

rijkswaterstaat

dienst getijdewateren

nr. C-2081 (ex. 1)

bibliotheek

610



DI 17909

waterloopkundig laboratorium
delft hydraulics laboratory

oriënterend onderzoek naar modellering
van waterkwaliteit in estuariene gebieden
met behulp van 2DH modellen

speurwerkverslag

S577

juli 1985

dienst binnenwateren / riza

*1 ex. gphl mkn
(extra ex aanw.)*

Aan geadresseerde

uw brief van:

lelystad, 13 november 1985

uw kenmerk:

ons kenmerk: deW/

17684

onderwerp:

verzonden:

18. NOV. 1985

bijlagen:

6

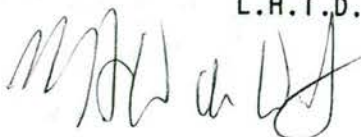
Ter informatie ontvangt u hierbij een exemplaar van het rapport "Oriënterend onderzoek naar modellering van waterkwaliteit in estuarienegebieden met behulp van 2 DH modellen" van het Waterloopkundig Laboratorium.

Onder begeleiding van medewerkers van het RIZA, DDM en de meet- en Adviesdienst Delfzijl is door het Waterloopkundig Laboratorium deze studie uitgevoerd. Daarbij was de vraagstelling beperkt tot het aangeven van mogelijkheden om op basis van beschikbare gegevens de Waterkwaliteit in estuarienegebieden te modelleren. Uitgegaan werd van vraagstellingen, samenhangend met waterhuishoudkundige ingrepen, calamiteiten, lozingen van afvalwater en slibtransport en sedimentatie. Dit laatste is verder in de studie vrijwel buiten beschouwing gebleven vanwege de beperkte opzet van de studie.

Het rapport geeft ten aanzien van de overige vraagstellingen enkele konklusies en aanbevelingen, welke van nut zullen zijn bij inspanningen van de RWS -al dan niet in samenwerking met het WL- om tot bruikbare waterkwaliteitsmodellen te komen.

Een afzonderlijke voortzetting van dit projekt wordt thans niet voorzien door de begeleidingsgroep. Dit is een taak voor de Dienst Getijdewateren of voor regionale direkties, die getijdewateren in beheer hebben.

De Hoofdingenieur-Direkteur,
L.H.I.D.



Ir. J.A.W. de Wit

lelystad,
maerlant 4-6

corr. adres: postbus 17, 8200 AA lelystad
tel.: (03200) 4 08 74, telex 40600
facsimile 49218

verzoeken bij uw antwoord kenmerk en datum dezes te vermelden en slechts één zaak in een brief te behandelen.

bereikbaar met de buslijnen:
154 van Amsterdam (Amstelstation)
157 van Amsterdam (Raistation) of
107 van Harderwijk (station)

oriënterend onderzoek naar modellering
van waterkwaliteit in estuariene gebieden
met behulp van 2DH modellen

speurwerkverslag

S 577

juli 1985

INHOUD

Figuren	2
1 Inleiding	4
2 Vraagstellingen waarvoor een waterkwaliteitsmodel voor estuariene gebieden nuttig kan zijn	6
2.1 Waterhuishoudkundige ingrepen met gevolgen voor de waterkwaliteit	6
2.2 Calamiteiten	6
2.3 Lozingen van al dan niet gezuiverd afvalwater	7
2.4 Slibtransport en sedimentatie	7
2.5 Eems-Dollard	8
3 Opzet van het onderzoek en gebruikte gegevens	9
3.1 Beschikbare gegevens	9
3.2 Opzet van proefberekeningen	10
3.2.1 Waterhuishoudkundige ingrepen	10
3.2.2 Calamiteiten	10
3.2.3 Permanente lozingen van afvalwater	11
3.2.4 Slibtransport en sedimentatie	12
4 Hydrodynamica	13
4.1 keuze van het simulatiegetij	14
4.2 invloed van de droogval procedure	14
4.3 rekenresultaten voor de waterbeweging	15
5 Zout simulaties	17
5.1 modelopzet	17
5.2 keuze van de randvoorwaarden	19
5.3 kalibratie van de dispersie coëfficiënt	20
5.4 rekenresultaten voor een ingespeeld getij	23
5.5 relatie met berekeningen met een getijgemiddeld model	24
5.6 relatie met 1-dimensionale berekening	25
6 Rhodamine lozingen	26
6.1 opzet van het rhodamine experiment	26
6.2 keuze van het model	27
6.3 berekeningsresultaten	28
6.3.1 Vlek 1	29
6.3.2 Vlek 3	30
6.3.3 Vlek 7	30
6.4 conclusies	30
7 Waterkwaliteit	33
7.1 Lozingsgegevens	33
7.2 Waterkwaliteitsgegevens	40
7.3 Begin- en randvoorwaarden	43
7.4 De modelvergelijkingen.	44
7.4.1 Inleiding	44
7.4.2 De zuurstofhuishouding.	44
7.4.3 De stikstofhuishouding.	46
7.4.5 De fosfaathuishouding:	49
7.5 Vergelijking van waterkwaliteitsgegevens en modelresultaten.	51
8 Conclusies en aanbevelingen	53
8.1 Waterhuishoudkundige ingrepen.	53

8.2 Kalamiteiten.	54
8.3 Lozing van al dan niet gezuiverd afvalwater.	54
8.4 slib	55
8.5 Aanbevelingen voor verder onderzoek.	56
 Literatuur	 58

FIGUREN

- Figuur 1. Schematisering Eems-Dollard estuarium
- Figuur 2. Dieptelijnen van de WAQUA-schematisering
- Figuur 3. 3-D plot van een WAQUA-schematisering
- Figuur 3a. Afvoer Ems 1976/1977
- Figuur 4. Berekende en gemeten waterstanden
- Figuur 5. Berekende debietkrommen van het Ranselgat, de Westerbalje en de snelheidskromme in Reide
- Figuur 6. Schematisering van het gebied (WAQUA en DELWAQ)
- Figuur 7. Thatcher-Harleman randvoorwaarde
- Figuur 8. Berekende en gemeten saliniteit, timelag 0.5 uur
- Figuur 9. Berekende en gemeten saliniteit, timelag 2.5 uur
- Figuur 10. Berekende en gemeten saliniteit, timelag 5.0 uur
- Figuur 11. Evenwijdige verplaatsing van het concentratie verloop
- Figuur 12. Gedeeltelijke opmenging van estuariumwater met zeewater tussen instroming en uitstroming
- Figuur 13. Inspelen saliniteit in de mond van de Dollard bij diverse dispersie coëfficiënten
- Figuur 14. Berekende saliniteit bij Borkum, de Eemscentrale en in de mond van de Dollard gedurende 25 getijden
- Figuur 15. Ingespeelde zoutgehalten Eems-Dollard (09.00 uur)
- Figuur 16. Ingespeelde zoutgehalten Eems-Dollard (11.30 uur)
- Figuur 17. Ingespeelde zoutgehalten Eems-Dollard (14.00 uur)
- Figuur 18. Ingespeelde zoutgehalten Eems-Dollard (16.30 uur)
- Figuur 19. Zoutgehalten na middeling van de individuele gehalten over het getij
- Figuur 20. Saliniteit bij een over het getij gemiddeld netto stromingsbeeld en een dispersiecoëfficiënt = $120\text{m}^2/\text{s}$
- Figuur 21. Saliniteit bij een over het getij gemiddeld netto stromingsbeeld en een dispersiecoëfficiënt = $140\text{m}^2/\text{s}$
- Figuur 22. Saliniteit bij een over het getij gemiddeld netto stromingsbeeld en een dispersiecoëfficiënt = $160\text{m}^2/\text{s}$
- Figuur 23. Lokaties Rhodamine lozingen
- Fig. 24/30. Vergelijking vlekverspreiding en berekening DELWAQ
- Figuur 24a. Vlek 1: 5 uur 25 min. na lozing (prototype)
- Figuur 24b. Vlek 1: 5 uur 25 min. na lozing (berekend)
- Figuur 25a. Vlek 1: 11 uur 35 min. na lozing (prototype)
- Figuur 25b. Vlek 1: 11 uur 35 min. na lozing (berekend)
- Figuur 26a. Vlek 1: 23 uur 33 min. na lozing (prototype)
- Figuur 26b. Vlek 1: 23 uur 33 min. na lozing (berekend)
- Figuur 27a. Vlek 3: 4 uur 48 min. na lozing (prototype)
- Figuur 27b. Vlek 3: 4 uur 48 min. na lozing (berekend)
- Figuur 28a. Vlek 3: 11 uur 28 min. na lozing (prototype)
- Figuur 28b. Vlek 3: 11 uur 28 min. na lozing (berekend)
- Figuur 29a. Vlek 7: 3 uur 43 min. na lozing (prototype)
- Figuur 29b. Vlek 7: 3 uur 43 min. na lozing (berekend)
- Figuur 30a. Vlek 7: 10 uur 15 min. na lozing (prototype)
- Figuur 30b. Vlek 7: 10 uur 15 min. na lozing (berekend)
- Figuur 31. Belastingen van het Eems-Dollard estuarium 1980 per lozingspunt
- Figuur 32. Belastingen van het Eems-Dollard estuarium 1980 per type lozing
- Figuur 33. RIZA-gegevens waterkwaliteit Eems-Dollard 1980
- Figuur 34. Rekonstruktie getijkromme (1980-kampagne)
- Figuur 35. Berekende waterkwaliteit (1980-kampagne)

LIJST VAN TABELLEN

Tabel 1	Saliniteitsmetingen	17
Tabel 2	Horizontale dispersiecoefficient	22
Tabel 3	Belastingen	34
Tabel 4	Lozingselementen	35
Tabel 5	NO2NO3_N Messpunt 2.0 en 2.1	36
Tabel 6	DO Messpunt 2.0 en 2.1	38
Tabel 7	Input DELWAQ	39

1 INLEIDING

Waterkwaliteitsmodellering in estuaria dient onder meer een wetenschappelijk doel en een beleidsmatig doel. Ten eerste verhoogt de waterkwaliteitsmodellering het inzicht in de processen welke een rol kunnen spelen bij het tot stand komen van de waterkwaliteit in estuariene gebieden. Deze kwantificerende mogelijkheden kunnen ondersteunend werken voor veld- en laboratorium onderzoek. Ten tweede maakt waterkwaliteitsmodellering het mogelijk de gevolgen van industriële ontwikkelingen en infrastructurele maatregelen op het aquatisch milieu nader te kwantificeren ten behoeve van het beheer en beleid.

De huidige toepassingen van waterkwaliteitsmodellen op Nederlandse estuaria beperken zich over het algemeen tot de modellering van zoutgehalten. Indien ook andere waterkwaliteitscomponenten worden beschouwd, betreft dit veelal concentraties gemiddeld over de dwarsdoorsnede (1D-benadering), terwijl de simulatie zich vaak beperkt tot getijgemiddelde perioden. Er zijn een aantal modeltoepassingen bekend in meer dimensies, maar tot een algemeen beheersmodel voor een breed scala van waterkwaliteitstoepassingen is het nog niet gekomen.

Deze studie beoogt te komen tot het aangeven van de mogelijkheden om op basis van de beschikbare gegevens de waterkwaliteit in estuariene gebieden in Nederland te modelleren. In het bijzonder is aandacht besteed aan de overgang van een riviersysteem naar een estuarium en kustwater, de invloed van rivierafvoer en getijbeweging, de invloed van afvalwaterlozingen en van bio-chemische processen op de waterkwaliteit. Criteria voor modelkeuzen, de diskretisaties in plaats en tijd alsmede de tijdschaal van modelsimulaties, in het licht van de beschikbare gegevens, zijn nader onderbouwd.

Voor de studie waarvan hier verslag wordt gedaan, is aanvankelijk overwogen om uit te gaan van het Westerschelde estuarium. Het zou mogelijk zijn om infrastructurele veranderingen (lozingsmiddel Zoommeer) in het onderzoek te betrekken, terwijl het gebied een randvoorwaarde vormt voor de kwaliteit langs de Noordzee kust en enige badstranden.

Toch is de voorkeur uitgegaan naar het Eems-Dollard estuarium. Overwegingen die hierbij een rol hebben gespeeld betreffen onder meer de reeds beschikbare 2-dimensionale modeltoepassingen van de Meet- en Adviesdienst Delfzijl, waarbij aangesloten kon worden, alsmede de processtudies die sinds enige jaren door de BOEDE groep in het gebied zijn verricht [1]. Ook kon aangesloten worden bij het speurwerk van het Waterloopkundig Laboratorium naar de toepassing van het WAQUA model in combinatie met het waterkwaliteitsmodel DELWAQ voor het Eems-Dollard estuarium [2].

Dit rapport zal allereerst ingaan op het kader van het onderzoek. Dit betreft dan met name de vraagstellingen waarvoor een waterkwaliteitsmodel voor estuariene gebieden puttig kan zijn. Er wordt een viertal soorten problemen onderscheiden, die met praktijksituaties worden geïllustreerd. Dit onderdeel is door ing. A. van der Kooij, ir. P.B.M. Stortelder en ir. J.A.W. de Wit van Rijkswaterstaat toegeleverd en ook als leidraad gebruikt bij het vervolg van de rapportage.

Vervolgens wordt, uitgaande van de probleemstelling, de reeds beschikbare modelervaring en de gegevens, gekomen tot een opzet voor een aantal proefberekeningen, die een concreet licht moeten werpen op de mogelijkheden en beperkingen van de modelaanpak. In afzonderlijke hoofdstukken worden deze proefberekeningen uitgewerkt en worden de resultaten besproken.

Er zal besloten worden met konklusies in het licht van de opgeworpen vraagstellingen en met het aangeven van mogelijke lijnen waarlangs verdere activiteiten plaats kunnen hebben. Het onderzoek is begeleid door een begeleidingsgroep bestaande uit:

- ir. P.B.M. Stortelder, voorzitter, van de hoofdafdeling Milieu en Inrichting van de Deltadienst.
- ir. J.A.W. de Wit, secretaris, van het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater.
- dr. K. Essink, Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, Laboratorium Groningen.
- ir. J. Hartman, Meet- en Adviesdienst Delfzijl.
- ing. A. van der Kooij, Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater.

Deze studie heeft plaatsgevonden in het kader van de eenmalige ondersteuning door R.W.S. ten behoeve van het behoud van het deskundigheidsprofiel van het W.L..

Het onderzoek is uitgevoerd en gerapporteerd door ir. K.D. Maiwald, ir. L. Postma en F.C. van Stralen, allen van het Waterloopkundig Laboratorium.

2 VRAAGSTELLINGEN WAARVOOR EEN WATERKWALITEITSMODEL VOOR ESTUARIENE GEBIEDEN NUTTIG KAN ZIJN

Van de vier in dit verband onderscheiden problemen hebben er twee betrekking op lozingen en wel continue lozingen enerzijds en kalamiteiten anderzijds.

Bij continue lozingen is sprake van een globaal concentratiebeeld wat doorgaans langzaam in de tijd varieert. De insteltijd van het globale concentratiebeeld is doorgaans lang ten opzichte van die van de getijbeweging zelf. Voor een kalamiteit is met name het momentane transport en de verspreiding van de vlek van belang.

De overige twee onderwerpen hebben betrekking op waterhuishoudkundige ingrepen en op het transport en de bezinking van slib.

2.1 WATERHUISHOUDKUNDIGE INGEPEN MET GEVOLGEN VOOR DE WATERKWALITEIT

Westerschelde: Via het spuimiddel bij Bath zal in de toekomst discontinu water vanuit het aan te leggen Zoommeer op de Westerschelde geloosd worden. De debieten kunnen variëren tussen 0 en ca. 100 m³/s.

Hierdoor kan de lozing in dezelfde orde van grootte liggen als de Schelde-afvoer (gemiddeld ca. 120 m³/s).

Hoe verspreidt de lozing zich getijgemiddeld en binnen een getijcyclus bij verschillende Schelde-afvoeren en bij verschillende spuidebieten? Wat voor processen hebben invloed op het concentratieverloop bij de overgang van zoet naar zout water met inachtneming van de hoge verontreinigingsgraad van de Westerschelde (bijv. adsorptie/desorptie van metalen, afsterven van zoetwateralgen in zout water, sedimentatie)?

In welke mate worden het Land van Saeftinghe en de Hooge Platen door de chloridedaling beïnvloed?

Eems-Dollard: In Duitsland bestaan plannen om de benedenverloop van de Eems om te leggen. Dit betekent een verandering van de zoet/zout verdeling in het estuarium, alsmede een verandering van hieraan gerelateerde kwaliteitsparameters. Behalve t.a.v. de ingreep zelf is sturing t.a.v. het beheer minder goed mogelijk dan bij de Westerschelde omdat in principe t.a.v. de Eemsafvoer geen operationeel beheer te voeren is.

2.2 CALAMITEITEN

Westerschelde: Hoe verspreidt zich een stof bij een kalamiteit (scheepsongeval, ongewenste kortstondige lozing, ongeval bovenstrooms van de Belgisch-Nederlandse grens) en hoe is het concentratieverloop met inachtneming van processen? De vraag moet zowel getijgemiddeld als binnen een getijcyclus beantwoord kunnen worden. Daarnaast is van belang dat een dergelijk vraag snel beantwoord moet kunnen worden (enkele uren) i.v.m. te nemen maatregelen.

Oosterschelde en Eems-Dollard: Ook bij deze estuaria speelt deze vraagstelling een rol, zij het in mindere mate dan bij de Westerschelde.

Nieuwe Maas en Nieuwe Waterweg: Bij de verspreiding van calamiteiten is ook de invloed van de Oude Maas van belang. Bij bovenstroomse calamiteiten op de Rijn voorziet het Rijnmodel in berekeningen t.b.v. verblijftijden en concentratieverloop. Het gebied Vuren, Maassluis, H. v. Holland is in deze nog een witte vlek.

Met betrekking tot de vraagstelling over calamiteiten moet onderscheid worden gemaakt tussen drijvende stoffen, oplopende stoffen en zinkende stoffen.

2.3 LOZINGEN VAN AL DAN NIET GEZUIVERD AFVALWATER

Westerschelde: Vanaf de oever vinden vele lozingen plaats (o.a. omgeving kanaal Gent-Terneuzen, Breskens, Sloegebied, Hansweert). Hoe verspreiden deze lozingen zich, gezien per lozing en als totaal van de lozingen, binnen een getijcyclus, getijgemiddeld en wat wordt als gevolg van de lozingen de jaar of zomerhalfjaar gemiddelde waterkwaliteit in het estuarium? Voor een deel van de geloosde stoffen moet ermee rekening gehouden worden dat binding van slib plaats kan vinden of dat het een lozing betreft van voor een belangrijk deel gesuspenderd materiaal.

Oosterschelde: Lozingen vinden op de Oosterschelde nauwelijks plaats. Wel wordt via verschillende sluizen water gespuid (Krammersluizen, hevel Grevelingendam, Oestersluis en Zuidkreeksluizen). De debieten zijn relatief gering en/of de kwaliteit van het gespuide water is relatief goed. Naar effect lozing vanuit Grevelingenmeer en Zoommeer op onder andere Krabbekreek vindt onderzoek plaats met behulp van een 2-D vertikaal model (DISTRO).

Nieuwe Maas en Nieuwe Waterweg: Er vinden naast directe lozingen in de hoofdstroom (UKF, Windmill, Tiofine, RWZI's) ook veel indirecte lozingen via de haven plaats (1e Petroleumhaven, Chemie/Botlekhaven etc.). De vraagstellingen zijn verder gelijk als bij de Westerschelde.

Eems-Dollard: Ook hier vinden vele lozingen plaats, soms direct op het estuarium (VKA, AKZO), soms indirect via het Zeehavenkanaal Delfzijl.

De vraagstellingen zijn gelijk aan de Westerschelde [26].

2.4 SLIBTRANSPORT EN SEDIMENTATIE

Als 4e vraagstelling voor alle estuariene gebieden kan worden genoemd het transport van particulier materiaal (slib, zand, organische stof detritus, fytoplankton, etc.). Waar treedt erosie op, waar sedimentatie? Hoe groot zijn de transporten door een bepaald traject, en welke richting op? Deze vraagstelling is onder meer van belang voor de bepaling van de belasting met verontreinigende stoffen van naburige landen (Waterweg, Schelde, Eems), belasting op de Noordzee (alle estuaria), bagger- en

dumpingsproblematiek, ecosysteemstudies (o.a. nutriëntenbalansen) en morfologische veranderingen (o.a. Oosterschelde t.g.v. gedempt getij, Westerschelde en Eems-Dollard t.g.v. uitdiepen vaargeul). Duidelijk zal zijn dat de proceskennis (valsnelheden en andere eigenschappen van de deeltjes, kritische erosiesnelheid, etc.) op dit moment nog duidelijk te kort schieten om met modellen al te hard vooruit te lopen.

Dit tekort aan kennis is soms ook belemmerend bij de vraagstellingen 1 t/m 3 omdat ook hier in veel gevallen slib een rol speelt.

2.5 EEMS-DOLLARD

De genoemde 4 vraagstellingen zijn nader uitgewerkt met behulp van konkrete proefberekeningen. Hiervoor is in het kader van deze studie uitgegaan van het Eems-Dollard estuarium. In het gebied zijn met name de volgende aspecten van belang:

1. De lozing van veenkoloniaal afvalwater bij Nieuw-Statenzijl.
2. De mogelijke omlegging van de Ems.
3. De troebelings van het estuarium.
4. De lozingen van industrieel afvalwater.
5. Relatie primaire produktie/nutriënten.
6. Relatie primaire produktie/zwevend materiaal.
7. Opgetreden veranderingen door sanering van de afgelopen jaren.
8. Aanpak van getijgemiddelde waterkwaliteitsberekeningen.

De aspecten 1, 2, 3, 4 en in mindere mate 7, worden bestreden door de eerder genoemde vraagstellingen. De aspecten 5, 6 en 8 zijn meer vanuit technisch wetenschappelijk oogpunt van belang.

Vanwege de beperkte opzet van het projekt is op de aspecten 5 en 6 niet nader ingegaan. Aspekt 8 is bij de zoutsimulaties gezien.

3 OPZET VAN HET ONDERZOEK EN GEBRUIKTE GEGEVENS

Uitgaande van de vraagstelling en de beschikbare gegevens zal in dit hoofdstuk gekomen worden tot een opzet van enkele proefberekeningen. Het is de bedoeling om aan de hand van deze proefberekeningen te kunnen evalueren welke de mogelijkheden en beperkingen zijn van het gebruikte model, mede in relatie tot mogelijke alternatieve modelaannamen en ervaringen met andere modellen.

3.1 BESCHIKBARE GEGEVENS

Met betrekking tot de beschikbare gegevens, moeten onder andere de navolgende bronnen worden genoemd:

- **De gegevens zoals verzameld door de BOEDE groep.**

In het begin van de zeventiger jaren ontstond de behoefte bij de voor het beleid verantwoordelijke instanties de beleidsbeslissingen die het Eems-Dollard estuarium betroffen af te kunnen wegen tegen de te verwachten biologische gevolgen van de beslissingen met betrekking tot infrastructuurele werken, zoals onder meer de directe lozing op het estuarium van veenkoloniaal afvalwater middels persleidingen.

Door de vijf ministeries die betrokken zijn bij het beleid ten aanzien van het estuarium werd het project Biologisch Onderzoek Veenkoloniaal Afvalwater opgezet. Na het afsluiten van de inventarisatie van de diverse levensgemeenschappen verschoof het zwaartepunt van het onderzoek naar de processen die samenstelling en omvang van de levensgemeenschappen beïnvloeden. Met name werd onderzoek gedaan naar de wisselwerking tussen de levensgemeenschappen en de abiotische milieu-factoren. De naamgeving werd in 1977 gewijzigd in Biologisch Onderzoek Eems-Dollard Estuarium (BOEDE).

Dit onderzoek heeft geleid tot een groot aantal rapporten en publikaties en is min of meer afgerond met een eindrapport waaraan ook bovenstaande informatie is ontleend [1].

De in het kader van het BOEDE onderzoek verrichte zoutmetingen op 3 plaatsen in het estuarium iedere tien minuten, gedurende een volledig getij, zijn gebruikt voor de inregeling van het stoftransport. (ongepubliceerde gegevens).

- **De onderzoeken in het kader van het Duitse routinaprogramma.**

Voor de berekeningen van de waterkwaliteit ten gevolge van duurlozingen is met name ook gebruik gemaakt van uit Duitsland afkomstige gegevens. [3].

- **De onderzoeken in het kader van de routinematige bemonstering van de kwaliteit van Rijkswateren.**

Het routinematig onderzoek naar de kwalitatieve hoedanigheid van de Rijkswateren wordt hoofdzakelijk verricht door het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater (RIZA) en het Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne (RIVM) en wordt gerapporteerd in kwartaalverslagen [4].

Van deze gegevens is gebruik gemaakt voor de waterkwaliteitsberekeningen met betrekking tot duurlozingen.

- **Specifieke niet-routine matige onderzoeken.**

Door diverse Rijkswaterstaatsdiensten vinden regelmatig onderzoeken plaats naar specifieke aspecten of processen in het Eems-Dollard estuarium. Deze onderzoeken zijn vaak van korte duur, maar bestuderen een of enkele facetten in grotere mate van detail dan met een routinematig onderzoek mogelijk is.

3.2 OPZET VAN PROEFBEREKENINGEN

Met betrekking tot drie van de in hoofdstuk 2 genoemde vraagstellingen is een opzet voor een proefberekening aangegeven. Hierbij is steeds uitgegaan van een twee-dimensionaal horizontale modellering van het gebied. Enerzijds omdat zonder hoge kosten aangesloten kon worden bij bestaande modelontwikkelingen van de Meet- en Adviesdienst Delfzijl, anderzijds omdat in het gebied al ruime ervaring met (vertakt) 1-dimensionale modeltoepassingen voorhanden is.

3.2.1 Waterhuishoudkundige ingrepen

De waterhuishoudkundige ingrepen zullen in eerste instantie het stromingspatroon beïnvloeden en daarmee de verspreiding en verdunning van stoffen. Omdat de ingrepen doorgaans voornamelijk van invloed zijn op de stromingen in het horizontale vlak (dammen, geulen etc.) zal de manier waarop een 2-DH model de horizontale stromingspatronen weergeeft, een belangrijk element vormen bij het inschatten van de voorspelbaarheid van stromingen onder gewijzigde kondities. In eerste instantie zal dit aspect bij de proefberekeningen van de 2-DH waterbeweging en zoutverdeling nader uitgewerkt worden. Voor de kalibratie van de zoutconcentraties kon gebruik gemaakt worden van een reeks, door de BOEDE groep verzamelde, zoutgegevens. Deze zijn ca. eens per 10 minuten over een gehele getijperiode, op drie plaatsen in het estuarium, gemeten.

3.2.2 Kalamiteiten

Bij kalamiteiten is er doorgaans sprake van een kortstondige hevige lozing. De vlek die hierbij ontstaat, verplaatst zich afhankelijk van getij en stroming en breidt zich in grootte uit door dispersief transport.

In rivieren is er sprake van een typisch 1-dimensionaal kalamiteitsbeeld. De kalamiteit verspreid zich binnen een tiental kilometers over de dwarsdoorsnede van de rivier en op een benedenstrooms gelegen punt is een piek waarneembaar die onder invloed heeft gestaan van longitudinale dispersie. Voor deze situaties zijn modellen geïmplementeerd [5,6].

In estuaria is de breedte vaak zo groot dat aan de aanname van volledige menging over de dwarsdoorsnede, niet of in mindere mate

is voldaan. Voor dit soort situaties is dan in ieder geval een 2-dimensionaal horizontale benadering vereist. Wanneer ook concentratieverschillen over de vertikaal een belangrijke rol spelen moet een 3-dimensionale benadering overwogen worden. Op dit gebied zijn analytische modellen [7,8] en numerieke modellen [9,10] bekend. In het kader van dit onderzoek is een proefberekening uitgevoerd met een numeriek 2-DH model, op basis van de advectie-dispersie vergelijking. De ervaringen worden in hoofdstuk 6 vergeleken met andere benaderingen van dit soort problemen. Voor de vergelijking met de gemeten situaties kon gebruik gemaakt worden van de specifieke onderzoeken die door de Meet- en Studiedienst Delfzijl zijn verricht, met betrekking tot de verspreiding van een aantal rhodamine lozingen in het estuarium.

3.2.3 Permanente lozingen van afvalwater

De gevolgen van permanente lozingen van afvalwater in estuariene gebieden strekken zich doorgaans uit over een groot deel van het gebied. De gehalten in de delen van het estuarium worden in de loop der tijd opgebouwd en er is sprake van een evenwicht tussen reaktiekinetiek en verspreidings- en verdunningsprocessen. De concentratieverschillen in de breedterichting van het estuarium zullen daarom vaak veel minder groot zijn dan bij een kalamiteuze lozing, zodat voor dit soort problemen een 1-dimensionale benadering in een aantal gevallen gerechtvaardigd kan zijn.

Binnen het getij kunnen de gehalten sterk variëren doordat de eb- en vloedstroom het gehele concentratiepatroon in beweging zetten. Voor een vast tijdstip ten opzichte van het getij, zijn de veranderingen doorgaans minder groot. Het betreft hier dan de invloed van doottij- springtij cycli en de invloed van de wind voor wat betreft de verspreidingsmechanismen en verandering in instraling, temperatuur etc. voor wat betreft de waterkwaliteitsprocessen. Dit onderscheid is ook aan te treffen in modelbenaderingen. Men treft enerzijds modellen aan die de stofbewegingen binnen het getij beschrijven, anderzijds treft men modellen aan die tot een of andere vorm van een over het getij geïntegreerde beschouwing komen.

Op dit gebied zijn reeds 1-dimensionale modellen en vertakte 1-dimensionale modellen bekend van de Rijnmond [11], de Westerschelde [12], de Eems-Dollard [13] en de Westelijke Waddenzee [14].

Voor een vertikaal gelaagd systeem kan het van belang zijn om een onderscheid te maken in verticale zin. De geloosde stof verspreid zich dan niet meer uniform over de vertikaal en door verschillende stroomsnelheden op verschillende diepten treedt dan ook een verschillend verspreidingspatroon op. Zo zijn 2-dimensionaal verticale modellen bekend voor de Rijnmond [15]. De zoutgradient over de vertikaal is hier vaak het object van studie, zodat eigenlijk niet gesproken kan worden van de verspreiding van afvalwater. Deze berekeningen vormen echter vaak de eerste aanzet tot studies waarbij ook de waterkwaliteitskinetiek in de beschouwing wordt betrokken.

Voor een situatie waarin de horizontale verspreidingspatronen van groter belang zijn dan eventuele verticale inhomogeniteiten zijn er 2-dimensionaal horizontale modellen bekend. Het onderwerp van studie met deze modellen is tot nu toe voornamelijk de waterbeweging geweest en zo er al stoftransport werd gemodelleerd betrof dat zout of de verspreiding van een incidentele lozing (tracer) [31].

Wanneer naast de horizontale verspreidingspatronen ook gerekend dient te worden met verticale inhomogeniteiten, komt men tot een 3-dimensionale modelbenadering. Er zijn al wel enige tentatieve berekeningen op 3-D basis bekend op een zeer grof grid [16], maar in Nederland is van driedimensionale waterkwaliteitsberekeningen naar aanleiding van afvalwaterlozingen nog geen sprake geweest.

In het modelgebied, het Eems-Dollard estuarium, zijn de verticale gradienten van het concentratiepatroon meestal niet groot. Dit houdt in dat de meeste additionele informatie verkregen wordt met een 2-DH berekening van de waterkwaliteit ten gevolge van afvalwater lozingen. Deze informatie kan vergeleken worden met de 1-dimensionaal horizontale modellering tot heden [13]. Er kan voor dit doel gebruik gemaakt worden van gegevens verzameld in het kader van het meetnet Rijkswateren [4] en die welke in het kader van het permanente Duits-Nederlandse overleg zijn verkregen [3]. In de gevolgde opzet wordt zowel binnen de getijschaal gerekend als op getijgemiddelde basis. In hoofdstuk 7 worden de berekeningen en de resultaten nader besproken.

3.2.4 Slibtransport en sedimentatie

Voor het slibtransport moet men, in tegenstelling tot het transport van opgeloste stoffen, rekening houden met sedimentatie en resuspensie van materiaal. Gezien de essentiële inhomogeniteit over de vertikaal mag men verwachten dat alleen 2-dimensionaal verticale en 3-dimensionale modellen de betreffende processen behoorlijk kunnen beschrijven.

Het is echter voor niet- of minder gelaagde situaties soms ook wel mogelijk om met een 2-dimensionaal horizontaal model de slibbeweging in het horizontale vlak redelijk te benaderen. Hiertoe moet de schuifspanningssnelheid aan de bodem benaderd kunnen worden door een functie van de gemiddelde snelheid over de vertikaal. Met deze schuifspanningssnelheid kan dan het sedimentatie en resuspensieproces worden geschat. Voor wat betreft het transport van zwevend sediment kan nog rekening gehouden worden met het feit dat de snelheid bij de bodem, waar de concentratie het hoogst is, lager is dan de gemiddelde snelheid over de waterdiepte.

Gezien het beperkte karakter van deze feasibility study is vooralsnog geen proefberekening met een 2-DH, 2-DV of 3-D slibbewegings model opgezet. Met betrekking tot een 2-DH slibmodel is al wel enige ervaring elders bekend [9].

4 HYDRODYNAMICA

Voor de berekening van de waterbeweging is aangesloten bij de modelopzet van de Meet- en Adviesdienst Delfzijl, zoals deze ook is gebruikt voor het eigen speurwerk (S0296) van het Waterloopkundig Laboratorium [2]. In figuur 1 wordt een overzicht gegeven van de wijze waarop het gebied is geschematiseerd. Aan de zeekant wordt de begrenzing gevormd door Rottumeroog, Borkum en het zeegat tussen deze twee eilanden. Van Rottumeroog loopt de rand via een wantij naar de Groningse kust. Van Borkum loopt de rand via een wantij naar de Westerbalje. Beide wantijen worden als een dichte wand gemodelleerd, terwijl het Ranselgat tussen Borkum en Rottumeroog als een waterstandsrand is gemodelleerd, evenals de Westerbalje ten noorden van de Duitse kust.

Instroming vindt plaats door het riviertje de Westerwoldse Aa aan de zuidkant van de Dollard en de rivier de Ems die de Dollard in het noordoosten binnenstroomt. De Westerwoldse Aa loost alleen tijdens laagwater; bij de berekeningen is echter uitgegaan van continue lozing, hierop zal in hoofdstuk 7 nader worden teruggekomen. In de Ems bevindt zich een stuw, enkele tientallen kilometers stroomopwaarts van de Dollard. Vanaf dit punt is de Ems gemodelleerd als een kombergings gebied met globaal de juiste lengte en berging.

De voor de schematisatie gebruikte maaswijdte Δx is 800 m. Tot aan het Oostfriesche Gaatje in de monding van de Eems kan hiermee nog redelijk het platen- en geulenstelsel worden gemodelleerd. In de Eems wordt het al problematisch, maar toch kunnen hier nog globaal het Oostfriesche Gaatje langs de Duitse kust en de Bocht van Watum langs de Groningse kust geschematiseerd worden. De Dollard is voornamelijk als kombergingsgebied gemodelleerd, waarbij nog wel heel grof de geul naar de Westerwoldse Aa is onderscheiden. Figuren 2 en 3 geven respectievelijk de dieptelijnen en een 3D plot van de WAQUA schematisatie.

