgebouwde, dichtbewoonde streek, die gedurende een groot deel des jaars een stank heeft te verduren, die door hen die daaraan niet gewoon zijn ondragelijk zou worden genoemd.'

In 1912 bracht een speciale studiec ommissie, ingesteld door de Minister van Landbouw enz. verslag uit (15). Sindsdien is het beeld niet verbeterd. Door de capaciteitsverhoging der fabrieken is de verontreinigingssituatie in de laatste 60 jaar eerder toegenomen.

Om een indruk te geven van het zeer grote zelfreinigende vermogen, benodigd voor de verwerking van de kolossale hoeveelheid afvalstoffen, zij verwezen naar de verontreinigingstoestand van het Schildmeer, dat de afvalstoffen ontvangt van de coöperatieve aardappelmeelfabriek 'De Woudbloem' (16). Het Schildmeer heeft een diepte van circa 1½ m en een wateroppervlakte van rond 240 ha. De fabriek voert

per etmaal rond 14 000 kg B.O.D.₅ af. De afvalstoffen van de fabriek bereiken het meer via de Slochter Ae en een afwateringskanaal van Duurswold met een gezamenlijke lengte van ongeveer zes km. De afbraakprocessen in het kanalsysteem en het zelfreinigende vermogen van het meer zijn in staat onder gemiddelde klimatologische omstandigheden de afvalstoffen van de fabriek te verwerken, zij het, dat zowel de toevoerkanalen als de zuidwestzijde van het meer veelal zuurstofloos zijn en stinken. Het verontreinigende vermogen van de betreffende aardappelmeelfabriek bedraagt rond 1/30 deel van dat der veenkoloniale driehoek. Het zelfreinigende vermogen van de veenkoloniale kanalen met hun geringe aërerende oppervlak kan derhalve een te verwaarlozen fractie van het grote verontreinigende vermogen der veenkoloniale industrie verwerken (17). In het onderzoek van Westerwolde werd deze stelregel nog eens bevestigd (18).

Het afvalwatervraagstuk vergt daarom een bedrijfszekere en radicale oplossing.

4. DE SANERING VAN HET VERONTREINIGINGSVRAAGSTUK

De sanering van een industrieel afvalwatervraagstuk dient van twee zijden te worden benaderd:

a. vanuit de gezichtshoek van het fabricageproces,

b. vanuit een oogpunt van afvalwaterzuivering.

a. Vóór alles moet worden nagegaan of de omvang van het industriële afvalwatervraagstuk in de fabriek zelf niet door bedrijfstechnische maatregelen is te beperken of tot een oplossing te brengen. Deze maatregelen kunnen bestaan uit:

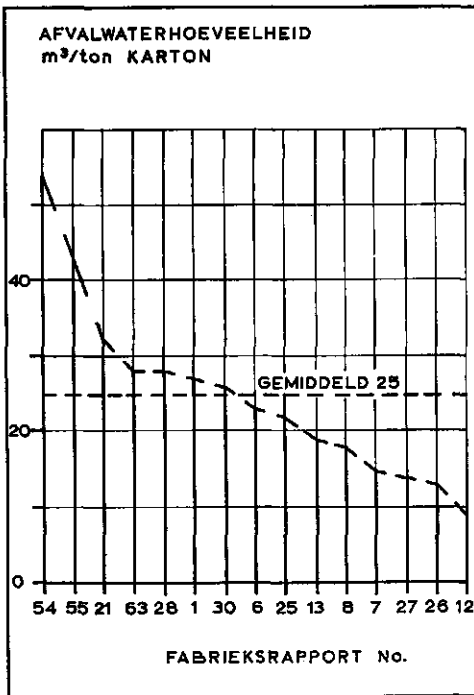
- beperking van het watergebruik
- beperking van de afvoer aan afvalstoffen en
- utilisatie van de afgestoten afvalstoffen.

Alleen reeds uit overwegingen de economie van het bedrijf betreffende, dienen deze maatregelen te worden genomen. Zij leiden tot besparing in het bedrijfswatergebruik en derhalve in zuiveringskosten van het bedrijfswater, besparingen in de warmtehuishouding en/of in de aanvoer van grondstoffen. Daarnaast zijn zij van directe betekenis voor de zuiveringskosten van de na de sanering nog resterende afvalwateren (10, 11, 12, 19, 20).

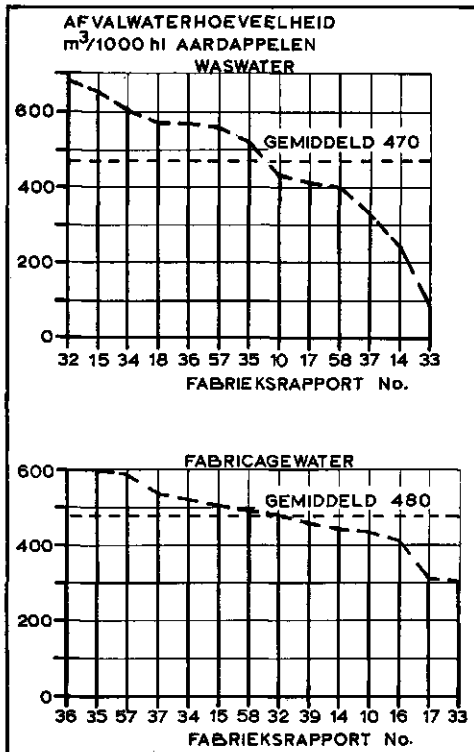
b. Eerst nadat is vastgesteld, dat het afstoten van zekere hoeveelheden afvalwater van bekende samenstelling onontkoombaar is, moet worden beoordeeld, welke zuiveringstechnische maatregelen voor het onschadelijk maken der afvalstoffen verkozen dienen te worden. Factoren als 'zuiverbaarheid' van het afvalwater en de economie van de zuiveringsmaatregel gaan hierbij tevens een rol spelen.

4.1 *Beperking van het watergebruik*

Over de beperking van het watergebruik in de papierindustrie is reeds vrij veel werk verricht (o.a. 21 en 22). Speciaal op het gebied van de kartonindustrie brachten



Figuur 2 Afvalwater van kalkstrokarton-fabrieken; waterhoeveelheden in m³/ton karton.



Figuur 3 Afvalwater van aardappelmeel-fabrieken; waswater en fabricagewater; waterhoeveelheden in m³/1000 hl aardappelen.

SCHOLZ (23, 24) en KNEPPER (25, 26) de gedachtengang van een volledige sluiting van de waterhuishouding naar voren. Van zeer recente datum is het verleende octrooi betreffende de recirculatie van 'water' in een strokartonfabriek (27). Bij deze werkwijze worden de 'afvalstoffen' in het karton afgevoerd. Een proef op praktijkschaal, uitgevoerd in 1957, om tot deze recirculatie in één der fabrieken in de Veenkoloniën te geraken, leverde een negatief resultaat op. De kwaliteit van het karton bleek door de recirculatie nadelig te worden beïnvloed. De gevolgen van de recirculatie voor de kartonkwaliteit zijn nader uiteengezet in (28). Ook in de papierindustrie wordt steeds gewaarschuwd, dat recirculatie een nadelige invloed op de papierkwaliteit heeft (21). De nadelige beïnvloeding van de kartonkwaliteit wordt in het octrooi, dat de mogelijkheden van recirculatie in de strokartonindustrie beschrijft (27), bestreden.

Het is echter zeker, dat correcties in de waterhuishouding mogelijk zijn, zoals blijkt uit de meetresultaten van het laboratorium te Sappemeer betreffende de afvalwaterhoeveelheden en het verontreinigende vermogen per ton karton (tabel II en figuur 2). Per ton kalkstrokarton per uur wordt gemiddeld 25 m³ afvalwater uitgestoten met een verontreinigend vermogen van ca. 57 500 inwonerekwivalenten.

TABEL II

Waterhoeveelheden en verontreinigend vermogen per 1 ton karton per uur bij de strokartonfabrieken.

fabrieksrap. no.	afvalwater-hoeveelheid (m ³ /h)	afgevoerde droge stof kg/ton karton	B.O.D. ₅ kg/etm.	inw. ekw.
1	27	250	1 840	52 800
6	23	244	1 950	55 600
7	15	230	1 910	54 500
8	21—15	240	1 880	53 700
12	9	200	1 810	52 000
13	19	280	2 130	61 000
21	32	295	1 810	51 700
25	22	275	2 060	59 000
26	13	230	1 850	53 000
27	14	240	1 870	53 500
28	ca. 28	310	2 050	57 500
30	ca. 26	—	2 130	60 800
54	54	240	2 550	73 000
55	43	296	2 300	66 000
63	28	210	2 010	57 400
gemiddeld en afgerond	25	250	2 000	57 500

Ook in de aardappelmeelfabriek zijn deze besparingen mogelijk, hetgeen valt af te lezen uit de in tabel III en figuur 3 te constateren verschillen. De waterhoeveelheden lopen bij het waswater uiteen van ongeveer 80 tot ongeveer 700 m³ per 1000 hl aardappelen per uur met een gemiddelde van 470 en bij het fabricagewater van ruim 300 tot ongeveer 600 m³ met een gemiddelde van 480 m³ per 1000 hl aardappelen. De

TABEL III

Waterhoeveelheden en verontreinigend vermogen per 1000 hl aardappelen per uur bij de aardappelmeelfabrieken.

1 hl aardappelen = 61 kg.

aardappelwaswater*				fabricagewater				totaal N kg/etm.
fa- brieks- rap. no.	afval- water- hoeveel- heid m ³ /h	B.O.D.5 kg/etm.	inw.ekw.	fa- brieks- rap. no.	afval- water- hoeveel- heid m ³ /h	B.O.D.5 kg/etm.	inw. ekw.	
10	435	1 470	42 000	10	435	36 400**	1 065 000**	4 760**
14	240	920	26 000	14	440	28 600**	820 000**	4 120**
15	650	940	27 000	15	500	34 700**	990 000**	4 860**
16	575	830	24 000	16	410	39 000	1 110 000	4 720
17	410	1 600	46 000	17	310	43 200	1 230 000	4 610
32	680	620	16 700	32	480	32 200**	920 000**	3 800**
33	83	1 100	31 400	33	305	37 500	1 070 000	4 770
34	600	1 450	41 500	34	520	35 300	1 020 000	4 790
35	520	750	21 400	35	600	37 800	1 080 000	4 600
36	575	1 240	35 500	36	600	35 200	1 000 000	4 450
37	330	1 105	31 600	37	534	36 000**	1 030 000**	4 560**
39	—	—	—	39	457	52 000	1 490 000	4 930
57	560	800	23 000	57	590	37 800**	1 080 000**	—
58	400	1 120	32 000	58	490	29 715**	1 040 000	4 054**
gemid- deld en afge- rond	470	1 100	31 000	gemid- deld en afge- rond	480	37 000	1 100 000	4 600

* na het moddergat (een bezinkbassin waardoor het waswater wordt geleid, om bezinkbare delen zoals modder, stukjes aardappel, enz. af te scheiden).

** na het biessgat (een bezinkgat waarin bij het vroegere productieproces een restant zetmeel, dat met het fabricagewater uit de fabriek werd gevoerd, tot bezinking kwam).

overeenstemming in de cijfers betreffende het verontreinigende vermogen is bij het fabricagewater zeer behoorlijk, bij het waswater echter slecht. Dit laatste is vooral te wijten aan de grootte van de als bezinkbassin toegepaste moddergaten. De invloed hiervan op de kwaliteit van het waswater zal in dit rapport niet nader worden uitgewerkt. Het verontreinigende vermogen van het fabricagewater bedraagt 1.1 miljoen inwonerekwivalenten, indien de capaciteit 1000 hl/h is. Het waswater neemt in verontreiniging slechts ca. 3% van het fabricagewater in, maar stelt desalniettemin gemiddeld 31 000 inwonerekwivalenten voor.

4.2 Utilisatie van de afvalstoffen

In het strokartonafvalwater blijkt gemakkelijk een methaangisting op te treden. Reeds in het rapport van de Commissie 1908 (15) wordt hierover gerept. Speciaal JIJLSINGA (33) ging in zijn proefschrift uitvoerig in op de gaswinning uit het stro-

kartonafvalwater. Verschillende onderzoekers (29, 30, 31, 32 en 33) vermelden, in B.O.D. uitgedrukt, een vrij hoog zuiveringseffect van deze anaërobe gisting. Tot kort na de oorlog werd bij twee der veenkoloniale fabrieken nog methaangas gewonnen. De gistingsinstallaties zijn, mede door de moeilijkheden bij de gisting ten gevolge van menging van kalkstrokartonafvalwater met afvalwater afkomstig van ontsluitingsprocessen met sulfietloog en natronloog (34, 35), nu verlaten.

Het celvocht van de aardappel bevat een zekere hoeveelheid eiwit, dat voor voedingsdoeleinden van zeer goede kwaliteit is (36 t/m 40). De eiwitwinning heeft daarom sinds de oprichting van de aardappelmeelindustrie de belangstelling van vele onderzoekers gehad. In het rapport van de Staatscommissie 1897 (14) wordt op pag. 187 melding gemaakt over in 1871 uitgebrachte adviezen aan de Gedeputeerde Staten van Groningen betreffende de 'stolling' van eiwit bij een temperatuur van 70 °C en het neerslaan ervan door filtratie over de 'vezels'. Deze warmtecoagulatiemethode is geconcretiseerd in een onderzoek van AVEBE (36).

HOFSTEE e.a. (37, 41) behandelen een coagulatiemethode door middel van aanzuring met zwavelzuur tot pH 4,2. Het Proefstation voor Aardappelverwerking baseerde op dit principe een winningsmethode, waarbij in eerste instantie de eiwitvlok op de vezel wordt afgefiltreerd. Thans worden beide winningsmethoden op praktisch-schaal beproefd. Opgemerkt zij nog, dat het Avebeprocess in verband met de warmte-economie, geconcentreerd afvalwater uit de aardappelmeelfabriek dient te trekken; dit is in mindere mate het geval bij het Proefstationproces.

Door het eiwit af te scheiden, wordt aan het fabricagewater van een aardappelmeelfabriek ongeveer de helft van de biochemische zuurstofbehoefte onttrokken. De niet-polymere stikstofverbindingen, zoals aminozuren, komen echter niet tot uitvlokking. Voor de afvalwatertechnische zijde zijn daarom de op de eiwitwinning volgende processen belangrijk. In het Avebeonderzoek is met positief resultaat nagegaan, of het 'restafvalwater' van de eiwitwinning in een actiefslibproces behandeld kan worden, waarbij het gedroogde actiefslib als eiwitrijk veevoeder kan dienen.

Andere onderzoekingen wezen uit, dat een aangepaste stam van de gistsoort *Torula utilis* goed op dit restafvalwater kan groeien (42, 43, 44). Het proefstation ontwikkelde de produktie van deze gistsoort, eveneens voor veevoederdoeleinden, op semitechnische-schaal.

Het gehalte aan stikstof en zouten doet het fabricagewater van een aardappelmeelfabriek ook van waarde zijn als meststof (15, 19, 45, 46, 47). In het verleden vond het voor bevoeiingsdoeleinden toepassing. De berekeningstechniek van de laatste tijd biedt echter betere mogelijkheden voor een goede dosering en verspreiding van het fabricagewater.

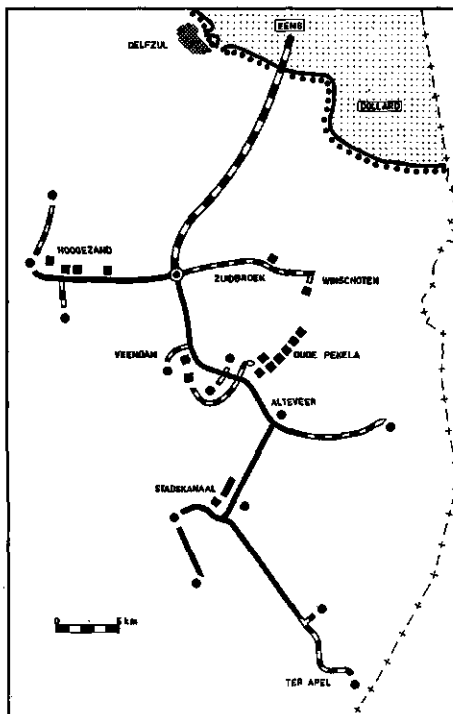
Door de genoemde 'zuiveringsprocessen' is het verontreinigende vermogen van een aardappelmeelfabriek verder te beperken. Het zal echter zeer moeilijk zijn dit door een aantal van deze behandelingen op economische wijze beneden een waarde van b.v. 5% van het oorspronkelijke verontreinigende vermogen te doen dalen. Bovendien is de bedrijfszekerheid van dergelijke processen in het geding.

4.3 Afvoer naar de Eems

Naast genoemde onderzoeken en maatregelen werd de afvoer van de afvalstoffen via een leidingenstelsel naar de Eems in studie genomen. Hierbij is uitgegaan van de gedachtengang, dat het zelfreinigende vermogen van de Eems in staat geacht mag worden de afvalstoffen te verwerken. De zuiveringstechnische motivering en de civieltechnische aanpak van deze plannen zijn in (48) en (49) uiteengezet.

Technische zuivering van het veenkoloniale afvalwater ter plaatse, dus bij de verontreinigingsbron, zal in financieel opzicht onuitvoerbaar blijken te zijn. Technische maatregelen in de fabrieken kunnen alleen het afvalwatervraagstuk in omvang doen afnemen, maar kunnen niet tot de gewenste en ook vereiste oplossing voeren. De zuiveringsmaatregel 'afvoer naar het estuarium' is derhalve de maatregel die voldoet aan de voor de oplossing van dit vraagstuk te stellen hoge eisen: de oplossing is radicaal, bedrijfszeker en in termen van zuiveringskosten gezien, goedkoop. Het geprojecteerde leidingenplan is in figuur 4 uitgezet.

Een meer uitgebreide discussie over de bij voorkeur te verkiezen zuiveringsmaatregelen ligt buiten het schema van deze publikatie. Dit onderzoek bepaalt zich tot de wetenschappelijke vraagstelling, of een estuarium, *in casu* dat van de Eems Dollard, in staat is, grote hoeveelheden afvalstoffen te verwerken en in het bijzonder, welke de invloed is op de zuurstofhuishouding, als de afvalstoffen uit de Veenkoloniën op een bepaalde plaats in het estuarium worden afgevoerd.



Figuur 4 Het geprojecteerde leidingenplan voor de afvoer van het veenkoloniale afvalwater.

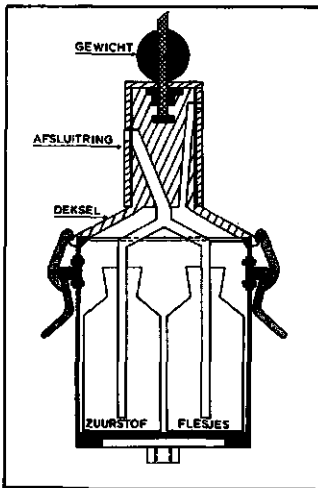
- verzamelbassin;
- bufferbassin;
- aardappelmeelfabriek;
- strokartonfabriek;
- persleiding;
- vrijvervalleiding.

HOOFDSTUK III

DE GEBEZIGDE METHODIEKEN

I. DE BEMONSTERING

Gedurende het onderzoek werden zowel bemonsteringen uitgevoerd in de ontvangende wateren, het estuarium, en de toevoerkanalen die het afvalwater transporteren, als in en bij de verontreinigingsbronnen, te weten de fabrieken.



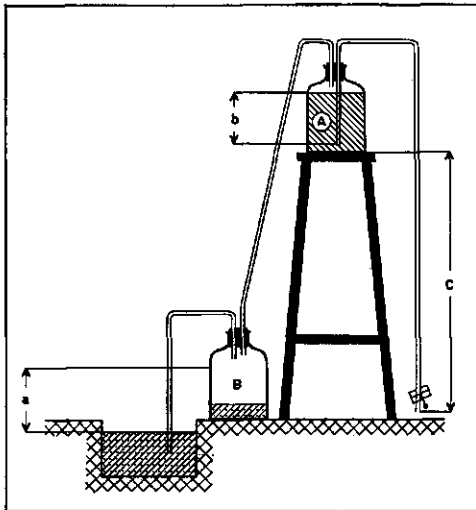
Figuur 5 Bemonsteringsketel;
afsluitring in laagste stand;
toevoerbuis en ontluuchtingsbuis geopend.

De monsters in het estuarium zijn vóór 1958 genomen met de bemonsteringsketel (zie fig. 5). Voor een uitvoeriger beschrijving ervan zij verwezen naar (50). Het volgende zij hier vermeld. Met de ketel kan op iedere gewenste diepte een monster worden genomen. Daartoe wordt de ketel op de verlangde diepte in het water gebracht, waarna met behulp van een gewicht, dat zich langs de draaglijn beweegt, de afsluitring naar beneden wordt gedrukt. In de neergedrukte stand van de afsluitring is de toevoeropening vrij. Het water doorstroomt de in het vat gebrachte zuurstofflesjes, alvorens het vat wordt gevuld. De zuurstofflesjes worden na vulling uit de ketel genomen en direct met een stop afgesloten, waardoor contact met de buitenlucht is uitgesloten. Het monster voor de chemische en biochemische analyses wordt uit de ketel overgebracht in een meplatzfles.

Na 1958 is op het laboratoriumvaartuig, de 'Dr. L. F. Kamps', van het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, waarmede het onderzoek verder is uitgevoerd,

een pompapparatuur aangebracht. Het te onderzoeken monster wordt thans aan boord gepompt, waar de metingen of in doorstroomcellen worden verricht, of waar een voldoende werkmonster voor de uit te voeren analyses wordt afgetapt. Monsters op een diepte groter dan 5 m worden nog steeds met de bemonsteringsketel genomen.

In de kanalen nabij Delfzijl en in Nieuw-Statenzijl zijn de bemonsteringen steeds uitgevoerd gedurende de spui- en stroomtijden. Een gedeelte van de monsters water werd verzameld door elk half uur gelijke hoeveelheden water in een fles te brengen. Ook is bij de bemonstering gebruik gemaakt van de 'flessenmethode' (fig. 6). De



Figuur 6 Continue bemonstering van afvalwater met de flessenmethode.

$a < c$.

flessen zijn door een hevel verbonden. Fles A wordt gevuld met schoon water en via een te regelen kraan wordt het water afgelaten. Hierdoor ontwikkelt zich in fles B een onderdruk, waardoor het te bemonsteren water wordt aangezogen. Aan het eind van de bemonstering wordt uit fles B een gemiddeld monster water genomen.

Evenredigheid van de bemonsterde hoeveelheid water met de afvoer is bij deze methodieken niet *a priori* aanwezig. Een bemonsteringswiel met scheprad, dat beter aan deze voorwaarde zou kunnen voldoen, werkte onvoldoende o.a. door te lage stroomsnelheden tijdens het spuien en door verontreinigingen met plantenmateriaal, waardoor het schoepenwiel werd geblokkeerd. De analysecijfers van de verzamelde monsters geven een benaderend beeld van de verontreinigingsgraad van het afgevoerde water.

In de fabrieken werden eveneens in ronden van een half uur tot een uur steekmonsters verzameld op de verschillende bemonsteringsplaatsen. Aan het einde van de bemonsteringsdag werd het verzamelde monster gemengd en werd het gemiddelde dagmonster genomen. Ook hier is een direct verband tussen de bemonsterde hoeveelheid water en de afgevoerde waterhoeveelheid niet *a priori* te verwachten. De daartoe geschikte apparatuur is beschreven in (51).

2. DE WATERHOEVEELHEIDSMETING

De gegevens over de afgevoerde waterhoeveelheden van de Eems werden beschikbaar gesteld door de Wasser- und Schiffahrtsdirektion te Aurich. De waterhoeveelheden van het Eemskanaal werden verzameld door de Provinciale Waterstaat te Groningen, die van de Westervoldse A door de Directie Waterhuishouding en Waterbeweging van de Rijkswaterstaat te 's-Gravenhage. De metingen van de afvalwaterhoeveelheden van de fabrieken werden door het laboratorium te Sappemeer verricht. De techniek van de metingen zal hier onbehandeld blijven.

3. DE GEBEZIGDE ANALYSEMETHODEN

3.1 *De voor de afvalwateranalyse gebruikelijke methoden*

In het rapport zijn analysecijfers gebezigd, betrekking hebbende op de bepaling van de volgende eigenschappen van water en afvalwater:

- a. het gehalte aan droge stof,
- b. de gloeirest,
- c. het zuurstofgehalte,
- d. het bichromaatzuurstofverbruik,
- e. het biochemische zuurstofverbruik, bepaald m.b.v.
 1. de verdunningsmethode,
 2. de volumetrische methode met de gewijzigde Sierp-apparatuur,
- f. het gehalte aan ammoniak,
- g. het gehalte aan totaal stikstof (volgens KJELDAHL),
- h. de pH,
- i. het zoutgehalte (methode MOHR),
- j. de troebeling,
- k. de bacterietellingen.

De analyses werden, behoudens kleine wijzigingen, verricht volgens de methodiek beschreven in (52), in het hierna volgende aangeduid met 'Standards'. Ten aanzien van aangebrachte wijzigingen zijn de volgende opmerkingen te maken:

sub c.

De tabel, gebruikt voor het aflezen van de zuurstofverzadigingscijfers, is eveneens vermeld in de 'Standards' pag. 254. Hier werd niet de tabel van TRUESDALE (53) gebruikt;

sub d.

De hoeveelheden voor deze bepaling, vermeld in de 'Standards', zijn teruggebracht tot $\frac{2}{5}$ van de aangegeven waarden; om een zo volledig mogelijke oxydatie te bereiken, is steeds zilversulfaat als katalysator toegevoegd. Voor het zuurstofverbruik van de veelal gedeeltelijk geoxydeerde chloride-ionen kan bij deze methode geen correctie worden aangebracht. De door DOBBS and WILLIAMS aangegeven methode,

waarbij het chloor door een kwikverbinding wordt neergeslagen, zou hier toepassing verdiend hebben (54);

sub e1.

Als verdunningswater is, tenzij anders vermeld, steeds uitgewerkt leidingwater gebruikt en geen gedestilleerd water waaraan voedingszouten zijn toegevoegd, zoals in de 'Standards' omschreven;

sub e2.

De volumetrische bepaling van het biochemische zuurstofverbruik is een voor dit doel in Nederland nog weinig toegepaste afvalwateranalyse. In 3.2 zal daarom een nadere beschrijving van de methodiek worden gegeven;

sub j.

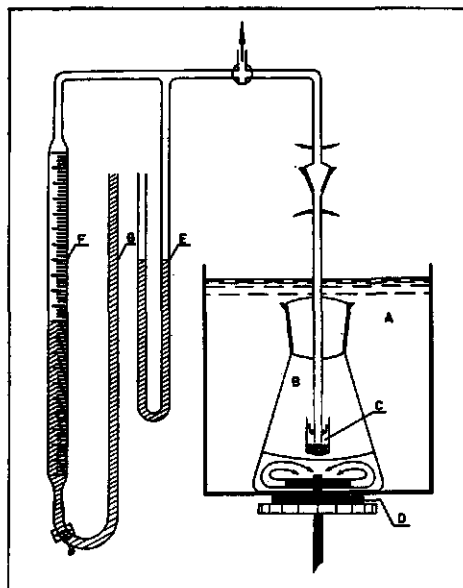
Aan het einde van deze paragraaf is onder 3.3 ook de methode beschreven die werd gebruikt om over een maat voor de troebeling te kunnen beschikken.

3.2 *Het biochemische zuurstofverbruik; volumetrische bepaling*

3.2.1 *Inleiding.* Deze bepaling kan de verdunningsmethode niet vervangen, maar moet worden gezien als een aanvullende analyse. Bij de verdunningsmethode wordt gebruik gemaakt van verdunningswater. De methode is daardoor zowel geschikt voor het onderzoek van oppervlaktewateren van goede kwaliteit, waarin als speciaal geval bij het onderzoek geen verdunning behoeft te worden aangebracht, als voor geconcentreerde afvalwateren, welke soms een zeer grote verdunning moeten ondergaan. Bij de volumetrische (en ook de manometrische) bepalingsmethode daarentegen, kunnen alleen minder of meer geconcentreerde afvalwateren of sterk verontreinigde oppervlaktewateren worden onderzocht. Meer dan de verdunningsmethode sluit deze methode aan bij de zuiveringstechniek en zij verschaft onder meer inlichtingen over de vraag of het water te zuiveren is, of het noodzakelijk is voedingszouten te suppleren, hoe het afvalwater op enting reageert enz.. Een groot voordeel van deze bepalingsmethode is gelegen in de mogelijkheid een continue reeks van waarnemingen te verrichten. Hierdoor is een continue meting van het zuurstofverbruik in relatie tot de tijd uit te voeren. Bij de verdunningsmethode vraagt dit zeer veel werk, terwijl bovendien vraagpunten aangaande de methodiek open blijven.

In een reactievat, dat geplaatst is in een waterbad, wordt een hoeveelheid afvalwater gebracht. Een vaatje met een loogoplossing wordt in het vat gehangen. Het reactievat wordt via een gasdicht systeem verbonden met een gasburet. Tevens wordt in dit systeem een manometer aangebracht. De gasburet is tot zeker niveau met een manometervloeistof gevuld. De biochemische processen onttrekken zuurstof aan het water, dat onderverzadigd raakt. Het neemt dan weer zuurstof uit de in het vat afgesloten lucht op, terwijl CO_2 wordt afgegeven. Het gevormde koolzuur wordt door binding aan de loog, aan het gassysteem onttrokken. In het reactievat ontstaat een onderdruk. Deze kan door verhoging van het waterniveau in de gasburet worden opgeheven. De verandering van het volume in deze buret geeft het zuurstofverbruik in ml. Bij de

analyse is een blanco bepaling vereist voor de meting van de B.O.D. van het entmateriaal. Deze vervangt dan tevens de overige aan te brengen berekeningscorrecties. Er zij nog opgemerkt, dat door de onttrekking van CO_2 in verschillende gevallen de pH tot 9 kan oplopen, waardoor de biochemische reactie tot stilstand wordt gebracht. Om de pH gedurende de proef op een aanvaardbaar niveau ($\pm 7,2$) te handhaven, is het nodig het te onderzoeken water van een bufferoplossing te voorzien.



Figuur 7 Gewijzigde Sierp-apparaat. Volumetrische bepaling van het biochemische zuurstofverbruik; schematische tekening.

- | | |
|------------------------|------------------------|
| A waterbad; | D magnetische roering; |
| B reactievat (300 ml); | E manometer; |
| C vaatje met KOH; | F gasbuter; |
| | G slang niveaufles. |

3.2.2 *Apparaat*. In de proeven werd gebruikt gemaakt van een gewijzigde Sierp-opstelling met een groot reactievat van 300 ml. Deze apparaat is o.m. beschreven in (55 t/m 58). De opstelling is schematisch weergegeven in figuur 7, terwijl de foto van figuur 8 en 8a een indruk geeft van de op het laboratorium van het. Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater te Baflo ontwikkelde apparaat. Een thermostaat houdt de temperatuur constant op $20\text{ }^\circ\text{C} \pm 0,1\text{ }^\circ\text{C}$. De menging in het reactievat wordt verkregen met behulp van een magneetroerder.

3.2.3 *Reagentia*

Manometervloeistof: 23 g NaCl en 5 g natriumcholaat in 500 ml water

KOH-oplossing: 10 g KOH in 100 ml water

bufferoplossing:

8,5 g KH_2PO_4	} in 1000 ml water; pH=7,2
21,75 g K_2HPO_4	
33,4 g Na_2HPO_4	

voedingsoplossing:

17 g NH_4Cl
22,5 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$
27,5 g CaCl_2 } per 1000 ml water
2,5 g $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ per 1000 ml water.

De oplossingen van de eerste drie zouten kunnen worden samengevoegd en in het te onderzoeken water worden gebracht, de laatste oplossing dient apart onder roeren aan de vloeistof te worden toegevoegd.

Entmateriaal: vers gefiltreerd huishoudelijk afvalwater, dat 24 uur is belucht, tenzij anders vermeld.

3.2.4 *Uitvoering van de analyse.* Breng afhankelijk van de concentratie van de biochemisch aantastbare stof, 50 tot 100 ml van het te onderzoeken afvalwater in het reactievat. Verdun het afvalwater, indien dit te geconcentreerd mocht blijken. Voeg toe 0,5 ml van elk der voedingsoplossingen en 5 ml van de bufferoplossing. Ent met 5 ml van het entmateriaal. Breng de gasdichte verbinding aan tussen het reactievat en de gasburet, open daarbij de kraan op de gasburet. Roer gedurende 15 minuten met geopende apparatuur. Stel daarna de aflezing van de gasburet in en sluit de kraan. Neem bij de analyse een blanco bepaling mee, waarbij aan gedestilleerd water de voedingszouten, de bufferoplossing en het entmateriaal zijn toegevoegd. Verander bij de aflezingen het niveau van de vloeistof in de buret zodanig, dat de manometer een met de buitenlucht overeenkomende druk aanwijst. Verricht de aflezingen van de buret na gewenste tijdsintervallen.

3.2.5 *Berekening.* Het biochemische zuurstofverbruik bij 20 °C bedraagt in mg/l:

$$\frac{1000}{L} \times \frac{32}{22,4} \times \frac{273}{T} \times V = 1330 \times \frac{V}{L}, \text{ waarin}$$

L = ml te onderzoeken water

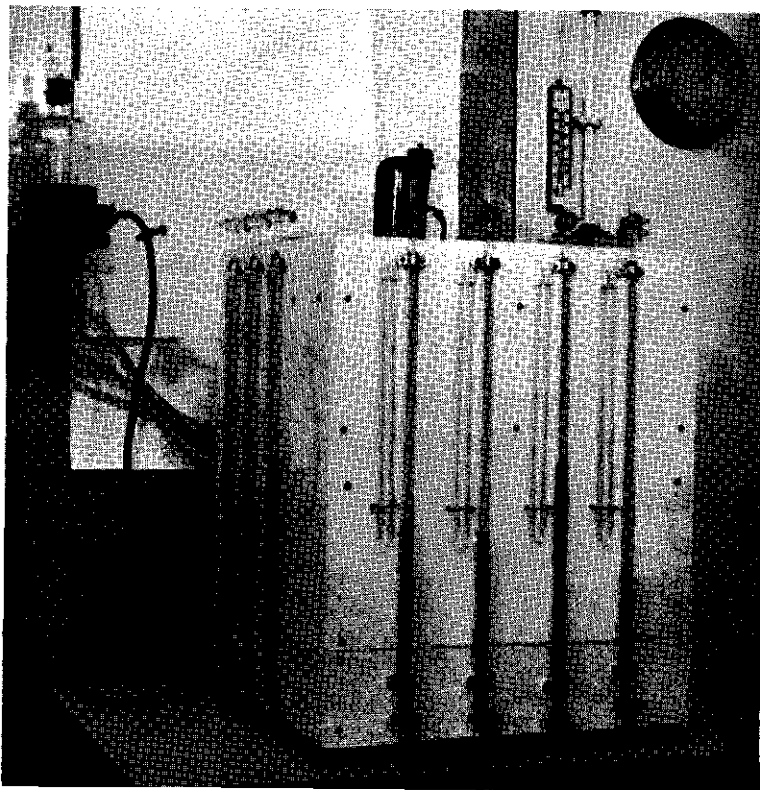
V = de verandering van het gasvolume in het reactievat, verminderd met de verandering van het gasvolume bij de controlemeting in ml.

3.3 *De troebeling*

Voor de bepaling van de troebeling werd een voor het gestelde doel aangepaste methode ontwikkeld, die hier nader zal worden omschreven.

De troebeling kan beter worden gedefinieerd als de mate van doorzichtigheid van het water. De eigenschap wordt nl. als doorzichtigheid gemeten en uitgedrukt in cm waterkolom. In feite wordt hiermede een gehalte aan zwevende delen weergegeven. Er blijkt enig verband te bestaan tussen het gehalte aan droge stof en de troebeling.

3.3.1 *Apparatuur.* De bepaling wordt uitgevoerd met een standglas, in de bodem voorzien van een afvoerkraan, terwijl op de wand een schaalverdeling in cm is aangebracht. Op de bodem van het standglas bevindt zich een witte ster, die zijdelings



Figuur 8 Gewijzigde Sierp-apparatuur



Figuur 8a Meetvat 300 ml

licht ontvangt. Het maatglas wordt gedurende de bepaling van de doorzichtigheid omhuld met een koperen mantel, die er nauw omheen sluit.

3.3.2 *Uitvoering van de meting.* Vul het standglas tot een hoogte van 40 cm met het te onderzoeken water. Breng de mantel om het maatglas en laat bij beoordeling in bovenaanzicht via de geopende kraan zo lang water af, tot de ster zichtbaar is. Lees de hoogte van de dan nog aanwezige waterkolom af. De doorzichtigheid als maat voor de troebeling wordt uitgedrukt in cm waterkolom.

4. HET VERZAMELEN VAN DE GEGEVENS IN HET ESTUARIUM; DE RAAIEN VAN ONDERZOEK

4.1 *De waarnemingspunten*

In het estuarium werden vaste waarnemingspunten gekozen in het algemeen gelegen bij de bebakeningstonnen. De waarnemingspunten zijn in figuur 9 aangegeven. De nummering ervan is soms onderbroken, omdat tijdens het onderzoek andere punten werden toegevoegd. Ter vermindering van administratieve omissies in het cijfermateriaal werd de bestaande nummering gehandhaafd. De punten zijn steeds in raaien bevaren. Voor het hier te bespreken onderzoek zijn de volgende raaien van betekenis:

raai B: Bocht van Watum – Wester Eems

raai C: Oost Friese Gaatje – Ranselgat

raai D: Dollard – Schanskerdiep

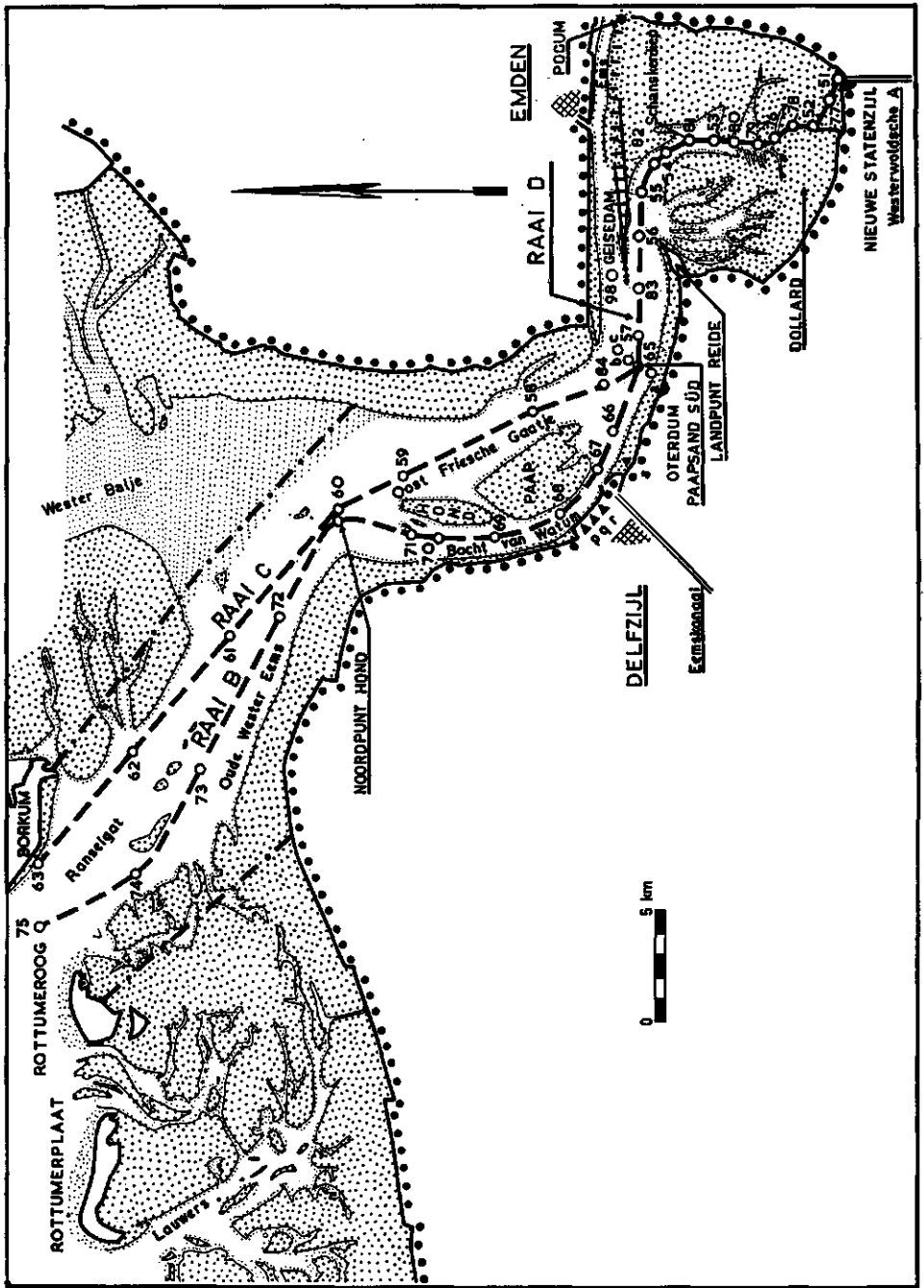
raai F: 'Rond Hond en Paap', dus gedeelten van raai B en C.

Andere raaien, die gedurende het onderzoek werden onderscheiden, zijn in het verslag niet behandeld en derhalve buiten de opsomming gelaten. In 1959 werden aan het w.p. 65,* de punten 65^a, 65^b en 65^c toegevoegd, speciaal met het doel inlichtingen te verzamelen over de homogeniteit van het water in de laterale richting. Ook werd vanaf 1959 het w.p. 65 zeer frequent bemonsterd, om in ieder geval op één plaats in het estuarium over zoveel mogelijk aansluitend cijfermateriaal gedurende de gehele periode van onderzoek te beschikken. Door het bevaren van de raaien wordt informatie verkregen over het verloop van een zekere eigenschap in de lengterichting van het estuarium. In plaats van te varen, kan het schip ook verankerd worden en kunnen metingen op de plaats gebeuren gedurende het gehele getijde. Het water beweegt gedurende het getijde onder het schip door. Deze metingen zullen in dit rapport met getijdemetingen worden betiteld.

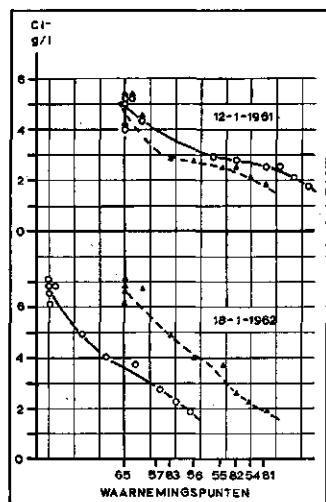
4.2 *De verwerking van de resultaten*

Door de aanwezigheid van een zoutgradiënt wordt op een zeker punt in het estuarium bij laagwater een lager zoutgehalte gemeten dan bij hoogwater. Dit geldt, hoewel in mindere mate en met geringere fluctuaties, ook voor het zuurstofgehalte. Om meer vergelijkbaarheid te verkrijgen in het verzamelde cijfermateriaal, werden

* w. p. = waarnemingspunt



de gegevens verwerkt naar de toestand van halftij. Op de grafiek werd niet de plaats van bemonstering aangegeven, maar de plaats waar de bemonsterde watermassa zich ongeveer zou bevinden bij halftij eb of halftij vloed. Halftij wordt gedefinieerd als het gemiddelde niveau tussen hoog- en laagwater. Bij het onderzoek zijn geen peilschaal-aflezingen verricht op diverse plaatsen in het estuarium. In dit rapport is daarom voor de halftijituering de plaats gekozen die bij drie uur eb of vloed zou zijn ingenomen. Voor de denkbeeldige verplaatsing is het nodig de afstand te kennen, over welke het water zich bij eb en bij vloed beweegt. Uit stroomsnelheidsmetingen van de Studiedienst van de Rijkswaterstaat te Hoorn is voor deze afstand een gemiddelde weg van



Figuur 10 Verwerking van de zoutgehalten naar de toestand van halftij.
 ▲ - - - ▲ gegevens uitgezet naar plaats van bemonstering;
 ○ — ○ gegevens verschoven naar de toestand van halftij;
 12-1-'61 bemonstering omstreeks halftij;
 18-1-'62 bemonstering ongeveer tijdens hoogwater.

14 km berekend. Ongetwijfeld zal deze weg bij een doottij en een springtij of een verlaagd of verhoogd tij anders zijn. Met deze schommelingen kon in de verwerking geen rekening worden gehouden. Ook werd geen rekening gehouden met de verschuiving van de kentering naar plaats en tijd. Voor de getijdegegevens werden hoog- en laagwatergegevens van Delfzijl aangehouden. Figuur 10 geeft voorbeelden van een verwerking van zoutgegevens naar de toestand van halftij.

- ◀ Figuur 9 Eems-Dollard. *Eems-Dollard.*
 Figure 9 Situering en waarnemingspunten. *Map showing observation points.*
- ● — aangenomen begrenzing estuarium-wad *boundary between estuary and shallows;*
 - — — waarnemingsraai *observation line;*
 - waarnemingspunt *observation point;*
 - ▲ lozingspunt *point of discharge;*
 - zeedijk *sea-dike;*
 - laagwaterlijn *low water mark*
 - p leiding *pipe line* Appingedam
 - q leiding *pipe line* Delfzijl
 - r leiding *pipe line* Groningen
 - s leiding *pipe line* soda-fabriek *soda works*

Indien het cijfermateriaal was uitgezet naar de plaats van bemonstering, dan zouden de onderbroken lijnen zijn verkregen. De verwerking geeft de getrokken lijnen, die onderling vergelijkbaar zijn.

4.3 *De regelmaat der metingen*

Het onderzoek werd verricht met behulp van een vaartuig met laboratoriumaccommodatie. In de jaren 1955 tot 1958 kon een vaartuig van derden worden aangetrokken, terwijl in de loop van 1958 het laboratoriumvaartuig 'Dr. L. F. Kamps' gereed kwam. Zo is de reeks van gegevens over de eerste jaren van het onderzoek onvolledig; pas na 1958 kon een meer continue meting worden uitgevoerd.

4.4 *De verrichte analyses*

In verband met de accommodatie van het vaartuig werden in de eerste jaren van het onderzoek alleen gegevens verzameld over het zuurstof- en het zoutgehalte. In 1958 werden hieraan toegevoegd de bepalingen van de pH en het permanganaatzuurstofverbruik, in 1959 de analyse van het biochemische zuurstofverbruik en in 1960 een indicatiemethode voor de troebeling van het water.

In totaal werden meer dan 15 500 monsters onderzocht en werden rond 70 000 analyses verricht.

5. VOEDINGSBODEMS

5.1 *Glucose-agar*

Voeg aan 1 liter gedestilleerd water toe:

- 0,05 g bacto-pepton
- 2 g Na-citraat
- 5 g NaCl
- 1 g $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$
- 0,5 g $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$
- 20 g bacto-agar.

Steriliseer gedurende 1 uur bij 110 °C en filtreer af. Voeg daarna 10 g glucose toe en steriliseer 2 maal gedurende een half uur bij 100 °C na.

5.2 *Ammonium-agar*

Voeg aan 1 l gedestilleerd water toe:

- 4 g $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$
- 2 g K_2HPO_4
- 1 g $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$

4 g NaCl
0,8 g FeSO₄·7H₂O
40 g bacto-agar.

Steriliseer gedurende 1 uur bij 110 °C. Verdeel de warme vloeistof over kolven en steriliseer deze 2 maal gedurende een half uur na.

5.3 Kiemagar of trypton-glucose-gistextract-agar

Produkt van Oxo Ltd te Londen.

Samenstelling:

2,5 g gistextract (oxoid L 20)
5,0 g trypton (oxoid L 42)
1,0 g dextrose (glucose)
15,0 g agar
pH ca. 7,0

Bereiding

Voeg deze bestanddelen toe aan 1 l gedestilleerd water en laat gedurende ca. 15 minuten onder zacht roeren staan. Steriliseer vervolgens gedurende 20 minuten bij 120 °C.

6. REGISTER VAN DE BELANGRIJKSTE DER GEBRUIKTE TERMEN

Het biochemische zuurstofverbruik

Hiermee wordt een hoeveelheid zuurstof aangegeven in mg/l die door aërobe organismen wordt opgenomen bij de oxydatie van de aanwezige organische stof tot koolzuur en water en zouten zoals nitraat en sulfaat. Voor het biochemische zuurstofverbruik wordt algemeen de afkorting B.O.D. gebruikt, hetgeen biochemical oxygen demand = biochemische zuurstofbehoefte betekent. Het verband tussen de biochemische zuurstofbehoefte en het biochemische zuurstofverbruik kan als volgt worden aangegeven. Aërobe afbraak van een microbiologisch aantastbaar substraat heeft een zuurstofbehoefte, die wordt bepaald door het zuurstofverbruik gedurende zekere tijd te meten.

