



waterloopkundig laboratorium  
delft hydraulics laboratory

zuurstofmodellering diepe putten IJsselmeergebied

verslag onderzoek

---

R1764/S462-02

januari 1984

R1764

1-11-84

---

zuurstofmodellering diepe putten IJsselmeergebied

verslag onderzoek

---

R1764/S462-02

januari 1984



## INHOUD

<b>1. Inleiding</b> . . . . .	<b>1</b>
1.1 Ontstaan en waterkwaliteitsgevolgen van diepe putten . . .	1
1.2 Achtergrond van het diepe putten onderzoek . . . . .	1
1.3 Doel en opzet van de modelontwikkeling en -toepassing . . .	2
<b>2. Analyse van de beschikbare gegevens</b> . . . . .	<b>4</b>
2.1 Overzicht benodigde gegevens . . . . .	4
2.2 Waterkwaliteit IJmeer . . . . .	4
2.2.1 Beschikbare waterkwaliteitsgegevens . . . . .	4
2.2.2 Analyse van de samenstelling van het organisch materiaal . . . . .	6
2.2.3 Momentane verdeling organisch materiaal . . . . .	13
2.3 De waterkwaliteit van de IJmeerput . . . . .	14
2.3.1 De beschikbare gegevens . . . . .	14
2.3.2 Gegevensanalyse . . . . .	14
2.3.3 De interpretatie van meetvariabelen voor het model . .	15
2.4 Temperatuur en wind gegevens . . . . .	17
2.4.1 Temperatuurgegevens IJmeerput . . . . .	17
2.4.2 Wind . . . . .	17
2.5 Gegevens van de geometrie van de IJmeerput . . . . .	17
<b>3. Stratifikatie en kwantificering verticale menging</b> . . . . .	<b>19</b>
3.1 Het begrip stratifikatie en verticale dispersie . . . . .	19
3.2 Bepaling dispersiecoëfficiënten op basis van warmte indringing . . . . .	20
3.3 Bepaling dispersiecoëfficiënten op basis van wind en dichtheidsverschillen . . . . .	23
3.3.1 Theoretische beschouwing . . . . .	23
3.3.2 Berekening en toetsing verticale menging voor 1978 . .	27
3.3.3 Berekening en toetsing verticale menging voor 1980 . .	28
<b>4. Ontwikkeling van het zuurstofmodel ZQUA</b> . . . . .	<b>29</b>
4.1 Achtergrond van de modelontwikkeling . . . . .	29
4.2 Beschrijving van het gestratificeerde systeem . . . . .	30
4.2.1 De waterkwaliteitsprocessen . . . . .	30
4.2.2 Effecten stratifikatie op waterkwaliteit en ecosysteem . . . . .	31
4.3 Beschrijving van het waterkwaliteitsmodel . . . . .	32
4.3.1 Algemene opzet van het waterkwaliteitsmodel . . . . .	32
4.3.2 Het huidige waterkwaliteitsmodel ZQUA . . . . .	34
4.3.3 Diskussie van de gekozen systeemdefinitie . . . . .	36
4.4 Kalibratie van ZQUA . . . . .	37
4.4.1 Kalibratie procedure . . . . .	37
4.4.2 Kalibratie resultaten . . . . .	39
4.5 Verifikatie van ZQUA . . . . .	44
<b>5. De simulaties voor ontgrondings- en   waterkwaliteitsscenario's</b> . . . . .	<b>46</b>
5.1 Keuze van de scenario's . . . . .	46
5.2 Simulatie resultaten en konklusies . . . . .	47
<b>6. Evaluatie van ZQUA en mogelijk toekomstig onderzoek</b> . . . .	<b>50</b>
<b>Referenties</b> . . . . .	<b>52</b>
<b>Appendix : Windinvloed op het wateroppervlak</b> . . . . .	<b>54</b>

## Figuren

1.1 Situering IJmeerput

2.1 t/m 2.3 Resultaten regressie analyse waterkwaliteit

2.4 Verdeling organische stof IJmeer 1978

2.5 Verdeling organisch stikstof IJmeer 1978

2.6 t/m 2.8 Meetgegevens IJmeerput 1978 en 1980

3.2 Schematisaties gestratificeerd systeem

3.3 t/m 3.6 Gesimuleerd verloop temperatuur IJmeerput

4.1 Schematisatie waterkwaliteit in een gestratificeerd systeem

4.2 t/m 4.4 Schematisaties waterkwaliteit voor het model ZQUA

4.5 t/m 4.8 Resultaten kalibratie ZQUA, IJmeerput 1978

4.9 t/m 4.12 Resultaten verifikatie ZQUA, IJmeerput 1978

5.1 Diepte/oppervlak relaties voor de scenario's

5.2 Diepte/volume relaties voor de scenario's

5.3 t/m 5.18 Resultaten simulaties van de scenario's



## 1. INLEIDING

### 1.1 ONTSTAAN EN WATERKWALITEITSGEVOLGEN VAN DIEPE PUTTEN

In de loop der jaren is als gevolg van zandwinning een aantal diepe putten ontstaan in IJsselmeer en randmeren. Met name in het IJmeer en het Gooimeer zijn deze putten omvangrijk en hebben ze respectievelijk een maximale diepte van 40 en 30 meter (figuur 1.1). Verwacht mag worden, dat de zandwinning in de toekomst zal worden gekontinueerd zolang er behoefte aan zand blijft bestaan. Het ontgronde oppervlak zal dien ten gevolge toenemen. Uit het oogpunt van waterkwaliteitsbeheer zal een dergelijke ontwikkeling kritisch dienen te worden beschouwd.

In de diepe putten treedt thermische stratifikatie op gedurende het zomer halfjaar. Dit is een stabiele gelaagdheid van het water, waarbij zich een lichtere warme bovenlaag (epilimnion) bevindt boven zwaardere koude onderlagen (hypolimnion). Thermische stratifikatie ontstaat vooral in voorjaar en zomer, als de bovenlaag wordt opgewarmd door zoninstraling.

Ten gevolge van de stratifikatie wordt de menging en daarmee het verticale dispersieve stoftransport in aanzienlijke mate gereduceerd. Als gevolg van chemische en biologische processen in het min of meer afgezonderde hypolimnion kunnen stoffen zich ophopen ofwel worden uitgeput. Door verbruik van zuurstof bij een aantal verschillende mineralisatie en oxidatie processen kan er op den duur zuurstofloosheid ontstaan. Met name de mikrobiële afbraak van bezinkende organische stof afkomstig van fytoplankton en lozingen speelt een belangrijke rol. Hierbij komen nutriënten zoals ammonium en orthofosfaat vrij. Ook mineralisatie processen in de bodem dragen in aanzienlijke mate bij tot uitputting van zuurstof en ophoping van nutriënten. Vooral onder zuurstofloze omstandigheden kan de afgifte van nutriënten door de bodem aanzienlijk zijn.

De genoemde concentratie veranderingen in het hypolimnion kunnen konsekventies hebben voor waterkwaliteit en ecosysteem van het betreffende meer als geheel. Met name moet worden gedacht aan het verlies van voedselrijk bodemoppervlak ten gevolge van zuurstofloosheid. Vissen en vogels zullen hiervan de gevolgen ondervinden. Voorts kan worden gewezen op opmenging van hypolimnion water met een slechte kwaliteit (zuurstofarm, nutriëntrijk) met het epilimnion na destratifikatie. Indien dit plotseling gebeurt kan dit leiden tot verhoogde fytoplankton bloei (eutrofiering). Of de stratifikatie ten aanzien van eutrofiering gemiddeld een positief danwel negatief effect heeft is echter nog niet duidelijk. Het is immers ook denkbaar, dat het verticale stoftransport dusdanig wordt gereduceerd, dat de teruglevering van nutriënten vanuit het hypolimnion geringer is dan vanuit de bodem.