De WAQUA schematisatie voorziet in een bodemliggingspunt in ieder van de hoekpunten in fig. 1. Dit geeft aan met welke nauwkeurigheid het bodemprofiel ter plaatse kan worden gevolgd. Daar waar de bodem onvoldoende nauwkeurig geschematiseerd kan worden, kunnen lokaal afwijkingen in het snelheidsbeeld voorkomen ten opzichte van snelheden welke in de praktijk voorkomen. Wanneer de komberging ter plaatse echter redelijk overeenstemt, mag verwacht worden dat de verstorende invloed hiervan op het grootschaliger transport van water en stoffen beperkt blijft.

Door de grove schematisatie ontstaat in dit verband een extra probleem. Het is niet altijd mogelijk om in de Eems en de Dollard een duidelijke relatie te leggen tussen een meetpunt in het veld en een positie in het model. Hierop wordt in een ander verband nog terug gekomen.

4.1 KEUZE VAN HET SIMULATIEGETIJ

De keuze van het simulatie getij is aanvankelijk ingegeven door de beschikbare zoutgegevens binnen een getijcyclus. Hierop wordt in hoofdstuk 5 nader terug gekomen. Deze benaderingswijze is gekozen omdat deze gegevens het mogelijk maakten het verloop van het zoutgehalte binnen het getij goed te volgen.

De zoutgegevens betroffen metingen eens per ca 10 minuten, gedurende een getij op 26, 27 en 28 april 1982, respectievelijk te Borkum, ter hoogte van de Eemshaven en Mond van de Dollard. De metingen zijn teruggerekend naar 27 april 1982, zodat voor de waterbeweging uitgegaan is van de situatie rond die dag.

Uit de waterstandsregistraties bij Borkum en Rottumeroog is een cyclus van 12,5 uur gelicht. Deze cyclus is Fourier-geanalyseerd en de eerste 6 componenten zijn meegenomen in de randvoorwaarden. Voor de open rand in de Westerbalje waren geen meetgegevens beschikbaar. Op basis van gegevens uit het verleden zijn 'overdrachtsrelaties' geschat voor de Fouriercomponenten bij Borkum naar die in de Westerbalje. Voor de dubbel-daagse component is een vermenigvuldigingsfactor van 1,15 gehanteerd, voor de viermaal daagse een factor van 1,9. De overige componenten zijn met een factor 1,0 overgedragen. Alle fasen in de Westerbalje zijn 45 minuten verschoven ten opzichte van die bij Borkum. Tenslotte is de middenstand in Westerbalje gemiddeld 5 cm hoger dan bij Borkum, weer op basis van gegevens uit het verleden.

Voor de rivieraafvoer in de Ems is een gemiddelde genomen van 80 m³/s ter hoogte van Pogum. Figuur 3a geeft een indruk van de variabiliteit van het Ems debiet. Voor het debiet van de Westerwoldse Aa is 5 m³/s gekozen.

De Chezy coefficient wordt berekend met de formule van Manning. De gebruikte Manning coefficient heeft in de Waddenzee een waarde 0.022, in de Eems een waarde van 0.021 en in de Dollard een waarde 0.020. Er is geen windinvloed in rekening gebracht. Ook de horizontale zoutgradient van het water is in de waterbewegings berekening niet meegenomen, aangezien voor de Eems-Dollard verwacht mag worden dat dit het snelheidspatroon slechts 1 a 2% zal wijzigen.

4.2 INVLOED VAN DE DROOGVAL PROCEDURE

Zoals al in [17] is opgemerkt kan een te grove droogval- en onderstroomprocedure erg verstorend werken op de lokale snelheden en waterstanden. Proefberkeningen [2] hebben uitgewezen dat het oude Leendertse schema het minst rustige stromingsbeeld oplevert. Het zogenaamde 'gemiddelde' schema levert ook een gemiddeld resultaat in dit opzicht op, terwijl het zogenaamde 'Stelling' schema het rustigste beeld oplevert tijdens droogvallen en onderstromen.

Het Leendertse schema neemt elementen uit de berekening wanneer de waterstand plus de kleinste diepte van een grensvlak van dat element beneden een vastgestelde waarde komt. Het gemiddelde schema doet het zelfde wanneer de waterstand plus de gemiddelde diepte van de grensvlakken beneden een bepaalde vastgestelde waarde komt. Het Stelling schema neemt grensvlakken uit de berekening wanneer het oppervlak daarvan beneden een bepaalde waarde komt. Het element is dan uit de berekening genomen wanneer de grensvlakken dat zijn.

De gebruikte droogvalprocedure is niet uitsluitend voor de waterbeweging van belang, maar ook voor het transport van stoffen. Ruwweg kan gesteld worden dat een element het vroegst droogvalt met de Leendertse methode en het laatst met de Stelling methode. Dit houdt in dat het restvolume boven een plaat en daarmee de hoeveelheid 'stilgezet' water, in een drooggevallen element groter is bij toepassing van de Leendertse methode dan met de 'gemiddelde' methode. Bij toepassing van de Stelling methode is deze het geringst en kan deze bij bepaalde bodemtopografie zelfs negatief worden, hetgeen voor stoftransport berekeningen ongewenst is. Dit heeft er toe geleid dat voor dit onderzoek de 'gemiddelde' methode is gebruikt, teneinde een positief volume te garanderen en een zo rustig mogelijk droogvalgebeuren te verzekeren.

4.3 REKENRESULTATEN VOOR DE WATERBEWEGING

Met het model, opgezet volgens voorgaande beschrijving, is een berekening uitgevoerd. De resultaten hiervan zijn afgezet tegen de beschikbare metingen van voornamelijk waterstanden. Er heeft geen kalibratie van bodemligging en ruwheid plaatsgevonden en ook de randvoorwaarden aan de Westerballe zijn geen onderwerp geweest van verdere kalibratie.

In figuur 4 zijn berekende en gemeten waterstanden in enkele punten met elkaar vergeleken. Van snelheden of debieten zijn voor deze simulatieperiode geen meetgegevens beschikbaar. Figuur 5 laat de debieten zien die met het WAQUA model zijn berekend voor de openingen bij het Ranselgat en de Westerballe. Het verschil in ordegrrootte tussen de beide debieten geeft enig vertrouwen in de schatting voor de randvoorwaarde in de Westerballe, hoewel metingen te prefereren zijn. In dezelfde figuur is - op willekeurige schaal - de snelheid in het punt Reide getekend.

Uit de gepresenteerde figuren blijkt dat de waterstanden in het gebied redelijk door het model worden gevolgd. Hierbij moet echter aangetekend worden dat het water bij de Paap ca. 20 minuten eerder opkomt in werkelijkheid dan in het model. Te Reide is dit verschil aangegroeid tot ca. 30 minuten. Een en ander zal mede

veroorzaakt zijn door de wat gebrekkige wijze waarop de Dollard in het grove grid ondergebracht moest worden. Dit tijdsverschil zal echter ook doorwerken in de saliniteitsberekeningen, zoals in hoofdstuk 5 nader aangegeven zal worden.

In zijn algemeenheid kan gezegd worden dat een fijner grid en een nadere kalibratie van factoren zoals ruwheid en bodemligging in het model het resultaat zullen kunnen verbeteren, maar dat nu reeds een redelijke gelijkenis wordt verkregen. Dit vooral ook wanneer in aanmerking genomen wordt dat het een proefberekening betrof. Een nauwkeurige kalibratie van factoren viel immers buiten het bestek van dit onderzoek. De aanbevelingen die uit deze eerste exercitie voortvloeien worden nog nader besproken in hoofdstuk 8.

5 ZOUT SIMULATIES

Via het NIOZ en de BOEDE groep werd beschikking verkregen over saliniteitsmetingen in de loop van het getij op drie plaatsen in het estuarium. Met name omdat een van de onderwerpen van onderzoek de relatie tussen simulaties binnen het getij en getijgemiddelde simulaties betrof, is dankbaar gebruik gemaakt van deze gelegenheid om model en metingen te kunnen vergelijken.

Het betreft saliniteitsmetingen, gemeten met een conductiviteitsmeter op een diepte van 3 meter op de volgende plaatsen en tijden (zomertijd):

Tabel 1

Saliniteitsmetingen		
Plaats	Coördinaten	Datum tijd in uren
Borkum	6gr 56m 08s OL 53gr 24m 04s NB	26-04-82 09.25 - 19.05
Eemshaven	7gr 04m 00s OL 53gr 19m 01s NB	27-04-82 08.30 - 19.50
Mond van de Dollard	6gr 41m 06s OL 53gr 32m 29s NB	28-04-82 07.40 - 19.40
De metingen zijn in de regel met een tijdstap van 10 minuten verricht.		

De plaatsen waarop de metingen verricht zijn, zijn aangegeven in figuur 6. De bijbehorende elementnummers zijn 105 (Borkum), 480 (Eemshaven) en 630 (Mond van de Dollard).

Met behulp van de aanname dat het getij ter plaatse periodiek is met een periode van 12 uur 30 minuten zijn de gegevens 'verzeild' naar eenzelfde centrale dag, namelijk 27-4-1982. Het getij loopt dan van 08.00 tot 20.30 uur op die dag en wordt verder periodiek voortgezet.

Zoals in hoofdstuk 4 aangegeven heeft ook de berekening van de waterbeweging zich geconcentreerd op 27-4-1982, en wel zo dat een cyclisch patroon verkregen werd.

5.1 MODELOPZET

Het DELWAQ model lost met de uit het WAQUA model verkregen informatie de twee dimensionale advectie dispersie vergelijking op:

$$\frac{d hC}{dt} = \frac{d}{dx} \left(D \frac{d hC}{dx} - u hC \right) + \frac{d}{dy} \left(D \frac{d hC}{dy} - v hC \right) + R$$

met C = concentratie
 h = waterdiepte
 t = tijd
 x,y = plaats
 D = dispersie
 R = lozingen en reactie kinetiek
 u,v = snelheden in x en y richting
 $\frac{d}{dt}$ = differentiaal operator

Voor het oplossen van de advectie dispersie vergelijking staan diverse numerieke technieken ter beschikking. Een aantal hiervan zijn in DELWAQ geïmplementeerd. Voor de saliniteitsberekeningen is gebruik gemaakt van het tweede orde Lax-Wendroff algoritme [18]. Dit paart een tweede orde nauwkeurigheid aan een relatief eenvoudig en goedkoop rekenalgoritme.

Voor DELWAQ is dezelfde geometrische indeling gehanteerd als voor het WAQUA model. Ook hier was dus de omvang van de rekenelementen 800 bij 800 meter. Alhoewel dit voor het DELWAQ model niet strikt noodzakelijk was, is dit gedaan uit het oogpunt van eenvoud van de koppeling van beide modellen.

Een koppelingsprogramma berekent de DELWAQ element volumina uit de bodemliggingen en de waterstand die door het WAQUA model berekend is. Uit de bodemligging en waterstanden worden ook de oppervlakken van de grensvlakken tussen de elementen berekend. Uit de oppervlakken van de grensvlakken en de stroomsnelheden volgen vervolgens de debieten door de grensvlakken. Dit koppelingsgebeuren is geautomatiseerd en hoeft in principe slechts 1 maal per waterbewegingsberekening te worden uitgevoerd.

Er is aangenomen dat de berekende zoutgehalten een zich herhalend cyclisch verloop te zien zouden geven. In de praktijk zal dit ook het geval zijn wanneer zowel het getij zich cyclisch herhaalt, als wanneer het debiet uit de Ems en de Westerwoldse Aa constant is en als ook de randvoorwaarde aan de open randen constant is.

Aan deze voorwaarden is niet voldaan omdat nagenoeg alle genoemde grootheden variëren. In feite zou dus de voorgeschiedenis in het estuarium, in de vorm van een overal juiste beginvoorwaarde, aan het model opgelegd moeten worden. Omdat dat niet doenlijk is, is de vooronderstelling dat de saliniteit een cyclisch verloop kent hiervoor in de plaats gekomen.

Met deze vooronderstelling kan net zo lang doorgerekend worden, totdat de modeluitkomsten niet, of nauwelijks meer afhankelijk zijn van de lokaal foutieve beginvoorwaarde die noodzakelijkerwijze aan het model meegegeven moest worden. De onnauwkeurigheid die dan overblijft bestaat daaruit dat de, voor deze datum overigens onbekende, niet-cyclische komponent van het concentratieverloop niet wordt gevolgd.

Door een bij benadering juiste beginvoorwaarde op te leggen kan de zogenaamde inspeeltijd worden bekort. Vooral bij estuaria als de Eems-Dollard, met relatief lange insteltijden, moet men van dit voordeel echter geen al te hooggespannen verwachtingen hebben. In dit geval is een inspeeltijd van 25 getijden toegepast, ondanks een zo goed mogelijk aansluitende beginvoorwaarde.

5.2 KEUZE VAN DE RANDVOORWAARDEN

Het gebied bevat twee open randen, namelijk de open Noordzee-rand en de open rand bij Westerbalje. Op grond van de gegevens van Rijkswaterstaat [25] is de saliniteit op de open Noordzee-rand bij instroming op een waarde van 29.0 promille gesteld. Variaties binnen het getij zijn benaderd met behulp van een zogenaamde Thatcher-Harleman randvoorwaarde [19], die hierna zal worden besproken. Op grond van de beschikbare metingen was de randvoorwaarde voor de saliniteit op de open rand Westerbalje niet goed af te schatten. Als beste schatting is een waarde van 26.0 promille aangenomen. Het verdient aanbeveling om bij een meetkampagne in de toekomst ook een meetpunt op deze beide randen te situeren.

Om de overgangen tussen de randvoorwaarden tijdens instroming en uitstroming te benaderen is gebruik gemaakt van de Thatcher-Harleman aanpak voor de randvoorwaarden (Fig. 7). Volgens deze methode wordt het concentratieverloop tussen het laatste uitstromende gehalte en het gehalte van het zeewater benaderd door een cosinusvormig interpolatieverloop. Voor het Delaware Estuary kwam men op een time-lag van 5% van een getijdencyclus ofwel ca 0,5 uur.

Deze waarde is in aanzet ook gekozen voor het Eems-Dollard estuarium (Fig. 8). De opgaande flank van de concentratiecurve bij instroming blijkt dan echter duidelijk te stijl te zijn. Berekeningen met een periode van 2,5 uur en met 5,0 uur time-lag, wezen uit dat voor het Eems-Dollard estuarium, aan de open randen bij de Wadden eilanden, een time-lag van 2,5 uur het werkelijk verloop aan de rand het beste benadert (Fig. 9 en 10).

Het verloop tussen het laatste uitstromende gehalte en het gehalte wat daarna weer instroomt, wordt mede bepaald door de reststroomsnelheid langs de Noordzeekust, de getijweg, de reststroomsnelheid het estuarium uit en de mengmechanismen buitengaats.

Om dit in te zien kan men het estuarium uitgestrekt denken tot ver voorbij Borkum. De concentratie gradient van binnen het estuarium, zet zich dan ook verder voort naar buiten. In principe zal hetzelfde profiel als uitstroomde, ook bij instroming weer terugkeren, met het hoogste instromende gehalte vlak voor de kentering (Fig. 11).

Wanneer nu een zijwaartse stroming een deel van het buitengaats water ververs met water met een konstant gehalte, van zeg 29.0 promille, dan zal, afhankelijk van de verhouding tussen de netto uitstroomsnelheid, de reststroom voor de kust en de lengte van de getijslag, het buitengaats gehalte vanaf een zeker moment binnen gaan stromen (Fig. 12).

Wanneer ook een verdere menging buitengaats plaats heeft zal het moment van instroming van het vaste gehalte verder worden vervroegd. Een time-lag van 2,5 uur past als resulterend het beste bij de gemodelleerde situatie met een debiet van $80\text{m}^3/\text{s}$ uit de Ems.

Het verloop in werkelijkheid hoeft onder invloed van alle bovengenoemde factoren weliswaar niet exact cosinusvormig te zijn, maar blijkt daar redelijk mee te kunnen worden benaderd.

5.3 KALIBRATIE VAN DE DISPERSIE COEFFICIENT

Het DELWAQ model berekent de uitkomst van de advectie-dispersie vergelijking zoals weergegeven in paragraaf 5.1. De snelheden en waterdiepten die in deze vergelijking voorkomen, worden verkregen als uitkomst van de WAQUA waterbewegingsberekeningen. De reactie term vervalt voor de saliniteitsberekeningen. De enige faktor die nog onbekend is, is de dispersiecoefficient D.

In deze dispersiecoefficient zijn de navolgende effecten samengevat:

- de moleculaire diffusie
- de turbulente diffusie
- de heterogeniteit van het snelheidsveld over de vertikaal, waarover wordt gemiddeld
- de heterogeniteit van het snelheidsveld in het horizontale vlak over de breedte van een rekenelement, waarover wordt gemiddeld

In de advectie-dispersie vergelijking lijkt het alsof deze fenomenen in een coefficient kunnen worden samengevat welke onafhankelijk is van de concentraties die uiteindelijk met de vergelijking worden berekend. Dit blijkt echter niet het geval te zijn.

Wanneer in drie dimensies, met een oneindig kleine elementgrootte wordt gerekend, blijft slechts de moleculaire diffusie over waarvan inderdaad kan worden aangenomen dat deze in een diffusiecoefficient valt uit te drukken.

Wanneer de snelheid wordt gemiddeld over de ruimtelijke schaal van turbulenties, ontstaat een extra term in de advectie-dispersie vergelijking omdat $v \cdot c$ ongelijk kan zijn aan $\bar{v} \cdot \bar{c}$. Waarbij v staat voor de snelheid en c voor de concentratie. De onderstreeping staat voor het nemen van het gemiddelde over de de ruimtelijke schaal van middeling.

Hetzelfde geldt voor de middeling van $v \cdot c$ over de vertikaal en over de breedte van een rekenkundige gridcel. Zoals later zal blijken gelden gelijke beschouwingen ook voor de middeling over een getij.

In [20] wordt een uitgebreid overzicht gegeven van de verschillende onderdelen waaruit de zo ontstane dispersiecoefficient is opgebouwd, alsmede van hun grootte voor het gebied van de Rotterdamse havenmond.

Omdat het concentratieverloop naar de plaats nog onbekend is zal het moeilijk zijn om de juiste waarde van een toegevoegde dispersie te schatten. Onder zekere vooronderstellingen gebeurt dit wel in [21] maar de marges waarbinnen de zo gevonden coefficient zouden liggen variëren aanmerkelijk.

Een andere benaderingswijze kan gevonden worden door de dispersie- coefficient te kalibreren. Dit kan door de berekeningsresultaten voor verschillende dispersiecoefficienten te vergelijken met de gemeten waarden. Deze methode heeft als nadeel dat variaties van deze coefficient in de ruimte en de tijd, slechts beperkt meegenomen kunnen worden, zeker in het meer dimensionale geval. Het voordeel is echter dat met name ook de effecten van middeling over het gebruikte rekengrid meegenomen kunnen worden.

Een tussenvorm kan verkregen worden door de dispersiecoefficient wel afhankelijk te onderstellen van bepaalde eigenschappen in het snelheidsveld (bijvoorbeeld een functie van de snelheidsvector), maar in die afhankelijkheid, die vaak toch een empirische karakter draagt, nog 1 of meer parameters te schatten door een vergelijking met de metingen.

Enerzijds omdat slechts op drie punten in de langsrichting een vergelijking met metingen mogelijk was, anderzijds omdat het hier slechts een verkennende feasibility study betreft, is niet getracht de dispersiecoefficient nog ruimtelijk te variëren.

In paragraaf 5.1 is aangenomen, dat het verloop van de saliniteit een cyclisch karakter heeft en er een zogenaamde quasi-stationaire toestand geldt. De dispersiecoefficient is gekalibreerd door, uitgaande van een realistische beginschatting, te zien of het berekeningsresultaat na enkele getijden zich systematisch van deze realistische begintoestand en daarmee van de meting, verwijdt. Dit maakt het mogelijk om tot een schatting te komen zonder dat het zoutprofiel al volledig ingespeeld hoeft te zijn.

In figuur 13 is voor verschillende waarden van de horizontale dispersiecoefficient de numerieke oplossing als functie van de tijd uitgezet. (Locatie Mond van de Dollard).

Een eerste indicatie voor de grootte van de dispersiecoefficient kan direkt worden gevonden middels figuur 13. Voor $D=10$ worden de fluktuaties in de saliniteit op den duur veel te groot, voor $D=120$ te klein. Uitgangspunt is dat de berekening ook na een groot aantal getijcycli in de buurt moet blijven van de oorspronkelijke beginvoorwaarden.

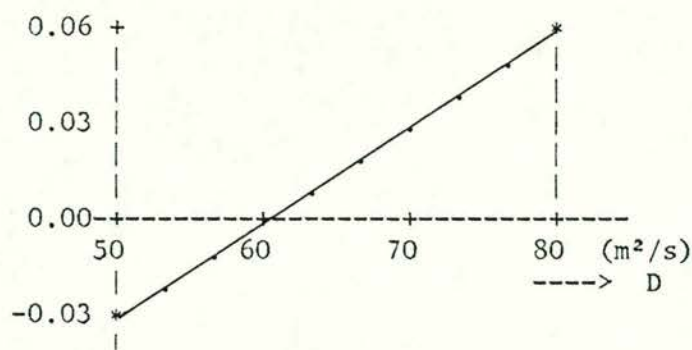
Een meer preciese bepaling van de dispersiecoefficient is verkregen door de verandering van het gemiddeld zoutgehalte over het getij te beschouwen, weer op het meetpunt 'Mond van de Dollard'. De volgende berekeningen zijn hiertoe uitgevoerd:

Tabel 2

Calibratie horizontale dispersiecoefficient		
Horizontale dispersiecoefficient in m^2/s	Aantal getijcycli	Getijgemiddelde saliniteit
10	10	dalend
20	10	dalend
50	10	dalend
80	10	stijgend
120	10	stijgend
60	25	stationair

Aan de hand van de rekenresultaten behorend bij de verschillende genoemde waarden voor de horizontale dispersiecoefficient van resp. 10, 20, 50, 80 en 120 m^2/s is tenslotte een beste keus voor de horizontale dispersiecoefficient in het Eems-Dollard estuarium gemaakt. Hiervoor is gebruik gemaakt van het element nr. 211, dat is het meest binnenwaarts gelegen meetpunt Mond van de Dollard.

Verloop middenstand
saliniteit (per cyclus)



Bepaling van de horizontale dispersiecoefficient

Bij een waarde van $D = 50 \text{ m}^2/\text{s}$ daalt de saliniteit in de Mond van de Dollard tussen de 9e en de 10e getijcyclus gemiddeld 0.03 promille. Daarentegen stijgt de saliniteit in de Mond van de Dollard tussen de 9e en de 10e getijcyclus gemiddeld 0.06 promille bij een waarde van $D = 80 \text{ m}^2/\text{s}$.

Via lineaire interpolatie is voor de horizontale dispersiecoefficient de waarde $D = 60 \text{ m}^2/\text{s}$ bepaald. De fysische interpretatie van deze werkwijze is duidelijk. Bij een te kleine waarde van de horizontale dispersiecoefficient wordt het estuarium te zoet, bij een te grote waarde te zout.

Ook bij deze benaderingswijze is het niet mogelijk te verifiëren of in de praktijk het gemiddeld zoutgehalte inderdaad konstant bleef, of dat er zich een periode van geleidelijke stijging of daling voordeed, vanwege de korte beschikbare meetreeks. Temeer daar fluktuaties in het zoutgehalte over het getij heen mede afhankelijk zullen zijn van het Ems debiet en de wind. Deze beschouwing toont echter dat, alhoewel de dispersie coëfficiënt wel een voornaam transportmechanisme voor zout in het estuarium belichaamt, de afhankelijkheid niet erg kritisch is.

Tenslotte is met de waarde $D = 60 \text{ m}^2/\text{s}$ een betrekkelijk lange reeks van 25 getijcycli doorgerekend. De veronderstelling dat de middenstand van de saliniteitscurve niet meer zou verlopen blijkt niet geheel uit te komen. Zoals in figuur 14 is te zien, verloopt de middenstand per getijcyclus slechts zeer weinig, de convergentie naar de uiteindelijke oplossing gaat echter uitermate traag.

5.4 REKENRESULTATEN VOOR EEN INGESPEELD GETIJ

Met de waarde $D = 60 \text{ m}^2/\text{s}$ zijn, zoals in het voorgaande is besproken, 25 getijcycli doorgerekend. Voor de punten in het estuarium waarin saliniteitsmetingen beschikbaar waren, zijn in fig. 9 de gemeten en berekende saliniteiten als functie van de tijd uitgezet. Als basis voor de vergelijking is de allerlaatste getijcyclus van de berekening genomen.

De overeenkomsten tussen metingen en berekeningen zijn, gegeven het schaarse materiaal waarmee het model is ingeregeld, uiterst bevredigend. Als verschillen tussen metingen en berekeningen vallen de volgende twee aspecten op:

- een achterblijven in de tijd, van de stijging van de saliniteit voor het punt Mond van de Dollard. Dit verschijnsel loopt parallel met het in paragraaf 4.3 al gesignaleerde effect dat ook de waterstand voor genoemd meetpunt in het model niet snel genoeg opkomt in vergelijking tot de metingen. Een nadere kalibratie van het transportgedeelte, samen met een vermoedelijk daartoe benodigde verfijning van het grid, kan ook het modelresultaat voor de saliniteit gunstig beïnvloeden.
- het feit dat de gemeten saliniteit bij de maximum waarden een constanter verloop heeft in de tijd, dan uit het model blijkt. Als de waterstand in de binnenste punten van het estuarium sneller opkomt in het model, dan zal bij handhaving van dezelfde hoogwaterwaarden daarna het water minder snel het estuarium instromen dan nu in het model het geval is. Dit zou op zich al tot een vlakker verloop van de concentratie in de tijd, rond de maximum waarde, leiden. Eventueel zou nog gezien kunnen worden in hoeverre de aannamen voor fase en amplituden, alsmede van de concentraties van de open rand aan de zijde van de Westerbalje dit gebeuren nog beïnvloeden.

Het viel buiten het kader van deze feasibility study om de genoemde verfijningen ook werkelijk uit te testen. Het model heeft getoond de saliniteiten reeds redelijk te kunnen beschrijven zonder dat alle mogelijkheden tot kalibratie zijn

benut. Dit geeft aan dat na nadere verfijningen, waarbij indien mogelijk een aparte dataset ter verifikatie is gewenst, het grootschalig stoftransport in het estuarium behoorlijk zal kunnen worden beschreven.

5.5 RELATIE MET BEREKENINGEN MET EEN GETIJGEMIDDELD MODEL

Het is mogelijk om de getijde-afhankelijke berekeningsresultaten te middelen over een getij van 12,5 uur. Per lokatie wordt zo de saliniteit verkregen die gemiddeld voor dat getij geldt. In Fig. 19 is het resultaat hiervan te zien. Men kan zich afvragen of dit resultaat ook benaderd kan worden middels het oplossen van de advectie-dispersie vergelijking met getijgemiddelde coëfficiënten. Indien dit namelijk bij benadering het geval is, kan volstaan worden met het oplossen van zo'n vergelijking in plaats van het inregelen van een tijdsafhankelijk beeld en middeling achteraf. De aanduiding getijgemiddeld duidt overigens steeds op middeling over een getij (van 12,25 uur of van 24,50 uur) en niet op een gemiddeld getij in de zin van de dood-tij spring-tij cyclus.

Middeling van de modelvergelijking over een getij levert:

$$\frac{d \overline{hC}}{dt} = \frac{d}{dx} \left(D \frac{d \overline{hC}}{dx} - \overline{uhC} \right) + \frac{d}{dy} \left(D \frac{d \overline{hC}}{dy} - \overline{vhC} \right) + R$$

Notatie zie paragraaf 5.1

De bovenstreping duidt op middeling over een getij. Wanneer aangenomen wordt dat deze gemiddelde saliniteit stationair is, verdwijnt het linker lid van de vergelijking, men spreekt dan van een stationair of steady state saliniteitsbeeld.

Aangezien $\overline{h \cdot C}$ niet gelijk hoeft te zijn aan \overline{hC} en $\overline{uh \cdot C}$ niet aan het gemiddelde van uhC , is bovenstaande, over een getij gemiddelde, vergelijking niet gelijk aan de vergelijking met getijgemiddelde afzonderlijke coëfficiënten, zoals het debiet (uh, vh) en de dispersie (Dh).

De verschillen tussen de getijgemiddelde vergelijking en de vergelijking met getijgemiddelde coëfficiënten, worden meestal gevat in een aanvullende dispersieterm. Ook voor de Eems-Dollard is bezien of door een hogere dispersiecoëfficiënt in de vergelijking met getijgemiddelde coëfficiënten aan te nemen, het getijgemiddeld gehalte zou kunnen worden benaderd.

Uit de figuren 20, 21 en 22 blijkt dat dit inderdaad mogelijk is, voor een dispersiecoëfficiënt van ca. $140 \text{ m}^2/\text{s}$, hetgeen dus ruim 2 maal zo hoog is als in het getij afhankelijke model. Een vergelijk met fig. 19 leert, dat het zo verkregen gemiddelde gehalte een wat gladder verloop in de plaats te zien geeft dan ontstaat door de getijafhankelijke oplossing te middelen. Dit geeft aan dat de aanvullende dispersie die toegepast zou moeten worden eigenlijk iets grilliger per plaats en richting verschilt dan nu is

aangenomen. Een analyse van de samenstelling van de uhC term in de vergelijking heeft voor dit geval echter geen algemene relatie opgeleverd voor de toename in de dispersiecoëfficiënt.

5.6 RELATIE MET 1-DIMENSIONALE BEREKENING

Men kan zich, op soortgelijke wijze als bij de tijdsmiddeling, afvragen in hoeverre de twee dimensionale oplossing voor de Eems-Dollard benaderd zou kunnen worden met een 1-dimensionale getijgemiddelde vergelijking. Deze heeft dan de navolgende vorm:

$$\frac{d \overline{AC'}}{dt} = \frac{d}{dx} \left(D \frac{d \overline{AC'}}{dx} - \overline{QC'} \right) + R$$

met $A = h \cdot b$ is de dwarsdoorsnede

$Q = u \cdot h \cdot b$ is het debiet

' = middeling over de dwarsdoorsnede

Omdat $\overline{AC'}$ ongelijk kan zijn aan $\overline{A' \cdot C'}$ en $\overline{QC'}$ ongelijk aan $\overline{Q' \cdot C'}$, is de boven gegeven dwarsdoorsnede gemiddelde vergelijking doorgaans ongelijk aan de 1-dimensionale vergelijking met dwarsdoorsnede gemiddelde coëfficiënten.

De verschillen tussen de dwarsdoorsnede gemiddelde vergelijking en de vergelijking met dwarsdoorsnede gemiddelde coëfficiënten worden meestal tot uitdrukking gebracht in een hogere dispersiecoëfficiënt. Als illustratie voor deze benadering kan [13] genoemd worden, waar voor de 1 dimensionale vergelijking dispersie coëfficiënten worden gevonden van rond 200 m²/s in de Dollard en de Ems monding, zowel als aan de zeekant en ca 140 m²/s in het relatief 1 dimensionale tussenstuk.

Men moet zich er echter rekenschap van geven op welke wijze de zo ontstane dispersie coëfficiënt is opgebouwd. Het betreft steeds de correlatie, hetzij in de ruimte hetzij in de tijd, van de debiet componenten en de concentraties, het verschil dus tussen $(QC)'$ en $Q' \cdot C'$, waarbij het accent voor middeling in ruimte of tijd staat. Dit houdt in dat voor sterk afwijkende concentratie patronen, wellicht ook een andere dispersie coëfficiënt zal moeten worden toegepast. Dit aspect wordt nader uitgewerkt in hoofdstuk 6.

6 RHODAMINE LOZINGEN

In 1970 heeft de Meet- en Adviesdienst Delfzijl van de Directie Groningen in samenwerking met de toenmalige Mathematisch-Fysische Afdeling in de Directie Waterhuishouding en Waterbeweging een aantal momentlozingen uitgevoerd. Als merkstof is de fluoriserende kleurstof rhodamine-B gebruikt [22].

De doelstellingen van de Meet- en Adviesdienst Delfzijl kunnen als volgt worden samengevat:

- inzicht verkrijgen in de verspreiding van het afvalwater van de Veenkolonien
- meting van het verdunnend vermogen van het estuarium met behulp van rhodamine-B
- voorspellende berekeningen uitvoeren op basis van parameterwaarden die met de merkstofproeven zijn verkregen.

Voor de onderhavige feasibility study zijn deze rhodamine experimenten uit een ander oogpunt van belang. In het voorgaande hoofdstuk is onderzocht in hoeverre het mogelijk was de saliniteiten in het estuarium te modelleren met een 2-DH model. Het feit dat slechts op 3 plaatsen een saliniteitscurve in de tijd beschikbaar was voor een vergelijking met de modelresultaten, maakte het niet mogelijk een gedetailleerder vergelijking van de ruimtelijke saliniteitspatronen in het estuarium te trekken.

Met de rhodamine-B verspreidingsstudies wordt daarentegen wel een gedetailleerd inzicht in de ruimtelijke patronen verkregen. Indien het mogelijk zou zijn de waargenomen vlekverspreidingen met het model te volgen, kan voldoende vertrouwen bestaan dat ook andere horizontale stofverspreidingssituaties in het gebied juist benaderd kunnen worden.

Het is de vraag of de vorm en het oppervlak van de vlekken behoorlijk met het model gereproduceerd kunnen worden. Wil men een vorm onderscheiden in de modeluitkomsten, dan moet een wat regelmatig gevormde vlek immers al gauw 10 of meer gridcellen groot zijn. Voor het onderscheid van onregelmatige vormen is al gauw een groter onderscheidend vermogen vereist. Dit alles nog los van de vraag of het model zelf in staat is het transport goed te beschrijven.

6.1 OPZET VAN HET RHODAMINE EXPERIMENT

Om een inzicht te krijgen in de verspreiding van het afvalwater van de strokarton- en aardappelmeelindustrie van de Veenkolonien werd op zeven lozingsplaatsen in de Eems een kleurstof (Rhodamine B), vanaf een dekschuit, in het water gebracht.

De verspreiding van deze kleurstof werd vastgelegd met behulp van kleurenfoto's vanuit een vliegtuig. Nadat de vlek niet meer zichtbaar was vanuit de lucht, zijn meetvaartuigen er doorheen gevaren. Zij legden met behulp van een fluorimeter de concentratie van Rhodamine vast, tesamen met hun positie in het

estuarium. Deze metingen zijn, in het kader van de toenmalige Rhodamine studie, tot zogenaamde quasisynoptische vlekopnamen verzeild [23].

In onderstaande tabel zijn de lozingen weergegeven.

lozing	datum	tijdstip	massa kg.	windgegevens		periode in getij
				snelheid m/s	richting graden	
1	4-8-1970	14.25	224	8,0	45	na HW
2	11-8-1970	12.00	224	5,9	315	
3	19-8-1970	8.40	90	5,2	79	na LW
4	19-8-1970	10.55	90	5,1	90	
5	mislukt					
6	27-8-1970	9.30	90	1,0	169	
7	27-8-1970	10.20	90	1,1	157	na HW

In Fig. 23 is aangeven op welke lokaties de lozingen plaats vonden.

6.2 KEUZE VAN HET MODEL

De doelstelling van dit deel van de exercitie was beperkt tot het krijgen van een indruk van de verplaatsing van dit soort vlekken in het model, in vergelijking met de werkelijkheid. De precieze vorm van de vlek zal met een 800 meter grid nooit gevolgd kunnen worden, maar wellicht kan wel een indruk verkregen worden van de mate van aangroei van de vlek in het model, in vergelijking tot die in de praktijk.