Bij de afvalwaterzuivering is het gebruikelijk de hoeveelheid in afvalwater aanwezig aantastbaar substraat in gewichtshoeveelheden B.O.D. uit te drukken.

De duur van de afbraak

De biochemische afbraak is bij de voorkomende watertemperaturen een traag verlopende reactie. Na twintig dagen is nog geen eindstadium bereikt; voor praktische doeleinden is het daarom nodig bij de laboratoriumbepaling een kortere reactieduur

aan te houden, reden waarom het biochemische zuurstofverbruik na vijf dagen incubatietijd bij 20 °C wordt bepaald (B.O.D.₅).

De totale B.O.D. (B.O.D._{C+N})

In een groot openbaar water als de Eems waar verblijftijden in de orde van twintig dagen en meer kunnen voorkomen, dient echter rekening te worden gehouden met een ten naaste bij volledige mineralisatie van de organische stof en van de stikstofverbindingen (hoofdstuk VIII). Hiervoor moet worden voldaan aan het volledige zuurstofverbruik van zowel de koolstoftrap als de nitrificatietrap. Dit biochemische zuurstofverbruik zal worden aangeduid met B.O.D._{C+N}.

De mineralisatie

Het verbrandingsproces wordt ook wel door het woord mineralisatie aangegeven.

Het verontreinigende vermogen

De B.O.D. geeft de graad van verontreiniging weer. Het verontreinigende vermogen daarentegen is een maat voor een hoeveelheid verontreinigende bestanddelen per tijdseenheid b.v. uitgedrukt in kg B.O.D.₅ per etmaal. Het verontreinigende vermogen van een afvoer aan afvalwater is te berekenen uit de hoeveelheid water afgevoerd per tijdseenheid (m³/etm.) en de gemiddelde graad van verontreiniging (kg/m³).

Het begrip inwonerekwivalent

Met een inwonerekwivalent wordt een hoeveelheid verontreinigende organische bestanddelen aangeduid die met het huishoudelijke afvalwater gemiddeld per inwoner en per etmaal wordt afgevoerd. In B.O.D.₅ uitgedrukt, bevat het ruwe rioolwater volgens publikaties van IMHOFF (85) per inwoner per etmaal 54 g en nadat dit aan bezinking is onderworpen 35 g. Het is bekend dat deze waarden variëren en thans waarschijnlijk hoger liggen. Door het verontreinigende vermogen van een fabriek te bepalen en de gevonden waarde te delen door 35 (waarbij dan is aangenomen dat het afvalwater van de fabriek geen bezinkbare delen bevat en derhalve is te vergelijken met het van te bezinken delen bevrijde rioolwater), wordt de fabriek vergeleken met een woonplaats en het verontreinigende vermogen in inwonerekwivalenten uitgedrukt.

Het chemische zuurstofverbruik

Het chemische zuurstofverbruik is het zuurstofverbruik, uitgedrukt in mg/l afvalwater of voedingsoplossing, berekend uit de chemische oxydatie van de aanwezige organische stof met behulp van een bichromaat-zwavelzuurmengsel.

Chemical Oxygen Demand = C.O.D.

De zuurstofverzadigingswaarde

De hoeveelheid zuurstof, uitgedrukt in mg/l, die in water in contact met lucht bij een bepaalde temperatuur en bij een barometrische druk van 760 mm kwik tot oplossing komt, geeft de verzadigingswaarde weer.

Het zuurstofverzadigingspercentage

Het zuurstofverzadigingspercentage is de verhouding van het ter plaatse gemeten zuurstofgehalte en de bij de gemeten temperatuur behorende verzadigingswaarde uitgedrukt in mg/l.

De onderverzadiging (deficit)

Onderverzadiging in % is het verschil tussen de verzadigingswaarde en het zuurstofverzadigingspercentage. Uitgedrukt in mg/l is onderverzadiging het verschil van de bij de gemeten temperatuur behorende verzadigingswaarde en het ter plaatse gemeten zuurstofgehalte.

De zelfreiniging

Zelfreiniging is het vermogen van het water onder aërobe omstandigheden door biologische activiteit afvalstoffen te verwerken en de bij deze processen verbruikte zuurstof door absorptie uit de lucht weer aan te vullen.

HOOFDSTUK IV

DE VERSPREIDING VAN AFVALSTOFFEN; THEORETISCHE BESCHOUWINGEN

I. HET ONTSTAAN VAN EEN ZOUTGRADIËNT

Een estuarium is te definiëren als een (veelal trechtervormige) kom, gevuld met water, waarin aan de landzijde zoet water toevloeit (het smalle gedeelte van het estuarium), terwijl de zeezijde in open verbinding staat met de zee. De zoetwater- en de zeeinvoer maken, dat het water in het estuarium op elke plaats geacht kan worden te bestaan uit een mengsel van zoet en van zout water. Er is een longitudinale zoutgradiënt aanwezig; het zoutgehalte neemt van de landzijde naar de zeezijde toe van een gehalte van dat van zoet water tot dat van zeewater. Bij uitsluiting van menging zou door het verschil in soortelijk gewicht van beide componenten een gelaagdheid optreden. Als consequentie zou in het estuarium het zoete water van de rivier over het zoute water van het estuarium kunnen gaan bewegen. Verticale menging verhindert of verzwakt deze toestand. Oorzaak van menging is de turbulentie die in hoofdzaak ontstaat door de getijdebeweging en mede wordt bepaald door de vorm van het estuarium en de rivierafvoer. Afhankelijk van de onderlinge verhouding van de rivierafvoer, de afmetingen van het estuarium en het getijverschil, zijn er estuaria die een zeer sterke gelaagdheid vertonen en waar zelfs een scherpe zoutwig kan worden geconstateerd en andere, waar het water in verticale zin homogeen van samenstelling is. STOMMEL en PRITCHARD (59, 60) onderscheiden de estuaria naar deze gelaagdheid. Zonder de literatuur hierin verder te volgen, kan opgemerkt worden, dat het estuarium van de Eems behoort tot de groep van de ongelaagde (niet of weinig gestratificeerde) estuaria, zoals hierna zal blijken (hoofdstuk v).

2. DE DIFFUSIE

Het bestaan van een longitudinale zoutgradiënt in de zeearm, waar aanvoer van zoet water door een rivier plaats heeft, wijst op een landwinwaarts gericht transport van zout water. Een dergelijk transport geschiedt door waterbewegingen die samenhangen met het estuarium en zijn getijdebeweging. Het fenomeen van deze waterbewegingen is o.m. door DORRESTEIN en OTTO (61) beschreven. Samengevat kunnen de volgende factoren hiervoor aansprakelijk worden gesteld:

a. Een horizontale circulatie, o.m. veroorzaakt door plaatselijke vloed- en eboverschotten en faseverschillen in het getij in de parallelle stroomgeulen van het gebied (figuur 21).

b. Een verticale circulatie (de z.g. estuarine circulatie) die ontstaat door de aan-

wezigheid van de longitudinale zoutgradiënt in het estuarium. Door deze gradiënt en de getijdestroom zijn in principe de factoren aanwezig voor het ontstaan van een verticale gradiënt, het over elkaar heen schuiven van lagen van verschillende dichtheid. Hieruit komt een zeewaarts gerichte netto waterbeweging in de oppervlaktelagen voort en een landinwaarts gerichte netto beweging langs de bodem. Een en ander moet resulteren in een verticale circulatiestroom.

c. Een uitwisseling als gevolg van een verschuiving van watermassa's in hoofdzaak veroorzaakt door inhammen en platen, die de beweging vertragen, waardoor de desbetreffende watermassa een andere plaats in de getijdestroom gaat innemen. PRITCHARD (63) licht dit uitvoerig toe. Ook het door DORRESTEIN (80) aangegeven fenomeen, betiteld met 'salinity drop', valt onder het begrip uitwisseling.

Het is bijzonder moeilijk, het mengingsmechanisme van het estuarium – omschreven met de horizontale en de verticale circulatie en de uitwisseling – dat enerzijds zorgdraagt voor de homogeniteit van het water op een zekere plaats en anderzijds de verplaatsing van 'zeewater' naar binnen toe bewerkstelligt, scherper te omschrijven. In de literatuur wordt het door het mechanisme teweeg gebrachte mengingseffect met turbulente diffusie aangeduid, welke terminologie hier gevolgd zal worden. De mate van turbulente diffusie wordt met een diffusiecoëfficiënt omschreven.

De longitudinale diffusiecoëfficiënt op zekere plaats x in het estuarium geeft een hoeveelheid water weer die door het mengingsmechanisme in de eenheid van tijd door de eenheid van oppervlakte in een dwarsdoorsnede over een zekere afstand in de lengterichting, dus loodrecht op de dwarsdoorsnede, wordt uitgewisseld. De diffusiecoëfficiënt wordt derhalve in de volgende eenheden uitgedrukt:

$$\frac{\text{m}^3 \times \text{m}}{\text{m}^2 \times \text{sec.}} = \text{m}^2/\text{sec.}$$

3. DE INITIËLE VERDUNNING

Afvalwater ondergaat bij het verlaten van de afvoerleiding een verdunning, aangeduid met 'initiële' verdunning. De grootte van de initiële verdunning wordt in sterke mate beïnvloed door de diepte van lozing en de snelheid van de waterbeweging en zal derhalve sterk van het getijde afhankelijk zijn. Bij lozingen op zee kan deze verdunning van grote betekenis zijn voor het voorkomen van opdrijven van geloosd afvalwater. In het estuarium met vrij geringe diepte en beperkte breedte overheerst het verdunningseffect van het diffusieproces dat van de initiële verdunning in sterke mate. Het begrip initiële verdunning wordt bij de bespreking van lozingen op estuaria buiten beschouwing gelaten.

4. HET BEREKENINGSMODEL

Reeds spoedig werd bij estuaria de bijzondere eigenschap onderkend, dat een redelijke verspreiding van de afvalstoffen tot stand werd gebracht, ondanks het feit,

dat ogenschijnlijk bij de getijdebeweging steeds eenzelfde watermassa het lozingspunt passeert. Om voorspellingen te kunnen doen over de mate van verspreiding en verdunning en derhalve ook van het zelfreinigende vermogen, was het aantrekkelijk de factoren die deze eigenschappen bewerkstelligen, in kwantitatieve zin te benaderen en ze in een berekeningsmodel samen te vatten.

Een eerste model 'het getijdeprisma' werd uitgewerkt door KETCHUM en medewerkers (62). De berekeningen bleken soms sterk af te wijken van de in de praktijk gevonden cijfers. KETCHUM zelf bracht in zijn model reeds correcties aan. Hij verdeelde het estuarium in segmenten, waarbij hij aannam, dat in de segmenten met een lengte van de getijdebeweging gedurende één getijde volledige menging optrad. STOMMEL (59) voerde voor het eerst de diffusiecoëfficiënt in het berekeningsmodel in. Hij benaderde deze coëfficiënt uit de verdeling van het zoute water in het estuarium. STOMMEL was met PRITCHARD (60) van mening, dat het door hem gebruikte model alleen toegepast kan worden voor estuaria die in verticale zin homogeen van samenstelling zijn. Het netto-effect van de mengingsprocessen komt dan alleen in de longitudinale richting tot uiting. DORRESTEIN en OTTO (61) stelden een berekeningsmodel op voor de Eems-Dollard, gebaseerd op dat van STOMMEL. PRITCHARD (63) en KENT (64) hebben in latere jaren eveneens aanvullingen gegeven op het werk van STOMMEL. Ook in het Deltarapport (65) werden aangaande het zoutgehalte in de Rotterdamse Waterweg, beschouwingen gebaseerd op dit model, opgenomen. PREDDY (66) kwam volgens een geheel andere interpretatie van de getijdebeweging dan die van STOMMEL tot een berekeningsmodel voor de Theems, terwijl BOWDEN (67) uitging van de diffusie als een driedimensionaal proces en de berekeningen hiervoor opstelde.

4.1 *De toetsing van het berekeningsmodel*

In zijn in 1959 verschenen publikatie merkt PEARSON (68) voor de Amerikaanse omstandigheden op, dat nog slechts weinig berekeningsmodellen op praktijkschaal werden getoetst. Teveel werd volgens deze onderzoeker volstaan met een toetsing aan een hydraulisch model, waarover ook SIMMONS (8) en KENT (64) mededelingen doen.

In het hier besproken onderzoek is aan de hand van het keukenzout, een stof die van nature in het estuarium voorkomt, de waterbeweging in het estuarium getoetst (hoofdstuk x). Het verdient aanbeveling ditzelfde nogmaals te herhalen, maar dan met een op kunstmatige wijze in het estuarium gebrachte stof.

4.2 *De voor toetsing te gebruiken indicatorstof*

Deze stof, in de Amerikaanse literatuur aangeduid als 'tracer', moet een 'conservative substance' (68) zijn, dat wil zeggen een stof, die gedurende lange tijd als zodanig in water intact blijft. In verband met de uitvoerbaarheid van de proef moet deze stof

in grote verdunningen te meten zijn, daar anders de te lozen hoeveelheden te groot zouden worden. Enkele indicatorstoffen werden tot nu toe bij proeflozingen gebruikt. Het zijn o.m. radioactieve verbindingen en kleurstoffen als fluoresceïne en rhodamine en het gedroogde sulfietloog, afkomstig van de cellososefabricage. In de Eems-Dollard werd in juni 1963 een proeflozing met rhodamine B uitgevoerd. In tegenstelling echter met hetgeen in de literatuur over de stabiliteit van rhodamine B is vermeld, is in deze proef onder estuariumomstandigheden gebleken, dat de rhodamine zich onder meer door afbraak en door adsorbtie vrij snel aan de waarnemingen onttrok. De resultaten van deze proef zullen in een aparte nota worden behandeld. Ook zal in deze nota (69) verslag worden uitgebracht over de uitkomsten van de eerdergenoemde uitvoerige berekeningen betreffende het verloop van het zoutgehalte in het estuarium en de toetsing aan de hand van de in de jaren 1959 t/m 1962 verzamelde zoutgegevens. In het rapport, dat hier wordt besproken, is gebruik gemaakt van enkele van deze laatste uitkomsten. (zie hoofdstuk x).

5. DE GEBRUIKTE DIFFUSIEVERGELIJKING

Een uitvoerige behandeling van de gebezigde diffusievergelijking wordt eveneens geacht niet te passen in het raamwerk van dit rapport. De berekeningstechniek is gebezigd als middel om inzicht te verkrijgen in de uiteindelijke verdeling over het estuarium van de op één punt geloosde organische stof. Daarbij is dankbaar gebruik gemaakt van de voorlopig voor intern gebruik gebezigde nota (69) opgesteld door SCHÖNFELD en VANDAM, (69) (Fysische Afdeling van de Directie Waterhuishouding en Waterbeweging in de Rijkswaterstaat). Voor een uitvoerige behandeling van het mathematische gedeelte, dat nu wordt besproken, zij naar deze nota verwezen. Verschillende gedeelten in deze nota kwamen na onderlinge discussie met schrijver dezes tot stand, toen onder meer gebleken was, dat een behandeling van het stationaire geval onvoldoende was (zie hoofdstuk x, 1).

Bij de behandeling van een wiskundig model is het uiteraard noodzakelijk de verschillende grootheden te schematiseren.

In de berekeningen werd de natte doorsnede als gegeven ingevoerd. Deze werd op elke plaats in het estuarium zo goed mogelijk benaderd. In het Waddengebied nabij Borkum moest echter ook worden aangegeven, welk deel van het wad tot het estuarium wordt geacht te behoren. De keuze (zie figuur 9) is arbitrair.

Geen rekening werd gehouden met verhoogde en verlaagde hoog- en laagwaterstanden, met de maaninvloed enz.. De berekeningen zijn opgezet op cijfermateriaal, dat verwerkt werd naar de toestand van halftij. Hierbij is de vloedweg gelijk gekozen aan de ebweg, wat in werkelijkheid niet het geval is.

Een andere schematisering, aantrekkelijk voor de wiskundige behandeling, is de beoordeling van het estuarium 'in stationaire toestand'. De stationaire toestand wordt ook wel aangeduid met de termen evenwichtstoestand en permanente toestand. In dit rapport zal de term stationaire toestand worden gebruikt. Hiermede wordt een

toestand aangegeven, waarbij op iedere plaats in het estuarium de concentratie van het beschouwde diffusaat (een geloosde stof, of het in zeewater aanwezige keukenzout) met de tijd geen veranderingen meer ondergaat. Een zodanige toestand doet zich voor, als de rivierafvoer gedurende maanden constant is en ook de continue lozing niet aan variaties onderhevig is. Constante rivierafvoeren kunnen zowel bij hoge als bij lage debieten voorkomen.

Samenhangend met het debiet tijdens perioden van constante afvoer, kunnen gradienten liggend op verschillend concentratieniveau worden gemeten. De stationaire toestand moet als een denkbeeldige toestand worden beschouwd; hij komt in de praktijk niet voor. In het najaar 1962 (zie figuur 18), werd echter een goede benadering ervan gemeten. Door het stellen van het denkbeeldige stationaire geval worden vele berekeningen en beschouwingen aanmerkelijk vergemakkelijkt. Bovendien zullen de uitkomsten van een niet-stationaire situatie steeds schommelen tussen die van met zorg gekozen stationaire situaties. Voor het hier behandelde onderzoek moest zowel het stationaire als het niet-stationaire geval in de beschouwingen worden betrokken. De stationaire situatie, het beste geschikt voor een vereenvoudigde berekening, leent zich niet voor berekeningen van verdelingen, waarin tevens de factor afbraak moet worden gezien.

Zoals reeds werd opgemerkt, wijst een aanwezige zoutgradiënt op een transport van zout landinwaarts. Het netto-transport is de resultante van het transport, verricht door de rivierafvoer (het advectieve transport) en van dat van de turbulente diffusie (het diffusieve transport). Passeert een hoeveelheid stof van P kg per seconde een dwarsdoorsnede van het estuarium, dan geldt:

P = advectief-transport plus diffusief-transport.

Het netto-transport, veroorzaakt door het advectieve en het diffusieve transport, kan als volgt in mathematische vorm worden gebracht:

$$(1) \quad P(x, t) = -A(x)K(x) \frac{\delta C(x, t)}{\delta x} + R(x, t)C(x, t)$$

De concentraties van de beschouwde stof veranderen met de tijd volgens:

$$(2) \quad A(x) \frac{\delta C(x, t)}{\delta t} = -\frac{\delta P(x, t)}{\delta x} - A(x) \frac{C(x, t)}{\tau}$$

In (1) en (2) is:

x = de lengtecoördinaat. In de volgende beschouwingen is x in zeewaartse richting positief gekozen;

$C(x, t)$ = de concentratie van het diffusaat (kg/m^3);

$P(x, t)$ = het transport van de beschouwde stof ($\text{kg}/\text{sec.}$) in de positieve x -richting.

$A(x)$ = de natte doorsnede (m^2);

$R(x, t)$ = het netto-watertransport in de positieve x -richting ($\text{m}^3/\text{sec.}$);

$K(x)$ = de diffusiecoëfficiënt ($\text{m}^2/\text{sec.}$);

τ = de nepereringstijd voor het geval (exponentiële) afbraak plaatsvindt (seconden). Dit is de tijd, die nodig is om een stof tot het 1/e-de deel van de oorspronkelijk aanwezige hoeveelheid af te doen breken.

In de literatuur wordt K tot nu toe steeds als afhankelijke van R aangegeven. Theoretisch gezien is dit ook zo. R draagt echter slechts in onbetekenende mate aan de stroomsnelheden in het estuarium bij. Het mengingsmechanisme, dat de diffusiecoëfficiënt K bepaalt, kan daarom niet van R afhangen. In de berekeningen in hoofdstuk x is echter wel een zekere verhoging van K bij grotere afvoeren naar voren gekomen. Eerder dan aan een causaal verband met de rivierafvoer, moet hier worden gedacht aan de invloed van depressieactiviteit. Door wind ontstaat soms een aanmerkelijk van het gemiddelde afwijkende waterbeweging (verhoogde en verlaagde waterstanden), alsmede een verhoogde turbulentie op kleinere schaal, waardoor het diffusieve transport in zekere mate zal toenemen. De depressieactiviteit gaat in het algemeen samen met grotere regenval en dus hogere afvoeren. Hoewel K toeneemt bij een stijgende R is het dus niet nodig, een rechtstreekse samenhang aan te nemen.

In het hiernavolgende zijn de oplossingen gegeven van de differentiaalvergelijkingen (1) en (2) voor de stationaire toestand zonder afbraak ($\tau = \infty$) en een beschouwing van de niet-stationaire situatie met en zonder afbraak en de stationaire met afbraak.

5.1 Het stationaire geval zonder afbraak ($\tau = \infty$)

Zoals in de inleiding reeds vermeld, geldt voor dit geval $dC/dt = 0$. Bij de behandeling van het verbrede estuarium hangt R niet van x af, zodat uit (1) ontstaat:

$$(3) \quad P = -A(x)K(x)\frac{dC}{dx} + RC(x)$$

waarin $P \geq 0$ en $R \geq 0$. Deze vergelijking is nader te preciseren voor een puntbron in $x = x_B$.

$$(3a) \quad -A(x)K(x)\frac{dC}{dx} + RC(x) = P \quad \text{voor } x > x_B$$

$$(3b) \quad -A(x)K(x)\frac{dC}{dx} + RC(x) = 0 \quad \text{voor } x < x_B$$

Bij bekende P , R , $A(x)$ en $C(x)$ is $K(x)$ te bepalen.

$$(4a) \quad K(x) = \frac{RC(x) - P}{A(x)\frac{dC}{dx}} \quad \text{voor } x > x_B$$

$$(4b) \quad K(x) = \frac{RC(x)}{A(x)\frac{dC}{dx}} \quad \text{voor } x < x_B$$

Is het diffusaat keukenzout uit zee (concentratie $S(x)$), waarvan de bron op $+\infty$ ligt, dan is formule (4b) als volgt te schrijven:

$$(5) \quad K(x) = \frac{RS(x)}{A(x) \frac{dS}{dx}}$$

Bij bekende $K(x)$ zijn verschillende stationaire verdelingen gemakkelijk te berekenen. De oplossing van de differentiaalvergelijking, genoemd onder 3a, kan daartoe in de volgende analytische vorm worden geschreven:

$$(6) \quad C(x) = \frac{P}{R} + \left\{ C(x_0) - \frac{P}{R} \right\} e^{-R \int_x^{x_0} \frac{d\xi}{A(\xi)K(\xi)}}$$

$C(x)$ is volgens (6) volledig bepaald, als voor één punt x_0 de concentratie $C(x_0)$ gegeven is. Voor elk diffusaat is onafhankelijk van de metingen een punt aan te wijzen, nl. het punt $x = +\infty$, waar de concentraties van het diffusaat, geloosd in het estuarium, 0 en van het keukenzout in zee, S_{zee} bedragen. Voor de puntbron wordt dan gevonden:

$$(7a) \quad C(x, P, R) = \frac{P}{R} \left(1 - e^{-R \int_x^{\infty} \frac{d\xi}{A(\xi)K(\xi)}} \right) \quad \text{voor } x \geq x_B$$

$$(7b) \quad C(x, P, R) = C(x_B) e^{-R \int_x^{x_B} \frac{d\xi}{A(\xi)K(\xi)}} \quad \text{voor } x \leq x_B$$

Voor het keukenzoutgehalte geldt (7b):

$$(8) \quad S(x, R) = S_{zee} e^{-R \int_x^{\infty} \frac{d\xi}{A(\xi)K(\xi)}} \quad \text{voor elke } x$$

$$\text{Bij} \quad \int_x^{\infty} \frac{d\xi}{A(\xi)K(\xi)} = I(x),$$

gaan 7a t/m 8 over in

$$(9a) \quad C(x, P, R) = \frac{P}{R} \left(1 - e^{-RI(x)} \right) \quad \text{voor } x \geq x_B$$

$$(9b) \quad C(x, P, R) = C(x_B) e^{-R(I(x) - I(x_B))} \quad \text{voor } x \leq x_B$$

$$(10) \quad S(x, R) = S_{zee} e^{-RI(x)}$$

Onder stationaire verhoudingen hangen dus de concentraties in een vast punt x in de gevallen (9b) en (10) exponentieel van R af. Op enkellogaritmisch papier moeten dan voor de verschillende plaatsen x rechte lijnen worden verkregen die voor het geval van het keukenzout de S -as in S_{zee} snijden. Indien men over gegevens beschikt die

aan deze eis voldoen, dan volgt uit de helling van de rechte lijn de waarde van $I(x)$ voor het betreffende punt x . In de praktijk van het Eemsonderzoek kwam uiteraard alleen de zoutverdeling voor deze behandeling in aanmerking. De betreffende lijn

$$(11) \quad \ln S(x, R) = -I(x)R + \ln S_{zee}$$

werd voor geen enkele x gevonden, zoals blijkt uit de behandeling van het cijfermateriaal onder meer in figuur 40. Het is niet mogelijk $I(x)$ en daarmee $K(x)$ op deze wijze voldoende nauwkeurig te bepalen. Daarvoor is het nodig het niet-stationaire probleem te bezien. In verband met de behandeling van de factor afbraak is dit trouwens ook noodzakelijk.

5.2 Het niet-stationaire geval met en zonder afbraak en het stationaire geval met afbraak

Voor het geval, waarbij onder overigens stationaire verhoudingen afbraak (b.v. van organische stof) plaatsvindt, is een behandeling volgens de onder 5.1 aangegeven formules niet mogelijk, maar moet de berekening stapsgewijs worden uitgevoerd. Dit dient ook te geschieden, als de beschouwingen worden betrokken op niet-stationaire verhoudingen onder meer veroorzaakt door variatie in de rivierafvoer en daarmee in de zoetwateraanvoer naar het estuarium.

De formule voor stapsgewijze berekening volgt uit de differentiaalvergelijkingen, door daarin de differentiaal door eindige differenties Δx en Δt te vervangen en het estuarium dienovereenkomstig in eindige segmenten in te delen. Zij Δx_n de lengte van het n -de segment, $A_{n,n+1}$ en $K_{n,n+1}$ respectievelijk de A - en de K -waarde voor het grensvlak tussen het n -de en het $(n+1)$ -de segment, dan is volgens (1) het transport door het grensvlak van het n -de naar het $(n+1)$ -de segment gedurende de korte tijdsduur $(t_i, t_i + \Delta t)$ bij benadering gelijk aan

$$(12) \quad P(x_{n,n+1}, t_i) \Delta t = -A_{n,n+1} K_{n,n+1} \frac{C_{n+1}(t_i) - C_n(t_i)}{\frac{1}{2}(\Delta x_n + \Delta x_{n+1})} + \frac{R(x_n, t_i) C(x_n, t_i) + R(x_{n+1}, t_i) C(x_{n+1}, t_i)}{2}$$

Hetzelfde geldt, met vermindering van de rangnummers met 1, voor het transport van het $(n-1)$ -de naar het n -de segment. De toeneming van de hoeveelheid diffusaat in het n -de segment in het beschouwde tijdsinterval Δt is gelijk aan $(P_{n-1,n} - P_{n,n+1})\Delta t$ ('ingehend' minus 'uitgehend' transport, welke beide zowel positief als negatief kunnen zijn) en de toeneming van de concentratie is gelijk aan dit bedrag gedeeld door het volume $V_n = (\text{meestal}) A(x_n) \Delta x_n$, als de afbraak nog buiten beschouwing wordt gelaten. Deze aanschouwelijke redenering geeft hetzelfde resultaat, als het formeel opschrijven van (2) in differentievorm voor $\tau = \infty$:

$$(13) \quad C_n(t_i + \Delta t) - C_n(t_i) = \frac{P_{n,n+1} - P_{n-1,n}}{A(x_n) \Delta x_n}$$

Met de in navolging van DORRESTEIN en OTTO in te voeren verkorting (zie 6I):

$$(14) \quad D_{n,n+1} = \frac{A_{n,n+1} K_{n,n+1}}{\frac{1}{2}(\Delta x_n + \Delta x_{n+1})}$$

(waarin D^* = uitwisselingscoëfficiënt), wordt (13) met (12):

$$(15) \quad C_n(t_i + \Delta t) - C_n(t_i) = \\ = \left[\frac{1}{2} R(x_n, t_i) (C_{n-1}(t_i) - C_{n+1}(t_i)) + \sum_{m=n-1}^{n+1} \{D_{mn} (C_m(t_i) - C_n(t_i))\} \right] \frac{\Delta t}{V_n}$$

Deze uitdrukking is gelijk aan vgl. (1) op blz. 90 van de publikatie van DORRESTEIN en OTTO (6I). De 'uitwisselingscoëfficiënt' D blijkt daarbij van de gekozen verdeling Δx_n af te hangen en is dus geen fundamentele constante, zoals de diffusiecoëfficiënt.

Bij invoering van de afbraakterm kan nu de oplossing worden gekozen door DORRESTEIN en OTTO aangegeven met de 'basisoplossingen'. Hierbij wordt een enkelvoudige injectie van het diffusaat gegeven aan het begin en wordt de verdeling van de geïnjecteerde stof op de tijd t berekend, terwijl daarnaast bij een bekende afbraakfactor is na te gaan, welk deel van het diffusaat na afbraak, op de tijd t nog resteert. Om uit de basisoplossingen het geval van een constante continue lozing van onbepaalde duur te berekenen, zou de integratie ervan zich tot $t = \infty$ moeten uitstrekken; in de praktijk komt dit er echter op neer, dat de sommatie zo lang moet worden voortgezet, tot dat de veranderingen verwaarloosbaar zijn. Terwijl zonder afbraak de berekening van de stationaire verdeling bij bekende $K(x)$ eenvoudig is, is daarentegen bij afbraak de berekening van een stationaire verdeling de meest bewerkelijke van alle verdelingen die van dezelfde lozing afstammen.

In beginsel kan, zoals reeds vermeld, met een computer een berekening van de verdeling van een aan afbraak onderhevige stof zonder complicaties worden uitgevoerd, bij niet constante rivierafvoeren. Aangezien echter de zuurstoftoestand werd berekend voor de ongunstigste omstandigheden gedurende de campagneperiode, werden de berekeningen alleen voor constante lage rivierafvoeren verricht.

6. DE TOEPASBAARHEID VAN DE GEBRUIKTE DIFFUSIEVERGELIJKING VOOR DE BEREKENING VAN DE VERSPREIDING VAN AFVALSTOFFEN EN VAN DE B.O.D.

De theorie gaat uit van verspreiding van opgeloste stoffen. In feite komen organische stoffen in afvalwater slechts voor een gedeelte voor als opgelost materiaal. Een ander deel wordt als zwevend materiaal aangetroffen. De opgeloste stoffen zijn in hoofdzaak de veroorzakers van het biochemische zuurstofverbruik; de zwevende dragen in relatieve zin slechts voor een klein deel hieraan bij. De theorie zou derhalve slechts

* D werd in de verdere behandeling niet meer gebruikt. Verwarring met D = deficit (hoofdstuk IX, x en x_1) is niet mogelijk.

voor een gedeelte van de organische stoffen gelden. Zoals in hoofdstuk VIII nader is uiteengezet, wordt gedurende de B.O.D.-reactie echter ook de opgeloste organische stof in een biologische vlok, dus in zwevend materiaal, omgezet. Zolang dit als zwevend materiaal van zekere deeltjesgrootte in het water aanwezig blijft, zal de voor opgeloste stoffen gebezigde theorie ook voor deze omstandigheden gelden. In hoofdstuk V,3 is echter betoogd, dat het gevormde actiefslib zich aan de in het estuarium aanwezige klei-humusvlok zal binden, waardoor een zwaardere vlok zal ontstaan. Een gedeelte van deze vlok zal zich door bezinking in de Dollard aan de waarnemingen onttrekken. Het is niet uitgesloten, dat door deze binding een verlies aan B.O.D. zou worden geconstateerd en in de berekeningen dientengevolge een correctie zou moeten worden aangebracht.

HOOFDSTUK V

HET EEMS-ESTUARIUM

I. KLIMATOLOGISCHE EN HYDROLOGISCHE GEGEVENS

DORRESTEIN (71) verzamelde gegevens over de klimatologische en hydrologische verhoudingen in het estuarium. Van deze gegevens is in dit rapport dankbaar gebruik gemaakt. Ter aanvulling dienen nog de volgende, genoemd onder 2, 3, 4 en 5.

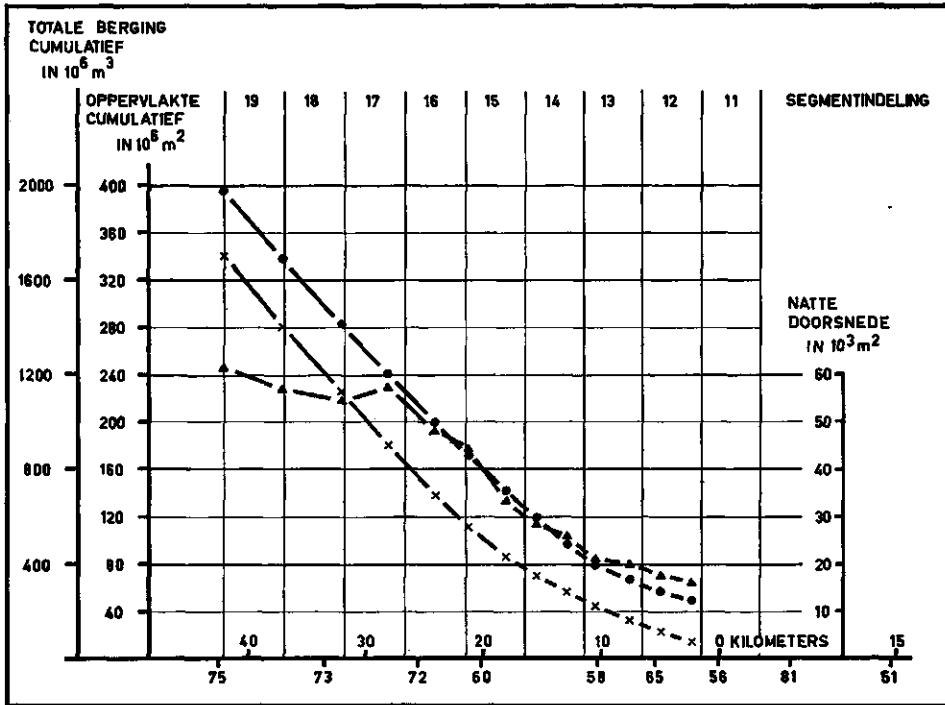
2. DE AFMETINGEN

Een estuarium met een grote zelfreiniging dankt deze eigenschap onder meer aan het vermogen afvalstoffen snel te verspreiden en daardoor te verdunnen. Dit vermogen wordt mede bepaald door de afmetingen van het estuarium. In figuur 9 is een overzicht gegeven van het gedeelte van het estuarium dat in de beschouwingen is betrokken, te weten de Dollard, de benedenloop van de Eems (ter hoogte van de Geisedam) en het estuariumgedeelte ter hoogte van de platen Paap en Hond met de stroomgeulen Bocht van Watum en Oost Friese Gaatje die in de benedenloop van het estuarium overgaan in respectievelijk de Oude Wester Eems en het Ranselgat. Het Duitse wadgebied ten oosten van Borkum en het aan Rottumeroog grenzende Nederlandse wad is niet tot het estuarium gerekend, hoewel de randgebieden ongetwijfeld bij zullen dragen tot de turbulente diffusie in het estuarium. Voor de benadering van de lengte, de natte doorsneden, de oppervlakte en het totaal bergend vermogen, werden de zee-kaarten, vermeld onder de literatuuropgave 72, gebezigd. De gegeven maten hebben betrekking op het verbrede estuarium incl. de Dollard. Over het riviergedeelte aan de Duitse zijde van het estuarium en van de Dollard afgescheiden door de strekdam, de z.g. Geisedam, zijn geen gegevens verschaft.

2.1 *De lengte*

Het estuarium heeft, gemeten langs de stroomdraad door het Oost Friese Gaatje van de landpunt van Reide ter hoogte van Borkum (w.p. 75), een lengte van ongeveer 42 km. Langs de stroomdraad van het Schanskerdiep is de Dollard ongeveer 15 km lang.

De geografische afmetingen van de Dollard tussen de dijken zijn ongeveer 10 bij 10 km. In de hiernavolgende figuren is, indien niet anders vermeld, steeds uitgegaan van de vermelde lengtematen. De berekende en de met behulp van de zee-kaarten gemeten maten, zijn in figuur 11 samengevat.



Figuur 11 De afmetingen van het Eems-estuarium.

Voor de berekeningen is als niveau aangehouden het gemiddelde zeeniveau Delfzijl = - 1 cm N.A.P.

Figure 11 The size of the Eems estuary.

The average sea level at Delfzijl (- 1 cm New Amsterdam Ordnance Datum) was chosen as a standard level for the calculations.

- ▲ —▲ natte doorsnede wet cross-section
- —● natte oppervlakte, cumulatief wet surface cumulative.
- x —x totale waterberging, cumulatief total water volume cumulative.

2.2 De natte doorsnede

De bepaling van de natte doorsnede evenals die van het totale waterbergende vermogen is moeilijker, omdat niet duidelijk is, in hoeverre het Duitse wad en het Nederlandse wad gerekend moeten worden tot het estuarium te behoren. De begrenzing van het estuarium werd gekozen, zoals aangegeven door de onderbroken lijnen die van Borkum en Rottumeroog uitgaan (figuur 9). Tevens werd bij de bepalingen van deze grootheden uitgegaan van de toestand bij gemiddeld zeeniveau (voor Delfzijl - 1 cm N.A.P.). Op de kaart lijkt het, alsof een stroomgeul, de z.g. Wester Balje op het Duitse wad, een belangrijk volume vertegenwoordigt. Dit is niet het geval. Deze geul is bij laag water b.v. niet bevaarbaar. Met inachtneming van genoemde grenzen, neemt de natte doorsnede van het estuarium van de punt van

Reide tot aan het stroomgat tussen de eilanden Borkum en Rottumeroog toe van ca. 12 500 m² tot ca. 60 000 m².

2.3 De oppervlakte

Vanaf Nieuwe Statenzijl tot Delfzijl treedt in de oppervlakte uitgezet tegen de lengte een stijging op die van Delfzijl tot Borkum per lengte-eenheid groter is. In de Dollard is de bepaling van de oppervlakte vrij moeilijk. De Dollard stroomt bij laagwater bijna leeg en is bij hoogwater voor een groot deel gevuld. Het profiel is hier zeer onregelmatig. De berekening van de oppervlakten bij de verschillende zeestanden met behulp van de lodingskaarten zal steeds een benadering blijven. Bij laagwater werd een oppervlakte van ca. 16×10^6 m², bij hoogwater van ca. 88×10^6 m² gemeten. Het verloop van de oppervlaktelijn uitgezet tegen de lengte is in de Dollard onzeker. De oppervlakte van het gehele estuarium incl. de Dollard is uit de grafiek af te lezen en bedraagt tot de hoogte Borkum ongeveer 370×10^6 m².

2.4 Het totale waterbergende vermogen

Het waterbergende vermogen is gedefinieerd als de totale hoeveelheid water die in het estuarium bij gemiddeld zeeniveau (-1 cm N.A.P.) wordt geborgen. Het volume van het estuarium ondergaat van binnen naar buitengaand een sterke stijging. Het bergende vermogen van de Dollard werd benaderd op 66×10^6 m³. Het gehele estuarium incl. de Dollard heeft een volume van rond 1700×10^6 m³.

TABEL IIIA

Zoetwaterafvoeren van de rivier de Eems ter hoogte van Emden, berekend als maandgemiddelden in m³/sec.

maand	jaar			
	1959	1960	1961	1962
januari	—	47	231	315
februari	—	62	379	356
maart	—	56	211	156
april	—	34	232	245
mei	30	27	153	122
juni	21	22	112	63
juli	19	20	87	71
augustus	19	77	117	51
september	17	101	87	59
oktober	16	123	91	50
november	23	229	174	—
december	24	387	468	—

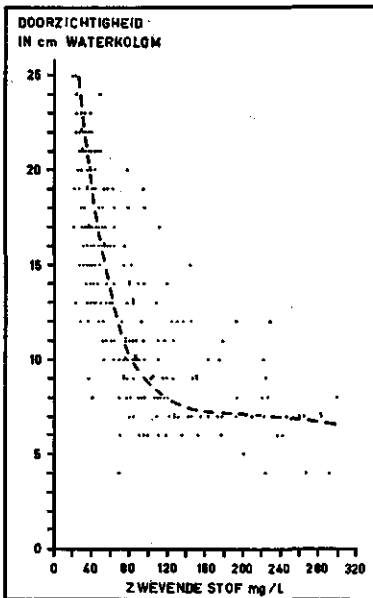
2.5 De variatie in de waterafvoeren van de rivier

In de rivier de Eems treden, samenhangend met de weersomstandigheden, grote schommelingen in de waterafvoeren op. Tabel III A geeft de maandgemiddelden van de zoetwaterafvoeren van de rivier ter hoogte van Emden voor de periode mei 1959 t/m oktober 1962. Deze waterhoeveelheden werden gebruikt bij de berekeningen in hoofdstuk X.

3. DE SLIBBEWEGING

3.1 De herkomst van het slib

In het waddengebied en het estuarium is steeds slib*, een klei-humusvlok, in beweging die, o.a. afhankelijk van het weer en het getijde, een variabele troebeling in het water veroorzaakt. De vlok kan op platen en banken tot bezinking komen (land-aanwinning), maar ook bij slecht weer opnieuw worden opgewoeld en in beweging worden gebracht. Verschillende onderzoekers, o.a. CROMMELIN (73), FAVEJEE (74), DE SMET en WIGGERS (75, 76), stelden aan de hand van steeds andere indicatoren



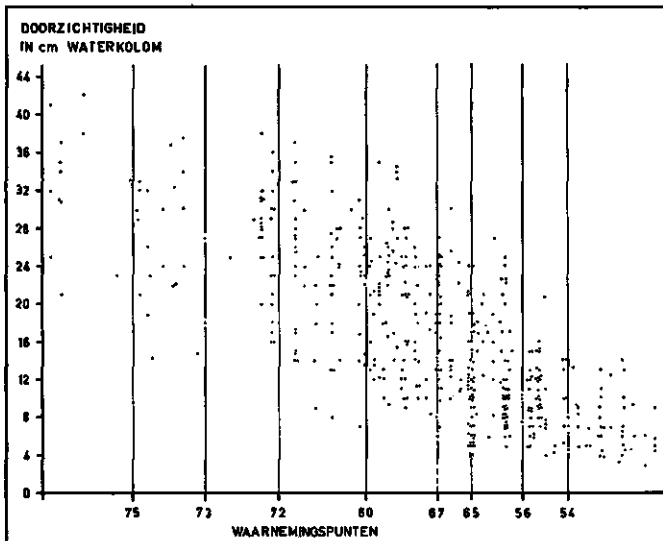
Figuur 12 Het verband tussen de doorzichtigheid en het gehalte aan zwevende stof. Periode januari t/m maart 1962; oppervlakte monsters.

* In afwijking van de in de zuiveringstechniek gebezigde aanduiding 'slib' voor 'actiefslib' en ook voor slijk, waarmede een in zekere toestand van mineralisatie verkerend (rest) product van het biologische afbraakproces wordt aangeduid, slaat het woord slib hier op een vlok samengesteld uit een klei- en een humusfractie, die onderling door elektrische krachten zijn gebonden. De humusfractie kan zijn ontstaan o.m. door afsterving van organismen die in het estuarium of op het wad leven.

vast, dat de in de Dollard aanwezige sedimenten van marine oorsprong zijn. POSTMA (77) is daarentegen op grond van studiën o.m. over het fosfaatgehalte van het in beweging zijnde slib van mening, dat het slib in hoofdzaak door de rivier wordt aangevoerd. VAN STRAATEN (78) laat echter in een samenvatting geen verschil van mening bestaan over de marine herkomst. Hij maakt bij de berekening over de slibafzetting in de Dollard duidelijk, dat slechts een klein gedeelte van het sediment van fluviale herkomst kan zijn. In het estuarium moet daarom een gemiddelde slibbeweging plaatshebben die landinwaarts is gericht. VAN STRAATEN en KUENEN (79) beschrijven het mechanisme van de verplaatsing naar binnen toe. Waargenomen werd, dat de stroomsnelheid nabij de bodem tijdens de vloed groter is dan tijdens de eb. Gedurende de kenteringen heeft steeds bezinking van het slib plaats. Het ondergaat, gerekend over de duur van een vol getijde, een netto-verplaatsing in landinwaartse richting. Het gehalte aan slib veroorzaakt een troebeling van het water die als doorzicht werd gemeten (hoofdstuk III, 3.3). Een veel gebruikte meetmethode is ook die, uitgevoerd met behulp van de secchi-schijf (80). Gedurende het onderzoek werden gegevens over de troebeling verzameld. Ze zijn van nut bij de beoordeling van de slibbeweging.

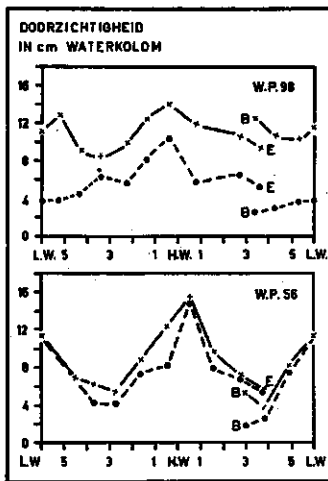
3.2 De troebeling

Zoals in hoofdstuk III, 3.3 is vermeld, is de troebeling afgelezen als cm waterkolom. Om vergelijkbaarheid te verkrijgen met het gebruik van andere meetapparatuur, is een verband gezocht tussen de op deze wijze weergegeven troebeling en het gehalte



Figuur 13 Het verband tussen de doorzichtigheid van het water en de plaats in het estuarium; gegevens september t/m december 1960-1961; oppervlakte monsters.

aan droge stof. Dit laatste werd als droogrest gemeten, nadat het monster slib met gedestilleerd water was uitgewassen. Figuur 12 laat dit verband zien. Bij geringe troebeling is van een ongeveer lineair verband sprake. Dit verband bestaat echter niet meer bij sterke troebeling. De zeer grote spreiding in het cijfermateriaal die dan wordt verkregen, is blijkbaar het gevolg van het voorkomen van deeltjes van sterk uiteenlopende grootte (77). Dit wordt o.m. veroorzaakt door het feit, dat het cijfermateriaal afkomstig is van verschillende plaatsen in het estuarium. Figuur 13 geeft een beeld van het verloop van de troebeling over de lengte-as van het estuarium. De troebeling is het grootst in het gebied van de Dollard en ter hoogte van de landpunt van Reide, zoals ook is waargenomen door POSTMA (77) en anderen. Dit gebied is aangeduid als de troebelingszone. Er is een duidelijk verschil in doorzichtigheid tussen het buiten- en het binnengedeelte van het estuarium. Er blijkt een grote spreiding in het cijfermateriaal aanwezig. Deze spreiding ontstaat mede door de afhankelijkheid van



Figuur 14 Het verloop van de doorzichtigheid met het getijde. waarnemingspunten 98 en 56; 28 april 1960;

B begin meting;
 E einde meting;
 x—x oppervlakte;
 •—• bodem;
 L.W. laagwater;
 H.W. hoogwater.

de troebeling van het getijde. Figuur 14 laat dit verband zien. In deze figuur is gedemonstreerd, hoe op het w.p. 56 op 28 april 1960 de troebeling in de oppervlaktelaag uiteenliep tussen ca. 6 cm doorzichtigheid bij halftij en ca. 15 bij hoogwater. Op het moment van laagwater bedroeg de doorzichtigheid 11 cm. Alleen al door de variatie van de troebeling gedurende het getijde, kan de doorzichtigheid op één plaats zeker 10 schaaldelen uiteen liggen. Hiermede is een groot gedeelte van de spreiding in figuur 13 verklaard.

Het verschil in troebeling tussen hoogwater en laagwater (resp. 15 cm en 11 cm doorzichtigheid) geeft enig inzicht in de bestaande troebelingsgradiënt over de lengterichting. De verwerking naar de toestand van halftij heeft hier minder zin. In feite zouden de gegevens onder dezelfde tij-omstandigheden moeten worden verzameld, een taak, die niet uitvoerbaar is. Het is echter gevaarlijk op gegevens van enkele bemonsteringstochten conclusies te baseren, zonder rekening te houden met het getijde (zie POSTMA 77).

3.3 De betekenis van de slibbeweging in verband met de lozing van afvalwater

Over het landinwaarts gerichte slibtransport bestaat thans geen verschil van mening meer.

Bij het tot stand komen van de veenkoloniale afvalwaterleiding, zal in de campagne rond 1000 ton droge stof per etmaal naar het estuarium worden gevoerd. Een gedeelte hiervan zal biologisch worden afgebroken. De rest, ongeveer een derde, zal in eerste instantie als afbraakproduct van de biochemische reactie in de vorm van 'actiefslib' in het estuarium achterblijven. Het is echter aannemelijk, dat spoedig beide slibsoorten zich tot één vlok zullen verenigen. De samenstelling van deze vlok zal weinig verschillen van die van de klei-humusvlok (zie voetnoot, pag. 41). Hoe zal de gedurende de campagne dagelijks met de leiding afgevoerde hoeveelheid droge stof nu de slibtoestand in het estuarium beïnvloeden?

