

waterloopkundig laboratorium
delft hydraulics laboratory

waterkwaliteitsmodel Rijn

simulaties met het waterkwaliteitsmodel Rijn;
zuurstof-, stikstof- en fosfaathuishouding

verslag onderzoek

R 1056 - VIII

augustus 1981

BIBLIOTHEEK
Waterloopkundig Laboratorium
Postbus 177 - DELFT

waterkwaliteitsmodel Rijn

simulaties met het waterkwaliteitsmodel Rijn;
zuurstof-, stikstof- en fosfaathuishouding

verslag onderzoek

R 1056 - VIII

augustus 1981

INHOUD

Lijst van tabellen

Lijst van figuren

	blz.
<u>1</u> <u>Inleiding</u>	1
1.1 Het projekt "Waterkwaliteitsmodel Rijn".....	1
1.2 Simulaties met het waterkwaliteitsmodel Rijn.....	3
<u>2</u> <u>Overzicht van de opbouw van het waterkwaliteitsmodel Rijn</u>	5
2.1 Voorstudie en studieopzet.....	5
2.2 Gegevensverzameling en analyse.....	8
2.3 Modelontwikkeling.....	13
2.4 Modelkalibratie en verifikatie.....	14
<u>3</u> <u>Modelsimulaties</u>	17
3.1 Algemeen.....	17
3.2 Invloed van ontwikkelingen in de lozingssituatie.....	18
3.3 Invloed van thermische lozingen.....	23
3.4 Invloed van specifieke maatregelen met betrekking tot stikstof- reduktie.....	27
3.5 Invloed van specifieke maatregelen voor fosfaatreduktie.....	29
3.6 Invloed van het afvoerregiem.....	30
<u>4</u> <u>Het gebruik van het waterkwaliteitsmodel voor andere studies</u>	34
4.1 Algemeen.....	34
4.2 Polyfosfaatvervangende stoffen in het stroomgebied van de Rijn....	34
4.3 Toekomstige randvoorwaarden voor de zoete Delta-wateren.....	35
4.4 Toekomstige randvoorwaarden voor het IJsselmeer.....	36
4.5 Kalamiteuze lozingen in het stroomgebied van de Rijn.....	39
<u>5</u> <u>Konklusies en aanbevelingen</u>	41
5.1 Algemene konklusies met betrekking tot het waterkwaliteitsmodel Rijn.....	41
5.2 Konklusies met betrekking tot de Rijnwaterkwaliteit.....	42
5.3 Verder toepassingsmogelijkheden van het waterkwaliteitsmodel Rijn	44
5.4 Aandachtspunten voor onderhoud en verdere toepassingen van het model.....	45

INHOUD (vervolg)

LITERATUUR

FIGUREN

BIJLAGEN

I Projektorganisatie

Lijst van tabellen

1. Onderscheid in kleine en grote puntlozingen en zijrivieren op basis van afvalwaterproduktie	12
2. Samenstelling en hoeveelheid afvalwaterproduktie per i.e.	12
3. Zuiveringsreduktiefactoren	12
4. Achtergrondconcentraties van het instromende water	12
5. Berekende concentratie te Lobith voor verschillende lozingssituaties (jaargemiddelde omstandigheden 1977)	20
6. Normen voor de basiskwaliteit van oppervlaktewater (IMP 1980-1984)	20
7. Verhouding (= relatieve verandering) van de berekende concentraties van lozingssituatie 1973 ten opzichte van 1977 (Lobith hydrologie 1977)	22
8. Verhouding (= relatieve verandering) van de berekende concentraties van 1985 ten opzichte van 1977 (Lobith hydrologie 1977)	22
9. Gemeten (1977) en voorspelde (1985) extreme waarden van het zuurstofgehalte te Lobith (g/m^3)	23
10. Berekende invloed van temperatuur op de concentratie te Lobith	26
11. Invloed van thermische lozingen op het zuurstofgehalte (g/m^3) te Lobith voor lozingssituatie 1977 en 1985	27
12. Invloed van maatregelen voor N-reduktie te Lobith (lozingssituatie 1977/1985), jaargemiddelde omstandigheden 1977	28
13. Verandering in (huishoudelijk) afvalwaterproduktie bij vervanging van fosfaat in wasmiddelen (gP/i.e. dag)	29
14. Invloed van maatregelen voor P-reduktie te Lobith (lozingssituatie 1977/1985), jaargemiddelde omstandigheden 1977	30
15. Verifikatie van het waterkwaliteitsmodel Rijn te Lobith op basis van de jaargemiddelde berekeningen voor 1978 t/m 1981	32
16. Aandeel toestroming van water uit Duitsland en Frankrijk	33
17. Berekende relatieve verandering in de waterkwaliteit bij H9 situatie 1985 t.o.v. 1975	36
18. Resultaten van de herkalibratie (1977) en verifikatie (1978) van het waterkwaliteitsmodel Rijn voor de fosfaatcomponenten	39

Lijst van figuren

1. Studie-opzet van het projekt waterkwaliteitsmodel Rijn (zuurstof- en nutriëntenhuishouding)
2. Het basismodel MODQUAL in relatie tot het databestand en procedures voor kalibratie en verifikatie
3. Zuivering en herkomst van afvalwaterlozingen op het gemodelleerde deel van de Rijn en de hieruit berekende netto belasting (1973-1985)
4. Gemodelleerde waterkwaliteitskomponenten en processen in MODQUAL
5. Rivierschematisatie door MODQUAL in trajekten en rekenelementen
6. Modelopzet van het waterkwaliteitsmodel Rijn
7. Het gemodelleerde deel van het stroomgebied van de Rijn
8. Kalibratie (1973) en verifikatie (1977) van het waterkwaliteitsmodel Rijn
9. Maandgemiddelde modelsimulaties voor 1972, 1973, 1974, 1976 en 1977 te Lobith
10. Invloed van algen op zuurstof, BOD en COD (Lobith, maandgemiddelde 1977)
11. Invloed van ontwikkelingen in de lozingssituatie op de waterkwaliteit van de Rijn/IJssel (jaargemiddelde omstandigheden 1977)
12. Invloed van ontwikkelingen in de lozingssituatie op de waterkwaliteit te Lobith (maandgemiddelde omstandigheden 1977)
13. Invloed van het afvoerregiem op de waterkwaliteit te Lobith voor diverse lozingssituaties (jaargemiddelde)
14. Simulatie voor NTA, CMOS, CITREX en MAS bij langjarig gemiddelde afvoer en temperatuur
15. Overzicht van de 'opbouw' van de berekende NTA-koncentraties te Lobith (lozingssituatie 1985)
16. Situering bemonsteringsstations in het Hollandsch Diep/Haringvliet
17. Simulatieresultaten eutrofiëringsmodel voor het IJsselmeer, (a) nominale berekening 1977/78, (b) lozingssituatie 1985, (c) als b met poly-P vervanging, (d) als c met defosfatering
18. Berekend concentratieverloop te Lobith na een kalamiteuze lozing van 20 ton Genapol op de Main (mei 1980)

1 Inleiding

1.1 Het project "Waterkwaliteitsmodel Rijn"

In 1976 is met betrekking tot een modelmatige benadering van de waterkwaliteit van de Rijn een samenwerkingsproject gestart tussen het Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater (RIZA), Directie Waterhuishouding en Waterbeweging (W&W), Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening (RID) en het Waterloopkundig Laboratorium (WL).

In de eerste probleemanalyserende fase is de waterkwaliteit van de Rijn beschouwd uit een oogpunt van beleid en beheer, waarbij relaties zijn gelegd tussen waterkwaliteitsaspecten en de schade, die een onvoldoende waterkwaliteit veroorzaakt bij de gebruikers van het Rijnwater. Tevens is het belang aangegeven van een modelmatige beschouwing van de waterkwaliteit opdat meer kwantitatieve informatie ter beschikking komt van beleid en beheer.

Op basis van de resultaten van de probleemanalyserende fase is in overleg met het RIZA, besloten tot modellering van de waterkwaliteit van de Rijn, waarbij de hoogste prioriteit dient te worden toegekend aan de nutriëntenhuishouding. Dit vooral vanwege de belangrijke relatie met de eutrofiëringsproblematiek in de min of meer stagnante wateren, die in hoofdzaak met het Rijnwater worden gevoed (b.v. het IJsselmeer en de toekomstige zoete Delta wateren).

Vanwege de onderlinge samenhang tussen de nutriënten- en zuurstofhuishouding is deze laatste eveneens in beschouwing genomen mede omdat de voorgenomen saneringsmaatregelen in het stroomgebied van de Rijn zich vooralsnog vooral richten op een reducering van de lozing van zuurstofbehoevende stoffen. Met het onderzoek, dat in opdracht van het RIZA door het WL wordt uitgevoerd in samenwerking met het RIZA, W&W, RID en de Dienst Informatie Verwerking (DIV) van Rijkswaterstaat, wordt beoogd een mathematisch model te ontwikkelen dat in staat is de zuurstof-, stikstof- en fosfaathuishouding van de Rijn te beschrijven als functie van hydrologische gegevens, lozingsgegevens en temperatuur.

Benevens de mogelijkheid om met het model voorspellingen te kunnen doen met betrekking tot de na voltooiing van de geplande saneringsmaatregelen te verwachten zuurstof- en nutriënteniveaus te Lobith, Kampen, Vreeswijk en Gorinchem, mag worden verwacht dat het onderzoek het inzicht zal vergroten in de herkomst van belastingen op de Rijn en de invloed van processen.

Op deze wijze ontstaat tevens de mogelijkheid alternatieve c.q. additionele

saneringsmaatregelen te formuleren, alsmede de effecten van deze maatregelen op de waterkwaliteit te kwantificeren.

Het project is in hoofdlijnen begeleid door een daartoe ingestelde stuurgroep "Waterkwaliteitsmodellering Rijn en Maas".

Voor de meer konkrete uitvoering van het onderzoek en de ontwikkeling van het model heeft regelmatig overleg plaatsgevonden binnen de daartoe ingestelde projectgroep "Waterkwaliteitsmodel Rijn".

De taak en samenstelling van zowel de stuurgroep als de projectgroep is opgenomen in Bijlage I.

In het kader van het project "Waterkwaliteitsmodel Rijn" zijn in de probleem-analyserende fase de navolgende rapporten verschenen.

. R1056-I/S321-I

"Modellering Rijnwaterkwaliteit, probleemanalyse",
april 1977.

. R1056-II/S321-II

"Modellering Rijnwaterkwaliteit, processen zuurstofmodellering",
april 1977.

. R1056-III/S321-III

"Modellering Rijnwaterkwaliteit, zuurstofmodellen",
april 1977.

De rapportage van de 2e fase van het project "Waterkwaliteitsmodel Rijn" met betrekking tot de modellering van zuurstof en nutriënten omvat de navolgende rapporten:

. CBH 79-518

"Stikstofhuishouding in de Rijn en de Rijntakken",
december 1979.

- . R1056-IV/R1463-I/S321-IV
"MODQUAL, een ééndimensionaal steady state waterkwaliteitsmodel voor rivierstelsels",
juli 1981.

- . R1056-V/S321-V
"Diffuse bronnen, aard en omvang van de diffuse belasting met nutriënten in het stroomgebied van de Rijn,
juli 1981.

- . R1056-VI
"Data-rapport, gegevens verzameling en analyse ten behoeve van de modellering van de zuurstof- en nutriëntenhuishouding"
juli 1981.

- . R1056-VII/S321-VI
"Toepassing van het waterkwaliteitsmodel MODQUAL op de Rijn"
juli 1981.

- . R1056-VIII
"Simulaties met het waterkwaliteitsmodel Rijn, zuurstof-, stikstof- en fosfaathuishouding",
augustus 1981.

Het rapport R1056-IV/R1463-I/S321-IV betreft een gezamenlijke rapportering van de projecten waterkwaliteitsmodellering Rijn en Maas.

Het onderhavige rapport R1056-VIII "Simulaties met het waterkwaliteitsmodel Rijn"; zuurstof-, stikstof- en fosfaathuishouding, wordt in paragraaf 1.2 nader ingeleid.

1.2 Simulaties met het waterkwaliteitsmodel Rijn

Met de ontwikkeling van een waterkwaliteitsmodel voor de Rijn is beoogd, een operationeel instrument te verkrijgen dat kan worden gebruikt voor het kwantificeren van de invloed van voorgenomen beleids- en beheersmaatregelen. Tevens kon worden verwacht dat met de ontwikkeling van het model het inzicht in de herkomst van verontreinigingen en de invloed van de waterkwaliteitsprocessen zou worden vergroot.

Vanwege de eutrofieringsproblematiek in de Nederlandse meren die met Rijnwater worden gevoed, richt het ontwikkelde mathematische model zich in hoofdzaak op de nutriënten (N, P) en zuurstofhuishouding.

Als gevolg van beperkingen in de beschikbaarheid en nauwkeurigheid van de gegevens en omwille van de eenvoud en toepasbaarheid van het model, is niet getracht het dynamisch waterkwaliteitsgedrag in detail te simuleren. Mede vanwege het gebruik van het model ten behoeve van het kwantificeren van de toekomstige randvoorwaarden voor gebieden (meren, regio's) die met Rijnwater worden gevoed, richt het model zich vooral op het voorspellen van de concentratieniveaus als functie van de lozings situatie, hydrologische en seizoensmatige omstandigheden.

Alvorens in te gaan op enkele simulatieresultaten van het waterkwaliteitsmodel Rijn, wordt in dit rapport een resumerend overzicht gegeven van de opbouw van het waterkwaliteitsmodel (hoofdstuk 2), waarbij aandacht zal worden besteed aan aspecten als gegevensverzameling, modelontwikkeling, modelkalibratie en verificatie. Dit overzicht kan worden beschouwd als een globale samenvatting van de rapporten R 1056-I t/m VII (zie paragraaf 1.1).

Op basis van te verwachten ontwikkelingen in de lozings situatie als gevolg van ontwikkelingen in de afvalwaterproductie en zuiveringsmaatregelen zijn diverse modelsimulaties uitgevoerd (hoofdstuk 3). Een aantal simulaties is uitgevoerd om na te gaan welke waterkwaliteitsniveaus haalbaar zijn indien additionele saneringsmaatregelen worden getroffen (b.v. 3e trap. zuivering d.m.v. denitrifikatie, defosfatering).

In dit rapport zijn tevens enkele resultaten opgenomen van toepassingen van het waterkwaliteitsmodel Rijn voor andere studies (hoofdstuk 4). Dit betreft onder andere de voorspelling van de te verwachten concentraties aan polyfosfaatvervangende stoffen (b.v. NTA) in het stroomgebied van de Rijn en het berekenen van de toekomstige waterkwaliteitsniveaus van het Rijnwater als randvoorwaarde voor lopende eutrofieringsstudies (o.a. IJsselmeer, Zoommeer, Grevelingen, Rijnland).

Tenslotte wordt in dit rapport aandacht besteed aan de toekomstige toepassingsmogelijkheden van het model en het belang van het instandhouden en updaten van het model op langere termijn (hoofdstuk 5).

Het in dit rapport beschreven onderzoek is uitgevoerd in nauw overleg met de projectgroep "Waterkwaliteitsmodel Rijn" (zie bijlage I). De rapportage is verricht door ir. J.A. van Pagee.

2 Overzicht van de opbouw van het waterkwaliteitsmodel Rijn

2.1 Voorstudie en studieopzet

In 1976 is een aanvang gemaakt met een probleemverkennd onderzoek van de modellering van de Rijnwaterkwaliteit [1].

Het onderzoek omvatte o.a.:

- een inventarisatie van de gebruiksdoeleinden van het Rijnwater met daarbij optredende verschillen tussen eisen/wensen en de huidige waterkwaliteit/-kwantiteit.
- een inventarisatie van de beschikbare kennis op het gebied van de modellering van de waterkwaliteit van grote rivieren.
- een globale inventarisatie van beschikbare gegevens nodig voor de opbouw en toepassing van een waterkwaliteitsmodel.

De rapportering van deze voorstudie is medio 1977 voltooid.

Het rapport R1056-I, probleemanalyse, omvat naast een overzicht van bovengenoemde onderzoeksaspecten tevens een projectvoorstel voor de opbouw van een integraal waterkwaliteitsmodel.

De rapporten R 1056-II en III geven meer specifieke informatie omtrent de beschikbare kennis met betrekking tot processen die de zuurstofhuishouding beïnvloeden, resp. omtrent een evaluatie van bestaande zuurstofmodellen voor rivieren.

De belangrijkste konklusies van het probleemverkennd onderzoek zijn als volgt samengevat:

1. Modellen algemeen

Uitgaande van de veronderstelling dat sanering van de Rijn gewenst en mogelijk is, volgt uit een analyse van de verschillende mogelijkheden tot de modellering van de Rijnwaterkwaliteit dat:

- kosten-schadmodellen voor de Rijnsanering niet relevant zijn
- een inventarisatie van de opgetreden schade mede kan dienen tot vaststelling van de te modelleren, maatgevende parameters
- beschrijvende waterkwaliteitsmodellen, die een relatie geven tussen lozingen en concentraties benedenstrooms in ieder geval ontwikkeld dienen te worden en voor een deel ook kunnen worden
- een eventuele optimalisering van een saneringsstrategie mogelijk maar sterk afhankelijk is van de uitgangspunten van het beleid. Gezien de geringe bijdrage van het Nederlandse deel tot de Rijnvervuiling is een dergelijke studie nauwelijks zinvol.

2. Gegevens

De bestaande gegevens van lozingen en waterkwaliteitsparameters zijn onvoldoende voor een gedetailleerde modellering. Voor een betere kennis van de maatgevende processen is aanvullend in situ-("fliessende Welle", continue metingen) en laboratoriumonderzoek noodzakelijk. Daarnaast zullen betere lozingsgegevens beschikbaar moeten komen.

3. Beschrijvende waterkwaliteitsmodellen

Bij de opzet van deze modellen moet worden vastgesteld:

- welke parameters worden gemodelleerd
- welke ruimtedimensies worden meegenomen
- is de modellering dynamisch of tijdsgemiddeld.

Voor de hand ligt een eerste aanzet met ééndimensionale tijdsonafhankelijke modellen, mede gezien het beperkte gegevensbestand en de beperkte kennis van een aantal maatgevende processen. Daarnaast dient aandacht te worden besteed aan de modellering van kalamiteiten en van korte regenperiodes na een droge periode.

De modellering houdt altijd een kompromis in tussen kosten, beoogde nauwkeurigheid, kennis van processen en lozingspatronen. De modellen zullen moeten worden geïjkt met in-situ gegevens door het sterke riviergebonden zijn van de processen en parameters. Verifikatie is daardoor onmogelijk, waardoor de voorspellende waarde beperkt zal blijven.

Naar de verschillende parameters kan voor de Rijn het volgende worden gesteld:

- afvoer: voldoende gegevens en mogelijkheden voor modellering aanwezig
- zuurstof: voldoende modellen beschikbaar, maatgevend zijn gewenste nauwkeurigheid en gegevens over lozingen en afbraak
- zouten: modellering eenvoudig indien lozingspatroon bekend is
- nutriënten: waarschijnlijk goed te modelleren indien invoergegevens bekend zijn
- zware metalen en organische verontreinigingen: onvoldoende kennis van maatgevende processen met name de relatie opgelost, aan slib e.d. gebonden stoffen, afbraak, invloed sedimentatie en erosie
- warmte: modellering goed mogelijk
- radioactiviteit: modellering goed mogelijk
- bacteriën en virussen: te weinig bekend voor modellering
- ecologie: onvoldoende gegevens, modellen nog spekulatief.

4. Schade

De schade aan de aspecten volksgezondheid, natuur en recreatie is niet in geld uit te drukken. Voor de andere gebruiksaspecten, drink- en industrie-water, landbouw, veeteelt en visserij is dit in beperkte mate mogelijk. Belangrijke parameters zijn chloride, ammoniak, zwarte-lijst stoffen, refractaire koolstof, nutriënten en de bacteriologische gesteldheid. Een verdere detaillering van de maatgevende parameters is noodzakelijk.

5. Benodigde studies

Voor een verdere aanpak van de beschrijvende waterkwaliteitsmodellen is een aantal studies noodzakelijk onder andere:

- balansstudies, lozingspatronen
- transport- en afbraakprocessen van organische verontreinigingen en zware metalen
- invloed regenperiode na droge periode.

Los hiervan kan worden begonnen met eenvoudige modellen, waarna stap voor stap een grotere mate van detail en nauwkeurigheid kan worden bereikt, waarbij een harmonische ontwikkeling van gegevensinwinning en modellering plaatsvindt.

Op basis van deze konklusies en de beschikbare financiële middelen is uiteindelijk besloten tot de opbouw van een waterkwaliteitsmodel Rijn, waarbij in eerste instantie de modellering wordt beperkt tot de nutriënten (N,P) en zuurstofhuishouding.

De opzet en fasering van de studie m.b.t. de opbouw van het waterkwaliteitsmodel Rijn is weergegeven in figuur 1. Hoofdonderdelen van de studie zijn (1) de verzameling van gegevens en de opbouw van een databestand (2) de keuze, operationalisatie en modificatie van het waterkwaliteitsmodel, (3) de studie naar specifieke processen en de invloed van diffuse bronnen, (4) de toepassing van het model op de Rijn, alsmede de kalibratie en verifikatie en (5) de simulatie van beheersmaatregelen.

In figuur 1 is tevens de procentuele tijdsbesteding per studie-onderdeel aangegeven.

2.2 Gegevensverzameling en analyse

De verzameling van gegevens en de opbouw van een databestand is één van de belangrijkste activiteiten in het kader van de ontwikkeling van een waterkwaliteitsmodel voor de Rijn [2]. Het databestand omvat gegevens waaruit de invoergegevens voor het mathematisch model kunnen worden afgeleid, alsmede gegevens die nodig zijn voor een toetsing van de berekeningsresultaten aan gemeten grootheden. De benodigde gegevens kunnen worden onderscheiden in 3 categorieën, te weten: hydrologische gegevens, immissie-gegevens en emissie-gegevens.

De categorie hydrologische gegevens betreft zowel gegevens omtrent debieten als informatie over hydraulische randvoorwaarden, zoals diepte, stroomsnelheid e.d..

De immissie-gegevens zijn de gemeten waterkwaliteitsgegevens en betreffen derhalve de concentraties van opgeloste en gesuspendeerde stoffen, terwijl ook de temperatuur tot deze categorie kan worden gerekend. Behoudens de temperatuurgegevens en de kwaliteit van de bovenstroomse begrenzingen van het model, die te beschouwen zijn als invoergegevens of randvoorwaarden voor de modellering, zijn de waterkwaliteitsgegevens nodig voor een toetsing van de modelberekening in de kalibratie en verificatie fase.

De emissie-gegevens hebben betrekking op de belasting op de Rijn via zowel afvalwaterlozingen als diffuse toestromingen (grondwater, runoff).

De diffuse toestroming kan worden beschouwd als een min of meer natuurlijke belasting, die niet of nauwelijks kan worden beïnvloed door beleids- en beheersmaatregelen.

De afvalwaterlozingen vertegenwoordigen de belasting vanuit stedelijke en industriële gebieden en zijn derhalve belangrijke invoergegevens voor het model, die direkt kunnen worden beïnvloed door saneringsmaatregelen (b.v. de bouw van zuiveringsinstallaties).

Het belang van het databestand als onderdeel van het waterkwaliteitsmodel is geïllustreerd in figuur 2.

Hydrologische gegevens

De hydrologische gegevens zijn een belangrijke randvoorwaarde voor de water-

kwaliteitsmodellering. Met name het debiet is een belangrijk basiselement als het gaat om de relatie tussen de lozingshoeveelheden en de kwaliteit van het rivierwater. Mede omdat het debiet kan worden beschouwd als de "drager" van de te modelleren stoffen is het van belang een volumebalans op te stellen voor het gehele riviertraject dat wordt gemodelleerd. Hiertoe zijn voor de periode 1970-1978 de maandgemiddelde debieten voor de Rijn en de belangrijkste zijrivieren verzameld en opgenomen in een databestand.

De diffuse toestroming is mede op basis van de langjarige debietverdeling in de Rijn afgeleid uit een volumebalans gebaseerd op de afvoeren te Lobith (865 km), Kaub (546 km) en Basel (167 km) en de afvoeren aan de monding van een 12-tal zijrivieren.

De hydraulische karakteristieken zijn voor een belangrijk deel ontleend aan de monografie van de Rijn [3] waaruit op basis van geometrische gegevens van het rivierbed in combinatie met Q-h krommen, relaties zijn afgeleid voor de diepte en stroomsnelheid als functie van het debiet.

Waterkwaliteitsgegevens

De waterkwaliteit van de Rijn en de zijrivieren wordt op vele plaatsen gemeten. Toch laat het bemonsteringsprogramma in Duitsland veel te wensen over als het gaat om het parameterpakket en de meetfrequentie, met name ontbreken gegevens omtrent organisch stikstof en algen.

Het routinematig waterkwaliteitsonderzoek in het stroomgebied van de Rijn wordt uitgevoerd door diverse instanties o.a.:

- Internationale Rijn Commissie (IRC)
- Arbeitsgemeinschaft Wasserwerke Bodensee-Rhein (AWBR) *
- Arbeitsgemeinschaft Rheinwasserwerke e.v. (ARW) *
- Rijncommissie Waterleidingbedrijven (RIWA) *
- Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater (RIZA)
- Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung des Rheins (Arge Rhein)

*) geassocieerd in Internationale Arbeitsgemeinschaft der Wasserwerke im Rheineinzugsgebiet (IAWR)

Aangezien het analysepakket van de IRC-meetstations het meest volledig is en het nauwst aansluit bij de te modelleren waterkwaliteitsvariabelen, zijn deze gegevens voornamelijk gebruikt voor de toetsing van de modelresultaten.

Emissie-gegevens

Belangrijke informatiebronnen voor de bepaling van de belasting door afvalwaterlozingen zijn de voor 1973 en 1977 uitgevoerde inventarisaties onder auspiciën van de IRC [4] en [5]. Deze inventarisaties, waarin meer dan 400 lozingen zijn opgenomen, bieden de mogelijkheid voor een afschatting van de netto belasting op de Rijn voor de periode 1973 t/m 1985.

Een nauwkeurige kwantificering van de netto belasting is echter niet mogelijk vanwege de niet eenduidige interpretatie van de gebruikte lozingseenheid (i.e.= inwoner-ekwivalent). Met name de onzekerheid in de betekenis van de lozingseenheid voor industriële lozers heeft de nauwkeurigheid, waarmee het waterkwaliteitsmodel kon worden toegepast, nadelig beïnvloed.

Uit de inventarisaties kan worden afgeleid dat de totale afvalwaterproduktie over de periode 1973 tot 1977 duidelijk is toegenomen, terwijl voor 1985 wordt verwacht dat deze stijgende tendens zich zal voortzetten (fig. 3a). Opmerkelijk is de sterke stijging van de stedelijke afvalwaterproduktie (huishoudelijk + overige industrieën), die mede het gevolg is van de uitbreiding van rioleringsystemen, waardoor meer stedelijk afvalwater direkt (veelal) via zuiveringsinstallaties op het grotere oppervlaktewater wordt geloosd.

Uit het overzicht van de ontwikkelingen in de zuiveringssituatie blijkt dat er sinds 1973 sprake is van een duidelijke toename van biologische zuivering, terwijl voor 1985 wordt verwacht dat het merendeel van de afvalwaterlozingen biologisch zal worden gezuiverd (fig. 3b).

Uit modelleringsoverwegingen is onderscheid gemaakt in grote (> 1 M.i.e.) en kleine afvalwaterlozingen, alsmede grote zijrivieren (gesommeerde afvalwaterproduktie > 1 M.i.e.). Opmerkelijk hierbij is dat slechts een gering aantal lozers en zijrivieren meer dan 3/4 van de totale afvalwaterproduktie vertegenwoordigt (tabel 1).

Op basis van de hoeveelheid afvalwaterproduktie (i.e.), de aard van de lozing (huishoudelijk, industrieel) en de aard van zuivering (mechanisch, biologisch), is voor iedere lozing de netto belasting berekend op basis van vrachten (g/s). Hiertoe is gebruik gemaakt van de afvalwaterproduktie per i.e. en de reductiefactor (= 1 - zuiveringsrendement) voor de verschillende gemiddelde stoffen (tabel 2 en 3). Voor de invloed van zuivering op de stikstofcomponenten is hierbij rekening gehouden met de eventuele omzetting van org-N in NH₄-N en tenslotte in NO₃-N.

Uit de aldus berekende netto belasting per stof (fig. 3c-j) kan worden afgeleid dat een duidelijke afname voor BOD₅, COD, org-N en NH₄-N is bepaald voor de periode 1973-1985. Voor totaal-N en de totaal-P zijn de veranderingen marginaal, terwijl voor ortho-P en NO₃-N een duidelijke toename is berekend. De berekende netto-belasting is, opgesplitst in 4 hoofdkategorieën, t.w. industrieel (chemisch, papier + celstof, overige) en huishoudelijk afvalwater. De reductie van de netto belasting van zuurstofverbruikende stoffen is voor een belangrijk deel het gevolg van de sanering van het afvalwater van de chemische industrie. Hieraan levert de in 1975 voltooide sanering van de BASF-fabrieken een belangrijke bijdrage.