De Rhodamine experimenten zijn gehouden van 4 t/m 27 augustus 1970. Wanneer we deze experimenten met een 2-DH model hadden willen volgen, dan was het nodig geweest om voor deze periode een waterbeweging te berekenen als drager van de geloosde stoffen. Gezien echter de beperkte doelstellingen van dit onderdeel van de studie, leek het voldoende om uit te gaan van de bestaande waterbewegingsberekening voor 1982, als benadering van die van 1970.

De navolgende beperkingen treden dan nog op boven de reeds genoemde grove benadering op een 800 m grid:

- Een Ems-debiet van 80 m³/s, zoals aangenomen in de 1982 simulaties, is aan de hoge kant voor de maand augustus. De indruk bestaat echter, dat het effect hiervan op het vlekverspreidingsproces, op de korte termijn, niet groot is.
- De Rhodamine-experimenten omvatten verschillende getijsituaties met betrekking tot de doottij-springtij cyclus, terwijl maar een enkele waterbeweging is gebruikt. Vooral met betrekking tot de vlekken 1 en 3 t/m 5, zijn op deze gronden hogere snelheden in het estuarium te verwachten dan voor de vlekken 2, 6 en 7.

- Het model heeft voor 1982 met nagenoeg windstil weer gerekend, terwijl met name voor de vlekken 1 t/m 5 in 1970, een windeffekt aanwezig moet zijn geweest.

Gegeven deze beperkingen kan het resultaat slechts globaal zijn.

Teneinde toch van de waterbeweging uit 1982 gebruik te kunnen maken, zijn de lozingstijdstippen in 1970 teruggerekend naar het aantal uren na hoogwater op de dagen van lozing. Als lozingstijdstip ten opzichte van de waterbeweging van 1982 is dan vervolgens een zelfde tijdstip na hoogwater aangenomen.

Daarnaast is een tweede benadering toegepast. Met behulp van de luchtfotografie is gezien wanneer een vlek ongeveer 800m bij 800m mat. Dit tijdstip is weer teruggerekend naar het vergelijkbare tijdstip na hoogwater van de waterbewegings dataset. Vanaf dit moment wordt in de tweede benadering geacht te zijn geloozd. De tweede benadering heeft als achtergrond, dat het model een lozing direct over een rekenelement van 800m bij 800m uitspreidt, terwijl het in de praktijk uren kan duren voordat een vlek die omvang bereikt. Overigens komt het zelden voor dat de vlek na verloop van tijd bij benadering een vierkante vorm houdt. Meestal is de vlek in deze of gene richting uitgerekt en is het toch nauwelijks mogelijk om deze tweede benadering te volgen.

De eerste benadering maakt het mogelijk de beweging van de vlek als geheel door het estuarium langer te volgen. De tweede benadering geeft een betere indicatie van de numerieke uitbreiding van de vlek die nog ontstaat nadat deze ook in werkelijkheid ongeveer een rekenelement besloeg. In het vervolg zullen de resultaten van beide berekeningen worden gepresenteerd.

Teneinde zo weinig mogelijk verspreiding in het model te introduceren is een dispersiecoëfficiënt gelijk nul aangenomen. Op dit punt zal in de konkluderende paragraaf van dit hoofdstuk nog nader worden ingegaan. Voorts is de numerieke verspreiding zoveel mogelijk tegengegaan door toepassing van een gemodificeerde vorm van de zogenaamde 'Flux Corrected Transport (FCT)' methode van Boris en Book [24], om de advectie dispersie vergelijking op te lossen.

6.3 BEREKENINGSRESULTATEN

In de vorige paragraaf is al aangegeven dat twee berekenings resultaten zullen worden gepresenteerd: een manier waarbij de lozing in het model ook aanvangt op het tijdstip waarop deze in werkelijkheid plaatsvond in relatie tot het moment van hoog- en laagwater en een tweede manier, waarbij de lozing in het model plaats vindt op het tijdstip en de plaats waarop de vlek precies een rekenelement groot was, getuige de luchtfoto's.

Voor een vergelijking van de berekende verspreiding met de gemeten gehalten kon uitsluitend gebruik worden gemaakt van de verzeilde gegevens, omdat de luchtfoto's voornamelijk de periode bestreken vanaf het lozingstijdstip tot het moment waarop de vlek slechts een of enkele elementen groot was. Deze tijdsperiode was te kort om voor vergelijking te gebruiken omdat ten gevolge van de

rekenmethode, de vlek in het model altijd al een of enkele elementen groot zal zijn.

Teneinde de berekeningen te vergelijken met de verzeilde, gemeten gehalten zullen de resultaten voor 3 vlekken worden gepresenteerd. Het betreft de vlekken 1, 3 en 7. Voor de overige vlekken waren de resultaten niet geschikt voor presentatie. Dit zal eensdeels veroorzaakt worden door de onnauwkeurigheden geïntroduceerd door de modelaannamen, anderzijds zal echter ook de onvermijdelijke fout die met verzeilen wordt gemaakt zijn tol eisen. Dit laatste aspekt wordt geïllustreerd door het feit dat de hoeveelheden teruggevonden massa na verzeilen soms aanzienlijk kunnen afwijken van de geloosde hoeveelheden, in positieve en negatieve zin.

6.3.1 vlek 1

Vlek 1 is in de mond van de Dollard geloosd, ongeveer 1 uur na hoogwater. De resultaten die bereikt zijn ten aanzien van deze vlek zijn weergegeven in de Figuren 24, 25 en 26, die hieronder afzonderlijk zullen worden besproken.

De weergave in Figuur 24A stemt gezien het lozingstijdstip en de verstreken tijd, ongeveer overeen met de laagwater situatie. In deze figuur zijn 2 model-lozingspunten te onderscheiden. Het punt het dichtst bij de Dollard stemt overeen met het lozingspunt in werkelijkheid. Het tweede punt geeft aan waar de vlek ongeveer 1 gridcel groot was.

De berekende vlek met het eerste modellozingspunt gaf een te grote initiele verspreiding te zien en is niet in een contourfiguur uitgewerkt. Figuur 24B van de berekende Rhodamine verspreiding korrespondeert met het tweede lozingspunt. Het situeert blijkens het 2,5 ug/l nivo, een belangrijk deel van de massa daar, waar deze ook in werkelijkheid is gemeten. De verspreiding is echter in het model groter dan in de werkelijkheid.

Figuur 25A geeft de situatie bij hoogwater weer, dit is dus na een volledige getijslag. De simulaties voor beide lozingstijdstippen (Fig. 25B) wijken onderling nu nauwelijks meer af. De berekende gehalten stemmen redelijk overeen met de gemeten situatie. Dit te meer, daar de gemeten en verzeilde vlek een beduidend kleinere massa vertoont dan de geloosde hoeveelheid. Dit doet vermoeden, dat door verzeiling de vlek iets compacter is overgekomen dan deze in werkelijkheid was.

Figuur 26A en B geven ook de situatie rond hoogwater weer, alleen nu nog een getij later. Ook hier een redelijke situering van de vlek, gegeven de grove modelaannamen.

In het algemeen blijkt echter dat in het model een deel van de massa op de platen blijft hangen, terwijl in werkelijkheid een afstroming plaats heeft en de platen duidelijk omstroemd worden. Dit zal mede zijn oorzaak vinden in de grove wijze waarop de bodemligging geschematiseerd moest worden in het 800*800 meter grid. Navenant grof zal het droogvallen doorwerken in de stoftransportberekeningen.

6.3.2 Vlek 3

Vlek 3 is bij de Bocht van Watum geloosd, ongeveer 50 minuten na laagwater. In de Figuren 27 en 28 zijn respectievelijk de situatie na bijna 5 uur en na 11,5 uur weergegeven. Het betreft hier dus de hoogwater en laagwater situatie na de lozing. Ook hier wordt de verplaatsing redelijk gevolgd, zij het dat na 5 uur de gemeten vlek een langere weg heeft afgelegd. Hier valt weer de verspreiding over de plaat heen op, die zich in de praktijk niet voor schijnt te doen. De opsplitsing van de vlek, zoals in Figuur 27 te zien, vindt ook in het model plaats. Dat de vorm van de delen afwijkt van die in werkelijkheid wordt mede veroorzaakt door de afwijkende vorm die de zandbank in het model heeft.

6.3.3 Vlek 7

Vlek 7 werd ruim 2 uur na hoogwater geloosd. In de Figuren 29 en 30 is de situatie zichtbaar na bijna 4 uur en na ruim 10 uur, dus bij laagwater en hoogwater. In het geval van vlek 7 wordt ook de verplaatsing goed gevolgd, maar valt met name in Figuur 30 weer een grotere verspreiding over de plaat te constateren in het model.

6.4 KONKLUSIES

Ondanks het feit dat een waterbeweging uit 1982 is gebruikt, kon met het model de verplaatsing van vlekken redelijk worden gevolgd. Dit geeft aan dat de waterbeweging wellicht minder gevoelig is voor externe factoren dan voor een juiste schematisering van het gebied. Dit zou er op kunnen duiden dat het voor de toekomst een betere investering kan zijn het model fijner en nauwkeuriger te schematiseren dan met het grove model andere afvoer, wind en randvoorwaarden toe te passen.

De verspreiding van de vlekken was in het model steeds groter dan in de praktijk gemeten en verzeild. Waar de na verzeiling ontstane massa kleiner was dan de geloosde massa draagt de verzeiling bij aan dit effect. De belangrijkste oorzaak zal echter te vinden zijn in het feit dat een vlek in het model een aantal van 3 a 4 gridcellen als omvang nodig heeft in beide richtingen, om zich als vlek in het gebied te kunnen handhaven. Vanwege het grove grid krijgen dan echter snelheidsverschillen in het gebied greep op de vlek en ontstaat daardoor een verdere verspreiding dan in de praktijk gekonstateerd kan worden. Dit wijst er op dat verfijning van het grid ook de kunstmatige verspreiding in het model zal beperken. Het is niet uitgesloten dat er dan een van nul verschillende dispersie coefficient moet worden gebruikt om de werkelijkheid te kunnen representeren. Dit klinkt paradoxaal. In de paragrafen 5.5 en 5.6 is immers aangegeven dat een vergroting van de tijdschaal of het ruimtelijk grid van het model een extra dispersieterm noodzakelijk maakt. De heterogeniteit in de tijd (getij) of in de plaats (verschillen van de dwarsdoorsnede) zouden verdwijnen en middels een toegevoegde dispersieterm toch in het transportmodel in rekening gebracht kunnen worden. Voor

berekening van de vlekverspreiding zou dan het overgaan op een kleinere schaal van ruimtelijke middeling (een gridcel) tot een dispersieterm kunnen leiden, waar de dispersie nu op nul is gesteld?

Dit wordt veroorzaakt doordat de extra dispersie die toegevoegd moet worden bij middeling over de tijd of de ruimte, niet altijd positief hoeft te zijn. Er zijn recent zelfs gevallen ontdekt die ook door toevoeging van een (positieve of negatieve) dispersieterm niet benaderd kunnen worden [30].

In zijn algemeenheid geldt voor de gladde concentratiepatronen zoals de saliniteit, dat overgang naar een 1-dimensionaal model of middeling in de tijd de toevoeging van positieve dispersie nodig maakt. Dit komt omdat de heterogeniteit in het snelheidsveld, die daaruit weggemiddeld wordt, tot extra menging aanleiding kan geven. Bij een sterk gepiekt concentratieverloop, zoals bij deze vlekverspreidingsberekeningen, is het de middeling van de concentratie over de ruimtelijke coördinaat, die extra menging veroorzaakt. Voor deze menging moet gecorrigeerd worden door een negatieve dispersiecoëfficiënt toe te voegen. Omdat rekenschema's met een netto negatieve dispersiecoëfficiënt doorgaans divergeren naar onzinnige uitkomsten, is voor de berekeningen met betrekking tot de vlekverspreiding, de dispersie op nul gesteld.

Uit deze beschouwing zal het duidelijk zijn dat het alleen onder specifieke voorwaarden mogelijk is om een dispersiecoëfficiënt in een model met de ene stof te calibreren om deze vervolgens op een andere stof toe te passen.

De vorm van de vlek wordt zeker door het model niet gevolgd. Nu zijn de verzeilde metingen waarschijnlijk niet de meest geeignende metingen om vormveranderingen van vlekken te bestuderen, omdat door verzeilen ook de vorm van de vlekken af kan wijken van die in werkelijkheid.

De luchtfotografie gedurende de eerste uren na lozing geeft echter wel een goede indruk van de vlekvormen. Wanneer deze vlekvormen gevolgd zouden moeten worden door een numeriek model, gebaseerd op een ruimtelijke discretisering, dan moet het gebruikte grid wel zeer fijn zijn. Ook dan mag echter verwacht worden dat 'armen' en 'uitstulpingen' niet zonder meer gevolgd zullen worden.

Een mogelijkheid om vlekvormen met meer detail te onderscheiden bestaat uit de toepassing van het zogenaamde 'deeltjesmodel' [10]. Dat soort modellen beschrijft de continue loop van een aantal deeltjes, onder invloed van een snelheid die door interpolatie kan worden afgeleid uit het resultaat van een waterbewegingsmodel op een grover grid.

De invloed van dispersie wordt in rekening gebracht via een stochastische verstoring van de opgelegde snelheid. Het aantal deeltjes per volume aanwezig bepaalt de concentratie. Het voordeel van het deeltjesmodel is met name daarin gelegen dat een initiele lozing niet ogenblikkelijk over een gridcel wordt verspreid.

Voor een gladder concentratiepatroon speelt dit voordeel nog nauwelijks mee. De nadelen beginnen dan te tellen. Het is dan immers nodig om een zeer groot aantal deeltjes te volgen om de concentratie met voldoende nauwkeurigheid te berekenen. Voor de eerdere saliniteitsberekeningen zijn bijvoorbeeld ca. 150.000

deeltjes nodig om de salaniteit in 3 cijfers nauwkeurig te berekenen. Ook de consistentie van de snelheden van de deeltjes met de massabalansvergelijking die in het waterbewegingsmodel is toegepast is dan een punt van zorg.

7 WATERKWALITEIT

Op basis van in hoofdstuk 2 geschetste vraagstellingen en op basis van de beschikbare waterkwaliteitsgegevens is besloten tot modellering van

- de zuurstofhuishouding,
- de stikstofhuishouding en
- de fosfaathuishouding

in het Eems-Dollard estuarium. Voor een karakteristieke getijperiode tijdens de kampagnetijd zijn de concentraties van BOD-5, opgelost zuurstof, organisch stikstof, ammonium stikstof, de som van nitriet- en nitraatstikstof, orthofosfaat, organisch + particulier fosfaat en de saliniteit berekend en vergeleken met de beschikbare waterkwaliteitsgegevens.

Achtereenvolgens wordt besproken hoe de benodigde lozingsgegevens zijn verkregen, hoe de wekelijkse RIZA gegevens worden herleid tot gegevens die op de tijdschaal van een getij bruikbaar zijn, en hoe de kinetiek van de processen is gemodelleerd. Daarna worden de resultaten van een simulatie vergeleken met de beschikbare waterkwaliteitsgegevens.

7.1 LOZINGSGEGEVENS

Het verkrijgen van informatie omtrent lozingen in een estuarium is geen eenvoudige zaak, vooral als het om een gebied gaat met internationale belangen, zoals het Eems-Dollard estuarium. Het RIZA, in de persoon van ir. J.A.W. de Wit, is bereid geweest een aantal lozingsgegevens te verschaffen, ons toegezonden in een brief d.d. 1 juni 1984 [27]. In deze brief wordt een overzicht gegeven van de belastingen op jaarbasis voor 1980. De gegevens zijn afkomstig uit een concept Nederlands-Duitse rapportage over het Eems estuarium. (Bijlage 1 van de brief). Voorts zijn in deze brief gegevens verschaft over de belasting van Nieuw Statenzijl per week voor 1982 (bijlage 2) en enige gegevens omtrent de kwaliteit van de Eems bij Terborg voor 1982. (Bijlage 3).

De belastingen zijn in bijlage 1 opgesplitst in drie typen belasting, te weten

- Oppervlaktewater.
- Huishoudelijk afvalwater.
- Industrieel afvalwater.

In onderstaande tabel zijn de gegevens voor 1980 uit bijlage 1 samengevat.

Tabel 3

Plaats	Type lozing	Q	BZV -5	KJELD -N	NH4 -N	PO4 -P	TOT -P	CZV -EG	N -EG
Eemskanaal	Opp.	180	650	700	350	70	130	-	-
Damsterdiep	Opp.	120	400	400	120	70	105	-	-
Afw.kanaal Duurwold	Opp.	120	240	400	160	7	20	-	-
Termunterzijldiep	Opp.	110	350	370	150	10	50	-	-
Westerwoldsche Aa/K	Opp.	175	20000	3500	2200	-	400	-	-
Westerwoldsche Aa	Opp.	340	5000	1750	1050	190	225	-	-
Ems	Opp.	3350	20000	17000	10000	1600	1700	-	-
Appingedam/Delfzijl	Huish.	7	1700	300	-	-	95	58000	20000
Emden	Huish.	4	700	75	-	-	35	25000	5000
VKA	Ind.	6	2650	140	-	-	65	52000	8000
Delfzijl	Ind.	10	2000	570	-	-	500	80000	96000
Emden	Ind.	2	350	75	-	-	20	5000	5000

Verklaring van de gebruikte symbolen:

Symbol	Betekenis	Eenheid
Q	= debiet	miljoenen m ³ /jaar
BZV-5	= biologisch zuurstofverbruik	ton/jaar
KJELD-N	= Kjeldahl stikstof	ton/jaar
NH4-N	= Ammonium stikstof	ton/jaar
PO4-P	= Orthofosfaat	ton/jaar
TOT-P	= Totaal fosfaat	ton/jaar
CZV-EG	= chemisch zuurstofverbruik	inwoner-equivalenten/dag
N-EG	= Kjeldahl stikstof	inwoner-equivalenten/dag

Westerwoldsche Aa/K = Westerwoldsche Aa in kampagnetijd
(zie voetnoot)

VKA = Veenkoloniale Afvalwaterleiding

De ligging van de lozingspunten moet vertaald worden naar de DELWAQ-schematisatie (zie figuur 6). De lozingspunten en hun corresponderende DELWAQ-elementen zijn:

Voetnoot: Volgens ir. J.A.W. de Wit (RIZA) valt de kampagnetijd ongeveer samen met de periode 1 september tot 1 januari. (Tel. informatie). Het begin ligt vrij scherp vast; tegen het einde kan de campagne op een iets lager niveau nog enige tijd doorlopen na 1 januari.

Tabel 4

Lozingspunt	DELWAQ-element
'Eemskanaal'	610
'Damsterdiep'	610
'Afw.kanaal_Duurwold'	610
'Termunterzijldiep'	627
'Westerwoldsche_Aa_(k)'	808
'Westerwoldsche_Aa'	808
'Ems'	829
'Appingedam_en_Delfzijl'	610
'Emden'	636
'VKA'	426
'Delfzijl'	610
'Emden'	636

Afgeleide gegevens

In de inleiding van dit hoofdstuk is uiteengezet hoe de keuze van de gemodelleerde waterkwaliteitsparameters (toestandsvariabelen) tot stand is gekomen. Hieronder worden deze variabelen met de eenheden opgesomd:

<u>Variabele</u>	<u>Betekenis</u>	<u>Eenheid</u>
BZV_5	Biologisch zuurstofverbruik (5 dagen)	mg/l
ORG_N	Organisch stikstof	mg/l
NH4_N	Ammonium stikstof	mg/l
NO2NO3_N	Nitriet en nitraat stikstof	mg/l
PO4_P	Orthofosfaat	mg/l
ORG_P	Organisch en particulier fosfaat	mg/l
SAL	Saliniteit	promille
DO	Opgelost zuurstof	mg/l

De beschikbare lozingsgegevens moeten herleid worden tot voor het model bruikbare belastingen. Voor de lozingspunten, zie Tabel 4 op pagina 35 moeten de belastingen per toestandsvariabele gegeven worden; volgens DELWAQ-conventies uitgedrukt in g/s. Daarvoor worden de lozingsgegevens in de tabel vermenigvuldigd met een factor

$$10^{**}6/(365*24*3600)$$

Verder wordt gebruik gemaakt van conversiefactoren volgens tabel 3.3 in [28]. en de gegevens uit bijlage 3 in de eerder genoemde brief.

BZV 5. De belastingen met stoffen die biologisch zuurstofverbruik (5 dagen) veroorzaken volgen direkt uit kolom 4 van Tabel 3 op pagina 34 door de hierboven genoemde omrekening van de belastingen in ton/jaar naar g/s.

ORG N. De belastingen van het estuarium met organisch stikstof worden uit Tabel 3 op pagina 34 herleid. In het algemeen is gesteld:

$$\text{ORG_N} = \text{KJELD_N} - \text{NH4_N}$$

Indien echter geen gegevens van de ammonium belasting beschikbaar zijn, in het geval van huishoudelijk en industrieel afvalwater dus, is gesteld (Zie [28], tabel 3.3)

$$\text{ORG_N} = 0.5 * \text{KJELD_N}$$

NH4 N. De belasting met ammonium stikstof, volgt direkt uit Tabel 3 op pagina 34 door omrekening van ton/jaar naar g/s. Voor huishoudelijk en industrieel afvalwater zijn geen gegevens beschikbaar. In dat geval is, eveneens volgens [28] gesteld

$$\text{NH4_N} = 0.5 * \text{KJELD_N}$$

NO2NO3 N. Van nitriet en nitraat stikstof ontbreken lozingsgegevens. De twee volgende aannamen zijn gedaan:

1. De lozingen via de rivier de Ems worden geschat uit concentratiegegevens van 1982.
2. Alle andere lozingen worden verwaarloosd.

Met behulp van bijlage 3 (zie [27]) zijn schattingen mogelijk van de belasting met NO2- en NO3_N via de rivier de Ems. In genoemde bijlage zijn op twee tegenover elkaar liggende plaatsen (Messpunke 2.0 en 2.1) ter hoogte van Terborg voor 1982 een aantal concentratie gemeten. De meettijdstippen zijn min of meer regelmatig verdeeld over het jaar.

Tabel 5

	Messpunt 2.0					Messpunt 2.1			
	11/2 1982	4/5 1982	17/8 1982	2/12 1982	5/1 1983	11/2 1982	4/5 1982	17/8 1982	5/1 1983
Nitriet	0.05	0.04	0.01	0.04	0.07	0.05	0.04	0.02	0.06
Nitraat	5.15	4.07	2.24	5.21	5.42	5.14	4.07	2.14	5.54

De concentraties zijn uitgedrukt in mg/l N. Messpunke 2.0 en 2.1 liggen in eenzelfde dwarsraai. De verschillen in concentratie in dwarsrichting op de rivier zijn gering. Over het jaar zijn grotere verschillen te zien: In de zomer komen de laagste concentraties voor.

Eenvoudigheidshalve is de vracht in g/s vervolgens berekend door het rekenkundig gemiddelde van deze concentraties te vermenigvuldigen met het gemiddelde debiet in m³/s van de rivier de Ems (voor 1980).

Tenslotte zijn de bijdragen van nitriet- en nitraat stikstof bij elkaar opgeteld:

$$NO_2NO_3_N = NO_2_N + NO_3_N .$$

PO4 P. Voor orthofosfaat zijn de belastingen in een aantal gevallen, met name voor oppervlaktewater, direkt met behulp van Tabel 3 op pagina 34 uit te rekenen in g/s. De belastingen voor de Westerwoldsche Aa tijdens de campagne en voor de lozingen van industrieel en huishoudelijk afvalwater ontbreken echter.

Voor de Westerwoldsche Aa tijdens de campagne is aangenomen dat het totaal fosfaat voor 100% bestaat uit organisch en particulier fosfaat, het aandeel orthofosfaat is tijdens de campagne verwaarloosbaar klein:

$$PO_4_P = 0$$

Voor huishoudelijk en industrieel afvalwater is aangenomen dat het 50% van het totaal fosfaat bestaat uit orthofosfaat:

$$PO_4_P = 0.50 * TOT_P .$$

ORG P. De belasting met organisch en particulier fosfaat is voor de gevallen waarin zowel de belastingen met totaal fosfaat als de belastingen met orthofosfaat bekend zijn, als verschil tussen de twee componenten berekend:

$$ORG_P = TOT_P - PO_4_P .$$

Voor de Westerwoldsche Aa tijdens de campagne zijn geen orthofosfaat gegevens beschikbaar. In dat geval is aangenomen dat 100% van het totaal fosfaat bestaat uit organisch en particulier fosfaat:

$$ORG_P = TOT_P .$$

Voor lozingen van industrieel en huishoudelijk afvalwater is weer gebruik gemaakt van [28], tabel 3.3:

$$\text{ORG_P} = 0.50 * \text{TOT_P} .$$

SAL. Er is verondersteld dat geen zout wordt geloosd op het estuarium.

DO. Opgelost zuurstof komt als lozing in aanzienlijke hoeveelheid alleen via de rivier de Ems in het estuarium terecht. Er zijn geen direkte gegevens beschikbaar. Op indirecte wijze is echter op soortgelijke wijze als bij nitriet en nitraat stikstof een schatting van de lozingen te geven. Volgens de eerder vermelde duitse gegevens (bijlage 3) geldt voor de 'Messpunkte' 2.0 en 2.1 voor 1982:

Tabel 6

	Messpunkt 2.0					Messpunkt 2.1			
	11/2 1982	4/5 1982	17/8 1982	2/12 1982	5/1 1983	11/2 1982	4/5 1982	17/8 1982	5/1 1983
DO	9.2	10.3	6.1	9.0	11.0	8.9	10.3	6.3	11.2

De opgeloste zuurstof (DO) is gegeven in mg/l O₂. Overigens blijkt ook hier dat het gradient in de dwarsrichting op de Ems betrekkelijk gering is. Over het jaar zijn wel aanzienlijke verschillen in zuurstofconcentratie te zien.

Ook hier is de vracht in g/s vervolgens berekend door het rekenkundig gemiddelde van deze concentraties te vermenigvuldigen met het gemiddelde debiet in m³/s van de rivier de Ems (voor 1980).

Op deze wijze is dus voor alle lozingspunten en alle beschouwde toestandsvariabelen een consistente dataset van de belastingen te berekenen. In onderstaande tabel zijn alle relevante gemeten dan wel geschatte lozingsgegevens voor 1980 samengevat in g/s:

Tabel 7

PLAATS	TYPE	Q	BZV _5	DO	ORG _N	NH4 _N	NO2 NO3 _N	PO4 _P	ORG _P
Eemskanaal	Opp	5.7	21	0	11	11	0	2	2
Damsterdiep	Opp	3.8	13	0	9	4	0	2	1
Afw.kanaal_Duurwold	Opp	3.8	8	0	8	5	0	0	0
Termunterzijldiep	Opp	3.5	11	0	7	5	0	0	1
Westerwoldsche Aa/K	Opp	5.5	634	0	41	70	0	0	13
Westerwoldsche Aa	Opp	10.8	159	0	22	33	0	6	1
Ems	Opp	106.2	634	971	222	317	465	51	3
Appingedam/Delfzijl	Huis	0.2	54	0	5	5	0	2	2
Emden	Huis	0.1	22	0	1	1	0	1	0
VKA	Ind	0.2	84	0	2	2	0	1	1
Delfzijl	Ind	0.3	63	0	9	9	0	8	7
Emden	Ind	0.1	11	0	1	1	0	0	0

Voor de overzichtelijkheid zijn voor de lozingen slechts gehele getallen afgedrukt.

Korte bespreking van de lozingen. In figuren 31 en 32 zijn staafdiagrammen voor de lozingen gegeven. Figuur 31 geeft de lozingen gerangschikt naar lozingspunt, figuur 32 geeft de lozingen gerangschikt naar het type van de lozing. Uit de figuren is gemakkelijk te zien waar de grootste lozingen plaatsvinden en welk type lozing de grootste invloed heeft op de totale belasting van het estuarium. (Kampagne - 1980).

Belasting Belangrijkste lozingspunt(en)

Q	Ems
BZV_5	Westerwoldsche Aa, Ems
DO	Ems
ORG_N	Ems, Westerwoldsche Aa
NH4_N	Ems, Westerwoldsche Aa
NO2NO3_N	Ems
PO4_P	Ems, Delfzijl
ORG_P	Westerwoldsche Aa, Delfzijl

Belangrijkste type(n) lozing

Q	Oppervlaktewater
BZV_5	Oppervlaktewater
DO	Oppervlaktewater
ORG_N	Oppervlaktewater
NH4_N	Oppervlaktewater
NO2NO3_N	Oppervlaktewater
PO4_P	Oppervlaktewater
ORG_P	Oppervlaktewater

Voor de beschouwde componenten zijn dus de Ems en de Westerwoldsche Aa de belangrijkste bronnen. In alle gevallen is oppervlaktewater lozing het belangrijkste type lozing.

7.2 WATERKwalITEITSgEGEVENS

In het licht van de mathematische modellering van de waterkwaliteit van estuariene gebieden zijn waterkwaliteitsgegevens zijn nodig om een aantal redenen:

1. Voor de keuze van de relevante modelvariabelen.
2. Als beginvoorwaarden.
3. Als randvoorwaarden.
4. Ter controle.

Tijd- en ruimteschalen van waterkwaliteitsgegevens en van de modelvariabelen moeten zo goed mogelijk op elkaar afgestemd zijn.

Voor het Eems-Dollard estuarium is in feite slechts een enkel databestand voor de waterkwaliteit direkt toegankelijk [4]:

Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren

Verslag van de resultaten over het eerste t/m vierde kwartaal 1980

Voor de ligging van de stations in het Eems-Dollard gebied zie figuur 6.

Incidenteel zijn er vele andere meetcampagnes uitgevoerd; de geringe mate van toegankelijkheid van de metingen is echter veelal een struikelblok.

Uit het kwaliteitsonderzoek van de rijkswateren zijn de volgende stations en waterkwaliteitsvariabelen geselecteerd:

RAXX00909 (Noordzee) = DELWAQ ELT. 11
RAXX00998 (Dollard) = DELWAQ ELT. 808
RAXX00969 (Delfzijl) = DELWAQ ELT. 610

Nota bene: De tijdstippen van de metingen zijn tussen 1 april en 1 oktober gegeven in **zomertijd**. De tijdstippen voor hoog- en laagwaters volgens de 'Getijtafels voor Nederland 1980' zijn echter gegeven in **M.E.T.**, er moet rekening worden gehouden met de verschuiving van 1 uur tijdens de periode met zomertijd.

De volgende waterkwaliteitsparameters zijn in het bestand beschikbaar:

O2 = zuurstof in mg/l
 BOD_5 = biochemisch zuurstofverbruik na 5 dagen bij 20 gr C in mg O2/l
 NH4_N = ammonium, uitgedrukt in mg N/l
 NO3_N = nitraat + nitriet, uitgedrukt in mg N/l
 NO2_N = nitriet, uitgedrukt in mg N/l
 KJD_N = Kjeldahlstikstof, in mg N/l
 T_PO4_P = totaal fosfaat, uitgedrukt in mg P/l
 O_PNF = niet gedefinieerd, vermoedelijk ortho-fosfaat na filtratie, in mg P/l
 CL = chloride in mg/l;

Van iedere meting is ook de datum en het tijdstip van de meting ingelezen

In het databestand 1980 zitten overigens minstens twee fouten:

1. O_PNF=8.30 d.d. 12-05-80 is wegens volkomen afwijkende waarde niet opgenomen,
2. op 4-3-80 is O_PNF > T_PO4_P. Dit kan niet; waarde niet opgenomen.

De **meetfrequentie** is ongeveer 1 meting per week. De meettijdstippen zijn door het RIZA zodanig geselecteerd dat, over het gehele jaar gezien, alle karakteristieke fasen van het getij een aantal keren worden weergegeven. Dat wil zeggen, sommige metingen vallen op tijdstip van HW, sommige op tijdstip van LW, etc. etc.

Om een indruk te geven van het verloop in de tijd en in de ruimte zijn de bovengenoemde waterkwaliteitsvariabelen weergegeven in figuur 33. De grote variabiliteit in de grafieken wordt voornamelijk veroorzaakt door het feit dat de metingen telkens op een ander tijdstip in het getij zijn uitgevoerd, met andere woorden de metingen zijn niet-synoptisch.

Uit de figuren is te zien dat een reconstructie van de getijkromme noodzakelijk is. Gewoon middelen van de metingen heeft geen zin. Het rekenkundig gemiddelde komt veel te laag uit wegens het relatief grote aandeel van de metingen rond laagwater. Dit geldt overigens niet voor de Noordzee-rand, waar er weinig verschillen bestaan in concentraties bij hoogwater en bij laagwater.

Afgeleide gegevens

Met behulp van de bovengenoemde wekelijkse metingen wordt een aantal voor het model benodigde gegevens afgeleid.

In de eerste plaats moeten uit de gegevens de nog ontbrekende modelvariabelen organisch stikstof, nitriet en nitraat stikstof en organisch en particulier fosfaat worden afgeleid:

$$\text{ORG_N} = \text{KJD_N} - \text{NH4_N}$$

$$\text{NO2NO3_N} = \text{NO2_N} + \text{NO3_N}$$

$$\text{ORG_P} = \text{T_PO4_P} - \text{O_PNF}$$

Als door meetfouten negatieve waarden optreden, worden deze weggelaten.

Ten tweede worden voor de benodigde **randvoorwaarden** de wekelijkse waarnemingen in station 909 (Noordzee-rand) gemiddeld over het jaar c.q. over de beschouwde karakteristieke periode, zoals de kampagnetijd:

$$\bar{c} = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N c(i)$$

waarin : N = aantal (wekelijkse) waarnemingen
 c(i) = meetwaarde van variabele c in week i.
 c = O2, BOD-5, ... ,CL.

Ten derde wordt per station een **karakteristieke getijkromme** gereconstrueerd. Dit is gedaan voor de kampagnetijd.

Hiertoe is een bestand opgebouwd van de tijdstippen van hoog- en laagwaters te Delfzijl op de dagen dat metingen in de stations 909, 998 en 969 zijn verricht. Bron voor de tijdstippen van hoog- en laagwaters zijn de 'Getijtafels voor Nederland 1980', zie [29]. Vervolgens is voor iedere meting het tijdverschil met het dichtstbijliggende hoog- of laagwater bepaald. De metingen zijn vervolgens (modulo 12h 25m) uitgezet op een nieuwe tijdas, waarmee een karakteristiek getijkromme is gereconstrueerd. In figuur 34 zijn de gereconstrueerde concentratie binnen het getij weergegeven. Het tijdstip van HW (te Delfzijl) is 03.06 uur. Het tijdstip van LW (te Delfzijl) is 09.19 uur.

Bespreking van de meetresultaten.

Opgelost zuurstof. Alle concentraties rond de verzadigingsconcentratie. Alleen in de Dollard komt **tijdens laagwater** (tijdens de campagne) zuurstofloosheid voor.

Biologisch zuurstofverbruik (5 dagen). Alleen in de Dollard komen tijdens laagwater hoge concentraties BOD₅ voor.

Organisch stikstof. Hoge concentraties tijdens laagwater in de Dollard. Lage waarden en weinig variatie bij Delfzijl en de Noordzee-rand.

Ammonium stikstof. Dezelfde opmerkingen als bij organisch stikstof.

Nitriet en nitraat stikstof. Het beeld is hier omgekeerd. De concentratie neemt in het algemeen af van binnen naar buiten; echter bij LW in de Dollard in het algemeen de laagste waarden.

Orthofosfaat. Ook hier het normale beeld: Hoge concentraties in de Dollard ten tijde van LW.