Deze vraag behoeft geen uitvoerige behandeling. Hier is nl. een vergelijking te trekken met het proces van de vorming van het klei-humuscomplex in de grond, waar organische stof, in zekere vorm van mineralisatie verkerend, zich als colloïd aan het kleicolloïd bindt. Eenzelfde binding zal in het waterige milieu van het estuarium optreden bij de hogere concentratie aan elektrolyt. Dit betekent dus, dat de – eventueel lichte – actiefslibvlok, afkomstig van de biochemische afbraakprocessen van het afvalwater, en bestaande uit anorganische stoffen en humusachtig materiaal, door de binding aan de 'klei'vlok overgaat in een goed bezinkbare vlok. Het zal in de Dollard tot afzetting kunnen komen. In de evenwichtstoestand zal zich per dag door bezinking gemiddeld evenveel slib aan de kringloop onttrekken, als door de verschillende bronnen (zee, rivier en afvalwaterleiding) wordt aangevoerd. Om een indruk te geven van de hoeveelheden slib die in beweging zijn, zij vermeld, dat gemiddeld in het binnengedeelte van het estuarium gelegen boven Delfzijl, rond 20 000 ton in zwevende toestand verkeert. POSTMA (77) berekende, dat de rivier de Eems bij een afvoer van $190 \text{ m}^3/\text{sec.}$ op zekere meetdag 650 ton slib per etmaal afvoerde. De aanvoer van slib door de veenkoloniale leiding bedraagt dus ongeveer de helft van die van de rivier. Deze hoeveelheid heeft slechts een geringe betekenis tegenover de grote hoeveelheden die in het estuarium in zwevende toestand worden aangetroffen, op voorwaarde, dat de eigenschap van de bezinkbaarheid van de klei-humusvlok door de aanvoer van organische afvalstoffen geen sterke veranderingen ondergaat. In de voetnoot, pag. 41 werd de verwachting uitgesproken, dat dit inderdaad niet het geval zal zijn. Deze uitspraak is o.m. gebaseerd op onderzoeken betreffende de samenstelling van uit de Dollard op verschillende afstanden van de sluizen van Nieuwe Statenzijl afkomstige monsters slib die in een serie wijdmondse flessen tot sedimentatie waren gekomen. De lozing van het veenkoloniale afvalwater zal ten aanzien van het slibvraagstuk geen invloed op de slibconcentratie in het estuariumwater hebben. Met name is een nadelige beïnvloeding van de kwaliteit van het badwater bij Borkum door lozingen van afvalwater in het binnengedeelte van het estuarium, uitgesloten te achten.

HOOFDSTUK VI

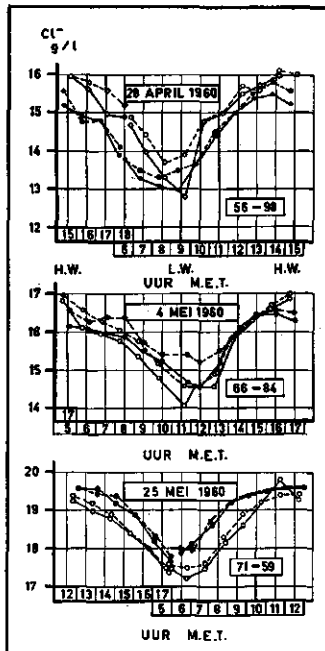
DE ZOUTTOESTAND VAN HET ESTUARIUM

Belangwekkende beschouwingen in kwalitatieve zin aangaande de zouttoestand, werden reeds door DORRESTEIN en door KAMPS, DORRESTEIN en OTTO behandeld (80, 81). Het onderstaande wil een aanvulling zijn van deze kwalitatieve beschouwingen.

I. HET VERLOOP VAN HET ZOUTGEHALTE IN VERTICALE RICHTING

Als voorbeeld van het verloop van het zoutgehalte gedurende het getijde zijn in figuur 15 een drietal getijdemetingen, die voor de desbetreffende meetplaatsen vertegenwoordigend zijn, in grafiek gebracht.

Tijdens de eb en bij laagwater blijkt het zoutgehalte bij de bodem in het gehele estuarium iets hoger te zijn dan aan de oppervlakte. Er is derhalve sprake van enige inhomogeniteit of te wel van een geringe stratificatie. Dit is nog het meest sprekend op w.p. 98 en in mindere mate, doch ook duidelijk, op w.p. 84 en 66. Meer naar buiten



Figuur 15 Zoutgetijdemetingen.

Om de resultaten van verschillende metingen te kunnen vergelijken, zijn deze uitgezet, alsof de metingen bij hoogwater waren begonnen. In werkelijkheid begon b.v. de meting op 28 april om 6 uur 's ochtends, ca 3 uur na het nachtelijke hoogwater en werd tot 18 uur voortgezet. Op die dag was het omstreeks 15 uur weer hoogwater.

- ○ waarnemingspunt Oost Friese Gaatje;
- ● waarnemingspunt Bocht van Watum;
- oppervlakte;
- bodem.

op de waarnemingspunten 59 en 71 treedt gedurende het gehele getijde een goede verticale menging op.

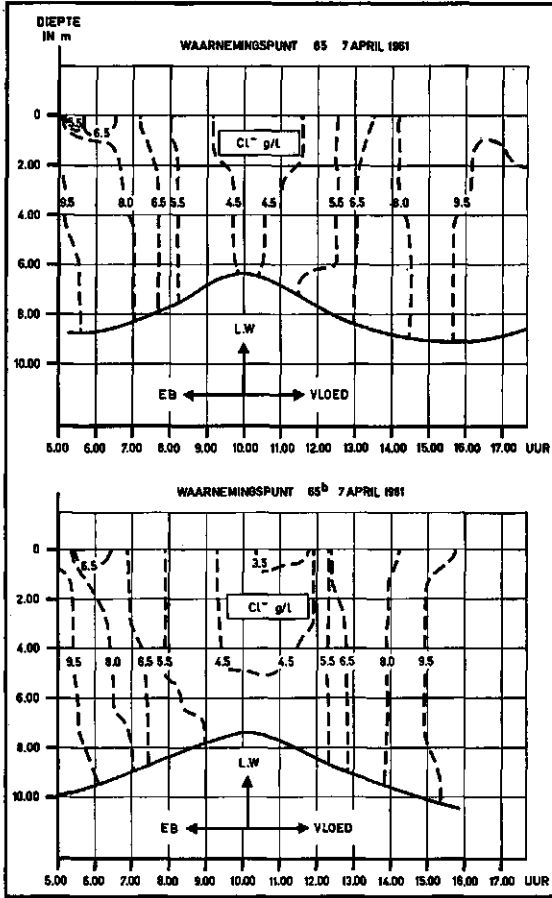
Direct na het doorzetten van de vloed is op alle punten de stratificatie verdwenen. In de periode van ruim één uur na kentering laagwater tot ruim één uur voor kentering hoogwater is dan het water in verticale richting homogeen van samenstelling. Bij hoogwater is veelal weer een kleine ontmenging te onderkennen. Een en ander is nogmaals uitgebeeld met behulp van isohalinen, waarvan als voorbeeld het resultaat van een bemonstering op de w.p. 65 en 65b is weergegeven (figuur 16).

2. HET VERLOOP VAN HET ZOUTGEHALTE IN OVERDWARSE RICHTING

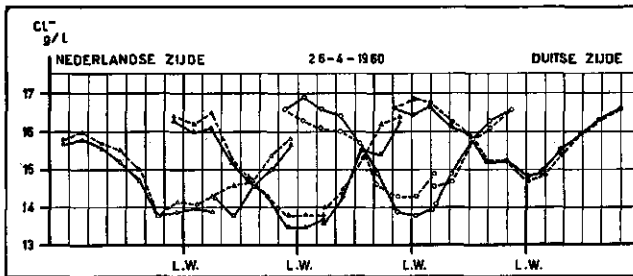
Het beoordelen van de zouttoestand in overdwarse richting levert verschillende moeilijkheden op. De metingen op de dwarsraai w.p. 65, waarvan o.m. figuur 17 een voorbeeld geeft, zouden hiertoe het materiaal moeten verschaffen. Een scherpe beoordeling is echter niet mogelijk, daar het nooit zeker is of de richting van de dwarsraai ten opzichte van de 'trek' van de stroom juist is gekozen (zie dwarsraai w.p. 65 figuur 9). Hierdoor kan een vergelijking van twee ogenschijnlijk overeenkomstige waarnemingspunten in twee verschillende stroomgeulen aanleiding geven tot het trekken van onjuiste conclusies. Met de reserve in het voorgaande besloten, bestaat de indruk, dat tijdens hoogwater een gering verschil in het zoutgehalte tussen de Duitse en de Nederlandse oever zowel in de mond van de Dollard als op dwarsraai 65 (figuur 17) wordt geconstateerd. Enig verschil in zoutgehalte is aanwezig op de w.p. 66-84 en 71-59 (figuur 15); bij w.p. 84 ligt qua verloop van het zoutgehalte de kentering laag- en hoogwater duidelijk later dan bij w.p. 66. Op w.p. 71 in de Bocht van Watum is het water zouter dan in het Oost Friese Gaatje op w.p. 59. Dit is een duidelijk geval van een ogenschijnlijk gelijke ligging van beide punten in het estuarium, terwijl naar stroomdraad het waarnemingspunt 71 hoger ligt op de overlangse zoutgradiënt of te wel verder naar buiten dan het waarnemingspunt 59. Een goed inzicht in het verloop van het zoutgehalte in overdwarse richting van de stroom is niet te verkrijgen. Eventuele kleine verschillen worden veroorzaakt door plaatselijke verschillen in de waterbeweging in het estuarium.

3. DE WISSELINGEN VAN HET ZOUTGEHALTE IN HET ESTUARIUM TEN GEVOLGE VAN DE ZOETWATERAANVOER

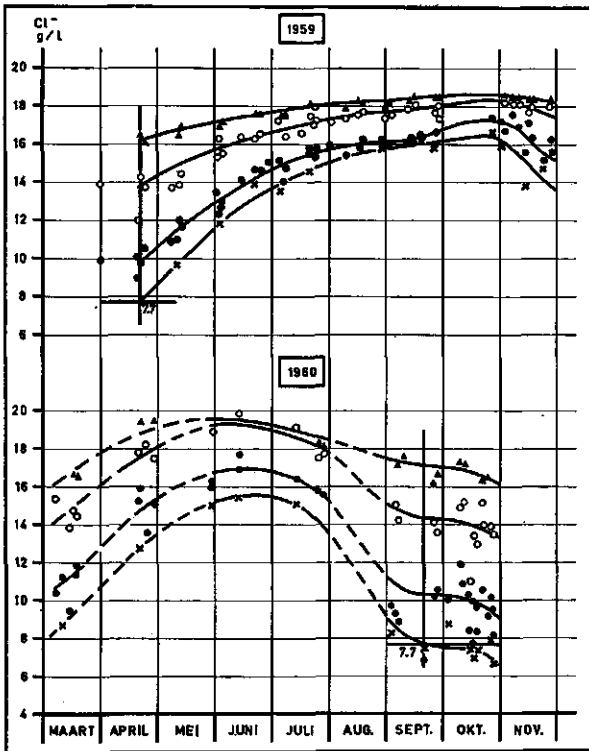
De invloed van de zoetwateraanvoer van de rivier de Eems en van de afvoeren bij Delfzijl en Nw. Stanzijl op het zoutgehalte in het estuarium is onmiskenbaar. Hoge afvoeren doen het gehalte in de Dollard, alsmede in het aangrenzende deel van de Eems tussen de mond van de Dollard en de zuidelijke punt van de Paap snel afnemen, terwijl de toeneming daarna bij lage afvoeren een gestadig maar traag verloop heeft. Op het waarnemingspunt 65, als centraal gelegen punt, zijn een groot aantal waarnemingen verricht. Deze zijn verwerkt naar de toestand van halftij en in figuur 18



Figuur 16 Isohalinen.
 Getijdemetingen verricht op de w.p. 65 en 65^b; de getijdebeweging, die een verandering van de diepte van het water tot gevolg heeft, is hier weergegeven, alsof de bodem in de grafiek stijgt of daalt. De krommen geven een toestand van gelijk zoutgehalte weer.



Figuur 17 Zoutgetijdemetingen; dwarsraai 65;
 ▲ w.p. 65^a; ○ w.p. 65^b; — oppervlakte;
 ▲ w.p. 65; ● w.p. 65^b; - - - bodem.



Figuur 18 Jaarverloop van het chloridegehalte op verschillende waarnemingspunten.
Gegevens verwerkt naar de toestand van halftij.

Figure 18 Seasonal changes in the chloride content at several observation points.
Data worked out for the situation of half-tide.

- x w.p. (o.p.) 56 o w.p. (o.p.) 60;
● w.p. (o.p.) 65 ▲ w.p. (o.p.) 75.

samengevat. In deze figuur is in feite de gang van het zoutgehalte in de jaren 1959, 1960, 1961 en een gedeelte van 1962 uitgebeeld. Tevens werden de naar de toestand van halftij verwerkte gegevens van drie andere waarnemingspunten opgenomen, te weten, van

w.p. 56, mond Dollard

w.p. 60, noordpunt van de Hond

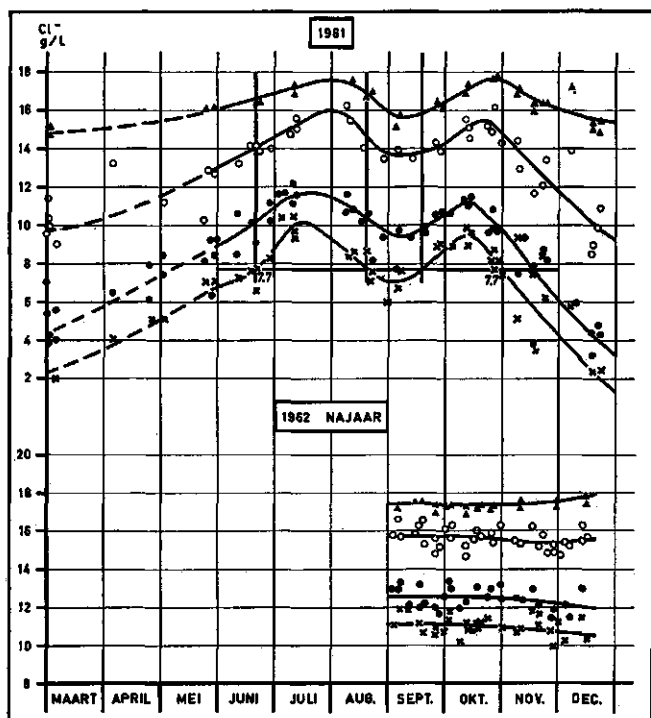
w.p. 75, hoogte Borkum.

Uit het verloop van de lijnen is het volgende af te lezen.

a. De schommelingen in het zoutgehalte zijn het sterkst in de nabijheid van de uitmonding van de rivier de Eems, maar zijn steeds te volgen in het gehele estuarium.

b. In droge jaargetijden treedt een sterke verzouting van het estuarium op (1959 en eerste helft van 1960); in natte jaargetijden worden daarentegen in de Dollard zeer lage zoutgehalten gemeten (maart 1961).

c. Behalve in het najaar van 1962, waarin de lijnen een opvallend rustig verloop



Figuur 18

Figure 18

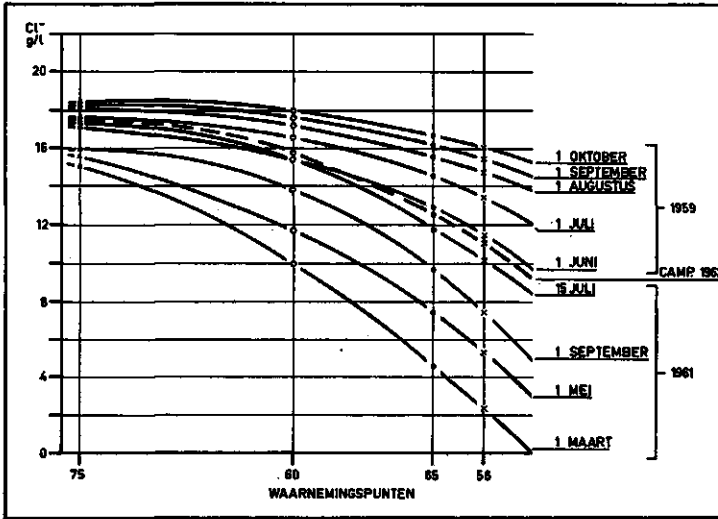
vertonen, is eigenlijk nooit sprake van een stationaire toestand in de zoutgehalten op verschillende plaatsen in het estuarium.

d. Er is een sterk onderling afhankelijk verloop van de zoutgehalten op verschillende plaatsen in het estuarium.

Het zal interessant zijn, de oppervlotaanvoer met de zoutgehalten te vergelijken, zoals DORRESTEIN reeds aangaf in zijn beschouwingen over het zoutgehalte (80). Bij de berekeningen in hoofdstuk x enz. wordt hierop teruggekomen.

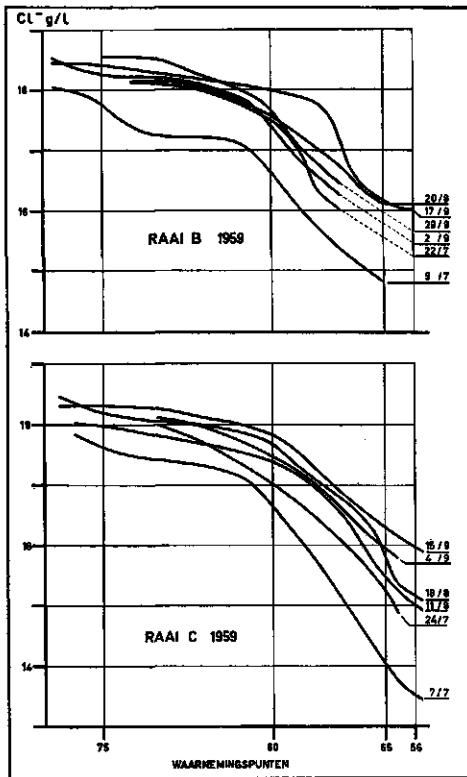
4. HET VERLOOP VAN HET ZOUTGEHALTE IN DE LENGTERICHTING VAN DE STROOMGEUL

In figuur 19 is voor de periode 1 juni–1 oktober 1959, 1 maart–1 september 1961 en het gemiddelde van de campagne 1962, het verloop van het zoutgehalte in de lengterichting van de stroomgeul gegeven in een aantal vereffende curven. De punten werden afgelezen uit de grafisch vereffende lijnen van figuur 18. Steeds loopt het zoutgehalte van binnen naar buiten geleidelijk op, waarbij reeds spoedig buiten de noordpunt van de Hond (w.p. 72 en 61) een niveau wordt bereikt, waar de helling van de lijn een zeer geleidelijk stijgend, of bij een hoger zoutniveau in het estuarium, een zelfs horizontaal verloop verkrijgt.



Figuur 19 Vereffende zoutgradiënten.

Verloop van het zoutgehalte in de lengterichting van het estuarium; gehalten afgelezen uit figuur 18.

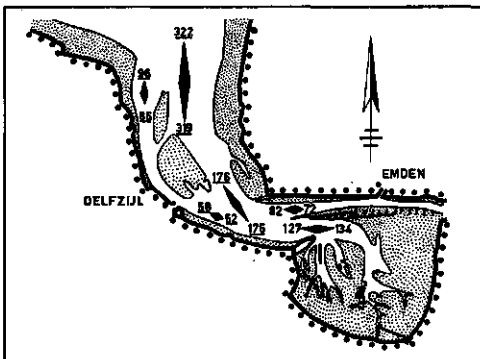


Figuur 20 Gemeten zoutgradiënten. Onregelmatig verloop in de Bocht van Watum (raai B); regelmatig verloop in het Oost Friese Gaatje (raai C).

Bij de dagelijkse waarnemingen komen afwijkingen van deze vereffende curven voor. In figuur 20 zijn als voorbeeld de zoutgehalten van een aantal waarnemingsdagen in 1959 in grafiek gebracht, verwerkt naar de toestand van halftij. In het verloop van de lijnen valt in eerste instantie weer de geleidelijke stijging op. Anderzijds springen bij enkele waarnemingen krommingen van curven in het oog (raai B, 22-7 en 17-9). Deze lijnen maken het gestelde over een geleidelijk oplopend zoutgehalte in de lengterichting aanvechtbaar. Opvallend is, dat deze grote schommelingen voorkomen in de Bocht van Watum en niet in het Oost Friese Gaatje. Zij zijn waarschijnlijk het gevolg van zoetwaterlozingen uit het Eemskanaal. Van het totale watertransport ter hoogte van Delfzijl verplaatst zich ongeveer een vierde deel door de Bocht van Watum. De uitzonderingen doen daarom geen afbreuk aan de opvatting, dat in het estuarium naar buitengaande het zoutgehalte een geleidelijk stijgend verloop heeft. Ongetwijfeld zullen, zoals DORRESTEIN (80) in zijn bewerking aangeeft, steeds sprongetjes van ongeveer 1 g chloride per liter voor kunnen komen, alleen al als gevolg van uitwisselingsverschijnselen. Deze zullen na één of enkele getijden verdwenen zijn en plaats hebben gemaakt voor nieuwe in een ander gedeelte van het gebied.

5. DE VERSCHILLEN IN DE DEBIETEN BIJ EB EN VLOED

In het estuarium werden, zowel in 1952, 1955 als in 1960, debietmetingen verricht door de Studiedienst van de Rijkswaterstaat te Hoorn. Figuur 21 geeft een overzicht van de gemeten debieten in 1952 en 1955. De verschillen tussen de vloed- en ebvermogens van de stroomgeulen zijn niet zo groot. De gegevens van de Studiedienst te Hoorn wijzen, zowel in de Bocht van Watum als in de mond van de Eems, op een eboverschot. De mond van de Dollard wordt gekenmerkt door een vloedoverschot. In de Eemsmond ter hoogte van Borkum (w.p. 75) zijn tot nu toe geen debieten bekend. Ook hier bestaan echter, zoals uit de praktijk van de scheepvaart blijkt, zeer grote verschillen in de waterbeweging tussen de Duitse en Nederlandse oever. Zo kan aan de Duitse zijde een voor anker liggend schip nog een ebstroom aanwijzen, terwijl aan de Nederlandse zijde reeds van een vrij sterke vloed sprake is. De aanwijzingen voor



Figuur 21 Debieten van de stroomgeulen in de Eems-Dollard.

Metingen van de Studiedienst van de Rijkswaterstaat te Hoorn in 1952 en 1955; de cijfers bij de pijlen geven de debieten in 10^6 m^3 voor resp. vloed en eb; de niet-onderstreepte getallen voor het jaar 1952, de onderstreepte voor het jaar 1955.

verschillen in de vermogens van de getijstromingen in het gebied zijn aanwezig. Dergelijke verschillen zullen een bijdrage leveren tot grotere uitwisseling van watermassa's in het estuarium en derhalve tot een grotere turbulente diffusie.

De vloed- en ebdebieten in de mond van de Dollard resulteren in stroomrichtingen van het water die met de gang van het getijde aan wijzigingen onderhevig zijn. Ook met behulp van drijvermetingen is deze verandering van stroomrichting gedurende het vorderen van het tij verschillende malen geconstateerd. Dergelijke verschuivingen in de stroomrichting, die hier terwille van de beperking niet met materiaal zijn ondersteund, bevorderen bij lozingen van afvalwater eveneens de menging.

DE ZUURSTOFHUISHOUDING; ALGEMEEN

De turbulente diffusie draagt zorg voor een verspreiding en verdunning van de afvalstoffen. Het is desondanks niet uitgesloten, dat een dagelijkse lozing van een te grote hoeveelheid organische afvalstoffen een te grote concentratie aan B.O.D. in de nabijheid van het lozingspunt doet ontstaan, waardoor de zuurstofhuishouding in het gedrang kan komen.

Bij lozingen van organische afvalstoffen is de zuurstoftoestand van het estuarium in hoge mate bepalend voor de af te voeren kwantiteit aan afvalstoffen. Zij wordt beheerst door een ingewikkeld scala van factoren.

De aanvoer van zuurstof in het estuariumwater wordt bewerkstelligd door:

- de reaëratie
- de fotosynthese
- de aanvoer van zee- en rivierwater.

De afvoer van zuurstof geschiedt door:

- de biochemische afbraakprocessen
- de afvoer van brak estuariumwater naar elders.

Bovengenoemde factoren oefenen geen constante invloed uit, zij zijn weer afhankelijk van variabele milieuomstandigheden. De snelheid van zuurstofonttrekking, veroorzaakt door biochemische processen, hangt o.m. samen met de mate van belasting en met de temperatuur van het water. Deze laatste is eveneens van invloed op de oplosbaarheid van zuurstof in water. Ook de invloed van de fotosynthese door algen hangt samen met de temperatuur. Belangrijker is hierbij het effect van de hoeveelheid daglicht, terwijl de seizoensinvloed evident is. Tenslotte zij vermeld, dat het seizoen ook als variabele invloed naar voren komt bij de werking van de typische wadflora die eveneens bijdraagt tot de zuurstofproductie. De zuurstoftoestand is hierdoor een begrip, sterk onderhevig aan de dynamiek van deze factoren. De gemiddelde toestand over een bepaalde periode moet als statisch gegeven houvast bieden. Deze zal een niveau aangeven, waaromheen het zuurstofgehalte zich beweegt of kan gaan bewegen. Het is daarbij niet mogelijk de invloed van elk der factoren afzonderlijk na te gaan. Wel is het wenselijk meer inzicht te verkrijgen in de belangrijkste der variabele factoren, waartoe behoren:

- de snelheid van de biochemische afbraak
- de belasting met afvalstoffen
- de hierdoor ontstane verdeling van de organische stof over het estuarium, gemeten als B.O.D.₅
- de reaëratie.

Thans worden reeds bepaalde hoeveelheden afvalstoffen via de kanalen naar het estuarium getransporteerd. Metingen van de belasting van het estuarium, van het verloop van het biochemische zuurstofverbruik en van het zuurstofgehalte in het estuarium werden verricht. Door combinatie van deze gegevens met de toekomstige belasting zijn reeds globale conclusies aangaande de invloed van de toekomstige lozing op de zuurstoftoestand te trekken.

Ook mocht het gelukken door berekening een beschrijving van de toekomstige zuurstoftoestand in het estuarium te geven. Hiervoor was het nodig de snelheid van de B.O.D.-reactie, de reaëratiecoëfficiënt en de diffusiecoëfficiënt te kennen.

Het bleek mogelijk de toegepaste berekeningsmethodiek en de gebruikte grootheden aan de in het najaar van 1961 verzamelde meetgegevens te toetsen.

HET BIOCHEMISCHE ZUURSTOFVERBRUIK

I. INLEIDING

Het is voor de insider een onvermijdelijke aangelegenheid, dat bij een afvalwater-technisch onderwerp vragen over het biochemische zuurstofverbruik ter discussie worden gesteld. Het is veelal even onvermijdelijk, dat op deze vragen een onvoldoend antwoord kan worden gegeven, zoals ook Hoover en medewerkers (82) sprekend over de B.O.D.-bepaling onder de volgende bewoordingen naar voren brengen:

'It has been the subject of a tremendous amount of research, yet no one appears to consider it adequately understood or well adapted to his own work.'

In de afvalwaterwetenschap worden biochemische processen die tezamen oorzaak zijn van het biochemische zuurstofverbruik, veelal aangeduid met 'de biochemische reactie', welke terminologie hier gevolgd zal worden. Het is echter iedere deskundige bekend, dat met deze term een reeks van biochemische processen wordt bedoeld die afhankelijk zijn van een aantal variabele factoren. Tot deze variabelen behoren, o.m.

- de samenstelling van het afvalwater
- de flora die bij het begin van de reactie aanwezig is en b.v. toegevoegd kan worden door enting
- de populatie van organismen die samenhangend met de aanwezige voedingsstoffen tot ontwikkeling kan komen en
- de temperatuur.

Het is duidelijk, dat daardoor niet scherp is te omschrijven, hoe de biochemische reactie onder de natuurlijke omstandigheden van lozing op een openbaar water verloopt. Zelfs bij het onderzoek op het laboratorium kan men de omstandigheden van de reactie onvoldoende in de hand houden. Daardoor leidt het onderzoek over het verloop van de biochemische reactie vaak tot onvoldoende reproduceerbaarheid van de resultaten.

In de theoretische beschouwingen over het verloop van de B.O.D.-reactie en de daarbij optredende reactiesnelheden is bijna steeds uitgegaan van de gedachtengang, dat afvalwater wordt geloosd in 'schoon' natuurlijk water, dat nog niet eerder een belasting met afvalstoffen had ondergaan. Het afvalwater wordt met dit water verdund. De verdunningsmethode als bepalingsmethodiek van het biochemische zuurstofverbruik is op dit principe gebaseerd. De organismen die aanwezig zijn in het water, kunnen de afvalstoffen als substraat gebruiken. Tijdens de eerste uren van de B.O.D.-reactie zal een sterke vermeerdering van het aantal organismen optreden,

eventueel gevolgd door, of samengaand met, de vorming van reservestoffen. In deze periode van snelle groei heeft een snelle zuurstofopneming door de micro-organismen plaats. Nadat het substraat is opgenomen, worden de reservestoffen verademd. Dit verademen (endogene ademhaling) gaat als regel gepaard met een langzame zuurstofopneming. Aangaande de snelheden van substraatopneming en zuurstofverbruik zijn in de literatuur uiteenlopende cijfers gepubliceerd.

Bij lozing op zeearmen die o.m. door de getijdebeweging gekarakteriseerd zijn, verplaatst zich een watermassa langs het lozingspunt heen en weer. Uit de bestudering van de diffusieprocessen zal blijken, dat niet steeds dezelfde watermassa op één plaats blijft, maar dat toch elke volgende dag een belangrijk deel van het water van de vorige dag op dezelfde plaats aanwezig is en dus opnieuw als verdunningswater fungeert. Ook kan water dat enige dagen eerder reeds met afvalwater werd belast, en uitwisselde naar elders, naar de lozingsplaats terugkomen. Uiteraard zullen intensieve mengingen optreden; het gegeven beeld is geschematiseerd. Ter hoogte van het lozingspunt is in het estuarium daarom bij continue lozingen in tegenstelling tot het geval van lozing op de 'schone' rivier, steeds sprake van een hoog niveau van activiteit van organismen. Er zijn steeds een flora en fauna aanwezig die door de continue lozingen van afvalstoffen worden gevoed en dus in stand worden gehouden. Men mag verwachten, dat de snelheid van afbraak en daarmee van biochemische zuurstofopneming vooral in de eerste uren of dagen van de B.O.D.-reactie hoger zal liggen dan in het geval van lozing in een schone rivier. Naarmate het water zich verder van het lozingspunt heeft verwijderd en het substraat grotendeels is opgenomen, zal een daling van de snelheid van zuurstofopneming plaats vinden. Het verschilpunt in deze toestanden is in hoofdzaak weer gelegen in de twee hoofdfasen van de B.O.D.-reactie, de vermeerdering van organismen = groei gedurende de eerste dagen en de endogene ademhaling gedurende de rest van de reactie (met daarin verweven nog één of meer groeiprocessen van secundaire aard nl. de ontwikkeling van protozoën en van die van nitrificerende organismen).

Met het doel meer inzicht te verkrijgen in de snelheden van de afbraak in de eerste dagen van de reactie bij gebruikmaking van verdunningswater dat reeds eerder een belasting met dezelfde afvalstoffen onderging, werd een laboratoriumonderzoek opgezet. In de inleiding werden reeds verschillende variabelen genoemd die bepalend zijn voor de snelheid van de B.O.D.-reactie. Alvorens deze nader te behandelen, zal eerst worden ingegaan op het verloop van de biochemische reactie, verdeeld in de onderdelen koolstoftrap en nitrificatietrap.

2. HET VERLOOP VAN DE BIOCHEMISCHE REACTIE

De biochemische zuurstofopneming is in afhankelijkheid van de tijd geen continu verlopend proces. Figuur 30 geeft een voorbeeld van een meting van deze opneming tegen de tijd. In de curve zijn duidelijk enkele stadia te onderkennen die door ADENEY (83) reeds werden onderscheiden en die bekend staan als de koolstoftrap (curve a-b-d) en de nitrificatietrap (curve b-c).

Met de koolstoftrap wordt het biochemische zuurstofverbruik aangeduid dat samenhangt met de afbraak van het organische materiaal, in het bijzonder samengesteld uit C, H en N. De oxydatie van de afgesplitste NH_3 heeft vervolgens plaats in de nitrificatietrap. De totale verbranding van het organische materiaal neemt bij relatief lage temperaturen in de natuur zeer veel tijd. Men spreekt van de totale B.O.D. in het Engels 'ultimate demand'. Hiermede wordt echter aangeduid de afbraak (of stabilisatie = mineralisatie) van de koolstofverbindingen. In de literatuur wordt de nitrificatietrap niet gerekend te behoren tot de totale B.O.D. en in het algemeen wordt ook door de afvalwatertechnici het standpunt ingenomen, dat met dit deel van de biochemische zuurstofbehoefte bij de beoordeling van zelfreinigingsprocessen, maar ook van andere zuiveringsprocessen, geen rekening behoeft te worden gehouden. In de paragraaf nitrificatie zal op deze opvatting worden ingegaan. Thans zullen beide trappen aan een nadere beschouwing worden onderworpen, waarbij allereerst een overzicht van de literatuur zal worden gegeven.

2.1 De koolstoftrap

Bij het uitwerken van de B.O.D.-reactie bracht PHELPS (84) naar voren, dat het biochemische zuurstofverbruik van de koolstoftrap merkwaaardigerwijs in het algemeen verloopt als een monomoleculaire reactie.

$$L_t = L \cdot 10^{-k_1 t}$$

waarin:

L = de totale biochemische zuurstofbehoefte van de organische stof op de tijd 0;

L_t = de resterende biochemische zuurstofbehoefte op de tijd t ;

k_1 * = de reactiecoëfficiënt bij het gebruik van 10 als grondtal.

In een discussie hierover voerde deze onderzoeker aan, de oorzaak van dit verband niet direct te zien. Het zou alleen kunnen gelden, als de metabolische activiteit van de organismen rechtevenredig zou zijn met de resterende hoeveelheid organische stof. In latere jaren is twijfel gerezen omtrent de juistheid van bovenvermelde formulering. Enerzijds ondersteunde een groep onderzoekers de wetmatige samenhang (zie o.m. 85 t/m 88) en verrichtte spuurwerk om meer inzicht te verkrijgen in de reactiecoëfficiënt k_1 , anderzijds werd de kritiek van een andere groep steeds groter die betoogde, dat het biochemische zuurstofverbruik niet alleen wordt bepaald door de kwantiteit en de kwaliteit van het substraat, maar ook door de kwantiteit en de kwaliteit van de afbrekende micro-organismen.

HOOVER en medewerkers (82) en ook BUSWELL en medewerkers (89) komen op grond van eigen onderzoekingen en op grond van die van anderen tot de conclusie,

* Bij het rekenen met natuurlijke logaritmen gebruikt men voor de aanduiding van de reactiecoëfficiënt K_1 . In dit rapport is alleen k_1 gebezigd om geen verwarring met de diffusiecoëfficiënt K te verkrijgen. De aanwijzing 1 is geschied in navolging van FAIR (106) welke onderzoeker voor de reëratiecoëfficiënt de aanduiding k_2 gebruikte (hoofdstuk IX).

dat het biochemische zuurstofverbruik ten nauwste is verbonden met de groei van bacteriën. Het maximum aantal wordt bij 20 °C reeds bereikt op de eerste of tweede dag van de B.O.D.-bepaling, wat ook reeds door MÜLLER (90) was gevonden. Het biochemische zuurstofverbruik in de eerste 5 dagen bij 20 °C wordt dan bepaald door twee reactiesnelheden, nl. die van de celvermeerdering gedurende de eerste en tweede dag en die van de endogene ademhaling daarop volgend.

In recente onderzoeken met behulp van kunstmatige substraten, zoals glucose en glutaminezuur en mengsels van deze stoffen, brengen BUSCH en MYRICK, alsmede BUSCH (91, 92), bij de bespreking van hun B.O.D.-curven naar voren, dat naast de genoemde koolstoftrap en nitrificatietrap die gescheiden worden door een buigpunt in de curve, veelal een vroeger buigpunt in de kromme is aan te tonen, optredend tussen de 1e en 2e dag van de reactie. Volgens deze onderzoekers zou laatstgenoemde afbuiging van de curve, aangevende een tijdelijk lage snelheid van zuurstofopneming, veroorzaakt worden door de overgang van het stadium van celvermeerdering der bacteriën (en eventuele synthese van reservestoffen) naar een fase van verademing van opgeslagen reservestoffen en van celmateriaal. Bij deze onderzoeken werd huishoudelijk afvalwater als entmateriaal gebruikt. Het bleek, dat het plateau alleen werd gevonden na een voorbehandeling van het entmateriaal door het te filteren over een filtreerpapier met fijne poriënmaat (WHATMAN nr. 2). Door de filtratie zouden protozoën worden verwijderd. Bij het achterwege laten van de filtratie werd een curve verkregen met een continu verloop in de tweede dag. De groeicurve der bacteriën zou worden gevolgd door een groeicurve der protozoën. Het biochemische zuurstofverbruik zou daardoor volgens deze onderzoekers een verhoging ondergaan.

MCWHORTER en HEUKELEKIAN (92a) vonden in proeven met glucose als substraat en bezonken huishoudelijk afvalwater als entmateriaal, dat het plateau alleen optrad bij glucoseconcentraties lager dan 1000 mg/l. Bij concentraties van 1000 mg/l en meer werd een continu verlopende curve verkregen.

Het door BUSCH en MYRICK aangetoonde verschijnsel is moeilijk te begrijpen. Het zou erop neer komen, dat gedurende een korte periode na de groeifase geen of een zeer lage opneming van zuurstof door de endogene ademhaling zou plaatsvinden, hetgeen niet aannemelijk is. Gedacht is aan een andere verklaring die door WASSERMAN (92b) wordt beschreven bij de vergisting van galactose, glucose en lactose door de gist *Saccharomyces fragilis*. Lactose is door deze gistsoort snel vergistbaar, wat niet het geval is met galactose. De kromme die de biochemische zuurstofneming beschrijft bij een vergisting van een mengsel van glucose en galactose, is in feite samengesteld uit twee krommen die onderling een sterk verschillende helling hebben. Bij de vergisting van een mengsel van glucose en galactose ontstaat in de kromme een buigpunt. Dit buigpunt is met de curven betreffende de biochemische zuurstofopneming van de afzonderlijke substraten te verklaren. BUSCH vond het buigpunt echter niet alleen met het mengsel van glucose en glutaminezuur, maar ook met elk der componenten afzonderlijk. Hierdoor is het niet duidelijk, welke betekenis gehecht moet worden aan het door BUSCH gevonden verschijnsel.

Het voorgaande voert echter tot de conclusie, dat het zeer problematisch geacht moet worden de B.O.D.-reactie met een formule te kunnen omschrijven. Het blijkt voor ieder afvalwater noodzakelijk, inzicht te verkrijgen in het verloop van de reactie met de tijd. Alleen op die basis kan bij lozing op een openbaar water de snelheid van afbraak in het zelfreinigingsproces beoordeeld worden. In recente jaren wordt in de literatuur sterk de nadruk gelegd op de explosieve ontwikkeling van bacteriën gedurende de eerste dag van de B.O.D.-reactie. De zuurstofopneming ten gevolge van deze celvermeerdering neemt een belangrijk aandeel in de totale B.O.D. in. Wordt deze gedachtingang overgebracht op het onderhavige onderwerp 'lozing op een estuarium', dan kan worden aangenomen, dat ter hoogte van het lozingspunt door de continue lozing een actieve en aangepaste flora en fauna in stand wordt gehouden. Het relatief hoge aantal organismen zal mogelijk een versnelde biochemische afbraak bewerkstelligen; de snelheid van het biochemische zuurstofverbruik zal wellicht hoger zijn.

2.2 De nitrificatietrap

Zoals in de curve van figuur 30 duidelijk wordt gedemonstreerd, heeft in de natuur de nitrificatie eerst plaats, als een groot deel van de organische stof is gemineraliseerd. Het merendeel van de nitrificerende organismen is autotroof.

PHELPS (84) stelt, dat voor de oxydatie van zowel de koolstoftrap als de stikstoftrap, zuurstof aan de voorraad van in het water opgeloste zuurstof wordt onttrokken. Hij brengt verder naar voren, dat het gevormde nitriet en nitraat in de rivier een zuurstofbuffer vormen. Eerst nadat deze verbindingen zijn opgebruikt zal een toestand van rotting intreden. Nitriet en nitraat hebben dus, zoals hij het uitdrukt, een functie 'for the prevention of nuisance'. De vrije zuurstof uit het water, gebruikt voor de oxydatie van ammoniumverbindingen, wordt derhalve vervangen door zuurstof in gebonden vorm, hetgeen PHELPS tot de uitspraak brengt 'nitrification in the stream in no way depletes the total oxygen resources'.

De opvattingen in de zuiveringstechniek sluiten hierbij aan. Het wordt in het algemeen niet nodig geacht een genitrificeerd effluent te lozen. Het afvoeren van een effluent van een zuiveringsinstallatie met een relatief hoog gehalte aan ammoniak zou volgens PHELPS niet van invloed zijn op de totale zuurstofvoorraad van een openbaar water. De oxydatie van de ammoniak in het openbare water – en niet in de zuiveringsinstallatie – komt de zuiveringskosten in aanzienlijke mate ten goede.

In het verleden werd de invloed van het nitrificatieproces op de zuurstoftoestand van oppervlaktewater onvoldoende duidelijk behandeld. In een openbaar water met een gezond biologisch leven dient het zuurstofgehalte een verzadigingspercentage van 30% niet te onderschrijden. De aan nitraat gebonden zuurstof heeft daardoor in een openbaar water alleen betekenis voor de oxydatieve processen bij zeer lage zuurstofwaarden, dus als de vrije zuurstof (ten naaste bij) is verbruikt. Laatstgenoemd facet is duidelijk beschreven door GAMESON en medewerkers (93). In onderzoeken over de zuurstofhuishouding van de Theems (zie ook 109) werd door hen gevonden, dat

denitrificatie – en daarmee het voor de oxydatieve processen beschikbaar komen van gebonden zuurstof – onder twee voorwaarden kan optreden:

- a. de watertemperaturen moeten hoger zijn dan 10 °C en
- b. de zuurstofverzadigingswaarden moeten beneden een niveau van ca. 10% zijn gedaald.

Ook de beschouwingen van PHELPS wijzen in de richting, dat deze onderzoeker alleen bij lage verzadigingspercentages het beschikbaar komen van zuurstof uit de gebonden vorm verwacht.

Ondanks verschillen in de uitkomsten van verschillende onderzoekers, komt WOLDENDORP (93a) tot de conclusie, dat ook in de bodem denitrificatie in het algemeen bij zeer lage zuurstofgehalten of bij anaërobe voorwaarden voorkomt. Hij geeft in zijn dissertatie een literatuuroverzicht over denitrificatieverschijnselen in de bodem. De resultaten van verschillende onderzoekers betreffende de invloed van de zuurstofvoorziening van het milieu op de denitrificatie, zijn uiteenlopend. SKERMAN en MAC RAE (93b, 93c) vonden een afnemning van de denitrificatie bij zuurstofgehalten boven 0,2 mg/l. In één geval werd ook bij hogere zuurstofgehalten denitrificatie waargenomen.

Bij lozingen van in oxydatievijvers afgebroken fabricagewater van een aardappelmeelfabriek, een zeer stikstofrijk afvalwater, kwamen onderzoekers van het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater waarschijnlijk met bovengenoemde verschijnselen in aanraking (94). De totale hoeveelheid fabricagewater (vruchtwater) van deze fabriek wordt gedurende de campagne in twee bassins opgeslagen, nl. in een opslagbassin van ca. 7½ ha met een nuttige diepte van ca. 1.50 m en een vijver van ca. 60 ha met een nuttige diepte van gemiddeld 30 cm. De totale hoeveelheid afvalwater uit de campagne kan in twee keer in de vijver worden geborgen. Na de aanvang van de campagne in begin september wordt reeds vrij spoedig de vijver voor de eerste maal met afvalwater gevuld. Gedurende de opslag worden de afvalstoffen door biologische activiteit afgebroken. De B.O.D.₅ neemt af van waarden van ca. 4000 mg/l tot ca. 30 mg/l, het totaal N-gehalte van ca. 500 mg/l tot ca. 80 mg/l. Het aldus gezuiverde afvalwater wordt op een systeem van relatief kleine kanalen afgelaten. De eerste vijvervulling wordt in de maanden februari en maart bij watertemperaturen <10 °C afgevoerd. Er heeft dan geen nitrificatie in het oppervlaktewater plaats, zodat de relatief kleine zuurstofvoorraad in de kleine kanalen hierdoor niet wordt aangesproken. Zuurstofwaarden van 6 tot 9 mg/l werden geregeld gevonden.

Na deze afvoer wordt de vijver opnieuw met afvalwater uit het opslagbassin gevuld. De tweede lozing heeft plaats in de maanden juli, augustus en september. Nu treedt bij lozing wel nitrificatie in het oppervlaktewater op. Herhaaldelijk werden hierin gedurende de afvoer lage zuurstofwaarden (b.v. van 1 mg/l) gevonden. Ondanks het kritische zuurstofniveau is anaërobie nooit waargenomen.

Het voorgaande leidt tot de conclusie, dat het onjuist geacht moet worden, het zuurstofverbruik van de nitrificatietrap buiten de beoordeling van het biochemische zuurstofverbruik van een afvalwater te houden.

2.3 De vertraging van de biochemische reactie door verlaging van de temperatuur

GOTAAS (86) verrichtte onderzoek over de invloed van de temperatuur op de snelheid van afbraak van huishoudelijk afvalwater. De resultaten die hij bij verschillende temperaturen verkreeg, werden gemiddeld en in tabel IV samengevat. Ze zijn vergeleken met die verkregen bij 20 °C.

TABEL IV

Biochemisch zuurstofverbruik bij verschillende temperaturen in % van het verbruik bij 20 °C, bij aanwezigheid van een carbonaatbuffer (GOTAAS, 86).

incubatietijd in dagen	2	5	10	20
temperatuur 10 °C	58	85	82	70
temperatuur 5 °C	25	60	60	45

De proeven werden, behoudens de toevoeging van een carbonaatbuffer, door GOTAAS volgens de standaardtechniek uitgevoerd.

Het teruglopen van het zuurstofverbruik bij een incubatietijd van 20 dagen was bij beide temperaturen vooral het gevolg van het ontbreken van de nitrificatie die wel in de curve van 20 °C werd gemeten.

LUDZACK en medewerkers (95) constateerden, dat het zuiveringseffect van een actiefslibtank bij daling van de temperatuur tot zelfs even boven het vriespunt zeer weinig of niet terugliep. Wel was volgens deze onderzoekers de adaptatie van de organismen bij een temperatuur van 5 °C ten opzichte van die bij 30 °C ongeveer vijf maal vertraagd. Naast een ongunstiger flocculatie en een grotere slibgroei constateerden ze tevens het tot stilstand komen van het nitrificatieproces.

Opgemerkt zij, dat de ervaringen van deze onderzoekers in de zuiveringstechniek algemeen bekend zijn. Het zuiveringseffect wordt door lage temperaturen weinig of niet nadelig beïnvloed.

GREENFIELD en medewerkers (96) stelden een lage activiteit van de biochemische reactie vast bij lage temperatuur, maar constateerden tevens, dat de snelheid van zuurstofopneming toenam als het aantal organismen werd vergroot. PHELPS (84) concludeerde, dat er een samenhang moest bestaan tussen de biochemische activiteit van de organismen en de nog aanwezige organische stof.

Verschiedende onderzoekingen wijzen in de richting van een afnemende snelheid van de B.O.D.-reactie bij dalende temperatuur. Men is geneigd hieruit te concluderen, dat de hoeveelheid gevormd celmateriaal bij lagere temperatuur eveneens af gaat nemen. Bij groeiproeven met micro-organismen is echter gevonden, dat de maximale celopbrengst per eenheid van verbruikt substraat het hoogst is bij temperaturen, die gelegen zijn beneden de temperatuur, die voor de groei optimaal is. Ook de hoeveelheid gevormd spuislib in het actiefslibproces neemt bij lagere temperaturen toe. Bij laagbelaste zuiveringssystemen wordt het zuiveringsresultaat nauwelijks of niet

nadelig beïnvloed door een afneming van de temperatuur. Om dit te verklaren moet men aannemen, dat bij lagere temperaturen, waarbij de groeisnelheid lager is dan bij hogere temperaturen, relatief meer bacteriemateriaal wordt gevormd. Men zal bovendien rekening moeten houden met de kwalitatieve verandering van het slib bij wijziging van de temperatuur als gevolg van het zich selectief ontwikkelen van micro-organismen die aan verschillende temperaturen zijn aangepast.