### 1.2 ACHTERGROND VAN HET DIEPE PUTTEN ONDERZOEK

Vanwege de toenemende ontgrondingen alsmede de mogelijke gevolgen voor waterkwaliteit en ecosysteem hebben de beherende instanties het initiatief genomen tot een breed opgezet onderzoek. Het onder-



zoek vindt plaats onder de auspiciën van de 'Begeleidingskommissie onderzoek diepe putten IJsselmeer en randmeren', waarin een groot aantal diensten van de Ministeries van Verkeer en Waterstaat en van Landbouw zijn vertegenwoordigd. Daarnaast maken ook vertegenwoordigers van twee onderzoeksinstituten, te weten het Limnologisch Instituut en het Rijksinstituut voor Natuurbeheer, deel uit van de begeleidingskommissie.

De onderzoeksprogramma's worden voorbereid, in wetenschappelijk-technische zin begeleid en gerapporteerd door een daartoe in het leven geroepen 'Onderzoekskommissie diepe putten in IJsselmeer en randmeren'. Hierin zijn vertegenwoordigd directie WW district Noord (algehele leiding en coördinatie), RIZA, RIJP, directie Zuiderzeewerken, KEMA en RIVO. Mede door toedoen van deze commissie is een uitgebreid fysisch, hydrochemisch en biologisch meetprogramma uitgevoerd in putten en meren (Rapport onderzoeksresultaten, 1981). Voor het in dit verslag gerapporteerde modelonderzoek is gebruik gemaakt van de resultaten van de fysische metingen verricht onder de verantwoordelijkheid van directie WW district Noord en van de hydrochemische metingen verricht door het RIZA (Rapport meetresultaten IJmeerput I en II 1976 t/m 1980).

Op haar beurt heeft het RIZA in overleg met de onderzoekskommissie aan het Waterloopkundig Laboratorium de opdracht verleend tot de ontwikkeling van een zuurstofmodel voor de diepe putten. Het modelonderzoek is begeleid door een begeleidingsgroep met de volgende samenstelling :

Ir. J.A.W. de Wit	: Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater (voorzitter)
Drs. F.A.M. Claessen	: Directie Waterhuishouding en Waterbeweging district Noord
Ir. P.S. Griffioen	: Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater
Ing. J.H.M. van der Meulen	: Deltadienst Rijkswaterstaat afd. Milieu en Inrichting
Ir. J.A. van Pagee	: Waterloopkundig Laboratorium, afd. Milieuhydrodynamica
Ir. J.G.C. Smits	: Waterloopkundig Laboratorium, afd. Milieuhydrodynamica

### 1.3 DOEL EN OPZET VAN DE MODELONTWIKKELING EN -TOEPASSING

Afgeleid van de eerder beschreven effecten op de waterkwaliteit van put en meer kan voor de ontwikkeling van het zuurstofmodel de volgende doelstelling worden omschreven :

Het model dient bij te kunnen dragen tot een beoordeling van de gevolgen van de aanwezigheid van diepe putten voor waterkwaliteit en ecosysteem, die rechtstreeks voortvloeien uit de zuurstofhuishouding van de put. Dit impliceert dat het model de zuurstofhuishouding van het hypolimnion in de put moet beschrijven in relatie tot:

- de geometrie van de ontgrondingen
- de waterkwaliteit van het meer



In een mogelijk toekomstige onderzoeksfase kan de modellering worden uitgebreid naar de nutriënten huishouding en fytoplankton. In die fase zullen ook saneringsmaatregelen met betrekking tot de eutrofiering en effecten van waterstaatkundige ingrepen in beschouwing kunnen worden genomen.

Vanwege de ruime beschikbaarheid van waterkwaliteitsgegevens van de IJmeerput I is de modelontwikkeling op deze put toegespitst. Dat neemt echter niet weg, dat het model op een zodanig algemene wijze is opgezet, dat het vrijwel direkt toepasbaar is op elke andere diepe put. Hierbij kan gedacht worden aan zowel de putten in IJsselmeer en randmeren als de diepe geulen in het Grevelingen.

Ten behoeve van de ontwikkeling van het zuurstofmodel is een analyse van de voor IJmeer en IJmeerput I beschikbare waterkwaliteitsgegevens uitgevoerd. Met behulp hiervan werd de kwaliteit van het epilimnion, de randvoorwaarde voor het model, gekwantificeerd voor zover het de afbreekbare organische stof betreft. De analyse wordt beschreven in hoofdstuk 2.

Daar het vertikaal dispersief stoftransport een belangrijke plaats inneemt in het zuurstofmodel, is de verticale dispersie in de put gekwantificeerd met een tweetal methodes. In hoofdstuk 3 worden de beide methodes en de resultaten besproken. Ze zijn respectievelijk gebaseerd op verticale warmteindringing en op windgeïnduceerde turbulentie en dichtheidsverschillen, die ontstaan door instraling van de zon. Voor beide is gebruik gemaakt van gemeten temperatuurprofielen. In de toekomst zal het mogelijk zijn temperatuurprofielen als functie van putgeometrie en meteorologische kondities te berekenen. Hiervoor zal het bij de DIV ontwikkelde stratifikatie model STRAFI kunnen worden gebruikt, dat hiertoe enige uitbreiding voor de relatie tussen geometrie en stroming zal dienen te ondergaan. Simulaties van de waterkwaliteit in het geval van alternatieve putgeometrieën zullen daarmee nauwkeuriger worden. Daarnaast zullen simulaties voor een brede range van meteorologische kondities mogelijk worden.

De ontwikkeling van het eigenlijke zuurstofmodel ZQUA met behulp van het gegevensbestand voor de IJmeerput I en de resultaten van gegevensanalyse en dispersieberekeningen komt aan de orde in hoofdstuk 4. Daarin worden naast de mathematische structuur van het model de kalibratie en verifikatie op respectievelijk de gegevens van 1978 en 1980 beschreven.

Teneinde een oordeel te kunnen uitspreken ten aanzien van de invloed van putgeometrie en epilimnion waterkwaliteit op de zuurstofhuishouding van het hypolimnion is een aantal simulaties uitgevoerd. Voor geometrie en epilimnion waterkwaliteit zijn scenario's gekozen, die zoveel mogelijk aansluiten bij mogelijke toekomstige ontwikkelingen. De resultaten van de simulaties worden beschreven en toegelicht in hoofdstuk 5.

Tenslotte wordt in hoofdstuk 6 een discussie gegeven met betrekking tot de getrokken konklusies, de toepasbaarheid van het model, het mogelijk toekomstige onderzoek en de mogelijke verdere modelontwikkeling.

De ontwikkeling en toepassing van het model ZQUA en de rapportage hiervan werden uitgevoerd door ir. J.A. van Pagee en ir. J.G.C. Smits.



## 2. ANALYSE VAN DE BESCHIKBARE GEGEVENS

### 2.1 OVERZICHT BENODIGDE GEGEVENS

De verzameling en analyse van gegevens is een essentieel onderdeel voor de ontwikkeling en toepassing van een rekenmodel, dat in staat is de zuurstofhuishouding in een diepe put te beschrijven. De benodigde gegevens betreffen morfologische gegevens (geometrie), gegevens waaruit de verticale menging kan worden afgeleid, alsmede gegevens betreffende de chemische en biologische samenstelling van zowel het water in de put als het water, dat zich boven de put bevindt en een vrije uitwisseling heeft met de rest van het meer.