Benevens de eerder genoemde belasting d.m.v. afvalwaterlozingen, dient tevens rekening te worden gehouden met de belasting vanuit diffuse bronnen. Hieronder wordt verstaan de min of meer natuurlijke belasting op de Rijn als gevolg van uitspoelingsverschijnselen. Aangezien de uitspoeling van nutriënten nauw gerelateerd is aan de hoeveelheid water, die uit een bepaald gebied afstroomt, de hoeveelheid erosie (zwevend stof) en de aard en het gebruik van de grond, dienen deze aspecten in de beschouwing te worden betrokken. Op basis van literatuurgegevens en een nadere beschouwing van de concentraties van niet door afvalwaterlozingen vervuilde waterstromen [6], zijn achtergrondconcentraties toegekend aan het instromende water. Bij het toekennen van deze achtergrondconcentraties is onderscheid gemaakt tussen (1) toestroming van water uit de Bodensee, (2) toestroming vanuit Zwitserland, (3) toestroming vanuit Frankrijk en Duitsland en (4) toestroming vanuit de Moezel (tabel 4).

Opgemerkt dient te worden dat vanwege deze lokale verschillen, de achtergrondconcentratie te Lobith mede afhankelijk is van de hydrologische situatie (o.a. de verhouding van het debiet aandeel vanuit Zwitserland).

De seizoensinvloed op de achtergrondconcentratie is benaderd d.m.v. een co-sinus-vormige variatie over het jaar.

Viteplitsing afvalwaterproductie (10 ⁶ l.e.)	km	1973	1977	1985
Kleine lozingen (< 10⁶ l.e.)		20,8	22,5	26,2
Grote lozingen (> 10⁶ l.e.)				
Rhone Poulenc Ch.	198	2,7	2,0	2,0
Cellulose Strasbourg	292	1,6	1,8	1,9
Strasbourg	300	2,3	1,0	1,2
Holtzmann, Karlsruhe	363	1,0	1,0	1,0
BASF, Ludwigshafen	429	8,6	6,3	6,3
Papierwerke Waldhof	432	3,0	3,0	3,0
Köln	696	1,4	1,4	1,4
Bayer, Leverkusen	700	4,8	2,0	2,0
Bayer, Dormagen	711	-	1,7	2,0
Büsseldorf	737	-	1,3	1,3
Düsseldorf	752	-	1,0	1,1
Krefeld	766	-	1,0	1,0
Bayer, Krefeld	766	2,0	2,0	1,0
totaal		27,2	25,4	25,1
Grote zijrivieren (> 10⁶ l.e.)				
Aare	103	3,2	3,2	3,7
Neckar	428	4,5	6,1	6,9
Schwarzbach	475	-	1,0	1,0
Main	497	8,8	9,2	11,1
Moezel	595	4,6	5,6	6,3
Wupper	703	1,4	2,1	3,3
Ruhr	780	1,3	1,6	2,4
Emacher	798	3,7	5,0	5,5
Lippe	815	1,4	1,3	2,2
totaal		28,9	35,0	42,3

Tabel 1 Onderscheid in kleine en grote puntlozingen en zijrivieren op basis van afvalwaterproductie (gemiddelde stroomgebied over de Rijn)

stof	afvalwaterproductie (g/dag) per i.e.							
	huishoudelijk		chemisch		papier/celstof		overige industrieën	
BOD ₅	60 ¹⁾	54 ²⁾	60 ¹⁾	54 ¹⁾	60 ¹⁾	54 ²⁾	60 ¹⁾	54 ²⁾
COD	120		150		150/300		100-300 ³⁾	
org-N	6		6		4		6	
NH ₄ -N	7		6		0		6	
NO ₃ -N	0		1		0		0/1	4)
ortho-P	2,5 ¹⁾	2,0 ²⁾	0,5		0		0,5	
org+part-P	1,5 ¹⁾	1,4 ²⁾	0,5		0,5		0,5	

- 1) niet Nederlandse lozingen
- 2) Nederlandse lozingen
- 3) afhankelijk van de industrie-tak
- 4) metaalverwerkende industrieën

Tabel 2 Samenstelling en hoeveelheid afvalwaterproductie per i.e.

stof	aard van zuivering			
	geen zuivering	mechanisch	part. biologisch	vol biologisch
BOD ₅	1,0	0,75	0,25	0,10
COD	1,0	0,75	0,45	0,20
org-N	1,0	0,75	0,30	0,15
NH ₄ -N	1,0	0,90	0,85	0,15
NO ₃ -N	1,0	0,90	0,80	0,70
ortho-P	1,0	0,95	0,90	0,85/0,10 ^{*)}
org+part	1,0	0,75	0,70	0,60/0,10 ^{*)}

*) bij defosfatering

Tabel 3 Zuiveringsreduktiefactoren

waterkwaliteitsvariabele	vanuit Bodensee	vanuit stroomgebied Zwitserland	vanuit stroomgebied Duitsland en Frankrijk	vanuit stroomgebied Moezel
O ₂	11 (1)	11 (1)	5 (1)	5 (1)
BOD ₅ (excl. algen+det.)	-	-	-	-
BOD ₅ (incl. algen+det.)	2,6 (0,6) ⁻	2,6 (0,6) ⁻	2,9 (0,9) ⁻	2,9 (0,9) ⁻
COD (excl. algen+det.)	3,0	2,0	2,0	2,0
COD (incl. algen+det.)	10,0 (3,0) ⁻	10,0 (3,0) ⁻	10,0 (4,5) ⁻	10,0 (4,5) ⁻
org-N (excl. algen+det.)	0,2	0,2	0,5	0,5
org-N (incl. algen+det.)	0,68 (0,18) ⁻	0,68 (0,18) ⁻	1,07 (0,27) ⁻	1,07 (0,27) ⁻
NH ₄ -N	0,1 (0,1)	0,1 (0,1)	0,2 (0,2)	0,2 (0,2)
NO ₃ -N	0,5	1,0	3,0	4,0
ortho-P	0,05	0,05	0,10	0,10
part-P (excl. algen+det.)	0,00	0,05	0,15	0,15
part-P (incl. algen+det.)	0,06 (0,02) ⁻	0,11 (0,02) ⁻	0,22 (0,03) ⁻	0,22 (0,03) ⁻
algen (Chl-a)	30 (30) ⁻	30 (30) ⁻	45 (45) ⁻	45 (45) ⁻
detritus (Chl-a)	50	50	50	50

- () cosinus-vormige seizoensvariatie
 ()⁻ (1-cosinus)-vormige seizoensvariatie

Tabel 4 Achtergrondconcentraties (µg/m³) van het instromende water

2.3 Modelontwikkeling

In het kader van het projekt is nagegaan in hoeverre gebruik kan worden gemaakt van bestaande waterkwaliteitsmodellen voor rivieren. Hierbij is gebleken dat met name een in de Verenigde Staten ontwikkeld waterkwaliteitsmodel QUAL II [7], een goede basis zou kunnen zijn voor toepassing op een rivier als de Rijn.

In een vroeg stadium van de ontwikkeling van het Rijn- (en Maas-)model is het nodig gebleken het oorspronkelijke model op diverse onderdelen te modificeren en uit te breiden met modules voor een afzonderlijke berekening van organisch stikstof en ammonium, van ortho-fosfaat en particulier en organisch fosfor, alsmede een moduul voor de modellering van het chemisch zuurstofverbruik. Het aldus ontstane waterkwaliteitsmodel MODQUAL [8] heeft vervolgens centraal gestaan bij het totale programmapakket zoals dat uiteindelijk voor het waterkwaliteitsmodel Rijn is opgebouwd.

Naast mogelijkheden voor de modellering van temperatuur, conservatieve stoffen en stoffen met een lage orde reactie-kinetiek, is het model in het bijzonder geschikt voor de modellering van de zuurstof-, stikstof-, en fosfaathuishouding, die zowel afzonderlijk als integraal in combinatie met de modellering van algen kunnen worden beschouwd.

Bij de integrale beschouwing worden de volgende waterkwaliteitscomponenten gesimuleerd:

O_2 , BOD_5 , COD (niet biochemisch oxydeerbare koolstof + BOD), Kj-d-N (organisch + NH_4 -N), NH_4 -N, NO_2 -N, NO_3 -N, totaal-N, ortho-P, totaal-P (ortho + part-P), algen en detritus.

Een overzicht van de onderlinge relaties tussen de waterkwaliteitscomponenten is weergegeven in figuur 4.

Een groot aantal processen in het model zijn temperatuurafhankelijk, zoals de zuurstofuitwisseling met de atmosfeer, de afbraak van detritus en organisch koolstof, het bodemzuurstofverbruik, de ammonifikatie, de nitrifikatie en de denitrifikatie, alsmede de groei, respiratie en afsterving van algen. De zuurstofproductie en de opname van nutriënten door algen is gekoppeld aan de algengroei, die afhankelijk is van de zoninstraling (daglichtlengte), het

lichtklimaat in het water (extinktie), de gemiddelde diepte en de nutriënten-koncentraties indien deze limiterend zijn.

Naast de bovengenoemde waterkwaliteitscomponenten van de zuurstof-, stikstof-, en fosfaathuishouding, algen en detritus, biedt het model mogelijkheden voor de modellering van temperatuur, conservatieve stoffen en stoffen met een le orde afbraak. Op eenvoudige wijze kan het model tevens worden aangepast voor de modellering van stoffen met een willekeurige reaktiekinetiek.

Numeriek gezien wordt de stoftransport-vergelijking, die is gebaseerd op advektief en dispersief transport, lozingen en reacties, impliciet opgelost op basis van een eindige differentie-methode. Hierbij is de rivier beschouwd als te zijn opgebouwd uit een aaneenschakeling van rekenelementen, Binnen een rekenelement wordt de waterkwaliteit als homogeen verondersteld. De lengte van de rekenelementen is voor het gehele rivierstelsel gelijk. Onderscheid wordt gemaakt in een aantal typen rekenelementen, waardoor het onder andere mogelijk is riviertakken te laten samenkomen of splitsen, alsmede lozingen en onttrekkingen in het model aan te geven. De gezamenlijke emissie van kleine lozingen kan homogeen verdeeld over een traject worden ingebracht, waarbij een traject is opgebouwd uit een geheel aantal rekenelementen. Binnen een traject zijn bepaalde eigenschappen van het rivierstelsel gelijk. Dit geldt net name voor de procesparameters, de hydraulische relaties en andere randvoorwaarden. In figuur 5 is schematisch de opbouw van een traject aangegeven, waarbij voor een rekenelement tevens de in- en uitgaande termen van de massabalans-vergelijking zijn opgenomen.

Het waterkwaliteitsmodel Rijn omvat, naast het basismodel MODQUAL, tevens de algehele organisatie van gegevensopslag, gegevensverwerking en ontwikkelde submodellen en verwerkingsprogrammatuur (o.a. EMIS, AFVOER, DIFCON, IMMIS, PLOT), zie figuur 6.

2.4 Model kalibratie en verificatie

Het model is toegepast op de Rijn vanaf Stein tot Kampen, Vreeswijk en Gorinchem [9]. Tevens zijn de zijrivieren Neckar, Main en Moezel als zodanig in het model opgenomen (fig. 7). Enerzijds vanwege de doelstelling van het project, het leveren van de toekomstige randvoorwaarden voor de semi-stagnante wateren

in Nederland, die hoofdzakelijk met Rijnwater worden gevoed en anderzijds vanwege de beperkingen in het beschikbare gegevensbestand, is niet getracht het dynamisch gedrag van de waterkwaliteit in detail te voorspellen.

De eerste toepassingen van het model (o.a. de kalibratie op 1973) betroffen jaargemiddelde omstandigheden, waarbij hoofdzakelijk het verloop van de berekende concentraties in de Rijn over het traject vanaf Stein tot Lobith/Kampen nader is bestudeerd in relatie tot de jaargemiddelden van de lokale waterkwaliteitsmetingen. Het op deze wijze veronachtzamen van het dynamisch gedrag van de omstandigheden (o.a. afvoer, temperatuur) in de Rijn is aan een nader onderzoek onderworpen, waarbij is geconstateerd dat met uitzondering van hoge afvoergolven over een korte periode, de op deze wijze toegepaste steady-state benadering geen aanleiding geeft tot de onaanvaardbare afwijkingen in de berekende concentratieniveau's.

Kalibratie en verificatie (resp. jaargemiddelde 1973 en 1977)

De kalibratie (ijking) van het model heeft hoofdzakelijk plaatsgevonden via een bijstelling van de procesparameters binnen de ranges van de literatuur. Getracht is zoveel mogelijk gebruik te maken van één set procesparameters voor het gehele rivierstelsel. Uitzonderingen zijn echter noodzakelijk gebleken voor o.a. de sedimentatiesnelheid in stuwpannen, de extra coagulatie van orthofosfaat met ijzer in het Ruhrgebied, en de verhoogde denitrifikatie in het benedenstroomse traject van de Main.

Over het algemeen kan uit de berekeningsresultaten (fig. 8) worden afgeleid dat de kalibratie en verificatie van het model bevredigend is verlopen. Mede gelet op de nauwkeurigheid van de kwantificering van met name de emissie van afvalwaterlozingen en belasting vanuit diffuse bronnen kan een gedetailleerdere kalibratie en verificatie niet worden gerechtvaardigd.

Maandgemiddelde simulaties

Voor de periode 1972-1977 (behalve 1975) is op vereenvoudigde wijze per maand een berekening uitgevoerd, waarbij voor 1972-1974 de lozingssituatie is gebaseerd op een inventarisatie van 1973, terwijl voor 1976 en 1977 de lozingssituatie is gebaseerd op een inventarisatie van 1977. Ondanks deze vrij grove inschatting van de lozingssituatie kan uit de simulatieresultaten (fig. 9) worden afgeleid dat het model over het algemeen vrij goed in staat is de

trendmatige veranderingen in de concentratie-niveau's als gevolg van gewijzigde hydrologische en seizoensmatige omstandigheden te berekenen. Dit geldt met name voor opgeloste stoffen, die voornamelijk afkomstig zijn van afvalwaterlozingen zoals ammonium en ortho-fosfaat. Het gedrag van de concentraties van deze stoffen wordt in belangrijke mate bepaald door de veranderingen in de verdunningscapaciteit van de rivier bij veranderingen in het afvoerregiem.

Voor stoffen, die gedeeltelijk sedimenteerbaar zijn (o.a. BOD, COD, Kjeldahl-N, totaal-P) vertoont het gemeten waterkwaliteitsverloop over het algemeen een grilliger karakter waardoor de vergelijking met de berekeningsresultaten wordt bemoeilijkt. Dit grillige karakter kan het gevolg zijn van een wisselwerking tussen sedimentatie en resuspensie, terwijl ook de belasting vanuit diffuse bronnen of rioolstelsels sterk afhankelijk kan zijn van de fluktuaties in de hydrologische kondities.

Seizoensmatige concentratieveranderingen zijn duidelijk waarneembaar voor zuurstof, BOD₅, Kj-d-N en NH₄-N. Dit is enerzijds het gevolg van temperatuurafhankelijke processen, anderzijds dragen ook seizoenvariatiën in de belasting vanuit diffuse bronnen bij tot deze concentratieveranderingen. Voor BOD₅ komen de hoogste waarden voor in de zomerperiode, terwijl op basis van de verhoogde invloed van het afbraakproces in deze periode juist de laagste waarden zouden worden verwacht. De oorzaak van dit tegengestelde gedrag is het gevolg van de bijdrage van algen tot het BOD₅-gehalte (fig. 10). Voor situaties waarin door saneringsmaatregelen de directe bijdrage van afvalwaterlozingen aan het BOD₅-gehalte steeds verder wordt teruggedrongen, mag worden verwacht dat het BOD₅-gehalte naar verhouding weinig zal afnemen, vanwege het niet te verwaarlozen aandeel van algen en detritus in deze waterkwaliteitsvariabele.

Gevoeligheidsonderzoek

Uit het gevoeligheidsonderzoek (jaargemiddelde 1977) kan worden afgeleid dat het aandeel van afvalwaterlozingen in de concentraties te Lobith het grootst is voor NH₄-N, NO₂-N en ortho-P (> 85%) en het laagst voor de NO₃-N (50%), vanwege het relatief grote aandeel van de NO₃-belasting uit diffuse bronnen.

De invloed van processen in de Rijn is het grootst voor BOD₅ (51%) en draagt ook voor de overige gemodelleerde stoffen duidelijk bij in de zuivering van het geloosde afvalwater.

3 Modelsimulaties

3.1 Algemeen

Met het waterkwaliteitsmodel Rijn zoals beschreven in het rapport R1056-VII, "Toepassing van het waterkwaliteitsmodel MODQUAL op de Rijn", zijn een aantal scenario's doorgerekend teneinde de invloed van verwachte ontwikkelingen en voorgenomen beheersmaatregelen te kwantificeren. Tevens is aandacht besteed aan een aantal additionele maatregelen teneinde de mogelijkheden van verbetering van de waterkwaliteit van de Rijn nader te kunnen bestuderen en het saneringsbeleid te onderbouwen.

De gesimuleerde scenario's betreffen:

- de invloed van verwachte ontwikkelingen in de lozingsituatie (par. 3.2)
- de invloed van thermische lozingen op de waterkwaliteit (par. 3.3)
- de invloed van specifieke maatregelen voor de reductie van de stikstofbelasting (3e trap zuivering m.b.v. denitrifikatie) (par. 3.4)
- de invloed van specifieke maatregelen voor de reductie van de fosfaatbelasting (polyfosfaatvervanging, 3e trap zuivering m.b.v. defosfatering) (par. 3.5)
- de invloed van het afvoerregiem (par. 3.6).

Voor de interpretatie van de simulatieresultaten van beleids- en beheersscenario's is er de voorkeur aangegeven om de berekeningsresultaten van deze scenario's te vergelijken met de berekeningsresultaten van de huidige situatie. Op deze wijze kan worden bepaald hoe groot de berekende relatieve verandering is van de waterkwaliteit voor het betreffende scenario.

Ondanks afwijkingen tussen meetresultaten en de berekeningsresultaten voor de huidige situatie zou de aldus berekende relatieve verandering tevens kunnen worden gebruikt om de meetresultaten te vertalen naar de nieuwe situatie. Hierbij kan inzicht worden verkregen in de range waarbinnen de waterkwaliteit kan voorkomen.

Deze vertaling dient echter met de nodige voorzichtigheid te geschieden aangezien de juistheid van deze vertaling afhankelijk is van de oorzaak die aan de verschillen tussen gemeten en berekend ten grondslag ligt.

Opgemerkt dient te worden dat de nauwkeurigheid van de simulatieresultaten slechts op globale wijze kan worden afgeleid uit de toepassingen van het model

op historische tijdreeksen. Een foutenanalyse op basis van de onzekerheden in de invoergegevens is niet mogelijk enerzijds vanwege interne compensaties bij de kalibratie van een aantal modelcomponenten, anderzijds doordat een aantal factoren zo goed mogelijk is afgeleid uit de beschikbare informatie, zonder dat de nauwkeurigheid hiervan bekend is.

3.2 Invloed van ontwikkelingen in de lozingssituatie

Op basis van de lozingsinventarisaties van de Internationale Rijncommissie voor 1973, [4], 1977 en de prognose voor 1985 [5], zijn een aantal simulaties uitgevoerd onder gelijke hydraulische en seizoenmatige condities. De ontwikkelingen in de lozingssituatie over de periode 1973-1985 worden gekarakteriseerd door een beperkte toename van de afvalwaterproduktie (i.e.-basis) en een sterke toename van het gedeelte van de afvalwaterlozingen dat biologisch wordt gezuiverd (zie figuur 3a en 3b).

Enerzijds vanwege de overeenkomst met het langjarig gemiddelde afvoerregiem, anderzijds vanwege de meest recente geïnventariseerde lozingssituatie, is als basis voor deze vergelijking van lozingssituaties gekozen voor de hydraulische en seizoenmatige omstandigheden van 1977. Hierbij zijn zowel simulaties uitgevoerd op basis van het jaargemiddelde als op basis van de betreffende maandgemiddelden.

De simulatie resultaten onder de jaargemiddelde omstandigheden van 1977 zijn opgenomen in de figuren 11 a, b, c, waarbij het berekende verloop van de waterkwaliteit over de Rijn/IJssel is uitgezet van Stein tot Kampen. In de figuren is naast de 3 lozingssituaties (1973, 1977 en 1985) tevens het berekeningsresultaat opgenomen indien de netto belasting van de afvalwaterlozingen gelijk nul wordt verondersteld. Uit de simulatie resultaten kan worden afgeleid dat sinds 1973 de ontwikkelingen in de lozingssituatie hebben geresulteerd in de navolgende trendmatige veranderingen.

- . toename van het zuurstofgehalte
- . afname van het BOD₅-gehalte
- . afname van het COD- gehalte
- . afname van het Kj_d-N en NH₄-gehalte
- . toename van het NO₃-gehalte

Op basis van de berekeningsresultaten voor de lozingssituatie 1985, mag worden verwacht dat deze trend zich verder zal voortzetten. Uit figuur 11^a kan worden afgeleid dat met name de sanering van de BASF-fabrieken (430 km) in 1975, een belangrijke bijdrage heeft geleverd aan het verbeteren van zowel het zuurstof-BOD₅- en COD-gehalte.

Ook de verbetering van het Kj-d-N en ammonium gehalte (figuur 11^b) is voor een belangrijk deel aan de sanering van deze afvalwaterlozing te danken. De berekende stijging van het nitraatgehalte is een direkt gevolg van de omzetting van ammonium in nitraat bij biologische zuivering.

Aangezien het totaal-stikstof gehalte nauwelijks veranderd voor de verschillende lozingssituaties kan hieruit worden afgeleid dat de invloed van zuivering voornamelijk resulteert in een omzetting van gereduceerde stikstof (Kj-d-N) in geoxydeerde stikstof (nitraat).

Evenals voor totaal stikstof, kan uit de simulatie resultaten voor de fosfaat-komponenten (figuur 11^c) worden afgeleid, dat de saneringsmaatregelen voor deze stoffen onvoldoende zijn om het effect van de toename in afvalwaterproduktie te compenseren.

Voor Lobith zijn de berekende concentraties (jaargemiddelde omstandigheden 1977) voor de lozingssituaties van 1973, 1977 en 1985 opgenomen in tabel 5.

In deze tabel zijn de gehalten onderstreept die niet voldoen aan de de normen voor de basiskwaliteit, zoals opgenomen in het Indiatief Meerjaren Programma met betrekking tot de waterkwaliteit van oppervlakte water (IMP), 1980-1984 [10]. Hoewel een vergelijk met normen alleen voor BOD₅ en NH₄-N op basis van jaargemiddelden dient plaats te vinden kan ook voor O₂, tot-N, tot-P en Chl-a uit een vergelijking van de berekeningsresultaten met de normen (tabel 6) worden afgeleid in hoeverre deze waterkwaliteitsvariabelen kritische waarden kunnen bereiken.

Vanwege de normtoetsing op basis van het zomerhalfjaar-gemiddelde voor totaal-N en totaal-P zijn de kritische waarden in tabel 5 onderbroken onderstreept.

	lozingssituatie			geen afvalwater- lozingen
	1973	1977	1985	
O ₂ (mg/l)	<u>4,8</u>	7,0	8,5	9,6
BOD ₅	<u>7,1</u>	<u>5,4</u>	3,8	2,1
waste-BOD ₅	5,0	3,3	1,7	0
COD	32	26	21	9,1
Kjd-N	3,5	2,4	1,54	0,71
NH ₄ -N	<u>2,6</u>	<u>1,00</u>	0,60	0,13
NO ₂ -N	0,10	0,16	0,11	0,02
NO ₃ -N	2,7	3,7	4,3	1,9
tot-N	<u>6,1</u>	<u>5,8</u>	<u>5,9</u>	<u>2,6</u>
ortho-P	0,29	0,33	0,38	0,04
tot-P	<u>0,72</u>	<u>0,71</u>	<u>0,79</u>	0,16
Chl-a (µg/l)	36	36	36	36

Tabel 5 Berekende concentraties te Lobith voor verschillende lozingssituaties (jaargemiddelde omstandigheden 1977)

waterkwaliteits- variabele	norm	norm-aard
O ₂	> 5,0 mg/l	absoluut
BOD ₅	< 5,0 mg/l ¹⁾	jaargemiddelde
NH ₄ -N	< 1,0 mg/l	jaargemiddelde
NO ₂ +NO ₃ -N	< 10 mg/l	absoluut
tot-N	< 2 mg/l ²⁾	zomerhalfjaar-gemiddelde (stagnant water)
tot-P	< 0,2 mg/l	zomerhalfjaar-gemiddelde (stagnant water)
tot-P	< 0,3 mg/l	zomerhalfjaar-gemiddelde (stagnant water)
Chl-a	<100 µg/l	zomerhalfjaar-gemiddelde

1) voor stagnant water zijn in de zomerperiode hogere waarden toegestaan

2) indien N-beperkend is voor algengroei (stagnant water)

Tabel 6 Normen voor de basiskwaliteit van oppervlaktewater (IMP 1980-1984)

De berekende invloed van de ontwikkelingen in de lozingssituatie onder de maandgemiddelde omstandigheden van 1977, is voor Lobith weergegeven in de figuren 12a,b,c.

Ook zijn in deze figuren de berekeningsresultaten opgenomen van de simulaties zonder belastingbijdragen vanuit de afvalwaterlozingen.

Het voor deze situatie berekende verloop van het BOD₅ en COD-gehalte wordt voor een belangrijk deel bepaald door het gedrag van algen (zie figuur 9).

De trends zoals afgeleid uit de jaargemiddelde berekeningsresultaten zijn ook duidelijk waarneembaar bij de berekeningsresultaten op maandgemiddelde basis. Ook op maandgemiddelde basis blijkt dat voor de beschouwde lozingssituaties het totaal-N, ortho-P en totaal-P gehalte niet significant wordt beïnvloed.

Een vergelijking van de berekeningsresultaten met de normen geeft aan dat voor de hydrologische en seizoensmatige omstandigheden zoals voorgekomen in 1977, de invloed van sanering van afvalwaterlozingen over de periode 1973-1985 resulteert in een verbetering van de waterkwaliteit, zodanig dat aan de normen voor BOD₅ en NH₄-N (tabel 6) wordt voldaan. Voor zuurstof kan vanwege het absolute karakter van de norm niet uit de maandgemiddelde berekeningsresultaten worden afgeleid of hieraan wordt voldaan, aangezien het dynamische gedrag van deze waterkwaliteitsvariabele in extremere waarden kan resulteren (zie b.v. de verificatie berekeningen op maandgemiddelde basis figuur 9).

Uit de maandgemiddelde resultaten voor totaal-P kan worden afgeleid dat het berekende zomerhalfjaar-gemiddelde ook in de toekomst niet voldoet aan de normen voor de basiskwaliteit zodat additionele maatregelen nodig zijn (zie par. 3.5).

De relatieve invloed te Lobith van de lozingssituaties 1973 en 1985 ten opzichte van 1977 is weergegeven in de tabellen 7 en 8. De in deze tabellen opgenomen factoren betreffen de verhouding van de berekende concentraties van resp. 1973 en 1985 ten opzichte van de berekende concentraties van 1977.

Teneinde na te gaan in hoeverre ook in de toekomst het zuurstofgehalte niet voldoet aan de normen voor de basiskwaliteit te Lobith zijn in tabel 9 voor 1977 de gemeten extreme waarden voor O₂ per maand opgenomen.

maand	O ₂	BOD ₅	COD	Kjd-N	NH ₄	NO ₃	tot-N	o-P	tot-P	Chla
1	0,80	1,50	1,33	1,66	1,76	0,71	1,05	0,90	1,01	1,00
2	0,83	1,36	1,25	1,41	1,55	0,84	1,03	0,91	1,02	1,00
3	0,73	1,35	1,25	1,60	1,85	0,75	1,05	0,90	1,00	1,00
4	0,73	1,32	1,23	1,60	1,94	0,72	1,06	0,90	1,01	1,00
5	0,68	1,24	1,19	1,58	2,12	0,72	1,06	0,89	1,02	1,00
6	0,65	1,22	1,19	1,65	2,52	0,68	1,06	0,87	1,00	1,00
7	0,62	1,23	1,19	1,69	2,70	0,67	1,06	0,87	1,00	1,00
8	0,60	1,24	1,20	1,70	2,49	0,68	1,06	0,87	1,00	1,00
9	0,63	1,31	1,24	1,85	2,50	0,64	1,06	0,87	0,99	1,00
10	0,70	1,41	1,30	2,04	2,52	0,59	1,06	0,85	0,97	1,00
11	0,74	1,39	1,28	1,62	1,80	0,75	1,05	0,91	1,00	1,00
12	0,78	1,47	1,32	1,61	1,73	0,74	1,05	0,91	1,01	1,00
jaar- gem.	0,72	1,33	1,24	1,68	2,07	0,70	1,06	0,89	1,00	1,00

tabel 7 Verhouding (= relatieve verandering) van de berekende concentraties voor lozingssituatie 1973 ten opzichte van 1977 (Lobith hydrologie 1977).

maand	O ₂	BOD ₅	COD	Kjd-N	NH ₄	NO ₃	tot-N	o-P	tot-P	Chla
1	1,14	0,61	0,77	0,72	0,72	1,18	1,01	1,15	1,12	1,00
2	1,13	0,72	0,83	0,80	0,79	1,10	1,00	1,14	1,10	1,00
3	1,19	0,70	0,81	0,75	0,71	1,15	1,01	1,16	1,10	1,00
4	1,18	0,72	0,83	0,74	0,67	1,17	1,01	1,16	1,12	1,00
5	1,21	0,77	0,85	0,76	0,64	1,17	1,01	1,14	1,11	1,00
6	1,22	0,78	0,85	0,76	0,55	1,17	1,01	1,19	1,11	1,00
7	1,26	0,78	0,85	0,76	0,54	1,17	1,01	1,19	1,12	1,00
8	1,27	0,76	0,84	0,76	0,60	1,16	1,01	1,16	1,11	1,00
9	1,25	0,70	0,82	0,72	0,61	1,17	1,01	1,15	1,12	1,00
10	1,22	0,62	0,78	0,67	0,62	1,19	1,02	1,17	1,13	1,00
11	1,18	0,66	0,79	0,75	0,73	1,14	1,01	1,16	1,10	1,00
12	1,15	0,63	0,78	0,73	0,73	1,16	1,01	1,15	1,11	1,00
jaar- gem.	1,19	0,71	0,82	0,74	0,67	1,16	1,01	1,16	1,11	1,00

tabel 8 Verhouding (= relatieve verandering) van de berekende concentraties van 1985 ten opzichte van 1977 (Lobith hydrologie 1977).