3. DE RESULTATEN VAN HET ONDERZOEK

3.1 *De invloed van de temperatuur op de snelheid van de biochemische reactie*

Om meer informatie te verkrijgen over het temperatuureffect, werden onder natuurlijke omstandigheden in het kanaal te Baflo en in de haven van Delfzijl B.O.D.-proeven ingezet in gesloten kisten die in genoemde wateren waren opgehangen. De kisten vervangen de donkere B.O.D.-stoof; de temperaturen waren die van het openbare water. De B.O.D.-proeven werden uitgevoerd met de verdunningsmethode. Te Baflo werden verdunningen ingezet van een aardappelmeelafvalwater zowel met zoet verdunningswater als met zout estuariumwater, afkomstig uit de omgeving van w.p. 60. Geen der watersoorten was gesteriliseerd. Op het laboratoriumvaartuig te Delfzijl werden de B.O.D.₅-waarden van het estuariumwater, afkomstig van de omgeving van de punt van Reide (w.p. 56), vergeleken bij verschillende temperaturen. De standaardbepalingsmethode in de stoof diende zowel op het laboratorium als op de boot als vergelijkingsobject. Opgemerkt zij, dat het voor de verdunning met het fabricagewater gebezigde estuariumwater van w.p. 60 een lagere B.O.D.₅-waarde had dan dat afkomstig van w.p. 56 (zie hiervoor figuur 33).

Bij beoordeling van de resultaten van deze twee proeven (tabellen v en vi) dient men in aanmerking te nemen, dat het verdunde fabricagewater relatief rijk aan substraat was en een niet of weinig aan dit substraat aangepaste microbenflora bevatte. Het estuariumwater bevatte naast een waarschijnlijk relatief geringere hoeveelheid substraat daarentegen wel een aan het aanwezige substraat aangepaste flora.

Bij de proef met het fabricagewater is de relatief geringe teruggang in de uitkomsten van de B.O.D.₂₀ zelfs bij temperaturen van ca. 2 °C opvallend, hoewel bij deze temperatuur na 5 dagen (B.O.D.₅) nog geen reactie had plaatsgevonden. Hieruit kan de conclusie worden getrokken, dat in het estuarium bij lange verblijftijden en bij lage temperaturen ook de hoeveelheid zuurstof, behorend bij de totale B.O.D., zal worden opgenomen. Bij een temperatuur van ca. 2 °C is de B.O.D.₂₀ ongeveer 2/3 van de waarde bij 20 °C. Ook is het van betekenis, dat de reactiesnelheden bij verdunning met zoet, respectievelijk zout water niet uiteenlopen.

De uitkomsten van het onderzoek met estuariumwater afkomstig van w.p. 56 (zie tabel vi) zijn duidelijk verschillend van die vermeld in tabel v. Bij het fabricagewater was bij een temperatuur van 7,8 °C de B.O.D.₂ vrijwel nihil, terwijl bij het estuariumwater een procentcijfer van 38 werd gevonden. Voor temperaturen beneden 7,7 °C

TABEL V

Vergelijking van de snelheid van het biochemische zuurstofverbruik door het fabricagewater van een aardappelmeelfabriek bij verschillende temperaturen onder gebruikmaking van zoet en zout verdunningswater. Het zuurstofverbruik bij de verschillende temperaturen is uitgedrukt in % van het verbruik bij 20 °C.

beginproef (1962)	verdunnings- water	bepaald na dagen				gemiddelde temperatuur tijdens de proef
		2	5	9	20	
19- 9	zoet	43	78	g.w.**	96	12,9
	zout	81	80	98	100	
29- 9	zoet	77	79	95	94	12,9
	zout	77	81	95	93	
3-10	zoet	73	65	68	77	13,1
	zout	71	75	76	76	
10-10	zoet	44	70	78	84	11,5
	zout	37	65	83	88	
17-10	zoet	51	70	73	86	10,6
	zout	17	69	90	g.w.	
24-10	zoet	12	72	69	85	7,8
	zout	2	60	77	83	
7-11	zoet	2	14	66	81	4,6
	zout	4	34	61	67	
14-11	zoet	1	18	30	65	2,3
	zout	0	9	38	67	
21-11	Zoet	0	0	10	72	1,3
	zout	0	0	20	67	
28-11	zoet	0	0	64	78	1,6
	zout	0	0	21	66	
12-12	zoet	0	0	25	g.w.	2,0
	zout	0	0	43	g.w.**	

** geen waarneming.

TABEL VI

Vergelijking van de snelheden van biochemisch zuurstofverbruik van het estuariumwater bij verschillende temperaturen, uitgedrukt in procenten van het verbruik bij 20 °C.

beginproef (1962)	bepaald na dagen				gemiddelde temperatuur tijdens de proef
	2	5	9	20	
19- 9	52	42	55	51	12,5
26- 9	40	53	62	75	12,5
3-10	48	51	57	60	13,7
10-10	65	50	61	53	12,8
17-10	70	52	50	58	11,9
24-10	56	ca. 60	50	47	10,9
31-10	38	43	42	52	7,7
14-11	13	22	43	g.w.	ca. 4
21-11	15	27	ca. 40	ca. 32	2,7
28-11	5	40	55	g.w.	2,8

waren bij het fabricagewater de B.O.D.₂ zowel als de B.O.D.₅ eveneens vrijwel nihil, terwijl in het estuariumwater nog relatief hoge B.O.D.-waarden werden gemeten. Opvallend is echter, dat bij temperaturen van ± 13 °C voor het estuariumwater B.O.D.-cijfers werden gevonden die relatief gezien aanmerkelijk lager lagen dan die verkregen met het fabricagewater. Een ander verschilpunt is, dat bij het fabricagewater een toename van het B.O.D.-percentage met de reactieduur werd waargenomen, terwijl daarvan bij het estuariumwater bij een temperatuur groter dan 7,7 °C nauwelijks sprake was. Bij een temperatuur van 7,7 °C en kleiner nam ook hier het B.O.D.-percentage met de tijd duidelijk toe. De oorzaak van deze verschillen berustte waarschijnlijk op het feit, dat in deze proeven twee niet gelijke toestanden werden vergeleken. Bij het fabricagewater zal de microbenflora voor een belangrijk deel tijdens de B.O.D.-reactie zijn opgebouwd, terwijl bij het estuariumwater voor een belangrijk deel met een bestaande flora zal zijn gewerkt. Deze resultaten stemmen volledig overeen met die, welke zijn vermeld in het Theemrapport (109, pag. 211).

De uitkomsten van deze twee proeven demonstrenen, dat vergelijking van de B.O.D.₅-waarden van water van verschillende herkomst, niet altijd tot een juiste interpretatie van de cijfers leidt. Deze kan eerst worden verkregen na een bestudering van het verloop van het biochemische zuurstofverbruik in afhankelijkheid van de tijd, b.v. via meting van de B.O.D.₂, B.O.D.₅, B.O.D.₁₀ en B.O.D.₂₀.

Bij de berekeningsopzet voor de bepaling van de snelheid van reaëratie (hoofdstuk IX, 5.3), is het nodig, het biochemische zuurstofverbruik van het estuariumwater in één dag te kennen. De basisgegevens, waarmede tabel VI werd samengesteld, geven hier een aanknopingspunt.

In een reeks van 17 bepalingen werden in het najaar van 1962 voor het estuariumwater afkomstig uit de omgeving van de landpunt van Reide, de gemiddelde B.O.D.-waarden gevonden, vermeld in tabel VI A.

TABEL VI A

Gemiddeld biochemisch zuurstofverbruik van het estuariumwater, afkomstig uit de omgeving van de landpunt van Reide (najaar 1962). Resultaten in mg/l en in procenten van de B.O.D.₅.

	B.O.D. ₂	B.O.D. ₅	B.O.D. ₉	B.O.D. ₂₀
in mg/l	1,6	3,3	4,5	7,8
in %	49	100	136	236

De B.O.D.₂ bedraagt 49% van de B.O.D.₅, terwijl in de literatuur een waarde van 54% wordt aangegeven. Daarom is het geoorloofd voor het verband tussen de B.O.D.₁ en de B.O.D.₅ van het estuariumwater bij 20 °C ook het in de literatuur vermelde gegeven van 30% te gebruiken, hoewel het aannemelijk is, dat dit laatste percentage voor het onderzochte estuariumwater iets lager ligt. Het is niet onmogelijk, dat een dergelijk verband aan de plaats is gebonden. In de berekeningsopzet kan hier geen rekening mee worden gehouden.

3.2 De invloed van zoet en zout verdunningswater

Bij in de literatuur vermelde onderzoeken is slechts zelden het verloop van het biochemische zuurstofverbruik bij verdunning met zout en zoet water vergeleken. GOTTAAS (86) vond slechts geringe verschillen. In het rapport over de Theems (109, pag. 203) wordt eveneens vermeld, dat een hoger zoutgehalte slechts een geringe invloed heeft op de B.O.D._{C+N}.

Door bepaalde onderzoekers wordt veelal naar voren gebracht, dat in de overgangszone tussen de zoete rivier en het zoute estuarium een overgang van een zoetwaterflora en -fauna naar een zoutwaterflora en -fauna zou optreden, waardoor een tijdelijke storing in de afbraakprocessen verwacht zou mogen worden. In het estuarium met de sterk wisselende zoutgehalten in het binnengebied zou dit voor de zelfreinigende werking funest zijn. Een dergelijke overgang zal in bepaalde gevallen ongetwijfeld plaatsvinden. Het is echter te verwachten, dat talrijke in zoet afvalwater aanwezige bacteriën onder estuariumomstandigheden actief blijven. Hierdoor zal van een vermindering van de afbraakmogelijkheid bij overgang van het afvalwater in het zoute estuarium geen sprake zijn. Dit laatste blijkt duidelijk uit de resultaten verkregen bij de proef vermeld in tabel v. In deze proef zijn herhalingen aanwezig, waarbij het biochemische zuurstofverbruik bij een temperatuur van 20 °C in zoet en zout verdunningswater werd vergeleken na 2, 5, 10 en 20 dagen incubatietijd. Tabel VII uit de gemiddelden van de uitkomsten van deze herhalingen samen.

TABEL VII

Biochemisch zuurstofverbruik van het fabricagewater van een aardappelmeelfabriek, bepaald met zoet en zout verdunningswater.*** Gemiddelden uit elf herhalingen. Resultaten in mg/l.

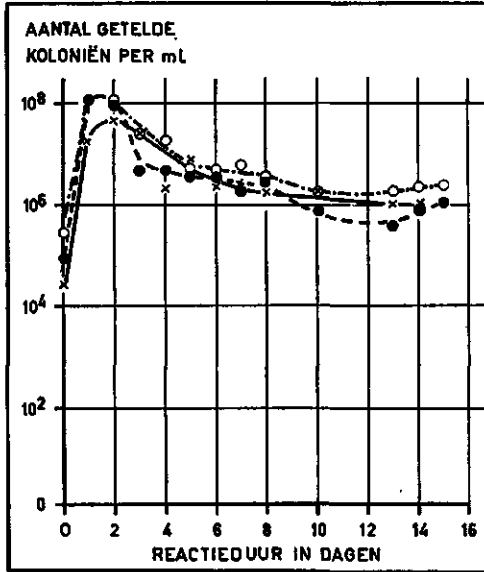
na dagen	2	5	10	20
zoet verd. water	1470	2080	2460	2760
zout verd. water	1500	2260	2540	2930

*** Als zout verdunningswater fungeerde uitgewerkt estuariumwater, afkomstig uit de nabijheid van w.p. 60.

Het biochemische zuurstofverbruik van het fabricagewater, verkregen bij verdunningen met het zoete leidingwater en het zoute estuariumwater als verdunningswater, is vrijwel gelijk. Deze uitkomst is voor de toekomstige zuivering van het veenkoloniale afvalwater in het estuarium van groot belang te achten.

3.3 Het verloop van het aantal bacteriën gedurende de biochemische reactie

Over de explosieve ontwikkeling van het aantal organismen gedurende de eerste dag van de B.O.D.-reactie werd door een groot aantal onderzoekers gerapporteerd (82, 89 t/m 92).



Figuur 22 Verloop van het aantal organismen gedurende de B.O.D.-reactie, synthetisch afvalwater (150 mg/l glucose + 150 mg/l glutaminezuur); kweektemperatuur 20 °C;

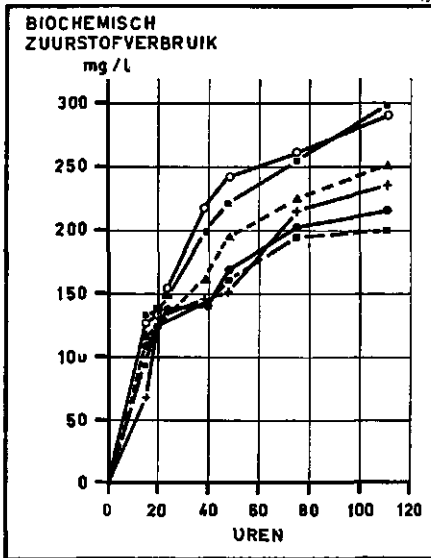
x — x glucose-agar;
 ● — ● NH₄-agar;
 ○ — ○ trypton-glucose-gistextract-agar.

Figuur 22 vat het resultaat samen van een proef, waarbij een glucose-glutaminezuuroplossing in een bekglas gedurende ca. 14 dagen werd belucht. Aan de oplossing bestaande uit 150 mg glucose en 150 mg glutaminezuur in 1 liter water werden voedingszouten toegevoegd (hoofdstuk III); geënt werd met gefiltreerd huishoudelijk afvalwater. De tellingen werden uitgevoerd op drie verschillende voedingsmedia, nl.: een glucose-agar
 een NH₄-agar en
 een trypton-glucose-gistextract-agar.

(Voor de samenstelling van de telplaten zie hoofdstuk III)

De resultaten verkregen met de verschillende voedingsmedia lopen niet ver uiteen. Overeenstemmend met door anderen gepubliceerde resultaten (zie 82) heeft ook hier na 14 dagen een aanmerkelijke afneming van het aantal bacteriën plaatsgevonden.

In een andere proef werd getracht na te gaan, welke hoeveelheid huishoudelijk afvalwater voor enting in een volumetrische bepaling met de gewijzigde Sierp-apparatuur gewenst is. Deze proef heeft in verband met het verkregen resultaat (figuur 23) interessante aspecten. In een aantal reactievaten werd aan een glucose-glutaminezuuroplossing een toenemende hoeveelheid door een papierfilter Delta 318 gefiltreerd huishoudelijk afvalwater (C.O.D. na verdunning = 200 mg/l) als entingsmateriaal toegevoegd. Om geen verschil in voedingsomstandigheden te bewerkstelligen, werd in omgekeerde volgorde het gefiltreerde en daarna gesteriliseerde huishoudelijke afvalwater toegevoegd, zodat het totaal toegediende kwantum huishoudelijk afvalwater constant was. Met de toenemende hoeveelheid ongeste­riliseerd afvalwater steeg ook het aantal bacteriën aan het begin van de proef.



Figuur 23 Invloed van de mate van enting op de biochemische zuurstofopneming. synthetisch afvalwater (150 mg/l glucose + 150 mg/l glutaminezuur); entmateriaal huishoudelijk afvalwater (C.O.D. = 200 mg/l); voedingstoestand gecorrigeerd met hetzelfde maar gesteriliseerde huishoudelijke afvalwater; temperatuur 20 °C.;

huishoudelijk afvalwater (ml/kolf)	idem en gesteriliseerd (ml/kolf)
+ ——— +	0.5
● ——— ●	1.0
■ ——— ■	2.0
▲ ——— ▲	5.0
■ ——— ■	10.0
○ ——— ○	25.0

Met betrekking tot het biochemische zuurstofverbruik komt duidelijk de invloed van een groot aantal bacteriën aan het begin van de reactie tot uiting. Na een reactieduur van ongeveer 15 uur loopt het biochemische zuurstofverbruik tussen de uiterste hoeveelheden niet gesteriliseerd entmateriaal uiteen van ca. 60 mg/l tot ca. 130 mg/l. De snelheid van de biochemische reactie is gedurende de eerste dag in sterke mate afhankelijk van het aantal bij het begin van de bepaling aanwezige organismen.

Een tweede aspect is het buigpunt in de curven, het z.g. plateau van BUSCH (zie 3.4), hier optredend na ruim 20 uur reactieduur.

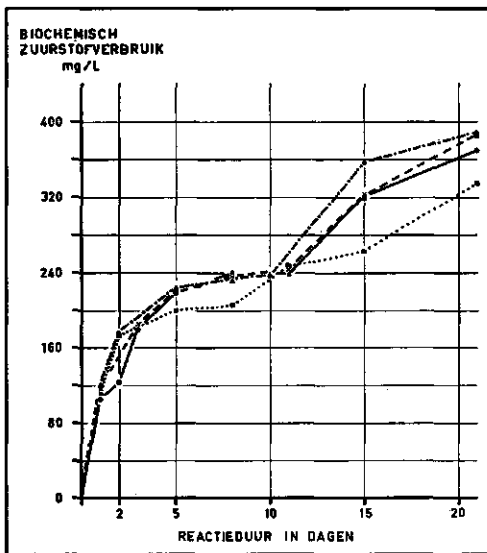
Een derde opvallend verschijnsel is het sterk uiteenlopen van de curven bij een langere incubatietijd, ondanks de correctie van het verschil in entmateriaal door toevoeging van het gesteriliseerde huishoudelijke afvalwater. De grote hoeveelheden entmateriaal geven na 5 dagen een biochemisch zuurstofverbruik dat ca. $1\frac{1}{2} \times$ zo hoog ligt als dat bij de lage hoeveelheden entmateriaal. Waarschijnlijk is dit het gevolg van het tot groei komen van protozoën die zich ten koste van de bacteriën vermeerderen. Deze laatste waarneming werd gedaan bij een onderzoek verricht ter voorbereiding van de proef beschreven onder 3.6. Daarbij werd in een 2-literskolf aan een glucose-glutaminezuuroplossing een hoeveelheid gefiltreerd vers huishoudelijk afvalwater toegevoegd. Uit de kolf werden 8 reactievaten voor de gewijzigde Sierp-apparatuur gevuld en werd het biochemische zuurstofverbruik in achtvoud bepaald. Ondanks het feit, dat het gebezigde entmateriaal in alle gevallen hetzelfde was, bestond er een vrij grote variatie in de waarden van het zuurstofverbruik tussen de afzonderlijke kolven. Er waren twee typen B.O.D.-curven te onderscheiden, één met een relatief lage zuurstofopneming en één met een hoger verbruik. Bij microscopische beoordeling werden in de laatste veelal weinig bacteriën waargenomen, maar een groter aantal protozoën.

Uit de in deze proeven verkregen resultaten blijkt, dat het biochemische zuurstofverbruik behalve door de hoeveelheid te mineraliseren substraat wordt bepaald door het aantal organismen en de typen der organismen, die tot ontwikkeling komen.

Wegens het onregelmatige verloop van de curven bij lage hoeveelheden entmateriaal (resp. $\frac{1}{2}$, 1 en 2 ml) is voor de verdere proeven de keuze gevallen op 5 ml huishoudelijk afvalwater (C.O.D. = 200 mg/l) als entmateriaal; dit komt ongeveer overeen met ca. 2 ml huishoudelijk afvalwater van gemiddelde samenstelling (C.O.D. = ca. 500 mg/l).

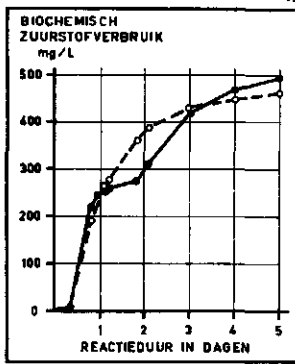
3.4 De enting met niet en wel belucht vers huishoudelijk afvalwater

In het voorgaande is gedemonstreerd, hoe een B.O.D.-resultaat af kan hangen van het aantal organismen aan het begin van de reactie. In het estuarium zal zich langs het lozingspunt water bewegen, dat door de diffusieprocessen in afnemende hoeveelheid 'afvalstoffen' meedraagt, die respectievelijk één dag te voren, twee dagen te voren, enz. werden geloosd. Daardoor zal zich een fauna en flora ontwikkelen die is aangepast aan de samenstelling van het afvalwater. Om op enigerlei wijze een nabootsing te verkrijgen van de in het estuarium plaatsgrijpende biochemische processen, werden in het laboratorium B.O.D.-bepalingen verricht, waarbij entingen met huishoudelijk afvalwater werden uitgevoerd, dat gedurende een dag, twee dagen, of drie dagen was belucht, terwijl ook mengsels van gedurende verschillende tijdsduur voorbelucht huishoudelijk afvalwater werden onderzocht. Ter introductie van deze proeven zijn in de figuren 24 en 25 de resultaten vermeld van proeven met een glucose-glutaminezuurmengsel, geënt met vers en met gedurende verschillende tijden voorbelucht rioolwater. Hierbij is nog geen sprake geweest van aanpassing van het entmateriaal aan het



Figuur 24 Invloed van de voorbehandeling van het entmateriaal op het biochemische zuurstofverbruik. verdunningsmethodiek; synthetisch afvalwater (150 mg/l glucose + 150 mg/l glutaminezuur); entmateriaal gefiltreerd vers rioolwater gestandaardiseerd op C.O.D. = 200 mg/l (5 ml per te onderzoeken hoeveelheid), na filtratie gedurende verschillende tijden belucht;

- — ● vers;
- x - - - x 24 uur belucht;
- ▲ - . - . ▲ 48 uur belucht;
- . . . ■ 72 uur belucht.



Figuur 25 Invloed van de voorbehandeling van het ent-materiaal op het biochemische zuurstofverbruik. gewijzigde Sierp-methodiek; synthetisch afvalwater (150 mg/l glucose + 150 mg/l glutaminezuur); entmateriaal gefiltreerd vers rioolwater gestandaardiseerd op C.O.D. = 200 mg/l (5 ml per te onderzoeken hoeveelheid), al of niet gedurende 24 uur belucht;

● — ● vers;
○ - - - ○ 24 uur belucht.

substraat. Bij dit onderzoek is gebruik gemaakt van de verdunningstechniek zowel als van de Sierp-methodiek.

In figuur 24 zijn de resultaten gegeven van een onderzoek met synthetisch afvalwater, bestaande uit een oplossing van voedingszouten, waaraan toegevoegd een glucose-glutaminezuurmengsel. Het onderzoek werd uitgevoerd met de verdunningsmethode. In figuur 25 zijn de resultaten van een onderzoek met hetzelfde substraat vermeld bij een hogere concentratie, onder gebruikmaking van de gewijzigde Sierp-apparatuur. In beide gevallen treedt bij enting met het gefiltreerde verse huishoudelijke afvalwater tussen de eerste en tweede dag van de incubatie een vertraging in de zuurstofopneming op, zoals ook door BUSCH (3.3 van dit hoofdstuk) werd geconstateerd. Bij entingen met belucht afvalwater is dit verschijnsel nimmer aangetoond.

Behoudens dit verschil stemmen bij de verdunningsmethode de resultaten van entingen met vers, 24 uur belucht en 48 uur belucht rioolwater goed overeen. Met het 72 uur beluchte entmateriaal wordt een relatief lagere B.O.D. gevonden. Onder hetzelfde voorbehoud aangaande de tijdelijke vertraging die ook door BUSCH werd geconstateerd, is bij het onderzoek met de gewijzigde Sierp-methodiek sprake van redelijke overeenstemming. Dit onderzoek strekte zich echter over een periode van vijf dagen uit.

De vertraging in de biochemische zuurstofopneming bij enting met vers rioolwater, is een nog niet voldoende begrepen verschijnsel.

Uit figuur 24 blijkt dat de biochemische zuurstofopneming gedurende de eerste dag als gemiddelde over de variabelen, vers, één dag belucht en twee dagen belucht entmateriaal, ca. 44% bedraagt van die gedurende vijf dagen.

3.5 De snelheid van de biochemische reactie bij enting met aangepast entmateriaal

Voor dit onderzoek werden zowel de gewijzigde verdunningsmethodiek als een variatie op de gewijzigde Sierp-methodiek gebruikt.

De gewijzigde verdunningsmethodiek. Een B.O.D.-bepaling volgens de standaard-verdunningsmethodiek werd op drie opeenvolgende dagen aangezet in grote flessen.

De biochemische reactie werd na respectievelijk 1, 2 en 3 dagen afgebroken. De aldus verkregen sterk verdunde afvalwateren fungeerden opnieuw als verdunningswater en werden als een dag, twee dagen en drie dagen belucht, verdund afvalwater korthedshalve aangeduid als een dag, twee dagen en drie dagen belucht-verdunningswater.

De variatie op de gewijzigde Sierp-methodiek. Een vers afvalwater werd respectievelijk 1, 2 en 3 dagen in reactievaten in de gewijzigde Sierp-apparatuur belucht. Na de genoemde tijdsduur werd de reactie afgebroken. De aldus verkregen afvalwateren worden weer aangeduid als een dag, twee dagen en drie dagen belucht afvalwater. In feite zijn van deze afvalwateren respectievelijk de eerste dags-B.O.D., de tweede dags-B.O.D. en de derde dags-B.O.D. verdwenen.

Met de aldus voorbehandelde afvalwateren werden nieuwe verdunningen met hetzelfde afvalwater in verse toestand (bewaard bij +4 °C) uitgevoerd in verschillende mengverhoudingen, of werden verschillende mengingen in de Sierp-apparatuur bestudeerd. De resultaten van deze proeven zijn vermeld in de tabellen IX, X, XI, XII, XIII en XIV. Tabel VIII geeft een overzicht van de telkenmale toegepaste mengingen.

TABEL VIII

Mengingen van vers afvalwater met een dag, twee dagen en drie dagen belucht afvalwater.

menging	vers afvalwater	belucht afvalwater		
		1 dag	2 dagen	3 dagen
A	x	+ x		
B	x		+ x	
C	x			+ x
D	x	+ x	+ x	
E	x	+ x	+ x	+ x
F	x		+ x	+ x
G		x	+ x	
H		x	+ x	+ x

De tabellen IX en X vatten de nog vrij eenvoudige resultaten samen van het onderzoek met de gewijzigde verdunningsmethode. In dit onderzoek is de standaardmethode als referentiemethode gebruikt. Vergeleken zijn de resultaten na 1, 2, 3 en 5 dagen incubatietijd. Hierbij valt op, dat globaal gezien tussen de sterk gewijzigde techniek en de standaardverdunningstechniek in 5 dagen geen grote afwijkingen worden geconstateerd behalve voor menging B. Bij alle mengingen is het biochemische zuurstofverbruik gedurende de eerste en de tweede dag echter groter dan bij de standaardmethode. Dit verschil is na de tweede dag afgenomen.

Bij de verwerking van de resultaten van de tabellen XII, XIII en XIV zijn niet de resultaten van de standaardmethode als referentiegeval gekozen, maar het berekende verbruik van de toegepaste mengingen. De volgende gedachtengang ligt hieraan ten grondslag. Indien naast elkaar worden geplaatst een beker vers bereid synthetisch

TABEL IX

Biochemisch zuurstofverbruik van synthetisch afvalwater (150 mg/l glucose + 150 mg/l glutaminezuur) bij het gebruik van belucht verdund synthetisch afvalwater als verdunningswater. Het voorbeluchte verdunningswater werd geënt met 5 ml gefiltreerd rioolwater, dat was gestandaardiseerd op een C.O.D. van 200 mg/l.

Verdunningen: B.O.D.₁ 35-voudig, -₂ 35-voudig, -₃ en -₄ 50-voudig en -₅ 60-voudig. Temperatuur 20 °C.

verdunningsmethodiek	biochemisch zuurstofverbruik in mg/l			
	menging volgens tabel VIII			
	na dagen			
	1	2	3	5
standaardmethode	130	150	205	215
A	150	190	195	210
B	150	200	205	260
C	125	150	165	200
D	150	190	215	210
E	140	170	175	210

TABEL X

Biochemisch zuurstofverbruik van een fabricagewater van een aardappelmeelfabriek bij het gebruik van belucht en verdund fabricagewater als verdunningswater. Verdunningen: B.O.D.₁ 35-voudig, -₂ 35-voudig, -₃ en -₄ 50-voudig en -₅ 60-voudig.

verdunningsmethodiek	biochemisch zuurstofverbruik in mg/l			
	menging volgens tabel VIII			
	na dagen			
	1	2	3	5
standaardmethode	90	150	190	205
A	145	195	205	210
B	170	160	240	230
C	150	185	295	205
D	160	200	230	210
E	165	205	200	205
F	150	180	170	200

afvalwater (glucose 150 mg/l + glutaminezuur 150 mg/l met basis-voedingszouten) en een beker, waarvan eenzelfde inhoud een dag eerder is bereid en daarna 24 uur is belucht, dan is bij de tweede beker een hoeveelheid substraat verdwenen die overeenkomt met het biochemische zuurstofverbruik van de eerste dag der B.O.D.-reactie.

Wordt van het water van deze beide bekere het biochemische zuurstofverbruik bepaald, dan zal men constateren, dat de biochemische zuurstofopneming van het verse afvalwater tussen 24 en 48 uur overeenkomt met dat van het voorbeluchte water tussen 0 en 24 uur. Is derhalve het verloop van het biochemische zuurstofverbruik van het verse afvalwater over een aantal dagen gemeten, dan kan men het biochemische zuurstofverbruik van het 24 uur voorbeluchte afvalwater aflezen door de oorsprong in gedachten te verschuiven naar het punt '24 uur', gelegen op de curve van het verse afvalwater. Men zou door evenwijdige verschuiving van dit punt naar de oude oor-

sprong, waardoor de gehele curve wordt verplaatst, eveneens eenzelfde af lezing kunnen doen. Zo kan men ook door een verschuiving van het gedeelte curve afgesneden door de verticaal 'over 2 dagen' en 'over 3 dagen' de restcurven bepalen van het 2 dagen en 3 dagen beluchte afvalwater.

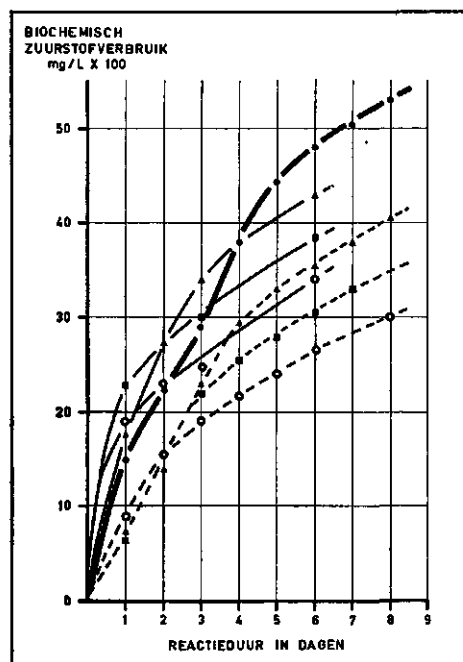
Bovengenoemd principe ligt ten grondslag aan een proef met strokartonafvalwater onder gebruikmaking van de gewijzigde Sierp-methodiek en van de verdunningsmethode. De resultaten zijn vermeld in tabel XI en in figuur 26. Zowel de oorspronkelijke curve van het verse afvalwater als de curven van de berekende waarden, aangevende het biochemische verbruik verminderd met dat van de eerste 24 uur, de eerste 48 uur en de eerste 72 uur, zijn in figuur 26 aangegeven. De berekende waarden zijn in tabel XI vermeld. In de kolommen 2 en 3 van tabel XI is het biochemische zuurstofverbruik aangegeven, gemeten volgens de gewijzigde Sierp-methodiek en volgens de verdunningsmethodiek. In de kolommen 4, 5 en 6 is vervolgens berekend, welke de meetresultaten zouden zijn, verkregen met de verdunningsmethodiek, indien hetzelfde afvalwater respectievelijk 24 uur, 48 uur en 72 uur zou zijn belucht, alvorens de metingen van het biochemische zuurstofverbruik zouden zijn gestart. Bij deze berekening is dus de veronderstelling gemaakt, dat door de voorbehandeling van het afvalwater geen secundaire wijzigingen in de zuurstofopneming gaan optreden. De resultaten van het onderzoek tonen het tegendeel aan.

TABEL XI

Biochemisch zuurstofverbruik van een strokartonafvalwater in mg/l, bepaald volgens de gewijzigde Sierp-methodiek (kolom 2) en de verdunningsmethodiek (kolom 3) en berekend uit de curve verkregen met de verdunningstechniek voor de gevallen, dat het verse afvalwater respectievelijk 1, 2 en 3 dagen was voorbelucht (kolom 4, 5 en 6).

dagen	biochemisch zuurstofverbruik in mg/l				
	vers afvalwater		voorbelucht afvalwater berekend uit kolom 2		
	gewijzigde Sierp-methodiek	verdunningsmethodiek	duur voorbeluchting		
			24 uur	48 uur	72 uur
I	2340	1500	750	650	900
2	3480	2250	1400	1550	1550
3	4020	2900	2300	2200	1900
4	4410	3800	2950	2550	2150
5	4820	4450	3300	2800	2400
6	5110	4800	3550	3050	2650
7	5380	5050	3800	3300	—
8	5550	5300	4050	—	3000
9	5660	5550	—	3650	—
10	—	—	4400	—	3200
11	—	5900	—	3850	—
12	—	—	4600	—	3400
13	—	6100	—	4050	—
14	—	—	4800	—	—
15	—	6300	—	—	—

Indien b.v. even grote hoeveelheden vers en voorbehandeld afvalwater worden gemengd, dan zou een berekend verbruik worden verwacht dat lager ligt dan dat van het oorspronkelijke verse afvalwater. De theoretische waarden zijn te berekenen met behulp van tabel XI. De meetresultaten verkregen met de mengsels zouden moeten liggen tussen de dik getrokken lijn en de dunne onderbroken lijnen van figuur 26. Tabel XII geeft de resultaten die voor de mengverhoudingen 1:1 (A, D en E tabel VIII) eveneens grafisch in figuur 26 zijn uitgezet. De resultaten spreken voor zichzelf. Door de mengingen treedt een aanmerkelijk snellere zuurstofopneming gedurende de eerste dagen van de reactie op. Na 5 à 6 dagen reactieduur is daarentegen weer sprake van een goede overeenstemming tussen de berekende en de gemeten resultaten.



Figuur 26 Verhoging van de snelheid van de B.O.D.-reactie door menging van vers strokartonafvalwater met één, twee of drie dagen voorbelucht strokartonafvalwater.

Figure 26 Increase in the rate of the B.O.D.-reaction by mixing fresh straw-board waste water with one, two or three days pre-aerated straw-board waste water.

- ——— ● gemeten zuurstofopneming van vers afvalwater (standaardverdunningstechniek)
measured oxygen uptake of fresh waste water (standard dilution method);
- berekende zuurstofopneming na voorbeluchting van vers afvalwater calculated oxygen uptake after pre-aeration of fresh waste water;
- ▲ ——— ▲ beluchting 24 uur pre-aeration 24 hrs;
- ——— ■ beluchting 48 uur pre-aeration 48 hrs;
- ——— ○ beluchting 72 uur pre-aeration 72 hrs;
- gemeten zuurstofopneming van mengsels measured oxygen uptake of mixtures;
- ▲ ——— ▲ 1 deel vers + 1 deel 24 uur voorbelucht afvalwater 1 part fresh + 1 part 24 hrs pre-aerated waste water;
- ——— ■ 1 deel vers + 1 deel 24 uur voorbelucht + 1 deel 48 uur voorbelucht afvalwater 1 part fresh + 1 part 24 hrs pre-aerated + 1 part 48 hrs pre-aerated waste water;
- ——— ○ 1 deel vers + 1 deel 24 uur voorbelucht + 1 deel 48 uur voorbelucht + 1 deel 72 uur voorbelucht afvalwater 1 part fresh + 1 part 24 hrs pre-aerated + 1 part 48 hrs pre-aerated + 1 part 72 hrs pre-aerated waste water.

TABEL XII

Biochemisch zuurstofverbruik van een strokartonafvalwater bij het gebruik van geadapteerd verdunningswater. Verdunningsmethodiek. Temperatuur 20 °C.

		biochemisch zuurstofverbruik in mg/l					
		mengingen zie tabel VIII					
incubatietijd in dagen	A		D		E		
	mengverhouding gelijke delen		mengverhouding gelijke delen		mengverhouding gelijke delen		
	berekend	gemeten	berekend	gemeten	berekend	gemeten	
1	1125	1760	970	2290	950	1900	
2	1825	2740	1730	2760	1690	2290	
3	2600	3410	2470	3010	2325	2470	
6	4175	4290	3800	3840	3510	3400	
	mengverhouding 10:3		mengverhouding 10:3:2		mengverhouding 10:3:2:1		
1	1325	2030	1235	2540	1215	2590	
2	2050	3030	1985	3160	1960	3110	
3	2760	3630	2685	3620	2640	3290	
6	4510	4400	4315	4360	4215	4400	

In het tweede gedeelte van tabel XII zijn de uitkomsten van mengingen vermeld, waarbij is uitgegaan van andere mengverhoudingen van het verse en het voorbehandelde afvalwater. Hoewel hier het aandeel van het voorbehandelde afvalwater aanzienlijk geringer is, is het effect op de biochemische zuurstofopneming vrijwel niet veranderd. De voorbehandeling met de aangepaste flora verhoogt de snelheid van de biochemische zuurstofopneming.

Een zelfde serie onderzoeken werd met de gewijzigde Sierp-apparatuur verricht met synthetisch afvalwater en strokartonafvalwater. De resultaten, samengevat in de tabellen XIII en XIV, stemmen in zoverre overeen met het reeds gevondene bij de verdunningstechniek, dat ook hier de tendens tot een verhoging van de reactiesnelheid bij menging van het verse afvalwater met voorbehandeld water aanwezig is. De verschillen zijn echter aanzienlijk kleiner dan bij de proeven met de zuurstofflesjes, waarschijnlijk omdat in het laatste geval met geringere substraatconcentraties wordt gewerkt. Als bijzonderheid zij hier gewezen op de mengingen F, G en H uit tabel XIII. Hier komt als gevolg van de menging van vers afvalwater of één dag belucht afvalwater met het twee of drie dagen beluchte afvalwater ten opzichte van de berekende waarden een zeer sterk verhoogde biochemische zuurstofopneming voor.

Ter wille van het overzicht zullen hier de belangrijkste resultaten van de proeven met voorbelucht afvalwater als entmateriaal worden samengevat:

1. In vergelijking met de voor iedere methode geldende standaardtechniek werd bij het gebruik van voorbehandeld afvalwater in het algemeen in de periode van de eerste tot de vijfde dag van de B.O.D.-reactie een hogere reactiesnelheid gemeten. Dit was vooral zeer sprekend bij het onderzoek met de verdunningsmethode. Na een reactie-

TABEL XIII

Biochemisch zuurstofverbruik van een synthetisch afvalwater (glucose 150 mg/l + glutaminezuur 150 mg/l) en van mengsels van dit afvalwater met de een dag, twee dagen en drie dagen voorbehandelde oplossingen. Temperatuur 20 °C. Gewijzigde Sierp-methodiek.

mengsel zie tabel VIII	biochemisch zuurstofverbruik in mg/l				
	na dagen				
	1	2	3	5	7
A gemeten	92	126	114	storing apparatuur	
berekend	82	123	140	155	161
B gemeten	74	86	92	113	128
berekend	63	99	113	127	128
C gemeten	65	84	94	105	113
berekend	59	91	104	116	123
D gemeten	87	104	112	129	128
berekend	62	93	107	119	125
E gemeten	69	85	94	110	124
berekend	50	74	86	96	103
F gemeten	58	94	133	190	211
berekend	46	72	83	93	99
G gemeten	63	110	149	202	242
berekend	41	58	68	77	82
H gemeten	44	87	124	179	218
berekend	31	44	52	60	66

TABEL XIV

Biochemisch zuurstofverbruik van een strokartonafvalwater en van mengsels van het verse afvalwater met het een, twee en drie dagen voorbehandelde afvalwater. Temperatuur 20 °C. Gewijzigde Sierp-methodiek.

mengsels zie tabel VIII	biochemisch zuurstofverbruik in mg/l						
	na dagen						
	1	2	3	4	5	6	7
A gemeten	173	255	313	349	380	414	439
berekend	179	254	296	336	371	399	421
B gemeten	213	256	294	321	351	373	394
berekend	199	221	264	298	332	355	374
C gemeten	196	243	274	300	321	344	362
berekend	146	219	256	289	318	338	—
D gemeten	173	223	264	290	321	349	382
berekend	134	197	239	275	307	352	350
E gemeten	157	190	221	239	267	290	309
berekend	110	168	206	240	269	290	—

duur van vijf dagen waren de cijfers voor de biochemische zuurstofopneming (B.O.D.₅) ongeveer gelijk.

2. Bij de gewijzigde Sierp-methodiek was de invloed van het mengen van het verse afvalwater met voorbelucht afvalwater in het algemeen gering. De reactiesnelheden van de standaardmethodiek van deze onderzoekmethode zijn gedurende de eerste dagen

veelal aanmerkelijk hoger dan die gemeten met de standaardverdunningsmethodiek.

3. De sterke verhoging van de reactiesnelheid gedurende de eerste dagen van de reactie genoemd onder 1, is ook verkregen bij mengingen met geringere hoeveelheden voorbehandeld afvalwater (tabel XII).

4. Door het gebruik van voorbehandeld en daardoor aangepast entmateriaal werd bij laboratoriumproeven met de verdunningsmethode gedurende de eerste dag van de reactie reeds ongeveer 50% van de B.O.D.₅ opgenomen. Zie hiervoor figuur 26.

5. Er is een opvallende neiging naar relatief hoge tot zeer hoge zuurstofopnemingen, zodra sprake is van menging van het verse of het één dag beluchte afvalwater met het twee en drie dagen voorbehandelde (menging F, G en H, tabel XIII).

6. De resultaten geven aanleiding tot een kritische beoordeling van de waarde van de B.O.D.-bepaling. Aanpassing aan het doel, waarvoor deze bepaling wordt uitgevoerd, lijkt aangewezen.

7. Deze studie was aanleiding tot de ontwikkeling van een 'voorzuiweringsmethode' (97), die in sterke mate overeenkomst vertoont met de gedachte van 'dispersed growth aeration' in 1949 reeds door HEUKELEKIAN gepubliceerd (98). In 1957 werd hiervan door NEMEROW nog een nadere toepassing gegeven (99).

3.6 De blokkering van de nitrificatie bij toepassing van de gewijzigde Sierp-methodiek

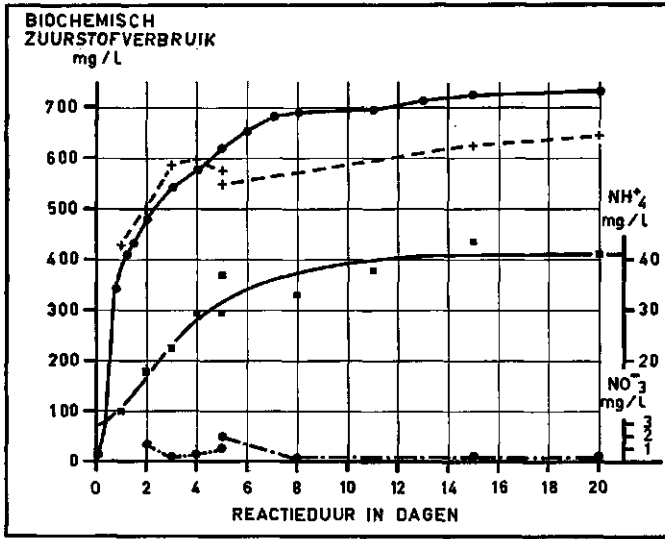
In figuur 27 is het resultaat gegeven van een meting van de biochemische zuurstofopneming van synthetisch afvalwater (glucose-glutaminezuur) over een incubatieperiode van twintig dagen.

In verband met de beschikbare reactievaten moest de proef in 2 delen worden verricht. Om tot een analysing van het ammoniakgehalte te kunnen komen, werd de analyse in achtvoud opgezet en telkens een cultuur afgebroken. Hierin werden het gehalte aan totale stikstof, aan nitraat, en het bichromaatzuurstofverbruik bepaald.

Gedurende de eerste vijf dagen trad bij ongeveer gelijkblijvend gehalte aan totale stikstof (niet in de grafiek uitgezet) een sterke stijging van het ammoniakgehalte op, dat daarna ongeveer constant bleef. Ondanks het zeer hoge ammoniakgehalte werden nitriet en nitraat slechts in zeer kleine hoeveelheden op de tweede en vijfde dag aange-toond. Dit wil zeggen, dat nitrificatie praktisch gesproken niet voorkwam, wat zeer waarschijnlijk een gevolg was van het onttrekken van het CO₂ door de kaliloog, waardoor de autotrofe nitrificerende bacteriën zich niet konden ontwikkelen. Opge-merkt zij, dat in de zuurstofflesjes wel nitrificatie optreedt.

De curve die de afneming van de C.O.D. weergeeft, demonstreert, hoe de biochemische zuurstofopneming eveneens bij benadering door deze analyse kan worden beschreven.

De proef voert tot de conclusie, dat een methodiek waarin het CO₂ wordt vastgelegd met behulp van KOH, niet geschikt is voor bestudering van de nitrificatietrap van de B.O.D.-reactie. De methodiek leent zich daarentegen bij uitstek voor bepalingen van de totale zuurstofopneming van de koolstoftrap. De C.O.D.-bepaling is te bezigen voor een benaderende beschrijving van het zuurstofverbruik in het biochemische proces.



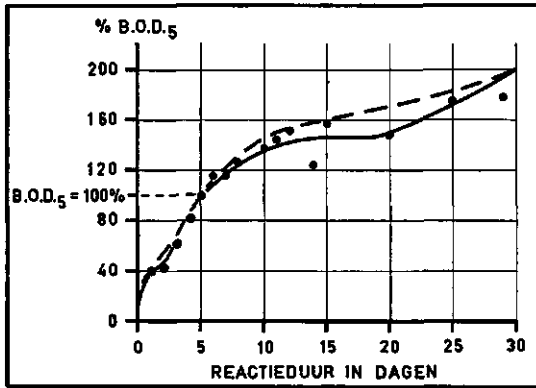
Figuur 27 Het verloop van de biochemische zuurstofopneming, van het ammoniakgehalte, van het nitraatgehalte en van de afnem. van het bichromaatzuurstofverbruik. gewijzigde Sierp-methodiek; synthetisch afvalwater (400 mg/l glucose + 400 mg/l glutaminezuur); enting met één dag voorbelucht afvalwater; meettemperatuur 20 °C.;

- — ● B.O.D.;
- — ■ NH₄⁺;
- - - - ● NO₃⁻;
- + - - - + afnem. C.O.D.

3.7 De totale B.O.D. = B.O.D._{C+N}

In dit verslag zal aan de term 'totaal biochemisch zuurstofverbruik' een andere betekenis worden gegeven, dan die, alleen betrekking hebbend op het totale biochemische zuurstofverbruik van de koolstoftrap (zie inleidende beschrijving van dit hoofdstuk). Hier wordt met deze term aangeduid het totale biochemische zuurstofverbruik gemeten met de verdunningsmethode in een meetperiode van 30 dagen of meer; dat wil zeggen, dat ook het biochemische zuurstofverbruik van de nitrificatietrap, zo zich dat in de analyse manifesteert, in het totale verbruik is opgenomen. Om verwarring met de term uit de literatuur te voorkomen, zal gesproken worden van de B.O.D._{C+N}. Bij het onderzoek naar de lozingsmogelijkheden van het veenkoloniale afvalwater op de Eems-Dollard, werd de B.O.D._{C+N} bepaald van strokartonafvalwater, van fabricagewater van een aardappelmeeffabriek, van rottend oppervlaktewater en van estuariumwater.

De aanzienlijke zuurstofvraag die bij hoge ammoniakgehalten kan optreden, werd gedemonstreerd met de bepaling van de B.O.D._{C+N} van het rioolwater van Amsterdam-West.



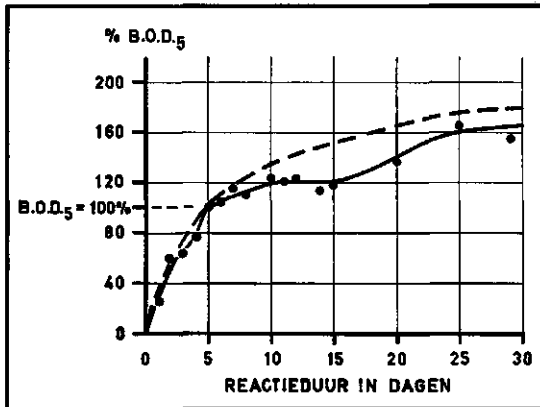
Figuur 28 B.O.D.-curven van strokartonafvalwater.