Zoals genoemd in paragraaf 1.3 is, vanwege de beschikbaarheid van gegevens, de studie vooral gericht op een beschrijving van de zuurstofhuishouding in de IJmeerput voor de jaren 1978 en 1980.

In paragraaf 2.2 wordt aandacht besteed aan de kwaliteit van het IJmeer voor de periode 1977 t/m 1981 en het gebruik van de waargenomen chemische en biologische samenstelling als invoergegeven (randvoorwaarde) voor een beschrijving van de ontwikkeling van de zuurstofhuishouding in de IJmeerput. Aangezien het zuurstofverbruik in de put in belangrijke mate gerelateerd is aan de aanwezigheid van afbreekbaar organisch materiaal, en dit via uitwisseling en bezinking vanuit de bovenliggende waterlagen wordt aangevoerd, is speciale aandacht besteed aan de samenstelling en kenmerken van het organisch materiaal in het IJmeer.

In paragraaf 2.3 wordt ingegaan op de beschikbare waterkwaliteitsgegevens voor de IJmeerput. Deze gegevens zijn van belang voor zowel de algehele modelvorming als een toetsing van de berekeningsresultaten aan het waargenomen gedrag van de waterkwaliteit.

In paragraaf 2.4 wordt aangegeven welke gegevens beschikbaar zijn met betrekking tot thermische stratifikatie. Deze gegevens omtrent het temperatuurverloop op verschillende diepten zijn een belangrijke basis voor de kwantificering van de verticale menging in de put, alsmede de uitwisseling met het bovenstaande water en daarmee de rest van het meer. Aangezien de verticale menging in belangrijke mate door wind wordt geïnduceerd wordt in deze paragraaf tevens aandacht besteed aan de ter beschikking staande windgegevens.

In paragraaf 2.5 tenslotte zal worden ingegaan op de geometrie van de IJmeerput.

### 2.2 WATERKWALITEIT IJMEER

#### 2.2.1 Beschikbare waterkwaliteitsgegevens

De waterkwaliteit van het IJmeer is een van de belangrijkste randvoorwaarden voor de zuurstofhuishouding van de IJmeerput. Enerzijds wordt hierdoor de initiële konditie van de put bepaald op het moment, dat de put zich als gevolg van een opbouwende thermische



stratifikatie afzondert van het overige IJmeer. Anderzijds is de kwaliteit van het water, dat zich boven de put bevindt, een belangrijke randvoorwaarde voor de aanvoer van stoffen naar de put via bezinking en verticale menging.

De beschikbare gegevens betreffen de door het RIZA, RIV en RID 2-wekelijks gemeten waterkwaliteitsvariabelen (RWS, 1977/1981), welke door middel van een komputertape vanuit het WAKWAL bestand voor het projekt beschikbaar zijn gesteld. Deze tape bevatte de gemeten waarden in het IJmeer (Y122) en Gooimeer (Y125) over de periode 1 januari 1977 t/m 31 december 1981 van de volgende waterkwaliteitsvariabelen :

Tabel 2.1 : Beschikbare waterkwaliteitsvariabelen van IJmeer en Gooimeer.

Waterkwaliteitsvariabele	Eenheid
zuurgraad (pH)	--
temperatuur (T)	°C
zichtdiepte (Secchi schijf)	m
zuurstof (DO)	g/m <sup>3</sup>
biochemisch zuurstof verbruik (BOD5)	g/m <sup>3</sup>
chemisch zuurstof verbruik (COD)	g/m <sup>3</sup>
totaal organisch koolstof (TOC) <sup>1</sup>	g/m <sup>3</sup>
opgelost organisch koolstof (DOC) <sup>1</sup>	g/m <sup>3</sup>
Kjeldahl stikstof (Kj-N)	g/m <sup>3</sup>
Kjeldahl stikstof na filtratie (Kj-Nnf)	g/m <sup>3</sup>
ammonium (NH <sub>4</sub> -N)	g/m <sup>3</sup>
nitriet (NO <sub>2</sub> -N)	g/m <sup>3</sup>
nitraat (NO <sub>3</sub> -N)	g/m <sup>3</sup>
ortho fosfaat (o-P)	g/m <sup>3</sup>
totaal fosfaat (t-P)	g/m <sup>3</sup>
totaal fosfaat na filtratie (t-Pnf)	g/m <sup>3</sup>
opgelost silicium (Si)	g/m <sup>3</sup>
chlorofyl a (Chl-a)	mg/m <sup>3</sup>
totaal ijzer (t-Fe)	g/m <sup>3</sup>
zwevend stof (SS)	g/m <sup>3</sup>
gloeirest (Glr)	g/m <sup>3</sup>

1) De oorspronkelijk gegevens zijn in verband met een herziene blanco correctie met 1.64 g/m<sup>3</sup> verlaagd.

Als initiële conditie en randvoorwaarde voor de modellering van de zuurstofhuishouding van de IJmeerput zijn de gegevens van zuurstof, ammonium en nitraat direkt toepasbaar. Daarnaast is informatie nodig omtrent de hoeveelheid en samenstelling van het organisch materiaal. Ter bepaling van de zuurstofbehoefte van de afbraak van organisch materiaal dient onderscheid te worden gemaakt tussen :

- de aandelen van koolstof (C) en stikstof (N),
- het afbreekbare deel en het zeer moeilijk afbreekbare (refractaire) deel,
- de aandelen van levend fytoplankton en dood materiaal (detritus),
- het opgeloste deel en het partikulaire deel.

Het maken van onderscheid tussen deze frakties is onvermijdelijk met het oog op het verschillend gedrag ten aanzien van mikrobiële afbraak. Daarnaast is onderscheid in een partikulaire en een opgeloste fraktie van belang vanwege de voor deze frakties verschillende vormen van transport naar de put. Immers alleen het partikulaire deel is onderhevig aan sedimentatie.

Informatie omtrent de totale hoeveelheid organisch materiaal is beschikbaar middels de variabelen :

$$\begin{aligned} &\text{totaal organisch koolstof (TOC)} \\ &\text{totaal organisch stikstof (TON)} = (\text{Kj-N}) - (\text{NH}_4\text{-N}) \end{aligned}$$

Het opgeloste deel van het organisch materiaal kan worden afgeleid uit :

$$\begin{aligned} &\text{opgelost organisch koolstof (DOC)} \\ &\text{opgelost organisch stikstof (DON)} = (\text{Kj-Nnf}) - (\text{NH}_4\text{-N}) \end{aligned}$$

Het bezinkbare deel van het organisch materiaal is gelijk aan het partikulaire deel, gedefinieerd met :

$$\begin{aligned} &\text{partikulair organisch koolstof (POC)} = \text{TOC} - \text{DOC} \\ &\text{partikulair organisch stikstof (PON)} = \text{TON} - \text{DON} \\ &\text{partikulair organisch materiaal (POM)} = \text{SS} - \text{Glr} \end{aligned}$$

Informatie omtrent het afbreekbare deel van het organisch materiaal en de hoeveelheid levend fytoplankton is beschikbaar in de vorm van respectievelijk de variabelen BOD5 en Chl-a.