Organisch en particulier fosfaat. Dit geldt ook voor organisch en particulier fosfaat. Alleen rond HW nemen de ORG_P concentratie in de Dollard af tot waarden als bij Delfzijl en de Noordzee-rand.

Saliniteit. De saliniteit neemt in het algemeen toe van binnen naar buiten. Opvallend is dat de variatie van de saliniteit binnen het getij in de Dollard niet zo groot is als bij de meeste van de eerder besproken waterkwaliteitsvariabelen.

7.3 BEGIN- EN RANDVOORWAARDEN

Het 2DH-waterkwaliteitsmodel DELWAQ benodigt begin- en randvoorwaarden.

De beginvoorwaarden zijn de concentraties van de toestandsvariabelen in alle elementen bij de aanvang van de berekening. ($t=0$). In principe moeten hiervoor dus op een bepaald moment simultaan in het hele estuarium 829 x 8 meetgegevens beschikbaar zijn. Bij de onderhavige studie was dat niet het geval. In een eerdere studie [2] is echter al aangetoond dat de rekenresultaten na enige tijd (enige getijcycli) onafhankelijk worden van de ingevoerde beginconcentraties. De snelheid waarmee de quasi-stationaire evenwichtssituatie bereikt wordt hangt af van de kwaliteit van de beginschatting. Als lozingen, randvoorwaarden en processen tijdsafhankelijk zijn, wordt zo'n evenwicht uiteraard niet bereikt.

Bij de huidige berekening zijn als beginvoorwaarden ingevoerd de rekenresultaten van een **steady-state** simulatie. Bij een steady-state simulatie wordt de getijgemiddelde watersnelheid als basis voor de waterbeweging ingelezen. De processen worden verondersteld in een evenwichtssituatie te verkeren. Dat wil zeggen de afgeleiden naar de tijd zijn gelijk gesteld aan nul voor alle waterkwaliteitsvariabelen c_1, \dots, c_8 .

$$\frac{d c_i}{d t} = 0 \quad (i = 1, 2, \dots, 8)$$

De beschouwde processen worden beschreven in paragraaf 7.4.

De randvoorwaarden zijn de concentraties aan de open randen als functie van de tijd. Uit de meetgegevens blijkt dat de concentraties bij de open randen (Noordzee en Westerbalje) binnen het getij nauwelijks variëren. Er kon dan ook volstaan worden met in de tijd constante randvoorwaarden. De numerieke waarden van de benodigde concentraties op de rand zijn verkregen door de meetgegevens van station RAXX00909 (Noordzee) over de maanden september tot en met december (kampagne) te middelen.

7.4 DE MODELVERGELIJKINGEN.

7.4.1 Inleiding

De concentratie van een stof is afhankelijk van transporten en van chemische en biologische processen. De invloed van transportprocessen (advectief en dispersief transport) op de concentratie is elders in dit verslag beschreven. In deze paragraaf wordt uitsluitend ingegaan op de kinetiek van de chemische en biologische processen.

Gemodelleerde variabelen:

BOD_5
Opgelost zuurstof
Organisch stikstof
Ammonium stikstof
Nitraat + nitriet stikstof
Orthofosfaat
Organisch + particulier fosfaat
Zoutgehalte

Parameters:

Temperatuur
Zuurstof-verzadiging
Algenconcentratie

Alle concentraties hebben betrekking op de waterfase en worden uitgedrukt in mg/l of g/m³

De parameters temperatuur en algenconcentratie zijn bepaald op basis van metingen [4]. De algenconcentratie is uitgedrukt in mg Chlorophyll-a / l. De zuurstofverzadigingsconcentratie is afhankelijk van zowel temperatuur als zoutgehalte [28].

Voor de zuurstof-, de stikstof- en de fosfaathuishouding worden de belangrijkste processen beschreven.

7.4.2 De zuurstofhuishouding.

De zuurstofhuishouding omvat als toestandsvariabelen het zuurstofgehalte (O₂) en het potentiële zuurstofverbruik dat nodig is voor de afbraak van organisch materiaal: BOD₅.

Ten behoeve van de reaeratie wordt ook de verzadiging-sconcentratie aan zuurstof (DOSAT) in beschouwing genomen.

De fysische, (bio)chemische en biologische processen die de zuurstofhuishouding beïnvloeden betreffen:

- zuurstofuitwisseling via het grensvlak lucht/water (reaeratie)
- zuurstofproductie (fotosynthese) en respiratie door algen
- zuurstofverbruik bij biochemische afbraak van organ. koolstof
- bezinking van biochemisch afbreekbaar organisch koolstof
- zuurstofverbruik bij de mineralisatie van detritus
- zuurstofverbruik bij de mineralisatie van bodemdetritus
- zuurstofverbruik bij oxydatie van NH₄ tot NO₃ (nitrificatie)

Slechts een aantal van deze processen is in model gebracht. Deze worden hieronder uitgewerkt.

BOD_5 :

$$\frac{d \text{ BOD}_5}{dt} = - \text{ Afbraak} - \text{ Bezinking.}$$

$$\text{Afbraak} = k_1 * \text{ BOD}_5 * 1.047^{(T-20)}$$

$$\text{Bezinking} = k_3 * \frac{\text{ BOD}_5}{H}$$

$$H = \text{ volume} / 64 * 10^{**4} \text{ met een minimale waarde van } 1.00)$$

Zuurstof :

$$\frac{d \text{ O}_2}{dt} = \begin{array}{l} / \\ | \quad + \text{ Reaeratie} \quad + \text{ Algengroei} - \text{ Afbraak BOD}_5 \\ | \\ < \quad - \text{ Verbruik door de bodem} \\ | \\ \quad - \text{ Nitrificatie.} \\ \backslash \end{array}$$

$$\text{Reaeratie} = k_2 * \text{ Deficiet} * \frac{v^{**0.5}}{H^{**1.5}} * 1.016^{(T-20)}$$

$$\text{Deficiet} = \text{ Zuurstofverzadigingsconcentratie} - \text{ Zuurstof}$$

$$\text{Algengroei} = (\text{Groei-Respiratie}) * \text{ Algenconcentratie} * gO_2gC$$

$$\text{Afbraak BOD}_5 = k_1 * \text{ BOD}_5 * 1.047^{(T-20)}$$

$$\text{Verbruik door bodem} = \frac{k_4}{H} * 1.070^{(T-20)}$$

$$\text{Nitrificatie} = \text{ beta1} * \text{ Ammonium} * gO_2gN * 1.070^{(T-20)}$$

Zuurstofverzadigingsconcentratie (DOSAT) :

$$\text{DOSAT}(\text{zoet}) = 14.64 - 0.411 \cdot T + (0.089 \cdot T)^2 - (0.042 \cdot T)^3$$

$$\text{DOSAT}(\text{zout}) = \text{DOSAT}(\text{zoet}) \cdot \left(1 - \frac{\text{chloride}}{10^5}\right)$$

$$\text{Chloride} = \frac{\text{saliniteit} - 0.03}{1.805} \cdot 10^3$$

Verklaring gebruikte symbolen:

beta1	=	nitrificatie-snelheid ammonium (1/dag)	
gO2gC	=	zuurstofequivalent koolstof (algen en detritus)	(-)
gO2gN	=	zuurstofequivalent stikstof (nitrificatie)	(-)
groei	=	groeisnelheid algen (1/dag)	
H	=	waterdiepte (m)	
k1	=	afbraaksnelheid BOD_5 (1/dag)	
k2	=	reaeratiesnelheid (1/dag)	
k3	=	bezinksnelheid BOD_5 (m/dag)	
k4	=	bodemrespiratiesnelheid (gO2/m².dag)	
respiratie	=	respiratiesnelheid algen (1/dag)	
T	=	temperatuur (graden Celsius)	
v	=	stroomsnelheid (m/s)	
*	=	vermenigvuldiging	
**	=	machtsverheffen	

7.4.3 De stikstofhuishouding.

De stikstofhuishouding omvat als gemodelleerde toestandsvariabelen het organisch stikstof (ORG_N), de ammoniumconcentratie (NH4_N) en de som van nitraat- en nitrietconcentratie (NO2NO3_N).

De processen die samenhangen met de stikstofhuishouding betreffen:

- vorming van organisch stikstof door algen
- afname van organisch stikstof door afsterven van algen
- afname van organisch stikstof door bezinking van algen
- afname van organisch stikstof door zooplanktongraas
- afname van organisch stikstof door mineralisatie van detritus
- afname van organisch stikstof door bezinking van detritus
- opname van ammonium of nitraat door algen
- vrijkomen van ammonium bij de afsterven van algen (50%)
- vrijkomen van ammonium bij graas door zooplankton (25%)
- vrijkomen van ammonium bij de mineralisatie van detritus
- vrijkomen van ammonium bij de mineralisatie van bodemdetritus
- nalevering van ammonium t.g.v. bodemprocessen
- oxydatie van ammonium tot nitraat (nitrificatie)

-denitrificatie van nitraat

Slechts een aantal van deze processen is gemodelleerd. Deze processen worden hierna nader gespecificeerd.

Organisch stikstof :

$$\frac{d \text{ORG_N}}{dt} = - \text{Afbraak} - \text{Bezinking.}$$

$$\text{Afbraak} = \text{beta0} * \text{ORG_N} * 1.047^{(T-20)}$$

$$\text{Bezinking} = \text{beta3} * \frac{\text{ORG_N}}{H}$$

Ammonium :

$$\frac{d \text{NH}_4\text{-N}}{dt} = \begin{array}{l} / \\ | \\ + \text{Ammonificatie van organisch stikstof} \\ | \\ - \text{Nitrificatie} \\ | \\ + \text{Bodemuitwisseling (nalevering/binding)} \\ | \\ - \text{Algengroei.} \\ \backslash \end{array}$$

$$\text{Ammonificatie} = \text{beta0} * \text{organisch stikstof} * 1.047^{**}(\text{T}-20)$$

$$\text{Nitrificatie} = \text{beta1} * \text{Ammonium} * 1.070^{**}(\text{T}-20)$$

$$\text{Uitwisseling met de bodem} = \frac{\text{beta4}}{\text{H}} * 1.070^{**}(\text{T}-20)$$

$$\text{Algengroei} = \text{AlgN/C} * \text{Groei} * \text{Algenconcentratie} * \text{gamma}$$

$$\text{gamma} = \frac{\text{NH}_4\text{-N}}{\text{NH}_4\text{-N} + 0.1}$$

Nitraat (+nitriet) :

$$\frac{d \text{NO}_2\text{NO}_3\text{-N}}{dt} = \begin{array}{l} / \\ | \\ + \text{Nitrificatie} - \text{Denitrificatie} \\ | \\ - \text{Algengroei.} \\ \backslash \end{array}$$

$$\text{Nitrificatie} = \text{beta1} * \text{Ammonium} * 1.070^{**}(\text{T}-20)$$

$$\text{Denitrificatie} = \frac{\text{beta5}}{\text{H}} * 1.060^{**}(\text{T}-20)$$

$$\text{Algengroei} = \text{AlgN/C} * \text{Groei} * \text{Algenconcentratie} * (1-\text{gamma})$$

Verklaring gebruikte symbolen:

AlgN/C = stikstof-koolstof verhouding algensoort (-)
beta0 = ammonificatie constante (1/dag)
beta3 = bezinksnelheid organisch stikstof (1/dag)
beta4 = snelheid vrijkomen NH₄-N uit de bodem (g/m².dag)
beta5 = denitrificatie-snelheid (g/m².dag)
gamma = fractie door algen opgenomen ammonium t.o.v. totale N-opname.

7.4.5 De fosfaathuishouding:

De fosfaathuishouding omvat als gemodelleerde toestandsvariabelen het Organisch + particulier fosfaat (ORG_P) en het orthofosfaat (PO₄-P).

De processen die samenhangen met de fosfaathuishouding betreffen:

- vorming van organisch fosfaat door algen
- afname van organisch fosfaat door afsterven van algen
- afname van organisch fosfaat door bezinking van algen
- afname van organisch fosfaat door zooplanktongraas
- afname van organisch fosfaat door mineralisatie van detritus
- afname van organisch fosfaat door bezinking van detritus
- opname van orthofosfaat door algen
- vrijkomen van ammonium bij de afsterven van algen (50%)
- vrijkomen van ammonium bij graas door zooplankton (25%)
- vrijkomen van ammonium bij de mineralisatie van detritus
- vrijkomen van ammonium bij de mineralisatie van bodemdetritus
- binding of nalevering van orthofosfaat t.g.v. bodemprocessen

Hiervan zijn de navolgende processen in model gebracht:

Orthofosfaat :

$$\frac{d \text{ PO}_4\text{-P}}{dt} = \begin{array}{l} / \\ | \\ - \text{ Adsorptie} - \text{ Algengroei} \\ | \\ + \text{ Bodemuitwisseling (nalevering/binding)}. \\ \backslash \end{array}$$

$$\text{Adsorptie} = f * \text{ orthofosfaat}$$

$$\text{Uitwisseling met de bodem} = \frac{\sigma_3}{H} * 1.070^{(T-20)}$$

$$\text{Algengroei} = \text{AlgP/C} * \text{ Groei} * \text{ Algenconcentratie}$$

Organisch + particulier fosfaat :

$$\frac{d \text{ ORG-P}}{dt} = \text{Adsorptie} - \text{Bezinking.}$$

$$\text{Adsorptie} = f * \text{orthofosfaat}$$

$$\text{Bezinking} = \frac{\sigma_2}{H} * (\text{organisch} + \text{particulair fosfaat})$$

Verklaring gebruikte symbolen:

- AlgP/C = fosfaat-koolstof verhouding algensoort (-)
f = netto-adsorptieconstante voor orthofosfaat (1/dag)
 σ_2 = bezinksnelheid organisch + particulier fosfaat (m/dag)
 σ_3 = vrijkomen van orthofosfaat uit de bodem (g/m².dag)

Zout :

Als maat voor het zoutgehalte wordt de saliniteit, uitgedrukt in promille aangehouden. Omdat de saliniteit (SAL) niet onderhevig is aan veranderingen ten gevolge van processen, is de afgeleide naar de tijd gelijk aan nul.

saliniteit :

$$\frac{d \text{ SAL}}{dt} = 0.$$

Procesparameters :

Voor de berekening van de waterkwaliteit zijn de volgende waarden van de procesparameters aangehouden [29]:

Parameter	Waarde
AlgN/C	6.00
AlgP/C	0.75

gO2gC	100.00
gO2gN	3.40
beta0	0.15
beta1	0.07
beta3	0.15
beta4	0.03
beta5	0.20
f	0.02
k1	0.30
k2	3.86
k3	0.40
k4	1.00
sigma2	0.20
sigma3	0.005
Algenconcentratie	0.02
Groei	0.10
Respiratie	0.01
T	8.70
v	1.00

Voor de orienterende berekeningen zijn gegevens gebruikt uit zoet water; de gegevens zullen voor zout water allicht anders zijn. Studie naar de procesparameters voor zout water viel buiten het kader van dit onderzoek.

7.5 VERGELIJKING VAN WATERKWALITEITSGEGEVENS EN MODELRESULTATEN.

In het kader van dit onderzoek is geen uitvoerige analyse gedaan naar overeenkomsten c.q. verschillen tussen waterkwaliteitsgegevens en modelresultaten in het gehele gebied. Waterkwaliteits- gegevens en modelresultaten zijn slechts vergeleken in een enkel station in de Dollard. Zoals uit de eerder afgedrukte meetresultaten blijkt is dit, zeker tijdens de campagne, het station met de grootste problemen op het gebied van de waterkwaliteit; tijdens de laagwaterfase treden regelmatig zeer lage zuurstofconcentraties op.

In figuur 35 zijn voor een karakteristieke getijcyclus in de kampagnetijd de gemeten waterkwaliteitsgegevens en de modelresultaten afgebeeld. De ligging van het betreffende punt komt overeen met Station RAXX00998 (Dollard).

De waterkwaliteitsgegevens zijn op de in paragraaf 7.2 beschreven wijze uit de wekelijkse metingen berekend.

De modelresultaten zijn het resultaat van een 'one-shot' berekening: Er zijn geen pogingen gedaan om de resultaten via adaptie van dispersiecoëfficiënten, randvoorwaarden, lozingen of parameters betreffende de kinetiek te verbeteren! Alle relevante modelgegevens zijn vermeld in paragraaf 7.4.

Bespreking van de resultaten.

BOD 5. Modeluitkomsten en metingen stemmen goed overeen. Het model geeft een te snelle stijging bij laagwater.

Organisch stikstof. Het laagwater extreem klopt redelijk qua ligging. Het model geeft een te lage waarde bij laagwater.

Ammonium stikstof. Klopt redelijk. Bij hoogwater te hoge modelwaarden.

Nitraat- en nitriet stikstof. Bij hoogwater klopt het niveau redelijk, de afgeleide naar de tijd niet. Bij laagwater worden niet de lage gemeten waarden bereikt.

Orthofosfaat. De piek bij laagwater wordt door het model niet goed gevolgd. Verklaring kan liggen in fosfaat-verdeelsleutel.

Organisch en particulier fosfaat. Klopt redelijk.

Zout. Klopt redelijk.

Opgelost zuurstof. De extreem lage gemeten zuurstofconcentratie tijdens laagwater wordt door het model maar ten dele bereikt, de tendens klopt goed.

8 KONKLUSIES EN AANBEVELINGEN

Het gerapporteerde onderzoek omvatte een toepasbaarheidsonderzoek naar estuariene waterkwaliteitsmodellen. Omdat 1- dimensionele modellen al een ruimere toepassing vinden en 2-dimensionale verticale en 3-dimensionale modellen zich niet leenden voor verkennende berekeningen binnen het kader van dit projekt, heeft de aandacht zich gericht op 2-dimensionale horizontale modellen.

Teneinde de mogelijkheden zo konkreet mogelijk te kunnen verkennen zijn een aantal proefberekeningen uitgevoerd voor relevante situaties. In hoofdstuk 3 is door Rijkswaterstaat een aantal van deze situaties genoemd. De indeling van dit konkluderend hoofdstuk zal de daar uitgezette lijn volgen.

8.1 WATERHUISHOUDKUNDIGE INGREPEN.

De invloed van waterstaatkundige ingrepen op de waterkwaliteit in een estuarium komt met name tot uiting in veranderde ruimtelijke concentratie patronen en erosie en sedimentatie gebieden. In het algemeen zal er een ruimtelijk model (2-D of 3-D) nodig zijn om de veranderingen van konstrukties op het getijstromingsbeeld te voorspellen.

In het bijzondere geval van de verlegging van een riviermond in een eenvoudige gevormd estuarium is de toepassing van een vertakt 1-dimensionaal model wellicht ook mogelijk. Er mag dan echter verwacht worden dat de dispersiecoefficient een onzekere faktor zal zijn, omdat deze meer dan bij 2- en 3-D modellen afhankelijk is van de middeling over ruimtelijke koordinaten.

De gepresenteerde zouthberekeningen vormen een illustratie van de mate waarin het stoftransport in een estuarium als dat van de Eems-Dollard, gemodelleerd kan worden met een grof grid en zonder nadere kalibratie van waterbeweging.

De afwijkingen in de mond van de Dollard in de vorm van de kurve zijn waarschijnlijk mede te wijten aan de zeer grove schematisering ter plaatse. Verwacht mag worden dat een model met een grid van enkele honderden meters tot een beter verloop zal komen. Ook mag verbetering worden verwacht van de kalibratie van de bodemruwheid en andere aspecten die de waterbeweging beïnvloeden.

Het model van de Dollard, met een 300 m grid, zou hiertoe kunnen dienen. Het verdient dan echter aanbeveling om het model tot voorbij Rottumeroog en Borkum uit te breiden om de invloed van de randvoorwaarden op het binnengebied te beperken. De rand van het model moet minimaal 1 getijweg verwijderd zijn van het te modelleren beheersgebied.

Waar het stoftransport redelijk beschreven kan worden, mag verwacht worden dat bekende waterkwaliteits kinetiek met sukses in het model ingepast kan worden.

8.2 KALAMITEITEN.

Vanwege de bij een 1-dimensionaal model veronderstelde instantane menging over de volledige breedte van het estuarium is een 1-dimensionaal model niet geschikt voor de voorspelling van vlekverspreiding in estuaria. Wanneer het preciese patroon van vlekken gevolgd moet kunnen worden zal met diskrete numerieke modellen een erg fijn grid moeten worden toegepast.

De verkennende berekeningen van de Rhodamine verspreiding in het Eems-Dollard estuarium toont de mogelijkheden van een diskrete numerieke benadering op een grof grid. Het blijkt dat ondanks de afwijkende getijsituatie, de globale verplaatsing van de Rhodamine en de globale vlekverspreiding na enige getijden in het estuarium, goed gevolgd kan worden.

De dispersiecoefficient welke in het model moet worden toegepast bij vlekverspreiding is in de beginfase beduidend lager dan bij modellering van gladde concentratieprofielen. Dit vindt mede zijn oorzaak in de onmiddellijke opmenging van een kalamiteit over een gridcel van het numerieke model en in het feit dat numerieke schema's doorgaans een vlek van enkele gridcellen omvang vereisen om tot behoorlijke resultaten te komen. Deze nadelen kunnen eventueel ondervangen worden door gebruik te maken van een deeltjesmodel.

Voor drijvende vlekken zal een iets afwijkende benadering gekozen moeten worden, waarbij de windinvloed expliciet op de stroming wordt gesuperponeerd. Ook voor sedimenterende stoffen is een 2-D aanpak toepasbaar, hierop wordt bij het punt slib teruggekomen.

Een aanvullende eis betrof de noodzaak om vragen snel te kunnen beantwoorden (binnen enkele uren). Er kan gebruik worden gemaakt van het feit dat met dezelfde waterbewegingsdatabase blijkbaar voor verschillende situaties in de Eems-Dollard redelijk voorspeld kan worden. Wanneer een beperkt aantal waterbewegingsscenario's al vooruit berekend verkrijgbaar zijn, is het mogelijk een verspreidingsberekening op te starten zodra de lokatie van de kalamiteit en het tijdstip na hoogwater bekend zijn. Zo'n estuariene kalamiteitenmodel kan op de centrale RWS komputer worden geïmplementeerd. Momenteel zijn echter een aantal typen mikrocomputers reeds zo krachtig dat het ook mogelijk moet worden geacht om de berekening ter plaatse te verrichten.

8.3 LOZING VAN AL DAN NIET GEZUIVERD AFVALWATER.

In het kader van deze studie zijn methoden gebruikt om de circa wekelijkse metingen van het 'Kwaliteitsonderzoek Rijkswateren' [4] te herleiden tot gegevens op de tijdschaal van de getijcyclus. Verder is aangegeven hoe de voor het modelonderzoek ontbrekende belastingen en waterkwaliteitsgegevens herleid kunnen worden uit de beschikbare gegevens.

Er is aangetoond hoe de voor de 2DH-modelberekening benodigde begin- en randvoorwaarden verkregen kunnen worden en er is

programmatuur ontwikkeld om op getijschaal een aantal relevante processen aangaande de waterkwaliteit te berekenen.

Voor de karakteristieke getijcyclus voor de kampagnetijd zijn de concentraties van BOD-5, zuurstof, organisch stikstof, ammonium, nitriet en nitraat, orthofosfaat, organisch- en partikulair fosfor en zout in het Eems-Dollard estuarium berekend en vergeleken met de beschikbare waterkwaliteitsgegevens. De modelresultaten geven, tenminste kwalitief, een redelijk beeld van het verloop van de waterkwaliteit binnen het getij in een punt in de Dollard.

Concluderend kan gesteld worden dat 2DH modellen voor de waterkwaliteit nu in principe beschikbaar zijn.

3.4 SLIB

Het onderdeel slib is in het kader van dit onderzoek niet nader uitgewerkt. Gezien de resultaten die zijn behaald met de eerder genoemde proefberekeningen saliniteit, kalamiteiten en waterkwaliteit, zal het zonder problemen mogelijk zijn de uit de literatuur bekende slib-kinetiek in het model toe te passen [9]. Of dit voor het Eems-Dollard estuarium tot een bevredigend resultaat zal leiden staat echter te bezien. Inhomogeniteit over de vertikaal kunnen toepassing van een 3-D model, of speciale voorzieningen in een 2-DH model, noodzakelijk maken.

Een indicatie voor de feasibility van modeltoepassingen voor slib, mag dan blijken uit de vergelijking van proefberekeningen met gegevens in het veld. Hieraan is in het kader van deze studie niet meer toegekomen.

8.5 AANBEVELINGEN VOOR VERDER ONDERZOEK.

Gezien de resultaten zoals deze tot heden zijn bereikt zijn voor het Eems-Dollard estuarium een aantal aanbevelingen te doen.

- **metingen**

Er is duidelijk geworden dat de toenmaals voor dit onderzoek ter beschikking staande metingen slecht geschikt zijn als verifikatie materiaal voor een dynamisch waterkwaliteitsmodel op getijdeschaal. Voor dit doel bestaat sterke behoefte aan een aantal simultane 13 uren meetreeksen. Momenteel vindt continue bemonstering plaats van een aantal parameters op vaste plaatsen in het estuarium. Deze metingen kunnen de basis vormen voor nadere kalibratie en verifikatie. Eventueel zal aanvulling nodig zijn met een incidentele meetkampagne op een aantal andere plaatsen in het estuarium gedurende een periode van 13 uur.

De verschillende lozingsgegevens zijn in het algemeen slecht toegankelijk met name ook het feit dat de gegevens van twee nationaliteiten afkomstig zijn speelt hierbij een rol. Een consistente database van lozingen wordt sterk aanbevolen en kan de vooraf benodigde gegevensverwerking sterk beperken.

- **modelopzet**

Tot heden is uit het onderzoek gebleken dat het gebruikte grid voor globale waterkwaliteitsberekeningen toereikend is. Voor vlekverspreiding en meer gedetailleerde waterkwaliteitsberekeningen achter in het estuarium is het grid echter te grof. Uit de berekeningen tot heden lijkt de konklusie gerechtvaardigd dat met een fijnere discretisatie vooralsnog meer detail te winnen valt dan met de juiste implementatie van momentane doottij-springtij en wind-invloeden. Een aanknopingspunt kan worden gevormd door het bestaande 300 meter grid model voor de Dollard. Aangezien de modelrand tenminste een volledige getijweg van het gebied van onderzoek moet zijn verwijderd, wordt uitbreiding van dat model aanbevolen indien het gebied rond de haven van Delfzijl en de Eemshaven ook in het onderzoek betrokken moeten worden.

- **kalibratie**

De oriënterende berekeningen zijn zonder noemenswaardige kalibratie verricht. Een inschatting van de gevoeligheid van het model voor andere stuurparameters en een nader afregelen kan de bruikbaarheid doen toenemen.

Met name voor wat betreft de waterkwaliteitsberekeningen wordt aanbevolen al met een grof grid in te regelen op het gehele estuarium. De resulterende waterkwaliteitsmodulen zullen zonder modeltechnische problemen ook op een eventueel later beschikbaar komend fijner rooster kunnen worden toegepast.

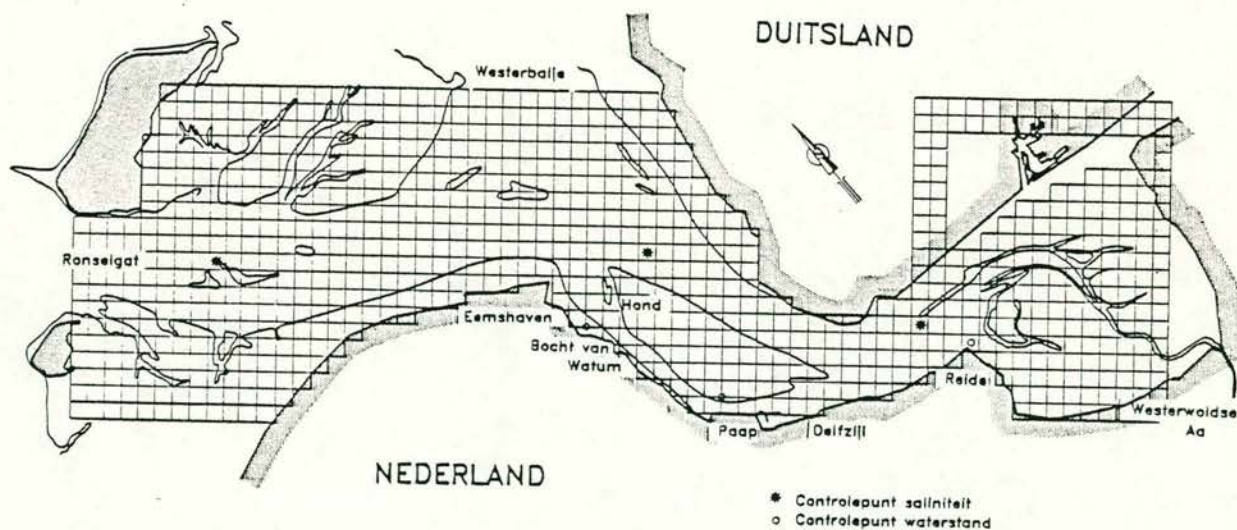
Op grond van de tot nu toe uitgevoerde berekeningen mag verwacht worden dat het mogelijk zal zijn om een jaarbeeld van de waterkwaliteit te verkrijgen uit een aantal steady-state simulaties met een daarop gesuperponeerde getijinvloed. Deze konklusie zal echter niet in zijn algemeenheid voor ander estuaria hoeven te gelden.

LITERATUUR

1. **BOEDE GROEP.**
Biologisch onderzoek Eems-Dollard estuarium,
samenvatting van onderzoek.
BOEDE verslag, 1983, 1.
2. **WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM**
WAQUA/DELWAQ berekeningen Eems-Dollard estuarium
Verslag speurwerp S0296.02, november 1984.
3. **NIEDERSAECHELSISCHER MINISTER FUER ERNAEHRUNG,
LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN, HANNOVER; BUNDESMINISTER
FUER VERKEHR, BONN, U.V.A. 1982.**
Gewaesserguetemessungen im Kuestenbereich der
Bundesrepublik Deutschland, Wasserguetedaten 1980-1981
(Gemeinsames Bund/Laender-Messprogramm fuer die
Nordsee)
4. **RIJKSWATERSTAAT-RIZA, RIVM**
Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren. Verslag van de
resultaten van het eerste, tweede, derde en vierde
kwartaal 1980.
RIZA, Lelystad.
5. **WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM**
Kalamiteitenmodel voor het stroomgebied van de Rijn.
Verslag onderzoek R1692, 1983.
6. **WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM**
Kalamiteitenmodel voor de Maas.
Verslag onderzoek R1945, concept 1984.
7. **WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM**
Ronde straal met driedimensionale baan in stromend
medium. Ontwikkeling van een numeriek rekenmodel.
Verslag speurwerk S74-III, augustus 1978.
8. **WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM**
Diffusorlozing van koelwater. State-of-the-art
near-field beschrijving.
Verslag onderzoek R899-3, juni 1984.
9. **POSTMA, L.**
A two dimensional water quality model application for
Hong Kong coastal waters,
Water Science and Technology, 16, 1984.
10. **DAM, G.C. VAN**
Distinct particle simulations, section VIII of chapter 2
(Models of dispersion) in 'Pollutant transfer and
transport in the sea',
CRC Press Inc., Boca Raton, U.S.A., G. Kullenberg,
editor, 1982
11. **RIJKSWATERSTAAT**
IJking chloridedeel ZWENDL noordelijk deltabekken; stand
van zaken september 1984.
RWS, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging,
Distrikt Zuidwest (nog te verschijnen).
12. **LOUISSE, C.J.**
IJking eendimensionaal waterkwaliteitsmodel van de
Westerschelde
Rapport 09-80-FA, Directie W en W, 1980.

13. **HELDER, W., P. RUARDIJ**
A one-dimensional mixing and flushing model of the Ems-Dollard estuary. Calculation of time scales at different river discharges.
Netherlands Journal of Sea Research 15, (3/4), p293-312, 1982.
14. **ZIMMERMAN, J.T.F.**
Mixing and flushing of tidal embayments in the western Dutch Wadden Sea. Thesis.
Netherlands Journal of Sea Research 10, (2), p149-191, (4) p397-439, 1976.
15. **PERRELS, P.A.J., KARELSE, M.**
A two-dimensional, laterally averaged model for salt intrusion in estuaries.
Transport Models for Inland and Coastal Waters, Acad. Press pp.485-520, 1981.
16. **FISHER, K.**
Numerische Modelle fuer Tide und Salzgehaltsverteilung im Mundungsbereich der Ems.
Die Kuste, 34, p29-39, 1979.
17. **WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM**
Verslag WAQUA proefproject WEST WAD
Rapport speurwerk S0296, mei 1982.
18. **MAIWALD, K.D.**
Splitsingsmethoden voor de tweedimensionale diffusie-advectievergelijking,
Waterloopkundig Laboratorium, Verslag onderzoek S 173, januari 1975.
19. **THATCHER, M.L., D.R.F. HARLEMAN**
A mathematical model for the prediction of unsteady salinity intrusion in estuaries.
M.I.T. Report 144 and 159, 1972.
20. **WINTERWERP, J.C.**
Decomposition of the Mass Transport in Narrow Estuaries.
Estuarine, Coastal and Shelf Science, 16, pp627-638, 1983.
21. **PRANDLE, D.**
A modelling study of the mixing of Cs-137 in the seas of the European Shelf
Phil. Trans. R. Soc., London, A310, pp407-436, 1984.
22. **RIJKSWATERSTAAT**
Rhodamine-rapport.
Meet- en Adviesdienst Delfzijl, Nota 81-41, 1978.
23. **RIJKSWATERSTAAT**
Verzeiling van de Rhodamine gegevens
Fysische afdeling, wordt nog uitgewerkt.
24. **BORIS, J.P., D.L. BOOK**
Flux-Corrected Transport, I. SHASTA, A Fluid Transport Algorithm That Works,
Journal of Computational Physics, 11, 83-69 (1973).
Waterloopkundig Laboratorium, Delft, december 1978.
25. **EYDEN, W. VAN, J. BAL, J. STRIJBS**
Monitoring waterkwaliteit Noordzee. Serie I: tijdreeksen per meetpunt, deel I.2: Saliniteit
Projectgroep Wakwon, Waterkwaliteitsonderzoek Noordzee, Rijkswaterstaat, Rijswijk, oktober 1980.
26. **EGGINK, H.J.**
Het estuarium als ontvangend water van grote hoeveelheden afvalstoffen
Staatsdrukkerij, 's-Gravenhage, 1965

27. **BRIEF VAN RIZA D.D. 1 JUNI 1985**
Bijlage 1. Belastingen Ems Estuarium op jaarbasis 1980.
Bijlage 2. Belastingen Nieuw-Statenzijl op weekbasis 1982
Bijlage 3. Kwaliteit van de Ems bij Terborg (1982)
(ongepubliceerd)
28. **VAN PAGEE, J.A.**
Toepassing van het waterkwaliteitsmodel MODQUAL op de Rijn,
Waterloopkundig Laboratorium, Verslag onderzoek
R1056-VII/S321-VI, juli 1981.
29. **RIJKSWATERSTAAT**
Getijtafels voor Nederland 1980
Rijkswaterstaat, Directie Waterhuishouding en
Waterbeweging in samenwerking met de Dienst
Informatieverwerking Staatsuitgeverij 's-Gravenhage
1979
30. **WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM**
Waterkwaliteitsmodellering Zuid Nederlandse
Noordzeekust
Verslag onderzoek R2176 (nog te verschijnen)
31. **LEENDERTSE, J.J.**
Verification of a Model of the Eastern-Scheldt
Rand Corporation, April 1984.