Verloop van de biochemische zuurstofopneming met de tijd, in procenten van de B.O.D.₅; verdunningsmethodiek; meetapparatuur 20 °C

Figure 28 B.O.D.-curves of straw-board waste.

Course of the biochemical oxygen uptake with time, percentage of the B.O.D.₅; dilution method; temperature 20 °C.

- ——— enkelvoudige meting *single measurement*;
 - gemiddelde van 4 verschillende afvalwateren *average of 4 different waste waters*;
- B.O.D.₃₀ = ca. 2 × B.O.D.₅.



Figuur 29 B.O.D.-curven van fabricagewater van een aardappelmeelfabriek.

Verloop van de biochemische zuurstofopneming met de tijd, in procenten van de B.O.D.₅; verdunningsmethodiek; meettemperatuur 20 °C

Figure 29 B.O.D.-curves of the potato-flour-processing waste.

Course of the biochemical oxygen uptake with time, percentage of the B.O.D.₅; dilution method; temperature 20 °C.

- ——— enkelvoudige meting *single measurement*;
 - gemiddelde van 4 verschillende afvalwateren *average of 4 different waste waters*;
- B.O.D.₃₀ = ca. 1,8 × B.O.D.₅.

3.7.1. *Het strokartonafvalwater en het fabricagewater.* De resultaten van het onderzoek van het verse strokartonafvalwater en van het verse fabricagewater zijn gegeven in de figuren 28 en 29. In beide figuren is het verloop van het biochemische zuurstofverbruik, zowel van een enkelvoudige meting als van het gemiddelde van metingen van verschillende afvalwateren, in grafiek gebracht. In beide gevallen werd gevonden, dat bij een enkelvoudige meting in de eerste dagen der reactie een onregelmatigheid kan optreden, die door middeling wegvalt. Indien nu het resterende biochemische zuurstofverbruik na 30 dagen wordt verwaarloosd, bestaat het volgende verband:

strokartonafvalwater $B.O.D._{C+N} = 2 \times B.O.D._5$;

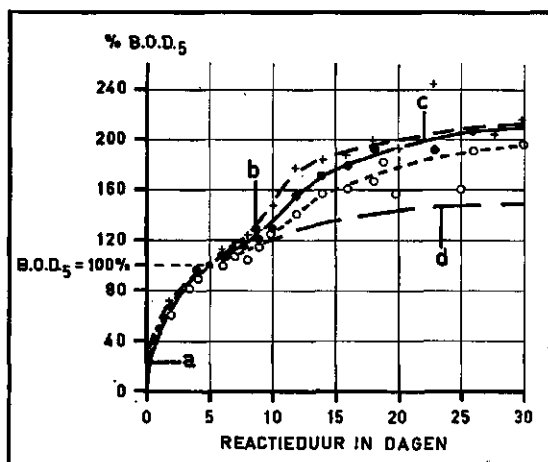
fabricagewater $B.O.D._{C+N} = 1,8 \times B.O.D._5$.

3.7.2 *De vervuilde oppervlaktewateren.* Het verloop van het biochemische zuurstofverbruik van door de veenkoloniale afvalwateren verontreinigde oppervlaktewateren is een aantal malen onderzocht. Figuur 30 brengt dit van drie gevallen in beeld. In de sterk vervuilde wateren, waarin door de rottingsprocessen een hoge activiteit van de levende organismen aanwezig is, steekt de snelheid van de reactie in de eerste dagen duidelijk af tegen die van de verse afvalwateren (figuur 28 en 29):

verse afvalwateren $B.O.D._2 = \text{ca. } 55\% B.O.D._5$;

rottende oppervlaktewateren $B.O.D._2 = \text{ca. } 70\% B.O.D._5$;

$B.O.D._1 = \text{ca. } 50\% B.O.D._5$.



Figuur 30 B.O.D.-curven van rottend oppervlaktewater. Verloop van de biochemische zuurstofopneming met de tijd, in procenten van de B.O.D.₅; verdunningsmethodiek; meettemperatuur 20 °C.

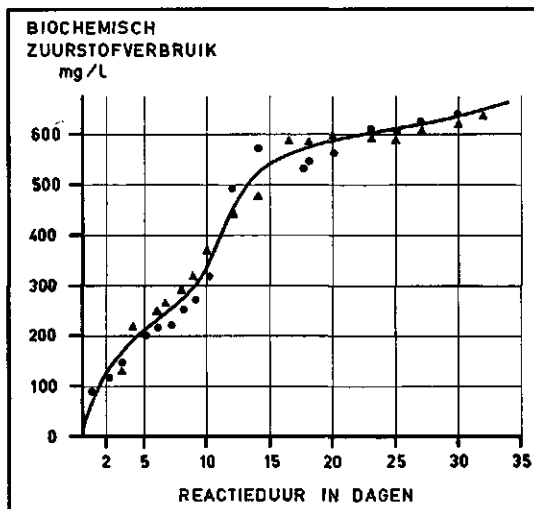
- • • • • Westerwoldse A (Nw. Statenzijl);
- + + + + + Eernskanaal (Farmsum);
- ○ ○ ○ ○ Winschoterdiep (Waterhuizen);
- abd geëxtrapolerde koolstoftrap;
- bc nitrificatietrap.

De sterke stijging van de zuurstofopneming omstreeks de tiende dag van de incubatie is zeker een gevolg geweest van nitrificatie. De $B.O.D._{C+N}$ van het rottende oppervlaktewater bedraagt ongeveer $2,05 \times B.O.D._5$.

3.7.3 *Het rioolwater van Amsterdam-West.* Ter vergelijking van de verkregen uitkomsten met die van een typisch huishoudelijk afvalwater, is in figuur 31 de $B.O.D.$ -curve vermeld van een analyse van het rioolwater van de zuiveringsinstallatie in Amsterdam-West.

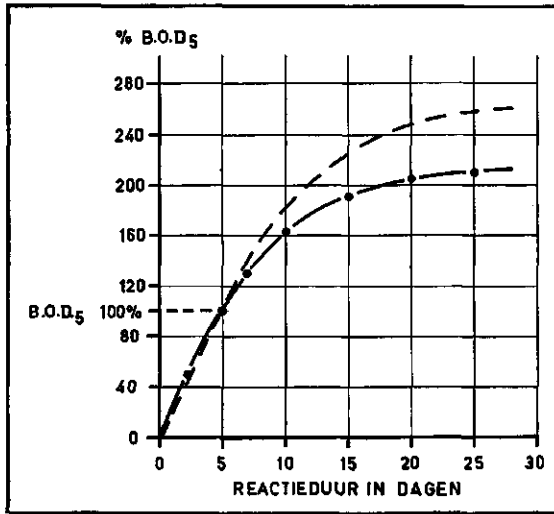
Opvallend is hier de sterke nitrificatietrap omstreeks de tiende dag van de reactie. Gevonden werd: $B.O.D._{C+N} = 3 \times B.O.D._5$.

3.7.4. *Het estuariumwater.* In het rapport aangaande de resultaten van het onderzoek van de Theems (109), wordt op pagina 181 aangetoond, dat de zwevende slibvlok in het Theemswater een overheersende invloed heeft op de bepaling van het biochemische zuurstofverbruik. In dat rapport wordt de conclusie getrokken, dat het niet mogelijk is in het estuariumwater goede $B.O.D.$ -bepalingen te verrichten. Bij het onderzoek van het Eemswater werd een juist tegengesteld resultaat verkregen; ook hier werden in een vroeg stadium van het onderzoek $B.O.D.$ -bepalingen in flesjes verricht, waarbij één serie werd weggezet in een stoof, terwijl een andere serie op een schudmachine in het donker in beweging werd gehouden. Er werden in het algemeen geen verschillen in uitkomsten bij beide series gevonden in tegenstelling tot de uitkomsten van soortgelijke proeven van de Theemsonderzoekers. De uiteenlopende conclusies betreffende de bepaling van de $B.O.D.$ in het Theems- en in het Eemswater, zijn duidelijk het gevolg van grote verschillen in het gehalte aan zwevende stof. Op



Figuur 31 $B.O.D.$ -curve van het rioolwater van Amsterdam-West. Verloop van de nitrificatietrap.

- verdunningsmethode;
- ▲ variatie op verdunningsmethode die hier verder niet is besproken.



Figuur 31^a B.O.D.-curven van het estuariumwater. Verloop van de biochemische zuurstofopneming met de tijd, in procenten van de B.O.D.₅; verdunningsmethodiek; meettemperatuur 20 °C.

Figure 31^a Course of the biochemical oxygen uptake with time, percentage of the B.O.D.₅; dilutionmethod; temperature 20 °C.

- — ● enkelvoudige meting *single measurement*;
 - — — gemiddelde van 6 monsters estuariumwater *average of 6 samples of estuary water*;
 - 2 afkomstig van w.p. 56 *two from o.p. 56*;
 - 2 afkomstig van w.p. 61 *two from o.p. 61*;
 - 1 afkomstig van de Westerschelde (hoogte Bath) *one from the Westerschelde (Bath)*;
 - 1 afkomstig van de Westerschelde (hoogte Vlissingen) *one from the Westerschelde (Vlissingen)*.
- B.O.D.₃₀ = 2.6 × B.O.D.₅.

pag. 181 van het Theemrapport (109) worden hiervoor de volgende gehalten aan zwevende stof vermeld:

oppervlakte 100– 400 mg/l;

bodem 300–2900 mg/l, terwijl in de Eems aan de oppervlakte waarden werden gevonden, variërend tussen ±40 en 280 mg/l (zie figuur 12). Hogere gehalten in de Eems aan de oppervlakte en nabij de bodem komen alleen in de omgeving van de mond van de Dollard voor. Ongetwijfeld zal een variatie in het slibgehalte – dat weer afhankelijk is van de weersomstandigheden – een grotere variatie in de B.O.D.-uitkomsten ten gevolge hebben. Dit heeft in de Eems geen nadelige invloed op het gemiddelde resultaat gehad, zoals onder meer in figuur 33 wordt gedemonstreerd, en waarvan in de berekening (figuur 44) de bevestiging wordt verkregen.

Estuariumwater dat belast is met afvalstoffen, zoals dat in een gedeelte van de Eems het geval is, is te beschouwen als een verdund afvalwater. Dit verdunde afvalwater heeft op het moment dat het in onderzoek wordt genomen, steeds een fase van de biochemische afbraak doorlopen, waardoor verwacht kan worden, dat de verhouding B.O.D._{C+N} tot de B.O.D.₅ toe zal nemen en groter dan twee zal worden. Dit kan aan de hand van de figuren 28 en 29, die de biochemische zuurstofopneming van de verse afvalwateren geven, worden gedemonstreerd. Wordt b.v. aangenomen, dat het verse strokartonafvalwater (fig. 28) met zuurstofhoudend estuariumwater was verdund en dat de meting van het biochemische zuurstofverbruik twee dagen later een aanvang

nam (een geval dat bij het onderzoek van rivieren en kanalen vele malen 'onopgemerkt' voorkomt), dan zouden de maten van de grafiek de volgende wijzigingen ondergaan: nieuwe basis ongeveer op 45 %-lijn,

B.O.D.₅ wordt B.O.D.₃,

B.O.D.₇ wordt B.O.D.₅ enz..

De verhouding van de B.O.D._{C+N} tot de B.O.D.₅ die dan kan worden berekend, bedraagt ca. 2,4. Werd de meting eerst na vijf dagen begonnen, dan zou het verband B.O.D._{C+N} tot B.O.D.₅ een factor van ca. 2,2 bedragen, terwijl indien de metingen na tien dagen waren begonnen een quotiënt van meer dan 4 zou worden berekend.

Onder de natuurlijke omstandigheden van het estuarium zal het verloop van de biochemische zuurstofneming verschillen van het verloop van de krommen van het verse afvalwater (fig. 28 en 29). Het beeld van de berekende verhoudingen 'bij verschuiving van het punt van aanvang van het onderzoek' of met andere woorden bij het ouder worden van het storkartonafvalwater, is karakteriserend voor hetgeen bij het onderzoek van het estuariumwater kan worden verwacht. In het estuarium is immers op elke plaats afvalwater van verschillende 'ouderdom' aanwezig.

In welke mate een verschillend gehalte aan 'kleislib' de verhouding B.O.D._{C+N} tot B.O.D.₅ beïnvloedt, is niet direct te zeggen. Bij het Theemsonderzoek (109, pag. 211) werd in twee gevallen een opneming van zuurstof met de tijd gevonden, die bij benadering rechtlijnig was; B.O.D.₂₀:B.O.D.₅ = ca. 4. Hierbij kan, zoals reeds vermeld, dus sprake zijn van hoge slibgehalten. In het Eemswater en in water afkomstig van de Westerschelde (figuur 31a), werd een verhouding als gemiddelde van zes waarnemingen gevonden van 2,6. Bij de proeven vermeld in tabel VI A kwam een factor van ca. 2,4 naar voren. In de berekeningen zal voorzichtigheidshalve voor de verhouding tussen de B.O.D._{C+N} en de B.O.D.₅ een factor van 2,4 worden aangenomen.

3.7.5. *De voor de berekeningen te bezigen verhoudingen tussen de B.O.D._{C+N} en de B.O.D.₅ van de verschillende afvalwateren.* Gedurende het onderzoek werd als routine-analyse steeds de B.O.D.₅ bepaald. Bij lozingen op een estuarium is sprake van grote verblijftijden die afhankelijk van de plaats van lozing tot meer dan dertig dagen kunnen oplopen (tabel xxv). Het is daarom nodig in de berekeningen de B.O.D._{C+N} te gebruiken. Voor de verse afvalwateren en het rottende oppervlaktewater geldt bij benadering:

$$B.O.D._{C+N} = 2 \times B.O.D._5$$

Voor het estuarium zal worden gerekend met de betrekking:

$$B.O.D._{C+N} = 2,4 \times B.O.D._5$$

Opgemerkt zij, dat bij dit laatste water ter hoogte van een lozingspunt de verhouding van de twee B.O.D.-waarden mogelijk anders ligt. Eerst na realisering van de afvoerleiding zullen hierover nauwkeuriger gegevens kunnen worden verzameld.

3.8 *De voor de berekeningen gekozen reactiesnelheden*

De voorgaande laboratoriumproeven werden uitgevoerd om een indruk te verkrijgen van de reactiesnelheden bij de afbraak van het veenkoloniale afvalwater, nadat

dit in het estuarium wordt geloosd. Deze snelheden werden gebruikt voor het opstellen van de berekeningen betreffende de invloed van de lozingen op de zuurstoftoestand van het estuarium.

In de tot nu toe in de literatuur beschreven soortgelijke afvalwatertechnische problemen worden veelal de reactiesnelheden gepubliceerd door THÉRIAULT gebruikt. Deze onderzoeker (zie b.v. 85) stelde vast, dat voor de koolstoftrap bij 20 °C iedere dag een verbruik van 20,6% van het resterende biochemische zuurstofverbruik plaatsvindt. Bij lagere temperatuur ligt dit cijfer lager, zoals dit door deze onderzoeker, door GOTAAS (86) en door GREENFIELD en medewerkers (96) is aangegeven. In dit hoofdstuk werd op deze verlaging ingegaan in 3.1. De door THÉRIAULT gevonden cijfers bij 20 °C zijn vermeld in tabel xv onder nummer 1.

Op het laboratorium van het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater te Sappemeer werden de snelheden van afbraak van strokartonafvalwater, van fabricage water van een aardappelmeelfabriek en van rottend oppervlaktewater bepaald (figuur 28 t/m 30). Deze gegevens zijn in tabel xv samengevat, onder de nrs. 2, 3 en 4.

De proeven met het voorbehandelde afvalwater als entmateriaal (paragraaf 3.5 van dit hoofdstuk) gaven aanwijzingen over een hoge reactiesnelheid in de eerste dagen van de biochemische reactie. Deze is in een globaal cijfer uitgedrukt (tabel xv, nr. 5).

Proeven betreffende de biochemische zuurstofopneming van het estuariumwater afkomstig uit de omgeving van de landpunt van Reide (zie 3.1 en 3.7.4. van dit hoofdstuk) verschaften gegevens over de reactiesnelheid onder de huidige omstandigheden van belasting (tabel xv, nr. 6).

Uit deze cijfers blijkt, dat gedurende de eerste tien dagen van de reactie de snelheid van afbraak van het strokartonafvalwater en die van het fabricage water in dezelfde orde van grootte liggen als die van vers rioolwater. Ook de reactiesnelheden van het verontreinigde estuariumwater sluiten hierbij aan. Zodra echter rotting in oppervlaktewater heeft plaatsgehad, worden in de eerste dagen van de reactie hogere snelheden gemeten. Reactiesnelheden in dezelfde orde van grootte werden geconstateerd bij proeven, waarin voorbehandeld (belucht) afvalwater als entmateriaal werd gebruikt.

Het is nu de vraag, welke reactiesnelheid moet worden toegepast in de berekeningen van hoofdstuk xi. Bij het beantwoorden van deze vraag zal tevens een uitspraak moeten worden gedaan over de invloed van de temperatuur op de reactiesnelheid.

Het is waarschijnlijk, dat, samenhangend met de plaats van lozing, in het estuarium verschillen in de reactiesnelheden zullen optreden. In de omgeving van het lozingspunt kunnen hogere snelheden van biochemische zuurstofopneming voorkomen, dan op plaatsen op zekere afstand van het lozingspunt gelegen. Op deze laatste zullen de reactiesnelheden weer gelijk zijn aan de in de literatuur vermelde en de ook bij proeven in dit onderzoek gevonden snelheden (tabel xv, nrs. 1, 2, 3 en 6). Hiervoor pleiten vooral de uitkomsten van metingen met het estuariumwater.

Bij berekeningen over de verdeling van organische stof in een estuarium, waarbij zowel lage als hoge waarden voor de afbraaksnelheid in de eerste dagen van de

TABEL XV *Table XV*

Snelheden van de biochemische reactie bij verschillende incubatietijden, uitgedrukt in procenten van de B.O.D.s. Proeven uitgevoerd met de standaardverduunningstechniek bij 20 °C.

Onderzochte wateren:

huishoudelijk afvalwater, strokartonafvalwater, fabricagewater van een aardappelmeelfabriek, rottend oppervlaktewater en estuariumwater.

Rates of the biochemical reaction at different periods of incubation, as percentage of B.O.D.s.

Tests carried out using the dilution method at 20 °C.

Investigated waters:

domestic sewage, straw-board waste, waste from a potato-flour mill, polluted surface water and estuary water.

incubatietijd in dagen incubation period in days	1	2	3	4	5	10	30
1. huishoudelijk afvalwater (85) domestic sewage (85)	30	54	73	88	100	132	146
2. strokartonafvalwater (fig. 28) straw-board waste (fig. 28)	35	50	66	85	100	146	200
3. fabricagewater (fig. 29) waste water from a potato-flour mill (fig. 29)	35	56	70	90	100	134	180
4. rottend oppervlaktewater (fig. 30) polluted surface water (fig. 30)	50	70	82	92	100	ca 140	205
5. voorbehandeld afvalwater (fig. 26) pre-treated waste water (fig. 26)	±50	—	—	—	100	—	—
6. estuariumwater (zie 3.1 en 3.7.4.) estuary water (see 3.1 and 3.7.4.)	25	50	68	82	100	—	256

B.O.D.-reactie werden toegepast, werd geconstateerd, dat het verschil in de uitkomsten betreffende de resterende B.O.D. slechts gering was. Bij gebruik van de hoge reactiesnelheden werd een iets lagere rest-B.O.D. als uitkomst verkregen dan bij gebruik van de lage snelheden. Het verschil was van ondergeschikte betekenis. Om enige reserve in het berekende resultaat te verkrijgen, werd daarom besloten, de berekeningen met de gemiddelde reactiesnelheden gevonden voor het strokartonafvalwater en het fabricagewater uit te voeren (tabel xv, 2 en 3).

De metingen werden verricht onder laboratoriumomstandigheden bij een temperatuur van 20 °C. De gemiddelde temperatuur van het estuariumwater bedraagt in het najaar echter 8-10 °C. Is het nu nodig bij het toepassen van de eerder genoemde reactiesnelheden nog rekening te houden met de vertragingen die bij afnemende temperatuur in deze snelheden werden geconstateerd (tabel v en vi)?

Het antwoord op deze vraag luidt ontkennend. Bij het uitspreken van een verwachting aangaande de toekomstige zuurstoftoestand, moet de ongunstigste situatie in beschouwing worden genomen. In verband met de hoge watertemperaturen zal deze in september voor kunnen komen. Zowel in 1959 als in 1961 werd een gemiddelde septembertemperatuur van het water gemeten van 17 °C (figuur 36). Het is daarom aangewezen de berekeningen uit te voeren met gegevens, die behoren bij een tempera-

tuur, die minimaal 17 °C bedraagt en liever hoger ligt. De temperatuur van 20 °C kan daarom in alle verdere beschouwingen worden gehandhaafd. Dit heeft tot gevolg, dat de berekening een voorzichtige voorspelling van de in de maand september te verwachten toestand zal geven. De in de andere najaarsmaanden in het estuarium voorkomende zuurstoftoestand zal waarschijnlijk gunstiger zijn dan bij de berekeningen gevonden. Er zijn overigens ook motieven aan te voeren, die onder meer naar voren werden gebracht bij de behandeling van de invloed van de temperatuur op de biochemische zuurstofopneming (3.1 van dit hoofdstuk), dat een verlaging van de temperatuur weinig invloed zou hebben op het biochemische zuurstofverbruik, als gevolg van de relatieve toeneming van het aantal organismen*. Het is echter wel te verwachten, dat de zuurstoftoestand in de maanden november en december, bij temperaturen lager dan 8 °C, gunstiger zal zijn, wegens het tot stilstand komen van het nitrificatieproces. Het werkelijke beeld van de temperatuurinvloed is niet geheel duidelijk.

Voor dit rapport is het echter voldoende, rekening te houden met een minimumtoestand bij 20 °C. Het berekende dieptepunt zal wellicht over een vrij korte tijd gedurende de maanden september en oktober voorkomen.

* Bij het ter perse gaan van dit werk, werden door medewerkers van schrijver dezes proefresultaten verkregen die de gedachtengang van een geringe temperatuurinvloed op de snelheid van de B.O.D.-reactie, als het substraat wordt gebracht in een milieu met een aangepaste flora en fauna, bevestigen.

HOOFDSTUK IX

DE ZUURSTOFHUISHOUDING VAN HET ESTUARIUM ONDER DE HUIDIGE OMSTANDIGHEDEN VAN AANVOER VAN AFVALSTOFFEN

I. DE BELASTING MET AFVALSTOFFEN

De afvalstoffen die het estuarium onder de huidige omstandigheden bereiken, worden aangevoerd via de Groninger kanalen, via de persleidingen nabij Delfzijl en eventueel via de rivier de Eems.

Over de afvoer van afvalstoffen via de rivier de Eems zijn geen gegevens bekend. Deze afvoer zal *pro memorie* worden gesteld. De afvoer van de persleidingen is vrij nauwkeurig te omschrijven. De leiding van de stad Groningen voert in de campagne naast het huishoudelijk afvalwater ook het diffusie-, pers- en spoelwater van de Fries-Groningse suikerfabriek naar de Eems. Het is waarschijnlijk, dat dit industriële afvalwater in de toekomst via de in staat van uitvoering zijnde leiding Hoogkerk-Wadden naar de Wadden ten noorden van de Noordpolder zal worden afgevoerd. Dit betekent derhalve een kleine verlichting van de belasting van het Eems-estuarium. De leiding van Appingedam transporteert in hoofdzaak het afvalwater van de coöp. strokartonfabriek 'De Eendracht'; de afvoer van de leiding Delfzijl valt hierbij in het niet en is weer *pro memorie* te stellen.

In de Veenkoloniën worden, gedurende de campagne van de aardappelmeelfabrieken, door deze en door de strokartonfabrieken afvalstoffen uitgestoten met een totaal verontreinigend vermogen van 420 ton B.O.D.₅ per etmaal. Buiten de campagne wordt met het afvalwater van de strokartonfabrieken nog 113 ton B.O.D.₅ dagelijks geproduceerd (hoofdstuk II). Zoals vermeld, vindt de afvoer van deze afvalstoffen nu nog plaats via de kanalen, in hoofdzaak via de Westerwoldse A en het Eemskanaal. Onder normale weersomstandigheden heeft steeds transport via Nieuwe Statenzijl plaats, ondanks het feit, dat het gebied van Hoogezand en Veendam behoort tot het afvoergebied van het Eemskanaal. De sluis te Waterhuizen is hier kerende sluis. Alleen bij grote regenval, als de afvoermogelijkheden via Nieuwe Statenzijl onvoldoende zijn, wordt het westelijke gedeelte van de Veenkoloniën over Waterhuizen en het Eemskanaal afgevoerd.

De huidige belasting van het estuarium is onverbrekkelijk met dit afvoersysteem verbonden. In droge tijden wordt geen water gespuid en wordt geen afvalwater uit de Veenkoloniën naar het estuarium getransporteerd. De kanalen fungeren dan als septic-tanks. In natte tijden, bij spuiing van grote hoeveelheden water, is de afvoer van afvalwater door de kanalen daarentegen groot, zodat deze snel worden doorspoeld. Het estuarium wordt dan aanzienlijk sterker met afvalstoffen belast dan bij droge

weersgesteldheden. De huidige belasting van het estuarium is daardoor zeer variabel. Zo is de bijzonder merkwaardige situatie niet uit te sluiten, dat onder bepaalde omstandigheden de zomerbelasting van het estuarium groter is dan de najaarsbelasting, hoewel gedurende de campagne bijna viermaal zoveel afvalstoffen worden geproduceerd als buiten de campagne.

Het bleek moeilijk te zijn, goede gegevens over de huidige belasting van het estuarium gedurende de campagne te verzamelen. De campagnes in de jaren 1959 en 1962 vielen in een droge periode. Er hadden geen of zeer lage afvoeren naar het estuarium plaats. Zowel de campagne 1960 als de campagne 1961 waren nat. Als gevolg van de zeer droge periode gedurende het voorjaar en de zomer van 1960 werd gedurende de campagne van dit jaar nog relatief weinig water gespuid. Het is niet doenlijk het volledige cijfermateriaal te publiceren.

TABEL XVI

Afvoer van verontreinigd water via de Westerwoldse A bij Nieuwe Statenzijl en het Eemskanaal bij Delfzijl in de eerste helft van december 1961.

dag dec.	Westerwoldse A	Nieuwe Statenzijl		Eemskanaal	Delfzijl	
	afvoer $m^3 \times 10^6/etm.$	B.O.D. ₅ mg/l	B.O.D. ₅ ton/etm.	afvoer $m^3 \times 10^6/etm.$	B.O.D. ₅ mg/l	B.O.D. ₅ ton/etm.
1	3,52	n.g.		1,35	22	30
2	3,92	n.g.		3,15	112	353
3	3,81	n.g.		3,55	n.g.	
4	3,93	26	102	3,20	n.g.	
5	2,13	n.g.		1,90	n.g.	
6	3,07	19	58	3,20	n.g.	
7	3,74	30	112	3,20	29	93
8	3,64	n.g.		1,60	37	59
9	3,45	n.g.		2,75	14	39
10	2,15	n.g.		2,65	n.g.	
11	2,32	n.g.		2,66	28	74
12	3,15	40	126	2,62	31	81
13	0		0	2,83	29	82
14	0		0	2,19	n.g.	
15	4,07	40	163	4,25	21	89

* n.g. = niet gemeten.

Tabel XVI geeft een beeld van de variabiliteit van de verkregen afvoergegevens in de eerste helft van december 1961. De belasting van het estuarium kan worden berekend uit de wateraanvoer en de vuilconcentratie. De variatie die hierin kan voorkomen, wordt in de tabel gedemonstreerd. Op 2 december vond in het Eemskanaal een hoge waterafvoer plaats met een B.O.D.₅ van 112 mg/l hetgeen een extreem hoge afvoer van afvalstoffen betekent. Uit de waarnemingen die hier niet nader zijn uitgewerkt, is na te gaan, dat deze afvoer afkomstig was uit de omgeving van Hoogezand. Pieken van hoge waterafvoeren treden in iedere regenperiode op. Deze watermassa's zijn vaak

sterk verontreinigd en veroorzaken meestal extreem hoge belastingen van het estuarium. Gedurende de periode waarover dit onderzoek loopt, waren alleen in het najaar van 1961 de omstandigheden van afvoer zodanig, dat een redelijke reeks van gegevens betreffende de belasting van het estuarium met afvalstoffen kon worden verkregen. Tabel XVII geeft een overzicht van de hoeveelheid afgevoerde afvalstoffen in veertien-daagse perioden gedurende de campagne 1961. Hierbij zijn de gemiddelden exclusief piekafvoeren en de gemiddelden inclusief piekafvoeren opgenomen.

TABEL XVII

Belasting van het estuarium gedurende de campagne 1961 met via de kanalen geloosd verontreinigd water (tonnen B.O.D.₅ per etmaal).

periode	Westerwoldse A		Eemskanaal		totaal	
	exclusief piekafvoeren	inclusief piekafvoeren	exclusief piekafvoeren	inclusief piekafvoeren	exclusief piekafvoeren	inclusief piekafvoeren
1-15 okt.	53	53	nihil	nihil	53	53
16-31 okt.	47	72	47	151	94	223
1-15 nov.	51	64	59	101	110	165
16-30 nov.	49	70	laag	laag	> 49	> 70
1-15 dec.	100	112	66	102	166	214

De gegevens uit deze tabel voeren tot de volgende voorzichtige ramingen betreffende de gemiddelde dagelijkse belastingen in de campagne van 1961.

{ Westerwoldse A	rond 70 ton B.O.D. ₅ of ca. 2 miljoen inw. ekwivalenten *
{ Nieuwe Statenzijl	
{ Eemskanaal	variabel; te stellen op 70-100 ton B.O.D. ₅ of rond 2½ miljoen inw. ekwivalenten.
{ Delfzijl	

Met behulp van de gegevens van tabel XVII en met de bekende afvoeren van afvalwater van de afvoerleidingen nabij Delfzijl, kan de gemiddelde belasting van het

TABEL XVIII

Gemiddelde belasting van het estuarium gedurende de campagne 1961 (tonnen B.O.D.₅/etmaal).

	Delfzijl	Nieuwe Statenzijl
Eemskanaal	ca. 85	—
Westerwoldse A	—	ca. 70
leiding Appingedam	28	—
leiding Groningen	15-20 ton	—
totaal	ca. 130 ton	ca. 70 ton

* één inwonerekwivalent = 35 g B.O.D.₅ per etmaal.

estuarium in het najaar 1961 worden berekend (tabel XVIII). Deze bedroeg rond 200 ton B.O.D.₅ per etmaal.

2. DE IN HET ESTUARIUM VOORKOMENDE B.O.D.

De aanvoer van afvalstoffen veroorzaakt in het estuarium, mede door de traagheid van de B.O.D.-reactie (zie hoofdstuk VIII), een zekere accumulatie van afbreekbaar organisch materiaal. De turbulente diffusie verspreidt de stoffen over een groot gebied. Een continue lozing van afvalstoffen laat zich daarom over het gehele estuarium als een B.O.D.-verhoging meten. Het niveau van de B.O.D. wordt in hoofdzaak door de volgende drie eerder genoemde factoren bepaald:

- de grootte van de lozing,
- de snelheid van verspreiding door de turbulente diffusie,
- de snelheid van de biochemische reacties.

In de berekeningstechniek (hoofdstuk XI) zullen deze factoren weer aan de orde komen.

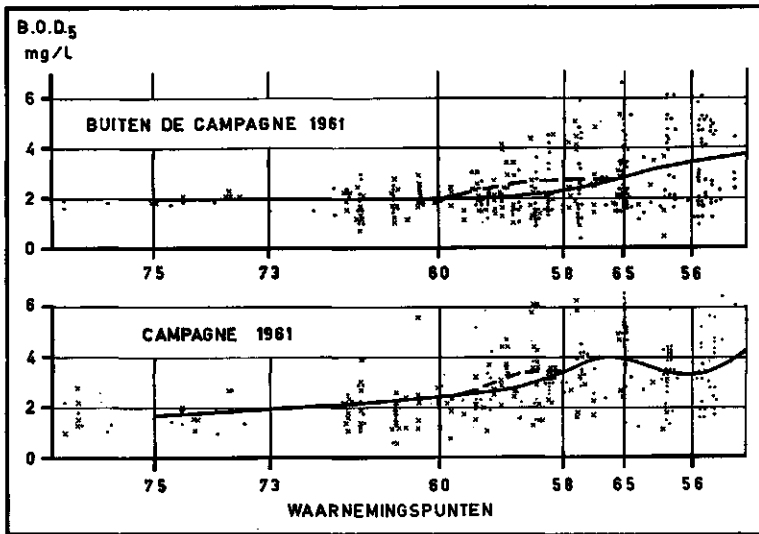
2.1 *De verrichte metingen en de uitwerking van het cijfermateriaal*

Het biochemische zuurstofverbruik werd sinds 1959 geregeld gemeten. Bij de verwerking is het materiaal in tweeën gesplitst, nl. in materiaal verzameld in de campagne en dat buiten de campagne, samenhangend met het feit, dat in de toekomst de belastingen in deze perioden sterk uiteen zullen lopen en er ook nu reeds grote verschillen optreden. De aardappelmeelcampagne begint in het algemeen in september en eindigt in december. Door het transport van het afvalwater via de kanalen naar de Eems-Dollard treedt een sterke vertraging in de afvoer van de afvalstoffen op. Gesteld kan worden, dat in het estuarium gedurende de maand september over het algemeen nog geen invloed van de campagne wordt gemeten. De maand september is daarom niet beschouwd als een campagnemaand en is geheel buiten de verwerking gehouden.

Aangezien zowel in het verloop van de B.O.D. als in dat van het zuurstofgehalte van het water in het estuarium een gradiënt bestaat, is het noodzakelijk ook deze grootheden naar de toestand van halfcij te verwerken.

2.2 *De spreiding van het cijfermateriaal*

Het materiaal is samengevat als aangegeven in figuur 32, waar de verzamelde gegevens van de campagne 1961 en van de toestand buiten de campagne 1961 zijn uitgezet. Uiteraard wordt in het cijfermateriaal een vrij grote spreiding waargenomen, vooral rond de mond van de Dollard. Ook ter hoogte van Delfzijl komen in de Bocht van Watum uitschieters voor die ongetwijfeld samenhangen met de lozingen aldaar. De gemiddelde lijn blijkt een voldoende betrouwbaar beeld te geven (zie hiervoor de overeenstemming in de B.O.D.-lijnen der verschillende jaren van figuur 33).



Figuur 32 Spreiding van de gemeten B.O.D.₅ - waarden in het jaar 1961. Verwerking over twee perioden, één buiten en één gedurende de campagne; bij de middeling is aan de gegevens van de Bocht van Watum en het Oost Friese Gaatje resp. de gewichten 1 en 3 toegekend.

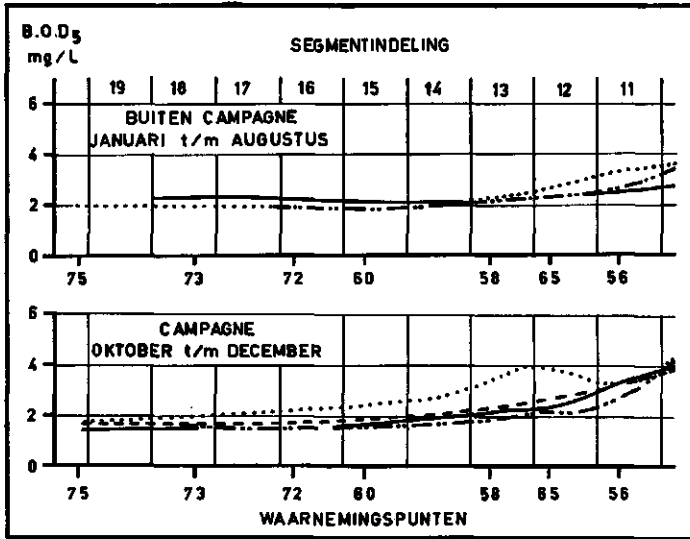
- x — — — x Bocht van Watum;
- — — — • Oost Friese Gaatje.

2.3 Het verloop van het B.O.D.-niveau

De hoogste B.O.D.₅ (gemiddeld 3-4 mg/l) wordt in de Dollard gemeten, de laagste ter hoogte van Borkum. De belastingstoestand in de Bocht van Watum is iets zwaarder dan die in het Oost Friese Gaatje. Gezien de uitmonding van de persleidingen en het Eemskanaal in de Bocht van Watum, stemt dit feit overeen met de verwachtingen. Het grootste verschil in B.O.D.₅ tussen beide stroomgeulen bedraagt gemiddeld minder dan 0,5 mg/l. Uit deze omstandigheid kan reeds worden geconcludeerd, dat door de turbulente diffusie een snelle verspreiding van de stof plaatsvindt.

Figuur 33 geeft een overzicht van de gemiddelde B.O.D.₅-toestand in de verschillende jaren en de verschillende perioden van verwerking. Hierbij is de Eems-Dollard als één stroomgeul voorgesteld. Ter hoogte van Delfzijl heeft door de Bocht van Watum een watertransport plaats dat ongeveer 1/3 bedraagt van dat door het Oost Friese Gaatje. Bij de verwerking is aan het gemiddelde cijfer in de Bocht van Watum een gewicht van één en aan dat in het Oost Friese Gaatje een gewicht van drie toegekend en opnieuw gemiddeld.

Uit figuur 33 blijkt, dat geen groot verschil tussen de B.O.D.₅ gedurende de periode van de campagne en die buiten de campagne werd gevonden. Dit is onder meer het gevolg van een verhoogde natuurlijke B.O.D.₅-waarde van het zeewater in de zomer (zie 2.4 van dit hoofdstuk). Bij de behandeling van de zuurstofstoestand zal duidelijk



Figuur 33 Verloop van de gemiddelde B.O.D.₅ in het estuarium. Verwerking over twee perioden, één buiten en één gedurende de campagne; estuarium beoordeeld als één stroom.

Figure 33 Distribution of the average B.O.D.₅ in the estuary, shown over two periods, one out of and one during the campaign of the potato-flour mills; estuary considered as one stream.

————— 1959; 1961;
 - - - - - 1960; - - - - - 1962.

naar voren komen, dat deze in de campagne het ongunstigst is, reden waarom de bespreking hier sterk op de situatie in de campagne is geconcentreerd.

De overeenstemming in de loop der verschillende B.O.D.-lijnen in de campagne is verrassend. Alleen de campagne van het jaar 1961 valt op door het hoge B.O.D.-niveau. In het natte najaar 1961 was de belasting van het estuarium aanmerkelijk hoger dan in de andere jaren van het onderzoek. In hoofdstuk IX,1 werd hierbij stilgestaan. Een vergelijking van de B.O.D.-lijnen en de zuurstoflijnen van respectievelijk de campagnes 1959 en 1962 met die van de campagne 1961 kan reeds enig inzicht in de in een estuarium te verwachten zuurstoftoestand geven, wanneer het veenkoloniale afvalwater daarin zal worden geloosd.

2.4 De natuurlijke B.O.D.

Door de van nature in zeewater aanwezige organische stof wordt in dit water altijd een zekere B.O.D. gemeten. Bij de berekeningen moet dit natuurlijke zuurstofverbruik bekend zijn.

Directe B.O.D.-metingen van het niet met afvalstoffen belaste estuariumwater konden niet worden verricht. In de grafieken kan echter bij benadering de natuurlijke B.O.D.₅ worden afgelezen. Ter hoogte van Borkum zal nl. de invloed van de lozingen nabij Delfzijl nauwelijks zijn aan te tonen. (Uit de berekeningen blijkt een zeer kleine

invloed aanwezig). Aangenomen mag worden, dat de gemiddelde B.O.D.₅ ter hoogte van Borkum een goede benadering van de natuurlijke B.O.D.₅ is. Deze bedroeg in de jaren 1960, 1961 en 1962, 1,7 mg/l en in 1959 1,6 mg/l. Voor de natuurlijke B.O.D.₅ van het estuarium tijdens de campagne zal een waarde van 1,7 mg/l worden aangenomen. In het voorjaar en in de zomer ligt deze waarde op een hoger niveau en wel op ca. 2,0 mg/l. In verband met de kritische beschouwingen over de zuurstoftoestand in het volgende hoofdstuk, zij hier nog opgemerkt, dat een toestand van onderverzadiging met zuurstof alleen reeds door de aanwezigheid van deze natuurlijke B.O.D. te verklaren is en niet altijd het gevolg behoeft te zijn van kunstmatige lozingen.

3. HET VERLOOP VAN HET ZUURSTOFGEHALTE IN HET ESTUARIUM

De lozing van de afvalstoffen en de biochemische zuurstofvraag die hierdoor ontstaat, kan oorzaak zijn van een onderverzadiging met zuurstof. Het is duidelijk, dat de mate van onderverzadiging zal samenhangen met de mate van aanvoer van afvalstoffen naar het estuarium, met de weersomstandigheden enz. Gezien het feit dat bij de metingen van de zoutgehalten geen of slechts een geringe stratificatie werd geconstateerd, zijn verschillen in zuurstofgehalten aan de oppervlakte van het estuarium en nabij de bodem niet direct te verwachten. Daar de lozingen landinwaarts plaats

TABEL XIX

Zuurstofverzadigingspercentages van oppervlakte- en bodemonsters van het estuariumwater, vermeld als maandgemiddelden, in de jaren 1956, 1957 en 1958.

Raai B	zuurstofverzadigingspercentage									
	mrt.	apr.	mei	juni	juli	aug.	sept.	okt.	nov.	dec.
1956 opp.	—	—	—	—	94	88	90	90	95	101
bod.	—	—	—	—	95	93	93	96	103	106
1957 opp.	—	96	94	99	—	—	—	97	—	103
bod.	—	98	94	99	—	—	—	97	—	104
1958 opp.	—	—	—	92	—	105	—	—	—	93
bod.	—	—	—	91	—	106	—	—	—	95
Raai C										
1956 opp.	—	—	—	97	99	93	93	92	—	98
bod.	—	—	—	96	102	103	100	103	—	103
1957 opp.	—	—	94	—	—	—	—	—	—	—
bod.	—	—	95	—	—	—	—	—	—	—
1958 opp.	—	—	—	95	97	102	—	—	—	91
bod.	—	—	—	94	99	109	—	—	—	92
Raai D										
1957 opp.	—	77	—	80	—	—	—	84	42	—
bod.	—	77	—	73	—	—	—	81	45	—
1958 opp.	—	—	—	69	—	—	—	—	—	67
bod.	—	—	—	67	—	—	—	—	—	71

hebben, wordt de in de lengterichting afgezette zuurstoftoestand als een gradiënt waargenomen. Bij de verwerking werd dezelfde techniek toegepast als beschreven in paragraaf 2 betreffende het biochemische zuurstofverbruik.

3.1 *Het zuurstofgehalte aan de oppervlakte en nabij de bodem*

In tabel XIX zijn een aantal gemiddelde cijfers samengevat aangaande metingen van het zuurstofgehalte aan de oppervlakte en nabij de bodem, verricht in de jaren 1956 t/m 1958. De gehalten zijn hier als zuurstofverzadigingspercentages vermeld.

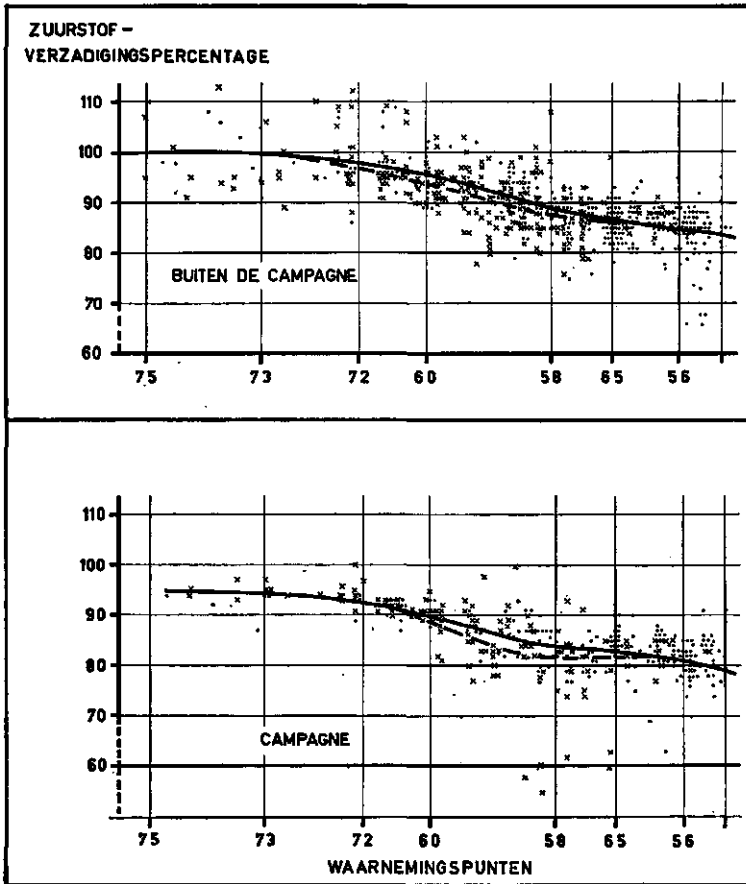
In de meeste gevallen ligt het verzadigingspercentage nabij de bodem gelijk of hoger dan dat aan de oppervlakte; in slechts enkele gevallen werd voor het bodemmonster een lager gemiddelde gevonden. Om deze reden is het onderzoek na 1958 verder verricht met watermonsters, genomen van de laag 0-0,5 m beneden het wateroppervlak.

3.2 *De spreiding in het cijfermateriaal*

De verzamelde gegevens zijn weer ingedeeld in een groep buiten de campagne en een groep campagne; ze zijn verwerkt naar de toestand van halftij en in grafiek gebracht. De figuur 34 geeft als voorbeeld de verwerking van het cijfermateriaal van 1961. De spreiding van dit cijfermateriaal is vrij groot, maar niet verontrustend. De afwijking naar hogere gehalten wordt vooral in de zomer veroorzaakt door fotosynthetische activiteit en komt een enkele maal gedurende de campagne voor. Bij de berekening van de reaëratiecoëfficiënt komt dit punt weer aan de orde. Sterke afwijkingen van de zuurstofverzadigingspercentages naar beneden zijn vooral in het najaar in de Bocht van Watum ter hoogte van Delfzijl gemeten. Deze gaan bijna steeds samen met een voor de omgeving te laag zoutgehalte en zijn het directe gevolg van afvoer van grote kwantums zuurstofloos zoet verontreinigd water uit het Eemskanaal die nog geen voldoende menging in de smalle stroomgeul ondergingen. Ook in de nabijheid van de Dollard werden variabele gehalten gevonden die op de lozingen van Nieuwe Statenzijl teruggevoerd moeten worden en niet op zullen treden bij een regelmatige en continue afvoer via een afvoerleiding. De gemiddelde lijnen zullen daarom voldoende informatie geven over een toestand die zal worden gemeten, als dezelfde hoeveelheden afvalstoffen alleen via een afvoerleiding worden aangevoerd; de spreiding zal dan aanzienlijk minder zijn.

3.3 *Campagne; de ongunstige toestand*

Hoewel door weersomstandigheden verrassingen niet zijn uit te sluiten (zie discussie hoofdstuk IX,1), geven de grafieken de gemiddelde omstandigheden weer, waarbij gedurende de zomer een gunstiger zuurstoftoestand wordt gemeten dan gedurende de campagne. Het knelpunt zal in de toekomst nog meer in de campagne vallen, als de

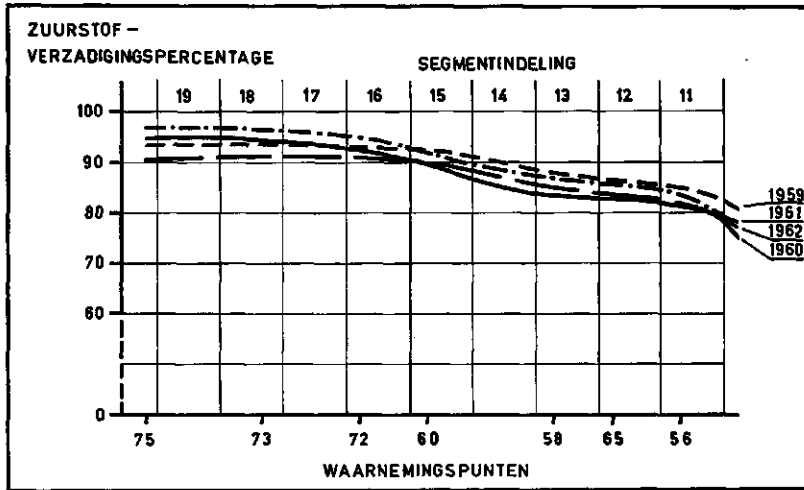


Figuur 34 Zuurstofverzadigingspercentages in het estuarium in 1961. Vergelijking van de perioden buiten en gedurende de campagne; bij de middeling werden aan de gegevens van de Bocht van Watum en het Oost Friese Gaatje resp. de gewichten 1 en 3 toegekend;
 x --- x Bocht van Watum;
 ● ——— ● Oost Friese Gaatje.

afvalstoffen regelmatig per leiding worden aangevoerd. Het onderzoek dient zich dan ook in sterke mate op de toestand in de campagne te richten. De situatie gedurende de rest van het jaar is daaraan ondergeschikt te achten.