Op basis van deze gemeten waarden en de berekende relatieve verandering voor de lozingsituatie van 1985 (tabel 8) zijn de extreme waarden berekend voor de in 1985 verwachte situatie bij gelijke hydrologische en seizoensmatige omstandigheden.

De resultaten van deze berekening van extreme waarden voor het zuurstofgehalte zijn weergegeven in tabel 9.

Uit deze tabel kan worden afgeleid dat de kans op het niet voldoen aan de normen voor de basiskwaliteit bij gelijke hydrologische en seizoensmatige kondities als 1977 verder afneemt, doch blijft bestaan.

maand	gemeten 1977	berekend voor 1985 (kondities 1977)	
januari	7,5	8,6	g/m ³
februari	8,8	9,9	
maart	6,3	7,5	
april	7,8	8,9	
mei	6,4	7,7	
juni	<u>4,2</u>	5,1	
juli	5,4	6,8	
augustus	5,1	6,5	
september	5,3	6,6	
oktober	<u>3,6</u>	<u>4,4</u>	
november	5,3	6,3	
december	8,3	9,6	

Tabel 9 Gemeten (1977) en voorspelde (1985) extreme waarden van het zuurstofgehalte te Lobith (g/m³)

3.3 Invloed van thermische lozingen

Naast de verontreiniging van de Rijn met chemische stoffen is er sprake van een zogenaamde thermische verontreiniging als gevolg van koelwaterlozingen. De criteria die bij koelwaterlozingen over het algemeen worden gehanteerd hebben betrekking op (1) de opwarming van het ingenomen koelwater ('s zomers met max. 7°C, 's winters met max. 15°C, tot max. 30°C) en (2) de opwarming van het oppervlaktewater tot 3°C boven de "natuurlijke" watertemperatuur.

Hoewel deze "natuurlijke" watertemperatuur geen praktisch meetbare toestandsvariabele is, kan op basis van een modelberekening de opwarming ten opzichte van het natuurlijk temperatuurniveau worden bepaald mits de omvang van de thermische lozing en de afkoelingsnelheid bekend is. Een voorbeeld van een dergelijk thermisch model dat op de Rijn is toegepast, is het REkenmodel Kunstmatige Opwarming (REMKO), [11]. Ook het model MODQUAL dat als basismodel is gebruikt voor het waterkwaliteitsmodel Rijn kan (na enige aanpassing) worden gebruikt om de temperatuurverhoging tengevolge van koelwaterlozingen te berekenen.

Thermische verontreinigingen beïnvloeden zowel de chemische als biologische samenstelling van het water. Over het algemeen kan worden opgemerkt dat een temperatuurverhoging de snelheid van chemische, biochemische en biologische processen verhoogd mits de temperatuur beneden 25°C blijft. Boven deze temperatuur kan de groei van algen e.d. worden geremd.

Processen die in MODQUAL door temperatuur worden beïnvloed zijn:

. zuurstofuitwisseling via het grensvlak lucht/water	1,6%
. biochemische afbraak van organische koolstof	4,7%
. afbraak van detritus	4,7%
. zuurstofverbruik door de bodem	7 %
. ammonifikatie van org.-N naar $\text{NH}_4\text{-N}$	4,7%
. nitrifikatie van $\text{NH}_4\text{-N}$ naar $\text{NO}_2\text{-N}$	8 %
. nitrifikatie van $\text{NO}_2\text{-N}$ naar $\text{NO}_3\text{-N}$	8 %
. denitrifikatie van $\text{NO}_3\text{-N}$	6 %
. algengroei	5 %
. algenrespiratie	5 %
. algensterfte	5 %

De procentuele verandering van de betreffende processnelheden per graad Celsius zijn bij deze opsomming vermeld voor een basistemperatuur van 20°C.

Opgemerkt kan worden dat de zuurstofuitwisseling via het grensvlak lucht/water op twee manieren door de temperatuur wordt beïnvloed. Enerzijds heeft een temperatuurverhoging tot gevolg dat de snelheid van uitwisseling door de verhoogde moleculaire beweging wordt vergroot, anderzijds neemt het zuurstofverzadigingsgehalte van het water af. Over het algemeen is de verandering van het zuurstofverzadigingsgehalte overheersend, zodat een hogere temperatuur veelal aanleiding geeft tot lagere zuurstofgehalten. Hieronder volgt een overzicht van het zuurstofverzadigingsgehalte bij verschillende temperaturen,

T(°C)	O ₂ (g/m ³)
0	14,6
5	12,8
10	11,3
15	10,0
20	9,0
25	8,2

Teneinde de gevoeligheid van de oppervlaktewaterkwaliteit voor temperatuurveranderingen nader te bepalen zijn berekeningen met het waterkwaliteitsmodel Rijn uitgevoerd op basis van de jaargemiddelde omstandigheden van 1977, waarbij de invloed van temperatuur op de waterkwaliteit is gekwantificeerd door de temperatuur van elk traject met respectievelijk 5°C en 10°C te verhogen. In tabel 10 zijn de resultaten van de aldus berekende concentraties te Lobith opgenomen.

In deze tabel zijn tevens de procentuele veranderingen vermeld van de concentraties ten opzichte van de oorspronkelijke berekening. Over het algemeen kan uit deze gevoeligheidsanalyse worden afgeleid dat de invloed van temperatuurveranderingen op de berekende kwaliteit gering is. De invloed van temperatuur is het grootst voor zuurstof hetgeen voor een belangrijk deel het gevolg is van het veranderde zuurstofverzadigingsgehalte. De invloed van temperatuur op het BOD₅- en COD-gehalte wordt beïnvloed door, enerzijds de grotere afbraak van Waste-BOD, anderzijds de extra toename van algen en detritus bij een hogere temperatuur. De overall invloed van de temperatuur op het BOD₅-, en COD-gehalte is daardoor beperkt.

Voor de nutriëntenhuishouding is, met uitzondering van Kj-d-N en ammonium, de invloed van een temperatuurverandering marginaal.

Aan de hand van voornoemde berekeningsresultaten kan de invloed van thermische lozingen op de waterkwaliteit als volgt worden gekarakteriseerd:

- thermische lozingen hebben een gunstige invloed op, BOD₅ (Waste-BOD), kj-d-N en NH₄-N
- thermische lozingen hebben vrijwel geen invloed op, COD, NO₃-N, tot-N, ortho-P, tot-P
- thermische lozingen hebben een ongunstige invloed op, zuurstof, algen en detritus

waterkwaliteitsvariabele	jaargem. 1977	+5°C	+10°C
Q (m ³ /s)	2221	2221	2221
T (°C)	12,8	17,8	22,8
O ₂ (g/m ³)	7,0	5,7 (-19%)	4,3 (-39%)
O ₂ (%)	66	60 (-10%)	50 (-24%)
BOD ₅ (g/m ³)	5,4	5,2 (-4%)	4,9 (-10%)
Waste-BOD (g/m ³)	3,3	3,0 (-11%)	2,5 (-25%)
COD (g/m ³)	26	25 (-0%)	25 (- 2%)
Kjd-N (g/m ³)	2,1	1,9 (-9%)	1,7 (-18%)
NH ₄ -N (g/m ³)	1,00	0,87 (-13%)	0,73 (-27%)
NO ₂ -N (g/m ³)	0,16	0,15 (-6%)	0,14 (-12%)
NO ₃ -N (g/m ³)	3,7	3,8 (+3%)	3,9 (+ 6%)
tot-N (g/m ³)	5,8	5,7 (-2%)	5,7 (- 3%)
ortho-P (g/m ³)	0,33	0,32 (-0%)	0,32 (-0%)
tot-P (g/m ³)	0,71	0,71 (0%)	0,71 (0%)
Chl-a (mg/m ³)	36	37 (+3%)	38 (+ 5%)
detritus (mg Chl-a/m ³)	35	39 (+9%)	41 (+17%)

Tabel 10 Berekende invloed van temperatuur op de concentratie te Lobith.

De nadelige invloed van thermische lozingen op het zuurstofgehalte is nader beschouwd voor het jaargemiddelde 1977, juni 1976 en november 1976. (tabel 11)

	Q (m ³ /s)	T _{gemeten} (°C)	ΔO ₂ (g/m ³) geen thermische lozingen (T=T _o) ¹⁾	O ₂ (g/m ³) T = T _{gemeten}	ΔO ₂ (g/m ³) T = T _o +3 ²⁾
jaargem. 1977	2221	12,4	+0,3 (+0,2)	7,1 (8,2)	-0,6 (-0,5)
juni 1976	1270	14,0	+0,3 (+0,3)	7,6 (9,2)	-0,3 (-0,3)
oktober 1976	1067	22,0	+0,6 (+0,4)	7,1 (8,0)	-0,4 (-0,3)

() lozingssituatie 1985

- 1) bepaald op basis van de berekende lokale temperatuurverhoging met REMKO [11], onder de aanname dat de 80% van het geïnstalleerde vermogen in bedrijf is geweest
- 2) volgens EG-norm voor maximaal toelaatbare opwarming

Tabel 11 Invloed van thermische lozingen op het zuurstofgehalte (g/m³) te Lobith voor lozingssituatie 1977 en 1985

3.4 Invloed van specifieke maatregelen voor stikstof-reduktie

Uit de berekeningsresultaten met betrekking tot de invloed van ontwikkelingen in de lozingssituatie (par. 3.2), kan worden afgeleid dat de sinds 1973 genomen en de tot 1985 geplande saneringsmaatregelen onvoldoende zijn om een reductie van het totaal stikstofgehalte te bewerkstelligen. De genomen en geplande saneringsmaatregelen resulteren slechts in een omzetting van gereduceerd stikstof (Kjeldahl-N) in geoxideerd stikstof (NO₃-N).

Voor (semi) stagnante wateren die met Rijnwater worden gevoed en waarin stikstof het beperkende nutriënt kan zijn voor algengroei, is het van belang te trachten ook het stikstofgehalte van de Rijn zoveel mogelijk te reduceren. Een algemeen toegepaste maatregel voor stikstofreduktie betreft de uitbreiding van de biologische zuiveringsinstallatie met een extra zuiveringstrap gericht op het denitrifikatieproces. Hierbij wordt in aansluiting op de aerobe biologische zuivering een anaerobe (zuurstofarme) zuivering toegepast, waarbij denitrificerende bacteriën het geoxideerde stikstof (nitraat) reduceren tot vrije stikstof hetgeen in gasvorm ontsnapt.

Teneinde de mogelijke invloed van deze additionele zuiveringsmaatregel nader te kwantificeren, zijn met het waterkwaliteitsmodel een aantal berekeningen gedaan, waarbij voor alle afvalwaterlozingen in het stroomgebied van de Rijn die volledig biologisch (zullen) worden gezuiverd, is verondersteld dat hierbij tevens denitrifikatie als 3e traps zuivering kan worden toegepast.

De berekeningen zijn uitgevoerd met de veronderstelling dat;

1. het rendement van denitrifikatie kan worden gebaseerd op een nitraatreduktie van 90% zonder dat de zuivering van organisch-N en $\text{NH}_4\text{-N}$ door deze 3e trap wordt beïnvloed
2. het rendement van een zuiveringsinstallatie met denitrifikatie kan worden uitgedrukt in 90% totaal-stikstofreduktie, waarbij de samenstelling van het effluent 25% org-N, 25% $\text{NH}_4\text{-N}$ en 50% $\text{NO}_3\text{-N}$ bevat.

Het rendement van zuivering zoals genoemd onder punt 2 is gebaseerd op metingen aan een Nederlandse zuiveringsinstallatie waarbij denitrifikatie is toegepast. De extra reductie van organisch stikstof en ammonium is een gevolg van een extra aerobe zuivering teneinde zoveel mogelijk stikstof in geoxideerde vorm te verkrijgen alvorens met denitrifikatie wordt begonnen.

De berekeningsresultaten voor Lobith zijn voor de jaargemiddelde omstandigheden van 1977 weergegeven in tabel 12 voor respectievelijk lozings situatie 1977 en 1985.

In deze tabel is tevens de concentratie vermeld indien de belasting vanuit de afvalwaterlozingen gelijk nul wordt verondersteld.

	Kjd-N	$\text{NH}_4\text{-N}$	$\text{NO}_3\text{-N}$	tot-N	
geen maatregelen	2,1/1,56	1,00/0,70	3,8/4,4	5,9/5,9	
denitrifikatie (90% NO_3)	2,1/1,56	1,00/0,70	2,6/2,5	4,6/4,0	
denitrifikatie (90% tot-N)	1,8/1,04	0,77/0,33	2,4/2,3	4,2/3,3	
geen afvalwaterlozingen	0,71	0,13	1,9	2,6	g/m ³

Tabel 12 Invloed van maatregelen voor N-reduktie te Lobith (lozings situatie 1977/1985), jaargemiddelde omstandigheden 1977

3.5 Invloed van specifieke maatregelen voor fosfaatredukatie

Evenals voor totaal stikstof kan uit de berekeningsresultaten met betrekking tot de invloed van ontwikkelingen in de lozings situatie (par. 3.2) worden afgeleid dat de sinds 1973 genomen en de tot 1985 geplande saneringsmaatregelen onvoldoende zijn om een reductie van fosfaat te bewerkstelligen.

Aangezien in het kader van de eutrofiëringsbestrijding de fosfaatredukatie een belangrijke plaats inneemt, is met behulp van het waterkwaliteitsmodel nagegaan in welke mate het fosfaatgehalte van de Rijn kan worden beïnvloed door specifieke maatregelen voor fosfaatredukatie.

Hiertoe zijn de volgende scenario's nader bestudeerd.

1. 50% vervanging van polyfosfaten in wasmiddelen
2. 100% vervanging van polyfosfaten in wasmiddelen
3. toepassing van defosfatering op de zuiveringsinstallaties met biologische zuivering
4. 100% vervanging van polyfosfaten in wasmiddelen en toepassing van defosfatering op de zuiveringsinstallaties met biologische zuivering.

De vervanging van polyfosfaten in wasmiddelen beïnvloedt de samenstelling van huishoudelijk afvalwater. In tabel 13 zijn de veranderingen in afvalwaterproductie per (huishoudelijke) i.e. weergegeven

	ortho-P	org + part-P	totaal-P
geen vervanging	3,5/2,9	0,5/0,5	4,0/3,4
50% poly-P vervanging	2,2/2,0	0,5/0,5	2,7/2,5
100% poly-P vervanging	1,0/1,0	0,5/0,5	1,5/1,5

1)

niet Nederlandse lozingen/Nederlandse lozingen

Tabel 13 Verandering in (huishoudelijk) afvalwaterproductie bij vervanging van fosfaat in wasmiddelen (gP/i.e. dag)

- 1) De verhouding ortho-P ten opzichte van org + part-P is op basis van de in paragraaf 4.4 genoemde studie zodanig aangepast dat bij volledig vervanging van fosfaat in wasmiddelen de belasting aan ortho-P overeenkomt met de gegevens van menselijke uitscheiding [12]. De oorspronkelijke aangehouden afvalwaterproductie bedroeg 2,5 g ortho-P en 1,5 g org + part-P/i.e. dag

voor niet Nederlandse lozingen en 2,0 g ortho-P en 1,4 g org + part-P/i.e. dag voor Nederlandse lozingen.

De invloed van biologische zuivering is bij deze berekeningen zodanig dat de samenstelling van het effluent van een kommunale afvalwaterlozing (50% huishoudelijk, 50% industrieel) bestaat uit 77% ortho-P en 23% org + part-P, waarbij het zuiveringsrendement voor totaal-P 35% bedraagt.

De invloed van biologische zuivering met als 3e zuiveringstrap defosfatering is bij de berekening zodanig dat de samenstelling van het effluent van een kommunale afvalwaterlozing bestaat uit 50% ortho-P en 50% org + part-P, waarbij het zuiveringsrendement voor totaal-P 90% bedraagt.

Een overzicht van de berekeningsresultaten voor Lobith op basis van jaargemiddelde omstandigheden van 1977, is weergegeven in tabel 14 voor respectievelijk lozingsituatie 1977 en 1985.

	org + part-P	ortho-P	tot-P	
geen maatregelen	0,34/0,34	0,39/0,43	0,73/0,77	
50% P-ervanging	0,30/0,30	0,30/0,32	0,60/0,62	
100% P-ervanging	0,29/0,27	0,20/0,21	0,49/0,48	
defosfatering	0,26/0,21	0,21/0,11	0,46/0,32	
defosf. + 100% P verv.	0,23/0,18	0,12/0,08	0,35/0,26	
geen afvalwaterlozingen	0,14	0,05	0,19	g/m ³

Tabel 14 Invloed van maatregelen voor P-reduktie te Lobith (lozingsituatie (lozingsituatie 1977/1985), jaargemiddelde omstandigheden 1977

3.6 Invloed van het afvoerregiem

Het afvoerregiem van de Rijn beïnvloedt de waterkwaliteit op 3 verschillende manieren t.w.

1. verandering van de verdunningscapaciteit met betrekking tot afvalwaterlozingen
2. verandering van de bijdrage uit diffuse bronnen
3. verandering van de stroomsnelheid (verblijftijd) en diepte.

De verandering van de verdunningscapaciteit (1) heeft tot gevolg dat een hogere afvoer van de Rijn resulteert in een grotere verdunning van het afvalwater en daarmee een verlaging van de concentraties van geloosde verontreinigingen. Vanwege lokale verschillen in de ('natuurlijke') achtergrondconcentraties kan een verandering van het afvoerregiem aanleiding geven tot een verandering van de 'overall' achtergrondconcentraties van de Rijn (2). Een groter aandeel van de toestroming uit Zwitserland zal hierdoor een verlaging van concentraties van BOD, COD, nutriënten tot gevolg hebben.

Veranderingen in de stroomsnelheid en diepte (3) zijn van belang voor de invloed van processen. Enerzijds zullen veranderingen in de stroomsnelheid en diepte de processnelheid kunnen beïnvloeden (o.a. reaeratiesnelheid, uitwisseling bodem e.d.), anderzijds zal bijvoorbeeld een grotere verblijftijd, bij lage afvoer, de invloed van processen vergroten.

Recentelijk is, ten behoeve van de te verschijnen rapportering met betrekking tot de ontwikkeling van de waterkwaliteit van de Rijn over de periode 1979-1981 [13], een aantal simulaties uitgevoerd, teneinde de invloed van hydrologie op de kwaliteit te Lobith nader te bestuderen.

Hiertoe zijn eerst verifikatieberekeningen uitgevoerd voor de jaargemiddelden van 1978, 1979, 1980 en 1981, waarbij de lozings situatie voor ieder jaar is aangepast op basis van de planning met betrekking tot het gereedkomen van zuiveringsinstallaties [5].

Uit de resultaten van de globale verifikatieberekeningen voor Lobith (tabel 15) kan worden afgeleid dat deze over het algemeen bevredigend kunnen worden genoemd.

Tevens is nagegaan in hoeverre de verbetering van de kwaliteit van het Rijnwater voor de periode 1979 t/m 1981 mede het gevolg is van de invloed van hydrologische omstandigheden (hoge afvoer).

Doorgerekend zijn de lozings situaties van 1973, 1977, 1981 en 1985 voor de jaargemiddelde hydrologische situaties van 1972, 1973, 1977, 1978, 1979, 1980 en 1981.

	1978	1979	1980	1981
Q (m ³ /s)	2358	2554	2553	2996
T (°C)	12,3	13,0	12,3	12,6
O ₂ (g/m ³)	7,1 (7,5)	7,4 (7,7)	8,0 (8,0)	7,9 (8,3)
BOD ₅ (g/m ³)	5,2 (4,4)	4,7 (4,3)	3,4 (3,2)	4,0 (3,2)
COD (g/m ³)	24 (25)	22 (25)	21 (22)	19 (21)
Kjd-N (g/m ³)	2,1 (2,1)	1,9 (2,1)	1,8 (1,9)	1,6 (1,6)
NH ₄ -N (g/m ³)	0,99 (0,94)	0,89 (0,87)	0,81 (0,81)	0,69 (0,59)
NO ₂ -N (g/m ³)	0,16 (0,12)	0,14 (0,13)	0,13 (0,12)	0,11 (0,11)
NO ₃ -N (g/m ³)	3,8 (4,0)	3,9 (3,9)	4,0 (3,9)	4,0 (3,8)
tot-N (g/m ³)	5,8 (6,2)	5,8 (6,2)	5,7 (6,0)	5,5 (5,6)
o-P (g/m ³)	0,39 (0,43)	0,37 (0,41)	0,37 (0,42)	0,34 (0,36)
tot-P (g/m ³)	0,72 (0,74)	0,69 (0,73)	0,68 (0,66)	0,63 (0,60)
Chl-a (mg/m ³)	36 (28)	36 (48)	36 (35)	35 (50)

() jaargemiddelde van de gemeten waarden

Tabel 15 Verifikatie van het waterkwaliteitsmodel Rijn te Lobith op basis van de jaargemiddelde berekeningen voor 1978 t/m 1981

Een overzicht van de resultaten met betrekking tot O₂, BOD₅, NH₄-N, NO₃-N, ortho-P en tot-P is opgenomen in de figuren 13a t/m f.

Uit deze figuren kan worden afgeleid dat de invloed van het afvoerregiem op het zuurstofgehalte gering is. De afname van het zuurstofgehalte bij een hogere afvoer van de Rijn is o.a. het gevolg van de grotere invloed van de naar verhouding lage achtergrondconcentratie van het toestromende water in Duitsland en de geringere reaeratie door de kortere verblijftijd.

De invloed van diffuse bronnen is tevens duidelijk waarneembaar bij NO₃-N, waarbij voor de lozingssituatie 1973 het berekende nitraatgehalte zelfs toeneemt bij hogere debieten. Dit is het gevolg van het grotere aandeel toestromend water vanuit Duitsland bij hogere afvoeren en de hogere achtergrondconcentratie van dit water ten opzichte van het toestromende water vanuit Zwit-

serland.

Deze verschillen in herkomst van water zijn geïllustreerd in tabel 16.

	Q _{Basel} (m ³ /s)	Q _{Lobith} (m ³ /s)	aandeel toestroming vanuit Duitsland en Frankrijk
1972	772	1504	49%
1973	922	1753	47%
1977	1203	2221	46%
1978	1180	2358	50%
1979	1151	2554	55%
1980	1194	2553	53%
1981	1220	2996	59%

Tabel 16 Aandeel toestroming van water uit Duitsland en Frankrijk

De invloed van verdunning bij hogere afvoeren is duidelijk waarneembaar voor BOD₅, NH₄-N, NO₃-N (voor lozings situatie 1977, 1981 en 1985), ortho-P en totaal-P.

In het algemeen kan uit de figuren echter worden afgeleid dat als gevolg van een verregaande sanering de relatieve invloed van diffuse bronnen op de waterkwaliteit zal worden vergroot. Dit heeft tot gevolg dat vooral bij natte hydrologische omstandigheden de Rijnwaterkwaliteit in steeds sterkere mate zal worden bepaald door de bijdrage van diffuse bronnen.

Een uitzondering hierbij is het nitraatgehalte dat als gevolg van de oxydatie van gereduceerd stikstof bij zuivering in sterkere mate door afvalwaterlozingen zal worden beïnvloed.

4 Het gebruik van het waterkwaliteitsmodel voor andere studies

4.1 Algemeen

De mogelijkheden van het waterkwaliteitsmodel Rijn voor de simulatie van verschillende beleids- en beheersscenario's zijn reeds in een vroeg stadium aangewend teneinde meer kwantitatieve informatie te verkrijgen omtrent de te verwachten ontwikkelingen in de waterkwaliteit van de Rijn en de te verwachten resultaten van additionele saneringsmaatregelen.

Het model is hierbij niet alleen toegepast op de zuurstofhuishouding, nutriëntenhuishouding en algen, maar tevens op stoffen waarmee de Rijn zou kunnen worden belast indien zou worden besloten tot een algehele invoering van fosfaatloze (arme) wasmiddelen.

Tevens is de diskretisatie en schematisatie van de Rijn en de belangrijkste zijrivieren een belangrijke basis geweest voor de ontwikkeling van een rekenmodel voor de beschouwing van kalimiteuze lozingen.

Tenslotte kan worden opgemerkt dat het opgebouwde programmapakket een belangrijke basis kan zijn voor studies op andere riviertakken c.q. rivierstelsels.

4.2 Polyfosfaatvervangende stoffen in het stroomgebied van de Rijn

In 1979 is in opdracht van het RIZA een studie uitgevoerd naar de te verwachten concentratieniveaus van fosfaatvervangende stoffen in wasmiddelen [14]. Stoffen die in het kader van deze studie zijn bestudeerd betroffen NTA (nitri-
lotriazijnzuur), CITREX S-5 (gesulfoneerde onverzadigde polycarbonzuren), CMOS (carboxymethyl-oxy-succinaat) en NAS (natrium-alluminium-silicaat).

Tevens is de mogelijke fosfaatreduktie bepaald te Lobith, Kampen en Gorinchem als gevolg van een eventuele invoering van fosfaatvervangende stoffen in wasmiddelen.

Op basis van gegevens omtrent (1) het gemiddeld wasmiddelengebruik per inwoner, (2) het eventuele aandeel aan fosfaatvervangende stoffen in wasmiddelen, (3) de invloed van afvalwaterzuivering op deze stoffen en (4) het gedrag (afbraak) van deze stoffen in het oppervlaktewater, is met het waterkwaliteitsmodel Rijn een aantal berekeningen uitgevoerd onder verschillende hydrologische en meteorologische omstandigheden en voorgenomen saneringsbeleid.

In figuur 14 zijn ter illustratie enkele berekeningsresultaten weergegeven

voor een gemiddeld afvoerregiem en temperatuur.

In figuur 15 is voor de te verwachten NTA-koncentraties te Lobith een nader overzicht gegeven van de invloed van zuivering, verdunning en afbraak onder verschillende omstandigheden.

De uitkomsten van deze studie zijn van belang geweest voor de beleidsonderbouwing met betrekking tot fosfaatvervangers in het algemeen en een toxicologische en ecologische beoordeling in het bijzonder [15][16].

4.3 Toekomstige randvoorwaarden voor de zoete Delta-wateren

In 1981 is in opdracht van de hoofdafdeling Milieu en Inrichting van de Delta-dienst van Rijkswaterstaat een studie uitgevoerd naar de toekomstige waterkwaliteit van het Hollandsch Diep ter hoogte van de Volkeraksluizen (H9), [17]. De toekomstige waterkwaliteit op deze lokatie is van belang vanwege het gebruik van het water voor doorspoeling van het toekomstig Volkerakmeer, Zoommeer en eventueel (zoete) Grevelingenmeer. Met de studie is beoogd de kwaliteit (zuurstof-, stikstof- en fosfaathuishouding) van het doorspoelwater te voorspellen voor een aantal saneringsscenario's, als randvoorwaarde voor het voorspellen van de waterkwaliteit in het toekomstig Zoommeer en een eventueel zoet Grevelingenmeer met de modellen BLOOM-II en CHARON.

Gebruik is gemaakt van het model MODQUAL, met als begrenzingspunten Gorinchem en Keizersveer aan de bovenstroomse, en H9 aan de benedenstroomse zijde (fig. 16). Het waterkwaliteitsmodel Rijn is gebruikt voor het aanleveren van de toekomstige waterkwaliteit te Gorinchem, terwijl voor de toekomstige waterkwaliteit te Keizersveer gebruik is gemaakt van de resultaten van het waterkwaliteitsmodel Maas.

Op basis van verschillen in de lozingssituatie van de Rijn voor 1973, 1977 en scenario's voor de lozingssituatie van 1985 zijn met het waterkwaliteitsmodel Rijn berekeningen uitgevoerd teneinde de toekomstige waterkwaliteit te Gorinchem bepalen onder de hydrologische kondities van de jaren 1974, 1975 en 1976.

Vervolgens zijn met MODQUAL berekeningen gedaan teneinde de gevolgen van deze kwaliteitsverandering van de Rijn voor de kwaliteit op H9 te kwantificeren. Als voorbeeld van de berekeningsresultaten zijn in tabel 17 voor iedere 4 weekse periode de berekende relatieve veranderingsfactoren voor de waterkwaliteit

teit bij H9 opgenomen voor de situatie 1985 (zonder additionele saneringsmaatregelen) ten opzichte van 1975.