## 2.2.2 Analyse van de samenstelling van het organisch materiaal

### Onderscheid in levende algen, detritus en refractair materiaal:

Organisch koolstof omvat niet alleen levende algen en afbreekbaar detritus maar ook refractair (zeer slecht afbreekbaar) materiaal. Uitgaande van een konstante koolstof - chlorofyl ratio en een deels proportionele verhouding tussen de aanwezige hoeveelheid levende algen en afbreekbaar detritus kunnen voor het organisch koolstof en het organisch stikstof de volgende sets vergelijkingen worden opgesteld :

$$\text{ALGC} = r_1 \cdot \text{Chl-a} \quad (2.1)$$

$$\text{DETC} = r_2 \cdot \text{Chl-a} + r_3 \quad (2.2)$$

$$\text{REFC} = r_4 \quad (2.3)$$

$$\text{TOC} = (r_1 + r_2) \cdot \text{Chl-a} + (r_3 + r_4) \quad (2.4)$$

Hierbij is ALGC de hoeveelheid organisch koolstof in levende algen, DETC de hoeveelheid organisch koolstof in detritus en REFC de hoeveelheid organisch koolstof in refractair materiaal. Detritus is



hier dus gedefinieerd als alle afbreekbaar organisch koolstof anders dan dat in levend fytoplankton.  $r_1$ ,  $r_2$ ,  $r_3$  en  $r_4$  zijn te bepalen parameters.  $r_1$  is hierbij de C/Chl-a ratio voor levende algen,  $r_2$  is de C/Chl-a ratio voor het detritus dat in fase is met het Chl-a verloop,  $r_3$  is de hoeveelheid afbreekbaar organisch koolstof die niet in fase is met het Chl-a verloop en  $r_4$  is de hoeveelheid niet of moeilijk afbreekbaar (refractair) organisch koolstof.

$$\text{ALGN} = p_1 \cdot \text{Chl-a} \quad (2.5)$$

$$\text{DETN} = p_2 \cdot \text{Chl-a} + p_3 \quad (2.6)$$

$$\text{REFN} = p_4 \quad (2.7)$$

$$\text{TON} = (p_1 + p_2) \cdot \text{Chl-a} + (p_3 + p_4) \quad (2.8)$$

Hierbij is ALGN de hoeveelheid organisch stikstof in levende algen, DETN de hoeveelheid organisch stikstof in afbreekbaar detritus en REFN de hoeveelheid organisch stikstof in refractair materiaal.  $p_1$ ,  $p_2$ ,  $p_3$  en  $p_4$  zijn te bepalen parameters.  $p_1$  is hierbij de N/Chl-a ratio voor levende algen,  $p_2$  is de N/Chl-a ratio voor het detritus dat in fase is met het Chl-a verloop,  $p_3$  is de hoeveelheid afbreekbaar organisch stikstof die niet in fase is met het Chl-a verloop en  $p_4$  is de hoeveelheid niet of moeilijk afbreekbaar (refractaire) organisch stikstof.

Indien bij de bepaling van het BOD5 gehalte het zuurstofverbruik door nitrificerende bacterien wordt onderdrukt, dan is het gemeten zuurstofverbruik alleen het gevolg van de afbraak van organisch koolstof afkomstig van algen en detritus. De potentiële zuurstofbehoefte voor volledige afbraak van het organisch koolstof (UOD) is gelijk aan :

$$\text{UOD} = 2.67 (\text{ALGC} + \text{DETC}) \quad (2.9)$$

waarbij de faktor 2.67 de hoeveelheid (g) zuurstof betreft die nodig is om 1 gram organisch koolstof volledig af te breken. Indien wordt aangenomen dat  $f_a$  en  $f_d$  de respektievelijke frakties zijn van de hoeveelheid koolstof van algen en detritus dat tijdens de BOD5 proef wordt afgebroken, dan geldt :

$$\text{BOD5} = 2.67 (f_a \cdot \text{ALGC} + f_d \cdot \text{DETC}) \quad (2.10)$$

Op basis van de vergelijkingen 2.1 en 2.2 kan vergelijking 2.10 ook worden geschreven als :

$$\text{BOD5} = 2.67 ((f_a \cdot r_1 + f_d \cdot r_2) \cdot \text{Chl-a} + f_d \cdot r_3) \quad (2.11)$$

Uit bovenstaande kan worden afgeleid dat er mogelijk lineaire relaties bestaan tussen TOC, TON, BOD5 en Chl-a. Deze relaties hebben echter een beperkte geldigheid aangezien de aannamen die aan het formuleren van de vergelijkingen ten grondslag liggen slechts een beperkte geldigheid hebben. Het is bijvoorbeeld bekend dat voor levende algen de koolstof- en stikstof-chlorofyl ratio niet kon-

stant is maar afhankelijk is van de samenstelling van de algenbiomassa.

Enerzijds vanwege het ontbreken van gedetailleerde informatie omtrent de aanwezige algensoorten e.d. en anderszijds omwille van de eenvoud, is getracht op basis van deze vergelijkingen een onderverdeling te maken in afbreekbaar en niet afbreekbaar organisch materiaal. Uit de relaties 2.4 2.8 en 2.11 kan worden afgeleid dat de resultaten van de lineaire regressies van TOC, TON en BOD5 versus Chl-a een belangrijke basis vormen voor de bepaling van de hoeveelheid levende algen, afbreekbaar detritus en refractair organisch materiaal.

De methode van lineaire regressie is toegepast voor de variabelen TOC, TON en BOD5 versus Chl-a voor de periode 1977 t/m 1981. Hierbij is gebruik gemaakt van het model (Y,X) :

$$Y = a.X + b \quad (2.12)$$

De resultaten van deze regressies voor het IJmeer zijn opgenomen in tabel 2.2. In de tabel zijn naast de waarden voor a en b tevens de bijbehorende standaarddeviaties Sa en Sb opgenomen, alsmede de R<sup>2</sup>-waarden voor de uitgevoerde regressies.

Tabel 2.2 : Resultaten lineaire regressie van enkele waterkwaliteitsvariabelen van het IJmeer (1977-1981) in relatie tot Chl-a.

Y	X	a	Sa	b	Sb	R <sup>2</sup>
TOC	Chl-a	0.036	0.004	8.6	0.2	0.40
TON	Chl-a	0.0054	0.0006	0.99	0.03	0.42
BOD5	Chl-a	0.023	0.002	1.4	0.1	0.56

In de figuren 2.1 t/m 2.3 zijn de resultaten van de lineaire regressies grafisch uitgezet. Tevens zijn de bijbehorende residuen (=afwijking t.o.v. de regressie curve) uitgezet teneinde na te gaan in hoeverre de regressie wordt verstoord door seizoensmatige afwijkingen. Uit de residue analyse blijkt dat er geen duidelijke seizoensafwijkingen zijn zodat een verfijning van de regressie voor deelperioden (voorjaar, zomer, najaar, winter) weinig zinvol lijkt.

Op basis van de vergelijkingen 2.4, 2.8, en 2.11 en de resultaten van de voornoemde lineaire regressies, kunnen de volgende vergelijkingen worden afgeleid :



$r_1 + r_2 = 0.036$	g C/mg Chl-a	(2.12a)
$r_3 + r_4 = 8.6$	g C	(2.12b)
$p_1 + p_2 = 0.0054$	g N/mg Chl-a	(2.12c)
$p_3 + p_4 = 0.99$	g N	(2.12d)
$2.67 (f_a.r_1 + f_d.r_2) = 0.023$	g O <sub>2</sub> /mg Chl-a	(2.12e)
$2.67 f_d.r_3 = 1.4$	g O <sub>2</sub>	(2.12f)

Zodat er in het totaal 6 vergelijkingen zijn met 10 te bepalen parameters. Er zijn dus 4 extra vergelijkingen nodig om het stelsel oplosbaar te maken.