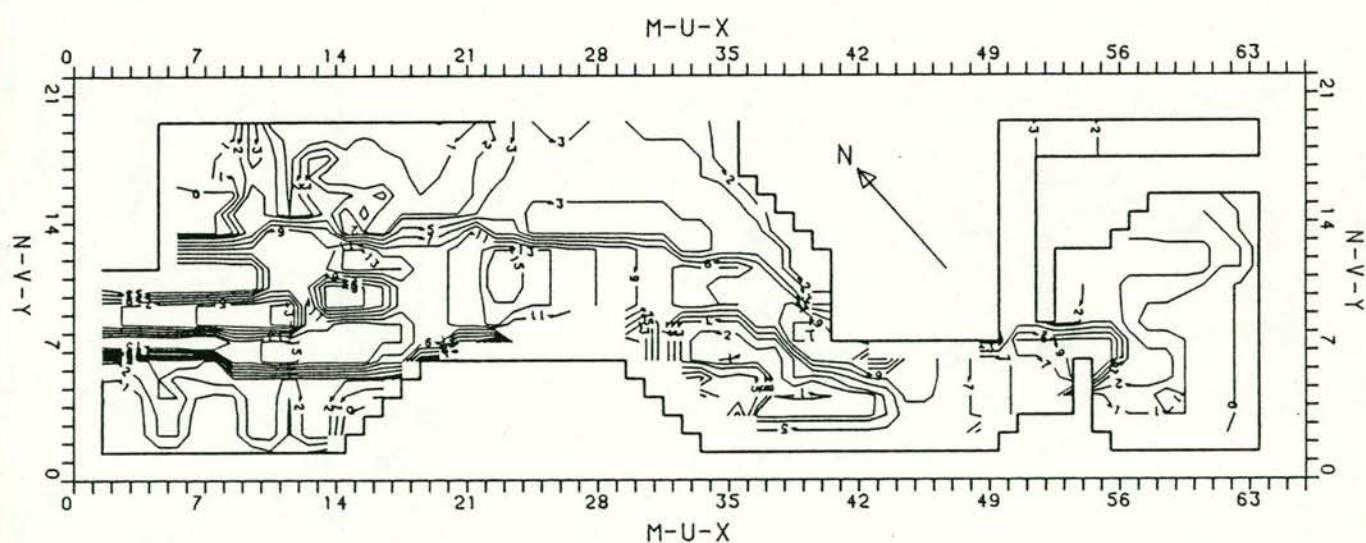
SCHEMATISERING EEMS-DOLLARD ESTUARIUM

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 1

A4



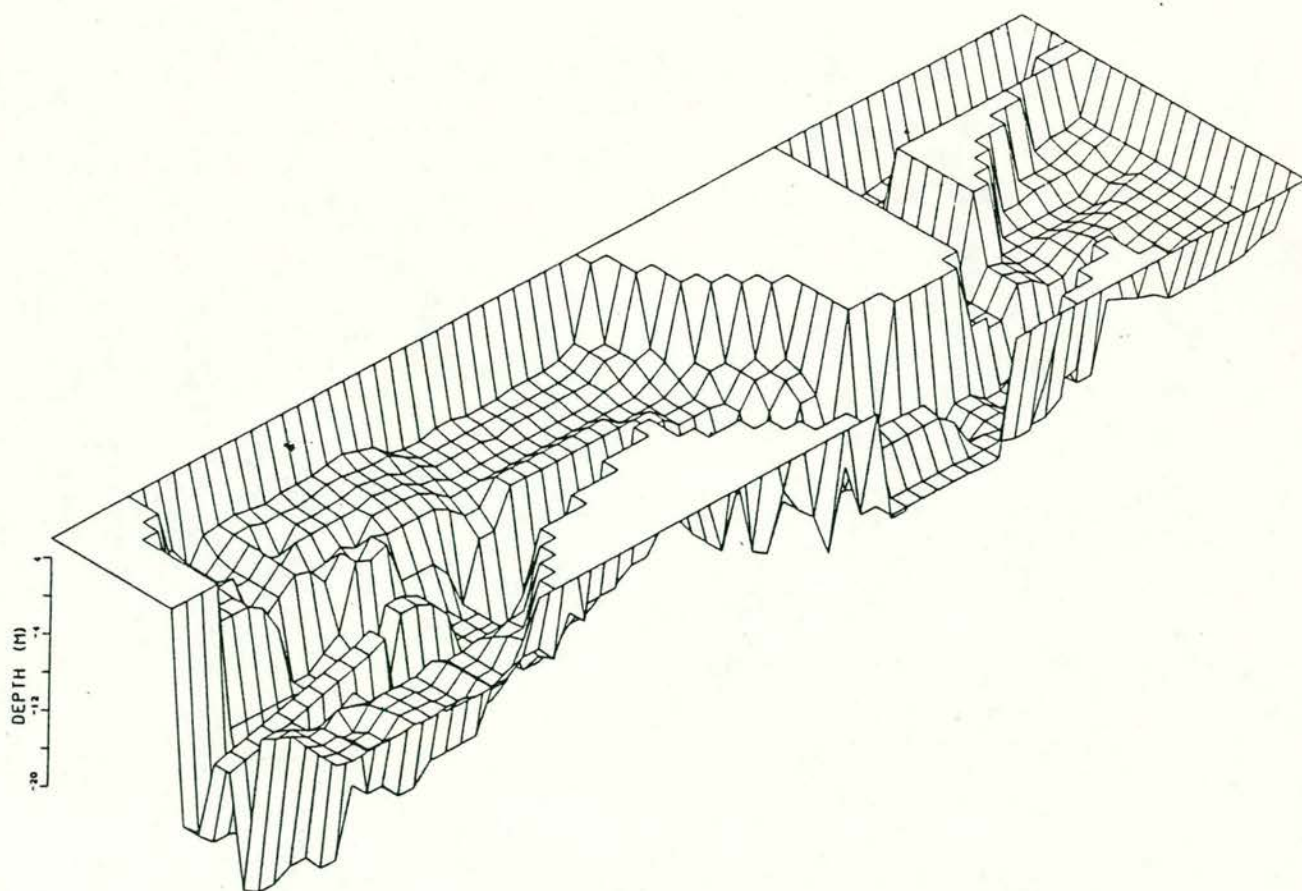
DIEPTELIJNEN VAN DE WAQUA SCHEMATISERING

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

Fig. 2

A4



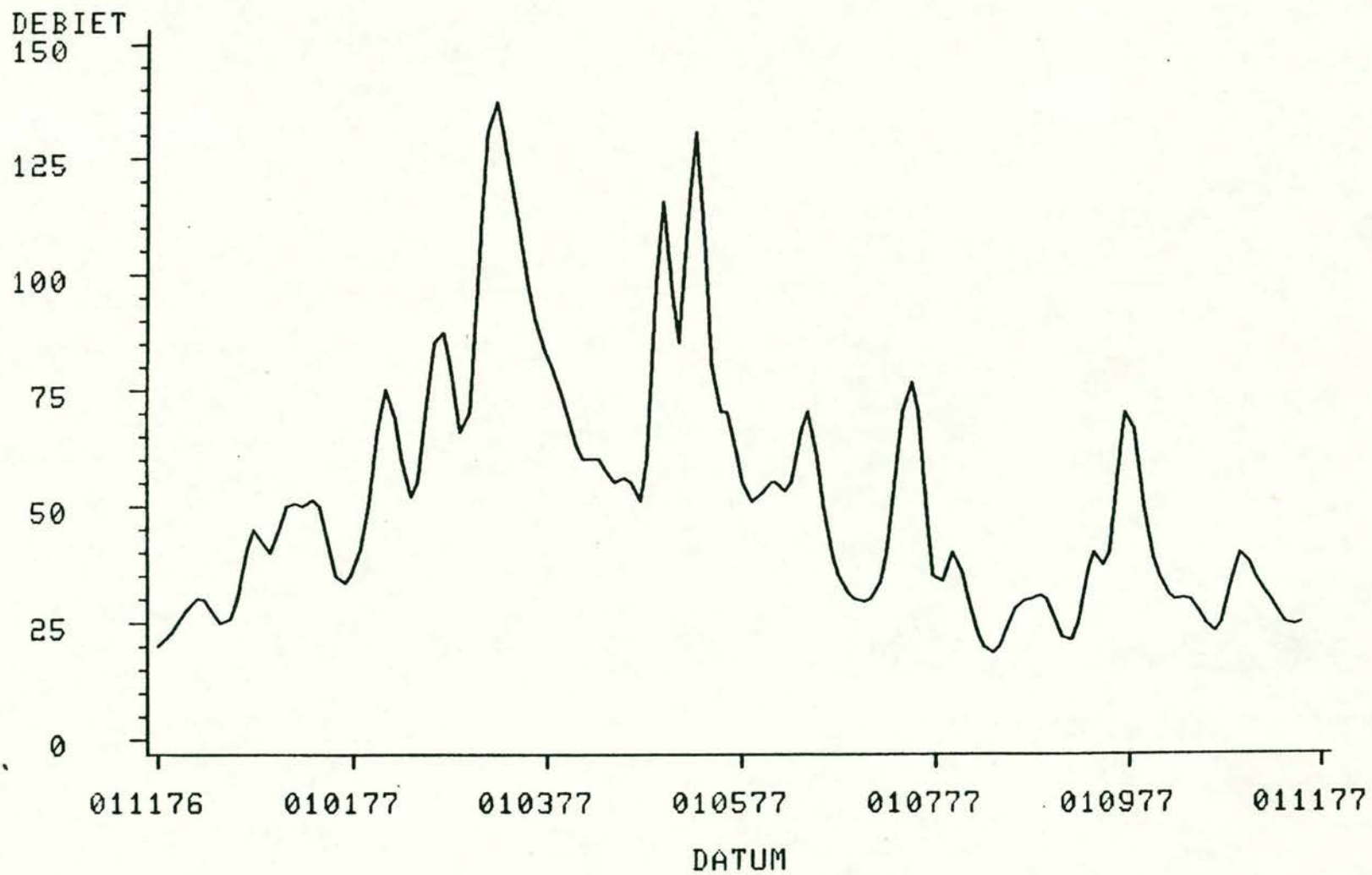
3D PLOT VAN EEN WAQUA SCHEMATISERING

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 3

A4



AFVOER EMS 1976/1977

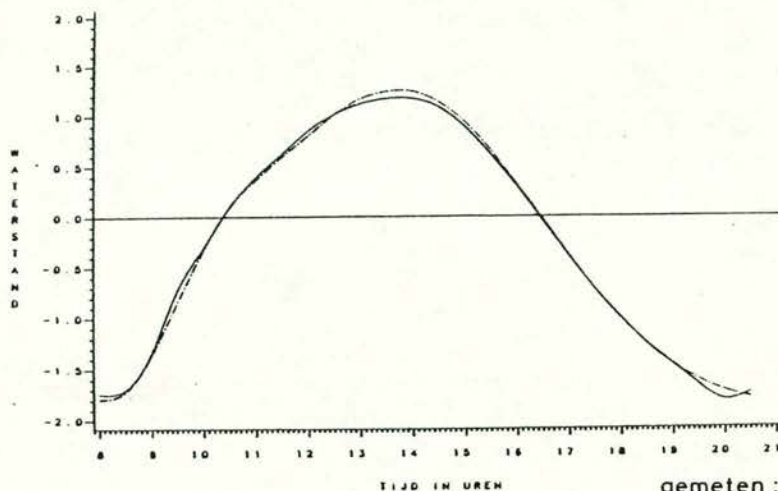
WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 3A

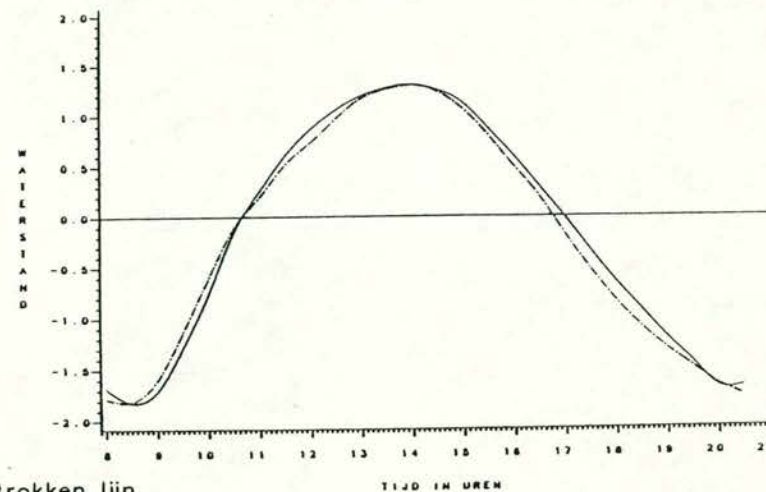
A4

WATERSTANDEN EEMSHAVEN 27-04-1982

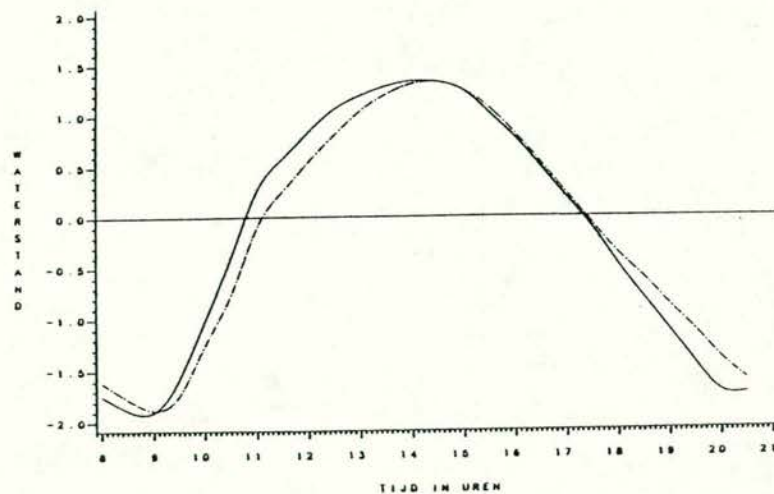


gemeten : doorgetrokken lijn
WAQUA : gestippelde lijn

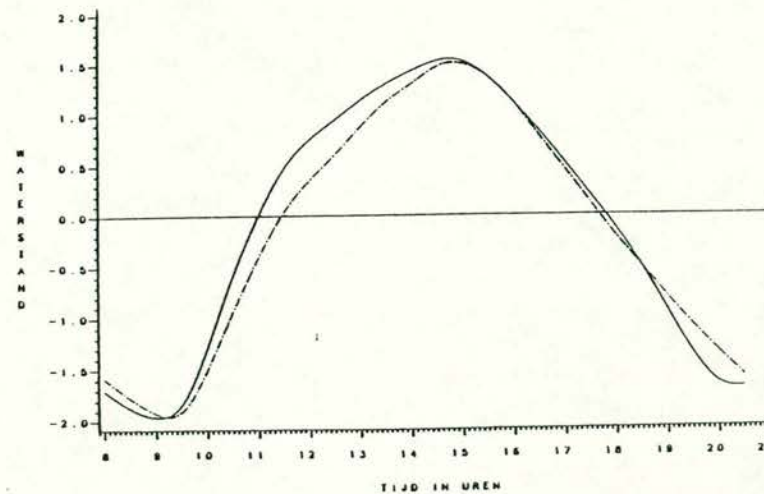
WATERSTANDEN BOCHT VAN WATUM 27-04-1982

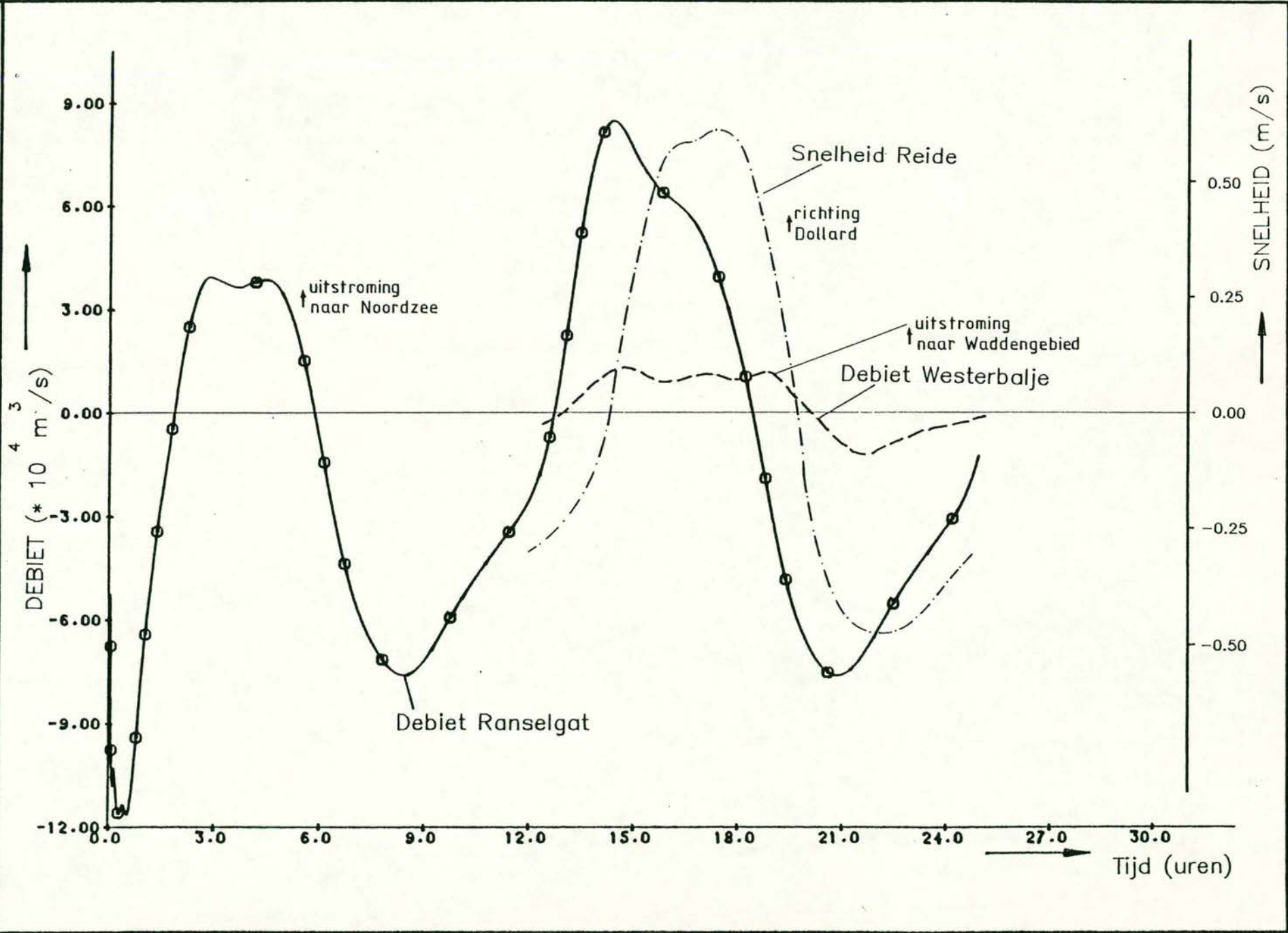


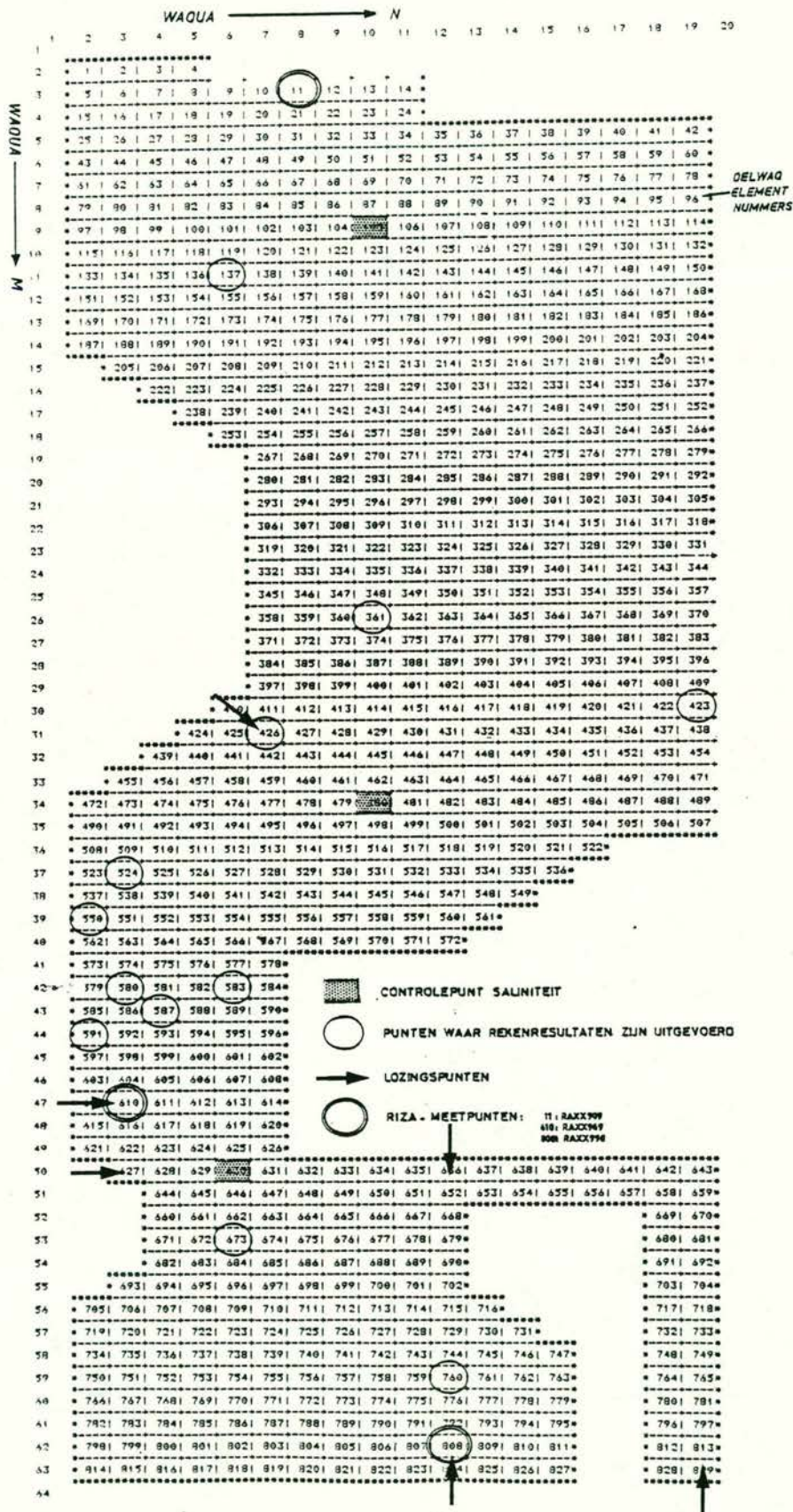
WATERSTANDEN PAAP 27-04-1982



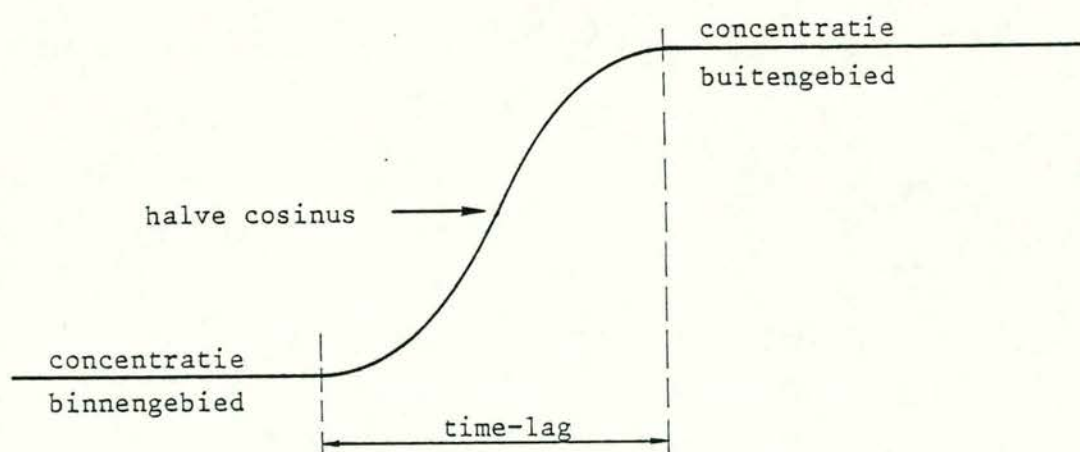
WATERSTANDEN REIDE 27-04-1982

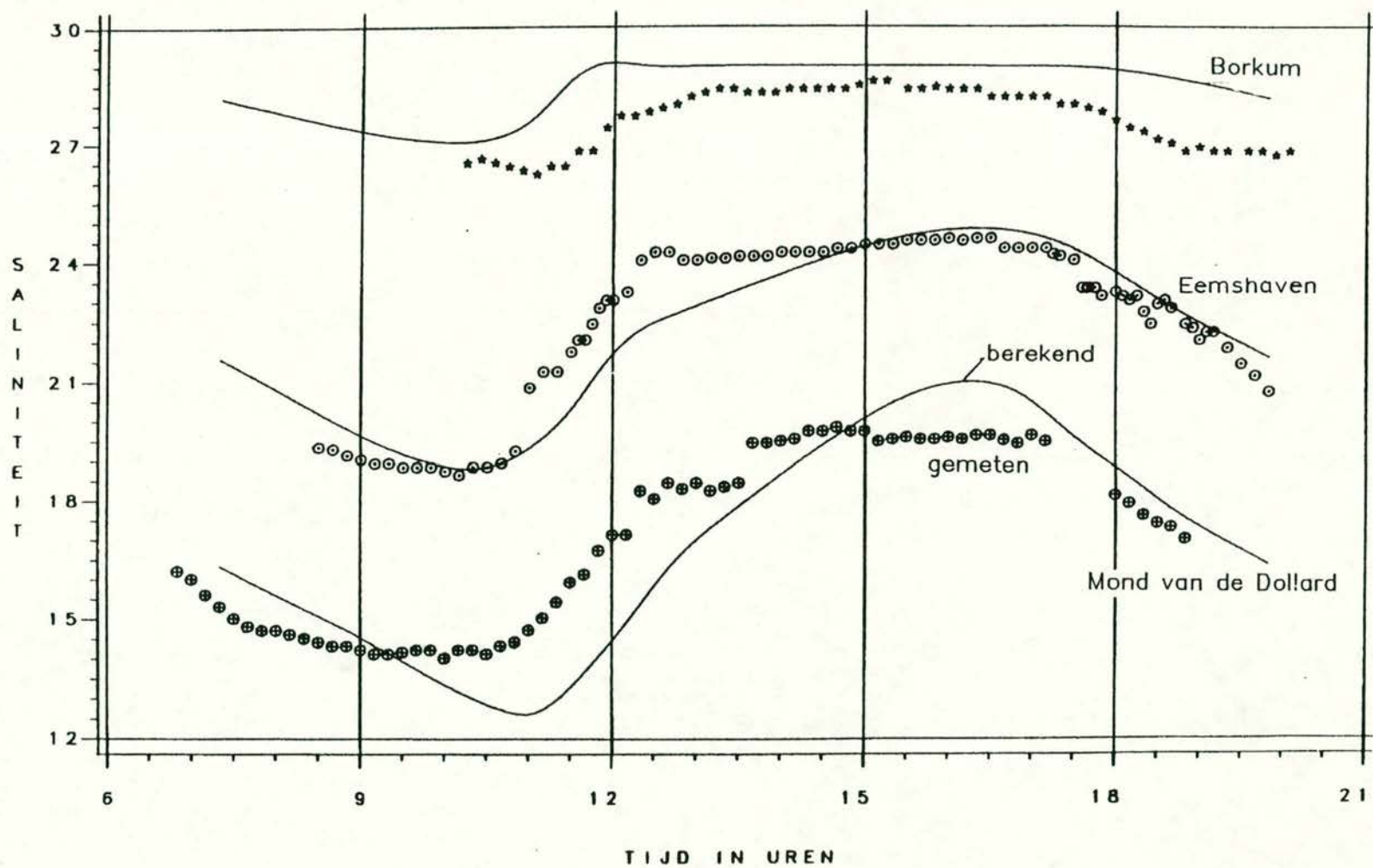




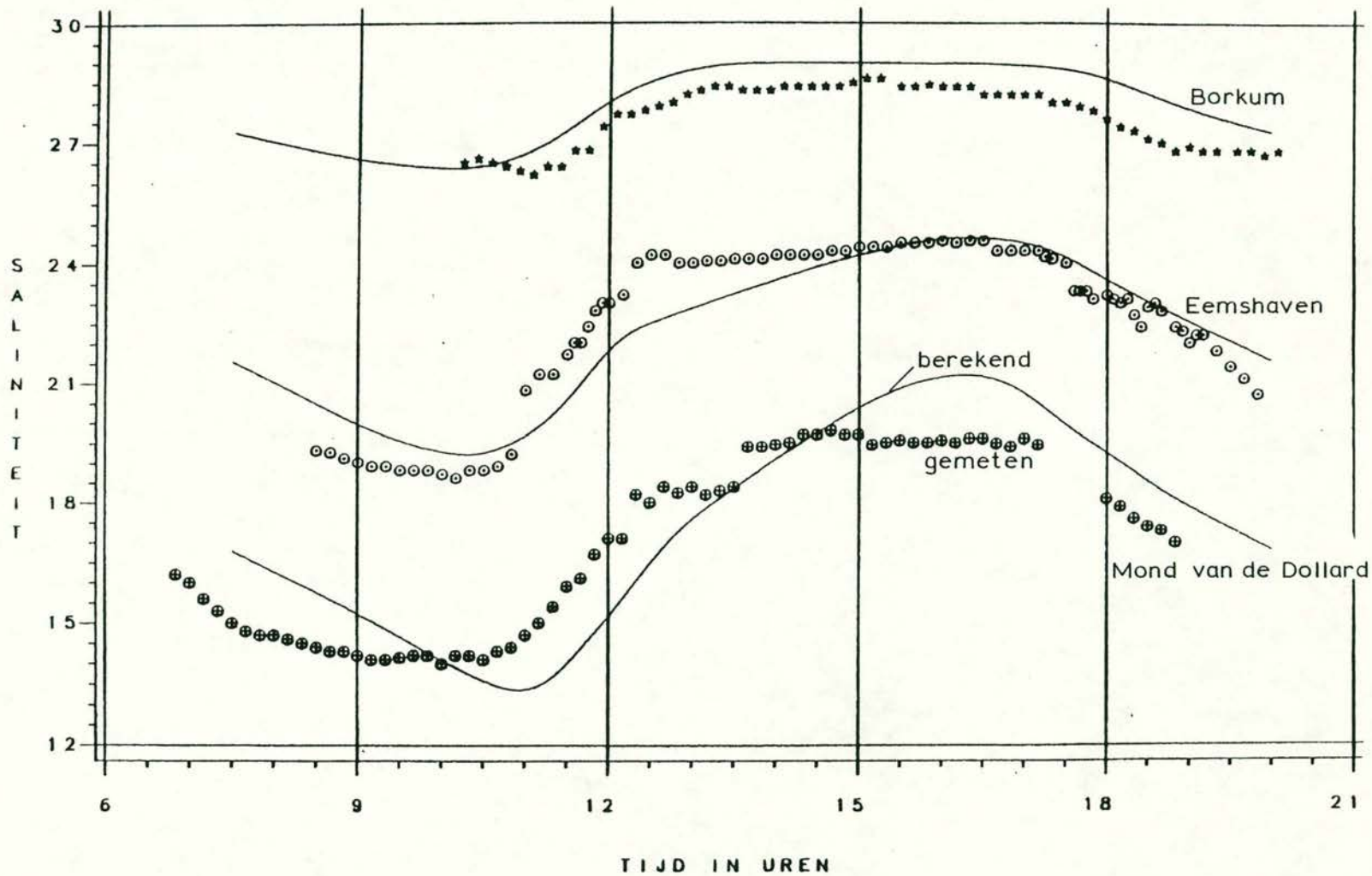


SCHEMATISERING VAN HET GEBIED (WAQUA EN DELWAQ)





BEREKENDE EN GEMETEN SALINITTEIT,
TIMELAG 0,5 UUR;



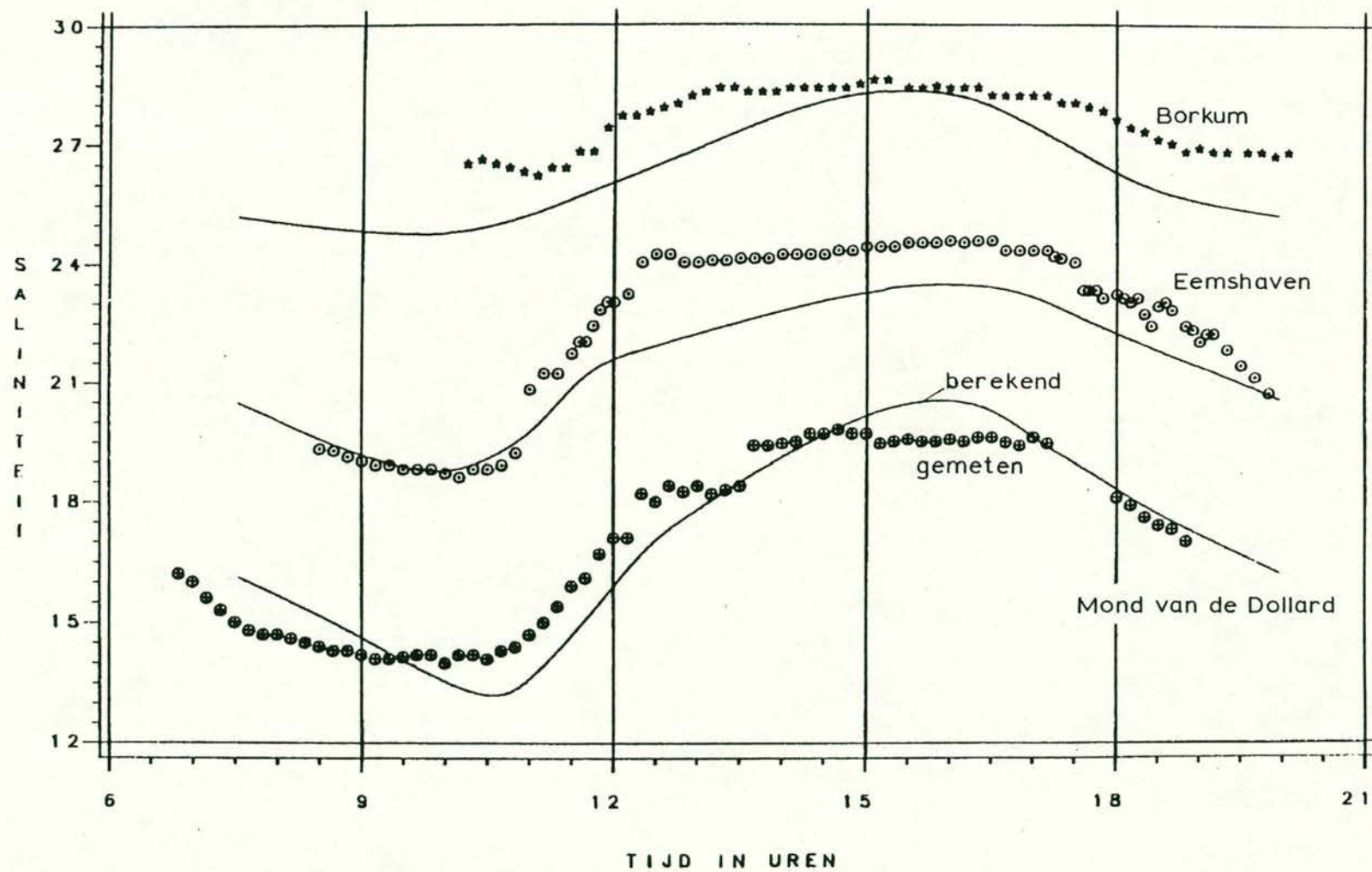
BEREKENDE EN GEMETEN SALINITEIT,
TIMELAG 2,5 UUR