Periode	Opgelost O ₂	BOD ₅ ²⁰	Org.+part. N	Ammonium N	Nitriet en nitraat N	Orthofosfaat P	Org.+part. P
1	1,15	0,56	0,66	0,54	1,15	1,14	1,00
2	1,13	0,57	0,64	0,51	1,17	1,18	0,93
3	1,10	0,58	0,63	0,46	1,16	1,13	1,00
4	1,14	0,63	0,67	0,45	1,19	1,19	1,00
5	1,13	0,71	0,71	0,36	1,23	1,25	1,08
6	1,10	0,79	0,76	0,36	1,24	1,21	1,08
7	1,17	0,79	0,78	0,37	1,25	1,27	1,06
8	1,16	0,79	0,78	0,53	1,24	1,26	1,00
9	1,16	0,75	0,74	0,56	1,26	1,26	1,10
10	1,11	0,67	0,67	0,51	1,24	1,24	1,12
11	1,08	0,59	0,57	0,44	1,28	1,27	1,29
12	1,12	0,50	0,55	0,43	1,26	1,18	1,00
13	1,08	0,48	0,56	0,47	1,27	1,20	1,00
gemiddeld	1,12	0,67	0,69	0,47	1,22	1,22	1,00

Tabel 17 Berekende relatieve verandering in de waterkwaliteit bij H9 situatie 1985 t.o.v. 1975

4.4 Toekomstige randvoorwaarden voor het IJsselmeer

In het kader van de werkzaamheden van de door de Minister van Verkeer en Waterstaat ingestelde werkgroep "Sanering IJsselmeer" is in opdracht van de Directie Zuiderzeewerken (ZZW) en het RIZA in 1981/1982 een modelonderzoek uitgevoerd met betrekking tot de eutrofiëringssituatie van het IJsselmeer na voltooiing van voorgenomen en alternatieve saneringsmaatregelen [18].

Hiertoe zijn voorspellende berekeningen uitgevoerd met de modellen BLOOM-II, en CHARON, terwijl het waterkwaliteitsmodel Rijn is gebruikt voor het kwantificeren van de toekomstige waterkwaliteit te Kampen.

Op basis van de resultaten van een gedetailleerd onderzoek naar de belasting op de IJssel en aanvullende gegevens omtrent de afvalwaterproductie en de invloed van zuivering voor de fosfaatcomponenten, zijn de invoergegevens van het waterkwaliteitsmodel Rijn enigszins aangepast.

Dit betreft:

1. Een verhoging van het ortho-P aandeel in de fosfaat-productie per huishoudelijke i.e.
voor Duitsland : 3,5 i.p.v. 2,5 g ortho-P/i.e. dag
voor Nederland : 2,9 i.p.v. 2,0 g ortho-P/i.e. dag.
2. Een verhoging van het zuiveringsrendement voor fosfaat bij biologische zuivering (overall reductiefactor voor totaal P 0,65 i.p.v. 0,75).
Tevens is op basis van gegevens van het effluent van Nederlandse zuiveringsinstallaties de zuiveringsreductie voor ortho-P en part + org P zodanig gekozen dat voor kommunale lozingen (50% huishoudelijk, 50% industrieel), de samenstelling van het effluent 77% ortho-P en 23% part + org-P bevat (voorheen resp. 67% en 33%).
3. Een aanpassing van de lozingsinventarisatie in het kader van de IRC voor 1977 en 1985 [5], aan de gedetailleerdere lozingsinventarisatie van het stroomgebied van de IJssel zoals deze is uitgevoerd door de werkgroep Sanering IJsselmeer, 1980 [19].
4. Toekennen van diffuse belasting door afstroming en uitspoeling.
Rekeninghoudend met een totaal instromend debiet op de IJssel van ca. 30 m³/s (13,6 m³/s zomerhalfjaar, 46,4 m³/s winterhalfjaar) zijn op basis van gegevens van Kolenbrander [20], P-gehalten van het water toegekend, t.w.

	gemiddeld	middel winterhalfjaar	midden zomerhalfjaar	
ortho-P	0,075	0,10	0,05	gP/m ³
org + part-P	0,075	0,05	0,10	gP/m ³

Voor iedere maand is op basis van een sinusvormig verloop de bijbehorende concentratie berekend.

5. Toepassen van retentie bij de indirecte belastingen op de IJssel.
Voor het in rekening brengen van veranderingen in de vrachten van de indirecte belastingen vanaf het lozingspunt tot het bereiken van de IJssel zijn retentiefactoren gebruikt. Daarbij is de retentiefactor gedefinieerd als de fraktie, die de IJssel bereikt. Uitgaande van de berekende belasting op kleine beken en zijrivieren, die uitmonden op de IJssel is de vrachtafname voor ortho-P en org + part-P bepaald op ca. 50% (retentiefactor = 0,50).

Ook de vrachten aan andere stoffen dan P-verbindingen zijn voorzien van een retentiefactor. Hierbij is de verhouding gebruikt tussen de zuiveringsreduktiefactoren, die bij volbiologische RWZI's optreden en zijn de retentiefactoren berekend met als uitgangspunt de retentiefactor voor ortho-P en org + part-P.

Zo ontstaat:

'stof'	retentiefactor
ortho-P	0,500
org + part-P	0,500
BOD	0,075
COD	0,150
org+N	0,113
NH ₄	0,113
NO ₃	0,525

De retentiefactoren zijn toegepast op de indirecte puntbelastingen in het Nederlandse en Duitse deel van het stroomgebied van de IJssel.

6. Aanpassing van de adsorptiesnelheid van ortho-P en bezinking van org + part-P.

Met name de veranderingen in de onderverdeling van de vracht aan P per i.e. over ortho-P en org + part-P en de zuiveringsreduktiefactoren voor P-verbindingen hebben aanleiding gegeven tot een herkalibratie van uitsluitend de P-huishouding van het Rijnmodel.

Deze herkalibratie is uitgevoerd op het hydrologisch jaar 1977. Het hydrologisch jaar 1978 is als verifikatiejaar gebruikt. De veranderingen ten opzichte van de oorspronkelijke kalibratie zijn:

- de adsorptiesnelheid van ortho-P is voor de gehele Rijn tot de IJssel teruggebracht van 0,02 naar 0,01 per dag en voor de IJssel verhoogd van 0,02 naar 0,05 per dag
- de bezinksnelheid van org + part-P (excl. algen) is voor de gehele Rijn gebracht op 0,1 m/dag en voor de IJssel op 0,5-0,8 m/dag (was resp. 0,2 en 0,2-0,8 m/dag)
- nabij de instroming van de Ruhr is vanwege de koagulatie van ortho-P met

ijzer 0,4 per dag als adsorptiesnelheid aangenomen (was 0,8 per dag).

Gebruikmakend van deze wijzigingen zijn de volgende uit maandsimulaties berekende jaargemiddelde concentraties verkregen, vergeleken met jaargemiddelden van metingen, voor 1977 en 1978 (tabel 18).

	ortho-P	totaal-P	
1977			
Lobith	0,41 (0,40)	0,76 (0,76)	g/m ³
Kampen	0,40 (0,38)	0,68 (0,68)	g/m ³
1978			
Lobith	0,41 (0,43)	0,76 (0,74)	g/m ³
Kampen	0,40 (0,41)	0,68 (0,64)	g/m ³

() gemeten

Tabel 18 Resultaten van de herkallibratie (1977) en verifikatie (1978) van het waterkwaliteitsmodel Rijn voor de fosfaatcomponenten

Met het aldus aangepaste waterkwaliteitsmodel Rijn en gegevens omtrent de overige belasting van het IJsselmeer, zijn simulaties uitgevoerd met betrekking tot de eutrofiëringssituatie bij o.a. invoering van fosfaatloze (arme) wasmiddelen en het toepassen van defosfatering (zie ter illustratie figuur 17).

4.5 Kalimiteiten lozingen in het stroomgebied van de Rijn

Zodra in het stroomgebied van de Rijn een kalamiteuze lozing plaatsvindt, is het belangrijk te weten wanneer de gevolgen van deze lozing benedenstrooms merkbaar zullen worden en met welke intensiteit (koncentratieniveaus, duur, e.d.).

Teneinde deze vragen te kunnen beantwoorden met een beperkt aantal gegeven, is in 1981 in opdracht van het RIZA een rekenprogramma ontwikkeld dat de looptijd van een plaats van lozing tot een benedenstroomse lokatie berekend en het te verwachten konzentratieverloop op deze lokatie [21].

Het rekenprogramma is gebaseerd op een zelfde diskretisatie van de Rijn, de

zijrivieren en de Rijntakken, als het waterkwaliteitsmodel Rijn zoals beschreven in hoofdstuk 2.

Het afvoerregiem van de Rijn wordt bepaald op basis van de gegevens te Rheinfelden en Lobith en het debiet van de Nederrijn/Lek indien deze riviertak wordt gestuwd. De hydrologische gegevens zoals diepte, stroomsnelheid en debietverdeling voor de verschillende trajekten zijn ontleend aan de gegevens zoals die vanuit het waterkwaliteitsmodel Rijn ter beschikking staan.

De berekening van het concentratieverloop is gebaseerd op een analytische oplossing van de massa-transportvergelijking (1-dimensionaal), waarbij onderscheid is gemaakt tussen een pulslozing (lozingsduur $\rightarrow 0$) en een frontlozing (lozingsduur $\neq 0$). Naast de invloed van lozingsduur, afvoerregiem, longitudinale dispersie, stroomsnelheid e.d. kan tevens het effect van afbraak, verdamping, fotolyse e.d. worden ingebracht middels een eerste-orde verdwijnterm.

Het rekenprogramma, dat oorspronkelijk is ontwikkeld voor een Texas Instruments pocket-calculator (type TI-59), is tevens bewerkt voor toepassing op een HP 85 (BASIC), alsmede een IBM 4331 (FORTRAN).

Een voorbeeld van een concentratieberekening (FORTRAN-versie) is weergegeven in figuur 18.

5 Konklusies en aanbevelingen

5.1 Algemene konklusies met betrekking tot het waterkwaliteitsmodel Rijn

De kwaliteit van het Rijnwater wordt beïnvloed door een groot aantal factoren, waarvan het merendeel slechts bij benadering kon worden gekwantificeerd op basis van de tijdens de ontwikkeling van het waterkwaliteitsmodel beschikbaar gekomen informatie.

Onzekerheden in factoren als de belasting vanuit afvalwaterlozingen, de bijdrage vanuit diffuse bronnen, de hydraulische gegevens, e.d. hebben de nauwkeurigheid van het opgebouwde waterkwaliteitsmodel nadeling beïnvloed.

Tevens hebben factoren als inhomogeniteiten over de dwarsdoorsnede, verschillen in analysemethode e.d. de onderlinge vergelijkbaarheid van de op diverse lokaties waargenomen kwaliteit van het Rijnwater verstoord, zodat een nauwkeurige kalibratie en toetsing van het model aan deze gegevens niet mogelijk is geweest.

Uit diverse toepassingen van het model op basis van zowel jaar- als maandgemiddelden uit de periode 1972-1981 kan worden afgeleid dat ondanks voornoemde beperkingen, het model over het algemeen vrij goed in staat lijkt de concentratieniveaus en de trends in deze niveaus onder veranderende omstandigheden te voorspellen.

De algemene opzet van het waterkwaliteitsmodel, waarbij o.a. de netto belasting van afvalwaterlozingen wordt bepaald op basis van het aantal inwonereenheden/ekwivalenten, de afvalwaterproduktie per i.e. en de zuiveringsgaard, biedt mogelijkheden voor het simuleren van algemene beleids- en beheersscenario's met betrekking tot de afvalwatersituatie. Tevens biedt het model mogelijkheden voor een kwantificering van de invloed van thermische lozingen en de invloed van hydrologische en seizoensmatige omstandigheden.

Niet alleen het ontwikkelde waterkwaliteitsmodel voor rivierstelsels, MODQUAL, maar ook de submodellen en de verwerkingsprogrammatuur voor de berekening van het afvoerregiem, de netto belasting van afvalwaterlozingen, de achtergrondconcentratie van het toestromende water, alsmede de programmatuur voor de bewerking en presentatie van meetgegevens en berekeningsresultaten, hebben geresulteerd in een programmapakket waarmee op betrekkelijk eenvoudige wijze diverse situaties en scenario's kunnen worden doorgerekend.

Bij de toepassing van het waterkwaliteitsmodel dient men zich echter te realiseren dat het programmapakket slechts een raamwerk is waarmee de invloed van diverse factoren afzonderlijk of in combinatie met andere factoren kan worden gekwantificeerd. Voor iedere toepassing van het model dient nauwgezet te worden nagegaan in hoeverre de aannamen en benaderingen die aan het model ten grondslag liggen ook voor de te simuleren situatie toepasbaar blijven. Tevens dient voor toekomstige toepassingen steeds te worden nagegaan in hoeverre nieuwe inzichten en/of gegevens ter beschikking staan waardoor de nauwkeurigheid van het model kan worden verbeterd.

Teneinde het model op een volwaardige wijze operationeel te houden voor het beantwoorden van vragen, zowel op het gebied van beleid en beheer als ten behoeve van onderzoek, is het van belang het model van tijd tot tijd te toetsen aan nieuwe meetreeksen en eventueel aan te passen aan nieuwe inzichten en/of beschikbaar gekomen gegevens.

5.2 Konklusies met betrekking tot de Rijnwaterkwaliteit

Uit de simulatie van ontwikkelingen in de lozingssituatie (par. 3.2) over de periode 1973-1985 kan worden afgeleid dat de sinds 1973 genomen saneringsmaatregelen en de tot 1985 geplande maatregelen resulteren in de navolgende trendmatige veranderingen:

- toename van het zuurstofgehalte
- afname van het BOD₅-gehalte
- afname van het COD-gehalte
- afname van het Kjeldahl-N en ammonium-N gehalte
- toename van het nitraat-N gehalte
- lichte toename van het ortho-fosfaat-gehalte.

De invloed van de ontwikkelingen in de lozingssituatie is gering voor totaalstikstof en totaal fosfaat.

De mate waarin bovengenoemde trendmatige veranderingen zich manifesteren is afhankelijk van de hydrologische en seizoensmatige omstandigheden in de Rijn. Op basis van de maandgemiddelde simulatieresultaten voor de hydrologische en seizoensmatige omstandigheden van 1977 kan worden afgeleid dat de invloed van ontwikkelingen in de lozingssituatie relatief het grootst zijn voor ammonium

en zuurstof in de zomerperiode en voor BOD₅ en COD in de winterperiode. Op basis van de simulaties voor diverse hydrologische (jaargemiddelde) omstandigheden kan worden gekonkludeerd dat de invloed van de ontwikkelingen in de lozingssituatie over het algemeen het sterkst is voor relatief droge jaren (par. 3.6, fig. 13a-f). Een uitzondering hierbij is de ontwikkeling van het zuurstofgehalte waarvoor onder de huidige modelaannamen is afgeleid dat deze vrijwel niet door de hydrologische omstandigheden wordt beïnvloed.

De berekende veranderingen in de waterkwaliteit kunnen voor een relatief droog jaar (b.v. 1972) als volgt worden gekarakteriseerd voor respectievelijk de lozingssituatie van 1973, 1977, 1981 en 1985:

- een stijging van het zuurstofgehalte van 5,1, 7,3, 8,4 tot 8,7 mgO₂/l
- een daling van BOD₅ van 8,8, 6,5, 4,9 tot 4,4 mgO₂/l
- een daling van ammonium van 2,8, 1,3, 0,95 tot 0,83 mgN/l
- een stijging van nitraat van 3,1, 4,8, 5,3 tot 5,6 mgN/l
- een vrijwel ongewijzigd totaal stikstofgehalte van 7,6, 7,3, 7,3 en 7,4 mgN/l
- een stijging van ortho-fosfaat van 0,40, 0,53, 0,56 tot 0,58 mgP/l
- een vrijwel ongewijzigd totaal fosfaat gehalte van 1,00, 0,97, 0,98 en 1,02 mgP/l.

Gelet op de eutrofiëringsproblematiek in de Nederlandse stagnante wateren kan op basis van de berekende veranderingen van het totaal stikstof en totaal fosfaat gehalte worden afgeleid dat de tot 1985 geplande saneringsmaatregelen onvoldoende zijn om daadwerkelijk een reductie van deze stoffen te veroorzaken.

Additionele simulaties zijn uitgevoerd waarbij maatregelen als de invoering van fosfaatloze (arme) wasmiddelen en de invloed van een 3e zuiveringstrap op alle biologische zuiveringsinstallaties is bestudeerd (par. 3.4 en 3.5). Samenvattend kan uit de simulatie resultaten worden afgeleid dat onder gemiddelde hydrologische omstandigheden het totaal stikstof gehalte middels denitrifikatie als 3e zuiveringstrap kan worden teruggebracht van 5,9 tot 3,3 mgN/l en het totaal fosfaatgehalte van 0,77 tot 0,26 mgP/l bij toepassing van polyfosfaatvervanging en defosfatering als 3e zuiveringstrap (lozingssituatie 1985).

De invloed van thermische lozingen op de beschouwde waterkwaliteitscomponenten is over het algemeen gering. Voor het zuurstofgehalte is echter een duidelijke invloed merkbaar, die vooral het gevolg is van de temperatuurafhankelijkheid van de zuurstofverzadigingswaarde.

Uit de simulatieresultaten (par. 3.3) kan worden afgeleid dat een temperatuurverhoging volgens de 3°C norm een zuurstofdaling van maximaal 1,0 mg/l (maandgemiddelde basis) ten opzichte van de situatie zonder thermische lozingen kan veroorzaken.

5.3 Verdere toepassingsmogelijkheden van het waterkwaliteitsmodel Rijn

Naast de modellering van de in deze projectfase bestudeerde waterkwaliteitsvariabelen behorende tot de zuurstof-, stikstof-, en fosfaathuishouding, biedt het model tevens mogelijkheden voor de modellering van diverse andere waterkwaliteitscomponenten, mits de belastingen en de processen, die deze componenten beïnvloeden, bekend zijn.

Voorbeelden van stoffen die reeds nu met het waterkwaliteitsmodel MODQUAL zijn gemodelleerd betreffen,

- poly-fosfaatvervangende stoffen (o.a. NTA, CMOS, NAS, Citrex), [14]
- anionische detergents, [14]
- fluoride, chloride, [22]

Voorbeelden van waterkwaliteitsvariabelen waarvoor het waterkwaliteitsmodel op eenvoudige wijze geschikt kan worden gemaakt zijn,

- temperatuur
- TOC, DOC
- pH.

Tenslotte kan worden opgemerkt dat het opgebouwde waterkwaliteitsmodel tevens een belangrijke basis vormt voor de modellering van diverse zware metalen en anorganische mikroverontreinigingen.

Bij deze laatstgenoemde groepen waterkwaliteitsvariabelen is de interactie met zwevend slib en riviersediment een aspect dat speciale aandacht verdient. Een belangrijke basis voor deze groepen van verontreinigingen is derhalve het nader bestuderen en zo mogelijk modelleren van het zwevend slibgehalte.

Naast deze uitbreiding van het waterkwaliteitsmodel met betrekking tot een bestudering van de waterkwaliteit in bredere zin (meer waterkwaliteitskomponenten), is tevens een bredere toepassing van het model mogelijk. Hierbij valt te denken aan een toepassing van het model in het kader van onderzoek waarbij het model wordt gebruikt voor,

- het leveren van randvoorwaarden voor andere onderzoeksprojecten voor gebieden die met Rijnwater worden gevoed (o.a. waterkwaliteitsmodellering IJsselmeer, Rijnland, Noordzee, Deltawateren)
- het gebruik van het model als een instrument voor een nadere bestudering en evaluatie van onderzoeksprojecten in het stroomgebied van de Rijn (o.a. Fliessende Welle onderzoeken)
- het gebruik van het model als basis voor een bestudering van de invloed van waterhuishoudkundige maatregelen op de waterkwaliteit (Policy Analysis of Watermanagement for the Netherlands, PAWN-II).

Voorbeelden van toepassingsmogelijkheden van het model in het kader van beleid en beheer zijn,

- bestudering van de oorzaken van trendmatige veranderingen in de waterkwaliteit
- nadere bestudering van de herkomst van verontreinigingen
- evaluatie van uitgevoerde saneringsmaatregelen
- nadere kwantificering van de invloed van saneringsmaatregelen en ontwikkelingen in de lozings situatie op de toekomstige waterkwaliteit.

5.4 Aandachtspunten voor onderhoud en verdere toepassingen van het model

Teneinde het model op een volwaardige wijze beschikbaar te houden voor vragen zowel op het gebied van beleid en beheer als ten behoeve van onderzoek, is het van belang de invoerbestanden van het model aktueel te houden, het model van tijd tot tijd te toetsen aan nieuwe meetreeksen en de beschrijving van factoren die de waterkwaliteit beïnvloeden zonodig aan te passen aan nieuwe inzichten en/of beschikbaar gekomen informatie.

Aandachtspunten voor het onderhoud van het model zouden kunnen zijn:

1. Onderzoek naar de afhankelijkheid van procesparameters met betrekking tot de invloed van zuivering e.d. en zonodig het aanpassen van het model en toetsen van nieuwe hypothesen.
2. Bestudering van de mogelijkheden om de nauwkeurigheid van de simulatiere-sultaten nader te kwantificeren voor zowel de simulaties op basis van jaargemiddelden als voor simulaties op basis van maandgemiddelden.
3. Nader onderzoek naar de mogelijkheden voor een verdere opsplitsing van de fosfaatcomponenten en het gedrag van deze componenten.
4. Nadere kwantificering van de bijdrage van diffuse bronnen en de belasting van kleine lozingen en niet afzonderlijk gemodelleerde zijrivieren.
5. Nader onderzoek naar het gedrag van sedimentatie en resuspensie van bezink-bare stoffen onder invloed van het afvoerregiem.

ad 1

Uit de toepassingen van het model op de periode 1972 t/m 1977 is gebleken dat een aantal procesparameters wordt beïnvloed door de mate van zuivering (o.a. BOD₅-afbraak, nitrifikatie). Een nader onderzoek naar deze afhankelijkheid is gewenst, teneinde de voorspellende waarde van het model te kunnen vergroten.

ad 2

De nauwkeurigheid van het model kan momenteel slechts globaal worden aangegeven aan de hand van de resultaten van de verificatieberekeningen, waarbij het verschil tussen de berekende en gemeten waterkwaliteit een maat is voor de afwijkingen die kunnen voorkomen.

Een foutenanalyse op basis van de onzekerheden in de invoergegevens is niet mogelijk enerzijds vanwege interne compensaties bij de kalibratie van een aantal modelcomponenten, anderzijds doordat een aantal factoren is afgeleid uit de beschikbare informatie, zonder dat de nauwkeurigheid hiervan bekend is. Een mogelijkheid om toch meer kwantitatieve informatie te verkrijgen betreffende de nauwkeurigheid van het model is het toepassen van de zogenaamde 'Monte Carlo' simulatietechniek, waarbij de modelparameters en invoergegevens 'random' worden gekozen volgens een vooraf gespecificeerde waarschijnlijkheidsverdeling.

Een andere mogelijkheid is het bepalen van de nauwkeurigheid op basis van de verschillen tussen de berekeningsresultaten bij kalibratie en verifikatie met de waargenomen waterkwaliteit en de gevoeligheid van het model voor die parameters, die middels kalibratie zijn verkregen.

Vooraf vanwege de spekulatieve benadering van de waarschijnlijkheidsverdeling van de invoergegevens bij de 'Monte Carlo' simulatie lijkt de laatstgenoemde methode de voorkeur te hebben, hoewel de mogelijkheden van deze methode nog nader dienen te worden onderzocht.

ad 3

Vanwege het belang van een nauwkeurige kwantificering van de fosfaatbelasting van de Rijn en het onderscheid dat kan worden gemaakt tussen de hoedanigheid waarin dit fosfaat zich bevindt en het bijbehorend gedrag in het oppervlaktewater is het wenselijk bij de modellering van de fosfaathuishouding naast ortho-P en fosfaat in algen en detritus, tevens poly-P, overig organisch-P en overig particulier-P als afzonderlijke modelcomponenten te onderscheiden.

Het gedrag van deze componenten kan mogelijk worden gekoppeld aan het gedrag van zwevend stof, calcium, ijzer, pH (o.a. sedimentatie, resuspensie, adsorptie, coagulatie, desorptie) en de afbraak van organisch materiaal.

ad 4

Bij een verregaande reductie van de netto belasting van afvalwaterlozingen zal de Rijnwaterkwaliteit in steeds sterkere mate worden bepaald door de bijdrage van diffuse bronnen. Vooralsnog is deze bijdrage slechts op een vrij grove wijze gekwantificeerd, waarbij de invloed van deze belastingsbronnen is benaderd door een (evt. seizoensafhankelijke) achtergrondconcentratie van het toestromende water. Uit een oogpunt van een nauwkeurige kwantificering van de mogelijke reductie van bijvoorbeeld fosfaatbelasting op stagnante wateren (o.a. IJsselmeer, zoete Delta-wateren, e.d.) is een gerichte studie naar deze achtergrondconcentraties gewenst. Met name de recente meetreeksen van een aantal Duitse zijrivieren geven mogelijkheden voor een nadere kwantificering van deze achtergrondconcentraties mede op basis van de berekende concentraties uit de afvalwaterlozingen.

Tevens is het hierbij wenselijk de invloed te kwantificeren van het verwaarlozen van de processen in de niet gemodelleerde zijrivieren en van het verontachtzamen van de belasting van niet geïntermediateerde (kleine) afvalwaterlozingen.

ad 5

Het gedrag van sedimentatie en resuspensie van bezinkbare stoffen zal vooral worden bestudeerd in het kader van de 3e fase van het projekt Waterkwaliteitsmodel Rijn, waarbij als voorbereiding op de modellering van toxische stoffen het gedrag van zwevend stof aan een nader onderzoek zal worden onderworpen. Een spinoff van dit onderzoek naar het sedimentatie/resuspensiegedrag van bijvoorbeeld particulier fosfaat, organisch stikstof, algen e.d. kan bijdragen tot een meer gedetailleerde modellering van deze waterkwaliteitskomponenten.