3.4 De zuurstoftoestand van het estuarium

Het biochemische zuurstofverbruik van de Bocht van Watum ligt op een hoger niveau dan dat van het Oost Friese Gaatje; hiermee stemt overeen, dat er lagere zuurstofgehalten zijn gemeten. Het verschil is weer van ondergeschikt belang. De zuurstoftoestand van iedere campagne is daarom voor het estuarium ook weer als een enkele



Figuur 35 Verloop van de gemiddelde zuurstofverzadigingspercentages in het estuarium gedurende de campagne; estuarium beoordeeld als één stroom.

Figure 35 Distribution of the average percentage oxygen saturation in the estuary during the campaign of the potato-flour mills; estuary considered as one stream;

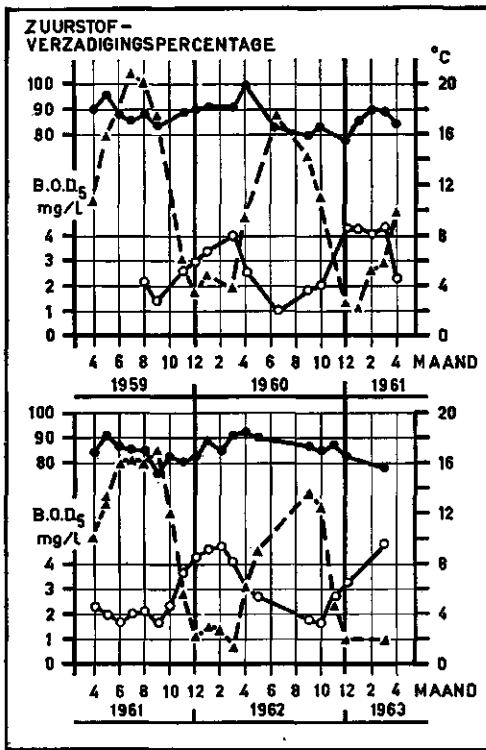
--- 1959; — 1961;
 - - - 1960; — 1962.

lijnen gegeven. De lijnen van gemiddelde zuurstofverzadigingspercentages, aangevende de gemiddelde verzadigingstoestand gedurende de campagne, zijn uitgezet in figuur 35.

Een vergelijking van deze lijnen leidt tot het inzicht, dat de zuurstoftoestand in de verschillende jaren een grote mate van overeenstemming vertoont. Kleinere verschillen treden op, zowel in de loop van de lijnen als in het niveau. In het buitengebied (buiten w.p. 60) zijn daarbij storingen van het beeld te verwachten door de activiteit van de algen (zie ook figuur 34). Voor het onderzoek is echter het verloop der lijnen in het binnengebied van meer betekenis. Hier vertonen de droge campagnejaren 1959 en 1962 zowel in loop als in niveau grote overeenstemming, terwijl de jaren 1960 en 1961 eveneens meer bij elkaar aansluiten. De natte herfst van 1961 met de hoogste B.O.D.-toestand (zie 2.3 van dit hoofdstuk) heeft ook de slechtste zuurstoftoestand.

4. HET JAARVERLOOP VAN HET MAANDELIJKS GEMIDDELTE ZUURSTOFVERZADIGINGSPERCENTAGE, HET BIOCHEMISCHE ZUURSTOFVERBRUIK EN DE TEMPERATUUR IN HET ESTUARIUM

In het estuarium werd op het waarnemingspunt 65 met een vrij grote frequentie een groot aantal waarnemingen verricht. Dit aantal maakte in het algemeen een maandelijkse middeling van de cijfers mogelijk. In figuur 36 is met de berekende maandgemiddelden een overzicht gegeven van het jaarverloop van de verzadigingspercentages, het biochemische zuurstofverbruik in vijf dagen en de temperaturen. Deze figuur doet



Figuur 36 Het verloop van het maandelijks gemiddelde zuurstofverzadigingspercentage, van de B.O.D.₅ en van de temperatuur op het w.p. 65.

- zuurstofverzadigingspercentage;
- B.O.D.₅ in mg/l;
- ▲—▲ temperatuur in °C.

enkele eigenschappen van het met afvalwater belaste estuarium naar voren komen die zich ieder jaar met een duidelijke regelmaat tonen.

a. Er is een gang in het temperatuursverloop van het estuarium. Afhankelijk van de vorstperioden in de winter, daalt de temperatuur in december tot gemiddeld 4–2 °C.

b. De B.O.D.₅ loopt in het najaar en de winter op van een zomerniveau in september van ca. 2 mg/l tot 4,5 mg/l in de winter. Hierbij is het merkwaardig, dat het hoogste niveau eerst in december of zelfs na de maand december wordt bereikt.

c. Het oplopen van de B.O.D.₅ in de wintermaanden heeft geen nadelige invloed op het zuurstofgehalte uitgedrukt in % van de verzadigingswaarde. Zowel in januari 1960 als in januari 1962 loopt het zuurstofgehalte ook duidelijk op ondanks een stijgende B.O.D.₅.

d. Er lijkt een samenhang te bestaan tussen het oplopen en het dalen van het B.O.D.-niveau en omgekeerd het dalen en stijgen van de watertemperatuur.

Het verhoogde B.O.D.-niveau aan het eind van of kort na de campagne kan van betekenis zijn voor de interpretatie van de verschijnselen die zich bij lozing van het veenkoloniale afvalwater door een leiding voor zouden kunnen doen en het lijkt gewenst hier nader op in te gaan. Het verschijnsel zou door twee factoren veroorzaakt kunnen worden, te weten:

i. De verhoogde campagne-afvoer der fabrieken en de sterke vertraging die optreedt in de afvoer van dit afvalwater via de kanalen naar de Eems-Dollard. Indien dit afval-

water of een gedeelte ervan naar het estuarium zou worden getransporteerd, zou zich alleen al door de verhoogde campagne-afvoer een nieuw evenwicht op hoger B.O.D.₅-niveau in het estuarium moeten instellen. De tijd benodigd voor het bereiken van het hogere niveau hangt samen met de belasting met B.O.D.₅, de mate van transport door de turbulente diffusie in het estuarium, de verblijftijd en de snelheid van afbraak.

2. Een vertraging in de B.O.D.-reactie ten gevolge van de lage watertemperaturen (zie hoofdstuk VIII).

De verhoogde B.O.D.-toestand komt, gezien het verloop van de zuurstoffijnen, niet tot uiting in een lager zuurstofniveau, dus in een verhoogde zuurstofopneming. In de conclusie van hoofdstuk VIII werd reeds vermeld, dat bij dalende temperatuur een vertraagde afbraak waarschijnlijk is. Een verhoging van het B.O.D.-niveau is daarom verklaarbaar. Er is echter nog een andere reden, waarom dit in de winter op kan treden. In de veenkoloniale driehoek zijn 4 aardappelmeelfabrieken, waar het fabricagewater in bergbassins wordt opgeslagen en onder een lozingsregime in de winter- en voorjaarsmaanden wordt afgevoerd. De snelheid van afvoer bij deze fabrieken hangt samen met de hoeveelheid door de kanalen te transporteren regenwater. In het algemeen komt het erop neer, dat in januari en februari en soms nog in maart hoeveelheden van dit fabricagewater naar de Eems worden getransporteerd. De verwerkingscapaciteit van de fabrieken met bergbassins is ongeveer even groot als die van de andere fabrieken. Het is aannemelijk dat de vertraagde afvoer mede oorzaak is van de 'vertraagde' B.O.D.₅-piek in december of januari-februari. De verhoogde B.O.D. in de wintermaanden is daarom aan twee factoren te wijten, nl. aan de vertraging in de afbraakreacties door de lagere watertemperaturen en aan de vertraging in de afvoer van fabricagewater dat in verzamelbassins was opgeslagen.

5. DE ZUURSTOFTOEVOER IN HET ESTUARIUM

5.1 *De bronnen van zuurstoftoevoer*

Als bronnen van zuurstoftoevoer werden in hoofdstuk VII genoemd: de reaëratie, de fotosynthese en de aanvoer van zuurstof met zee- en rivierwater.

Met reaëratie wordt een tweeledig proces aangeduid, nl.

- a. de absorptie van zuurstof aan het grensvlak lucht-water en
- b. het transport van zuurstof uit de oppervlaktelaag naar diepere waterlagen.

De absorptie in de waterfilm aan de oppervlakte is een snel verlopend proces. De snelheid van verticaal transport daarentegen loopt in verschillende wateren uiteen. De snelheid van reaëratie wordt in het algemeen beheerst door de snelheid van het verticale transport, dus door de mate van verticale menging van waterlagen op verschillende diepte. In het estuarium van de Eems zijn factoren voor goede verticale menging aanwezig, zoals blijkt uit de geringe verschillen in het zoutgehalte tussen het water aan de oppervlakte en nabij de bodem (zie hoofdstuk VI).

Fotosynthese kan onder bepaalde omstandigheden als bron van zuurstoftoevoer grote betekenis hebben. De snelheid ervan hangt o.m. samen met de voedingsomstandigheden en met het seizoen (temperatuur en kwantiteit daglicht). In het najaar heeft de fotosynthetische activiteit in het estuarium een geringe invloed, zoals is gebleken uit de resultaten van de metingen van de zuurstofgehalten (hoofdstuk IX, 3.2). De factor fotosynthese wordt hier daarom *pro memorie* gesteld.

De aanvoer van opgeloste zuurstof met water geschiedt in een estuarium door twee bronnen nl. de rivier en de zee. Het zoete rivierwater verplaatst zich door het estuarium naar zee. Het wisselt aan de buitenzijde als brak geworden estuariumwater uit met zeewater. Kühl en Mann (100 en 101) vonden in twee bemonsteringstochten in het estuarium van de Eems, dat het rivierwater onderverzadigd was (verzadigingswaarde 80–90%). Zeewater is daarentegen ongeveer verzadigd met zuurstof. Zout water is echter bij een lager zuurstofgehalte in evenwicht met de atmosferische lucht dan zoet water. Hierdoor is de hoeveelheid zuurstof die per tijdseenheid met het brakke water uit het estuarium naar zee wordt afgevoerd ongeveer gelijk aan de hoeveelheid die met de rivier per tijdseenheid wordt aangevoerd.

Bij de berekening in 5.3 wordt gebruik gemaakt van de segmentindeling, zoals die in de berekeningen van hoofdstuk XI werd toegepast. Tussen de segmenten onderling zal met de watermassa's die door het diffusieve transport uitwisselen, ook opgeloste zuurstof worden verplaatst. Per segment is in het binnengedeelte van het estuarium dit transport ten aanzien van de door de reaëratie aangevoerde hoeveelheid te verwaarlozen. Dit is door een eenvoudige berekening met behulp van formule 15 (hoofdstuk IV) aan te tonen. In het gedeelte van het estuarium buiten de noordpunt van de Hond (w.p. 60), waar door hoge zuurstofgehalten de snelheid van reaëratie relatief laag is, kan het diffusieve transport op de zuurstofbalans in een segment nog wel van invloed zijn. Dit buitengedeelte heeft voor de beschouwingen echter minder betekenis.

In het najaar is in het binnengedeelte van het estuarium de reaëratie de enige belangrijke bron van zuurstoftoevoer.

5.2 De snelheid van reaëratie; de reaëratiecoëfficiënt

Reaëratie is de zuurstoftoevoer door absorptie aan het grensvlak lucht-water en transport van de opgeloste zuurstof naar diepere waterlagen.

De omschrijving van het begrip snelheid van reaëratie geeft in de literatuur aanleiding tot het gebruik van uiteenlopende eenheden (zie o.m. 84, 85, 102 t/m 104). In het verleden werd de snelheid van reaëratie als volgt geformuleerd: de snelheid van reaëratie is recht evenredig aan de grootte van het grensvlak lucht-water, (recht) evenredig aan de intensiteit van het transport, recht evenredig aan het zuurstofdeficit en afhankelijk van de temperatuur. In sterk turbulente wateren bestaat de oppervlakte laag echter op geen enkel moment uit dezelfde waterdeeltjes. PASVEER (105) toonde aan, dat het juist de snelheid van vernieuwing van het oppervlak is die de opneming van zuurstof beheerst. Het is daarom onjuist de snelheid van reaëratie recht evenredig

te stellen aan de geografische oppervlaktemaat, zoals in het verleden geschiedde en ook thans bij onderzoeken nog gangbaar is (102 t/m 104). De evenredigheid heeft betrekking op een 'ongrijpbare aëratie-oppervlakte' die onder de omstandigheden van turbulentie nog het beste door het volume water, dat met de lucht in aanraking komt, kan worden weergegeven.

De reaëratiecoëfficiënt, aanduidende de snelheid van reaëratie per eenheid van onderverzadiging, is de evenredigheidscoëfficiënt in de vergelijking:

$$-\frac{dD}{dt} = k_2 \cdot D,$$

waarin: dD = de toeneming van het zuurstofdeficit per etmaal

dt = de snelheid van reaëratie ($\text{g/m}^3/\text{t}$)

D = het zuurstofdeficit (g/m^3 of onderverzadiging in procenten)

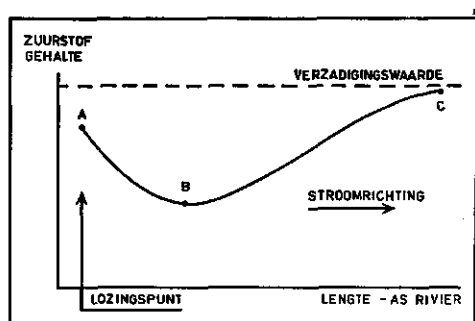
k_2 = de reaëratiecoëfficiënt ($1/\text{t}$ of g/m^3 per etmaal en per mg/l of per % onderverzadiging).

5.3 De benadering van de reaëratiecoëfficiënt in de Eems

Het is bijzonder moeilijk gebleken, de snelheid van reaëratie in de grote oppervlaktewateren direct te meten, in tegenstelling met de mogelijkheden van meting in technische beluchtingsinstallaties en zelfs in kleine oppervlaktewateren (93, 102 t/m 104). In de Theems werden echter wel metingen verricht (109). De gevonden waarden voor de coëfficiënt werden door berekeningen aan de hand van de opgestelde zuurstofbalans bevestigd.

Bij het onderzoek in de Eems werden geen pogingen gedaan, deze metingen uit te voeren. Wel werd de coëfficiënt langs een omweg benaderd. De berekeningsopzet is afgeleid uit de kennis die bij de bestudering van de 'Oxygen-Sag' in de rivier (FAIR 106, STREETER 107, 108 en PHELPS 84) is verworven. De kromme heeft in verband met het optreden van een minimumpunt deze naam verkregen en is weergegeven in figuur 37.

Worden op het punt A in figuur 37 organische afvalstoffen geloosd en wordt aangenomen dat deze zich homogeen verdelen over de dwarsdoorsnede, dan zal stroomafwaarts van A een verhoogde snelheid van biochemische zuurstofonttrekking optreden die met de tijd (en dus met de afstand) langzamerhand af zal gaan nemen.



Figuur 37 Sag-kromme.

Verloop van het zuurstofgehalte in een rivier bij een puntsgewijze lozing van afvalwater.

traject AB $\text{B.O.D.}_1 > k_2 \times D$;

punt B $\text{B.O.D.}_1 = k_2 \times D$;

traject BC $\text{B.O.D.}_1 < k_2 \times D$.

Door de toenemende onderverzadiging gaat echter ook de snelheid van reaëratie toenemen. Na zekere tijd zullen de snelheden van onttrekking en toevoer tegen elkaar opwegen; er is een dynamisch evenwicht ontstaan, leidende tot het minimumpunt B in de kromme. Hierna zal bij afnemende snelheid van zuurstofonttrekking en een relatief grotere snelheid van reaëratie het zuurstofgehalte stijgen. Door de afnemende onderverzadiging zal ook deze laatste snelheid geleidelijk kleiner worden. Wordt de snelheid van zuurstofonttrekking uitgedrukt in het biochemische zuurstofverbruik per etmaal ($B.O.D._1$) en de snelheid van reaëratie in de per etmaal aangevoerde hoeveelheid zuurstof ($k_2 \cdot D$), dan zijn de hier behandelde processen, waaruit de kromme ontstaat, als volgt te omschrijven:

$$\begin{array}{ll} \text{traject AB} & B.O.D._1 > k_2 \times D, \\ \text{punt B} & B.O.D._1 = k_2 \times D \text{ en} \\ \text{traject BC} & B.O.D._1 < k_2 \times D. \end{array}$$

Bij lozingen in het Eems-estuarium is in het verloop van het zuurstofgehalte eveneens de Sag-kromme te onderkennen. De gemiddelde zuurstofcurve, bepaald in het najaar van 1961 (zie figuur 35), vertoont tussen de mond van de Dollard en Delfzijl een geleidelijk stijgend verloop. In dit gebied zou een minimum zijn ontstaan, als, of de afvoer van organisch materiaal bij Delfzijl groter was geweest, of bij Nieuwe Statenzijl geen lozing van afvalwater zou hebben plaatsgehad.

Tussen de Sag-kromme die in de rivier ontstaat en de kromme die in een verbreed estuarium als dat van de Eems kan worden gemeten, is een belangrijk verschilpunt aan te wijzen. In het estuarium komt het gedeelte AB, waar $B.O.D._1 > k_2 \times D$ (figuur 37) niet voor. Vanaf het minimumpunt stijgt daar (behoudens bij een bijzondere situatie als een lozing in de Dollard) het zuurstofgehalte, zowel naar de landzijde als naar de zeezijde, overeenkomstig het verloop BC in figuur 37. Voor beide gedeelten van de Sag-kromme geldt dan,

$$B.O.D._1 < k_2 \times D,$$

terwijl op en nabij het minimumpunt beide snelheden aan elkaar gelijk zijn. Wordt echter het bijzondere geval van een stationaire toestand gezien, dan geldt niet alleen voor het minimumpunt, maar voor een groot gedeelte van het estuarium het verband:

$$\begin{array}{l} B.O.D._1 = k_2 \times D \text{ en} \\ k_2 = \frac{B.O.D._1}{D}. \end{array}$$

Dit kan als volgt worden toegelicht. Onder stationaire verhoudingen is op iedere plaats in het estuarium het constant blijven van het $B.O.D.$ -niveau, en daarmee van de snelheid van zuurstofonttrekking, het gevolg van de afbraak enerzijds en van het advectione en diffusieve transport anderzijds. Bij het zuurstofgehalte is dit het gevolg van de zuurstofonttrekking, van het advectione en diffusieve transport en van de reaëratie. In 5.1 van dit hoofdstuk werd uiteengezet, dat in het binnengedeelte het

advectieve en diffusieve transport van zuurstof als bron van zuurstoftoevoer ten aanzien van de reaëratie is te verwaarlozen. Bij benadering is daarom de snelheid van biochemische zuurstofonttrekking gelijk aan de snelheid van reaëratie. Het is niet uitgesloten, dat dit in het buitengebied niet meer het geval is en dat bij toepassing van de berekeningstechniek daar een kleine fout wordt gemaakt. Dit gedeelte heeft voor de uiteindelijke beoordeling echter minder betekenis, zoals in hoofdstuk XI zal blijken.

In hoofdstuk X is aangetoond, dat slechts zelden stationaire toestanden in een estuarium kunnen worden gemeten. Deze zouden het dichtst worden benaderd, indien wordt beschikt over cijfermateriaal bij gemiddelde rivierafvoeren (zie o.m. hoofdstuk X). Voor het berekeningsdoel zijn gegevens over de zuurstofgehalten en de B.O.D.₅ aanwezig over vier najaarsperioden (zie figuur 33 en figuur 35). Door middeling over deze perioden worden waarden verkregen die redelijk passen bij de toestand van een gemiddelde rivierafvoer. De verkregen lijnen aangaande het verloop van de B.O.D.₅ en de uit het zuurstofgehalte berekende onderverzadiging zijn in figuur 38 weergegeven. De waarde voor de B.O.D.₁ is te berekenen met behulp van het verband

$$B.O.D._1 = 0,3 \times B.O.D._5 \text{ bij } 20^\circ \text{C},$$

dat bij benadering voor het estuariumwater werd gevonden (hoofdstuk VIII). De voor de berekening van k_2 te gebruiken formule gaat dan over in:

$$k_2 = \frac{0,3 \times B.O.D._5}{D}$$

Bij de berekeningen in de hoofdstukken X en XI is het estuarium onderverdeeld in segmenten van 5 km lengte. Deze segmentindeling is eveneens in figuur 38 aangebracht.

5.4 *De afhankelijkheid van de coëfficiënt voor de snelheid van reaëratie van de temperatuur.*

In 5.2 werd reeds aangegeven, dat de snelheid van reaëratie afhankelijk is van de temperatuur.

In recente onderzoeken door CHURCHILL en mederwewers (104a) werd het volgende verband vermeld:

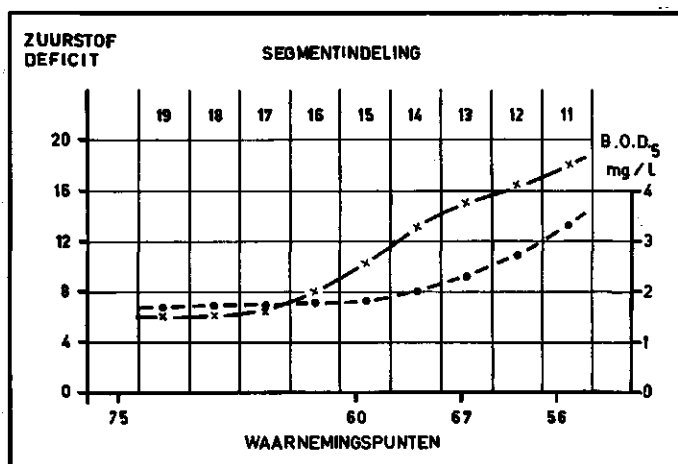
$$k_{2(T)} = k_{2(20)} \times 1,0241^{(T-20)},$$

waarin T de temperatuur in °C weergeeft.

In het betreffende temperatuurtraject verandert de reaëratiecoëfficiënt per °C met 2,41%. De onderzoekers van de Theems (109) vonden met behulp van verschillende methodieken temperatuurcoëfficiënten van resp. 1,59, 2,41 en 1,85% per °C en namen aan, dat de waarde 1,6 voor de omstandigheden van de Theems het meest passend was. Met deze onderzoeken is de temperatuurcoëfficiënt van 4,7% per °C, bepaald door PHELPS en STREETER, wel achterhaald (zie 84).

In de toegepaste berekeningsopzet wordt het temperatuureffect op de reaëratiecoëfficiënt via de snelheid van de biochemische reactie in het berekende resultaat gebracht. Men zou in eerste instantie geneigd zijn, de in hoofdstuk VIII, tabel VI vermelde bij verschillende temperaturen bepaalde verhoudingen van reactiesnelheden voor de B.O.D.-reactie te gebruiken, om deze snelheden voor de estuariumomstandigheden te berekenen.

In de conclusie van hoofdstuk VIII is nader gemotiveerd, dat de berekeningen moeten worden uitgevoerd bij een temperatuur van 20 °C, een temperatuur die in september in het estuarium nog kan worden benaderd. Ook uit anderen hoofde is aan te voeren, dat in de berekeningen van de reaëratiecoëfficiënt geen fout wordt gemaakt, indien deze bij 20 °C wordt uitgevoerd, als ook andere factoren, zoals b.v. de belasting bij deze temperatuur zijn gemeten.



Figuur 38 Verloop van de over vier campagneperioden gemiddelde B.O.D.₅ en van de onderverzadiging over de lengterichting van het estuarium.

- - - - ● gemiddelde B.O.D.₅;
- x — x gemiddelde onderverzadiging in procenten.

5.5 De voor de Eems berekende coëfficiënten voor de snelheid van reaëratie bij temperaturen van 20 °C

De berekening is voor elk segment van 5 km lengte uitgevoerd. Hierbij is in figuur 38 af te lezen, dat voor bijna elk segment van andere basisgegevens voor de B.O.D.₅ en de onderverzadiging werd uitgegaan. Willen de gevonden coëfficiënten een in enige mate betrouwbaar beeld geven, dan zullen in een aantal segmenten in het binnengedeelte waarden moeten worden gevonden, die onderling weinig verschillen. Het is nl. niet te verwachten, dat in het verticale turbulentiepatroon over een afstand van b.v. 20 km grote verschillen optreden. Bovendien zal de diffusie op zekere plaatselijke verschillen een bufferende werking uitoefenen. Tabel XX vat de met de formule $k_2 = 0,3 \times \text{B.O.D.}_5/D$ berekende waarden voor de reaëratiecoëfficiënten samen.

TABEL XX *Table XX*

Bij 20 °C berekende reaëratiecoëfficiënten voor de Eems met behulp van het verband $k_2 = 0,3 \times \text{B.O.D. s/D}$. Eenheden g/m^3 per etmaal en per procent onderverzadiging.

Reaeration coefficients for the Eems estuary, calculated at 20 °C using the equation $k_2 = 0,3 \times \text{B.O.D. s/D}$. Units g/m^3 per day per percent deficit.

Segment	19	18	17	16	15	14	13	12	11
k_2	0,085	0,085	0,078	0,068	0,054	0,046	0,046	0,051	0,055

In de eerste plaats valt hier de gewenste mate van overeenstemming op tussen de waarden berekend voor de segmenten 11 t/m 15. Het gemiddelde over deze segmenten bedraagt $0,050 \text{ g/m}^3$ per etmaal per procent onderverzadiging. Naar buiten gaand neemt de coëfficiënt toe. Hiervoor zijn waarschijnlijk twee oorzaken aan te wijzen. De zuurstoftoevoer door de diffusieprocessen zal niet meer helemaal veronachtzaamd kunnen worden. Tevens zijn in de eindberekening van hoofdstuk XI aanwijzingen aanwezig, dat in verband met het 'ouder zijn' van de B.O.D. naar buiten toe de reactiesnelheden daar ook lager zullen liggen. Dit feit kan een vrij sterke invloed uitoefenen op het berekende resultaat. Voor de berekeningen van hoofdstuk XI is dit gebied niet meer interessant. Pas bij de metingen in de toekomst, na de realisatie van de veenkoloniale leiding, zal nauwkeuriger kunnen worden vastgesteld, of de hogere waarden naar buiten toe reëel zijn, dan wel het gevolg zijn van genoemde invloeden. Overigens worden in de literatuur grote schommelingen vermeld in de gevonden waarden voor de reaëratiecoëfficiënten bij duplobepalingen. Om enige reserve in de berekeningen van de toekomstige zuurstoftoestand te verkrijgen, zullen voor het buitengebied de waarden voor de reaëratiecoëfficiënten naar beneden worden afgerond. De in tabel XXI vermelde coëfficiënten zullen voor de berekeningen in hoofdstuk XI worden toegepast.

TABEL XXI

De voor de berekeningen in hoofdstuk XI gebezigde afgeronde waarden voor de reaëratiecoëfficiënten over de lengterichting van het Eems-estuarium. Temperatuur 20 °C. Eenheden g/m^3 per etmaal per procent onderverzadiging.

Segment	19	18	17	16	15	14	13	12	11
k_2	0,08	0,08	0,07	0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05

HOOFDSTUK X

DE BEREKENING VAN DE DIFFUSIECOËFFICIËNTEN DE TOEPASBAARHEID VAN DE THEORETISCHE OPZET

I. DE BEREKENING IN DE VERONDERSTELLING DAT DE ZOUTTOESTAND ZOU ZIJN TE BEPALEN ONDER STATIONAIRE VERHOUDINGEN

Zoals in de theoretische beschouwingen reeds naar voren werd gebracht (hoofdstuk IV), zullen onder de in Nederland geldende klimatologische verhoudingen slechts zeer zelden toestanden kunnen worden gemeten die de stationaire benaderen. De juiste grootte van de diffusiecoëfficiënten dient daarom bij de niet-stationaire omstandigheden in een trapsgewijs uitgevoerde berekening te worden bepaald. Toch is een inleidende behandeling van de berekening van de diffusiecoëfficiënt opgezet, uitgaande van denkbeeldige stationaire verhoudingen. Hiervoor zijn twee redenen aan te geven:

a. door deze berekeningsopzet wordt ten duidelijkste aangetoond, dat stationaire verhoudingen in de praktijk zelden worden aangetroffen;

b. met deze berekeningsopzet kan de orde van grootte van de coëfficiënten op verschillende plaatsen in het estuarium worden vastgesteld.

Met het eerste punt wordt aangegeven, dat de in de literatuur gebezigde coëfficiënten vaak op onjuiste wijze zijn bepaald (zie o.m. 70). Punt b. is van betekenis, omdat de trapsgewijs uitgevoerde berekening wordt vereenvoudigd. Deze leidt daardoor sneller tot het eindresultaat. In het hiernavolgende zal zelfs blijken, dat de mede door argumentering afgeleide coëfficiënten reeds een vrij goede indruk geven van de werkelijke toestand.

De berekening onder stationaire verhoudingen is met de formule II, hoofdstuk IV uitgevoerd. Voor de berekeningen dienen bekend te zijn:

de zoutgradiënten,

de zoetwateraanvoeren, passend bij deze gradiënten en

de natte doorsneden.

I.1 *De benaderde zoutgradiënten*

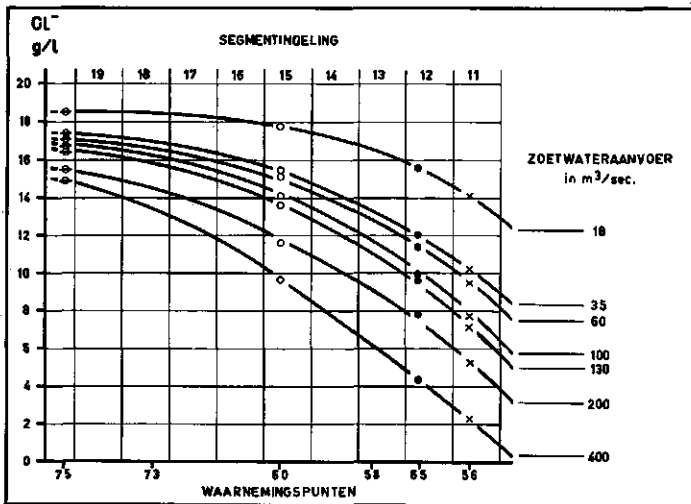
Om de zoutgradiënten te benaderen, is gebruik gemaakt van de lijnen die het jaarverloop van het zoutgehalte geven op de waarnemingspunten 56, 65, 60 en 75 (figuur 18). Tabel XXII vat als voorbeeld de afgelezen waarden samen voor het geval dat, telkens in verschillende perioden onder de omstandigheden van halftij, bij Reide een gehalte van 7,7 g/l Cl^- werd gemeten.

TABEL XXII

Samenhang van de chloridegehalten in de lengterichting van het estuarium. Berekeningsvoorbeeld voor een chloridegehalte op w.p. 56 van 7,7 g/l. Zoetwateraanvoer zie tabel III A. Aflezing der gegevens uit figuur 18 in g/l.

dag van aflezing		w.p. 56	w.p. 65	w.p. 60	w.p. 75
20 april	1959	7,7	9,7	13,7	16,2
5 oktober	1960	7,7	10,4	14,3	17,1
20 juni	1961	7,7	10,2	14,1	16,6
18 augustus	1961	7,7	10,4	14,5	16,8
16 september	1961	7,7	9,7	13,8	15,7
29 oktober	1961	7,7	9,6	14,5	17,5
gemiddeld		7,7	10,0	14,2	16,7

De gevonden cijfers vertonen enige speling, hetgeen te verwachten is, daar de aflezings telkens op willekeurige momenten gebeurden. Van ekwivalente toestanden is hierbij geen sprake. Uit figuur 18 kan worden opgemaakt, dat het zoutgehalte in het estuarium zich op 20-4-1959 in opgaande lijn bewoog, op 5-10-1960 in dalende, terwijl in 1961 een dalende, een overgangstoestand tussen daling en stijging en een opgaande lijn werd vastgelegd. In eerste instantie werd daarom verwacht, dat de gemiddelde waarden voor de verschillende waarnemingspunten een gradiënt zouden geven, passend bij een stationaire toestand. Op dezelfde wijze als hier beschreven zijn de gradiënten berekend, behorend bij andere toestanden van opperwateraanvoer. Ze zijn uitgebeeld in figuur 39.



Figuur 39. Zoutgradiënten van denkbeeldige stationaire verhoudingen in het estuarium met bijbehorende zoetwateraanvoeren. De gehalten zijn afgelezen van de grafisch vereffende lijnen die in fig. 18 het jaarverloop op vier plaatsen in het estuarium weergeven.

In deze figuur is de 'gaping' tussen de gradiënt voor een zoetwateraanvoer van gemiddeld $35 \text{ m}^3/\text{sec.}$ en die voor $18 \text{ m}^3/\text{sec.}$ opvallend. Er is in dit traject van zoetwateraanvoer geen regelmatige toe- of afnemning van de zoutgehalten, zoals dat bij de hogere zoetwateraanvoeren wel het geval is. De gradiënt voor een zoetwateraanvoer van $18 \text{ m}^3/\text{sec.}$ werd verkregen uit het cijfermateriaal verzameld in de droge zomer van 1959. Bij nadere bestudering van figuur 18 blijkt, dat in november van dat jaar bij gedurende een half jaar constant blijvende lage rivierafvoeren ongeveer een stationaire toestand werd bereikt. Hieruit kan reeds de conclusie worden getrokken, dat het in het algemeen zeer veel tijd neemt, alvorens het estuarium zich via de diffusieprocessen heeft aangepast aan de constante lage afvoer. Dit geldt ook voor de hoge afvoeren. De benodigde aanpassingstijd is door wisselingen in het klimaat nooit aanwezig. Om deze reden zijn de door het cijfermateriaal vastgestelde zouttoestanden als 'schijnbare stationaire toestanden' te zien.

1.2 De zoetwateraanvoer

De zoetwateraanvoer naar het estuarium is te vereenzelvigen met de opperwateraanvoer van de rivier. In grote lijnen is deze opvatting juist. Kleinere correcties zouden aangebracht moeten worden voor b.v. de directe regentoevoer naar het estuarium, de verdamping, eventuele kwelverliezen enz. Aangetoond kan worden, dat de zoetwateraanvoer van de rivier verreweg de grootste zoetwaterbron is. Naast de rivier wordt ook nog water door de aan weerszijden van het estuarium liggende polders op de zeearm uitgeslagen.

De gegevens van de in de Eems (stuw te Versen) gemeten waterhoeveelheden werden beschikbaar gesteld door de Wasser- und Schifffahrtsdirektion te Aurich. In Leer ontvangt de Eems zoet water uit de zijrivier de Leda; ook wordt door andere kleine riviertjes beneden Versen water op de Eems afgevoerd. De kwantiteit hiervan wordt van Duitse zijde benaderd op 47% van de Eemsafvoer bij Versen. De wateruitslag van Nederlandse zijde heeft in hoofdzaak plaats via de Westerwoldse A (metingen van de Directie Waterhuishouding en Waterbeweging van de Rijkswaterstaat), het Eemskanaal (metingen van de Provinciale Waterstaat Groningen) en de afwateringskanalen van de Waterschappen Duurswold, Fivelingo en Reiderland. In tijden van waterafvoer kunnen deze waterhoeveelheden worden gesteld op 10% van de afvoer van de Eems bij Versen.

In eerste instantie werd gemeend, dat de verschillende stationaire toestanden zich ten aanzien van het moment van afvoer vertraagd zouden instellen. De vertragsingsperiode zou ca. 3 weken bedragen. Om deze te vinden werden uit de afvoergrafieken gemiddelden bepaald van de eerste decade, van de eerste en tweede decade tezamen en van de eerste, de tweede en de derde decade tezamen, voorafgaand aan de verschillende data van aflezing der zoutgradiënten. De afvoeren, gemiddeld over twee decaden, bleken beter overeen te stemmen (zie tabel XXIII).

Tabel XXIII geeft als voorbeeld een benadering van de waterhoeveelheid behorend bij de gemiddelde zoutgradiënt, welke werd berekend in tabel XXII.

TABEL XXIII

Benadering van de oppervlakaanvoer in m³/sec., behorend bij de zoutgradiënten van tabel XXII.

voorafgaand aan		gemiddelden van				
		1ste decade	2e decade	3e decade	1ste en 2e decade	1ste, 2e en 3e decade
20 april	1959	70	51	58	61	60
8 oktober	1960	28	60	47	44	45
20 juni	1961	68	80	56	74	68
15 augustus	1961	44	50	60	47	51
17 september	1961	75	46	110	61	77
29 oktober	1961	88	43	28	66	53
gemiddeld		62	55	60	59	59

In dit geval is nog een redelijke overeenkomst tussen de gemiddelde afvoeren in de eerste decade en in de tweede decade aanwezig. In andere gevallen schommelden de gemiddelden van de 1ste, de 2de en de 3de decade zeer sterk. Er bleek een aanvaardbare overeenstemming te bestaan, indien de gemiddelden van 2 decaden tezamen werden vergeleken. Voor de vergelijking van de waterhoeveelheden, behorend bij de verschillende zoutgradiënten, is daarom het gemiddelde bepaald over 2 decaden van afvoer voorafgaand aan de datum, waarop de aflezing in figuur 18 geschiedde.

De zoetwaterafvoer van de Eems, de Leda en de Nederlandse polders is te berekenen door de Eemsaflow met 1.6 te vermenigvuldigen. De aldus benaderde gemiddelde afvoeren zijn vermeld in figuur 39.

1.3 De natte doorsnede

De natte doorsneden zijn gemeten met behulp van de zeekaarten nr. 1460 en nr. 1555 (72) en zijn grafisch weergegeven in figuur 11.

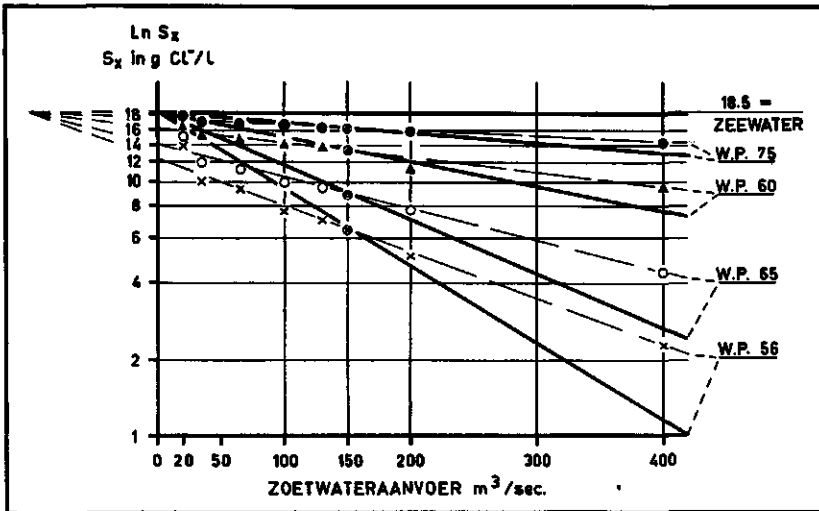
1.4 De benaderde diffusiecoëfficiënten

Zouden de verkregen gegevens aangaande de zouttoestand en de bijbehorende zoetwateraanvoer representatief zijn voor verschillende stationaire toestanden dan zou, zoals uit de theoretische beschouwingen is gebleken, een rechtlijnig verband moeten worden gevonden tussen de logaritme van de chlorideconcentratie en de berekende zoetwateraanvoer (hoofdstuk IV, formule 11),

$$\ln S(x) = -I(x)R + \ln S_{zee}$$

Figuur 40 geeft het gevonden verband weer.

De berekende punten blijken voor de vier verschillende plaatsen in het estuarium op rechte lijnen te liggen die elkaar in een punt $-100 \text{ m}^3/\text{sec.}$ snijden bij een gehalte



Figuur 40. Het verband tussen de natuurlijke logaritme van de zoutconcentratie ($\ln S_x$) en de zoetwateraanvoer (R) voor vier verschillende plaatsen in het estuarium (w.p. 56, 65, 60 en 75)
 ————— benaderde stationaire toestand;
 - - - - - schijnbare stationaire toestand.

van 18,5 g/l Cl^- , het chloridegehalte van zeewater. Een volledige verzouting van het estuarium zou volgens deze grafische voorstelling optreden bij een zoetwateraanvoer van $-100 \text{ m}^3/\text{sec.}$, een situatie die irreëel is. In de stationaire toestand moet nl. het estuarium volledig verzout zijn bij een rivierafvoer van $0 \text{ m}^3/\text{sec.}$ Hiermede is reeds aangetoond, dat de gevonden gradiënten en de berekende zoetwateraanvoeren schijnbaar stationaire toestanden voorstellen en daarom niet gebruikt kunnen worden voor een accurate berekening van de diffusiecoëfficiënten.

Om de trapsgewijze berekening uit te kunnen voeren onder niet stationaire verhoudingen is het van betekenis, de diffusiecoëfficiënten bij benadering te kennen. Hierdoor wordt het rekenwerk vereenvoudigd. Voor dit doel hebben de in figuur 40 verzamelde gegevens nog wel betekenis. Er zijn nl. in de figuur voor elke plaats in het estuarium twee punten aan te wijzen die ten aanzien van de gezochte stationaire toestand een goede tot redelijke betrouwbaarheid bezitten. Deze zijn:

1. het punt liggend op de verticale as, dus bij een zoetwateraanvoer van $0 \text{ m}^3/\text{sec.}$, waarbij het estuarium volledig verzout is (18,5 g/l Cl^-), en
2. het punt bij de gemiddelde zoetwateraanvoer van ca. $150 \text{ m}^3/\text{sec.}$, waarbij de meeste metingen werden verricht.

Om de gemiddelde toestand bewegen zich steeds de zoutgehalten, indien de zoetwateraanvoer van hogere naar lagere waarden daalt, of van lagere naar hogere stijgt. Gezien de waarneming in de droge zomer en herfst van 1959, aangaande de lange tijd nodig voor het instellen van een stationaire toestand, kan worden gesteld, dat in vergelijking tot de 'ware' stationaire toestand bij de lage zoetwateraanvoeren steeds

te lage zoutgehalten worden gevonden en bij de in het algemeen kortstondig hoge afvoeren steeds te hoge.

De twee aldus beredeneerde punten maken het trekken van de rechten, die een goede benadering van de zoutgehalten van de gezochte stationaire toestanden aangeven, mogelijk. Uit de hellingshoek van deze rechten met de horizontale as is voor elke plaats $I(x)$ te bepalen. Uit deze grootte is daarna de diffusiecoëfficiënt K op eenvoudige wijze te berekenen. In tabel XXIV zijn de aldus berekende diffusiecoëfficiënten voor vier plaatsen weergegeven.

TABEL XXIV

Waarden der diffusiecoëfficiënten benaderd met behulp van de getrokken rechten in figuur 40.

waarnemingspunt	K
56	120
65	180
60	250
75	340

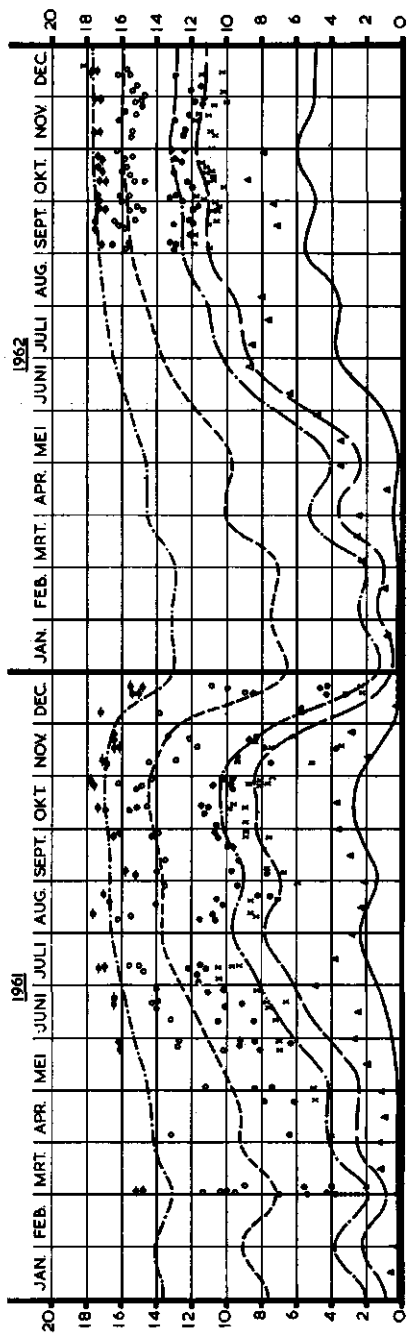
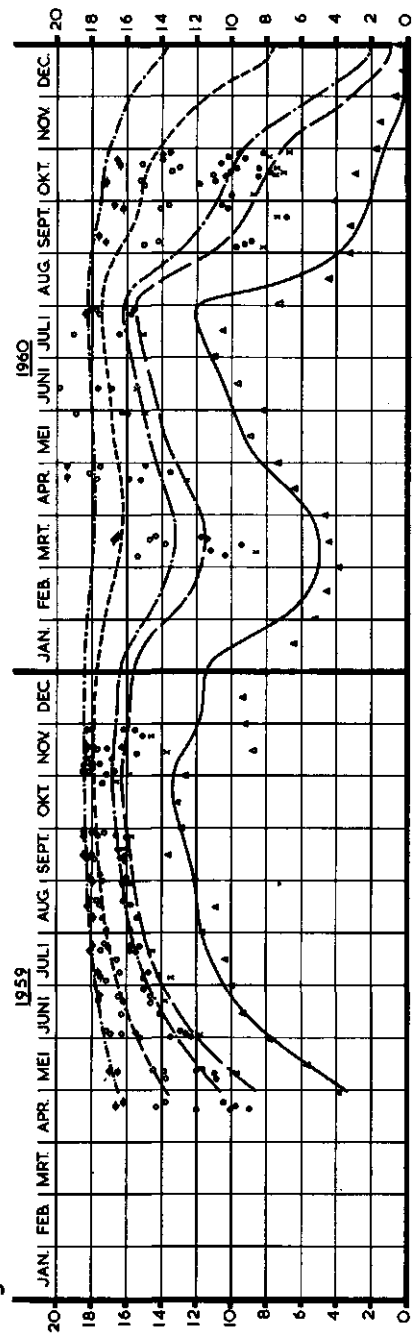
In de volgende paragraaf zal blijken, dat deze benadering reeds een vrij redelijk beeld van de werkelijke grootte van deze coëfficiënten geeft.

2. DE BEREKENING VAN DE DIFFUSIECOEFFICIËNTEN MET BEHULP VAN DE TRAPSGEWIJS UITGEVOERDE BEREKENINGSMETHODIEK

Het is in feite dus niet mogelijk, de grootte van de diffusiecoëfficiënten onder stationaire verhoudingen voldoende accuraat te berekenen. Om dit te kunnen doen, dient van de trapsgewijs uitgevoerde berekeningsmethodiek met behulp van een computer gebruik te worden gemaakt. Zodanige berekeningen werden onder supervisie van de heer G. C. V. DAM. (Fysische afdeling van de Directie Waterhuishouding en Waterbeweging in de Rijkswaterstaat) uitgevoerd. De opzet van de berekeningsmethodiek, de behandeling van het materiaal en de uitkomsten zullen worden gerapporteerd in een nota (69), welke in bewerking is. De berekeningen werden uitgevoerd met formule 15, hoofdstuk IV. Als diffusaat werd het keukenzout gekozen dat in het estuarium in overvloed aanwezig is. Door metingen in de jaren 1959 t/m 1962 (figuur 18), is de gang van het zoutgehalte in het estuarium bekend en het is interessant na te gaan of het berekende resultaat, verkregen door berekeningen met de computer onder niet-stationaire verhoudingen, de gemeten schommelingen over vier jaren dekt.

Voor de programmering van de computer werd uitgegaan van de gemiddelde zoutgradiënt op 1 mei 1959. De gemiddelde maandelijkse zoetwateraanvoeren werden uit de gemiddelde dagafvoeren van de Eems berekend. De diffusiecoëfficiënten waren in inleidende berekeningen met de computer, uitgaande van de benaderde waarden in

CL⁻ g/l



tabel XXIV, reeds nauwkeuriger vastgesteld. In figuur 41 geven de punten de op verschillende tijdstippen gemeten waarden voor het zoutgehalte op verschillende plaatsen in het estuarium (zie ook figuur 18). De in figuur 41 getekende lijnen daarentegen tonen het verloop van de in de computer onder gebruikmaking van de eerdergenoemde diffusiecoëfficiënten berekende zoutgehalten.