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

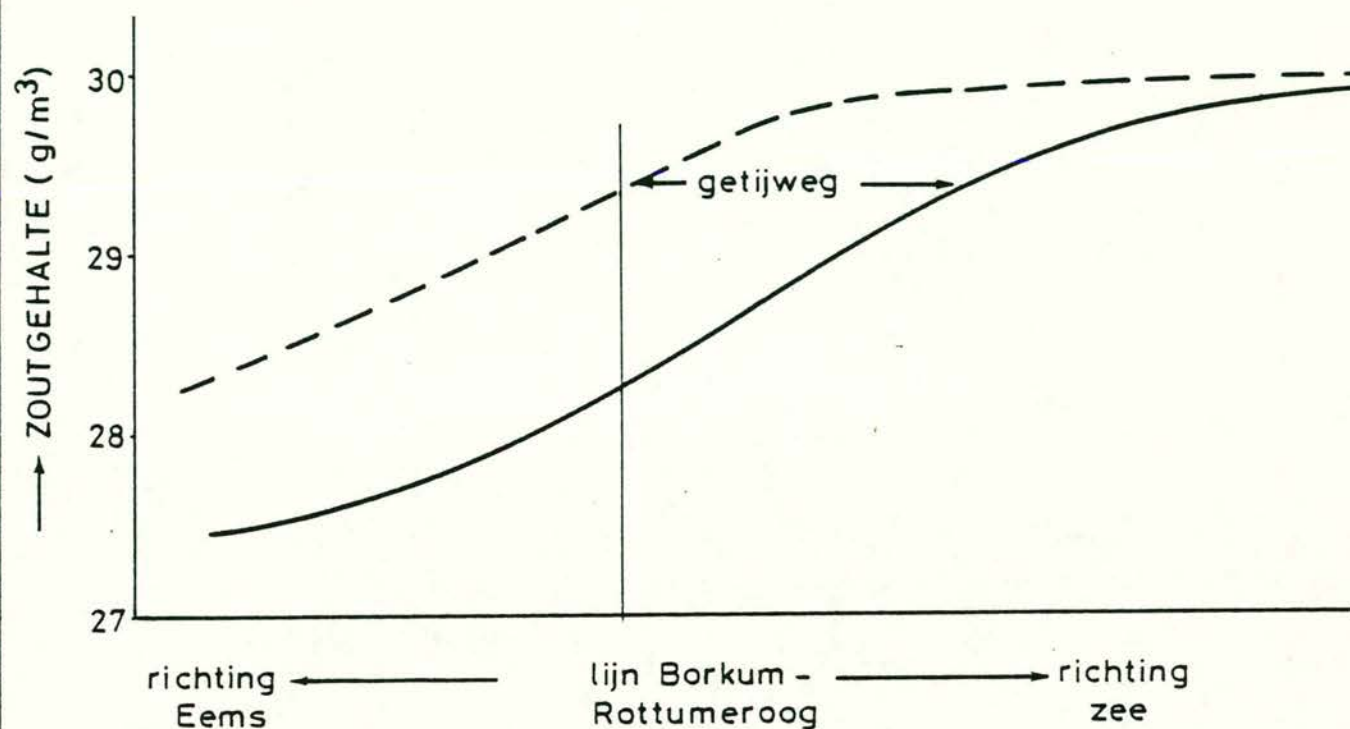
S 0577

FIG. 9

A4

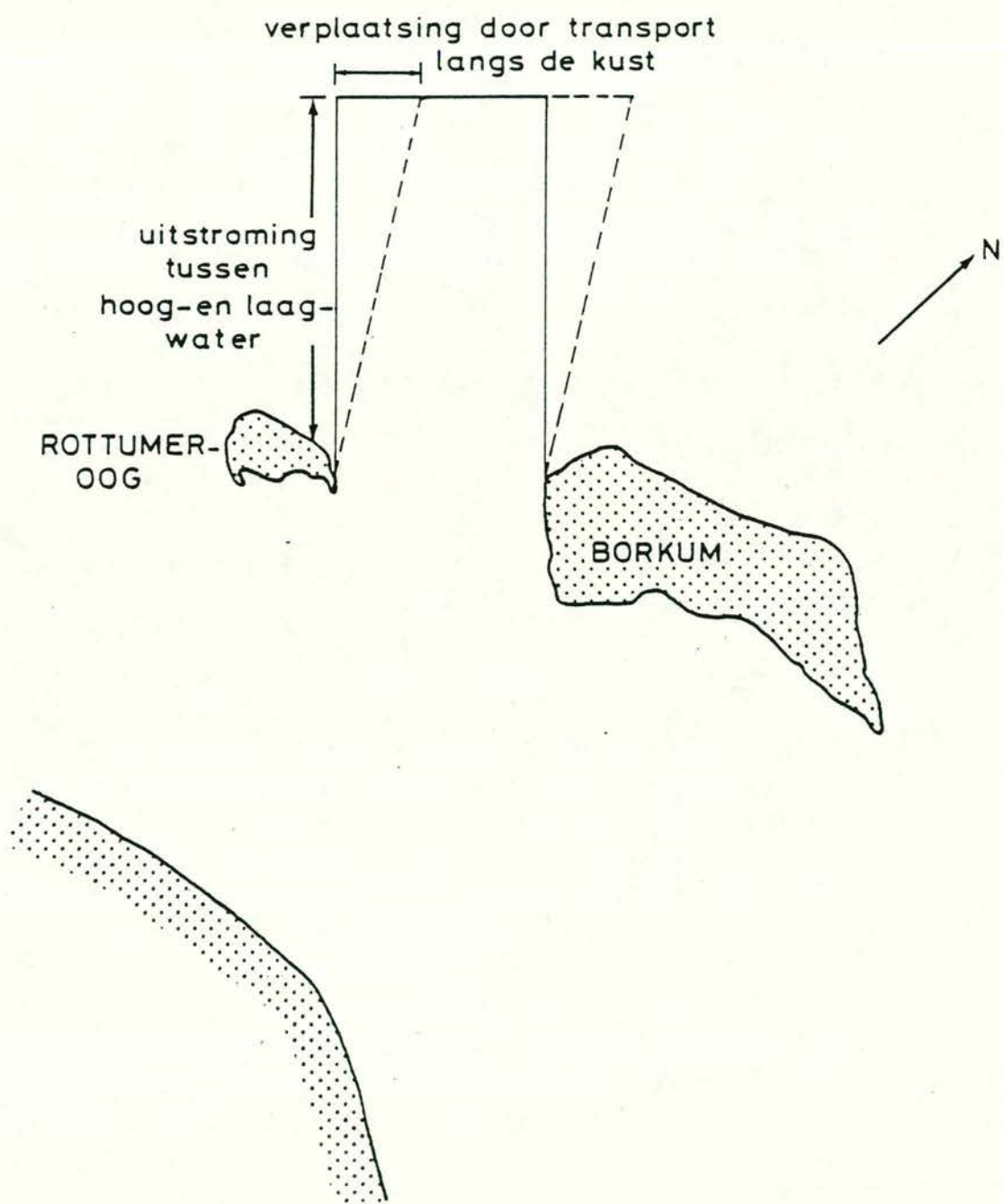


BEREKENDE EN GEMETEN SALINITEIT,
TIMELAG 5,0 UUR



EVENWIJDIGE VERPLAATSING VAN HET
CONCENTRATIEVERLOOP

A4



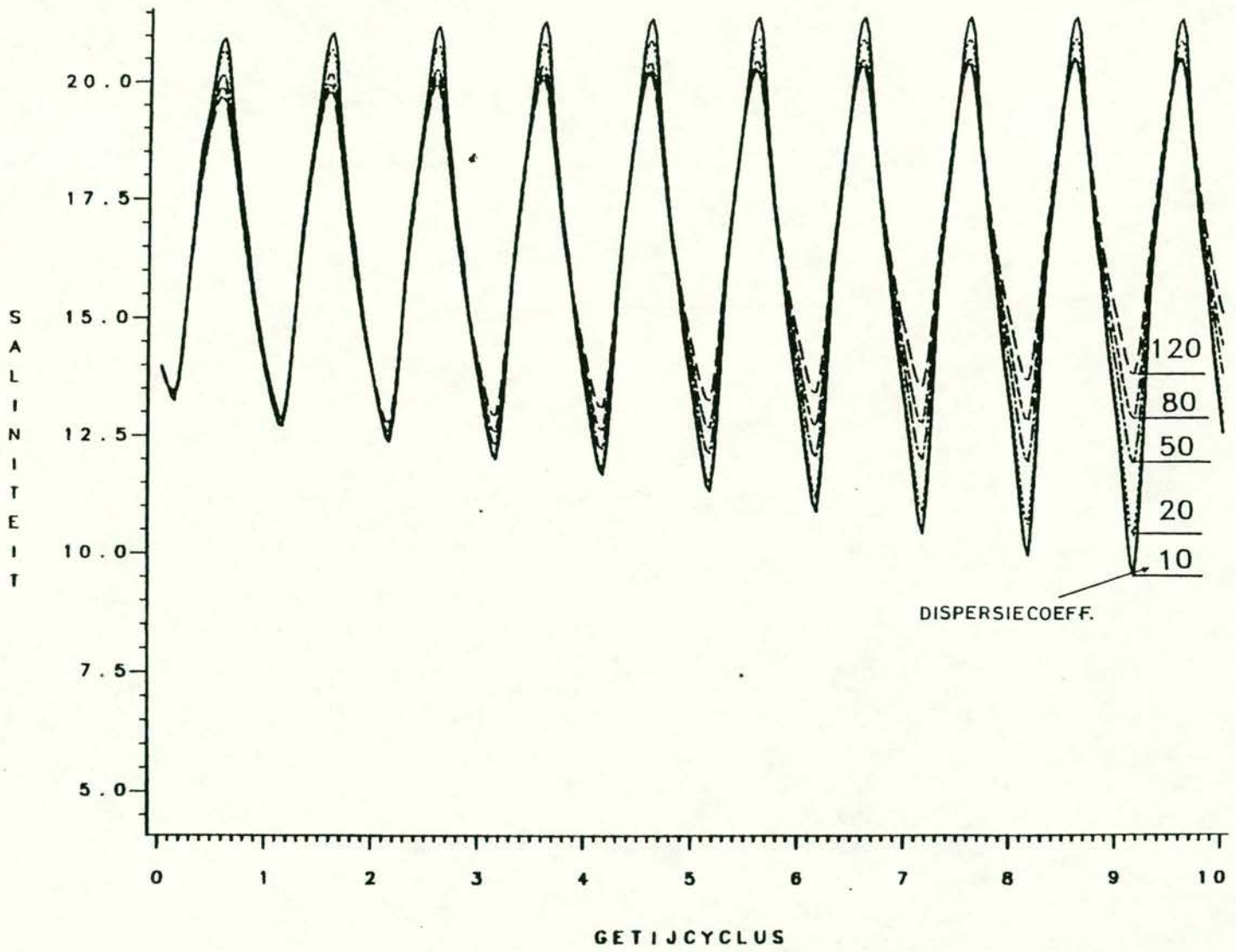
GEDEELTELIJKE OPMENGING VAN ESTUARIUMWATER
MET ZEEWATER TUSSEN UITSTROMING EN
INSTROMING

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 12

A4



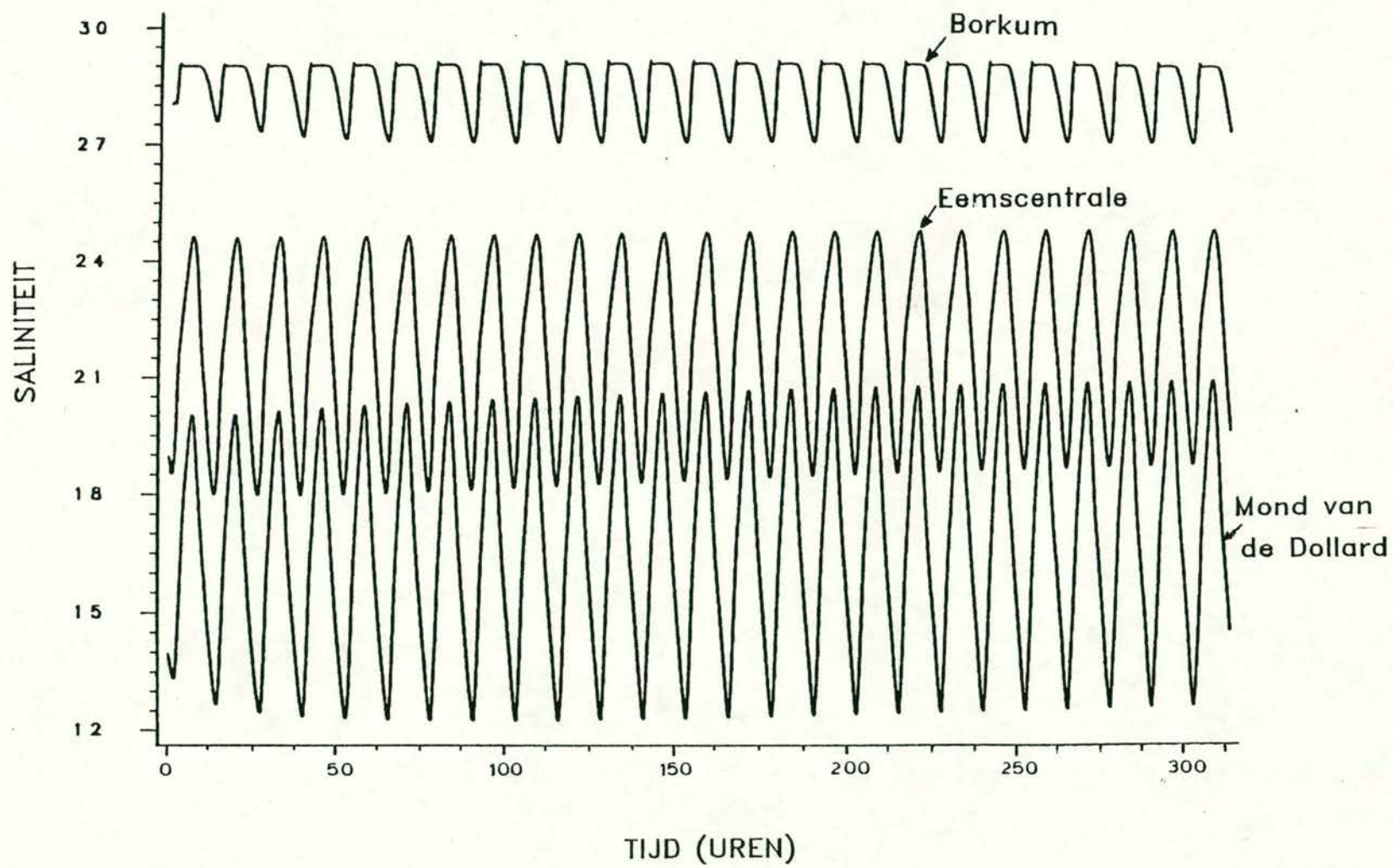
INSELEN SALANITEIT IN DE MOND VAN DE EEMS-DOLLARD BIJ
DIVERSE DISPERSIEKOEFFICIENTEN

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 13

A4



BEREKENDE SALINITEIT BIJ BORKUM, DE EEMSCENTRALE EN IN
DE MOND VAN DE DOLLARD GEDURENDE 25 GETIDJEN

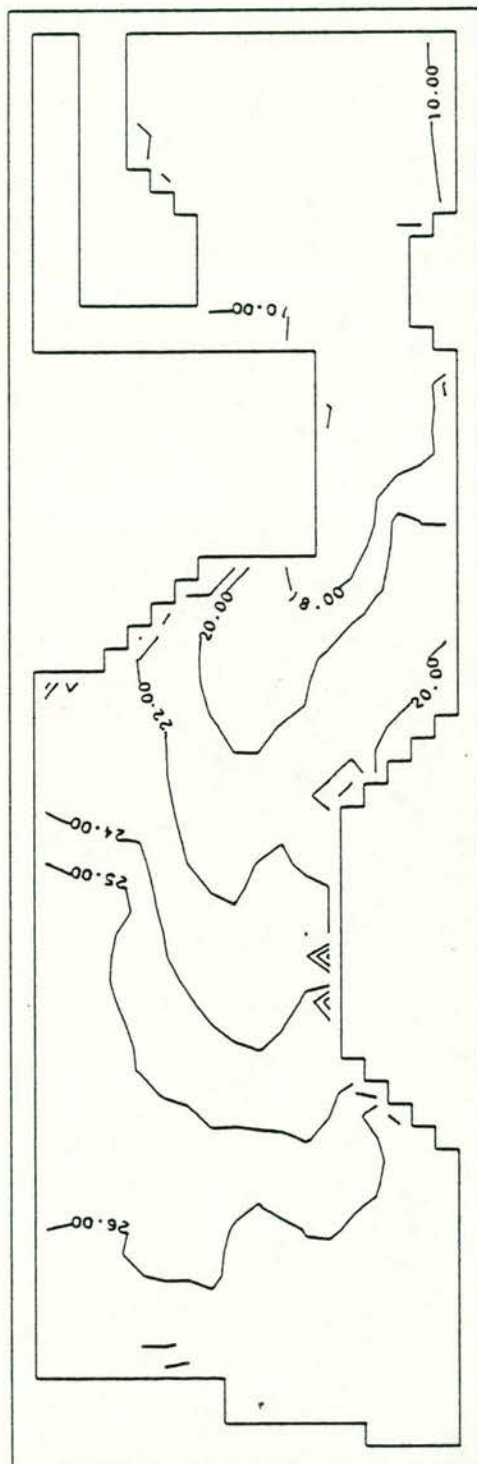
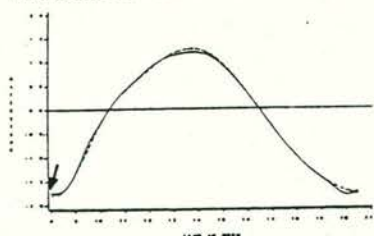
WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 14

A4

WATERSTANDEN EEMSHAVEN 27-04-1982



INGESPEELDE ZOUTGEHALTEN EEMS-DOLLARD
BEREKENING DELWAQ

00/04/82

09.00 UUR

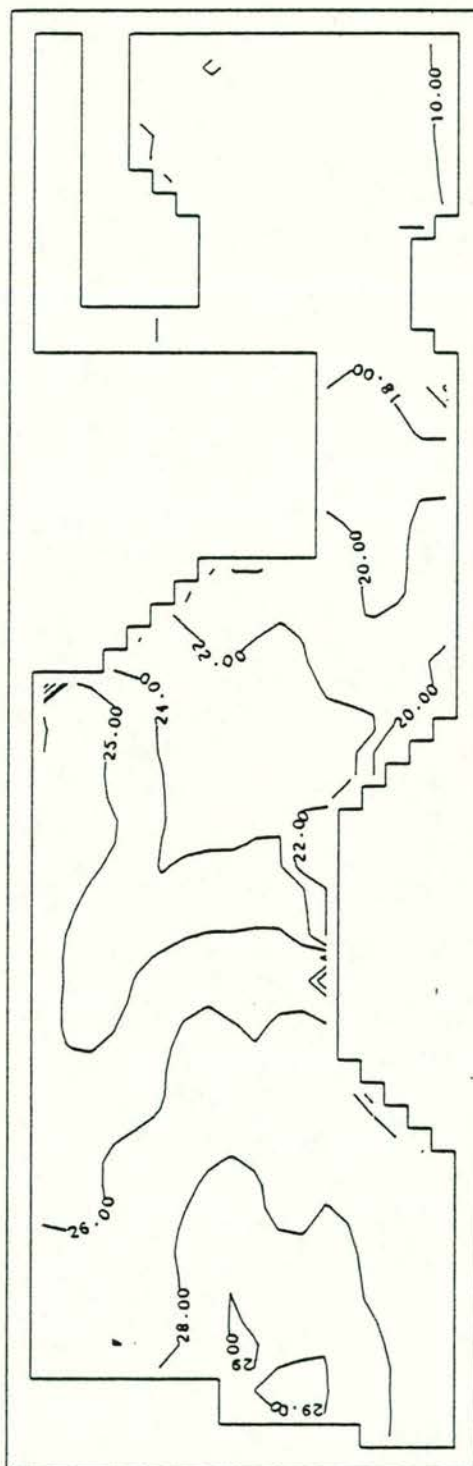
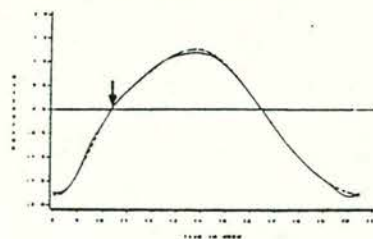
A4

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG.15

WATERSTANDEN EEMSHAVEN 27-04-1982



INGESPEELDE ZOUTGEHALTEN EEMS-DOLLARD
BEREKENING DELWAQ

00/04/82

11.30 UUR

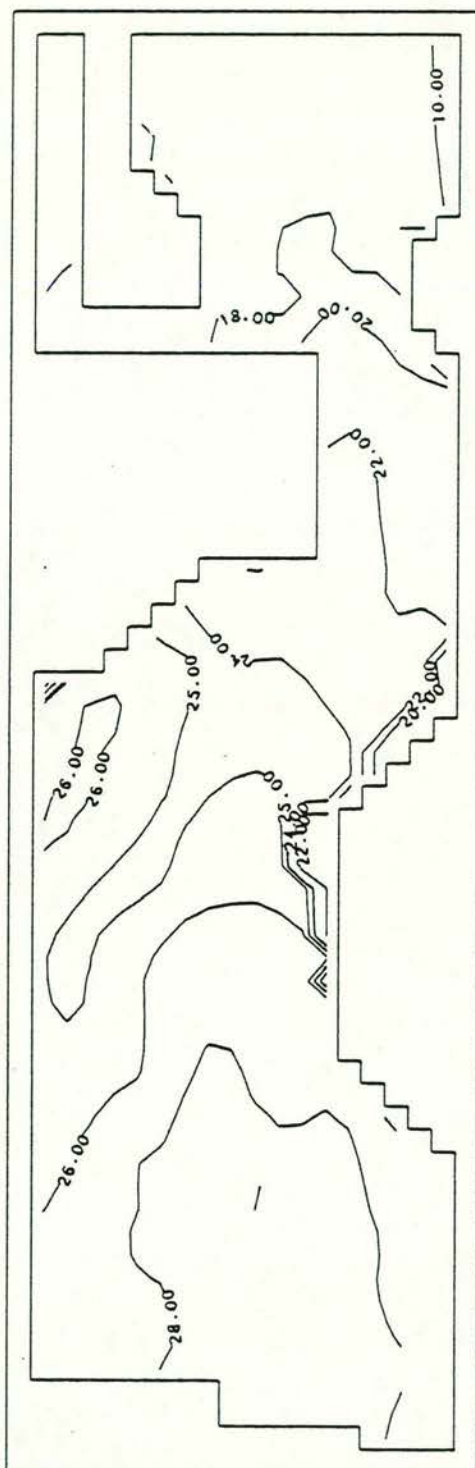
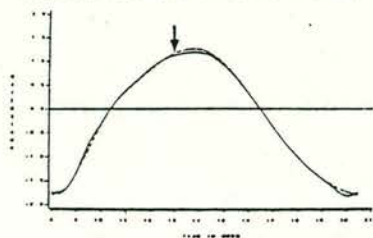
A4

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 16

WATERSTANDEN EEMSHAVEN 27-04-1982



INGESPEELDE ZOUTGEHALTEN EEMS-DOLLARD
BEREKENING DELWAQ

00/04/82

14.00 UUR

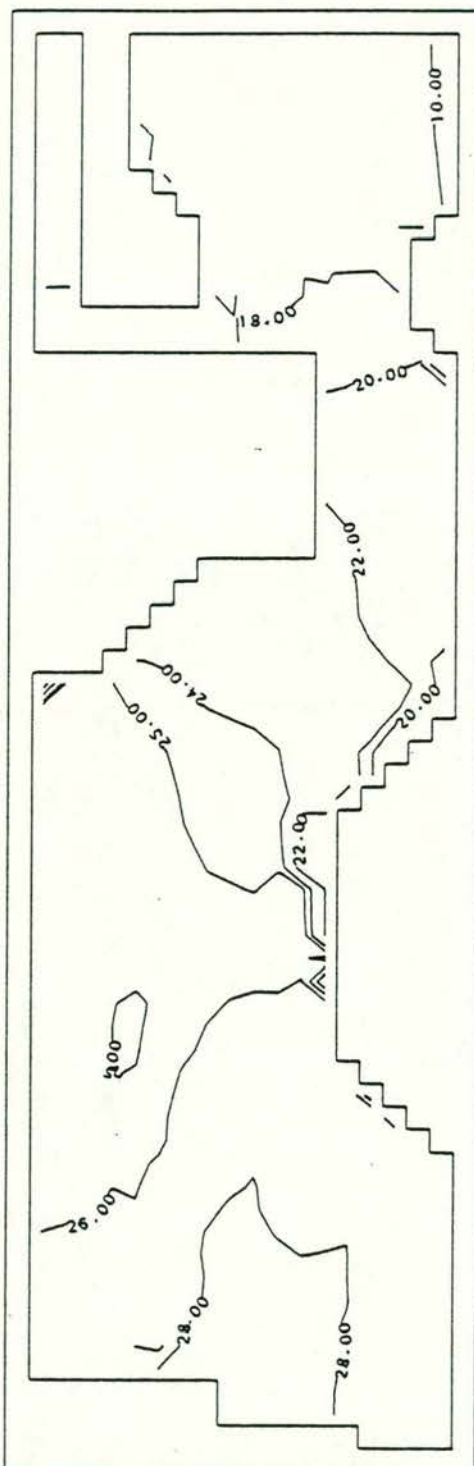
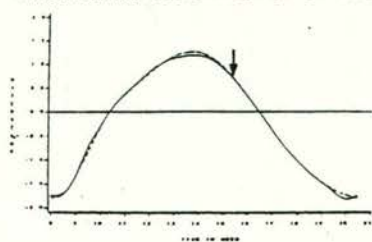
A4