LITERATUUR

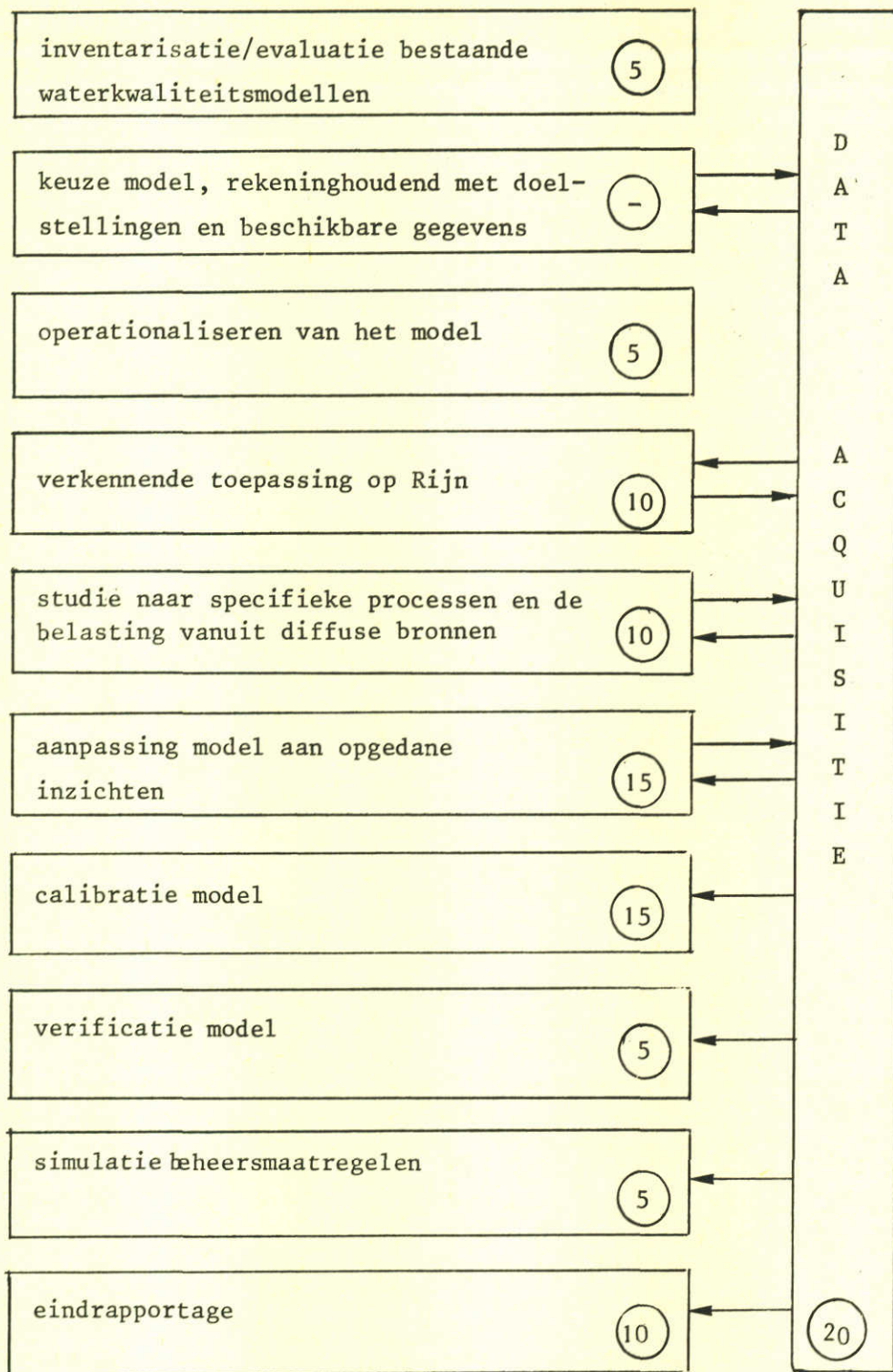
- 1 Waterloopkundig Laboratorium, Modellering Rijnwaterkwaliteit, probleemanalyse
Rapport R 1056-I/S 321-I, Delft, 1977
- 2 Waterloopkundig Laboratorium, Data-rapport; gegevensverzameling en analyse ten behoeve van de zuurstof- en nutriëntenhuishouding
Rapport R 1056-VI, Delft, 1981
- 3 Internationale Kommission fur die Hydrologie des Rheingebietes. Das Rheingebiet, Hydrologische Monographie
Staatsuitgeverij, Den Haag, 1978
- 4 Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung
Langfristiges Arbeitsprogram, Koblenz, 1974 .
- 5 Internationale Kommission zum Schutze des Rheins gegen Verunreinigung
Tatigkeitsbericht, Koblenz, 1978
- 6 Waterloopkundig Laboratorium, Diffuse bronnen; aard en omvang van de diffuse belasting met nutriënten in het stroomgebied van de Rijn
Rapport R 1056-V/S 321-V, Delft, 1981
- 7 ROESNER, L.A., GIGUERE, P.R. and EVENSON, D.E., Computer Program Documentation for Stream Water Quality Model, QUAL-II
Water Resource Engineers, 1977
- 8 Waterloopkundig Laboratorium, MODQUAL, een 1-dimensionaal steady state model voor rivierstelsels
Rapport R 1056-IV/R 1463-I/S 321-IV, Delft, 1981
- 9 Waterloopkundig Laboratorium, Toepassing van het waterkwaliteitsmodel MODQUAL op de Rijn
Rapport R 1056-VII/S 321-VI, Delft, 1981

LITERATUUR (vervolg)

- 10 Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Indikatief meerjarenprogramma water 1980-1984
's Gravenhage, 1981
- 11 Rijkswaterstaat, Rekenmodel ter bepaling van de kunstmatige opwarming in de Nederlandse grote rivieren (REMKO)
Direktie Waterhuishouding-Waterbeweging, distrikt ZW, nota nr. 11.004.06, 's Gravenhage, 1978
- 12 KOOT, A.C.J., Behandeling van afvalwater
Waltman-Delft, 1977
- 13 Rijksinstituut voor zuivering van afvalwater, De waterkwaliteit van de Rijn in Nederland in de periode 1972-1979.
Rijkswaterstaat nr. 80-032, Lelystad 1980
- 14 Waterloopkundig Laboratorium, Polyfosfaatvervangende stoffen in het stroomgebied van de Rijn
Rapport R 1462, Delft, 1979
- 15 SALOMONS, W. en PAGEE, J.A. van, Prediction of NTA levels in river-systems and their effect on metal concentrations
International Conference, Heavy Metals in the Environment, Amsterdam, 1981 (p. 694-697)
- 16 Rapport van de overleggroep fosfaatreduktie, 2e kamer zitting 1979, 1980, 15.640, nr. 8, s'Gravenhage, januari 1980
- 17 Waterloopkundig Laboratorium, Waterkwaliteitsmodel Hollansch Diep/Haringvliet, Voorspelling toekomstige waterkwaliteit bij meetpunt H9
Rapport R 1656, Delft, 1981

LITERATUUR

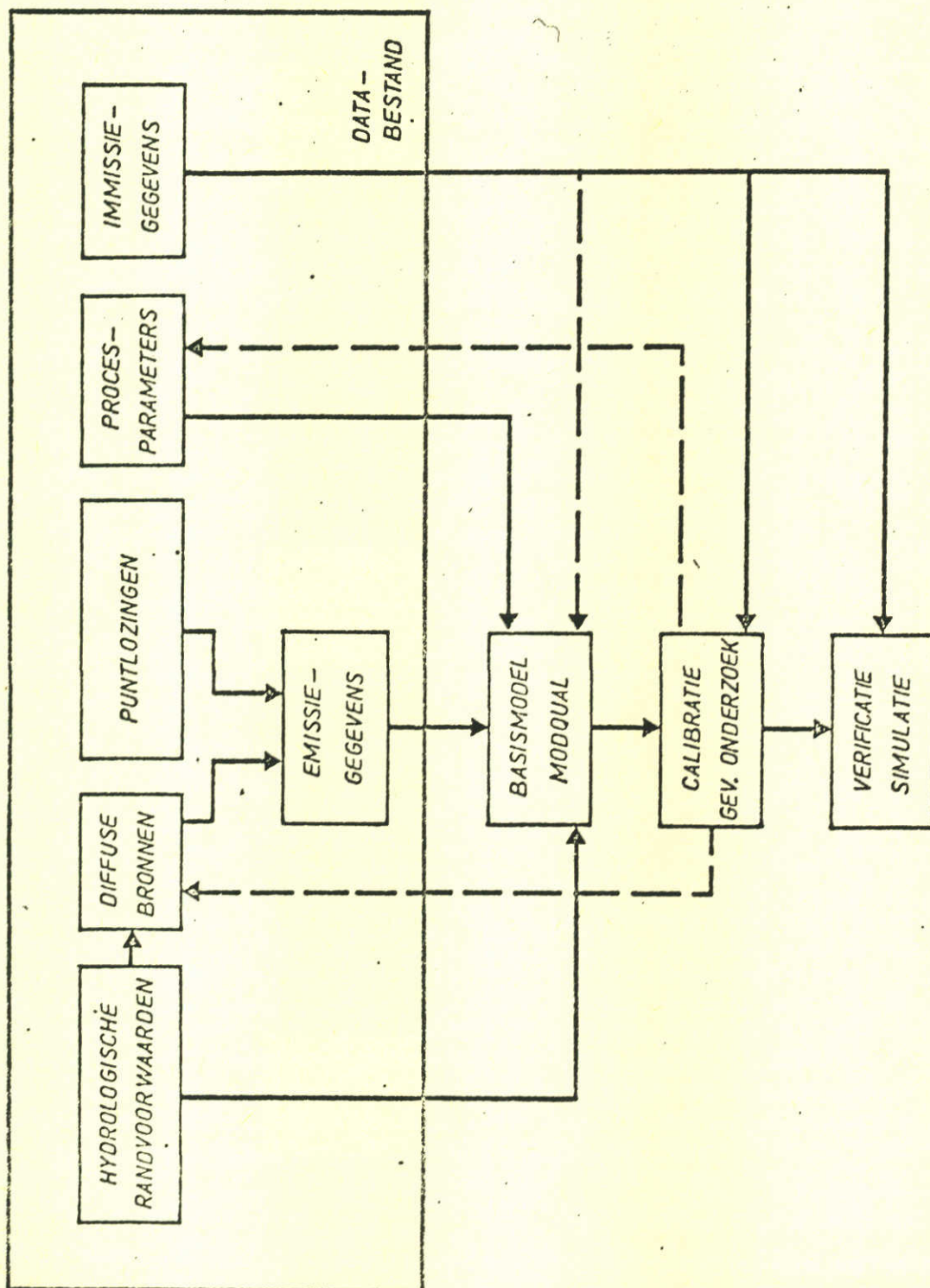
- 18 Waterloopkundig Laboratorium, Waterkwaliteitsmodel IJsselmeer, Onderzoek naar de invloed van mogelijke beheersmaatregelen op de eutrofiëring van het IJsselmeer
Rapport R 1552, Delft, 1982
19. Werkgroep sanering IJsselmeer, ad hoc groep IJssel
koncept notitie: "Sanering van de IJssel", maart 1980
- 20 KOLENBRANDER, G.J., Een schatting van de fosfaataccumulatie in Nederland in 1970
Rapport 10-74, Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren (Gr), 1970
- 21 Waterloopkundig Laboratorium, Kalamiteuze lozingen in het stroomgebied van de Rijn
Rapport R 1692, Delft, 1982
- 22 Waterloopkundig Laboratorium, Waterkwaliteitsmodel Maas, Toepassing van het waterkwaliteitsmodel MODQUAL op de Maas
Rapport R 1463-III/S 321-VII, Delft, 1982



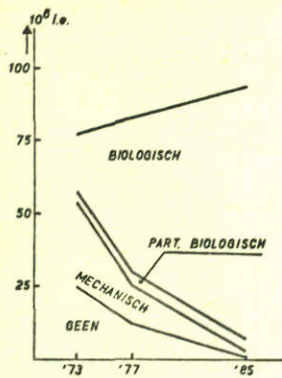
⊙ .. procentuele tijdsbesteding

Studie opzet van het project waterkwaliteitsmodel Rijn (zuurstof- en nutriënten huishouding)

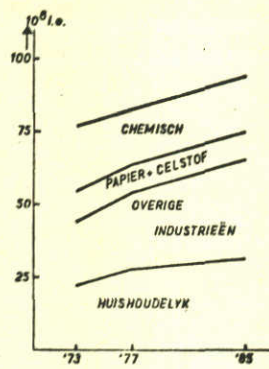
A4



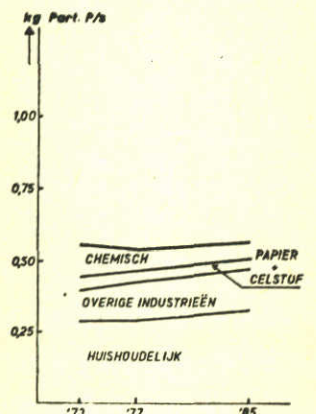
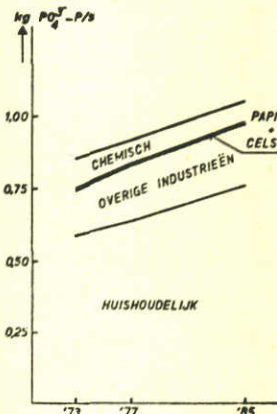
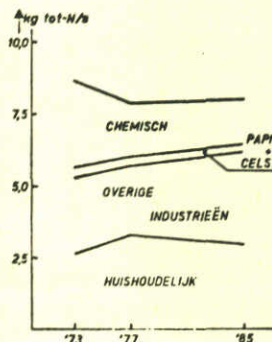
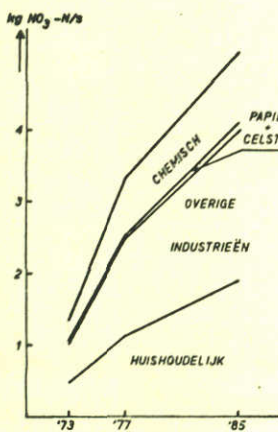
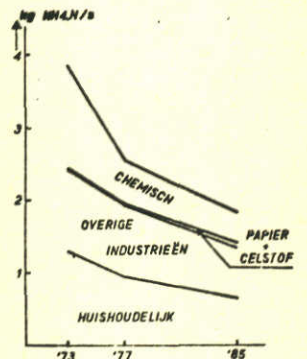
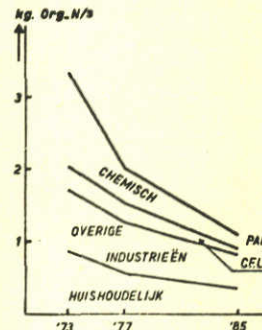
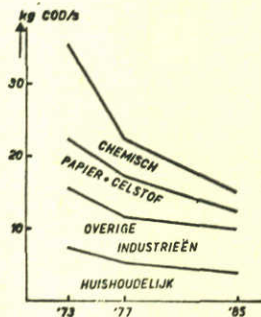
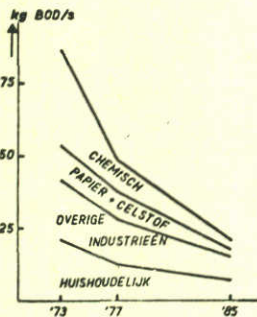
Het basismodel MODQUAL in relatie tot het databestand en procedures voor kalibratie en verificatie



zuivering

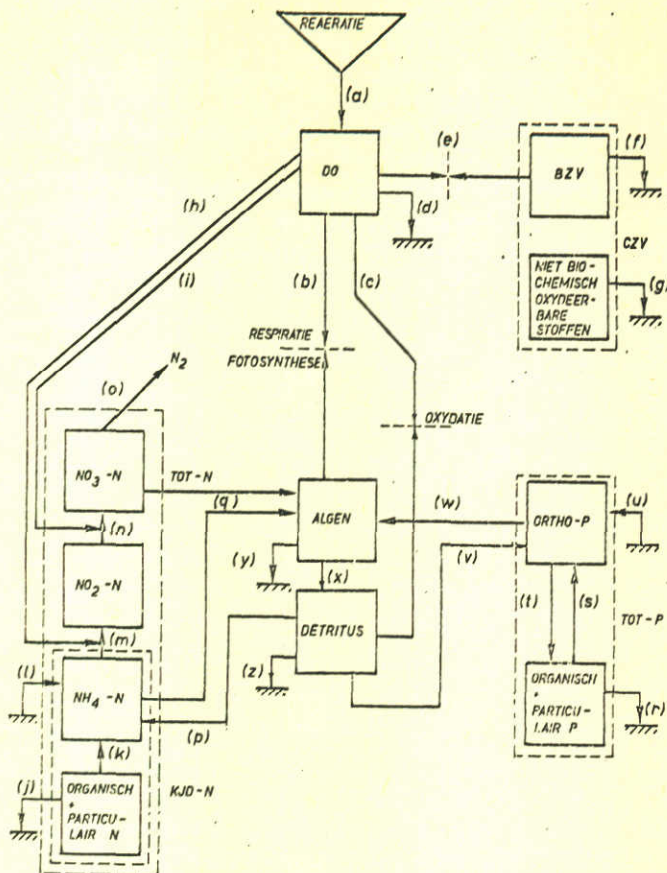


herkomst



netto belasting

Zuivering en herkomst van afvalwaterlozingen op het gemodelleerde deel van de Rijn en de hieruit berekende netto belasting (1973-1985)



m.b.t. zuurstofhuishouding:

- zuurstofuitwisseling via het grensvlak lucht/water (a)
- zuurstofproductie (fotosynthese) en respiratie door algen (b)
- zuurstofverbruik bij afbraak van detritus (c)
- zuurstofverbruik door de bodem (d)
- zuurstofverbruik bij biochemische afbraak van organische koolstof (e)
- bezinking van biochemisch afbreekbare organische koolstof (f)
- bezinking van niet biochemisch oxydeerbare stoffen (g)
- zuurstofverbruik bij oxydatie van NH_4 tot NO_2 (1e trap nitrifikatie) (h)
- zuurstofverbruik bij oxydatie van NO_2 tot NO_3 (2e trap nitrifikatie) (i)

m.b.t. stikstofhuishouding

- bezinking van organisch en partikulair stikstof (j)
- ammonifikatie van organisch stikstof (k)
- vrijkomen van NH_4 uit het sediment (l)
- oxydatie van NH_4 tot NO_2 (1e trap nitrifikatie) (m)
- oxydatie van NO_2 tot NO_3 (2e trap nitrifikatie) (n)
- denitrifikatie van NO_3 (o)
- vrijkomen van NH_4 bij afbraak van detritus (p)
- opname van NH_4 , danwel NO_3 door algen (q)

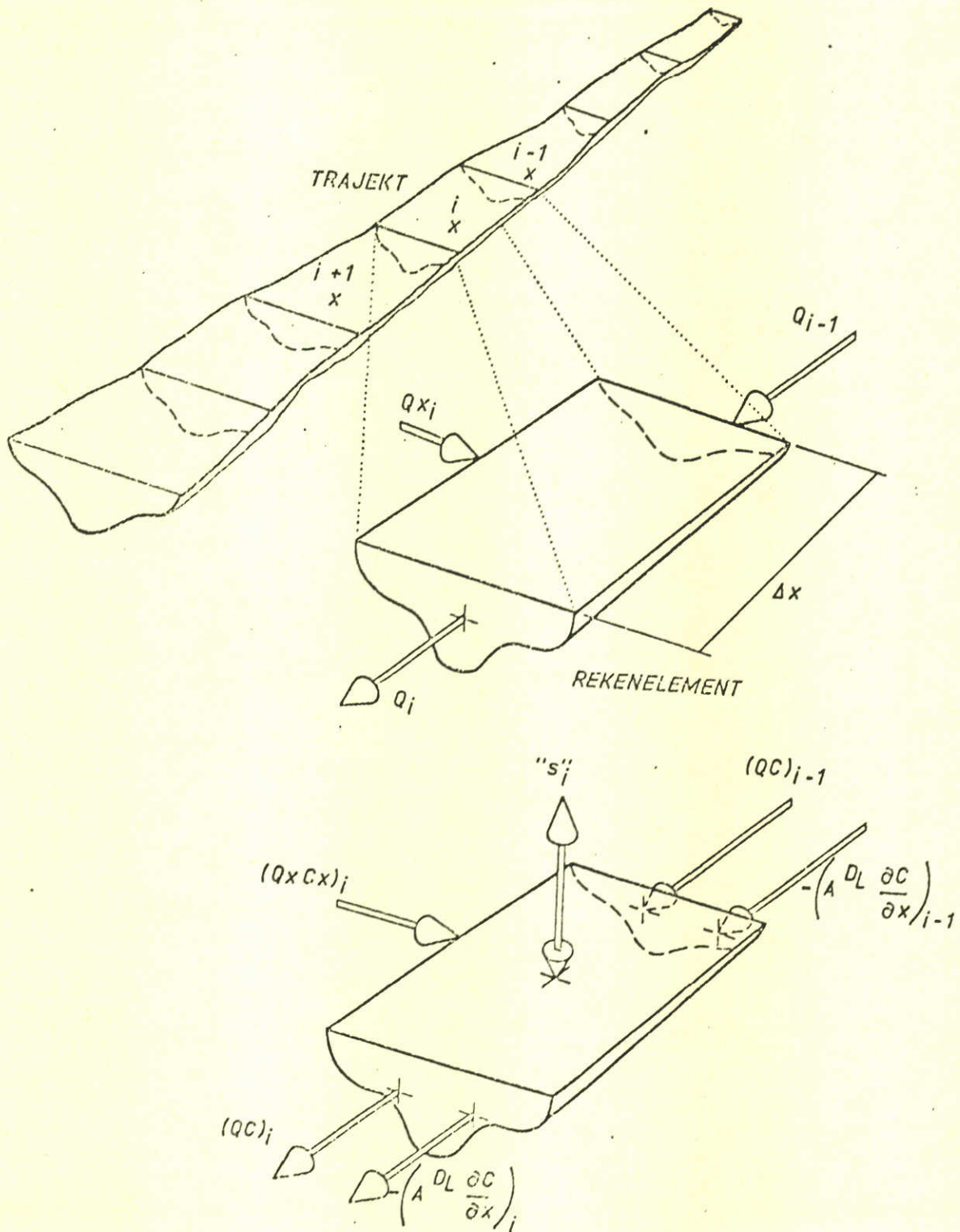
m.b.t. fosfaathuishouding

- bezinking van organisch + partikulair fosfaat (r)
- mineralisatie en desorptie van organisch + partikulair P (s)
- adsorptie van en coagulatie ortho-P (t)
- vrijkomen van ortho-P uit het sediment (u)
- vrijkomen van ortho-P bij afbraak van detritus (v)
- opname van ortho-P door algen (w)

m.b.t. algendynamiek

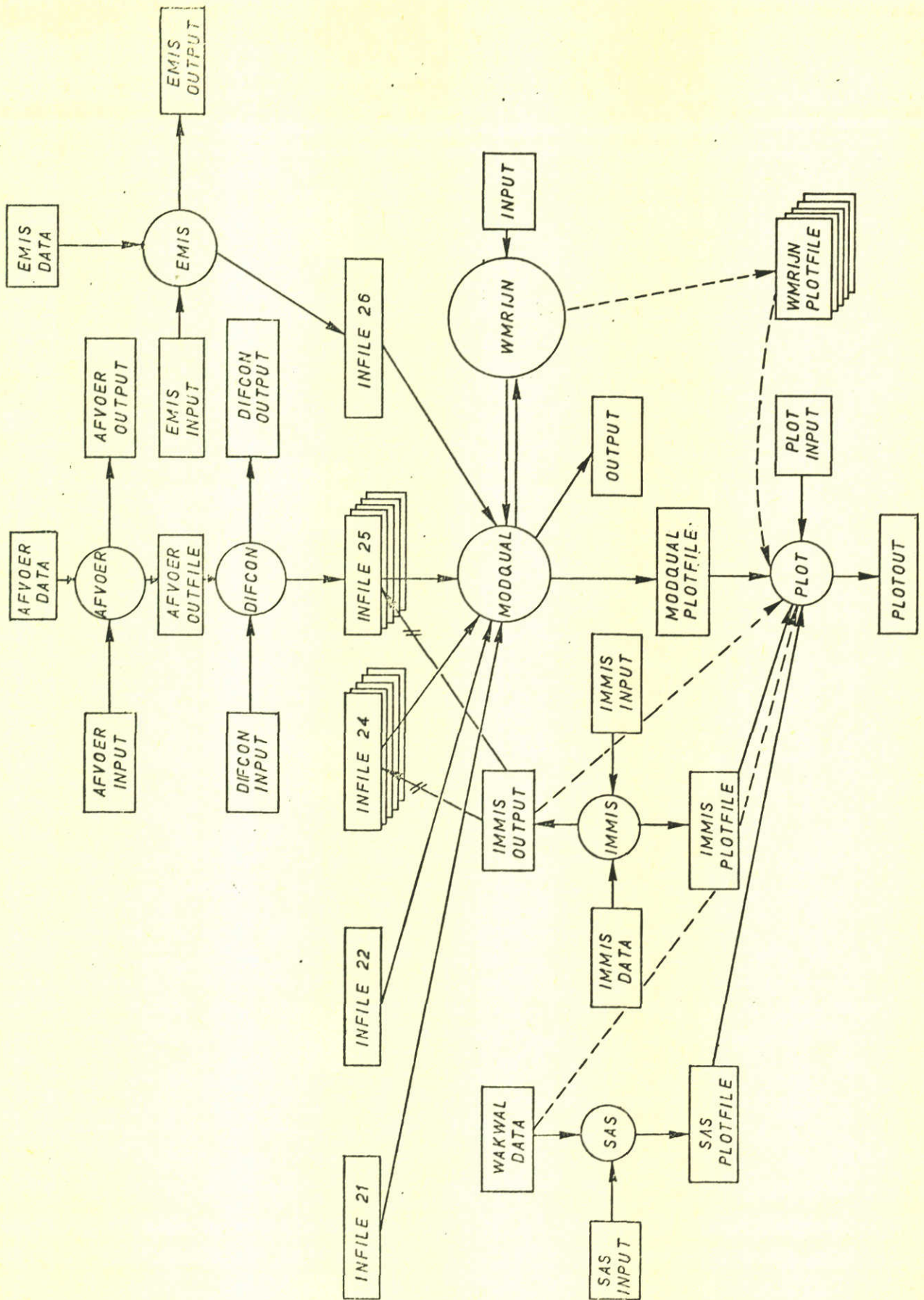
- groei en respiratie van algen (b, q, w)
- afsterving van algen (x)
- bezinking van algen (y)
- bezinking van detritus (z)

Een groot aantal processen in het model zijn temperatuurafhankelijk, zoals de zuurstofuitwisseling met de atmosfeer, de afbraak van detritus en organisch koolstof, het bodemzuurstofverbruik, de ammonifikatie, de nitrifikatie en de

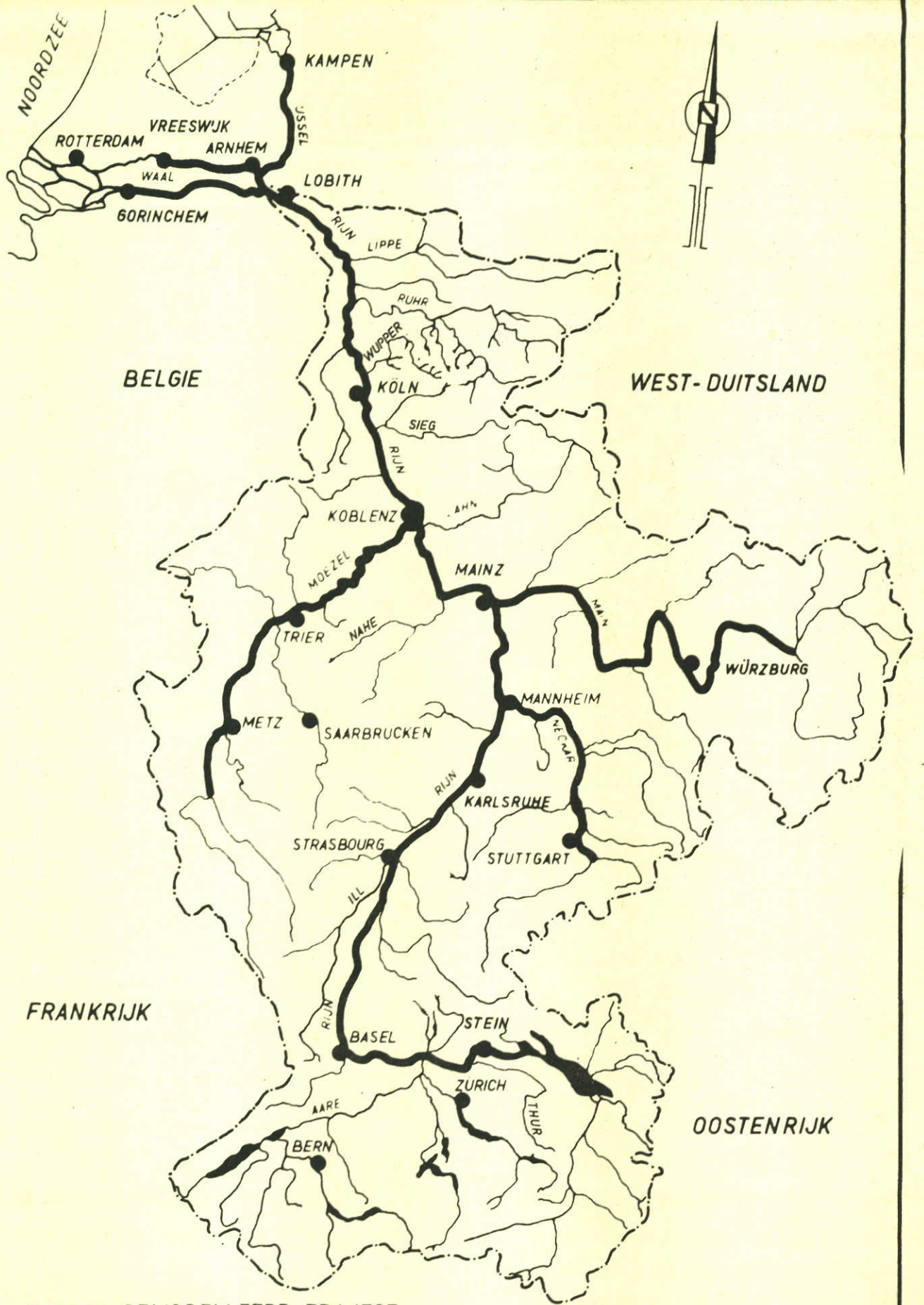


Rivierschematisatie door MODQUAL in trajecten en rekenelementen

A4



Modelopzet van het waterkwaliteitsmodel Rijn



— GEMODELLEERD TRAJECT

Het gemodelleerde deel van het stroomgebied van de Rijn

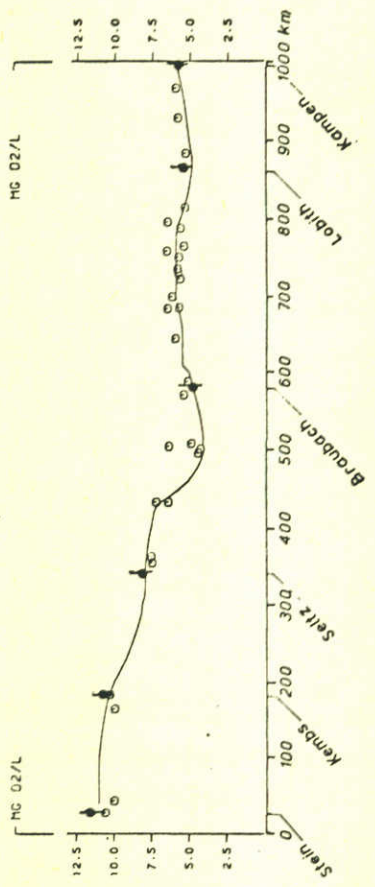
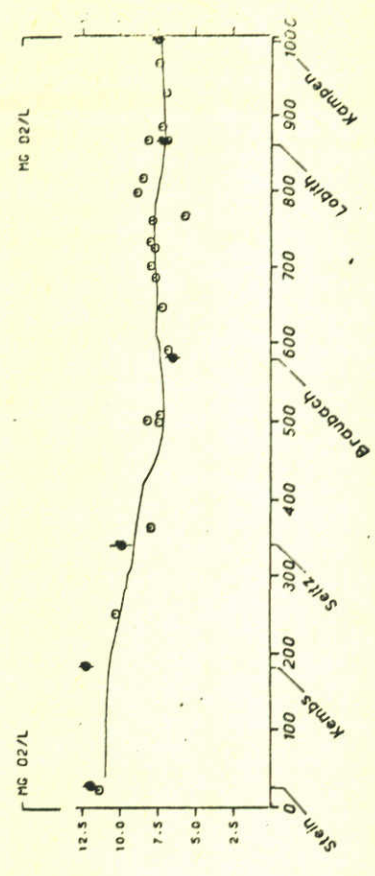
A4

RIJN/IJSSEL 1973

RIJN/IJSSEL 1977

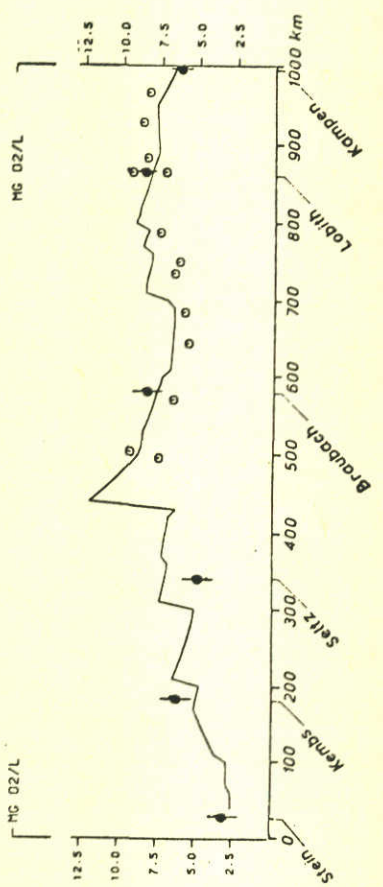
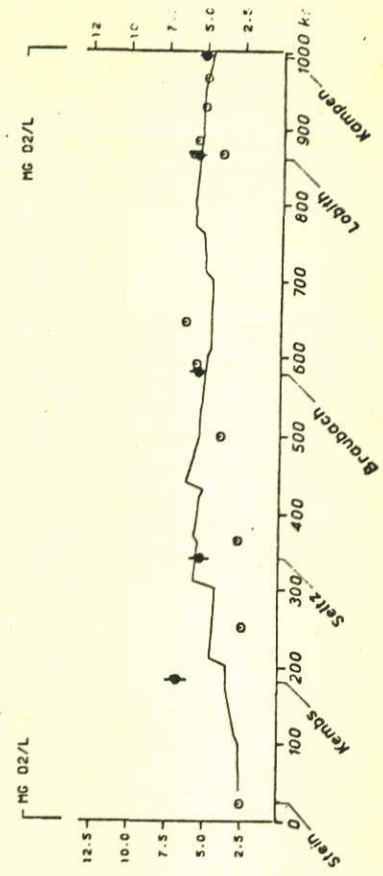
ZUURSTOF

ZUURSTOF



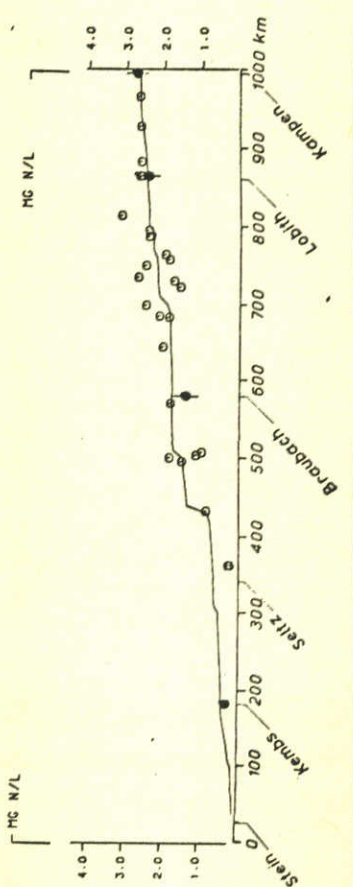
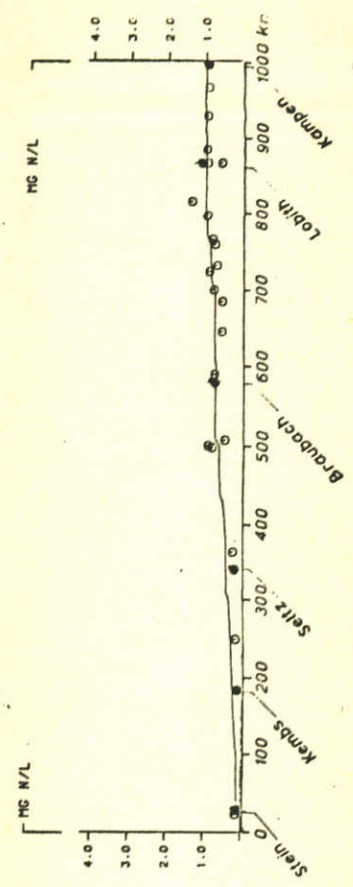
BIOCHEM. ZUURSTOFVERBR.