Extra vergelijkingen kunnen worden verkregen door o.a. aan te nemen dat de koolstof stikstof (C/N) verhouding van het afbreekbaar organisch materiaal voor alle componenten (levende algen en detritus) gelijk is, zodat :

$$r_1/p_1 = r_2/p_2 \quad (2.12g)$$

$$r_1/p_1 = r_3/p_3 \quad (2.12h)$$

Verder kunnen aannamen worden gedaan omtrent de afbreekbaarheid van algen en detritus in de BOD5-proef.

Indien wordt verondersteld dat de afbraak van algen in de BOD5 proef geringer is dan de afbraak van detritus, dan kan uit de vergelijkingen 2.12a en 2.12e worden afgeleid dat,

$$f_a < 0.023 / (0.036 * 2.67) = 0.24 \quad (2.12i)$$

$$f_d > 0.023 / (0.036 * 2.67) = 0.24 \quad (2.12j)$$

In het verleden is bij de modellering van BOD5 in de Rijn verondersteld dat circa 20% van de algen biomassa afbreekt gedurende de BOD5-proef. Voor detritus afkomstig van algen is het afbraak percentage 40% verondersteld en 67% voor het afbreekbare organisch materiaal afkomstig van afvalwaterlozingen (van Pagee, 1981). Het is echter de vraag of deze waarden zondermeer voor het IJmeer van toepassing zijn. Vanwege de langere verblijftijd in het meer ten opzichte van een rivier als de Rijn, mag worden verwacht dat het detritus meer resistent materiaal omvat en derhalve moeilijker afbreekbaar zal zijn.

Opgemerkt dient te worden dat de uiteindelijke keuze voor  $f_a$  en  $f_d$  in overeenstemming dient te zijn met de waarden zoals die bij de zuurstofmodellering van de put worden gebruikt voor het vergelijk met de ter plaatse gemeten BOD5 (evt. BOD2)-waarden.

In aanvulling op de bovengenoemde beschouwing van de samenstelling (herkomst) van het organisch materiaal, kan een soortgelijke beschouwing voor de hoedanigheid (opgelost/particulair) van het organisch materiaal worden uitgevoerd.

### Onderscheid in opgelost en partikulair organisch materiaal

Indien wordt aangenomen dat de levende algen volledig als partikulair kunnen worden beschouwd, dan dient het overig partikulair materiaal te worden verdeeld over detritus en refractair organisch materiaal.

Op basis van de vergelijkingen 2.4 en 2.8 kunnen de volgende relaties worden opgesteld :

$$POC = (r_1 + t_2 \cdot r_2) \cdot Chl-a + t_3 \cdot r_3 + t_4 \cdot r_4 \quad (2.13)$$

$$PON = (p_1 + t_2 \cdot p_2) \cdot Chl-a + t_3 \cdot p_3 + t_5 \cdot p_4 \quad (2.14)$$

Waarbij  $t_2$ ,  $t_3$ ,  $t_4$  en  $t_5$  de partikulaire frakties zijn van resp. detritus dat in fase is met Chl-a, detritus dat niet in fase is met Chl-a, refractair organisch koolstof en refractair organisch stikstof.

Uit het bovenstaande kan worden afgeleid dat mogelijk uit de resultaten van lineaire regressies voor POC en PON versus Chl-a, enige indruk kan worden verkregen omtrent de hoedanigheid (opgelost/particulair) van het organisch materiaal. De resultaten van deze regressie zijn vermeld in tabel 2.3 tesamen met de regressie resultaten voor POM, DOC en DON.

Tabel 2.3 : Resultaten lineaire regressie van enkele waterkwaliteitsvariabelen van het IJmeer (1977-1981)

Y	X	a	Sa	b	Sb	R <sup>2</sup>
POC	Chl-a	0.025	0.004	1.0	0.2	0.35
DOC	Chl-a	0.0075	0.004	7.5	0.2	0.04
PON	Chl-a	0.0040	0.0006	0.23	0.03	0.34
DON	Chl-a	0.0006	0.0006	0.75	0.03	0.01
POM	Chl-a	0.01	0.01	8.1	0.8	0.01
POC	BOD5	0.7	0.1	0.4	0.3	0.24
DOC	BOD5	0.3	0.1	7.0	0.3	0.07
POC	POM	0.14	0.05	1.5	0.5	0.14
PON	POM	0.02	0.01	0.33	0.09	0.09

Opmerkelijk is de afwezigheid van een relatie tussen onder andere

DOC en Chl-a,  
DON en Chl-a,  
DOC en BOD5.

Tevens blijkt POM geen duidelijke relaties te hebben met Chl-a, POC en PON.

Uit de geringe afhankelijkheid en significantie van DOC en DON versus Chl-a kan worden afgeleid dat de direkte invloed van algen op het opgelost organisch materiaal gering is. De geringe afhanke-



lijkheid van DOC versus BOD5 geeft aan, dat het afbreekbaar materiaal voornamelijk partikulair organisch materiaal betreft.

De afwezigheid van de relaties van POM met variabelen als Chl-a, POC en PON is mogelijk het gevolg van de methode waarmee POM wordt bepaald (invloed van hydroxiden die bijdragen tot het gewichtsverlies bij temperaturen boven 105 °C).

Op basis van de resultaten van de regressie van POC, PON versus Chl-a kunnen de volgende vergelijkingen worden opgesteld :

$$r1 + t2.r2 = 0.025 \quad \text{g C/mg Chl-a} \quad (2.15a)$$

$$t3.r3 + t4.r4 = 1.0 \quad \text{g C} \quad (2.15b)$$

$$p1 + t2.p2 = 0.0040 \quad \text{g N/mg Chl-a} \quad (2.15c)$$

$$t3.p3 + t5.p4 = 0.23 \quad \text{g N} \quad (2.15d)$$

Uit vergelijking 2.15a kan worden afgeleid dat  $r1 < 0.025$  g C/mg Chl-a. In vergelijking met literatuur waarden voor de koolstof/chlorofyl ratio is deze waarde betrekkelijk laag (normale range 0.025-0.040, (Los, 1982)). De lage waarde kan evenwel het gevolg zijn van lichtbeperking, waardoor naar verhouding meer chlorofyl in de algencel aanwezig is. Aangezien de uit vergelijking 15a afgeleide waarde 0.025 een bovengrens voor  $r1$  is, doet dit veronderstellen dat het detritus dat in fase is met de levende algenbiomassa vooral in opgeloste vorm aanwezig is ( $t2=0$ ). Dit zou kunnen worden verklaart door het detritus dat in fase is met de levende algenbiomassa te beschouwen als excretie materiaal.

Indien wordt aangenomen dat de koolstof/chlorofyl ratio voor levende algen gelijk is aan

$$r1 = 0.025 \quad \text{g C/mg Chl-a}$$

dan kan uit vgl 2.13a worden afgeleid, dat

$$r2 = 0.011 \quad \text{g C/mg Chl-a}$$

zodat de hoeveelheid detritus die in fase is met Chl-a circa 30% ( $0.011/0.036$ ) van de totale aan Chl-a gerelateerde biomassa bedraagt.