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S0577

FIG. 17

WATERSTANDEN EEMSHAVEN 27-04-1982



INGESPEELDE ZOUTGEHALTEN EEMS-DOLLARD
BEREKENING DELWAQ

00/04/82

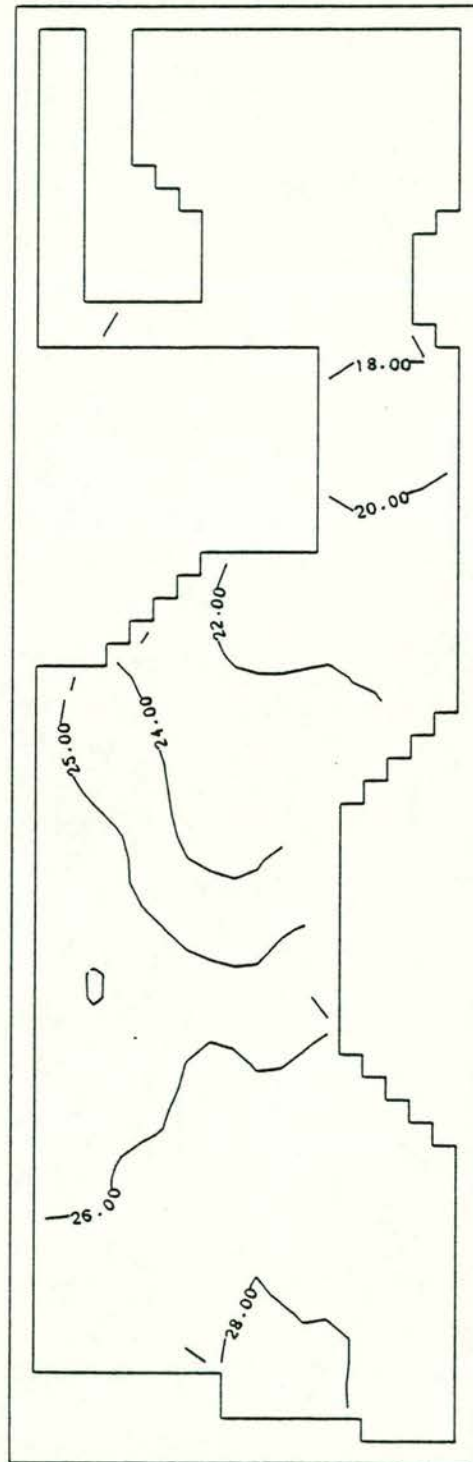
16.30 UUR

A4

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S0577

FIG. 18



ZOUTGEHALTE NA MIDDELING VAN DE INDIVIDUELE GEHALTEN
OVER EEN GETIJ

D = 60 M²/S

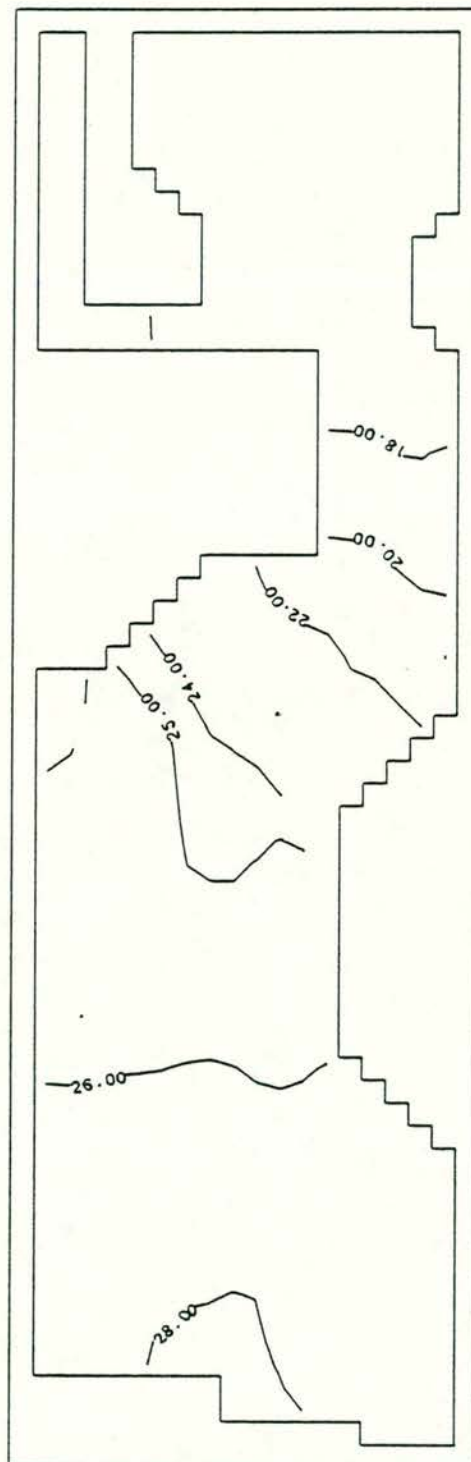
Q = 80 M³/S

A4

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 19



SALINITEIT BIJ EEN OVER HET GETIJ GEMIDDELD NETTO
STROMINGSBEELD EN DISPERSIECOEFFICIENT = $120 \text{ m}^2/\text{s}$

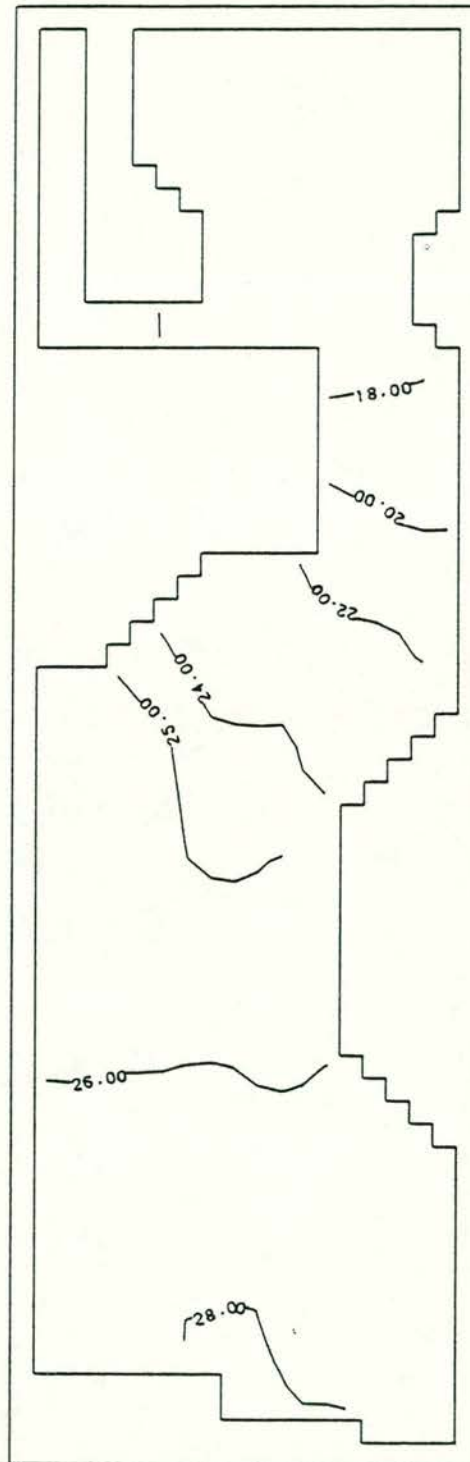
Q = 80 M³/S

A4

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG.20



SALINITEIT BIJ EEN OVER HET GETIJ GEMIDDELD NETTO
STROMINGSBEELD EN DISPERSIECOEFFICIENT = $140 \text{ m}^2/\text{s}$

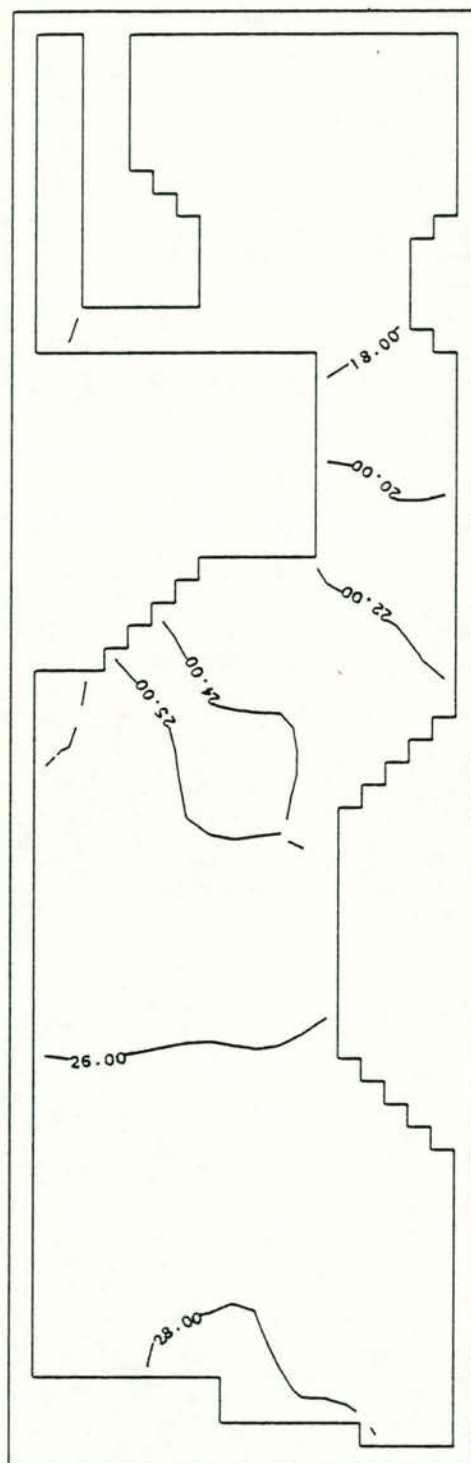
Q = 80 M3

A4

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG.21



SALINITEIT BIJ EEN OVER HET GETIJ GEMIDDELD NETTC
STOMINGSBEELD EN DISPERSIECOEFFICIENT = $160 \text{ m}^2/\text{s}$

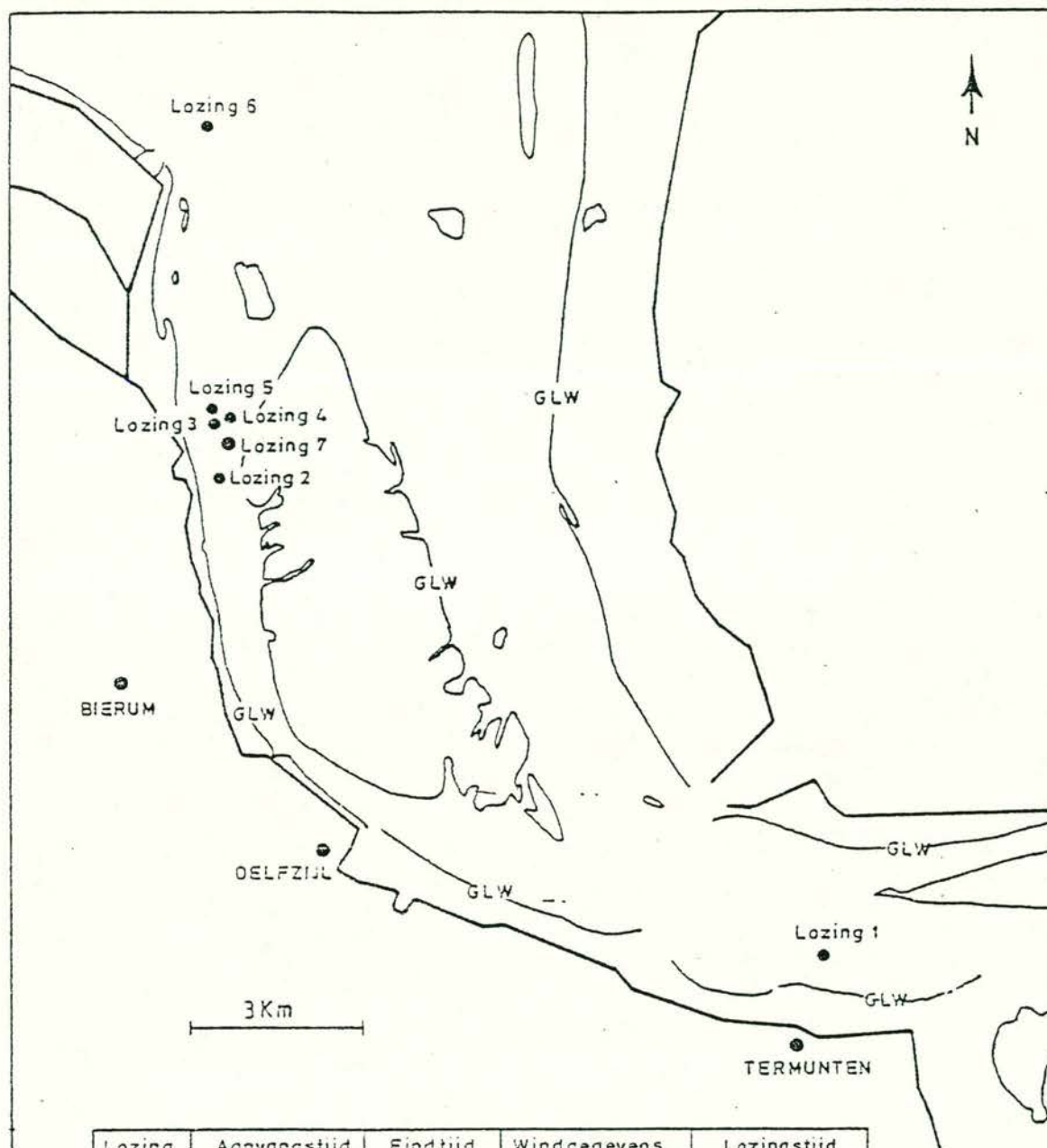
Q = 80 M3/S

A4

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG.22

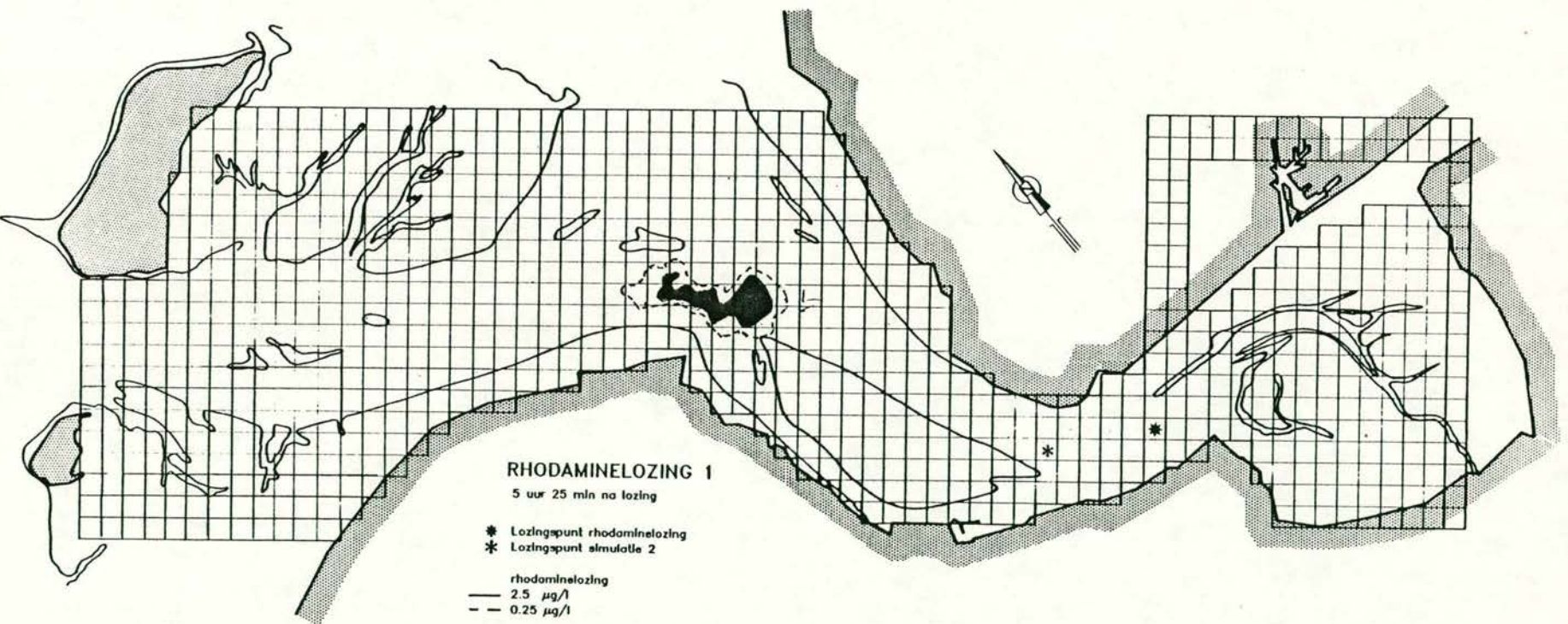


Lozing Nr.	Aanvangstijd van de metingen	Eindtijd van de metingen	Windgegevens		Lozingstijd	
			Snelheid Richting		begin	eind
			m/sec.	in °		
1	4-8 : 16.10 u	5-8 : 02.10u	8,0	45	14.23	14.27
	5-8 : 10.37 u	5-8 : 14.00u				
2	11-8 : 13.30 u	12-8 : 01.50u	5,9	315	11.59	12.04
	12-8 : 08.25 u	12-8 : 15.00u				
3	19-8 : 09.05 u	19-8 : 23.45u	5,2	79	08.39	08.44
	20-8 : 07.05 u	20-8 : 18.03u				
4	19-8 : 09.05 u	19-8 : 23.40u	5,1	90	10.52	10.56
	20-8 : 07.28 u	20-8 : 17.42u				
5					12.15 ?	12.20
6	27-8 : 10.30 u	27-8 : 23.45u	1,0	159	09.30	09.34
	28-8 : 07.25 u	28-8 : 16.10u				
7	27-8 : 12.35 u	27-8 : 23.55u	1,1	157	10.20	10.25
	28-8 : 07.45 u	28-8 : 17.04u				

LOKATIES RHODAMINELOZINGEN

Uit: RWS-rapport 04 81-FA van J.M. Suijlen

A4



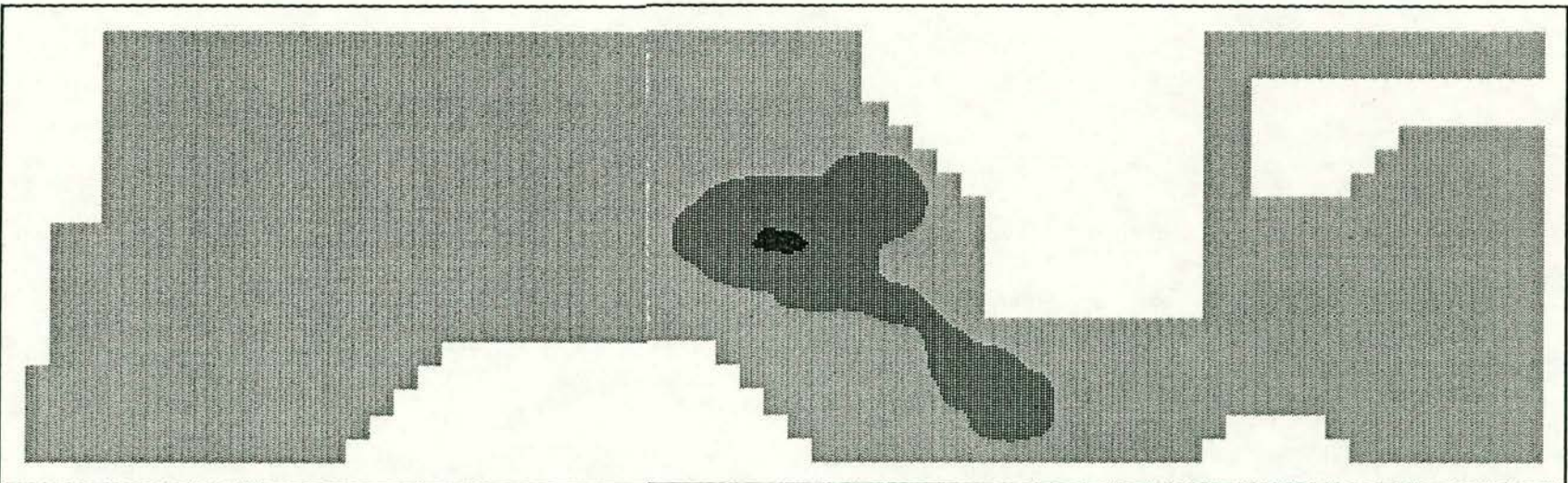
VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELWAQ
VLEK 1 : 5 UUR 25 MIN. NA LOZING (PROTOTYPE)




WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 24A

A4



	ABOVE	2.5
	0.3 -	2.5
	BELOW	0.3

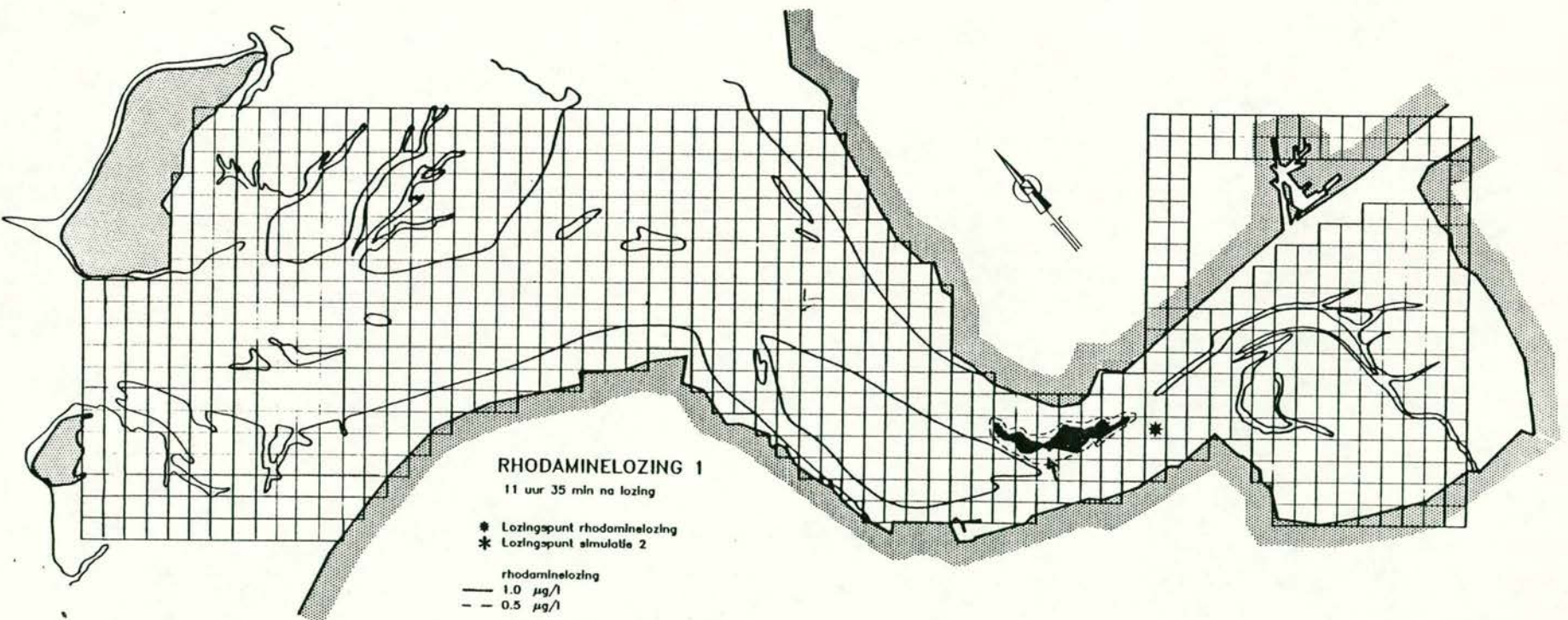
VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELWAQ
 VLEK 1 : 5 UUR 25 MIN. NA LOZING (BEREKEND)

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

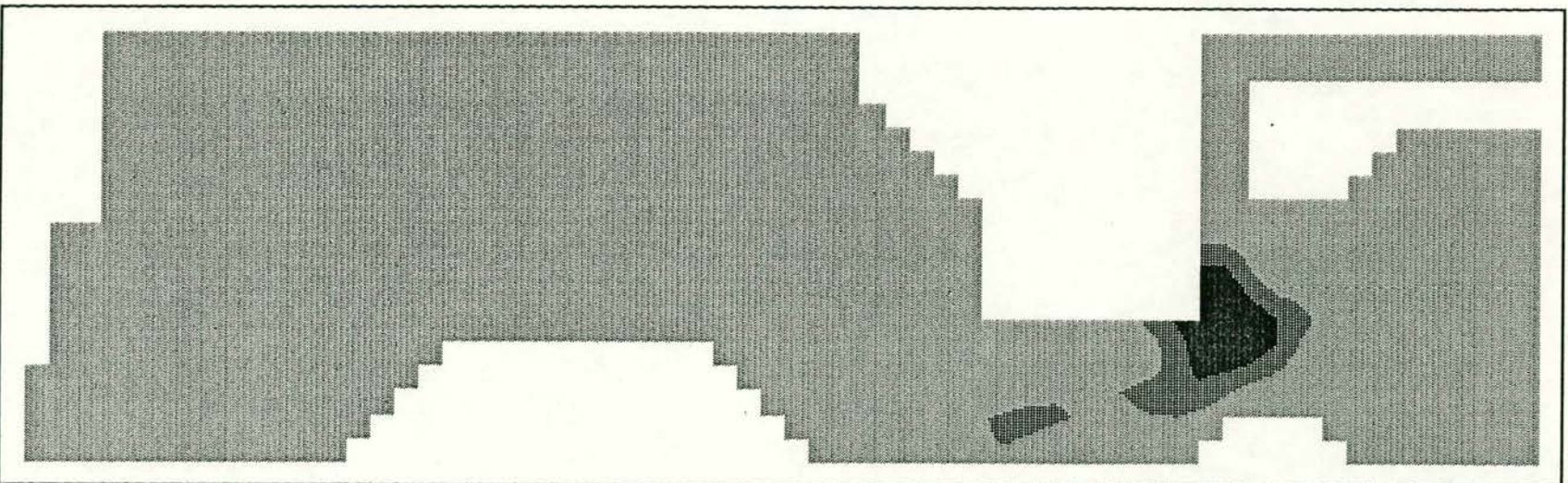
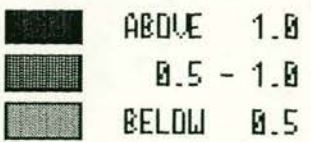
S 0577

FIG.24B

A4



VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELWAQ
 VLEK 1 : 11 UUR 35 MIN. NA LOZING (PROTOTYPE)



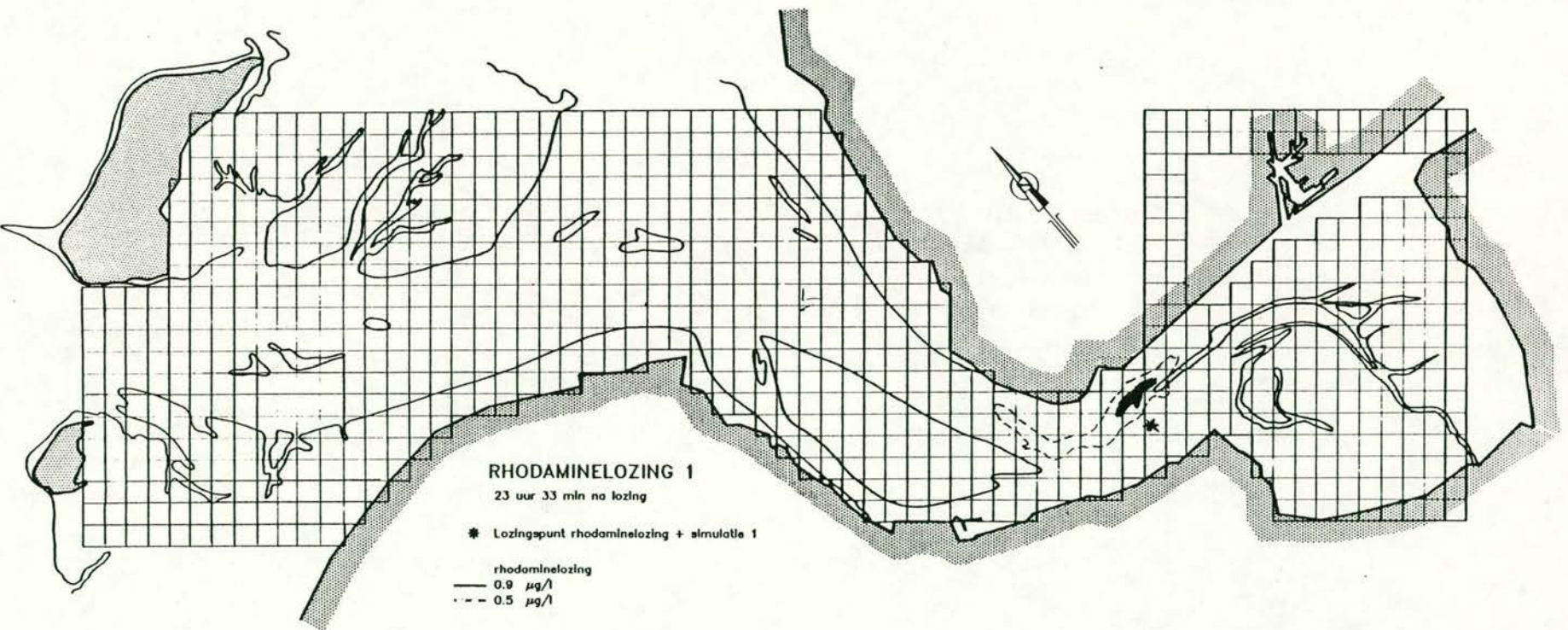
VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELWAQ
 VLEK 1 : 11 UUR 35 MIN. NA LOZING (BEREKEND)

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 25B

A4



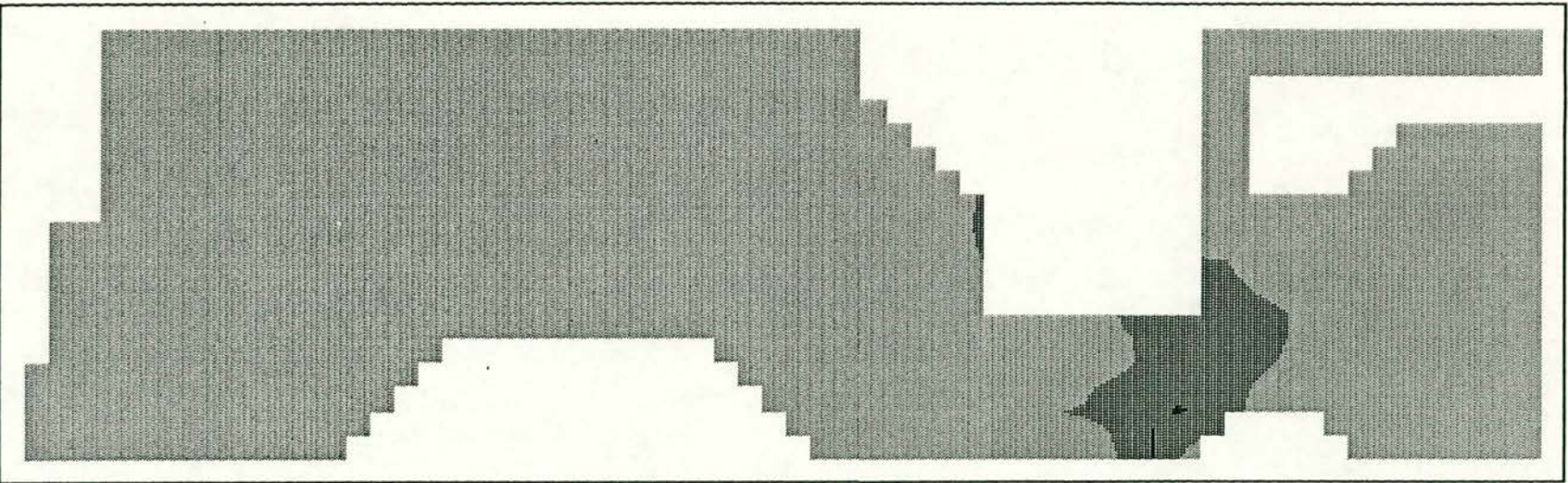
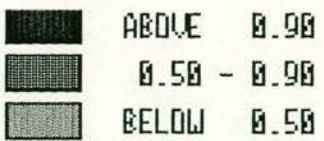
VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELWAQ
VLEK 1 : 23 UUR 33 MIN. NA LOZING (PROTOTYPE)

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 26A

A4



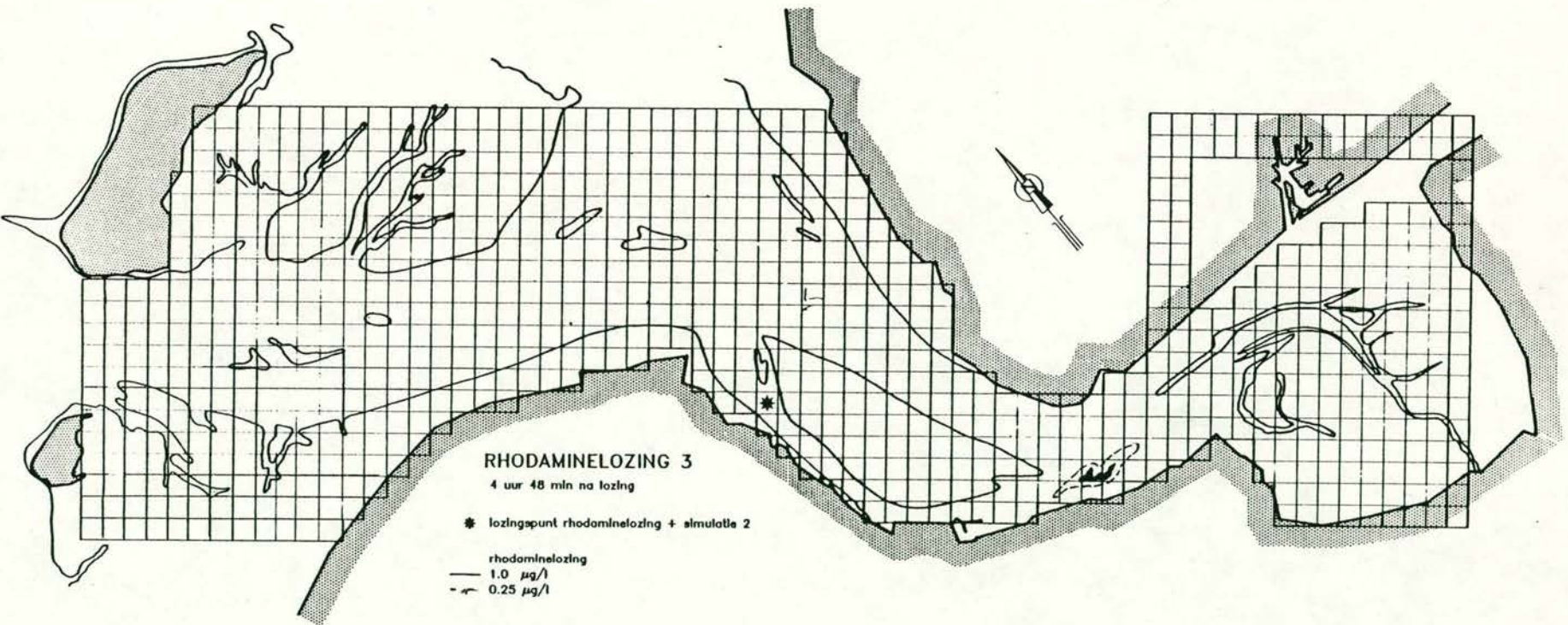
VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELWAQ
VLEK 1:23 UUR 33 MIN. NA LOZING (BEREKEND)

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

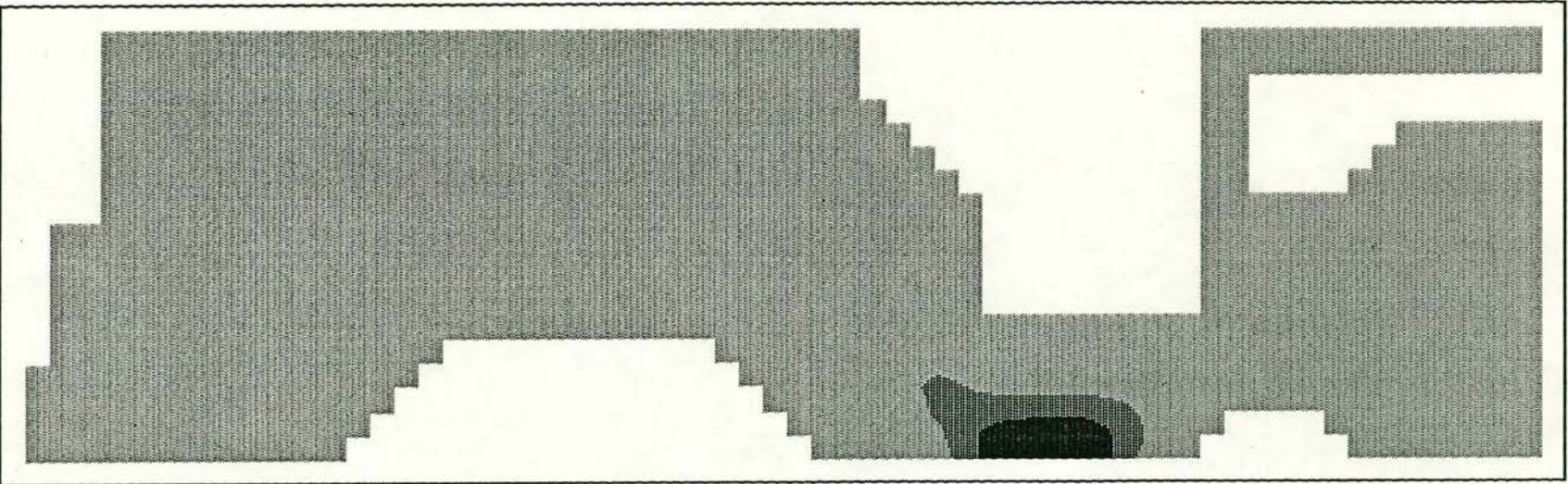
S 0577

FIG.26B

A4



VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELWAQ
VLEK 3 : 4 UUR 48 MIN. NA LOZING (PROTOTYPE)



ABOVE 1.0
 0.3 - 1.0
 BELOW 0.3

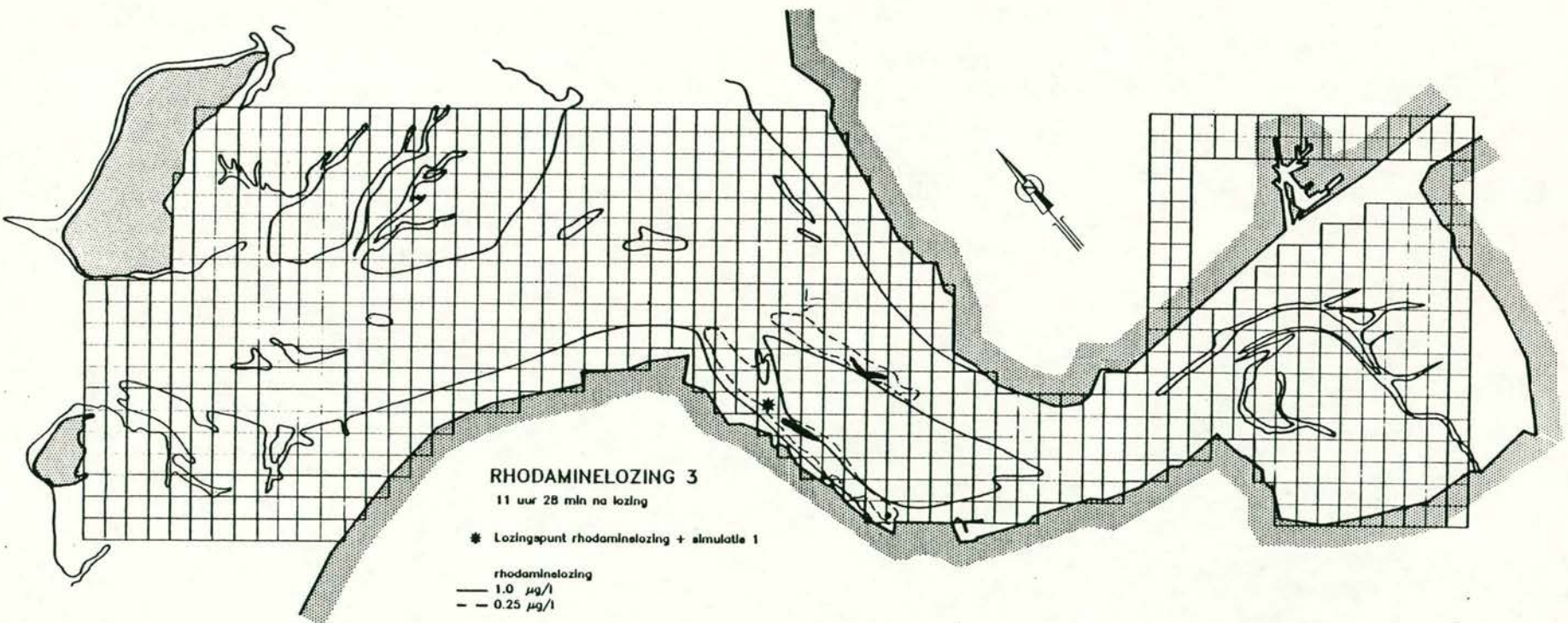
VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELWAQ
 VLEK 3 : 4 UUR 48 MIN. NA LOZING (BEREKEND)

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG.27B

A4



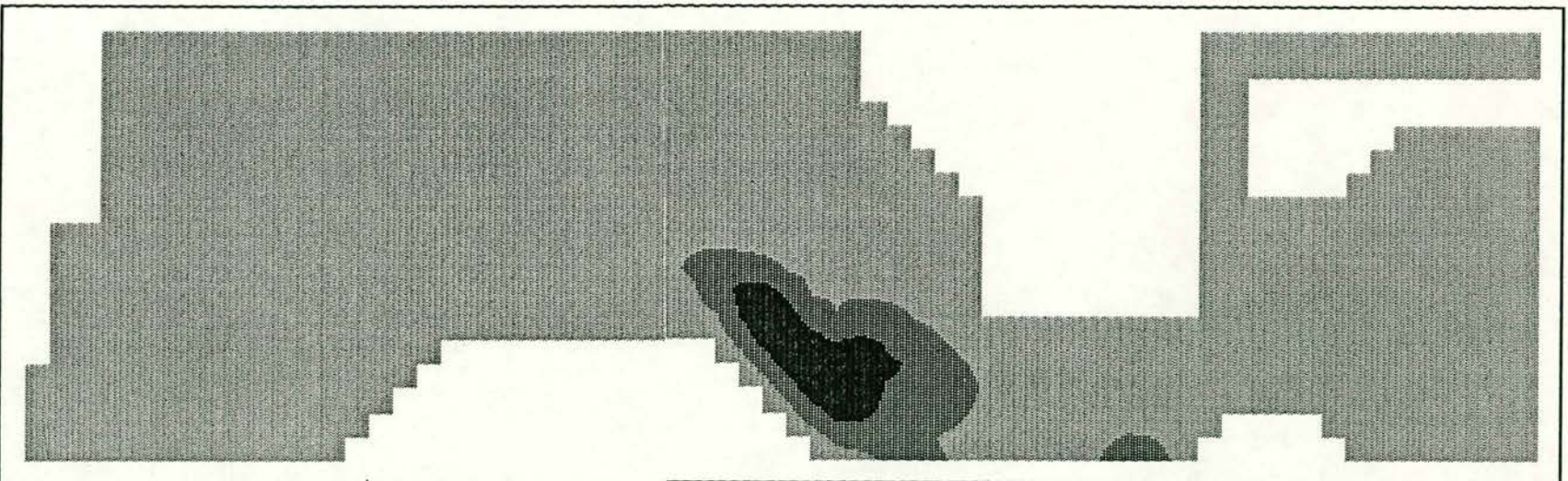
VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELWAQ
VLEK 3 : 11 UUR 28 MIN. NA LOZING (PROTOTYPE)




WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 28A

A4



	ABOVE	1.0
	0.3 -	1.0
	BELOW	0.3

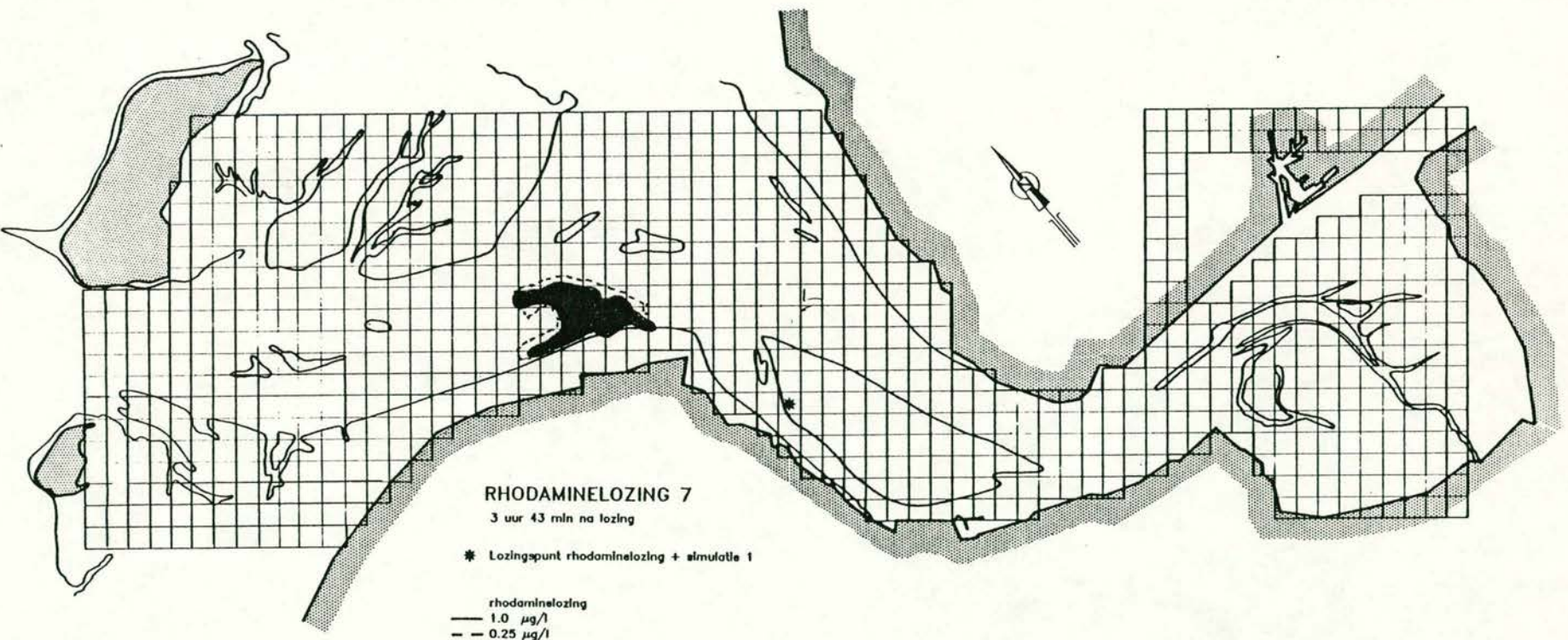
VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELWAQ
 VLEK 3 : 11 UUR 28 MIN. NA LOZING (BEREKEND)

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG.28B

A4



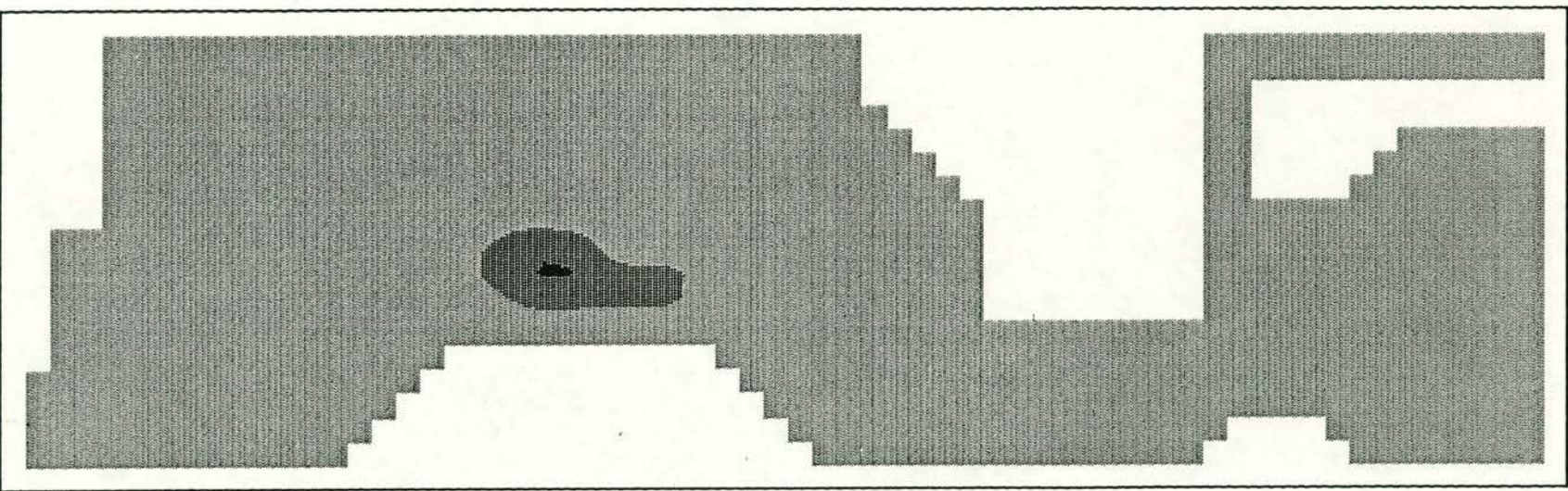
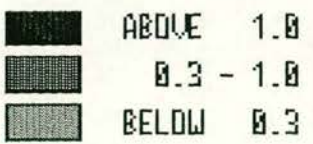
VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELTMAQ
VLEK 7 : 3 UUR 43 MIN. NA LOZING (PROTOTYPE)

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 29A

A4



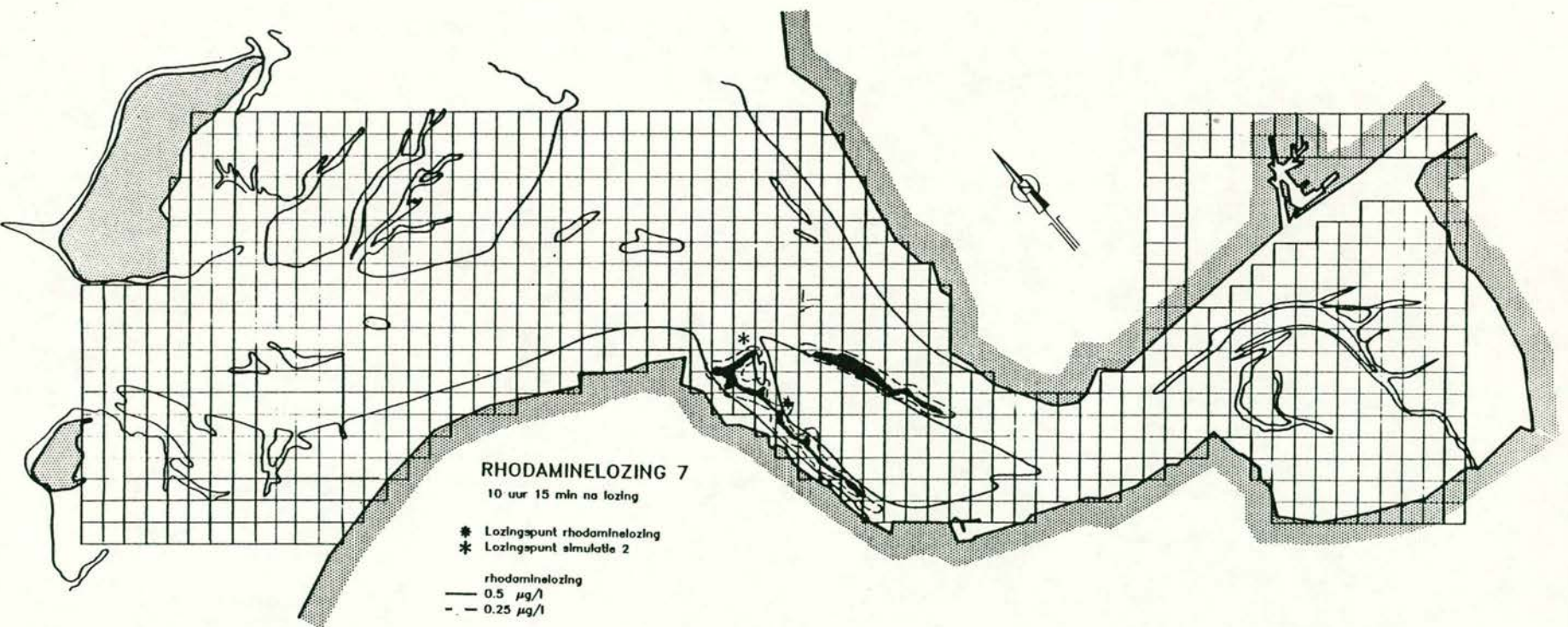
VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELWAQ
 VLEK 7 : 3 UUR 43 MIN. NA LOZING (BEREKEND)

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG.29B

A4



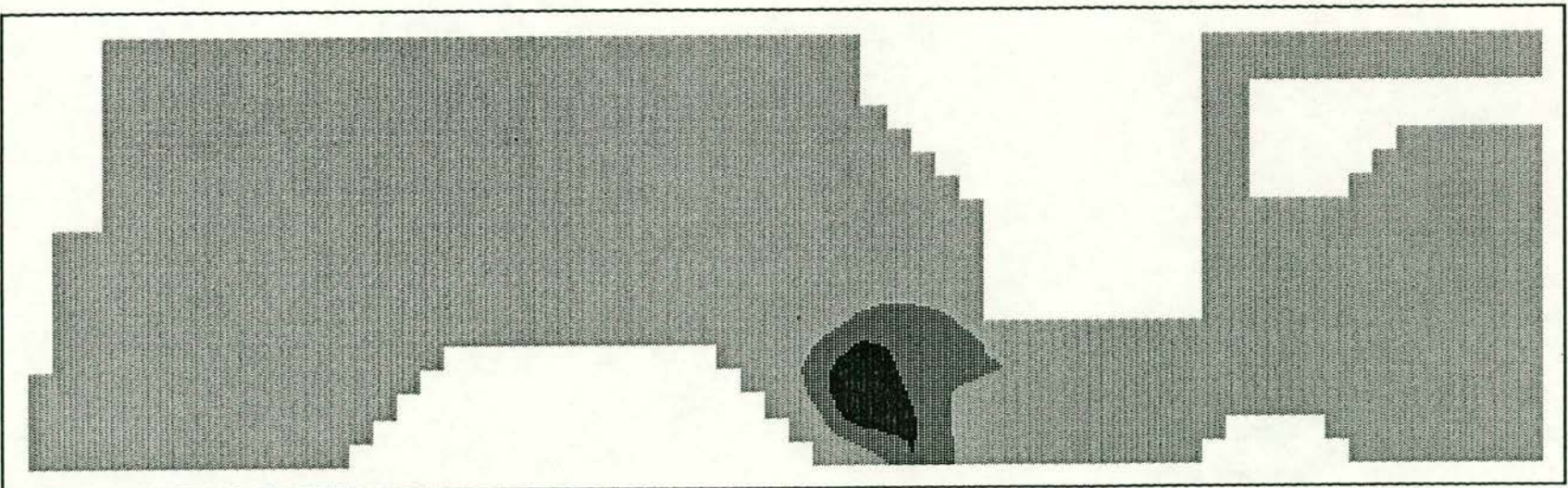
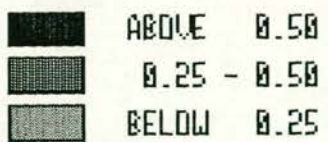
VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELWAQ
VLEK 7 : 10 UUR 15 MIN. NA LOZING (PROTOTYPE)

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 30A

A4



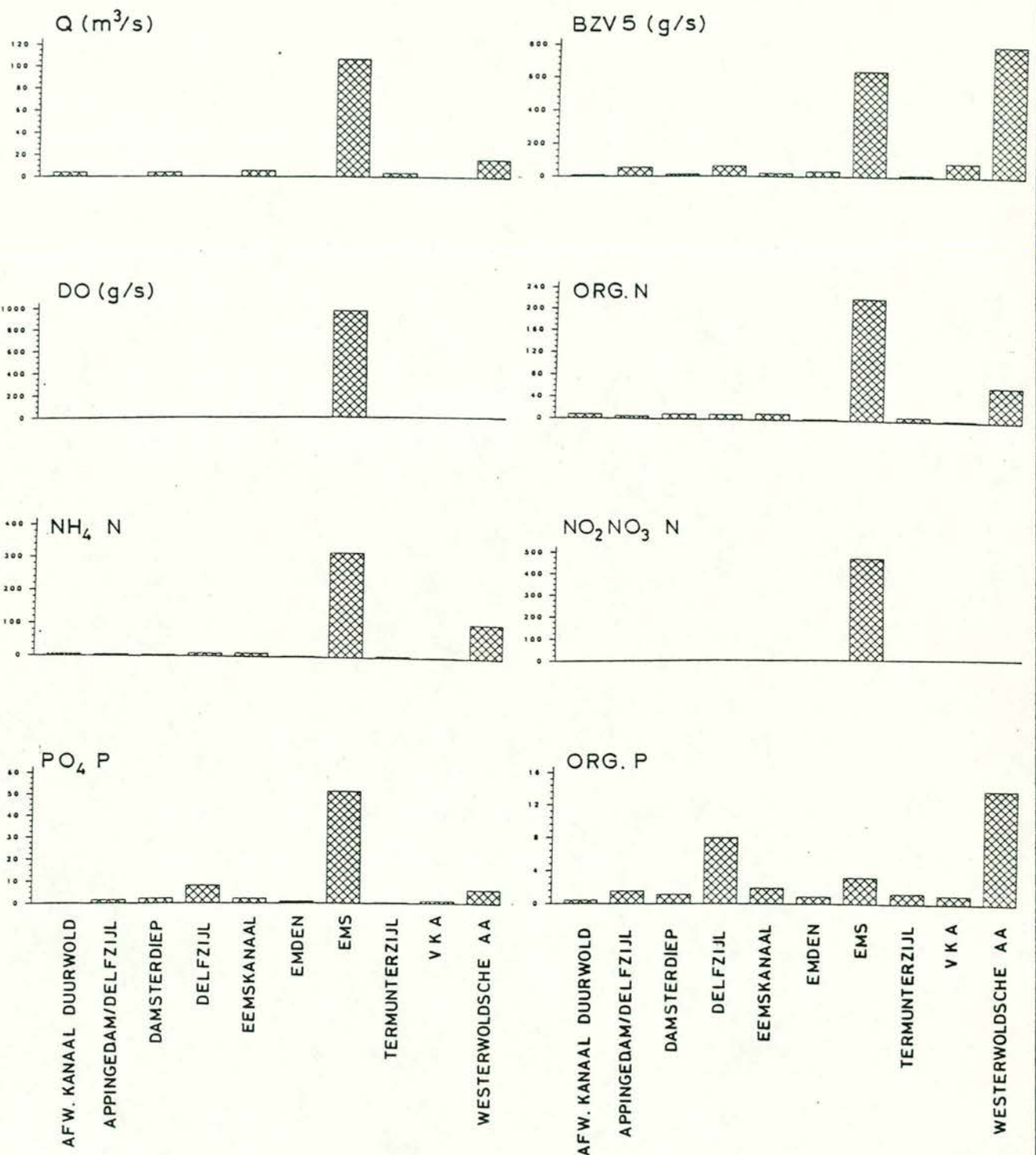
VERGELIJKING VLEKVERSPREIDING EN BEREKENING DELWAQ
 VLEK 7 : 10 UUR 15 MIN. NA LOZING (BEREKEND)

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 30B

A4



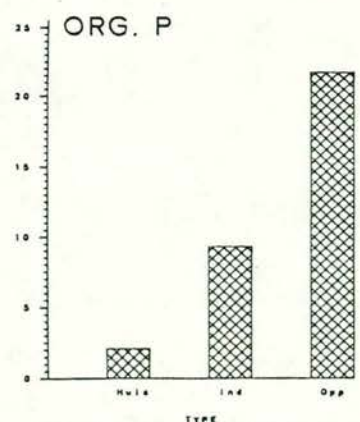
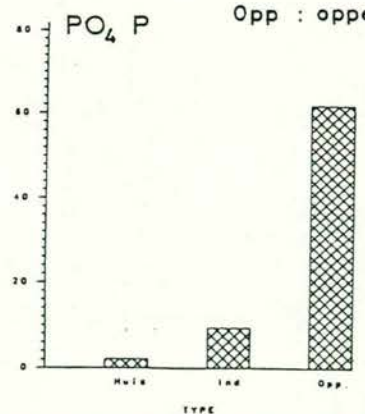
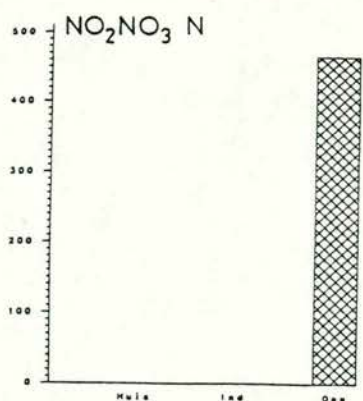
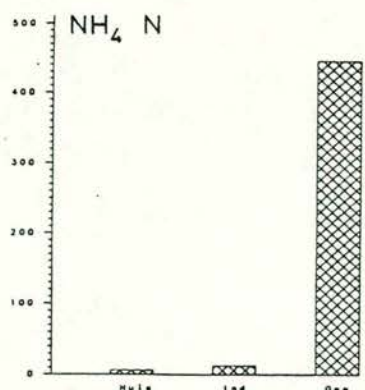
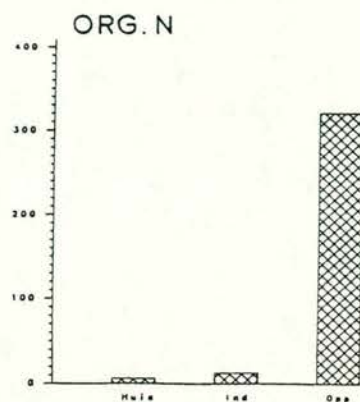
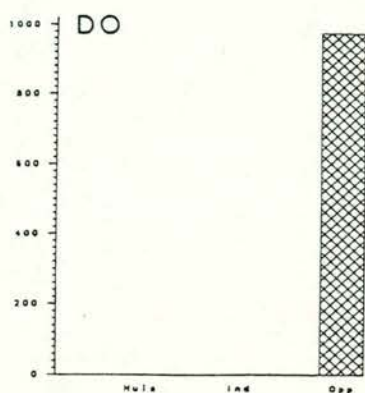
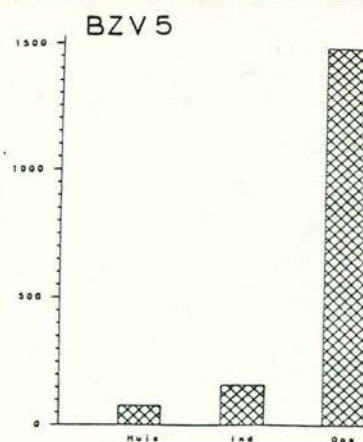
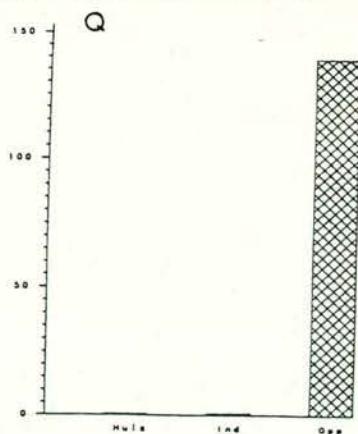
BELASTINGEN VAN HET EEMS-DOLLARD ESTUARIUM
1980 PER LOZINGSPUNT

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 31

A4



Huis : huishoudelijk afvalwater
Ind : industrieel afvalwater
Opp : oppervlaktewater

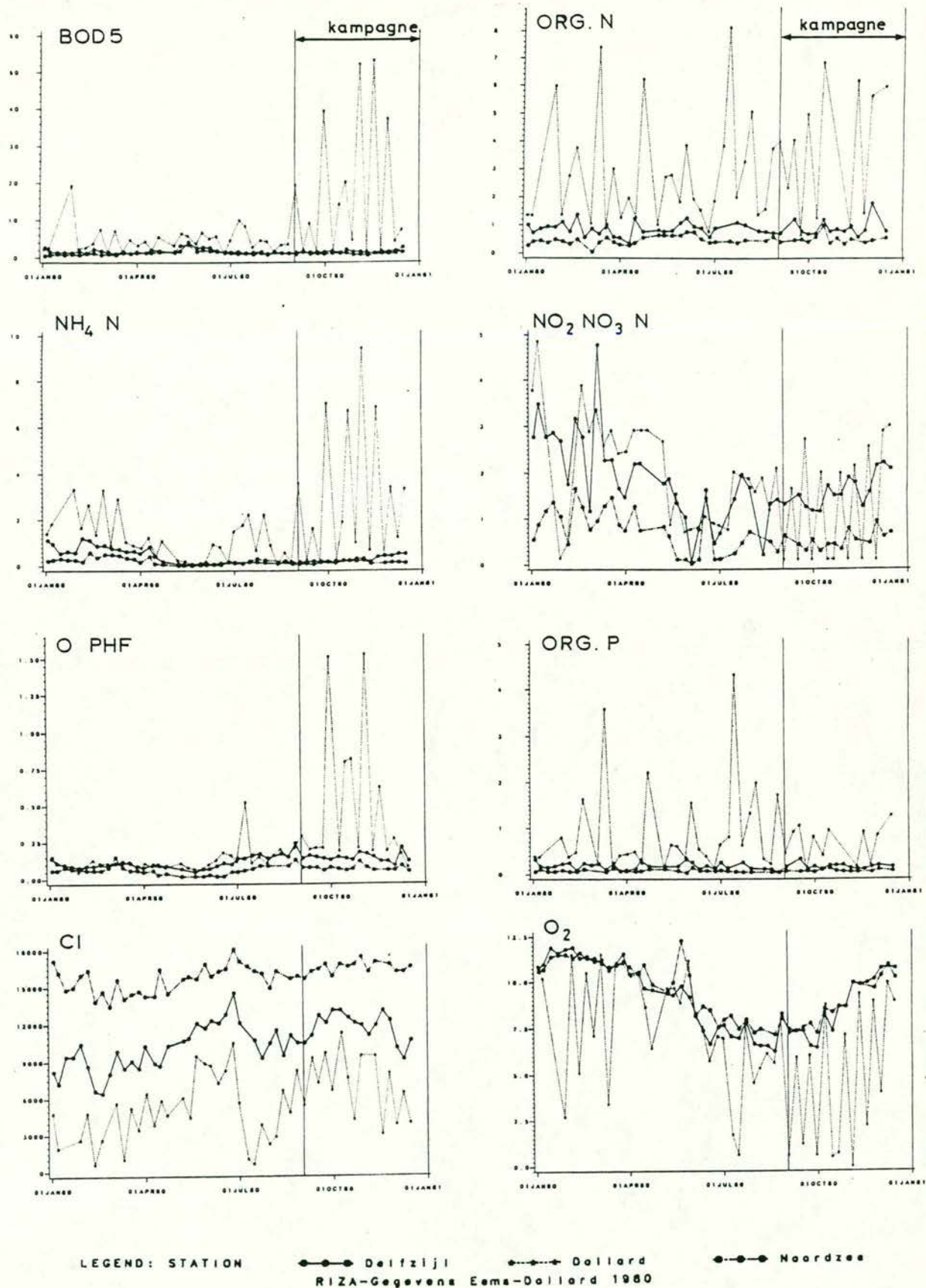
BELASTINGEN VAN HET EEMS-DOLLARD ESTUARIUM
1980 PER TYPE LOZING

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

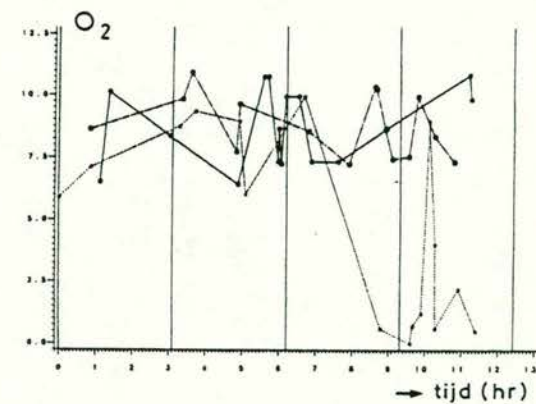
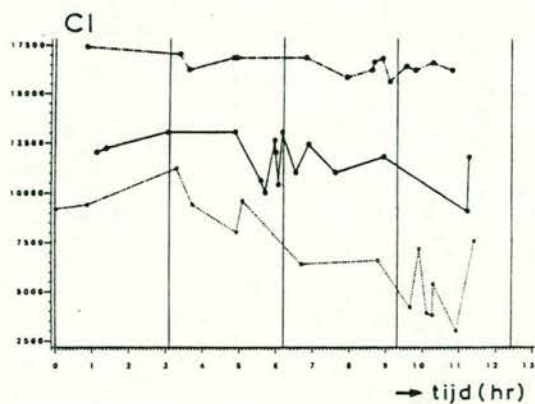
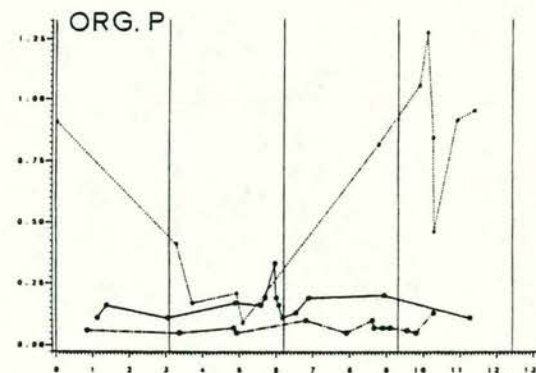
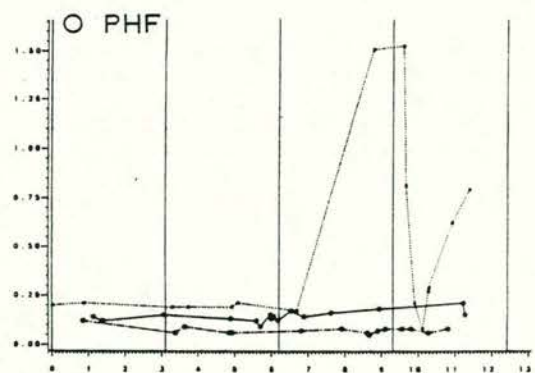
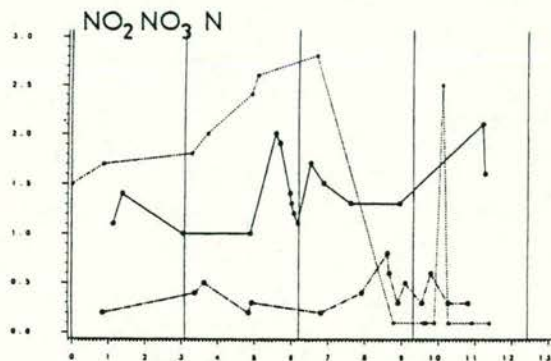
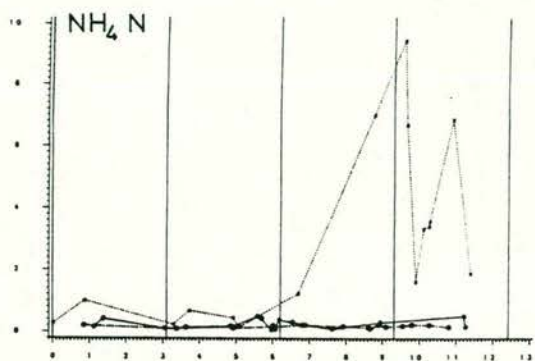
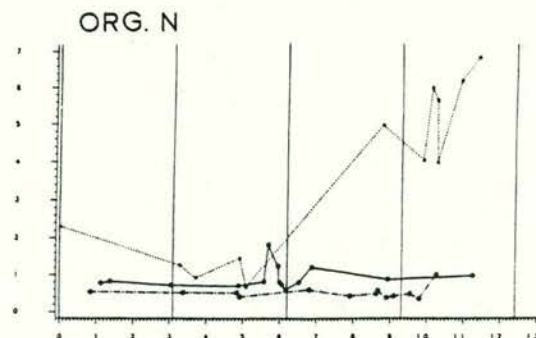
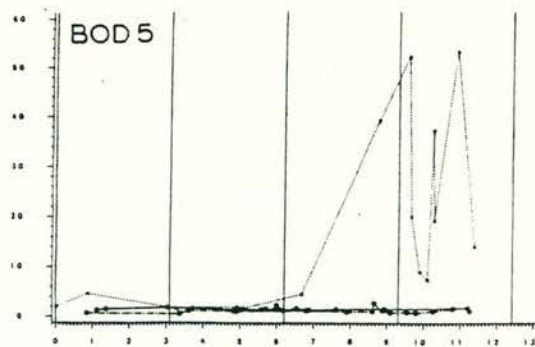
S 0577

FIG. 32

A4



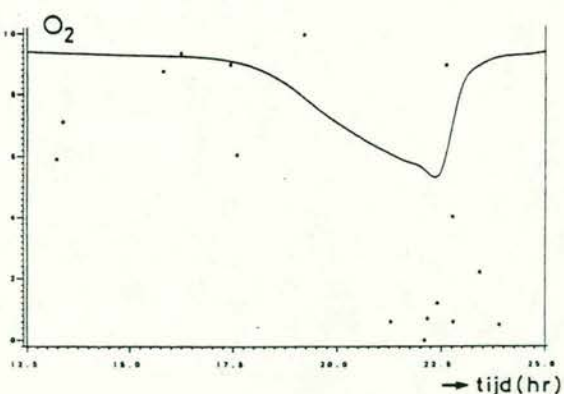
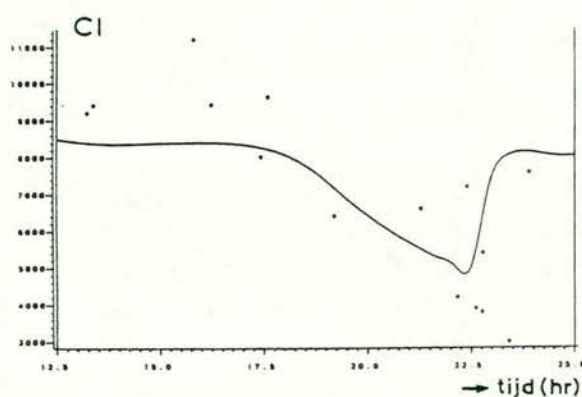
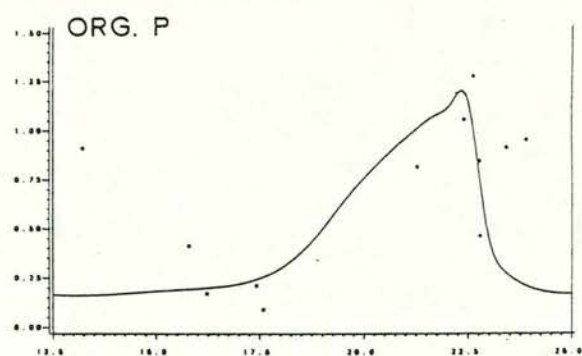
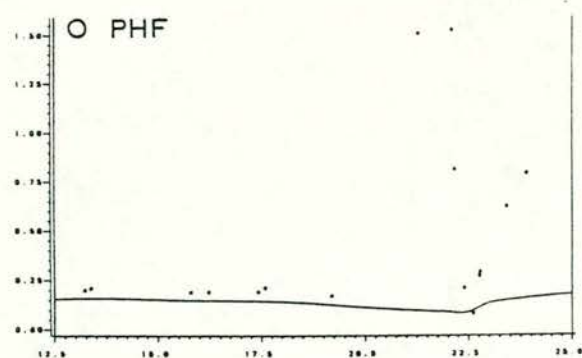
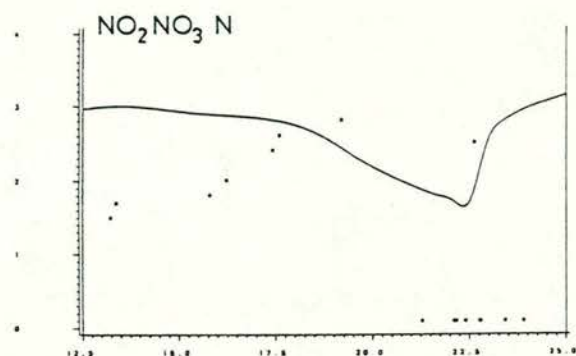
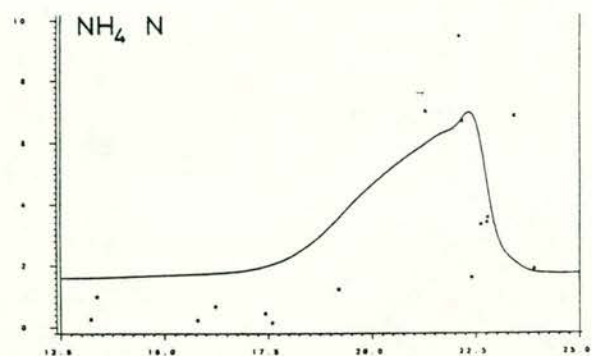
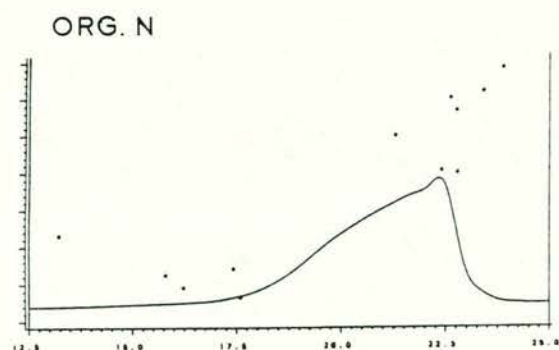
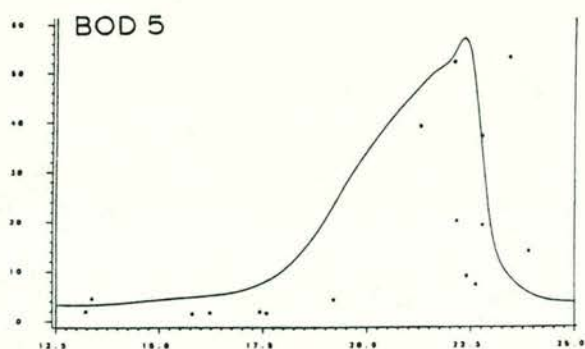
RIZA-GEGEVENS WATERKwalITEIT EEMS-DOLLARD 1980



LEGEND: STATION ●—● Delfzijl ●—● Dollard ●—● Noordzee

Reconstructie getijkromme (1980 - Kampagne)

REKONSTRUKTIE GETIJKROMME (1980-KAMPAGNE)



HW

LW

HW

LW

Doorgetrokken lijn : berekening
• : RIZA 80 meting

RIZA 1980 in kampagnetijd gereduceerd op 1 standaardgetij

BEREKENDE WATERKWALITEIT (1980-KAMPAGNE)

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

S 0577

FIG. 35

A4

p.o. box 177

2600 mh delft

the netherlands