BIOCHEM. ZUURSTOFVERBR.



AMMONIUM-STIKSTOF

AMMONIUM-STIKSTOF



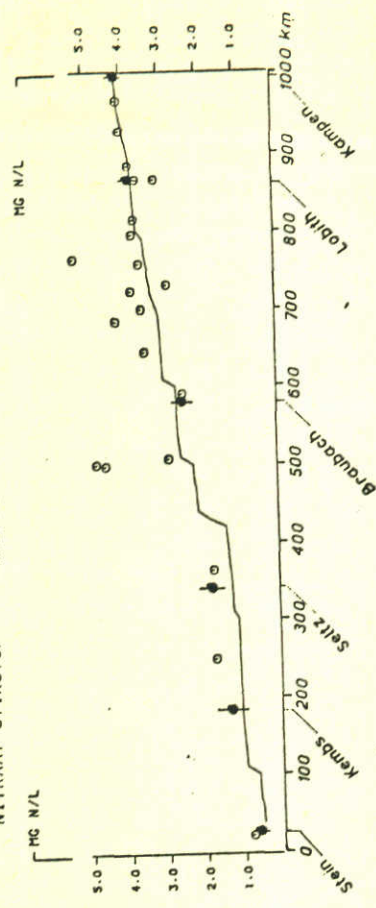
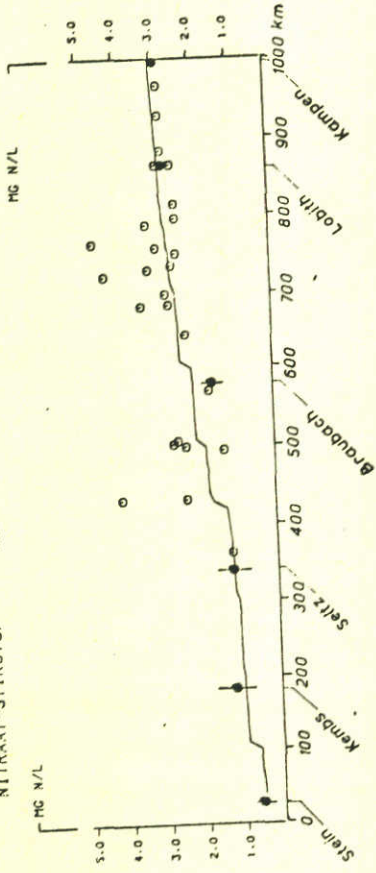
Kalibratie (1973) en verificatie (1977) van het waterkwaliteitsmodel Rijn

RIJN/IJSSEL 1973

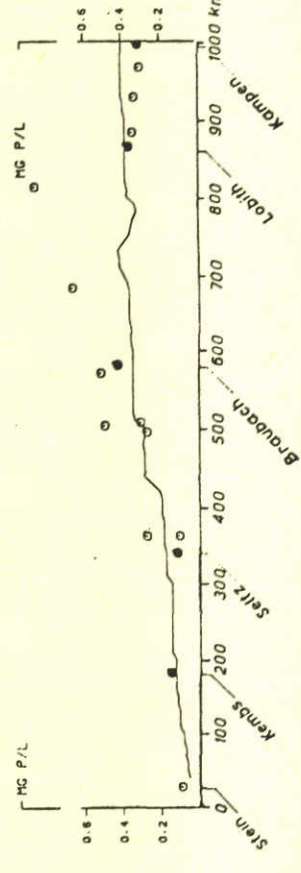
NITRAAT-STIKSTOF

RIJN/IJSSEL 1977

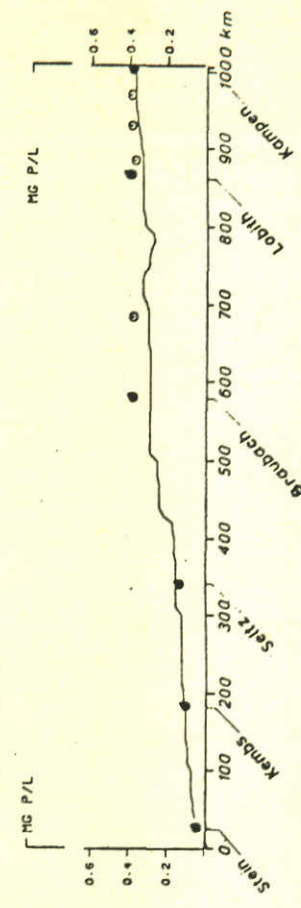
NITRAAT-STIKSTOF



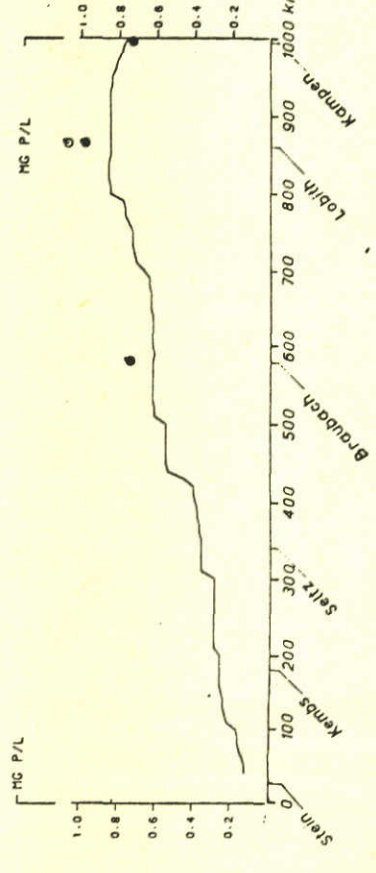
ORTHOFOSFAAT



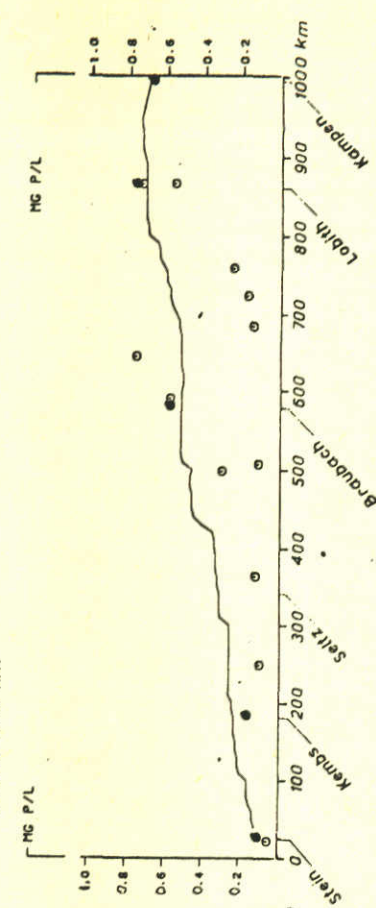
ORTHOFOSFAAT



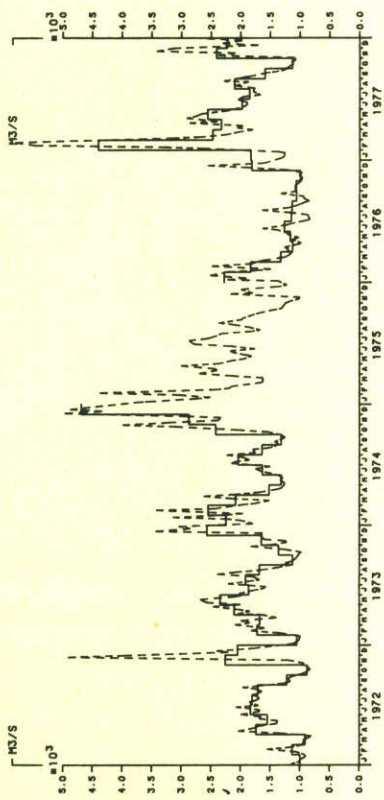
TOTAALFOSFAAT



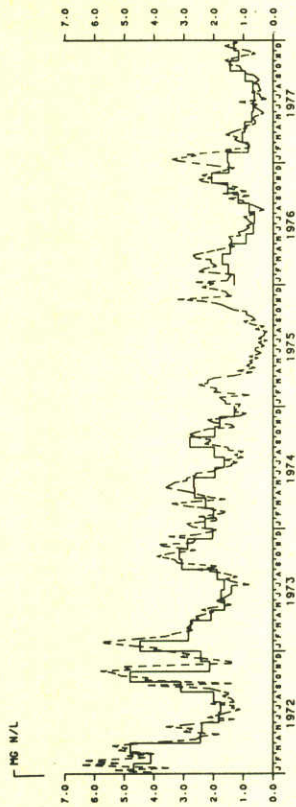
TOTAALFOSFAAT



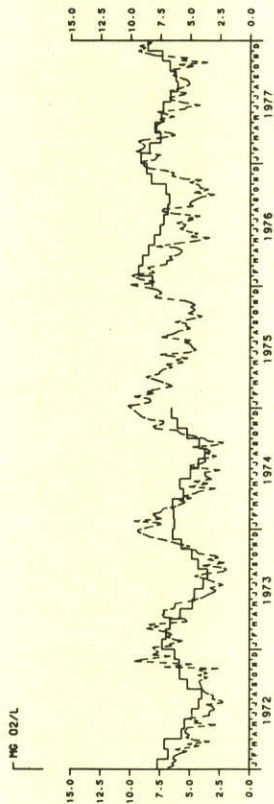
DEBIET



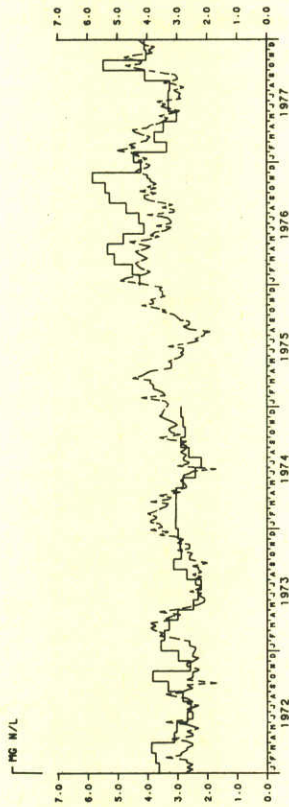
AMMONIUM-STIKSTOF



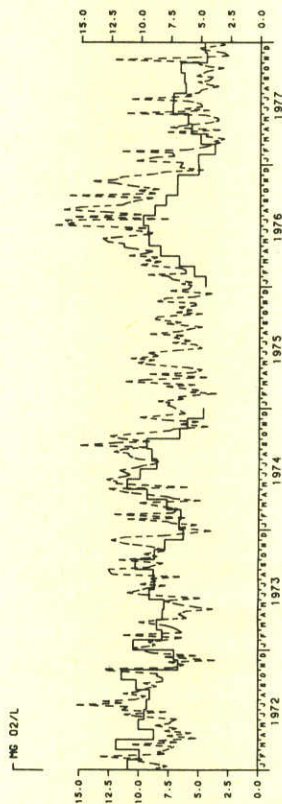
ZUURSTOF



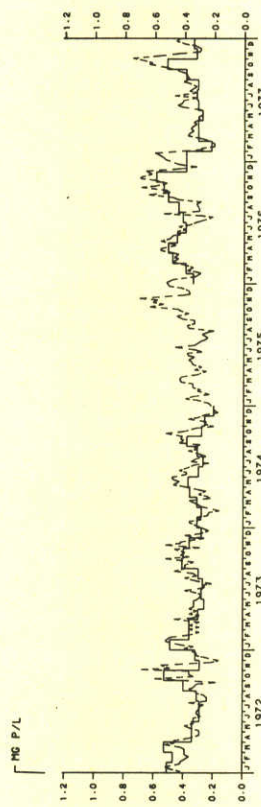
NITRAAT-STIKSTOF



BIOCHEM. ZUURSTOFVERBR.



ORTHO-FOSFAAT



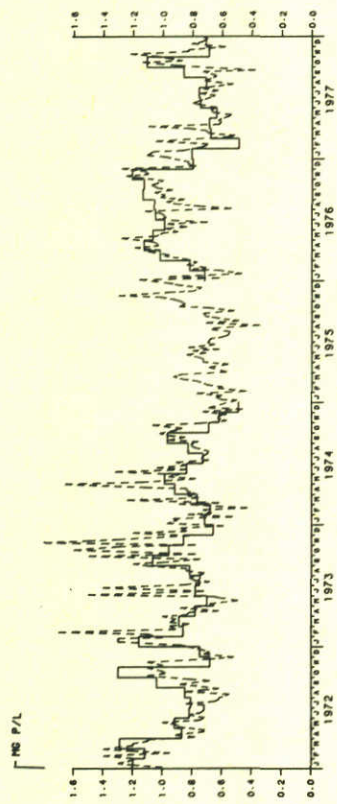
MAANGEMIDDELTE MODELSIMULATIES VOOR 1972,
1973, 1974, 1976, 1977 TE LOBITH

A3'

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

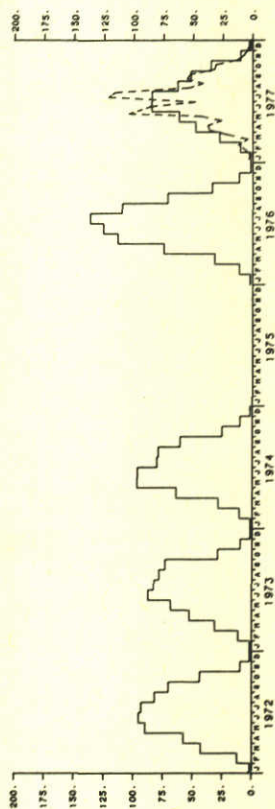
fig. 9

TOTAAL-FOSFAAT



ALGEN

US CHL-A/L

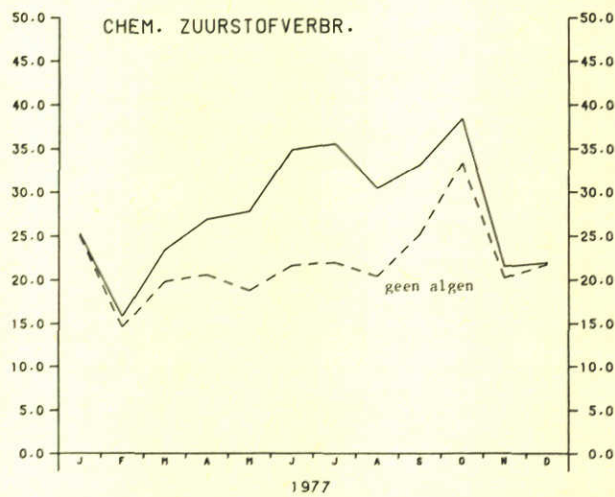
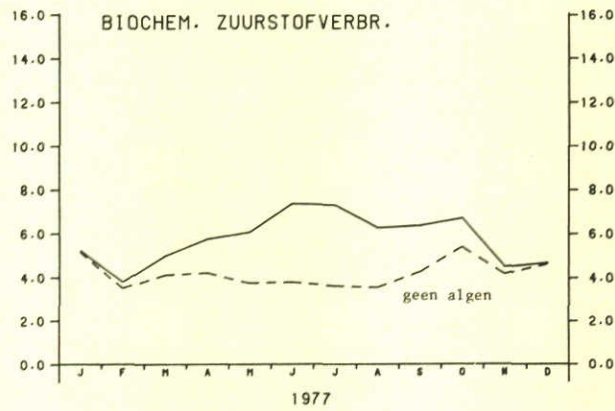
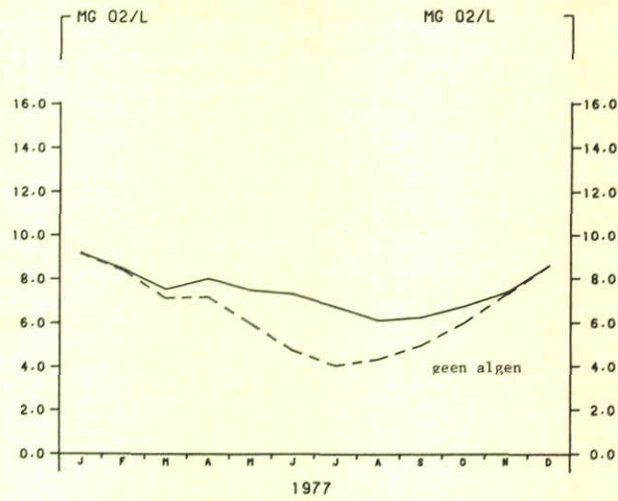


US CHL-A/L

WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM	
	A3'
fig. 9 (vervolg)	

ZUURSTOF

LOBITH 1977

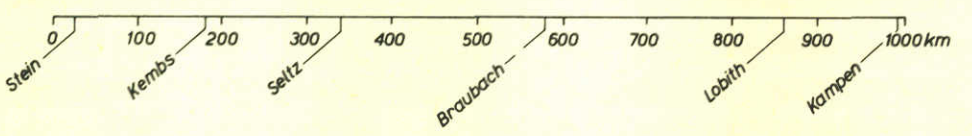
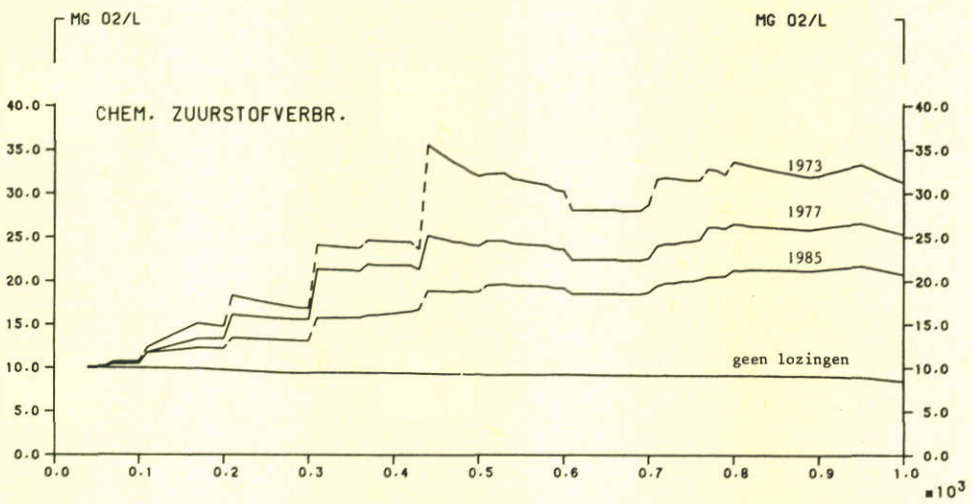
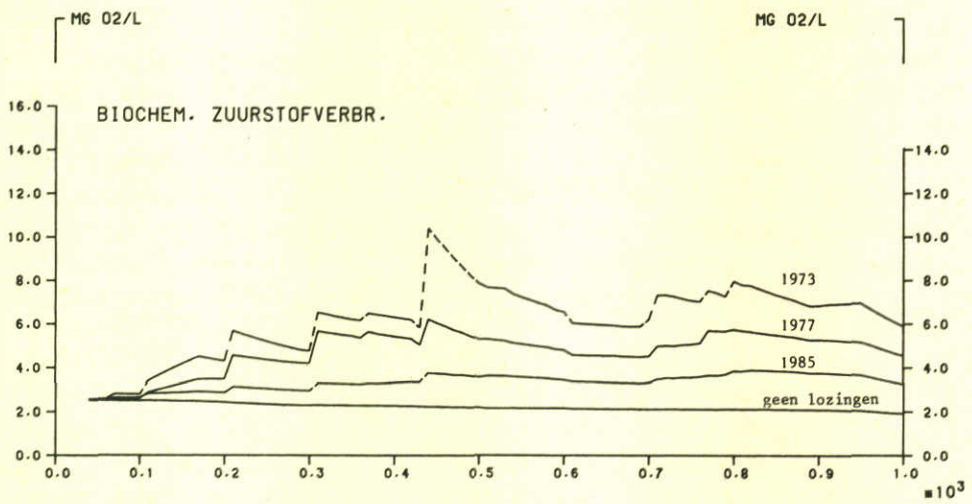
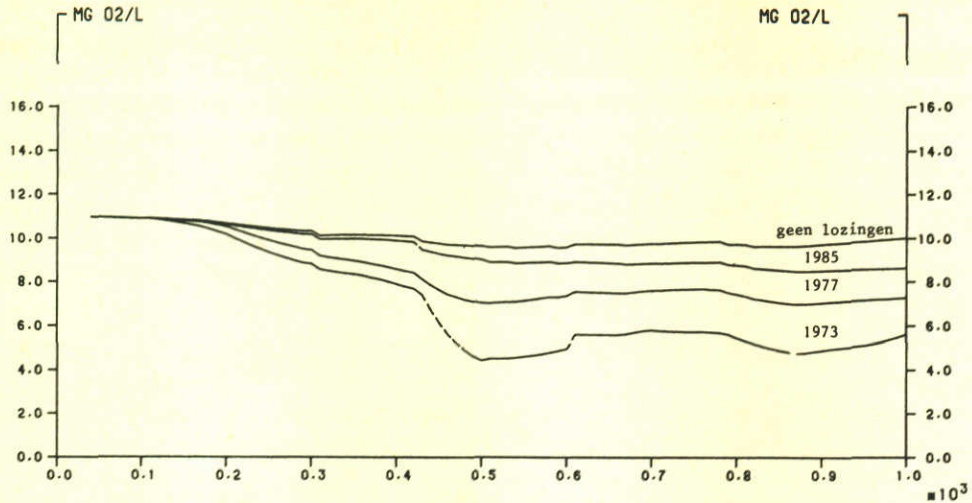


Invloed van algen op zuurstof, BOD, COD

(Lobith, maandgemiddelde 1977)

ZUURSTOF

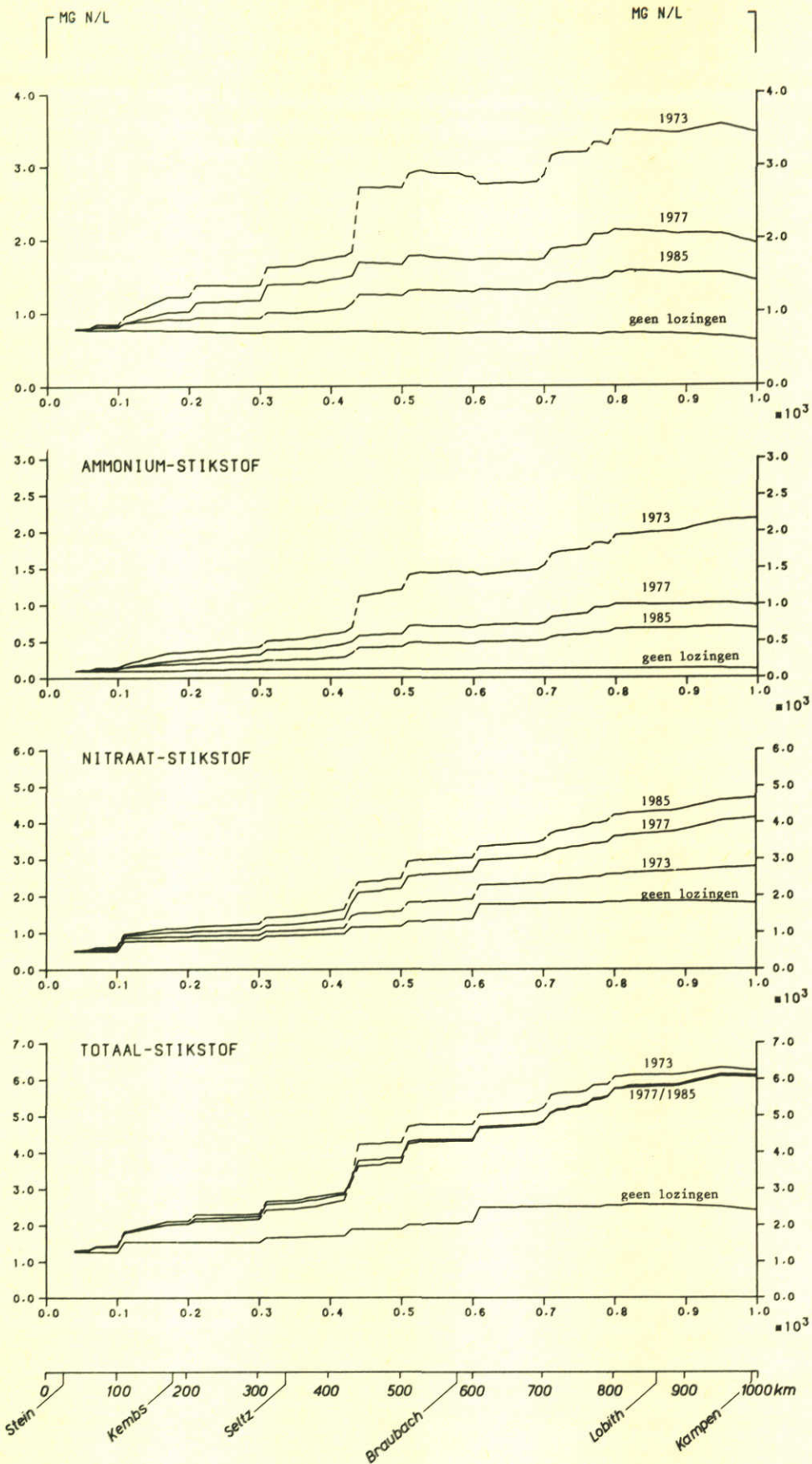
RIJN/IJSSEL 1977



Invloed van ontwikkelingen in de lozingssituatie op de waterkwaliteit van de Rijn/IJssel (jaargemiddelde omstandigheden 1977)