Indien vervolgens wordt aangenomen dat 20% van de hoeveelheid levende algen biomassa tijdens de BOD5 proef wordt afgebroken, ofwel

$$fa = 0.20$$

dan kan vervolgens uit vergelijking 2.12e worden afgeleid, dat

$$f_d = 0.33$$

zodat uit deze aannamen volgt dat circa 33% van het detritus tijdens de BOD5 proef wordt afgebroken. Uit vgl 2.12f kan vervolgens worden berekend dat de gemiddelde, hoeveelheid detritus die niet in fase is met Chl-a gelijk is aan :

$$r_3 = 1.6 \quad \text{g C}$$

Uit vgl 2.21b blijkt vervolgens dat de gemiddelde hoeveelheid refractair koolstof gelijk is aan :

$$r_4 = 7.0 \quad \text{g C}$$

Op basis van de bovengenoemde resultaten kan uit de vergelijkingen 2.12c 2.12d 2.12g en 2.12h worden afgeleid dat de gemiddelde stikstof koolstof verhouding voor afbreekbaar organisch materiaal gelijk is aan :

$$p_1/r_1 = p_2/r_2 = p_3/r_3 = 0.15 \quad \text{g N/g C}$$

Met betrekking tot de hoedanigheid van het organisch materiaal kan uit vergelijking 2.12b en 2.15b worden afgeleid dat de partikulaire fraktie van het refractair organisch koolstof zich bevindt binnen de volgende range :

$$0 < t_4 < 0.12$$

terwijl de particulaire fraktie van het detritus, die niet in fase is met Chl-a zich bevindt binnen de volgende range :

$$0 < t_3 < 0.62$$

De lage waarden voor  $t_4$  geeft aan dat het refractair materiaal vooral in opgeloste vorm aanwezig is. Dit wordt bevestigd door de regressie resultaten van POC en DOC versus BOD5 (tabel 2.2), waaruit kan worden gekonkludeerd dat het refractaire (niet afbreekbare) koolstof vooral opgelost materiaal betreft.

Gelet op de nauwkeurigheid waarmee met name het partikulaire deel van het organisch materiaal kan worden afgeleid uit de meetresultaten (verschil tussen voor en na filtratie) lijkt de aanname, dat het merendeel van het afbreekbaar organisch materiaal sedimenteerbaar is, geen onaanvaardbaar uitgangspunt.



### 2.2.3 Momentane verdeling organisch materiaal

Aangezien als randvoorwaarde voor de modellering van de zuurstofhuishouding van de IJmeerput zoveel mogelijk gebruik dient te worden gemaakt van de momentaan gemeten gehalten, zijn uiteindelijk alleen de volgende parameters als basis gebruikt voor het bepalen van de momentane verdeling van organisch materiaal over levende algen, afbreekbaar detritus en refractair organisch materiaal. Dit betreft :

- de gemiddelde koolstof-chlorofyl verhouding voor levende algen ;  
 $r1 = 0.025 \text{ g C/mg Chl-a}$
- de gemiddelde stikstof-koolstof verhouding voor afbreekbaar organisch materiaal ;  
 $p1/r1 = 0.15 \text{ g N/g C}$
- de gemiddelde frakties van algen en detritus die afbreken tijdens de BOD5-proef ;  
 $fa = 0.20 \text{ en } fd = 0.33$

Uit de momentaan gemeten Chl-a, BOD5, TOC en TON gehalten kunnen aldus worden berekend,

- het aandeel van levende algen in organisch koolstof (ALGC),
- het aandeel van detritus in organisch koolstof (DETC),
- het aandeel van refractair organisch koolstof (REFC),
- het aandeel van levende algen in organisch stikstof (ALGN),
- het aandeel van detritus in organisch stikstof (DETN),
- het aandeel van refractair organisch stikstof (REFN),

volgens :

$$ALGC = r1.Chl-a \quad (2.16a)$$

$$DETC = (BOD5 - 2.67 fa.ALGC)/(2.67 fd) \quad (2.16b)$$

$$REFC = TOC - ALGC - DETC \quad (2.16c)$$

$$ALGN = ALGC.p1/r1 \quad (2.16d)$$

$$DETN = DETC.p1/r1 \quad (2.16e)$$

$$REFN = TON - ALGN - DETN \quad (2.16f)$$

Een overzicht van deze berekeningsresultaten voor 1978 en 1980 is opgenomen in de figuren 2.4 en 2.5

Uit de figuren kan worden afgeleid dat zowel een groot gedeelte van het organisch koolstof refractair is (50 - 75%), als een groot gedeelte van het organisch stikstof (40 - 60%).

De hoeveelheid detritus is over het algemeen groter in de zomer, hetgeen kan worden verklaard door de verhoogde toevoer van detritus middels de afsterving van algen.

## 2.3 DE WATERKWALITEIT VAN DE IJMEERPUT

### 2.3.1 De beschikbare gegevens

De geanalyseerde gegevens betreffen de bemonsteringsresultaten van het door het RIZA uitgevoerde onderzoek in de jaren 1978 en 1980 (Rapport meetresultaten IJmeerput I en II, 1976 t/m 1980). Beschikbaar zijn de gegevens van een zestiental variabelen, waarvan zuurstof, BOD<sub>5</sub>, BOD<sub>2</sub>, nitraat, ammonium, Kj-N, sulfaat, totaal-ijzer en ijzer(II) van direct belang kunnen zijn voor de zuurstofmodellering. Deze variabelen zijn over het algemeen wekelijks gemeten in de periode april tot en met oktober op zeven (1978) of acht (1980) verschillende dieptes.

In de metingen van met name BOD, sulfaat, totaal-ijzer en ijzer(II) blijken nogal wat leemtes te zitten. Deze variabelen zijn ongeveer tweewekelijks gemeten op 3 of 4 dieptes. IJzer is in 1980 in het geheel niet gemeten.

Het gebruik van de meetgegevens als toetsing voor de berekeningsresultaten wordt bemoeilijkt door het feit, dat in 1978 op onregelmatige tijdstippen en op wisselende dieptes is gemeten. In de grafische vergelijking van berekende en gemeten variabelen kan hierdoor enige vertekening optreden.

### 2.3.2 Gegevensanalyse

Er zijn in beide jaren twee duidelijk aanwijsbare stratifikatie-perioden, waarvan de eerste ongeveer in begin mei inzet. Halverwege het jaar vindt destratifikatie plaats. In beide perioden zien we een duidelijke ontwikkeling van temperatuur- en concentratie-gradienten. Figuren 2.6 tot en 2.7 illustreren dit aan de hand van het verloop van temperatuur, zuurstof, nitraat en ammonium op de bemonsterde niveaus. Uit het verloop van de concentratie van zuurstof blijkt dat de thermokline zich over het algemeen tussen de 10 en 17 meter bevindt. De optredende anaerobie in de eerste periode is veel minder sterk dan in de tweede. De grotere mate van anaerobie in de tweede periode wordt vooral veroorzaakt doordat de temperatuur in de onderste helft van de put dan ongeveer 7 °C hoger is dan in de eerste periode. De zuurstofvragende processen verlopen bij die hogere temperatuur aanzienlijk sneller. De gemeten zuurstof concentraties zijn echter altijd duidelijk groter dan nul (>0.1 ppm), hetgeen vermoedelijk samenhangt met de meetfout.

In beide periodes treedt in de onderste meters van de put ook denitrifikatie op, gezien de sterke afname van de nitraat concentraties aldaar.



Uit de verhouding van organisch stikstof (Kjeldahl-N - ammonium-N) en de afbreekbare fractie van organisch koolstof (uit BOD) blijkt, dat ongeveer 70 % van het organische materiaal refractair is. Dit komt overeen met het voor het IJmeer gevonden percentage (par. 2.2.3).

In de sulfaat concentraties is weinig waar te nemen van een verticaal profiel. Indien ten gevolge van sulfaatreductie onder in de put bij afwezigheid van zuurstof en nitraat reeds sprake zou zijn van een gradient dan verdwijnt deze toch volledig in de meetfout in de zeer hoge sulfaat concentraties (150 - 250 ppm). Een vraagteken moet overigens geplaatst worden bij de betrouwbaarheid van de sulfaatmeting, daar de gemeten concentraties zeer sterk schommelen in de tijd : bv. van 250 naar 150 ppm in twee weken. Voor het model spelen deze konstateringen verder geen rol daar de sulfaatconcentratie niet wordt gemodelleerd.