In bepaalde perioden blijkt een uitstekende overeenstemming tussen het gemeten en het berekende resultaat te bestaan, in andere perioden is die overeenstemming minder goed aanwezig. Zoals in hoofdstuk IV reeds is vermeld, is een verschil geconstateerd in de grootte van de diffusiecoëfficiënten in gemiddeld droge en in gemiddeld natte tijden. De bij de computerberekeningen toegepaste coëfficiënten zijn die, behorende bij de gemiddelde droge weersomstandigheden. Deze waarden liggen ca. 30% lager dan die op dezelfde manier berekend voor gemiddeld natte weersomstandigheden (zie figuur 42). Als gevolg van de keuze van de coëfficiënten is de overeenstemming tussen de berekende en de gemeten zoutgehalten onder gemiddeld droge weersomstandigheden meer bevredigend, dan onder gemiddeld natte weersomstandigheden.

In het verloop van de diffusiecoëfficiënten over de lengterichting van het estuarium, zowel onder omstandigheden van lage als van hoge afvoeren (figuur 42), valt duidelijk het effect van een vloedkom, zoals de Dollard, op. Zou deze niet aanwezig zijn, dan zou een geleidelijk verloop van de diffusiecoëfficiënten worden geconstateerd.

Bij de beoordeling van de uiteindelijke verdeling, die het veenkoloniale afvalwater na lozing in het estuarium zal ondergaan, zal met de variabiliteit van de diffusie-

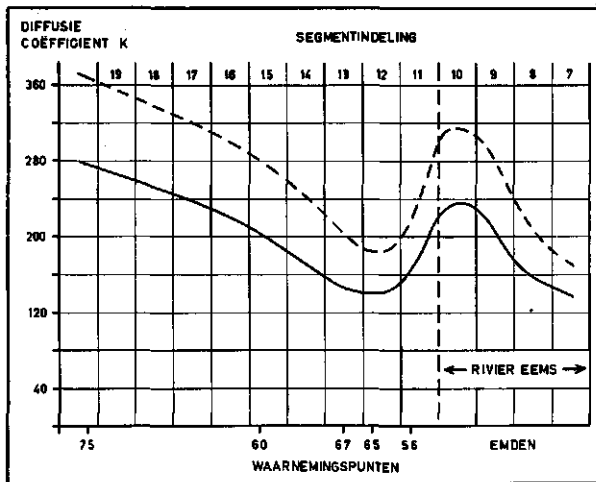
◀ **Figuur 41** Vergelijking van het gemeten en het berekende verloop van het zoutgehalte in het estuarium onder niet-stationaire verhoudingen.

Figure 41 Comparison of the measured and calculated distribution of the salt content in the estuary under varying conditions.

De berekeningen werden uitgevoerd met formule 15, vermeld in hoofdstuk IV. Uitgegaan werd van de gemiddelde zoutgradiënt op 1 mei 1959. De gemiddelde zoetwateraanvoeren werden berekend uit de gemiddelde maandafoeren van de rivier (tabel III A en hoofdstuk X). In de berekeningen werden alleen de waarden voor de diffusiecoëfficiënten, geldend voor de droge weersomstandigheden, gebruikt. Een volledige overeenstemming tussen de berekende en de gemeten resultaten kan worden bereikt door toepassing van twee stelsels van diffusiecoëfficiënten, nl. die voor de droge en voor de natte weersomstandigheden (zie figuur 42).

The calculations were carried out with the help of equation 15 in chapter IV. The line of the average salt content on 1 May 1959 was taken as a basis for the calculations. The average fresh water flows were calculated from monthly averaged flow-figures of the river. For the calculations, only values of the diffusion coefficients for dry weather conditions were used. Complete agreement between the calculated and measured results can only be obtained by applying two values for the diffusion coefficients, one for dry and the other for wet weather conditions (see figure 42);

gemeten verloop		berekend verloop	
measured distribution		calculated distribution	
⊕ ⊕ ⊕	w.p. (o.p.) 75	—●—■	
○ ○ ○	w.p. (o.p.) 60	— — —	
• • •	w.p. (o.p.) 65	— • —	
x x x	w.p. (o.p.) 56	— — —	
Δ Δ Δ	Pogum	— — —	



Figuur 42 Diffusiecoëfficiënten over de lengterichting van het estuarium, berekend met de computer onder niet-stationaire verhoudingen.

Figure 42 Diffusion coefficients along the estuary, calculated with the help of an electronic computer for varying conditions.

————— droge weersomstandigheden *dry weather conditions*
 - - - - - natte weersomstandigheden *wet weather conditions*.

coëfficiënt rekening moeten worden gehouden. Het is aangewezen, de berekeningen met de lage K-waarden uit te voeren. Hierdoor wordt de situatie voor de minst gunstigste omstandigheden in beschouwing genomen.

3. DE TOEPASBAARHEID VAN DE THEORETISCHE BEREKENINGSOPZET

De goede overeenstemming tussen de berekende en de gemeten zoutgehalten demonstreert, dat het bij gebruik van de juiste diffusiecoëfficiënten mogelijk is, met de gebezigde berekeningstechniek de beweging van het zoutgehalte in het estuarium op accurate wijze te beschrijven. Hiermede is het bewijs geleverd van een juiste theoretische opzet voor het geval dat het diffusaat een opgeloste niet-aantastbare stof is.

HOOFDSTUK XI

DE TE VERWACHTEN MINIMUMZUURSTOFTOESTAND IN HET ESTUARIUM TIJDENS DE CAMPAGNE VAN DE AARDAPPELMEELFABRIEKEN

I. DE GRONDSLAGEN VOOR DE BEREKENINGEN

Om bij de beoordeling van de zuurstoftoestand van het estuarium na realisatie van de veenkoloniale afvalwaterleiding geen geflatteerd beeld te verkrijgen, zijn de berekeningen uitgevoerd onder gebruikmaking van een aantal factoren die aan de veilige kant zijn gekozen.

Maatgevend voor de beoordeling is het eerste gedeelte van de aardappelmeelcampagne, vallend in de maand september, wanneer de watertemperaturen nog hoog zijn. Deze kunnen in september nog gemiddeld 17°C bedragen. Het is daarom nodig voor het bepalen van de verschillende factoren die in de berekeningen worden gebezigd, een temperatuur van minstens 17°C aan te nemen. In verband met de voor de standaardbepaling van de B.O.D. te gebruiken temperatuur van 20°C , is deze ook voor alle berekeningen aangehouden.

Als zoetwataaraanvoer naar het estuarium werd in vergelijking met de gemiddelde jaarlijkse zoetwataaraanvoer van ca $150\text{ m}^3/\text{sec.}$, de aanzienlijk lagere waarde van $50\text{ m}^3/\text{sec.}$ gekozen die in september vaak kan voorkomen. Extreem lage afvoeren van de rivier, zoals gemeten in 1959 (ca. $20\text{ m}^3/\text{sec.}$), komen in het algemeen in het najaar gedurende slechts korte tijd voor. Bovendien overtreft bij de lage afvoeren het diffusieve transport dat van het advectieve in zodanige mate, dat berekeningen opgezet met zoetwataaraanvoeren van 20 en $50\text{ m}^3/\text{sec.}$ slechts kleine verschillen in de uitkomsten zullen geven.

De berekeningen met de computer zijn uitgevoerd met formule 15 uit hoofdstuk IV. Voor de diffusiecoëfficiënten zijn waarden gekozen, berekend voor droge weersomstandigheden (hoofdstuk X, figuur 42).

De gebruikte afmetingen van het estuarium zijn samengevat in figuur 11.

Een opsomming van de door de leidingen af te voeren hoeveelheden afvalstoffen werd gegeven in de hoofdstukken II en IX. De bestaande leidingen bij Delfzijl voeren gedurende de campagne ca. 50 ton B.O.D.₅ per etmaal af (tabel XVIII). Enerzijds kan deze belasting in de nabije toekomst toenemen door de vestiging van nieuwe industrieën, anderzijds bestaat de mogelijkheid van een afneming van deze belasting, als het fabricagewater van de Fries Groningse suikerfabriek via de leiding Hoogkerk-Wadden zou worden getransporteerd.

De veenkoloniale leiding zal met het afvalwater gedurende de campagne een verontreinigend vermogen van 420 ton B.O.D.₅ per etmaal naar het estuarium transpor-

teren (tabel I). Voor zover thans te overzien, kan deze belasting op tweeërlei wijze een verlaging ondergaan:

a. bij een aantal fabrieken kunnen de bergbassins worden gehandhaafd, zodat een gedeelte van het fabricagewater van deze fabrieken na het beëindigen van de campagne kan worden afgevoerd;

b. indien de eiwitwinning uit fabricagewater van de aardappelmeelfabriek een ruimere toepassing zou verkrijgen, zou de totale belasting gedurende de campagne afnemen.

Het is niet waarschijnlijk, dat het verontreinigend vermogen in de Veenkoloniën nog in betekende mate zal toenemen.

Gedurende de aardappelmeelcampagne van het jaar 1961 onderging het estuarium een gemiddelde belasting van 200 ton B.O.D.₅ per etmaal, waarvan rond 70 ton per etmaal door de Westerwoldse A bij Nieuwe Statenzijl werd aangevoerd en rond 130 ton per etmaal door het Eemskanaal en de leidingen bij Delfzijl.

Als reactiesnelheden van de B.O.D.-reactie werden de gemiddelde snelheden van het strokartonafvalwater en het fabricagewater gekozen die vermeld zijn in tabel XV, nrs. 2 en 3. Met deze snelheden werd een e-functie benaderd (hoofdstuk VIII, 2.1) en de bij deze snelheid van afbraak behorende nepereringstijd berekend. Door de keuze van de relatief lage reactiesnelheden zal een waarschijnlijk iets te hoge rest-B.O.D.₅ worden gevonden.

Door de grote verblijftijd in het estuarium zal de B.O.D._{C+N} worden afgebroken. In de berekeningen is het daarom nodig deze grootte voor de verschillende soorten water te kennen. Bij het onderzoek van de fabrieken en de oppervlaktewateren werd steeds de B.O.D.₅ bepaald. In hoofdstuk VIII, 3.7.5 zijn de resultaten van het onderzoek naar het verband tussen de B.O.D.₅ en de B.O.D._{C+N} van de verschillende wateren samengevat. Gevonden werd voor:

het fabricagewater	}	B.O.D. _{C+N} = 2 × B.O.D. ₅ ,
het strokartonafvalwater		
het rottend oppervlaktewater		
het estuariumwater		
		B.O.D. _{C+N} = 2,4 × B.O.D. ₅ .

Voor de omstandigheden van het najaar werd in het estuariumwater een natuurlijke B.O.D.₅ van 1,7 mg/l benaderd (hoofdstuk IX, 2.4).

De te gebruiken waarden voor de reaëratiecoëfficiënten zijn samengevat in hoofdstuk IX, 5.5. Voor het binnengebied is voor deze coëfficiënten geen reserve berekend wegens de goede overeenstemming in de berekeningsuitkomsten van de verschillende segmenten; in het buitengebied zijn de coëfficiënten een weinig naar beneden afgerond.

2. BEREKENINGSVOORBEELD VAN EEN DENKBEELDIGE LOZING VAN ORGANISCHE STOF OP HET LOZINGSPUNT LANDPUNT VAN REIDE (W.P. 56)

Om de lezer in te leiden in de uitkomsten van de rekentechniek, is dit voorbeeld als een vereenvoudigd geval gekozen. Uitgegaan is van een denkbeeldige continue

TABEL XXV

Berekeningsvoorbeld van een denkbeeldige lozing van 470 ton B.O.D.₅ per etmaal bij Reide (w.p. 56) overeenkomend met 940 ton B.O.D.₅C+N. Berekening van de verdeling van de B.O.D.₅C+N over het estuarium als (A) de organische stof een niet-afbreekbare stof is, en van de resterende B.O.D.₅C+N en de B.O.D.₅ als (B) de organische stof aan afbraak onderhevig is.
 Computerberekening. Lozing in vak 11. Rekeninghoofden: dt = 10.800 sec.; belasting 1 kg/dt = 8 kg/etm.; R = 50 m³/sec.; K-waarden behorend bij lage afvoeren; τ = 890 000 sec.

Segmenten	19	18	17	16	15	14	13	12	11	
A. als niet-afbreekbare stof										
1. met de computer berekende verdeling van de geïnjecteerde stof	(mg/l × 10 ⁻⁶)	10,9	13,7	16,6	20,0	24,4	30,9	40,9	54,1	67,9
2. lozing 940 ton B.O.D. ₅ C+N 940 000/8 × computerwaarde	(mg/l)	12,8	16,1	19,5	23,5	28,7	36,3	48,1	63,6	79,7
B. als organische stof onderhevig aan afbraak										
3. met de computer berekende verdeling van de geïnjecteerde stof na afbraak	(mg/l × 10 ⁻⁶)	0,566	0,830	1,21	1,78	2,80	4,78	8,75	15,8	26,3
4. lozing 940 ton B.O.D. ₅ C+N 940 000/8 × computerwaarde	(mg/l)	0,67	0,98	1,42	2,09	3,29	5,62	10,28	18,57	30,90
5. berekend als B.O.D. ₅ (B.O.D. ₅ C+N × 1/2,4)	(mg/l)	0,28	0,41	0,59	0,87	1,37	2,34	4,28	7,74	12,88
6. resterende stof in procenten van de niet-afbreekbare, uitgedrukt als B.O.D. ₅ C+N	(%)	5	6	7	9	11	15	21	29	39
7. gemiddelde verblijfsduur van de organische stof	(dagen)	31	28	27	24	22	19	16	12	9

lozing van de totale hoeveelheid afvalwater op de landpunt van Reide, terwijl wordt aangenomen dat elders in het estuarium geen afvoer van afvalstoffen plaatsvindt. Het resultaat van de berekening met behulp van de computer is in tabel XXV gegeven. De continue lozing werd in de computer nagebootst door per berekeningsstap dt 1 kg 'stof' te doen injecteren. In dit geval werd $dt = 10\ 800$ sec. gekozen, waardoor in de berekeningen 8 kg per etmaal werd 'geloosd'. De door de computer berekende verdeling van de B.O.D._{C+N} in de veronderstelling, dat geen afbraak van de organische stof plaatsvindt, is vermeld in regel 1 van tabel XXV, terwijl in regel 2 de waarden voor de lozing op de landpunt van Reide zijn berekend.

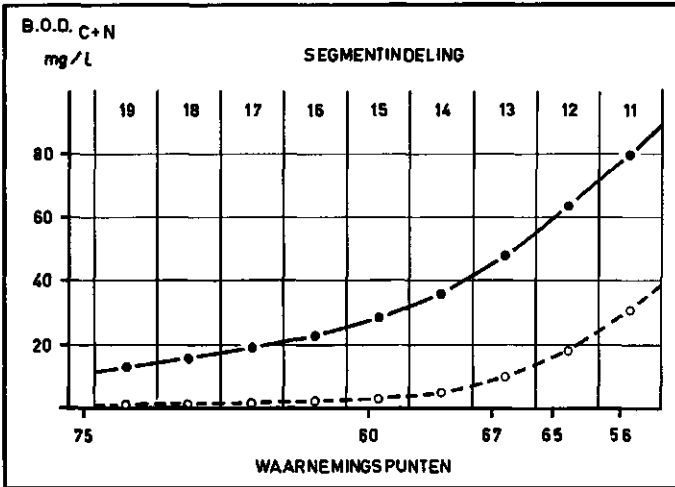
In regel 3 is bij een aangenomen belasting van 8 kg/etm. de verdeling van de resterende B.O.D._{C+N} na afbraak gegeven, terwijl regel 4 weer de situatie van de lozing bij Reide vermeld. De berekeningsopzet van deze laatste verdeling vereist nog enige toelichting. In de figuren 28 en 29 is het verloop van de B.O.D.-curven van het strokartonafvalwater en van het fabricagewater gegeven. Uit deze curven is af te lezen aan welk deel van het biochemische zuurstofverbruik ten aanzien van de B.O.D._{C+N} in verschillende perioden van incubatie is voldaan. De voor beide curven door middel van verkregen waarden geven op enkel-logaritmisch papier uitgezet een zwak gebogen S-kromme. Er wordt slechts een kleine fout gemaakt, die zoals eerder reeds opgemerkt in de berekende uitkomst nauwelijks of niet is terug te vinden, als de licht gebogen S-kromme wordt vervangen door een rechte lijn die wordt gekarakteriseerd door het verband $\ln L_t/L = -kt$ (hoofdstuk VIII, 2.1). Om de helling van deze lijn aan te geven wordt in de computerberekening de nepereringstijd τ opgenomen. Dit is de tijd benodigd om de stof zover af te breken, dat nog het 1/e-de deel of afgerond 37% resteert. Met behulp van de rechte lijn werd de nepereringstijd vastgesteld op ruim tien dagen of 890 000 seconden.

Uit de verdeling van de na afbraak resterende B.O.D._{C+N} wordt vervolgens het berekende verloop van de B.O.D.₅ benaderd, met behulp van het verband

$$B.O.D._5 = B.O.D._{C+N} \times 1/2,4.$$

De in de tabel berekende verdelingen van de B.O.D._{C+N} zonder en met afbraak zijn eveneens gegeven in figuur 43. Aanvankelijk heeft in het binnengedeelte van het estuarium een sterke afneming van de concentratie aan niet-afbrekbare stof plaats; meer naar buiten is de afneming in relatie tot de lengterichting geringer. In feite geeft de lijn op iedere plaats de concentratie weer waarmee onder stationaire verhoudingen bij een zoetwateraanvoer van 50 m³/sec. het netto-transport van 940 ton niet-aantastbare stof naar zee plaatsvindt. Zou de denkbeeldige lozing te Delfzijl geschieden, dan zou de maximale concentratie (ca. 48 mg/l) ter hoogte van Delfzijl worden gevonden. Naar buiten zou eenzelfde verdeling als bij de lozing op de punt van Reide worden gemeten, omdat het netto-transport op dezelfde hoeveelheid stof betrekking heeft. Naar binnengaand zou de concentratie dan afnemen. Onder stationaire verhoudingen is het verloop aan de zeezijde van het lozingspunt ook te berekenen met formule 9a van hoofdstuk IV en dat in de richting landinwaarts met formule 9b.

Voor een lozing op de noordpunt van de Hond (w.p. 60) zou een maximale concentratie van bijna 29 mg/l worden gevonden. Naar buiten zou weer dezelfde concentratielijns worden gevolgd, naar binnengaand zou ook een verloop van afnemende concentraties ontstaan.



Figuur 43 Theoretische verdeling van een niet en wel aan afbraak onderhevige organische stof bij een denkbeeldige lozing van 940 ton B.O.D.C+N per etmaal bij Reide (w.p. 56).
 computerberekening;
 rekengrootheden zie tabel XXVI;
 ● — ● niet afbreekbare stof (B.O.D.C+N);
 ○ - - - ○ afbreekbare stof (resterende B.O.D.C+N).

Hetgeen hier voor de niet-afbreekbare stof is uiteengezet, blijft in hoofdlijnen ook voor een af te breken stof gelden. Er is één verschilpunt, zoals ook in paragraaf 4, figuur 45, van dit hoofdstuk is te zien. Door verschuiving van het lozingspunt naar buiten is er wel een kleine verhoging van de concentratie aan de na afbraak resterende stof; het zuurstofgehalte zal door een dergelijke verschuiving in lichte mate dalen.

Het geschetste beeld is van betekenis bij de keuze van de plaats van lozing. Indien mocht blijken, dat een lozing van afvalstoffen in het binnengedeelte een te grote belasting voor het zelfreinigende vermogen zou gaan betekenen, is te overwegen, de afvoer op een meer naar buiten gelegen punt te doen plaatsvinden. Een discussie aangaande de meest aangewezen plaats van lozing ligt buiten het bestek van dit onderzoek.

Het is tot nu toe niet mogelijk geweest, bij afbreekbare stoffen iets te zeggen over de gemiddelde verblijftijd en daarmee over de vraag, aan welk deel van de B.O.D.C+N in het estuarium moet worden voldaan. Het theoretische berekeningsresultaat van tabel XXV regel 6 laat zien, dat bij een lozing op de landpunt van Reide in de zeevaartse richting een steeds kleiner wordend deel van de B.O.D.C+N wordt aangetroffen. In segment 19 wordt in B.O.D.C+N uitgedrukt nog 5% van de waarde van de niet-afge-

TABEL XXVI

Berekening van de verdeling van de B.O.D.₅ over het estuarium in het najaar van 1961; vergelijking met de gemeten waarden. Belasting rond 70 000 kg/etm. B.O.D.₅ (= 140 000 kg/etm. B.O.D.₅C+N), geloosd bij Nieuwe Statenzijl en rond 130 000 kg/etm. B.O.D.₅ (= 260 000 kg/etm. B.O.D.₅C+N), geloosd bij Delfzijl.

Computerberekening. Rekeningrootheden: dt = 1800 sec.; belasting 1 kg/dt = 48 kg/etm.; zoetwateraanvoer gemiddeld 244 m³/sec.; K-waarden behorend bij hoge afvoeren; τ = 890 000 sec. Resultaten in mg/l.

Segmenten	19	18	17	16	15	14	13	12	11
verhoging B.O.D. ₅ C+N door lozing te Nieuwe Statenzijl	0,16	0,22	0,30	0,42	0,62	0,92	1,46	2,26	3,24
verhoging B.O.D. ₅ C+N door lozing te Delfzijl	0,44	0,60	0,82	1,12	1,60	2,42	3,82	2,22	1,28
totale verhoging B.O.D. ₅ C+N	0,60	0,82	1,12	1,54	2,22	3,34	5,28	4,48	4,52
totale verhoging als B.O.D. ₅ (B.O.D. ₅ C+N × 1/2,4)	0,25	0,34	0,47	0,64	0,93	1,39	2,20	1,87	1,88
natuurlijke B.O.D. ₅	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7
berekende B.O.D. ₅	2,0	2,0	2,2	2,3	2,6	3,1	3,9	3,6	3,6
gemeten B.O.D. ₅	1,8	1,9	2,05	2,2	2,4	2,75	3,4	3,75	3,5

broken stof gevonden. Met behulp van de in deze theoretische berekeningen gebezigde reactiesnelheden kan worden benaderd, dat voor het bereiken van een dergelijk lage waarde een afbraakduur van ca. dertig dagen nodig is. Hier is in feite de bevestiging verkregen van reeds eerder gedane uitspraken, dat in het estuarium moet worden voldaan aan de totale biochemische zuurstofbehoefte van zowel de koolstof- als de nitrificatietrap.

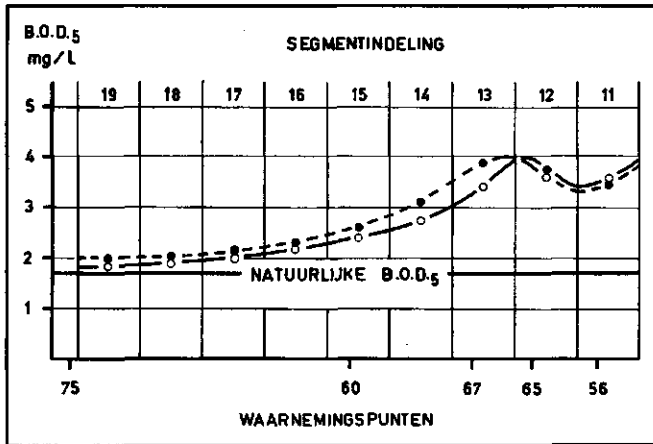
3. VERGELUKING VAN HET GEMETEN EN HET BEREKENDE VERLOOP VAN DE B.O.D.₅ IN HET ESTUARIUM GEDURENDE DE CAMPAGNE 1961

In hoofdstuk X werd het bewijs geleverd, dat de berekeningstechniek toegepast kan worden voor opgeloste stoffen. In deze paragraaf zal, aan de hand van de lozingsomstandigheden en het gemiddelde verloop van de B.O.D.₅ in het estuarium in het najaar van 1961 worden nagegaan, of de berekeningstechniek ook toe te passen is voor B.O.D.

In de campagne van het natte najaar van 1961 werd een gemiddelde zoetwateraanvoer van 244 m³/sec. berekend. De lozingen van afvalstoffen vonden plaats op twee lozingsplaatsen, te weten te Nieuwe Statenzijl rond 70 ton B.O.D.₅ per etmaal en te Delfzijl rond 130 ton per etmaal (tabel XVII en XVIII). Met behulp van de berekeningsopzet, zoals in paragraaf 2 van dit hoofdstuk is behandeld, is de verdeling van de B.O.D. voor elk der lozingsplaatsen afzonderlijk te berekenen. De uitkomsten kunnen worden gesommeerd en het verkregen resultaat aangaande de berekende verdeling kan worden vergeleken met de gemeten gemiddelde toestand. Tegen deze berekeningsopzet is één bezwaar aan te voeren. Terwijl in het estuarium op elke plaats een concentratie tot stand kwam onder invloed van de diffusie en de afbraak van de op beide lozingsplaatsen afgevoerde stof, wordt in de berekening de onderlinge beïnvloeding veronachtzaamd. Een eventuele afwijking hierdoor ontstaan, zal slechts klein zijn. De keuze voor deze opzet van de berekening was gewenst in verband met de eenvoudige programmering. Tabel XXVI vat de uitkomsten van de berekeningen en van de meetresultaten samen. Deze werden eveneens uitgebeeld in figuur 44.

In het gebied tussen de mond van de Dollard (w.p. 56) en Delfzijl (w.p. 67) is sprake van een goede overeenstemming tussen het gemeten en het berekende resultaat. Van Delfzijl naar buitengaand tot een plaats ter hoogte van de noordpunt van de Hond lopen de berekende en gemeten verdelingen iets uiteen. De berekende B.O.D.₅ werd op een iets hoger niveau gevonden. Het is de vraag of het verschil reëel is te achten. Mocht dit echter zo zijn, dan zou de mogelijke oorzaak kunnen worden toegeschreven aan drie factoren:

- a. de bepaling van de gemiddelde belasting. Zowel in de metingen van de gemiddeld afgevoerde waterhoeveelheden als van de gemiddelde B.O.D.₅-concentratie zijn foutenbronnen aanwezig;
- b. de gekozen reactiesnelheden van de B.O.D.-reactie (zie hoofdstuk VIII, 3.8);
- c. de slibbeweging.



Figuur 44 Vergelijking van de gemeten en de berekende verdeling van B.O.D.₅ gedurende de campagne 1961.

Figure 44 Comparison of the measured and calculated distributions of B.O.D.₅ during the campaign of the potato-flour mills in 1961.

- — ● gemeten measured
- - - - ○ berekend calculated.

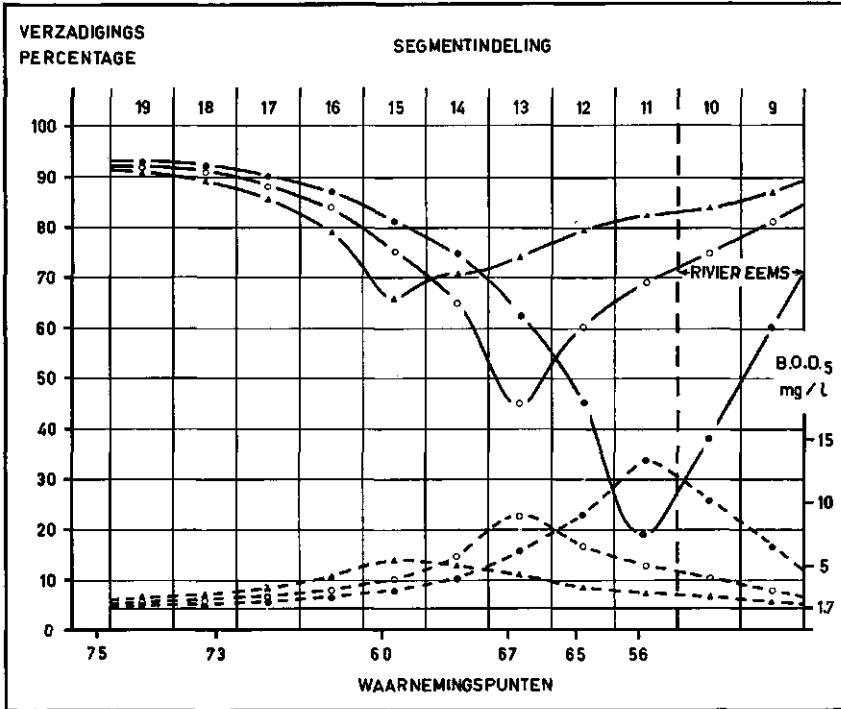
Door de biochemische oxydatieprocessen gaat een gedeelte van de organische stof over in actief slib. Het is niet uitgesloten, dat dit slib zich door het landinwaartse transport aan de metingen heeft onttrokken. Desalniettemin kan worden geconcludeerd, dat het berekende resultaat op zeer redelijke wijze overeenstemt met de gemeten toestand.

Uit het bovenstaande blijkt, dat de gekozen berekeningsopzet eveneens is toe te passen voor de beschrijving van de verdeling van de organische stof onderhevig aan biochemische afbraak en uitgedrukt als B.O.D.

4. BEREKENING VAN HET VERLOOP VAN DE B.O.D.₅ EN DE ZUURSTOFVERZADIGINGSPERCENTAGES IN HET ESTUARIUM ONDER DE TOEKOMSTIGE OMSTANDIGHEDEN VAN LOZING VAN HET VEENKOLONIALE AFVALWATER OP DRIE VERSCHILLENDE DENKBEELDIGE LOZINGSPLAATSEN

Na realisatie van de veenkoloniale afvoerleiding zal deze gedurende de campagne 420 ton B.O.D.₅ per etmaal naar het estuarium transporteren, terwijl door de leidingen bij Delfzijl rond 50 ton B.O.D.₅ per etmaal op het estuarium wordt afgevoerd. In paragraaf I van dit hoofdstuk is de verwachting uitgesproken, dat om verschillende redenen deze belasting niet zal worden overschreden.

Om een juist inzicht te verkrijgen in de meest gunstige plaats van lozing van het veenkoloniale afvalwater, zijn de berekeningen aangaande de verdeling van de B.O.D.₅ en de te verwachten zuurstoftoestand opgezet voor drie denkbeeldige lozingsplaatsen, te weten de landpunt van Reide (w.p. 56), Delfzijl (w.p. 67) en de noordpunt van de



Figuur 45 Het te verwachten verloop van de B.O.D.₅ en van de zuurstofverzadigingspercentages gedurende de campagne van de aardappelmeelfabrieken.

Figure 45 The calculated distribution of the B.O.D.₅ and of the oxygen content during the campaign of the potato-flour mills.

Toekomstige belasting van het estuarium met afvalstoffen afkomstig van de bestaande leidingen bij Delfzijl (50 ton B.O.D.₅ = 100 ton B.O.D._{C+N} per etmaal) en van de veenkoloniale afvalwaterleiding (420 ton B.O.D.₅ = 840 ton B.O.D._{C+N} per etmaal). Denkbeeldige afvoer van de laatstgenoemde afvalwaterleiding op drie lozingsplaatsen. Berekening van de verdeling van de B.O.D.₅ met formule 15, hoofdstuk IV met behulp van een computer. Gemiddelde zoetwateraanvoer 50 m³/sec. Diffusiecoëfficiënten behorend bij de lage afvoeren (figuur 42).

Snelheid van de B.O.D.-reactie tabel XV, nrs. 2, 3. Aëratiecoëfficiënten tabel XXI

Future load of the estuary by wastes from the existing pipe lines at Delfzijl (50 tons of B.O.D.₅ or 100 tons of B.O.D._{C+N} daily during the campaign) and from the pipe line of the Veenkoloniën (420 tons of B.O.D.₅ or 840 tons of B.O.D._{C+N} daily during the campaign). Proposed outlet of the Veenkoloniën-pipe line at three possible sites. Calculation of the distribution of the B.O.D.₅ with the help of equation 15 chapter IV using a computer. Average fresh water flow 50 m³/sec. Diffusion coefficients for conditions of low flow (dry weather) – see figure 42 – were used.

Rate of the B.O.D.-reaction, see table XV, nrs. 2 and 3. Reaeration coefficients, see table XXI.

B.O.D. ₅	zuurstofverzadigings- percentage	lozingspunt point of discharge	
● - - - - ●	o - - - - o	landpunt v. Reide	(o.p. 56)
○ - - - - ○	o - - - - o	Delfzijl	(o.p. 67)
▲ - - - - ▲	▲ - - - - ▲	noordpunt v.d. Hond	(o.p. 60)

TABEL XXVII

Computerberekening van de verdeling van de B.O.D.₅ (overeenkomstig de berekeningsopzet van tabel XXV) en van het verloop van de zuurstofverzadigingspercentages in het estuariumwater na realisering van de veenkoloniale afvoerleiding. Afvoer van de bestaande leidingen te Delfzijl van 50 ton B.O.D.₅ per etmaal (= 100 ton B.O.D.₅/etm). Denkbeeldige lozing van de veenkoloniale

Segmenten	B.O.D.-resultaten			
	19	18	17	
A. lozing van de veenkoloniale leiding nabij				
<i>landpunt van Reide,</i>	verhoging B.O.D. _{C+N}	0,60	0,88	1,28
leidingen Delfzijl,	verhoging B.O.D. _{C+N}	0,12	0,18	0,26
totale verhoging B.O.D. _{C+N}		0,72	1,06	1,54
verhoging B.O.D. ₅	(B.O.D. _{C+N} × 1/2,4)	0,30	0,44	0,64
natuurlijke B.O.D. ₅		1,7	1,7	1,7
totale B.O.D. ₅		2,0	2,1	2,3
B.O.D. ₁	(0,3 × B.O.D. ₅)	0,60	0,63	0,69
reaëratiecoëfficiënt k ₂	(tabel XXI)	0,08	0,08	0,07
zuurstofdeficit	(D = B.O.D. ₁ /k ₂)	7,5	8	10
zuurstofverzadigingspercentage		92,5	92	90
B. lozing van de veenkoloniale leiding te				
<i>Delfzijl,</i>	verhoging B.O.D. _{C+N}	1,04	1,52	2,20
leidingen Delfzijl,	verhoging B.O.D. _{C+N}	0,12	0,18	0,26
totale verhoging B.O.D. _{C+N}		1,16	1,70	2,46
verhoging B.O.D. ₅	(B.O.D. _{C+N} × 1/2,4)	0,48	0,71	1,03
natuurlijke B.O.D. ₅		1,7	1,7	1,7
totale B.O.D. ₅		2,2	2,4	2,7
B.O.D. ₁	(0,3 × B.O.D. ₅)	0,66	0,72	0,81
reaëratiecoëfficiënt k ₂	(tabel XXI)	0,08	0,08	0,07
zuurstofdeficit	(D = B.O.D. ₁ /k ₂)	8	9	12
zuurstofverzadigingspercentage		92	91	88
C. lozing van de veenkoloniale leiding nabij de				
<i>noordpunt van de Hond,</i>	verhoging B.O.D. _{C+N}	1,74	2,54	3,72
leidingen Delfzijl,	verhoging B.O.D. _{C+N}	0,12	0,18	0,26
totale verhoging B.O.D. _{C+N}		1,86	2,72	3,98
verhoging B.O.D. ₅	(B.O.D. _{C+N} × 1/2,4)	0,78	1,13	1,66
natuurlijke B.O.D. ₅		1,7	1,7	1,7
totale B.O.D. ₅		2,5	2,8	3,4
B.O.D. ₁	(0,3 × B.O.D. ₅)	0,75	0,84	1,02
reaëratiecoëfficiënt k ₂	(tabel XXI)	0,08	0,08	0,07
zuurstofdeficit	(D = B.O.D. ₁ /k ₂)	9	10,5	15
zuurstofverzadigingspercentage		91	89,5	85

Hond (w.p. 60). Het te verwachten zuurstofgehalte werd berekend met de formule

$$D = \frac{B.O.D._1}{k_2} = \frac{0,3 \times B.O.D._5}{k_2}$$

waarbij voor de reaëratiecoëfficiënten de waarden zijn gebruikt, berekend in hoofdstuk IX, 5.5. De berekeningsresultaten zijn samengevat in tabel XXVII en in figuur 45 in beeld gebracht.

afvalwaterleiding van 420 ton B.O.D.₅ per etmaal (= 840 ton B.O.D.₅+N/etm) op drie plaatsen, te weten de landpunt van Reide (w.p. 56) (A), te Delfzijl (w.p. 67) (B), of ter hoogte van de noordpunt van de Hond (w.p. 60) (C).

n mg/l; onderverzadiging in %							
16	15	14	13	12	11	10	9
1,86	2,94	5,04	9,18	16,60	27,40	20,00	11,66
0,39	0,61	1,04	1,90	1,28	0,87	0,64	0,38
2,25	3,55	6,08	11,08	17,88	28,27	20,64	12,04
0,94	1,48	2,53	4,62	7,45	11,78	8,60	5,02
1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7
2,6	3,2	4,2	6,3	9,2	13,5	10,3	6,7
0,78	0,96	1,26	1,89	2,76	4,05	3,09	2,01
0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
13	19	25	38	55	81	62	40
37	81	75	62	45	19	38	60
3,26	5,12	8,72	15,92	10,68	7,44	5,40	3,16
0,39	0,61	1,04	1,90	1,28	0,87	0,64	0,38
3,65	5,73	9,76	17,82	11,96	8,31	6,04	3,54
1,52	2,39	4,07	7,43	4,98	3,46	2,52	1,48
1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7
3,2	4,1	5,8	9,1	6,7	5,2	4,2	3,2
0,96	1,23	1,74	2,73	2,01	1,56	1,26	0,96
0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
16	25	35	55	40	31	25	19
84	75	65	45	60	69	75	81
5,48	8,62	6,52	4,60	3,08	2,14	1,56	0,90
0,39	0,61	1,04	1,90	1,28	0,87	0,64	0,38
5,87	9,23	7,56	6,50	4,36	3,01	2,20	1,28
2,45	3,85	3,15	2,71	1,82	1,25	0,92	0,53
1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7	1,7
4,2	5,6	4,9	4,4	3,5	3,0	2,6	2,2
1,26	1,68	1,47	1,32	1,05	0,90	0,78	0,66
0,06	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
21	34	29	26	21	18	16	13
79	66	71	74	79	82	84	87

De verdeling van de B.O.D.₅ en het verloop van de zuurstofverzadigingspercentages werd ook berekend voor het gedeelte van de rivier de Eems tussen de mond van de Dollard en Emden.

Door lozing ter hoogte van de landpunt van Reide zal in de toekomst een hoogste over het getijde gemiddelde B.O.D.₅ van ruim 13 mg/l kunnen worden waargenomen en een laagste gemiddelde zuurstofverzadigingswaarde van 19%. Op de rivier neemt de B.O.D.₅ vrij snel af en stijgt het zuurstofgehalte snel. Dit is ook het geval in zee-

waartse richting. Zowel de berekende gehalten aan B.O.D.₅ als de zuurstofverzadigingswaarden voor verschillende plaatsen in het estuarium zijn in de tabel af te lezen. Ze zullen hier niet in extenso worden behandeld. De figuur spreekt voor zichzelf.

Door een eventuele lozing nabij Delfzijl is een over het getijde gemiddelde maximale B.O.D.₅ van rond 9 mg/l te verwachten bij een laagste gemiddelde zuurstofverzadigingspercentage van 45%. Zowel naar binnen als naar buiten gaande, daalt de B.O.D.₅ weer vrij snel en neemt het zuurstofgehalte snel toe. Op de rivier zal een aanzienlijk gunstigere toestand kunnen worden gemeten dan bij lozing bij de landpunt van Reide.

Bij een afvoer nabij de noordpunt van de Hond zal ter hoogte van het lozingspunt een over het getijde gemiddelde B.O.D.₅ van maximaal 5,6 mg/l voorkomen en een laagste verzadigingswaarde van 66%. Ter hoogte van Borkum zal, in vergelijking met de andere meer naar binnen gelegen lozingsplaatsen, het B.O.D.₅-niveau nauwelijks meetbaar hoger liggen, terwijl de verzadigingswaarde aan zuurstof een niet meetbare gemiddelde daling van 1½% zal ondergaan. Landinwaarts zal dan weer een verdeling van de B.O.D.₅ en een verloop van het zuurstofgehalte kunnen worden gemeten, dat zeer aanvaardbaar is.

Er zou een zekere vrees kunnen bestaan, dat door een ver naar buiten liggende lozing, het slibgehalte nabij Borkum in ongunstige zin zou worden beïnvloed. In hoofdstuk v, 3 werd op grond van een kritische literatuurbeschuiving geconcludeerd, dat in het estuarium een duidelijke slibbeweging landinwaarts plaatsheeft. Door berekening is gevonden, dat de rest-B.O.D._{C+N} van het estuariumwater nabij Borkum, ten gevolge van de afbraak slechts 13% bedraagt van de waarde die zou zijn gemeten, als de stof niet afbreekbaar zou zijn geweest (zie tabel xxv, regel 6 waar eenzelfde berekening werd uitgevoerd voor de lozing op de punt van Reide). De vrees voor een toenemende troebeling ter hoogte van Borkum is daarom ongegrond te noemen. Dezelfde overwegingen aangaande het slibvraagstuk gelden eveneens voor lozingen landinwaarts. Zoals in hoofdstuk v, par. 3.3 reeds is gemotiveerd, heeft de lozing van het veenkoloniale afvalwater slechts een geringe of geen invloed op de slibtoestand van het estuarium.

De factor die in feite bepalend is voor de keuze van de lozingsplaats, is de zuurstof-toestand. Door intrapolatie tussen de drie berekende minima is het mogelijk na te gaan, welke zuurstofverzadigingspercentages kunnen worden verwacht, als het afvalwater op enige plaats tussen Reide en de noordpunt van de Hond zou worden afgevoerd. Bij deze beschouwingen dient de kritische opmerking te worden geplaatst, dat in de berekeningen van het geschematiseerde estuarium moest worden uitgegaan, hetgeen vertaald betekent, dat de lozing steeds gedacht is in de hoofdstroom en b.v. niet in een nevenstroom als de Bocht van Watum. Bij de interpretatie van de verkregen uitkomsten en de uiteindelijke vaststelling van de plaats van lozing moet met dit feit rekening worden gehouden.

Voor het lozingspunt noordpunt van de Hond (w.p. 60) werd een relatief hoog minimum zuurstofverzadigingspercentage berekend. Uit zuiveringstechnische overwegingen is het daarom aantrekkelijk in de toekomst de afvoer van het veenkoloniale

afvalwater op dit punt te doen plaatsvinden. Er zijn echter een aantal zwaar wegende factoren die in belangrijke mate mede bepalend zijn voor de keuze van de lozingsplaats, te weten factoren van waterstaatkundige, civieltechnische en financiële aard, die hier echter niet zullen worden behandeld.

Dit rapport beperkt zich daarom tot de resultaten van het zuiveringstechnische onderzoek die samenvattend als volgt kunnen worden omschreven. Het zuurstofgehalte is de belangrijkste parameter voor de beoordeling van een afvoer van grote hoeveelheden industriële afvalstoffen naar een niet gestratificeerd estuarium als dat van de Eems. De invloed op de zuurstoftoestand door de lozing van het veenkoloniale afvalwater op drie verschillende lozingsplaatsen en die van de bestaande leidingen bij Delfzijl, wordt gekarakteriseerd door de minimaal te verwachten zuurstofverzadigingspercentages. Deze minimumzuurstoftoestanden kunnen alleen optreden bij watertemperaturen van 20 °C die in de maand september nog in het estuarium kunnen worden benaderd. Gedurende het resterende gedeelte van de aardappelmeelcampagne zullen de minima ter hoogte van het lozingspunt zich op een hoger niveau instellen.

De minima bedragen:

lozingspunt landpunt van Reide	(w.p. 56) 19 %;
lozingspunt Delfzijl	(w.p. 67) 45 %;
lozingspunt noordpunt van de Hond	(w.p. 60) 66 %.

Bij keuze van een lozingsplaats gelegen tussen genoemde punten is door interpolatie na te gaan, welke minimum zuurstoftoestand op de desbetreffende plaats is te verwachten. Zo zal bij lozing ter hoogte van Paapsand-Süd (w.p. 65) het zuurstofgehalte gedurende de eerste maanden van de campagne niet beneden 35 % der verzadigingswaarde dalen.

HOOFDSTUK XII

SAMENVATTING

De zeearmen nemen in de wereld een belangrijke plaats in als ontvangende wateren van grote hoeveelheden afvalstoffen. De afvalstoffen kunnen worden aangevoerd met de rivier; ook worden ze als huishoudelijk en industrieel afvalwater direct uit de in de delta veelal tot ontwikkeling gekomen bevolkingsagglomeraties op het estuarium geloosd.

In de Veenkoloniën (figuur 1) kwam in het verleden een grote landbouwindustrie tot ontwikkeling, bestaande uit strokarton- en aardappelmeelfabrieken. De vestiging van deze industrieën met hun karakteristieke productieprocessen bracht een afvalwatervraagstuk met zich mede van zeer grote afmetingen.

Een radicale oplossing van dit vraagstuk kan in feite alleen worden verkregen door afvoer van het afvalwater naar een ontvangend water met een zeer groot zelfreinigend vermogen. Dit ontvangende water, het estuarium van de Eems, is aanwezig op een afstand van ca. 30 km van het centrum van het industriële gebied. Plannen voor het tot stand brengen van een afvoerleiding ten behoeve van het veenkoloniale afvalwater zijn beraamd (48, 49).

Het verontreinigend vermogen van de veenkoloniale industrie gedurende de campagne van de aardappelmeelfabrieken in het najaar, werd benaderd op rond 420 ton B.O.D.₅ of 12 miljoen inwonerekwivalenten. Daarnaast wordt bij Delfzijl via de pijpleidingen van Groningen, Appingedam en Delfzijl nog afvalwater uitgeslagen met een verontreinigend vermogen van ca. 1,4 miljoen inwonerekwivalenten. In dit onderzoek is nagegaan, welke invloed de lozing van zo grote hoeveelheden organische stof naar verwachting zal hebben op de zuurstoftoestand van het estuarium.

Thans vindt reeds een belasting van het estuarium plaats door een gedeelte van de in de Veenkoloniën geproduceerde afvalstoffen. Deze worden in tijden van waterafvoer, dus in natte perioden, via de Westerwoldse A en het Eemskanaal als rottend water naar het estuarium getransporteerd.

In de literatuur zijn berekeningsvoorbeelden bekend aangaande de zuurstoftoestand van estuaria die met afvalstoffen zijn belast.

Het was daardoor mogelijk bij het onderzoek het vraagstuk van twee zijden te benaderen;

a. door *meting* van de hoeveelheden afvalstoffen die onder de huidige omstandigheden van afvoer het estuarium bereiken en van de met deze afvoer samenhangende verdeling van de B.O.D. in het estuarium en van de zuurstoftoestand;

b. door *berekening* van de zuurstoftoestand die zal kunnen worden gemeten, als

een afvoer van het veenkoloniale afvalwater via een afvoerleiding naar het estuarium is gerealiseerd.

Gedurende ongeveer vijf jaren vonden met behulp van een vaartuig metingen plaats van het zoutgehalte, de B.O.D.₅, het zuurstofgehalte en van andere eigenschappen van het estuariumwater. Hiervoor werd een meetprogram opgesteld (zie o.m. figuur 9).

Uit de resultaten van de metingen van het zoutgehalte kan worden geconcludeerd, dat in het estuarium alleen gedurende de kenteringen een geringe stratificatie voorkomt. Gedurende een gedeelte van het ebgetijde, maar vooral gedurende de vloed is het water in verticale richting homogeen van samenstelling. De grote variaties die in de afvoer van de rivier optreden, veroorzaken schommelingen in het zoutgehalte op iedere plaats in het estuarium. Deze zijn het grootst op het w.p. 56 en nemen naar buiten toe af. Op het w.p. 56 werden chloridegehalten gemeten, variërend tussen 2 en 16 g/l Cl⁻ (figuur 18).

De thans reeds plaatshebbende afvoeren van verontreinigd water veroorzaken in het estuarium een verhoging van de B.O.D. en een verlaging van het zuurstofgehalte. Het gemiddelde verloop van de B.O.D.₅ is voor vier jaren van onderzoek samengevat in figuur 33; het gemiddelde verloop van het zuurstofgehalte in figuur 35.

Bij uitsluiting van de invloed van de kunstmatige lozings zal in het estuarium steeds een biochemisch zuurstofverbruik van het brakke water worden gemeten; de natuurlijke B.O.D.₅ werd voor de omstandigheden van het najaar benaderd op 1,7 mg/l.

In het estuarium is van nature een variabele troebeling aanwezig door de in zwevende toestand verkerende klei-humusvlok die in de Dollard tot sedimentatie komt. Verschillende onderzoekers (lit. 73 t/m 76, 78) stelden een landinwaartse gerichte beweging van deze vlok vast. Het na biochemische afbraak van de afvalwateren resterende actiefslib zal aan de klei-humusvlok worden gebonden. De slibtoestand van het estuarium zal door de lozings geen merkbare veranderingen ondergaan.