A4

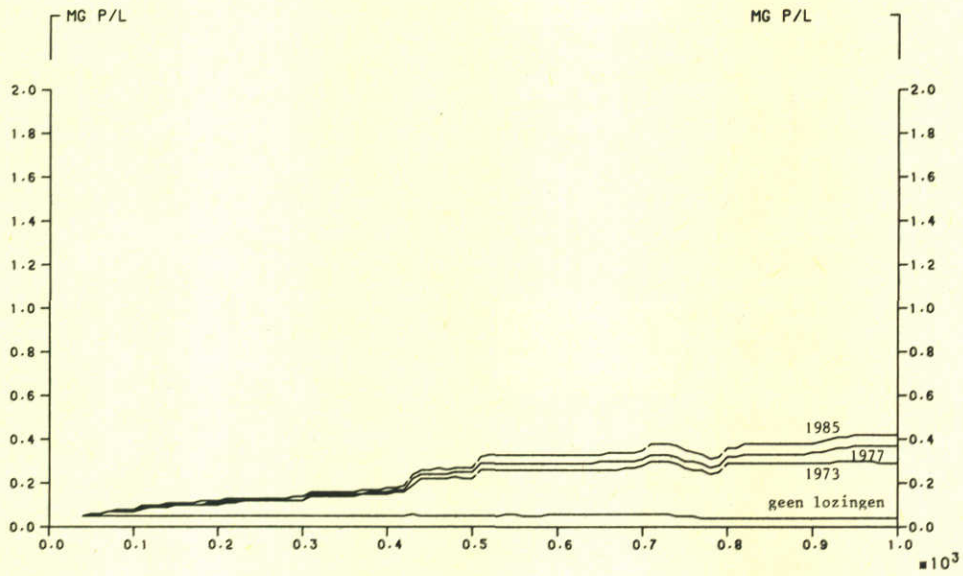
KJELDAHL-STIKSTOF RIJN/IJSSEL 1977



Invloed van ontwikkelingen in de lozingssituatie op de waterkwaliteit van de Rijn/IJssel (jaargemiddelde omstandigheden 1977)

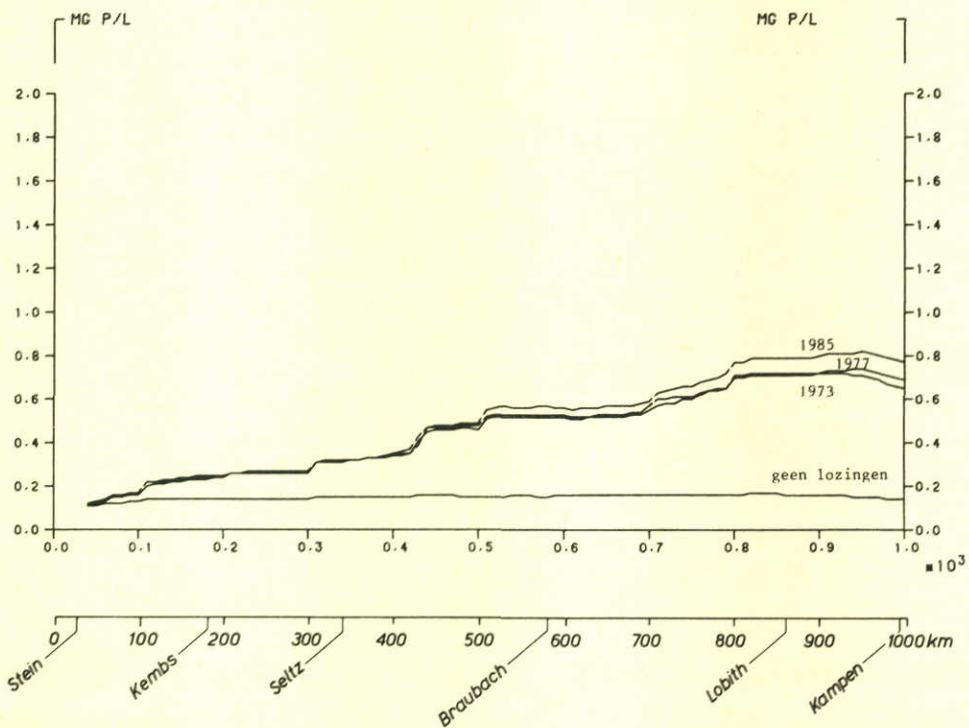
ORTHO-FOSFAAT

RIJN/IJSSEL 1977



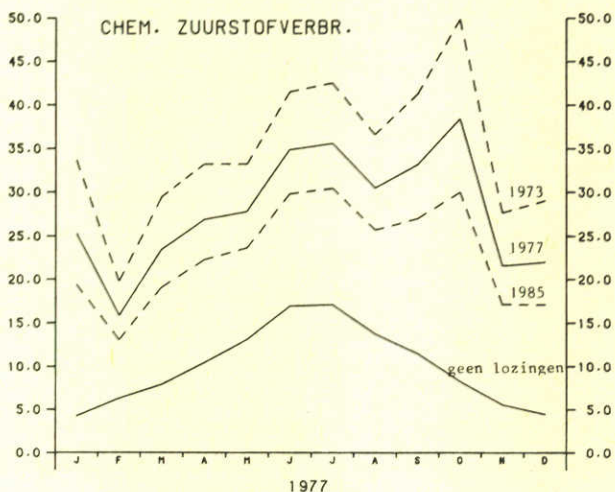
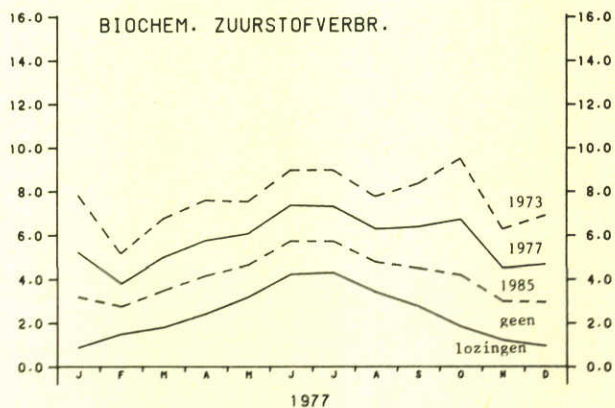
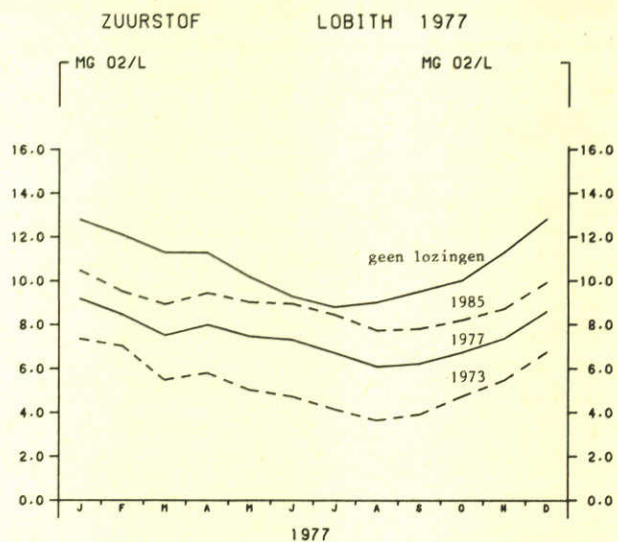
TOTAAL-FOSFAAT

RIJN/IJSSEL 1977



Invloed van ontwikkelingen in de lozingssituatie op de waterkwaliteit van de Rijn/IJssel (jaargemiddelde omstandigheden 1977)

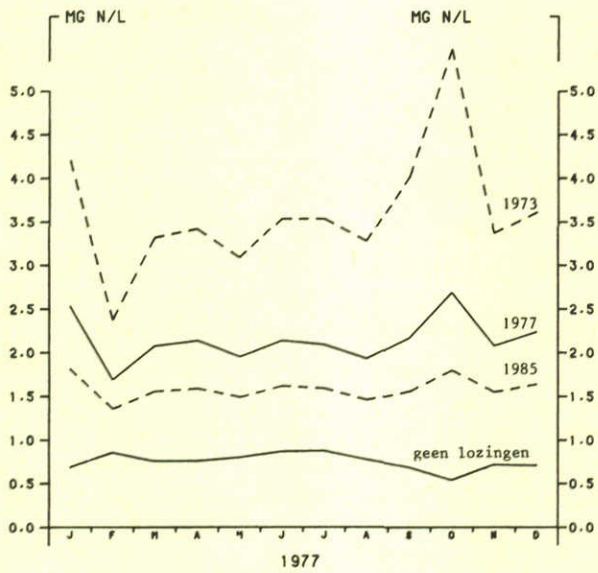
A4



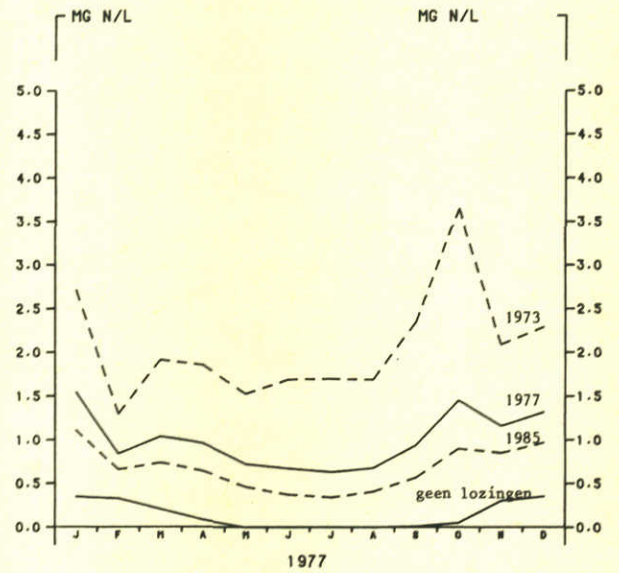
Invloed van ontwikkelingen in de lozingssituatie op de waterkwaliteit te Lobith (maandgemiddelde omstandigheden 1977)

A4

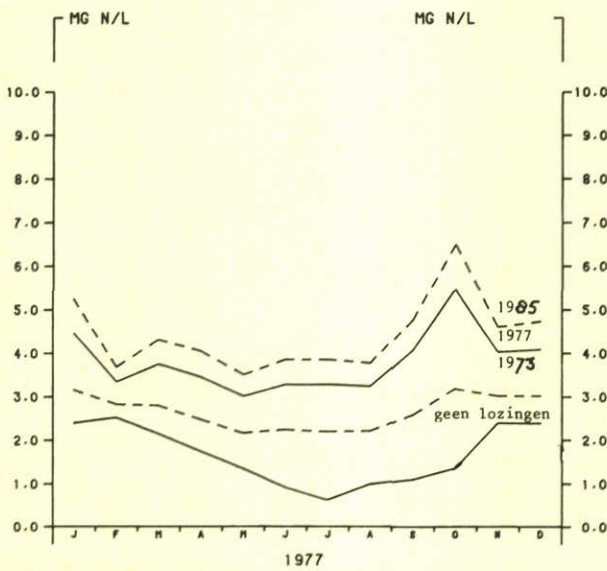
KJELDAHL-STIKSTOF LOBITH 1977



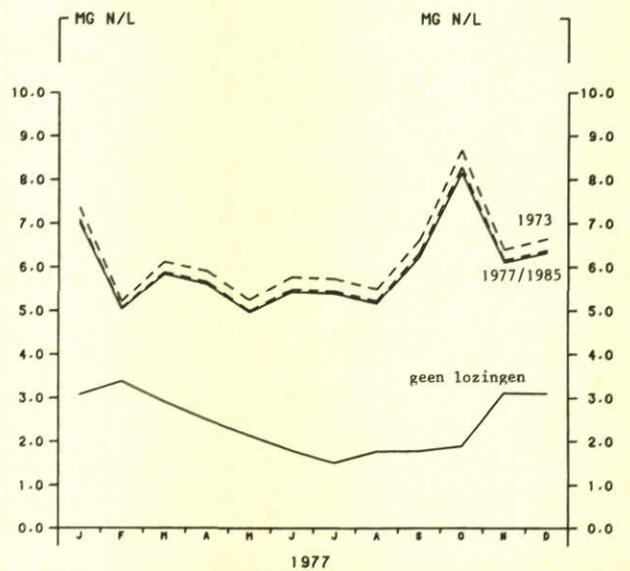
AMMONIUM-STIKSTOF LOBITH 1977



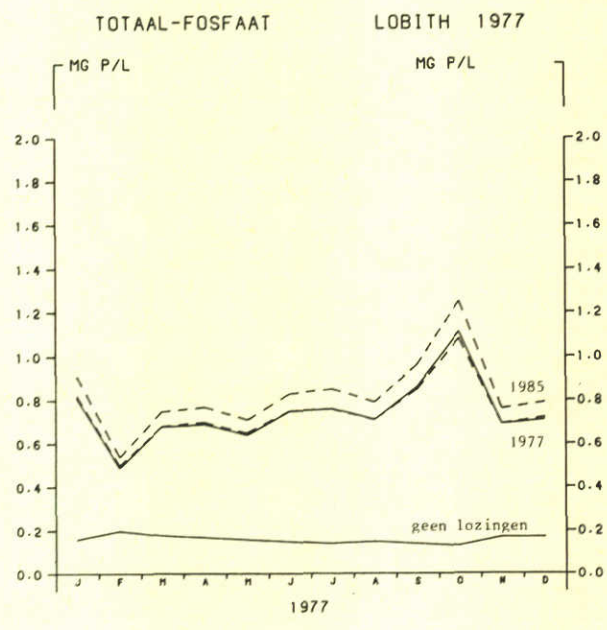
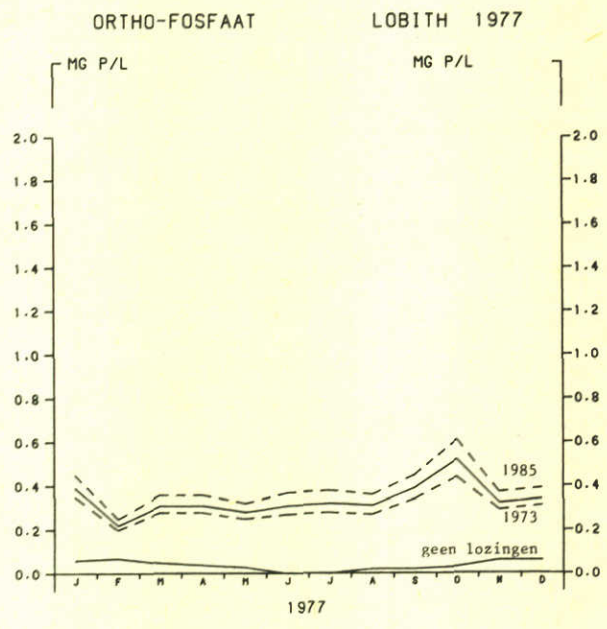
NITRAAT-STIKSTOF LOBITH 1977



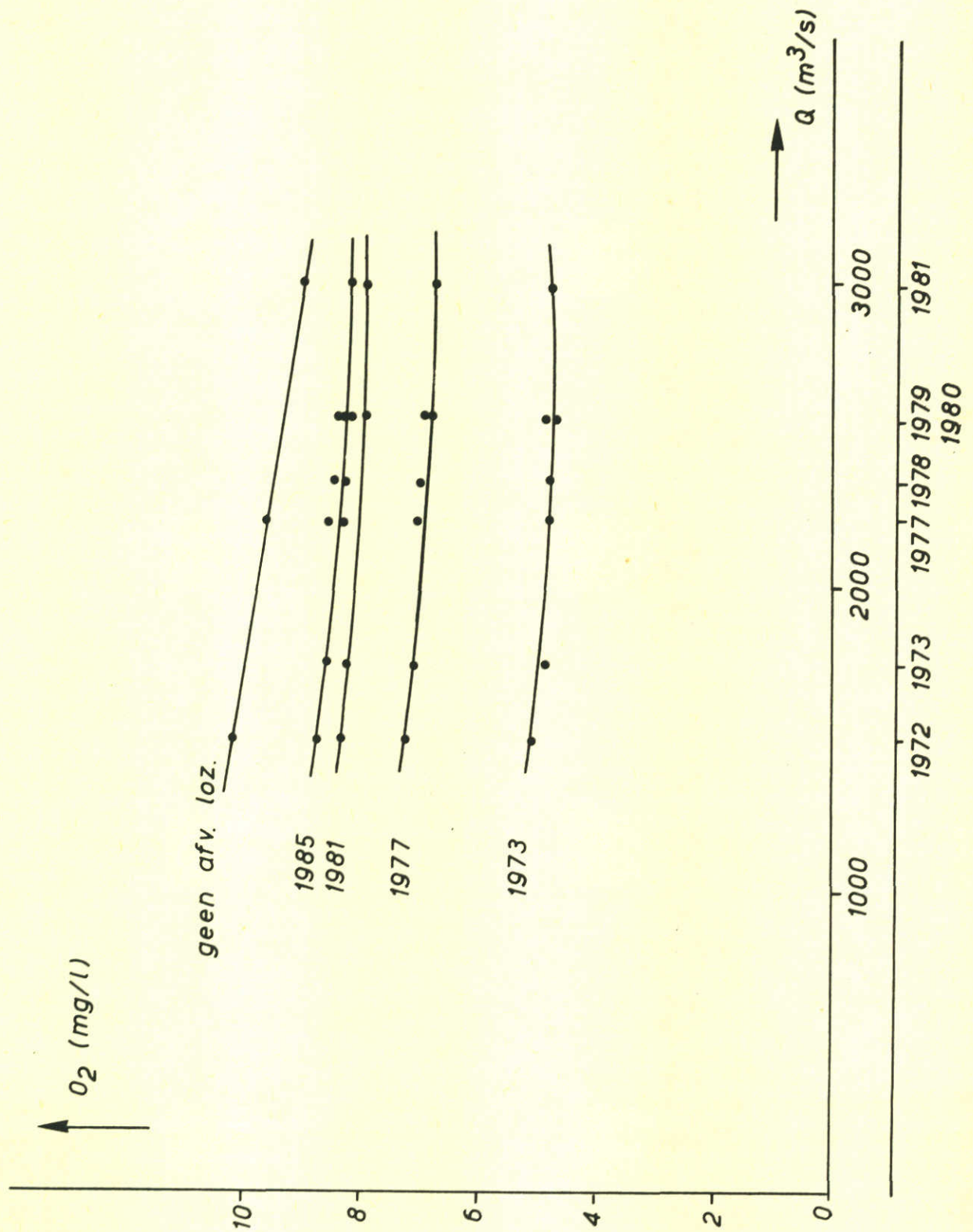
TOTAAL-STIKSTOF LOBITH 1977



Invloed van ontwikkelingen in de lozingssituatie op de waterkwaliteit te Lobith (maandgemiddelde omstandigheden 1977)



Invloed van ontwikkelingen in de lozings situatie op de waterkwaliteit te Lobith (maandgemiddelde omstandigheden 1977)

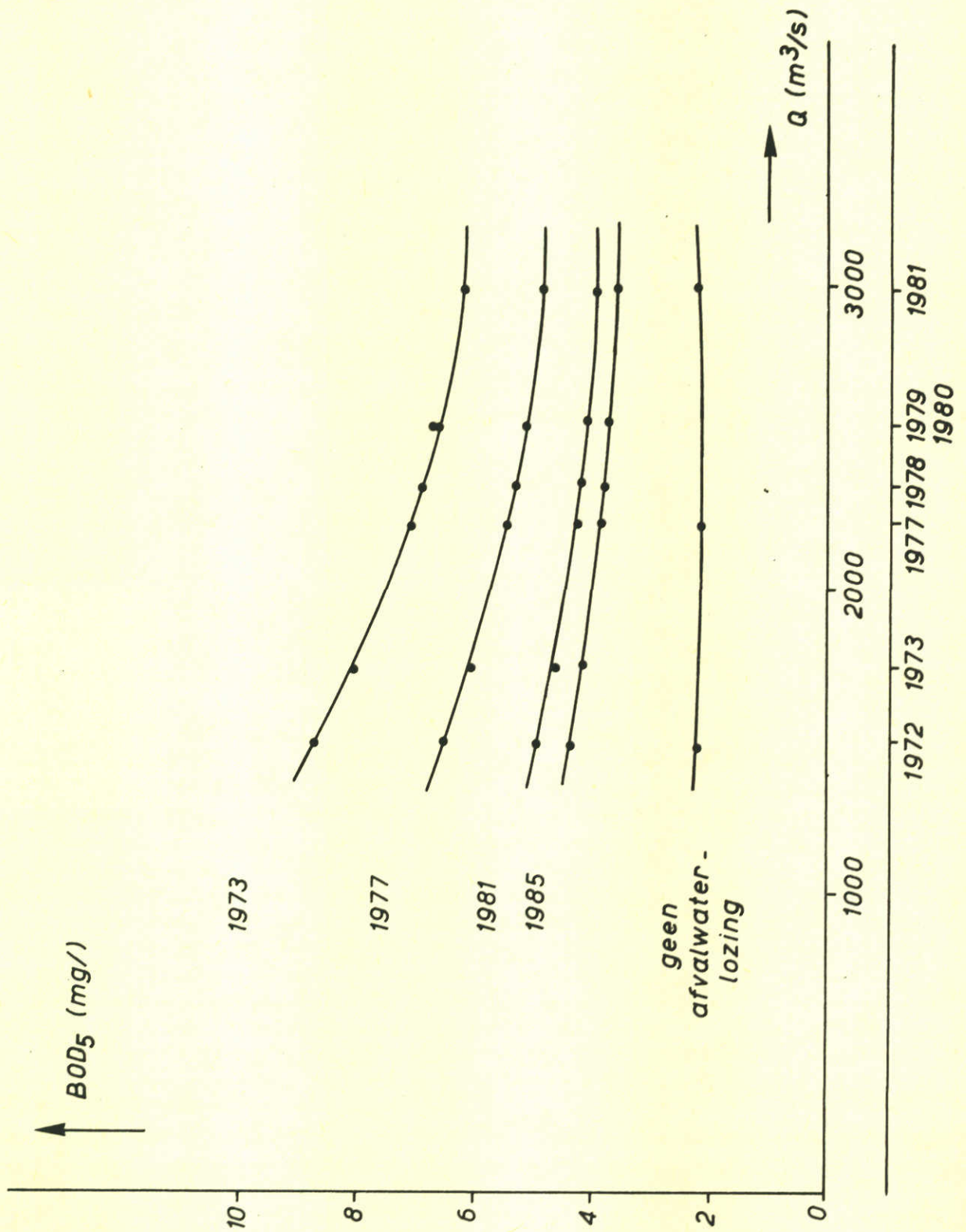


Invloed van het afvoerregiem op de waterkwaliteit
(zuurstof) te Lobith voor diverse lozingssituaties
(jaargemiddelde)

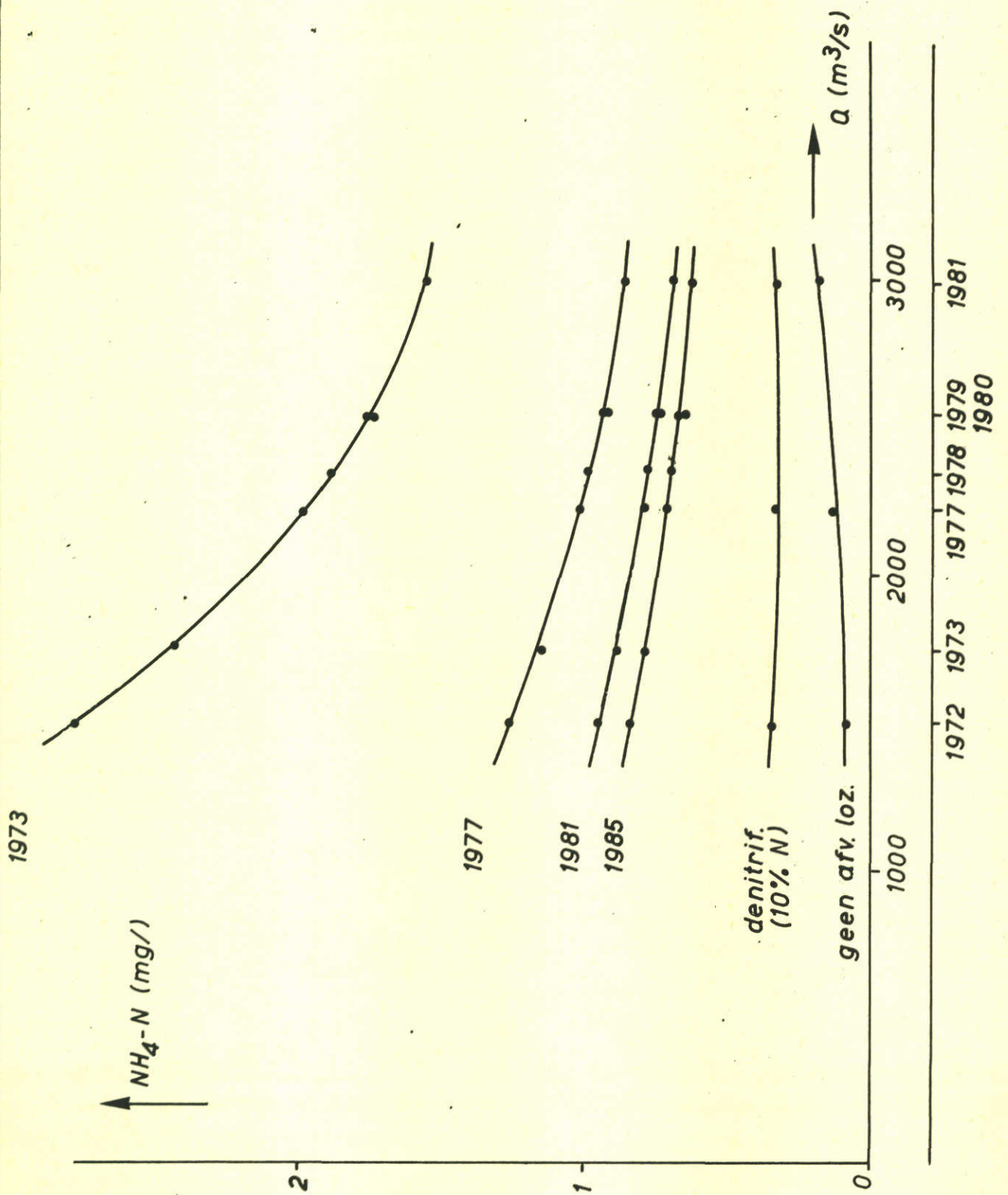
WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

Fig. 13A

A4



Invloed van het afvoerregiem op de waterkwaliteit (BOD₅) te Lobith voor diverse lozings-situaties (jaargemiddelde)

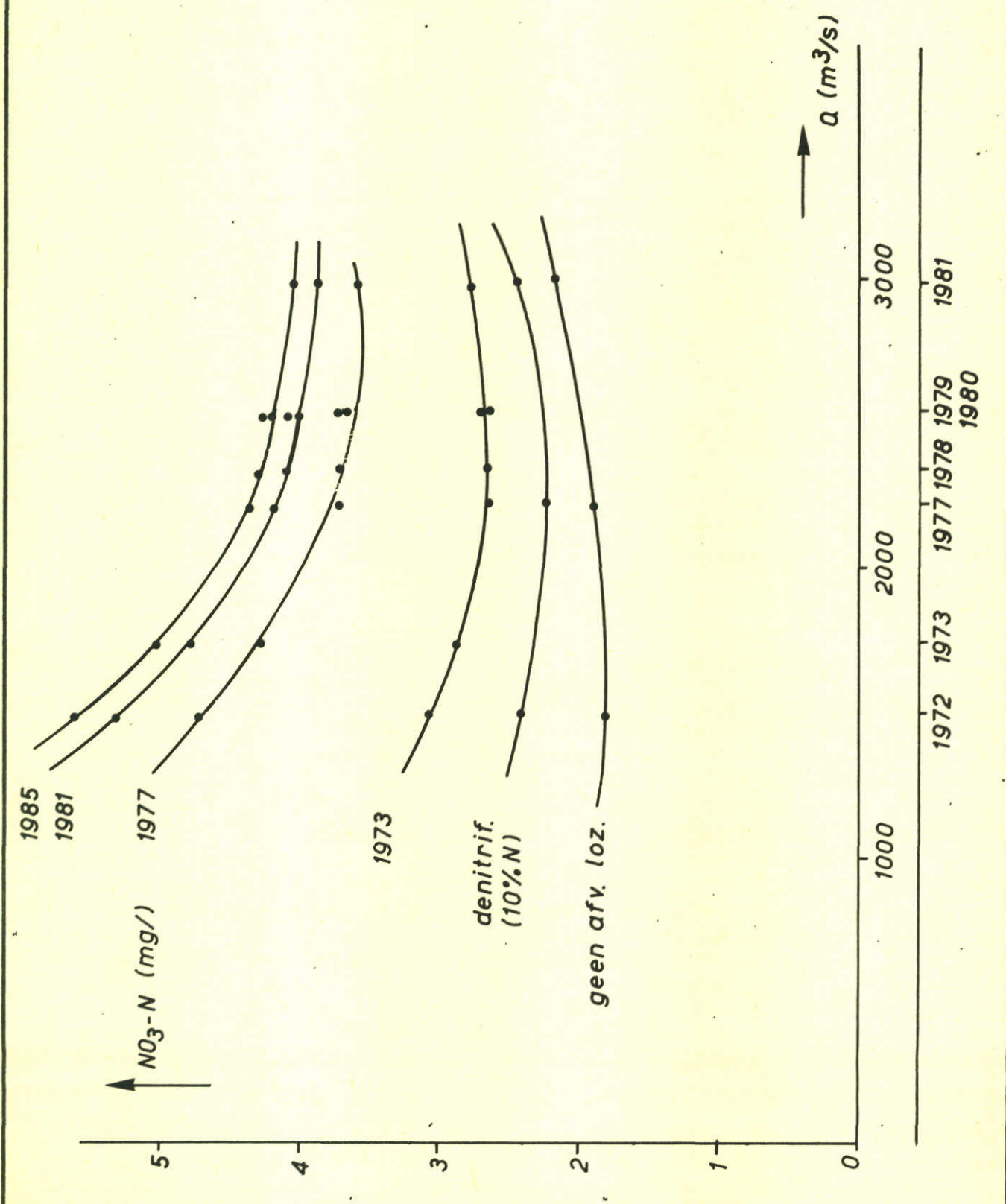


Invloed van het afvoerregiem op de waterkwaliteit
(ammonium) te Lobith voor diverse lozingssituaties
(jaargemiddelde)