Ten aanzien van de aanwezigheid van gereduceerde stoffen gedurende de periodes van anaerobie zijn weinig gegevens voorhanden. Er is wel duidelijk sprake van een toename van gereduceerd ijzer (soms tot een factor tien) in het onderste gedeelte van de put. De concentraties blijven echter zo laag (< 1.0 ppm) dat gereduceerd ijzer alleen geen substantiele bijdrage zal leveren aan de opbouw van een potentiële zuurstofvraag (< 0.1 ppm O<sub>2</sub>). Deze kan echter, zoals nog zal blijken, veel hoger zijn dan op grond van de aanwezigheid van gereduceerd ijzer kan worden verklaard.

Enige aandacht is besteed aan de vergelijking van de putten I en II om een beeld te krijgen van de fout, die wordt gemaakt bij het integraal beschouwen van de beide putten in het zuurstofmodel. In grote lijnen komen de temperatuur en zuurstofprofielen van de beide putten overeen. In put II neemt de zuurstof concentratie met de diepte wat sneller af dan put I. De gemaakte fout wordt daarom als marginaal beschouwd.

### 2.3.3 De interpretatie van meetvariabelen voor het model

De meeste modelvariabelen kunnen rechtstreeks worden gekoppeld aan gemeten variabelen. Ten aanzien van de modelvariabelen afbreekbaar organisch koolstof en stikstof en de gereduceerde stoffen is dit niet mogelijk.

Op basis van de analyse van de IJmeergegevens (par. 2.2) is het organisch materiaal onderscheiden in drie frakties te weten, levend fytoplankton, bezinkbaar afbreekbaar detritus en opgelost refractair materiaal. Voor het hypolimnion kan worden aangenomen dat het fytoplankton onder de thermokline bij gebrek aan licht snel zal afsterven, zodat de concentratie levend fytoplankton daar gering zal zijn. Het afbreekbare materiaal in het hypolimnion zal voor een groot deel bestaan uit bezinkbaar detritus. Voor het hypolimnion kan dus worden volstaan met de opsplitsing van organisch materiaal in partikulair afbreekbaar materiaal en opgelost refractair materiaal.

Op basis van de regressies, die verricht zijn op de meetgegevens van het IJmeer kunnen relaties worden gelegd tussen deze frakties en de gemeten variabelen BOD en Kj-N (par. 2.2.2). Uit de



regressies blijkt onder andere dat het afbreekbare detritus gedurende een vijfdaagse BOD-bepaling voor een derde wordt afgebroken, onder de aanname dat levend fytoplankton voor slechts een vijfde deel wordt afgebroken. De in de put aanwezige potentiële zuurstofvraag voor de volledige afbraak van het afbreekbare organisch koolstof (UOD) kan uit de gemeten BOD5 gehalten worden berekend door deze met drie te vermenigvuldigen.

De gereduceerde stoffen worden in het model uitgedrukt als zuurstofequivalent. Voor de beoordeling van de gereduceerde stoffen als zuurstofequivalent in de put staan alleen de metingen van ijzer(II) ter beschikking. Daarnaast is er informatie te verkrijgen uit het in augustus 1980 verrichte onderzoek naar de instantane zuurstofvraag onder gereduceerde omstandigheden in de putten (RIZA 1982). Onder andere blijkt het volgende :

- Het negatieve zuurstofequivalent lijkt niet erg groot te zijn ( $< 1.0$  ppm) en wordt voor slechts 5-10% verklaard door de aanwezigheid van ijzer(II).
- Er is geen goede korrelatie tussen het negatieve zuurstofequivalent en de concentratie ijzer(II). Deze laatste lijkt daarentegen relatief konstant.
- De mangaan(II) concentratie blijkt vaak meer dan tweemaal zo hoog te zijn als ijzer(II) concentratie en draagt daarom aanzienlijk meer bij in de directe zuurstofvraag, temeer daar mangaan(II) twee elektronen aan zuurstof kan afstaan tegen ijzer(II) een.
- IJzer(II) oxideert in ongeveer 10 a 20 minuten bij de aanwezigheid van zuurstof. Deze oxidatie mag in het zuurstofmodel dus als instantaan worden beschouwd.

Deze konstateringen leiden tot de volgende redenering. Mangaan(II) en ijzer(II) kunnen samen de directe zuurstofvraag voor niet veel meer dan de helft verklaren. Er moet dus een bijdrage zijn van minstens een andere komponent. Deze is waarschijnlijk sulfide, dat ontstaat ten gevolge van sulfaatreduktie onder sterk gereduceerde omstandigheden. Daar het oplosbaarheidsprodukt van ijzer(II)sulfide zeer klein is, zal een groot gedeelte van het sulfide aanwezig zijn in de vorm van een ijzer(II)sulfide precipitaat, dat onderhevig is aan sedimentatie. Dit laatste zou verklaren waarom de ijzer(II) concentraties op een zo laag relatief konstant niveau blijven. Precipitatie van mangaansulfide is eveneens mogelijk.

De ijzer(II) metingen kunnen dus niet worden gebruikt voor de kalibratie van het zuurstofmodel voor zover het de berekening van het negatieve zuurstofequivalent betreft. Op dit punt moest daarom de kalibratie onvolledig blijven. Anderzijds kan wel worden gesteld dat het negatieve zuurstofequivalent in de huidige put vermoedelijk niet zo groot wordt, dat dit zal leiden tot grote fouten in de berekende zuurstofvraag van de put, welke voor het grootste deel wordt bepaald door de aerobe afbraak van organische stof.



## 2.4 TEMPERATUUR EN WIND GEGEVENS

### 2.4.1 Temperatuurgegevens IJmeerput

Voor het kwantificeren van de verticale menging is gebruik gemaakt van de temperatuurgegevens zoals deze zijn geregistreerd door dataloggers van de KEMA. Deze gegevens zijn na een eerste bewerking door WW district Noord via komputer tapes voor het projekt ter beschikking gesteld. De tapes bevatten de 3-uurlijkse waarnemingen voor een 20-tal diepten (0.25, 0.50, 1, 2, 3, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16, 19, 22, 25, 28, 31, 34, 37, en 40 meter).

De gegevens zijn verwerkt tot daggemiddelden, waarbij een volledige reeks ter beschikking stond voor de periode 1-4-78 t/m 14-10-1978. De reeks voor 1979 vertoont een groot aantal hiaten, terwijl in de reeks voor 1980 (4-4 t/m 23-10) geen gegevens beschikbaar zijn voor de diepten 34 en 40 meter. Tevens ontbreken voor de periode 16-5 t/m 3-6-80 de gegevens voor 0.25, 31 en 37 meter, alsmede voor de periode 20-8 t/m/ 27-8-1980 de gegevens voor de diepten groter dan 4 meter. Ten behoeve van de kwantificering van de verticale menging zijn voor 1980 de ontbrekende gegevens aangevuld via interpolatie, waarbij zoveel mogelijk rekening is gehouden met het gedrag van thermische stratifikatie.

In figuur 2.8 is het verloop van de temperatuur op een aantal diepten uitgezet voor respektievelijk 1978 en 1980.