Door een groot aantal onderzoekers werd een berekeningsopzet voor de verdeling van een stof in het estuarium gegeven (lit. 59 t/m 67). De in dit rapport gebruikte theoretische berekeningsopzet is uitgewerkt door SCHÖNFELD en VAN DAM van de Fysische afdeling van de dienst Waterhuishouding en Waterbeweging in de Rijkswaterstaat en is onder meer gebaseerd op het werk van STOMMEL (59). Het zal met een uitvoerige behandeling van de berekeningsresultaten in een afzonderlijke nota (69) worden gepubliceerd. Deze nota is thans in bewerking. Een samenvatting van de theoretische beschouwingen aangaande de diffusie in een estuarium is gegeven in hoofdstuk IV. Voor de berekeningen (met formule 15, hoofdstuk IV) werd gebruik gemaakt van een elektronische rekenmachine. Bij deze berekeningen moesten verschillende grondslagen bekend zijn, te weten:

- de afmetingen van het estuarium
- de belasting van het estuarium met afvalstoffen
- de diffusiecoëfficiënt
- de snelheid van de biochemische afbraak van organische stof

- de natuurlijke B.O.D. van het estuariumwater
- de verhouding tussen de B.O.D._{C+N} en de B.O.D.₅ van de afvalwateren, van het rottende oppervlaktewater en van het estuariumwater
- de coëfficiënt voor de snelheid van reaëratie.

De afmetingen van het estuarium zijn gegeven in figuur 11.

De diffusiecoëfficiënt K werd berekend met behulp van de meetresultaten betreffende de jaarlijkse gang van het zoutgehalte, uitgedrukt als chloride-ion (figuur 18). De berekende K -waarden zijn samengevat in figuur 42.

Met behulp van de berekeningsopzet, de gemiddelde maandelijks zoutwateraanvoer en van deze diffusiecoëfficiënten kon met de elektronische rekenmachine ook de gang van het zoutgehalte (figuur 18) worden berekend. Het resultaat van de berekening werd vergeleken met de gemeten toestand. De uitkomsten zijn vermeld in figuur 41. Het resultaat van deze berekening leverde het bewijs, dat de theoretische opzet tot betrouwbare resultaten voert, als het diffusaat een opgeloste en niet afbreekbare stof is.

In het estuarium is ter hoogte van het lozingspunt door de getijdebeweging en de continue lozing steeds een aangepaste flora en fauna aanwezig. Bij de bepaling met de gestandaardiseerde verdunningsmethodiek is dit niet het geval. Naar verwachting zal daardoor ter hoogte van het lozingspunt de snelheid van afbraak van organische stof groter zijn dan uit de reactiesnelheden die in de literatuur worden vermeld, zou worden geconcludeerd. Bij dit vraagstuk is uitvoerig stilgestaan in hoofdstuk VIII. Hier werd met proeven aangetoond, dat het biochemische zuurstofverbruik niet alleen wordt bepaald door de hoeveelheid beschikbaar substraat, maar ook door de kwaliteit en kwantiteit van de flora en fauna aan het begin van de reactie. Met behulp van een gewijzigde verdunningstechniek werd gevonden, dat de biochemische zuurstofopneming met aangepast verdunningswater gedurende de eerste dagen van de B.O.D.-reactie sneller verloopt dan bij proeven met de gestandaardiseerde verdunningsmethodiek (figuur 26). Na vijf dagen wordt echter weer dezelfde snelheid van zuurstofopneming gemeten. In proeven met estuariumwater onder meer afkomstig van de omgeving van de landpunt van Reide (w.p. 56), werden echter reactiesnelheden gemeten, die vrij goed met de gegevens uit de literatuur overeenkomen (Tabel xv).

Uit berekeningen is gebleken, dat slechts een kleine fout wordt gemaakt, als in de berekeningen de reactiesnelheden worden toegepast, die met behulp van de gestandaardiseerde verdunningsmethodiek werden bepaald. Het berekende verloop van de B.O.D. wordt dan iets te hoog gevonden, waardoor een te verwachten toestand niet te geflatteerd wordt voorgesteld. In de berekeningen werden daarom de gemiddelde reactiesnelheden gebruikt, gevonden met de standaardverdunningstechniek bij het onderzoek van vers strokartonafvalwater en van vers fabricagewater van een aardappelmeelfabriek (figuur 28 en 29 en tabel xv, nrs. 2 en 3). Aangetoond werd, dat de snelheid van de biochemische zuurstofopneming gedurende de eerste dagen van de biochemische reactie bij lage temperatuur aanzienlijk geringer is dan bij hogere temperatuur. Ondanks dit feit werd het eindpunt van de biochemische reactie bij

lagere temperatuur slechts weinig later bereikt. Dit werd toegeschreven aan de groei van meer organismen per volume-eenheid. De proeven, uitgevoerd met de verdunnings-techniek, werden zowel met vers fabricagewater van een aardappelmeelfabriek als met estuariumwater afkomstig van w.p. 56 uitgevoerd. In beide series is een opmerkelijk verschil te constateren. Bij het fabricagewater wordt het biochemische zuurstofverbruik van zowel de groeifase als van de endogene ademhaling gemeten; in het estuariumwater daarentegen alleen dat van de endogene ademhaling.

Verdunning met zoet en zout water veroorzaakte geen verschillen in de uitkomsten van de biochemische zuurstofopneming van het fabricagewater.

Gedurende het onderzoek werd steeds de B.O.D.₅-bepaling als routine-analyse uitgevoerd. In het estuarium wordt echter de B.O.D._{C+N} afgebroken. Om het verband B.O.D._{C+N} - B.O.D.₅ te leren kennen, werd het verloop van de biochemische zuurstofopneming met de tijd bepaald van de afvalwateren, het rottend oppervlaktewater en het estuariumwater. De resultaten van dit onderzoek zijn vermeld in hoofdstuk VIII, 3.7.

De coëfficiënt voor de snelheid van reaëratie werd per segment berekend met de eenvoudige berekeningsopzet:

$$k_2 = \frac{0,3 \times \text{B.O.D.}_5}{D} \quad (\text{hoofdstuk IX, 5}).$$

Hierbij kon gebruik worden gemaakt van de gegevens die over het verloop van de B.O.D.₅ en van het zuurstofgehalte in vier jaren van onderzoek waren verzameld. De berekende coëfficiënten op verschillende plaatsen in het estuarium zijn vermeld in tabel XX.

De snelheid van biochemische zuurstofopneming is evenals de snelheid van reaëratie afhankelijk van de temperatuur. Aan dit onderwerp werd, zoals reeds vermeld, in hoofdstuk VIII aandacht gegeven. In hoofdstuk IX, 5 is nader gemotiveerd, dat de berekeningen kunnen worden uitgevoerd bij een temperatuur van 20 °C, waarbij ook de B.O.D.-bepalingen werden verricht. De berekende coëfficiënten voor de snelheden van de reaëratie gelden dan ook voor deze temperatuur. Het berekende resultaat zal hierdoor ook een minimumtoestand aangeven. Alleen in de maand september kan het estuariumwater een temperatuur van 20 °C nog dicht benaderen.

Bij een vergelijking van de gemeten en de berekende B.O.D.₅ voor de omstandigheden van het najaar 1961 werd een goede overeenstemming gevonden (figuur 44). Met dit resultaat is het bewijs geleverd, dat de berekeningsopzet ook voor een geloopte afbraak onderhevige stof is toe te passen.

Ten slotte werden met behulp van de berekeningsopzet en de uitkomsten van het onderzoek voor drie denkbeeldige lozingsplaatsen berekeningen uitgevoerd betreffende de verdeling van de B.O.D.₅ over het estuarium, waaruit met behulp van de gevonden reaëratiecoëfficiënten de te verwachten zuurstoftoestand kon worden benaderd. In figuur 45 zijn de resultaten van deze berekeningen gegeven. Zoals reeds opgemerkt, kunnen de berekende zuurstofwaarden worden beschouwd als minimum-

waarden. Door een afvoer van het veenkoloniale afvalwater nabij de landpunt van Reide (w.p. 56) zal een minimumzuurstofverzadigingspercentage van 19% voor kunnen komen, bij een lozing te Delfzijl (w.p. 67) van 45% en bij een lozing op de noordpunt van de Hond (w.p. 60) van 66%.

SUMMARY

All over the world estuaries play a very important part as receiving waters for large quantities of organic and inorganic wastes. These can be supplied by the river; they are also discharged directly as a mixture of domestic sewage and industrial waste from the densely populated regions which often develop in the deltas.

In the past a large agricultural industry, consisting of straw-board factories and potato-flour mills, arose in the 'Veenkoloniën', a district of the province of Groningen in the North of Holland (figure 1). The establishment of these industries with their characteristic production processes, involved a problem of water pollution of huge proportions. In fact a radical solution of this problem can only be obtained by carrying off the wastes into a receiving water with a great natural capacity of self-purification. This receiving water, the Eems estuary, is situated at a 20 miles distance from the centre of the industrial district.

Projects for constructing a pipeline to transport the waste of the 'Veenkoloniën' to the estuary, have been worked out (48, 49).

The pollutional capacity of the industry in the 'Veenkoloniën' has been approximately estimated at 420 tons of B.O.D.₅, or 12 million population equivalents* during the working season of the potato-flour mills in autumn. Moreover in campaign time waste water with a load of about 1.4 million population equivalents transported by means of three pipe lines, namely of the towns of Groningen, Appingedam and Delfzijl, is discharged near Delfzijl into the Eems. During this investigation it was examined in what degree a discharge of such large quantities of organic matter may effect the oxygen condition of the estuary.

At present a variable part of the waste water, depending on dry or wet periods, is also transported to the estuary by means of canals.

In literature models for calculation of the dispersion over the estuary of stable and also of oxidizable substances are known. That is why it was possible to tackle the problem in two ways:

a. by measuring the pollutional load of the estuary, the distribution of B.O.D. and of oxygen content, in relation to the loads observed in past years;

b. by calculating the expected distribution of oxygen content caused by discharge of waste waters by a future pipe line at several possible points of discharge.

During a period of more than five years, measurements concerning salt content,

* 1 population equivalent = 35 g of B.O.D.₅

B.O.D.₅, oxygen content and other properties of the estuary water were carried out with the help of a vessel. For this purpose a sampling programme was set up (see figure 9). From the results of the analyses of the salt content it may be concluded, that only on the turn of the tide a little stratification occurs. During a part of the ebb tide and especially during the flood tide the water has a homogeneous composition with depth.

The great variations of the flow of the river cause fluctuations in the salt content throughout the estuary. These fluctuations are biggest at the observation point 56 and decrease in a seaward direction. On this observation point 56, chloride contents from 2 to 16 g/l Cl⁻ were measured (figure 18).

The present discharges of polluted water bring about an increase of the B.O.D. and a decrease of the oxygen content in the estuary. The average course of the B.O.D.₅ during four years of investigation has been shown in figure 33 and that of the oxygen content in figure 35.

The influence of the artificial discharges excluded, the brackish water in the estuary will always have a natural B.O.D.; this B.O.D. was for autumnal circumstances 1.7 p.p.m.

In the estuary there is a variable turbidity caused by suspended clay-humus flocks which sediment in the Dollard. A number of investigators (lit. 73-76, 78) ascertained a movement of these clay flocks up the estuary.

A mathematical model concerning the distribution of a tracer in the estuary has been given by several investigators (lit. 59-67). The model used in this report has been proposed by DR. IR. J. C. SCHÖNFELD and G. C. VAN DAM M. SC. of the Physical division of the Department of Water-management and Water-movement of the Ministry of Public Works and which is based on the work of STOMMEL (59) and others. It will be published in a note (69) with a detailed treatise of the results. At present this note is in preparation. A compendium of the theoretical aspects concerning longitudinal diffusion in an estuary is given in chapter IV. The calculations were carried out with the aid of formula 15, (chapter IV) and an electronic computer.

For these calculations several basic factors had to be known:

- the dimensions of the estuary
- the load
- the coefficient of longitudinal diffusion
- the rate of decay of organic matter
- the natural B.O.D. of the estuary water
- the ratio between the B.O.D._{C+N} and the B.O.D.₅ of the waste waters, the polluted surface waters and of the estuary waters
- the coefficient of reaeration.

The dimensions of the estuary have been given in figure 11. The diffusion coefficient K was calculated with the help of the results concerning the distribution of the salt content, expressed as chloride ion (figure 18). The calculated K-values have been summarized in figure 42. By the electronic computer the course of the salt content could also be calculated with the help of the model, the average monthly fresh water

supply and the diffusion coefficients. The measured and calculated results could be compared and a good agreement was found if one started from two different diffusion coefficients i.e. for dry and for wet periods. With these data, it has been shown that the calculation method leads to dependable results if the tracer (NaCl) is a soluble and stable substance (see figure 41).

It is expected that in the area of an outlet the rate of decomposition of organic matter is higher than may be concluded from the figures generally given in literature. The former have been measured by means of the dilution technique. In an estuary with its tidal movement there always remains an adapted flora and fauna at the point of discharge. In the standardized dilution method seeding with an adapted flora and fauna does not occur. Therefore, the rate of decomposition may be expected to be higher than would appear from the figures determined with the dilution method. In chapter VIII this problem has been dealt with. With tests it was proved that the B.O.D. is not only determined by the quantity of substrate available, but also by the quality and quantity of the flora and fauna at the beginning of the reaction. It was found with the aid of a modified dilution method that with adapted dilution water the B.O.D. has a higher rate during the first few days of the B.O.D. reaction than found by means of the standardized dilution method (figure 26). After five days, however, the same rate of reaction was observed. In samples of the estuary water from o.p. 56, rates of the B.O.D. reaction have been found, which agree very well with data mentioned in literature (table xv). From calculations it appeared that only a little error is made, if in the calculations the lower rates of the B.O.D. reaction are applied, which are measured with the help of the standardized dilution method. In that case the calculated course of the B.O.D. will be found a little too high, by which a predicted situation of the oxygen content is not flattered. That is why the average rate coefficients found by the standardized dilution method, when investigating fresh straw-board waste and fresh potato-flour waste, were applied in the calculations (figure 28 en 29 and table xv, 2 and 3).

It was shown that the rate of the biochemical reaction decreases when temperature falls. In spite of this fact the ultimate (C+N) B.O.D. decreases comparatively little at low temperatures. This is probably due to growth of more organisms per unit volume.

The tests were carried out by means of the dilution method with fresh waste water of a potato-flour mill as well as with estuary water from observation point 56. In the two series one notices a remarkable difference. When testing the waste water of the mill, the B.O.D. was measured both of the growth phase and of the phase of endogenous respiration. In the estuary water, probably only the B.O.D. of the phase of endogenous respiration was determined.

Finally it is important to mention that no differences were found in the results, when comparing tests concerning the B.O.D. of waste water of potato-flour mills, diluted with fresh and with salt estuary water.

During the investigations the B.O.D.₅ always has been determined as a routine analysis. Owing to a long detention time the ultimate B.O.D. (B.O.D._{C+N}) is mineralized

in the estuary. Therefore it was necessary to learn the ratio's $B.O.D._{C+N} - B.O.D._5$, which were determined in analysing the course of the $B.O.D.$ with time of the waste waters, of the polluted surface water and of the estuary water. The following results have been found:

$$\begin{array}{l} \text{waste waters} \\ \text{polluted surface water} \\ \text{estuary water} \end{array} \left. \begin{array}{l} \\ \\ \end{array} \right\} \begin{array}{l} B.O.D._{C+N} = 2 \times B.O.D._5 \\ \\ B.O.D._{C+N} = 2,4 \times B.O.D._5 \end{array}$$

For calculation purposes the estuary was split up in stretches. For every stretch the reaeration coefficients were calculated with the help of a simple equation:

$$k_2 = \frac{0,3 \times B.O.D._5}{D} \quad (\text{chapter IX, 5})$$

In this case the data concerning the $B.O.D._5$ and the oxygen content, which had been gathered during four years were very useful. The calculated coefficients at several points in the estuary are shown in table XX. The rate of reaeration depends on temperature, just like the rate of biochemical reaction. Attention was paid to the latter subject in chapter VIII. In chapter IX, 5, it was stated that the calculations were done for a temperature of $20^\circ C.$, the temperature at which the $B.O.D.$ determinations were carried out. The calculated coefficients for reaeration also hold for this temperature. In the month of September the estuary water can reach a temperature of $20^\circ C.$ very closely. During autumn this water temperature gradually decreases to values of between 4° and $2^\circ C.$ in December. Therefore, in this period more favourable oxygen conditions may be expected than are shown in the calculations.

A comparison of the measured and calculated $B.O.D._5$ under the circumstances of the autumn of 1961 showed, that in the region between the Dollard and Delfzijl, the data do fit very well; in the seaward direction the measured data are somewhat lower than the calculated figures. It was concluded that the results now under discussion agree fairly well. Calculations carried out for oxidizable matter will also lead to dependable results (see figure 44).

In a final calculation for three possible points of discharge, calculations concerning the distribution of the $B.O.D._5$ throughout the estuary were made. With the aid of the reaeration coefficients the oxygen condition to be expected could be estimated.

In figure 45 the results of these calculations have been summarized. When considering these values, one may start from the principle, that the calculated oxygen saturation percentages are minimum percentages of the average tide. By discharging the waste waters of the 'Veenkoloniën' near the 'landpunt van Reide' (o.p. 56), a minimum oxygen content of 19% of the saturation value will probably occur, when discharging at 'Delfzijl' (o.p. 67) this figure will be 45% and with a discharge near the 'noordpunt van de Hond' (o.p. 60) an oxygen saturation degree of 66% will probably be found.

LIJST VAN FIGUREN

	pag.
1 Veenkoloniale driehoek.	6
2 Afvalwater van kalkstrokartonfabrieken. Waterhoeveelheden in m ³ per ton karton.	10
3 Afvalwateren van aardappelmeelfabrieken; waswater en fabricagewater; waterhoeveelheden in m ³ per 1000 hl aardappelen.	10
4 Het geprojecteerde leidingenplan voor de afvoer van het veenkoloniale afvalwater.	14
5 Bemonsteringsketel.	15
6 Continue bemonstering van afvalwater met de flessenmethode.	16
7 Gewijzigde Sierp-apparatuur.	19
8 Gewijzigde Sierp-apparatuur.	20a
8a Meetvat.	20a
9 Eems-Dollard. Situering en waarnemingspunten.	23
10 Verwerking van de zoutgehalten naar de toestand van halftij.	23
11 De afmetingen van het Eems-estuarium.	39
12 Het verband tussen de doorzichtigheid en het gehalte aan zwevende stof.	41
13 Het verband tussen de doorzichtigheid van het water en de plaats in het estuarium.	42
14 Het verloop van de doorzichtigheid met het getijde; w.p. 98 en 56.	43
15 Zoutgetijde-metingen; w.p. 56-98, 66-84 en 71-59.	45
16 Isohalinen; w.p. 65 en 65 b.	47
17 Zoutgetijde-metingen; 'dwarsraai 65'.	47
18 Jaarverloop van het chloridegehalte op verschillende waarnemingspunten.	48
19 Vereffende zoutgradiënten.	50
20 Gemeten zoutgradiënten.	50
21 Debieten van de stroomgeulen in de Eems-Dollard.	51
22 Verloop van het aantal organismen gedurende de B.O.D.-reactie.	66
23 Invloed van de mate van enting op de biochemische zuurstofopneming.	67
24 Invloed van de voorbehandeling van het entmateriaal op het biochemische zuurstofverbruik. Verdunningsmethodiek.	69
25 Invloed van de voorbehandeling van het entmateriaal op het biochemische zuurstofverbruik. Gewijzigde Sierp-methodiek.	69
26 Verhoging van de snelheid van de B.O.D.-reactie door menging van vers strokartonafvalwater met een, twee of drie dagen voorbelucht afvalwater. Verdunningstechniek.	73
27 Het verloop van de biochemische zuurstofopneming, van het ammoniakgehalte, van het nitraatgehalte en van de afneming van het bichromaatzuurstofverbruik.	77
28 B.O.D.-curven van strokartonafvalwater.	78
29 B.O.D.-curven van fabricagewater van een aardappelmeelfabriek.	78
30 B.O.D.-curven van rottend oppervlaktewater.	79
31 B.O.D.-curve van het rioolwater van Amsterdam-West.	80
31a B.O.D.-curven van het estuariumwater.	81
32 Spreiding van de gemeten B.O.D. ₅ -waarden in het jaar 1961.	90
33 Verloop van de gemiddelde B.O.D. ₅ over het estuarium.	91
34 Zuurstofverzadigingspercentages in het estuarium in 1961.	94
35 Verloop van de gemiddelde zuurstofverzadigingspercentages in het estuarium gedurende de campagne.	95
36 Het verloop van het maandelijks gemiddelde zuurstofverzadigingspercentage, van de B.O.D. ₅ en van de temperatuur op het w.p. 65.	96

	pag.
37 Sag-kromme.	99
38 Verloop van de over vier campagneperioden gemiddelde B.O.D. ₅ en van de onderverzadiging over de lengterichting van het estuarium.	102
39 Zoutgradiënten van denkbeeldige stationaire verhoudingen in het estuarium met bijbehorende zoetwateraanvoeren.	105
40 Het verband tussen de natuurlijke logaritme van de zoutconcentratie ($\ln S_x$) en de zoetwateraanvoer (R) voor vier verschillende plaatsen in het estuarium (w.p. 56, 65, 60, 75).	108
41 Vergelijking van het gemeten en het berekende verloop van het zoutgehalte in het estuarium onder niet-stationaire verhoudingen.	110
42 Diffusiecoëfficiënten over de lengterichting van het estuarium, berekend met de computer onder niet-stationaire verhoudingen.	112
43 Theoretische verdeling van een niet en wel aan afbraak onderhevige organische stof bij een denkbeeldige lozing van 940 ton B.O.D. _{C+N} per etmaal bij Reide.	117
44 Vergelijking van de gemeten en de berekende verdeling van B.O.D. ₅ gedurende de campagne 1961.	120
45 Het te verwachten verloop van de B.O.D. ₅ en van de zuurstofverzadigingspercentages gedurende de campagne van de aardappelmeelfabrieken. Toekomstige belasting van het estuarium met afvalstoffen, afkomstig van de bestaande leidingen bij Delfzijl (50 ton B.O.D. ₅ per etmaal = 100 ton B.O.D. _{C+N} /etm.) en van de veenkoloniale afvalwaterleiding (420 ton B.O.D. ₅ per etmaal = 840 ton B.O.D. _{C+N} /etm.). Denkbeeldige afvoer van laatstgenoemde afvalwaterleiding op drie lozingsplaatsen.	121

LIJST VAN TABELLEN

	pag.	
I	Waterhoeveelheden en verontreinigend vermogen van de veenkoloniale landbouw-industrie.	7
II	Waterhoeveelheden en verontreinigend vermogen van per I ton karton per uur bij de strokartonfabrieken.	11
III	Waterhoeveelheden en verontreinigend vermogen per 1000 hl aardappelen/uur bij de aardappelmeelfabrieken.	12
IIIA	Zoetwaterafvoeren van de rivier de Eems ter hoogte van Emden.	40
IV	Biochemisch zuurstofverbruik bij verschillende temperaturen in % van het verbruik bij 20 °C, bij aanwezigheid van een carbonaatbuffer (GOTAAS 86).	61
V	Vergelijking van de snelheid van het biochemische zuurstofverbruik door het fabricage-water van een aardappelmeelfabriek bij verschillende temperaturen onder gebruik-making van zoet en zout verdunningswater.	63
VI	Vergelijking van de snelheden van biochemisch zuurstofverbruik van het estuariumwater bij verschillende temperaturen.	63
VIA	Gemiddeld biochemisch zuurstofverbruik van het estuariumwater, afkomstig uit de omgeving van de landpunt van Reide (najaar 1962).	64
VII	Biochemisch zuurstofverbruik van het fabricagewater van een aardappelmeelfabriek, bepaald met zoet en zout verdunningswater.	65
VIII	Mengingen van vers afvalwater met een dag, twee dagen en drie dagen belucht afval-water.	70
IX	Biochemisch zuurstofverbruik van synthetisch afvalwater (150 mg/l glucose + 150 mg/l glutaminezuur) bij het gebruik van belucht verdund synthetisch afvalwater als verdunningswater.	71
X	Biochemisch zuurstofverbruik van een fabricagewater van een aardappelmeelfabriek bij het gebruik van belucht en verdund fabricagewater als verdunningswater.	71
XI	Biochemisch zuurstofverbruik van een strokartonafvalwater, bepaald volgens de ge-wijzigde Sierp-methodiek en de verdunningsmethodiek.	72
XII	Biochemisch zuurstofverbruik van een strokartonafvalwater bij het gebruik van geadapt-erd verdunningswater.	74
XIII	Biochemisch zuurstofverbruik van een synthetisch afvalwater (glucose 150 mg/l + glutaminezuur 150 mg/l) en van mengsels van dit afvalwater met de een dag, twee dagen en drie dagen voorbehandelde oplossingen. Gewijzigde Sierp-methodiek.	75
XIV	Biochemisch zuurstofverbruik van een strokartonafvalwater en van mengsels van het verse afvalwater met het een, twee en drie dagen voorbehandelde afvalwater. Gewijzigde Sierp-methodiek.	75
XV	Snelheden van de biochemische reactie bij verschillende incubatietijden, uitgedrukt in % van de B.O.D. ₅ . Proeven uitgevoerd met de standaardverdunningstechniek bij 20 °C.	84
XVI	Afvoer van verontreinigd water via de Westerwoldse A bij Nieuwe Stanzijl en het Eemskanaal bij Delfzijl in de eerste helft van december 1961.	87
XVII	Belasting van het estuarium gedurende de campagne 1961 met via de kanalen geloosd verontreinigd water.	88
XVIII	Gemiddelde belasting van het estuarium gedurende de campagne 1961.	88
XIX	Zuurstofverzadigingspercentages van oppervlakte- en bodemonsters van het estuarium, vermeld als maandgemiddelden, in de jaren 1956, 1957 en 1958.	92

	pag.
XX Bij 20 °C berekende reactiecoëfficiënten voor de Eems met behulp van het verband $k_2 = 0,3 \times \text{B.O.D.}_5/D$.	103
XXI De voor de berekeningen in hoofdstuk XI gebezigde afgeronde waarden voor de reactiecoëfficiënten over de lengterichting van het Eems-estuarium.	103
XXII Samenhang van de chloridegehalten in de lengterichting van het estuarium. Berekeningsvoorbeeld voor een chloridegehalte op w.p. 56 van 7,7 g/l.	105
XXIII Benadering van de oppervlaktewateraanvoer in m ³ /sec., behorend bij de zoutgradiënten van tabel XXII.	107
XXIV Waarden der diffusiecoëfficiënten benaderd met behulp van de getrokken rechten in figuur 40.	109
XXV Berekeningsvoorbeeld van een denkbeeldige lozing van 470 ton B.O.D. ₅ per etmaal bij Reide (w.p. 56), overeenkomend met 940 ton B.O.D. _{C+N} . Berekening van de verdeling van de B.O.D. _{C+N} over het estuarium als (A) de organische stof een niet-afbreekbare stof is, en van de resterende B.O.D. _{C+N} en de B.O.D. ₅ , als (B) de organische stof aan afbraak onderhevig is.	115
XXVI Berekening van de verdeling van de B.O.D. ₅ over het estuarium in het najaar van 1961; vergelijking met de gemeten waarden.	118
XXVII Computerberekening van de verdeling van de B.O.D. ₅ (overeenkomstig de berekeningsopzet van tabel XXV) en van het verloop van de zuurstofverzadigingspercentages in het estuarium na realisering van de veenkoloniale afvoerleiding. Afvoer van de bestaande leidingen te Delfzijl van 50 ton B.O.D. ₅ per etmaal (= 100 ton B.O.D. _{C+N} per etmaal). Denkbeeldige lozing van de veenkoloniale afvalwaterleiding van 420 ton B.O.D. ₅ per etmaal (= 840 ton B.O.D. _{C+N} per etmaal) op drie plaatsen, te weten de landpunt van Reide (w.p. 56) (A), of te Delfzijl (w.p. 67) (B), ter hoogte van de noordpunt van de Hond (w.p. 60) (C).	122

LITERATUUR

- 1 HULL, C. H. J., Oxygenation of Baltimore harbor by planktonic algae. *Journal Water Pollution Control Federation*, 35, 587, 1963.
- 2 LIEBMANN, H., Verunreinigungen von Hafengewässern und die Möglichkeiten ihrer Behandlung. *Arbeiten des Deutschen Fischerei Verbandes*. H 10, 1958.
- 3 Bericht omtrent de stand van het onderzoek naar de gesteldheid van het water in de Rotterdamse Waterweg en de invloed daarvan op de zeebadstroken. Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater. Januari 1962.
- 4 Estuary of the river Mersey. The effect of the Discharge of Crude Sewage into the Estuary of the River Mersey on the Amount and Hardness of the Deposit in the Estuary. *Waterpollution research*. Techn. Paper 7. Department of Scientific and Industrial Research, 1938.
- 5 Water Pollution Research. Her Majesty's stationary office. London, 1956.
- 6 O'CONNOR, DONALD. J., Organic pollution of New York Harbor. Theoretical considerations. *Journal Water Pollution Control Federation*. 34, 905, 1962.
- 7 MC CABE, JOHN S., Organic pollution of New York Harbor. *Journal Water Pollution Control Federation*. 34, 987, 1962.
- 8 SIMMONS, H. B., Applications and limitations of estuary models in pollution analyses. Proc. of the first intern. conf. on waste disposal in the marine environment. Univ. of California. Berkeley. July ,22, 1959.
- 9 WILKINSON, L., Nitrogen transformations in a polluted estuary. Int. conf. in water pollution research Sect. 3, paper 47, 3-7 Sept. 1962, London.
- 10 GURNHAM, C. FRED., Principles of industrial waste treatment. John Wiley and Sons inc. New York, 1955.
- 11 RUDOLFS, W., Industrial wastes. Their disposal and treatment. Reinhold publishing corporation. New York, 1953.
- 12 SOUTHGATE, B. A., Treatment and disposal of industrial waste waters. His Majesty's stationary office. London, 1948.
- 13 EGGINK, H. J., De afvalwaterhoeveelheden en het verontreinigend vermogen van de kartonen aardappelmeelindustrie in de veenkolonien. Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater. Laboratorium Sappemeer. Rapport nr. 41, 1959.
- 14 Verslag van de Staatscommissie ingesteld bij Koninklijk Besluit van 18 oktober 1897 nr. 32 tot Voorbereiding van maatregelen tegen verontreiniging van openbare wateren. Gebr. Belinfante. 's-Gravenhage. 1901.
- 15 Rapport der Commissie voor de reiniging van het afvalwater van strokarton- en aardappelmeelfabrieken. 1912. Ingesteld bij besluit van de Minister van Landbouw, Nijverheid en Handel d.d. 22 juni 1908 nr. 320 H.
- 16 EGGINK, H. J., De verontreinigingstoestand van het Schildmeer ten gevolge van de lozingen van afvalwater van de Coöperatieve Aardappelmeelfabriek 'De Woudbloem'. Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater. Laboratorium Sappemeer. Rapport nr. 53, 1961.

- 17 EGGINK, H. J., De zelfreiniging van openbare wateren in het noorden van het land. *Cultuurtechniek* 2, 24, 1964.
Cultuurtechniek 2, 50, 1964.
- 18 EGGINK, H. J., De kwaliteit van de openbare wateren in het Waterschap Westerwolde. Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater. Laboratorium Sappemeer. Rapport nr. 61, 1961.
- 19 MEINCK, F., STOFF, H. und KOHLSCHÜTTER, H., Industrieabwässer. Gustav Fisher Verlag. Stuttgart, 1960.
- 20 SCHMASSMAN, H., Beseitigung und Reinigung industrieller Abwässer. Bericht der Vortragstagung industrielle über und gewerbliche Abwässer im Rahmen der Internationalen Fachausstellung über Wasser- und Abwasserreinigung 1958 in Basel. R. Oldenbourg - München, 1959.
- 21 BRECHT, W., Untersuchungen über den Frischwasserverbrauch von Papier- und Pappfabriken. EuCePa-Symposium v, Wien, October 1960.
- 22 WULTSCH, F. und MAIER, K. B., Praktische Untersuchungen über Frisch- und Abwasserprobleme an Papiermaschinen. EuCePa-Symposium v, Wien, October 1960.
- 23 SCHOLZ, W., Abwasserreinigung in Papier- und Pappenfabriken mit Huminsäure. *Das Papier* 7 H, 13/14, 255, 1953.
- 24 SCHOLZ, W., Betriebsergebnisse von der Abwasserreinigung mit Huminlösung in einer Pappenfabrik. *Wochenblatt für Papierfabrikation*. 1, 9, 1954.
- 25 KNEPPER, A., Pappfabrikation ohne Abwasser? *Allgemeine Papier-Rundschau* 20, 1954.
- 26 KNEPPER, A., Lohnt sich Frischwassereinschränkung? *Allgemeine Papier-Rundschau* 18, 950, 1956.
- 27 Octrooi nr. 105325, 1963.
Werkwijze voor het vervaardigen van kalkstrop papier en soortgelijke kalkstropstoffen.
- 28 EGGINK, H. J., De droge-stofhuishouding van de met kalk ontsluitende strokartonfabrieken. Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater. Laboratorium Sappemeer. Rapport nr. 48, 1959.
- 29 BLOODGOOD, D. E., Development of a method for treating strawboard wastes. *Tappi* 33, 317, 1950.
- 30 LARDIERI, N. J., Organic constituents of strawboard waste. *Proc. of the Fifth Ind. Waste Conf. Purdue*. Purdue University. *Extension Serie* 72, 296, 1949.
- 31 BLOODGOOD, D. E. and HARGLEROAD, J. C., Anaerobic digestion of strawboard wastes. *Papertrade Journal* 22, 43, 1948.
- 32 EGANIAN, G. K. and HARGLEROAD, J. C., Strawboard waste disposal research. *Proc. of the Third Ind. Waste Conf. Purdue*. Purdue University. *Extension Serie* 65, 1947.
- 33 SMOLDERS, P. M., The pulping of straw and hardwood with magnesium-monosulphite. The Netherlands Experiment Station for the Utilization of straw. *Treatise no. 3*. Uitg. Excelsior, 's-Gravenhage, 1954.
- 34 BANNINK, H. F. and MULLER, F. M., On the utilization of waste liquors from the digestion of straw with monosulfite. *Antonie van Leeuwenhoek* 18, 45, 1952.
- 35 NOORDAM-GOEDEWAGEN, M. A., MANTEN, A. and MULLER, F. M., The influence of sulphite on the methane fermentation of sodium- and calciumacetates. *Antonie van Leeuwenhoek* 15, 65, 1949.
- 36 PETERS, H., De winning van bijprodukten van de aardappelmeelbereiding. *De ingenieur* 15, 47, 1960.
- 37 HOFSTEE, J., De oplosbaarheid van het aardappelglobuline (tuberine). *Dissertatie*. Groningen, 1949.

- 38 STEGEMANN, H. und LOESCHKE, V., Ueber die Proteine der Kartoffelknollen. *Landwirtsch. Forschung* 14, 259, 1962.
- 39 SCHUPHAN, W., Ueber die biologische Wertigkeit des Kartoffeleiweisses. *Naturwis.* 44, 40, 1957.
- 40 LABIB, A. I., Potato proteins. Their properties and nutritive value. Proefschrift, Drukkerij Gebr. Verwey. Wageningen, 1962.
- 41 WILLIGEN, A. H. A. DE, De chemische samenstelling van de aardappel. *Landbouwkundig tijdschrift* 54, 693, 1942.
- 42 DIETRICH, K. R., Ablaufverwertung und Abwasserreinigung in der Stärkeindustrie. *Die Stärke* 1, 11, 1961.
- 43 REISER, C. O., Torula Yeast from Potato Starch Wastes. *Journal of Agriculture and Foodchemistry.* 9, 70, 1954.
- 44 ZELENKA, S. und CEJKOVÁ, R., Ausnutzung des Abfall-Fruchtwassers von Stärkefabriken bei der fermentativen Gewinnung von Eiweissfutter. *Die Stärke* 13, 240, 1961.
- 45 KREUZ, R. A., Vorschläge für Reinigung und Verwertung der Abwässer einer Kartoffelmehl- und Dextrinfabrik. *Die Stärke* 2, 159-164, 1950.
- 46 KETTE, W., D.R.P. 7318, 10033 en 10836. 1879 en 1880.
- 47 WILLIGEN, A. H. A. DE, FERWERDA, J. D. en PAAUW, F. VANDER, Bevloeiing en beregening van bouwland met het afvalwater van een aardappelmeelfabriek. *Mededelingen van de Landbouwvoorlichtingendienst.* 401, 1944.
- 48 RIBBIUS, F. J., 'The biggest waste problem in the world'. *Land en Water* 5, 24, 1961.
- 49 STELLING, P., 'Het vraagstuk van het industriële afvalwater in de provincie Groningen'. *Land en Water* 5, 56, 1961.
- 50 KAMPS, L. F., Toestand openbare wateren in Friesland. *Rijkswaterstaat, Dienst Landaanwinningwerken in Friesland en Groningen,* 1957.
- 51 EGGINK, H. J. en DUVIGNEAU, H., Bemonstering van afvalwater naar hoeveelheid. *Water* 47, 69, 1963.
- 52 Standard methods for the examination of water, sewage and industrial wastes. American Public Health Association. Tenth edition, 1955.
- 53 TRUESDALE, G. A., DOWNING, A. L. and LOWDEN, G. L., Solubility of oxygen in water. *J. Appl. Chem.*, 5, February 1955.
- 54 DOBBS, R. A. and WILLIAMS, R. T., Elimination of Chloride Interference in the Chemical oxygen Demand Test. Presented before the Division of water and waste chemistry. *Americ. Chem. Soc. Cincinnati, Ohio,* January 1963.
- 55 UMBREIT, W. W., BURRIS, R. H. and STAUFFER, J. F., *Manometric techniques.* Burgess publishing Co. Minneapolis, 1959.
- 56 CALDWELL, D. H. and LANGELIER, W. F., Manometric measurement of the biochemical oxygen demand of sewage. *Sew. W. Journ.* 20, 202, 1948.
- 57 ISAAC, P. C. G. and JENKINS, D., The manometric methods in the study of sewage and trade wastes. *Proc. of the sec. symp. on the treatment of waste waters.* Pergamon press, 1960.
- 58 PÖPEL, F., HUNKEN, K. H. und STEINECKE, H., Vereinfachte Verfahren zur volumetrischen Bestimmung des biochemischen Sauerstoffbedarfs von Wasser und Abwasser. *Gas- und Wasserfach,* 36, 897, 1958.
- 59 STOMMEL, H., Computation of pollution in a vertically mixed estuary. *Sew. and Ind. Wastes* 25, 1065, 1953.
- 60 PRITCHARD, D. W., A study of the salt balance in a coastal plain estuary. *J. Mar. Res.* 13, 133, 1954.

- 61 DORRESTEIN, R. and OTTO, L., On the mixing and flushing of the water in the Eems-estuary. *Verh. Kon. Ned. Geol. Mijnb. Gen., Geol. Ser. Dl. XIX, 83, 1960.*
- 62 KETCHUM, B. H., The exchanges of fresh and salt waters in tidal estuaries. *J. Mar. Res. 10, 18, 1951.*
- 63 PRITCHARD, D. W., The movement and mixing of contaminants in tidal estuaries. *Proc. of the first intern. conf. on waste disposal in the marine environment. Univ. of California. Berkeley. July, 22, 1959.*
- 64 KENT, R. E., Turbulent diffusion in a sectionally homogeneous estuary. *Ches. Bay Instit. The Johns Hopkins Univ. Techn. Report XVI, April, 1958.*
- 65 DELTACOMMISSIE, Onderzoekingen betreffende de opzet van het deltaplan en de gevolgen van de werken. *Bijdrage IV, 4, 1961.*
De waterstaatkundige aspecten van de waterhuishouding in het gebied van de benedenrivieren en de zeearmen na de uitvoering van de deltawerken, pag. 223.
- 66 PREDDY, W. S., The mixing and movement of water in the estuary of the Thames. *J. Mar. biol. Ass. U.K. 33, 645, 1954.*
- 67 BOWDEN, K. F., The mixing process in a tidal estuary. *Int. conf. on waterpollution research. Sect. 3, paper 33, 3-7 Sept., 1962, London.*
- 68 PEARSON, E. A., Tracer methodology and pollutional analyses of estuaries. *Proc. of the first intern. conf. on waste disposal in the marine environment. Univ. of California, 1959.*
- 69 Nota in bewerking.
- 70 HUGHES, P., Tidal Mixing in the Narrows of the Mersey Estuary. *Geophysical Journal of the Royal Astronomical Society, 1, 271, 1958.*
- 71 DORRESTEIN, R., Einige klimatologische und hydrologische Daten für das Ems-estuarium. *Verh. Kon. Ned. Geol. Mijnb. Gen., Geol. Ser. XIX, 39, 1960.*
- 72 Zeekaarten. Hydrografische Dienst 's-Gravenhage, 1962.
Nr. 1460 Monden van de Eems.
Nr. 1555 Eems. Doekegat tot Delfzijl, Emden en Ditzum.
Nr. 1556 Dollard. Hoek van Reide tot Nieuwe Schans.
- 73 CROMMELIN, R. D., A contribution to the sedimentary petrology of the Dollart as compared with adjoining areas. *Verh. Kon. Ned. Geol. Mijnb. k. Gen./Geol. Serie Dl. XIX, 135, 1960.*
- 74 FAVEJE, J. CH. L., On the origin of the mud deposits in the Ems-estuary. *idem XIX, 147, 1960.*
- 75 SMET, L. A. H. DE und WIGGERS, A. J., Einige Bemerkungen über die Herkunft und die Sedimentationsgeschwindigkeit der Dollartablagerungen. *idem XIX, 129, 1960.*
- 76 WIGGERS, A. J., Die Korngrößenverteilung der holozänen Sedimente im Dollart-Ems-Estuarium. *idem XIX, III, 1960.*
- 77 POSTMA, H., Einige Bemerkungen über den Sinkstofftransport im Ems-Dollart Gebiet. *idem XIX, 103, 1960.*
- 78 STRAATEN, L. M. J. U. VAN, Transport and composition of sediments. *idem XIX, 279, 1960.*
- 79 STRAATEN, L. M. J. U. VAN, and KUENEN, PH. H., Accumulation of fine grained sediments in the Dutch Wadden Sea. *Geol. en Mijnb., Nw. Serie. XIX, 329, 1957.*
- 80 DORRESTEIN, R., On the distribution of salinity and of some other properties of the water in the Ems-estuary. *Verh. Kon. Ned. Geol. Mijnb. Gen., Geol. Ser. XIX, 43, 1960.*
- 81 KAMPS, L. F., DORRESTEIN, R. and OTTO, L., Note on the annual variation of salinity, temperature and oxygen content in the Ems-estuary. *idem, XIX, 75, 1960.*

- 82 HOOVER, S. R., JASEWICH, L. and PORGES, N., An interpretation of the B.O.D.-test in terms of endogenous respiration of bacteria.
J. Sew. and Ind. Wastes 25, 1163, 1953.
- 83 ADENEY, W. E., Nature and Rate of the chemical changes which occur in polluted fresh and salt water; and the rate of aeration of fresh and salt waters.
Fifth report, Gt. Brit. Sewage disp. Comm.
Appendix 6, Sec 1, Part. XIII. 'The aeration method of Analyses.' 96, 1908.
- 84 PHELPS, E. B., Stream sanitation (3e druk).
John Wiley and Son Inc. New-York, 1953.
- 85 IMHOFF, K., Taschenbuch der Stadtentwässerung.
16 Verbesserte und erweiterte Auflage.
R. Oldenbourg. München, 1956.
- 86 GOTAAS, H. B., Effect of temperature on biochemical oxidation of sewage.
Sew. Works. Journal 20, 441, 1948.
- 87 WIEGAND, J. H., An improved form of the monomolecular formula.
Sew. and Ind. Wastes 26, 160, 1954.
- 88 GAFFNEY, P. E. and HEUKELEKIAN, H., Biochemical oxidation of the lower fatty acids.
Journal Water Pollution Control Federation, 33, 1171, 1961.
- 89 BUSWELL, A. M., MULLER, H. F. and VAN METER, I., Bacteriological explanation of rate of oxygen consumption in the B.O.D.-test.
J. Sew. and Ind. Wastes 26, 276, 1954.
- 90 MUELLER, A., Die Abhängigkeit des Verlaufes der Sauerstoffzehrung in natürlichen Wässern und künstlichen Nährlösungen von Bacterienwachstum.
Arb. Kais. Gesundh. 38, 294, 1911.
- 91 BUSCH, A. W., 'B.O.D.-Progression in soluble substrates'.
Sew. and Ind. Wastes 30, 1336, 1958.
- 92 MYRICK, N. and BUSCH, A. W., The selective stimulation of respiration in mixed cultures of bacteria and protozoa.
Journal Water Pollution Control Federation. 32, 741, 1960.
- 92a MCWHORTER, T. R. and HEUKELEKIAN, H., Growth and endogenous phases in the oxidation of glucose.
Int. conf. on Waterpollution research Sect. 2, paper 23, 3-7 Sept. 1962, London.
- 92b WASSERMAN, A. E., HOPKINS, W. J. and PORGES, N., Whey utilization - growth conditions for *Saccharomyces fragilis*.
Sew. Ind. Wast. 30, 913, 1958.
- 93 GAMESON, A. L. H. and BARRETT, M. J., Oxidation, Reaeration and Mixing in the Thames Estuary.
Water Pollution Research Laboratory, Stevenage, England. Reprint 337, 1959.
- 93a WOLDENDORP, J. W., The influence of living plants on denitrification.
dissertatie. Wageningen 1963.
- 93b SKERMAN, V. B. D. and MAC RAE, I. C., The influence of oxygen on the reduction of nitrate by adapted cells of *Ps. denitrificans*.
Can. J. Microbiol. 3, 215-230, 1957.
- 93c SKERMAN, V. B. D. and MAC RAE, I. C., The influence of oxygen availability on the degree of nitrate reduction by *Ps. denitrificans*.
Can. J. Microbiol. 3, 505-530, 1957.
- 94 EGGINK, H. J. en JANSEN, J. H., Publikatie in bewerking, 1965.
- 95 LUDZACK, F. J., SCHAFFER, R. B. and ETTINGER, M. B., 'Temperature and feed as variables in activated sludge'.
Journal Water Pollution Control Federation. 33, 141, 1961.
- 96 GREENFIELD, R. E., ELDER, A. L. and MCMURRAY, R. E., Further studies on the Biochemical Oxygen Demand Test.
Ind. Eng. Chem. 18, 1276, 1926.
- 97 EGGINK, H. J. en TIMMER, H. J., Zuivering met gedispergeerd slib.
Cultuurtechniek 2, 204, 1964.

- 98 HEUKELEKIAN, H., 'Characteristics and treatment of Penicillin Wastes'.
Ind. Eng. Chem. 41, 1535, 1949.
- 99 NEMEROW, N. L. and RAY, J., Biochemical oxidation of glucose by dispersed growth aeration. Biological treatment of sewage and industrial wastes. Vol. I. J. Mc. Cabe and W. W. Eckenfelder. Reinhold Publ. Corp. New York, 1956.
- 100 KÜHL, H. und MANN, H., Protokolle zur Hydrochemie der unteren Ems auf Grund der Untersuchungsfahrten 1951-1953. Veröff. Inst. f. Küsten- und Binnenfischerei Nr. 8, Bundesforschungsanstalt für Fischerei, Hamburg, 1954.
- 101 KÜHL, H. und MANN, H., Über die Hydrochemie der unteren Ems. Veröff. Inst. f. Meeresforschung Bremerhaven III (1), 126, 1954.
- 102 GAMESON, A. L. H., TRUESDALE, G. A. and DOWNING, A. L., Reaeration studies in a lakeland beck.
J. Inst. Water Eng. 9, 1955.
- 103 GAMESON, A. L. H. and TRUESDALE, G. A., Some oxygen studies in streams.
J. Inst. Water Eng. 13, 175, 1959.
- 104 EDWARDS, R. W., OWENS, M. and GIBBS, J. W., Estimates of surface aeration in two streams.
J. Inst. Water Eng. 15, Nr. 5, 1961.
- 104a CHURCHILL, M. A., ELMORE, H. L. and BUCKINGHAM, R. A., The prediction of stream reaeration rates.
Journ. Sanitary Eng. Div. 88, SA4, 1, 1962.
- 105 PASVEER, A., Oxygen supply as the limiting factor in activated sludge purification. Biological treatment of sewage and industrial wastes, Vol. I. J. Mc Cabe and W. W. Eckenfelder.
Reinhold Publ. Corp. New York 1956.
- 106 FAIR, G. M., The dissolved oxygen Sag- an analysis.
Sew. W. Journ. 11, 445, 1939.
- 107 STREETER, H. W., Measures of natural oxidation in polluted streams.
I. The oxygen demand factor.
Sew. W. Journ. 7, 251, 1935.
- 108 STREETER, H. W., Measures of natural oxidation in polluted streams.
II. The reaeration factor and oxygen balance.
Sew. W. Journ. 7, 534, 1935.
- 109 Effects of polluting discharges on the Thames Estuary.
Department of scientific and industrial research.
Water Pollution Research. Technical paper no. 11. London. Her Majesty's stationary office, 1964.