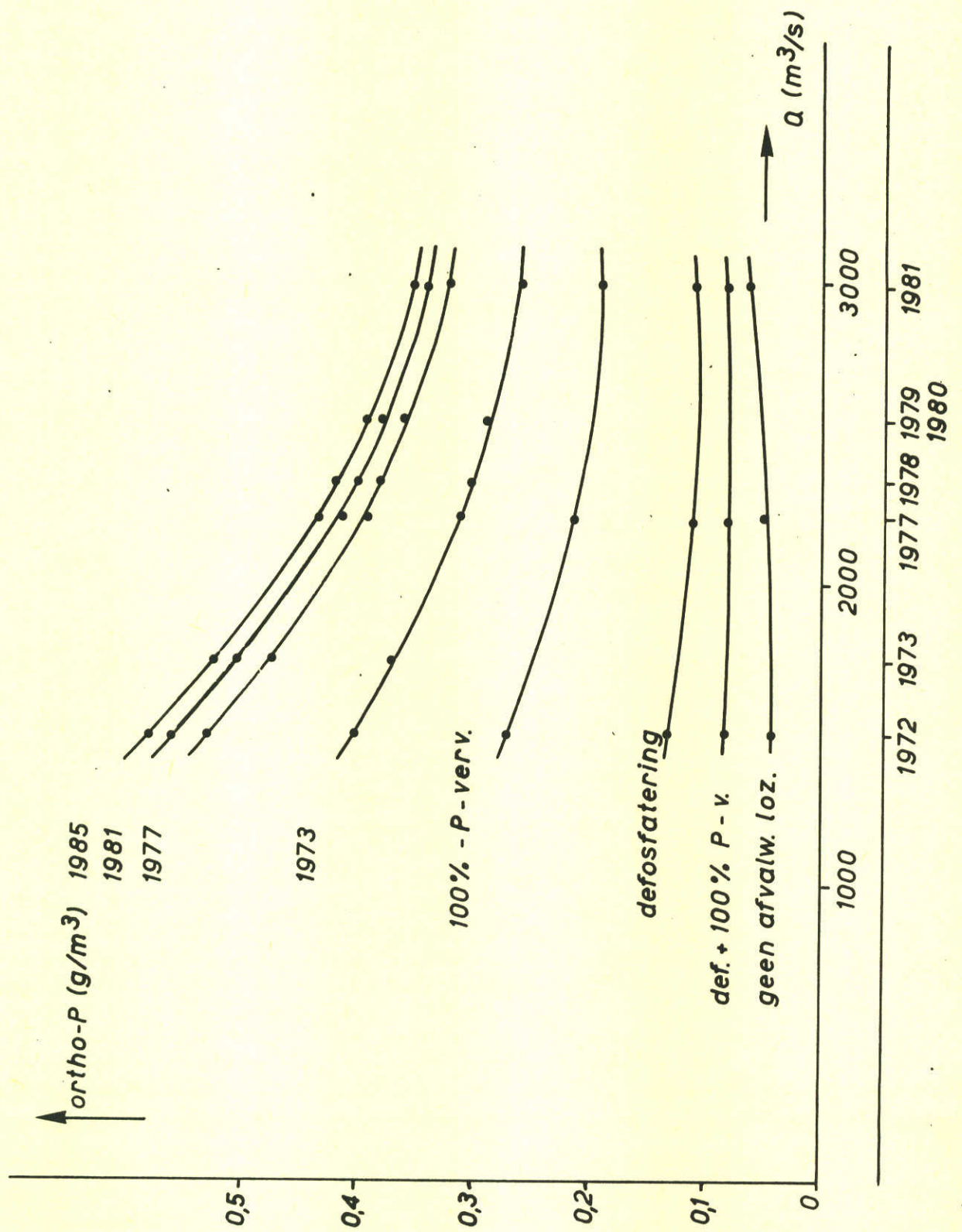
WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM

Fig. 13C

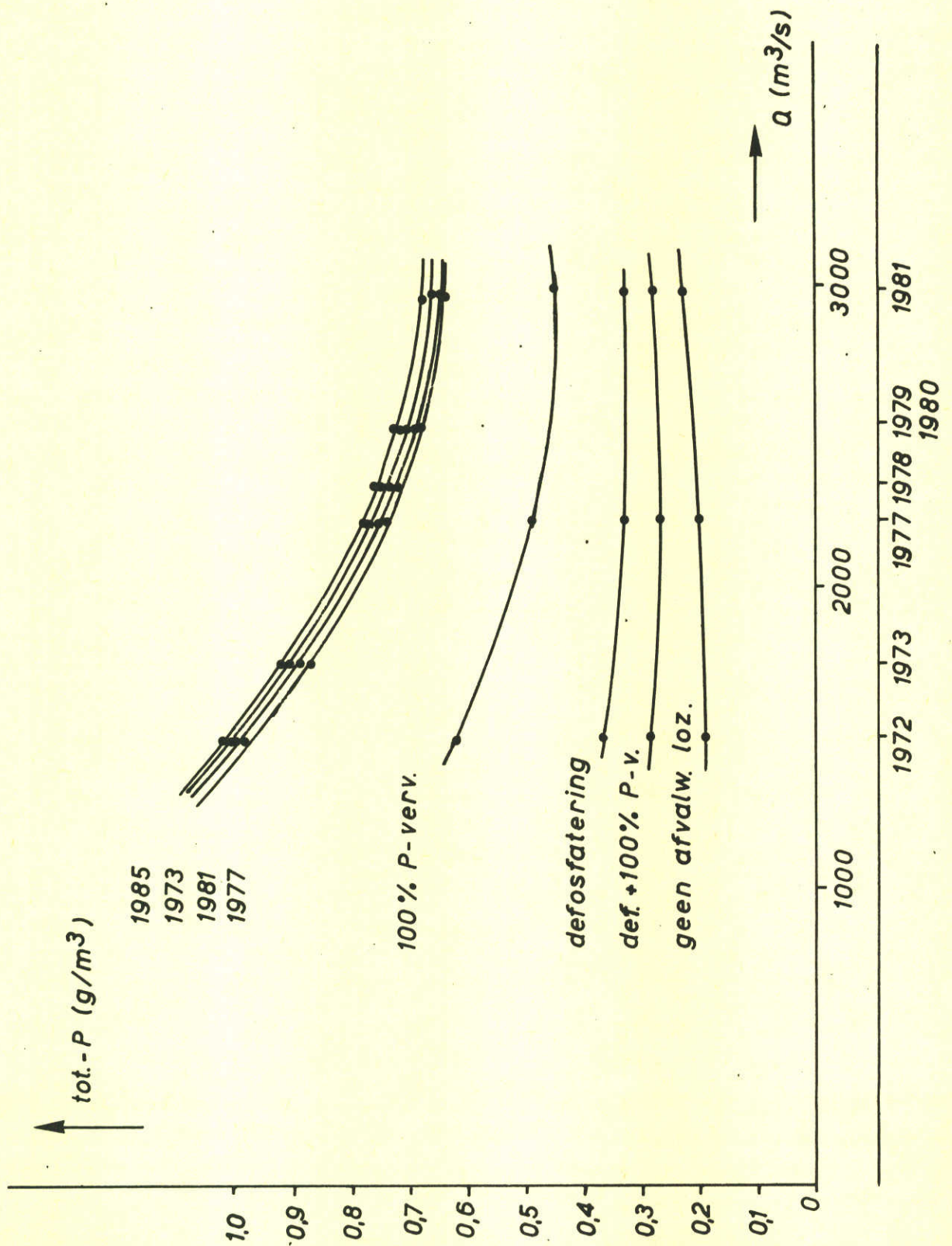
A4



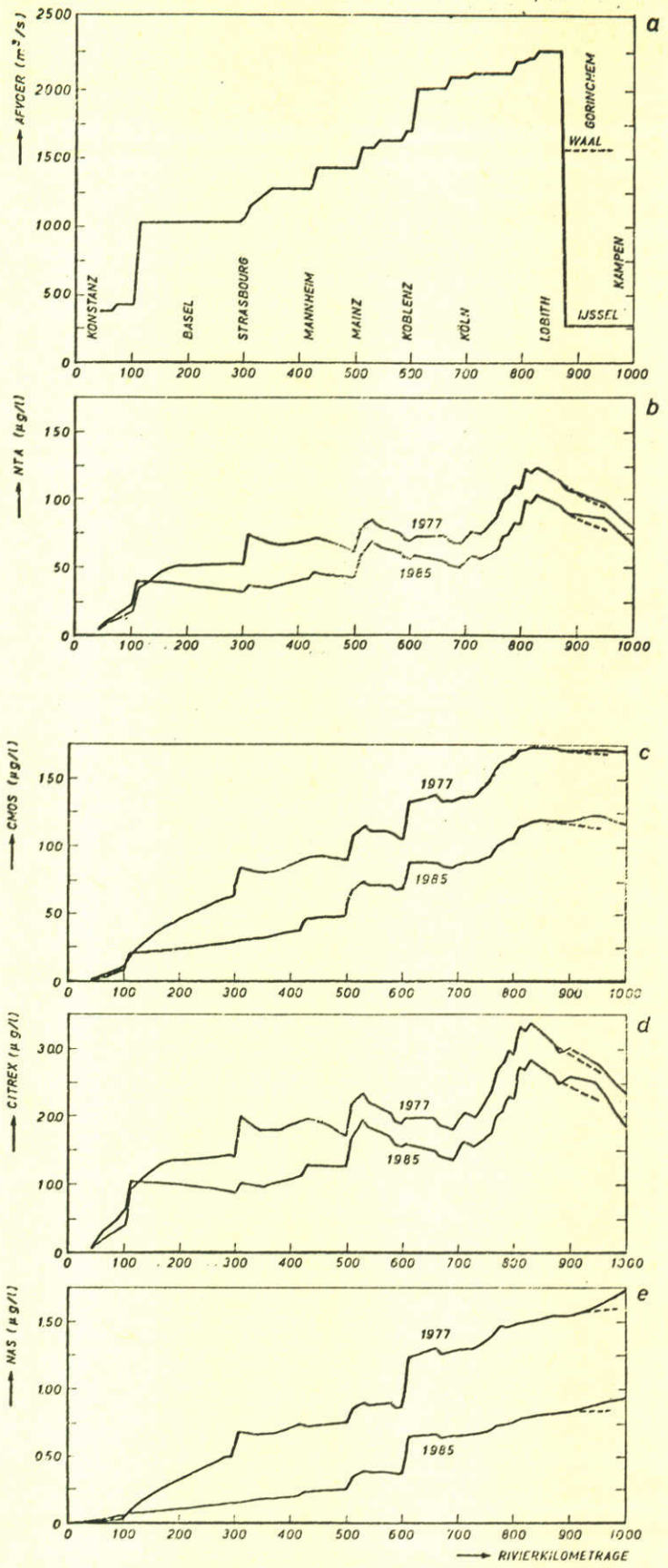
Invloed van het afvoerregiem op de waterkwaliteit (nitraat) te Lobith voor diverse lozingssituaties (jaargemiddelde)



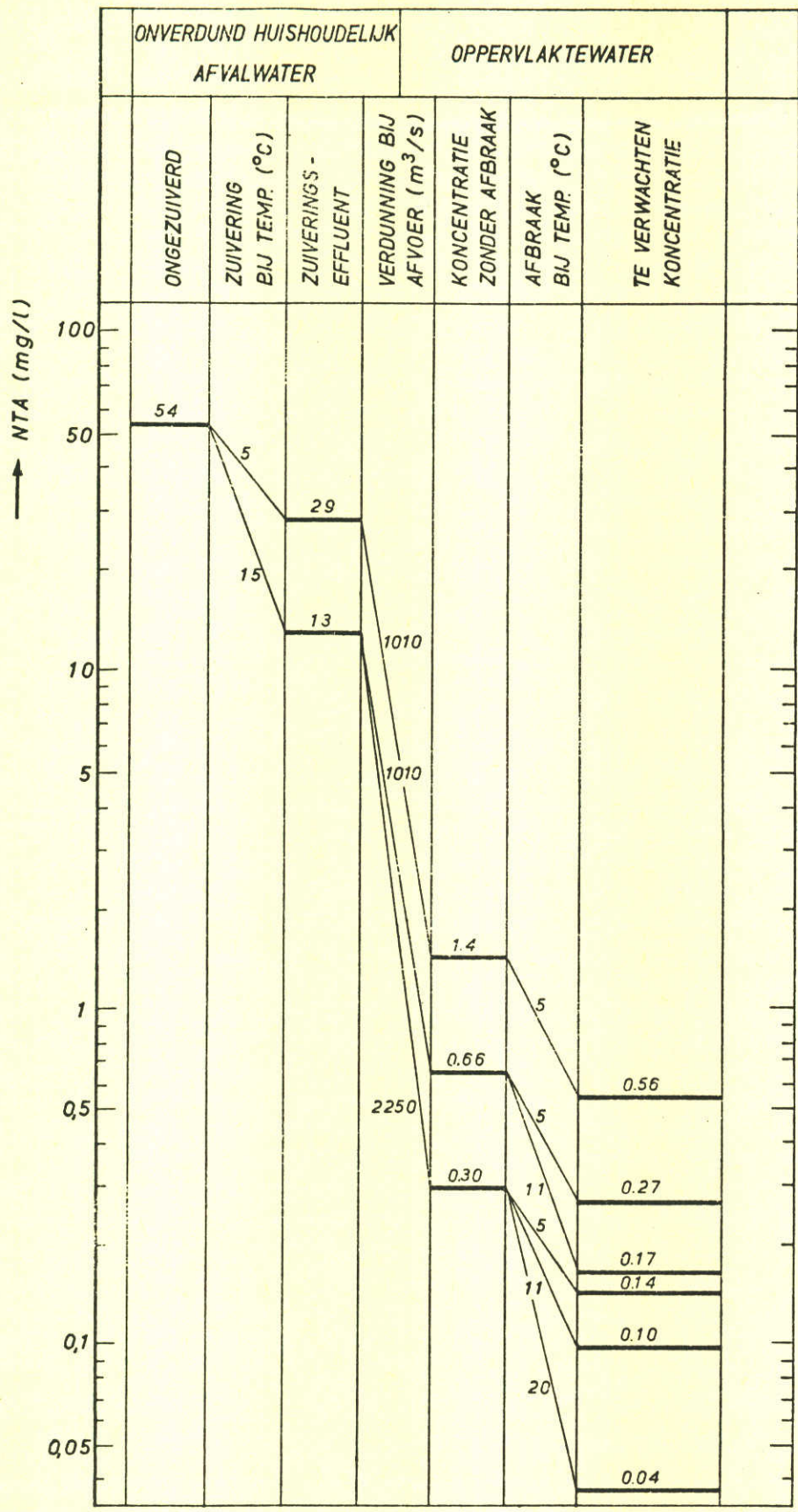
Invloed van het afvoerregiem op de waterkwaliteit (ortho-fosfaat) te Lobith voor diverse lozingssituaties (jaargemiddelde)



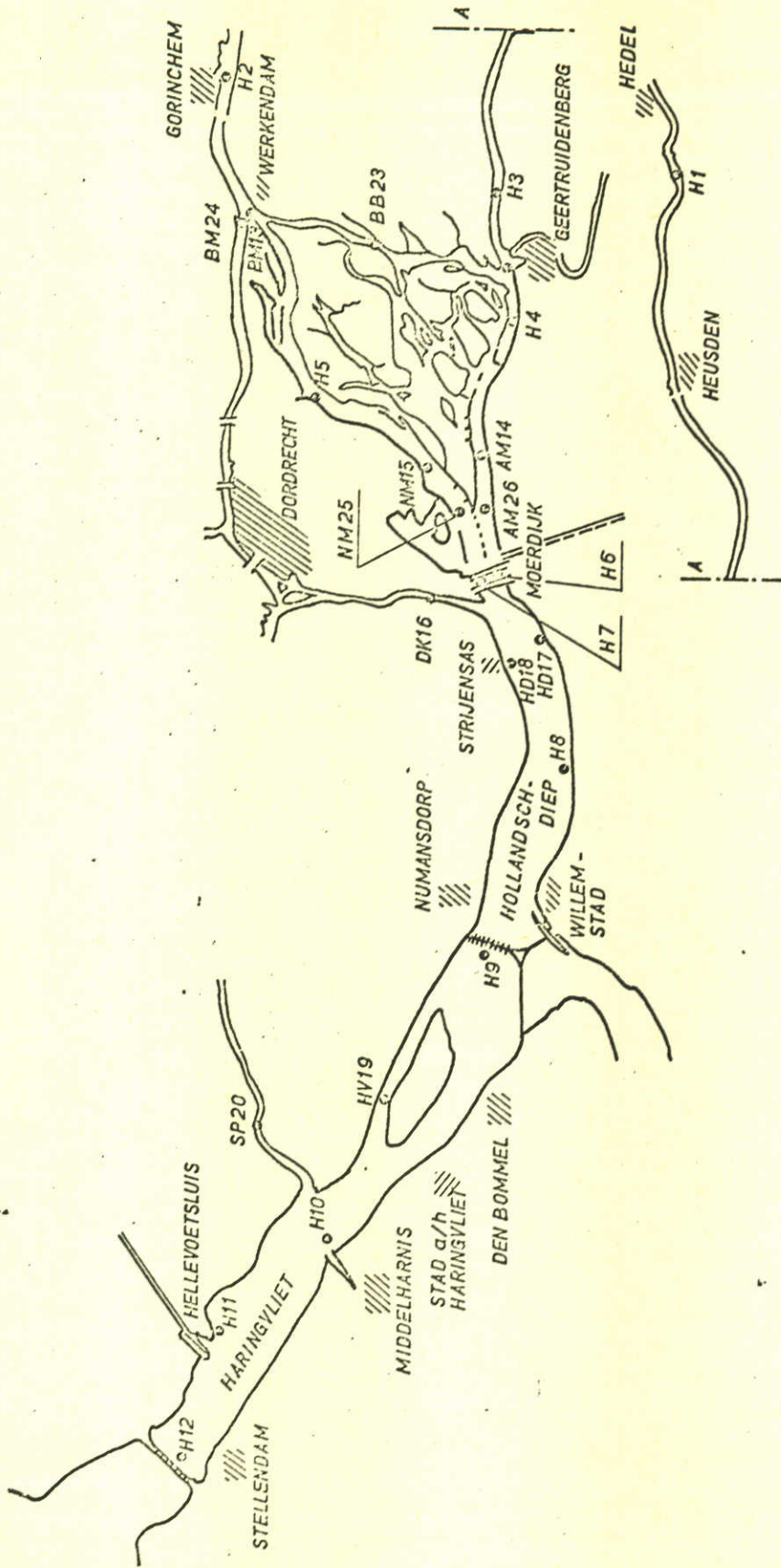
Invloed van het afvoerregiem op de waterkwaliteit
(tot.-fosfaat) te Lobith voor diverse lozings situaties
(jaargemiddelde)



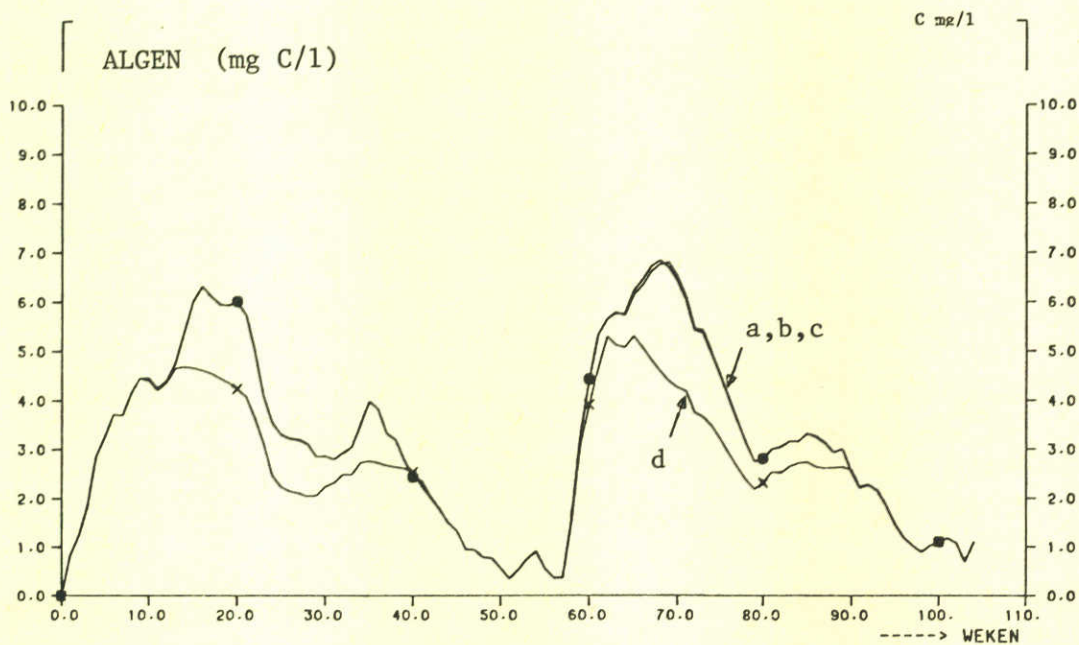
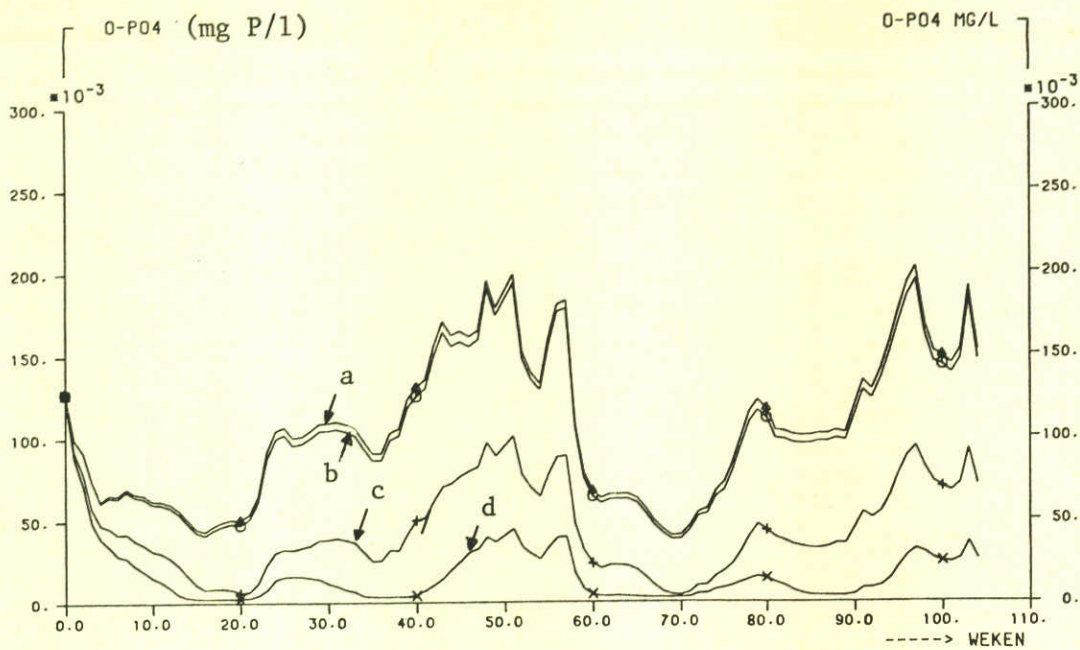
Simulatie voor NTA, CMOS, CITREX en MAS bij langjarig gemiddelde afvoer en temperatuur



Overzicht van de 'opbouw' van de berekende NTA-koncentraties te Lobith (lozingssituatie 1985)



Situering bemonsteringsstations in het Hollandsch-Diep/Haringvliet



Simulatiresultaten eutrofiëringsmodel voor het IJsselmeer, (a) nominale berekening 1977/78, (b) lozings situatie 1985, (c) als b, met poly-P vervanging, (d) als c met defosfatering

LOZING VAN GENAPOL BIJ HOECHST A/D MAIN, MEI 1980

PLAATS LOZING : MAIN (-20 KM)
 PLAATS WAARNEMING : RIJN (863 KM)
 DEBIETEN : MAIN-MONDING 180 M3/S
 : RHEINFELDEN 1200 M3/S
 : LOBITH 2325 M3/S

MASSA GENAPOL : 20 TON
 LOZINGSDUUR : 1 UUR
 DISPERSIECOEFFICIENT: 200 M2/S
 REDUKTIECOEFFICIENT : .4 1/DAG

1	2	3	4
3.28	-10.00		.6039E-04
3.32	-9.00		.2424E-03
3.36	-8.00		.8247E-03
3.40	-7.00	*	.2392E-02
3.44	-6.00	***	.5952E-02
3.49	-5.00	*****	.1277E-01
3.53	-4.00	*****	.2374E-01
3.57	-3.00	*****	.3844E-01
3.61	-2.00	*****	.5443E-01
3.65	-1.00	*****	.6770E-01
3.69	0.0	*****	.7433E-01
3.74	1.00	*****	.7231E-01
3.78	2.00	*****	.6259E-01
3.82	3.00	*****	.4838E-01
3.86	4.00	*****	.3351E-01
3.90	5.00	*****	.2087E-01
3.94	6.00	*****	.1173E-01
3.99	7.00	***	.5970E-02
4.03	8.00	*	.2760E-02
4.07	9.00	*	.1162E-02
4.11	10.00		.4472E-03
4.15	11.00		.1576E-03

0.0 0.20 0.40 0.60 0.80 1.00 (* E -1)

KOLOM 1: DE TIJD (DAG) T.O.V. HET MOMENT VAN LOZING
 KOLOM 2: DE TIJD (UUR) T.O.V. DE LOOPTIJD
 KOLOM 3: DIAGRAM VAN DE BEREKENDE CONCENTRATIE (G/M3)
 KOLOM 4: DE BEREKENDE CONCENTRATIE (G/M3)

Berekend concentratieverloop te Lobith na een kalami-
 teuze lozing van 20 ton Genapol op de Main (mei 1980)

A4

BIJLAGE I

Projectorganisatie (1-1-'78 tot 1-9-'81)

Stuurgroep Waterkwaliteitsmodellen Rijn en Maas

taak: aangeven hoofddoelstelling onderzoek, vaststellen budget, geven van opdrachten voor deelprojecten, verstrekken van informatie over beleid en beheer.

samenstelling: ir. W.H. Barentsen, (tot 1-6-'81) voorzitter, Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater
ir. K.P. Blumenthal, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging
ir. A.E. Brouwn, (vanaf 1-1-'79) Directie Bovenrivieren
ir. J.H. Jansen, (vanaf 1-6-'81) voorzitter, Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater
ir. H. de Jong, (tot 1-1-'79) Directie Bovenrivieren
prof. dr. L. Lijklema, Technische Hogeschool Twente
ir. M.E. Pot, (vanaf 16-11-'78) Directie Limburg
ir. J.E. Prins, Waterloopkundig Laboratorium
ir. P. Santema, Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening
ir. R. Klomp, secretaris, Waterloopkundig Laboratorium

Projectgroep Waterkwaliteitsmodel Rijn

taak: formulering operationele doelstellingen onderzoek, toetsen voortgang, bewaken van budget, coördineren van deelprojecten.

samenstelling: drs. A.A. Beukema, (tot 1-9-'78) Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater
ing. A.H.J. Dijkzeul, secretaris (vanaf 1-7-79) Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater
ir. J.G. de Graan, (tot 1-10-80) Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening
ir. R. Klomp, voorzitter, Waterloopkundig Laboratorium
Dr. H.A.M. de Kruijf, (vanaf 1-1-80) Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening

BIJLAGE I (vervolg)

ir. J.B.H.J. Linders, Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening
ir. H.J. Opdam, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging
ir. M.C.M. van Oirschot, (vanaf 1-7-80) Rijksinstituut voor
Zuivering van Afvalwater
ir. J.A. van Pagee, Waterloopkundig Laboratorium
ir. L. Postma, (vanaf 1-7-79) Waterloopkundig Laboratorium
dr. ir. H.M. van Schieveen, (tot 1-1-81) Dienst Informatie
Verwerking
ir. B.G.M. van de Wetering, Rijksinstituut voor Zuivering van
Afvalwater (tot 1-7-79 secretaris)

p.o. box 177

2600 mh delft

the netherlands