### 2.4.2 Wind

De verticale menging in de put wordt in belangrijke mate geïnduceerd door windeffecten. Voor de kwantificering van deze menging ligt het gebruik van windsnelheidsgegevens derhalve voor de hand. Hiervoor is voor 1978 gebruik gemaakt van de meteorologische gegevens van het station Lelystad, waarvan windgegevens op 3-uurlijkse basis via een door het KNMI aangemaakte komputer tape ter beschikking zijn gesteld. Voor 1980 is gebruik gemaakt van de boven de put geregistreeerde windsnelheid welke via een door WW district Noord aangemaakte komputer tape zijn aangeleverd. Deze registratie betrof eveneens 3-uurlijkse waarnemingen. Voor beide jaren zijn de 3-uurlijkse gegevens verwerkt tot daggemiddelden.

## 2.5 GEGEVENS VAN DE GEOMETRIE VAN DE IJMEERPUT

De put is gesitueerd in het zuidoostelijke deel van het IJmeer in de directe omgeving van het eiland Pampus (figuur 1.1).

De gegevens met betrekking tot de diepte-oppervlakte relatie van de IJmeerput omvatten de gegevens van de huidige put en de gegevens omtrent mogelijke toekomstige ontgrondingssituaties. De eerstgenoemde zijn gebruikt voor de toetsing (kalibratie en verifikatie)

van het model, de laatstgenoemde voor de simulaties (scenario berekeningen).

De gegevens van de huidige put zijn aanvankelijk bepaald aan de hand van een dieptelijnen-kaart met behulp van planimetrie. Dit werd gedaan om de oppervlakten behorende bij de IJmeerput I te kwantificeren. In het laatste stadium van de kalibratie van het model ZQUA werd overgegaan op de geometrie van de gehele IJmeerput (par 4.4). Deze is afgeleid uit de daarvoor beschikbare diepte-oppervlakte grafiek (figuur 5.1). De gegevens voor de mogelijk toekomstige ontgrondingssituaties zijn eveneens aan deze grafiek ontleend.



### 3. STRATIFIKATIE EN KWANTIFICERING VERTIKALE MENGING

#### 3.1 HET BEGRIP STRATIFIKATIE EN VERTIKALE DISPERSIE

Stratifikatie is het optreden van een stabiele gelaagdheid in het water ten gevolge van een dichtheidsverschil in verticale richting. Het dichtheidsverschil hangt over het algemeen samen met een temperatuurs- of chloridegradient. Vanuit de limnologie wordt veelal een opdeling gemaakt in een 3-tal karakteristieke lagen. De nagenoeg geheel gemengde bovenlaag wordt aangeduid met epilimnion, de slechtgemengde onderlaag met hypolimnion. Het overgangsgebied tussen de twee lagen, waar de dichtheidsgradient het steilst is, wordt metalimnion genoemd (figuur 3.1).

Thermische stratifikatie ontstaat vooral in het voorjaar en de zomer, als het oppervlakte water door instraling van de zon wordt opgewarmd. De door wind en stroming opgewekte turbulente wervels zijn dan niet meer in staat de opdrijvende kracht ten gevolge van het dichtheidsverschil tussen boven- en onderlaag te overwinnen. Terwijl het epilimnion volledig gemengd blijft, wordt de turbulentie in de onderliggende waterlagen sterk onderdrukt als gevolg van stabiele dichtheidsgradienten. De intensiteit en stabiliteit van de stratifikatie is met name afhankelijk van de geometrie van het aquatische systeem en de meteorologische condities. In het najaar kan door afkoeling en toegenomen wind de stratifikatie weer worden opgeheven.

De aanwezigheid van langdurige thermische stratifikatie is voor een aantal achtereenvolgende jaren gekonstateerd in de diepe putten in IJsselmeer en randmeren. Deze vorm van stratifikatie treedt in het algemeen op in meren met een diepte groter dan circa 10 meter. Maar ook in ondiepe zoete wateren doet zich soms kortstondig thermische stratifikatie voor met belangrijke gevolgen voor het aquatisch milieu. Zo zijn er sterke aanwijzingen, dat in warme en windstille zomerperiodes stratifikatie vlak boven de bodem er toe kan leiden dat deze geheel zuurstofloos wordt. In deze gereduceerde toestand kan de bodem grote hoeveelheden ondergeoxideerde omstandigheden vastgelegde nutriënten afgeven, zoals is gekonstateerd in vele Nederlandse meren (Los e.a. 1982).

Stratifikatie kan ook het gevolg zijn van een gradient in de chloride concentratie. Deze zout-zoet stratifikatie komt met name voor in estuaria, riviermonden, zoute stagnante wateren zoals het Grevelingen, en in meren met zoute kwel.

Het verticale transport in een natuurlijk aquatisch systeem wordt over het algemeen bepaald door advektief transport (vertikale stromingen) en diffusief transport ten gevolge van door turbulentie geïnduceerde wervels. Uitgaande van de veronderstelling dat kwel en wegzijging zeer gering zijn (orde 1 mm/d) kan het advektief transport buiten beschouwing worden gelaten. Analoot aan de wet van Fick voor diffusief stoftransport kan de concentratie verandering op een bepaalde diepte gediscrètiseerd worden beschreven met:



$$\frac{\Delta C}{\Delta t} = - \frac{1}{A} \frac{\Delta C}{\Delta z} \quad (\text{A.D.}) \quad (3.1)$$

Hierbij is C de concentratie, A het horizontaal oppervlak van de put en z de verticale coördinaat. Vanwege de middeling over de dwarsdoorsnede is D te beschouwen als een dispersiecoëfficiënt, waarvan de grootte afhankelijk is van de door wind geïnduceerde stromingen en turbulenties, de verticale dichtheidsgradiënten en mogelijk de geometrie van de put.

Voor de berekening van het vertikaal transport, dat wil zeggen de verticale dispersiecoëfficiënten, in de put kon gebruik worden gemaakt van de 3-uurlijkse metingen van de temperatuur op een 20-tal diepten (paragraaf 2.4). Vanwege de gedetailleerdheid van de gegevens was het mogelijk het verticale transport te bepalen met behulp van een tweetal methoden. Deze methoden zijn respectievelijk gebaseerd op :

1. Berekening van de warmteïndringing in de put.
2. Het gebruik van semi-empirische relaties voor de door wind geïnduceerde menging en de reductie van deze menging als gevolg van dichtheidsgradiënten.

Beide methoden zullen in de onderstaande secties nader worden toegelicht.

Opgemerkt dient te worden dat het ook mogelijk is om op basis van meteorologische gegevens (wind, zoninstraling, verdamping e.d.) de temperaturen te berekenen, alsmede de diepte van de menglaag. Een dergelijke modellering van thermische stratifikatie is evenwel geen onderdeel van de in dit projekt uitgevoerde modellering van de zuurstofhuishouding. Voor stratifikatie in de diepe putten in het IJsselmeergebied is het model STRAFI ontwikkeld door WW district Noord en de DIV.

### 3.2 BEPALING DISPERSIEKOEFFICIENTEN OP BASIS VAN WARMTE INDRINGING

De verticale dispersiecoëfficiënten kunnen worden berekend op basis van de analogie tussen warmte- en stoftransport. Hiertoe wordt het gestratificeerde systeem opgedeeld in lagen, zoals weergegeven in figuur 3.2. Voor het warmtetransport per tijdseenheid (flux) door het grensvlak  $i, i+1$  geldt :

$$F_{i, i+1} = A_{i, i+1} \cdot D_{i, i+1} \cdot C_p \cdot \frac{2 \Delta T_i}{(\Delta z_i + \Delta z_{i+1})} \quad (3.2)$$

Hierin is  $A_{i, i+1}$  het grensoppervlak tussen de lagen  $i$  en  $i+1$ ,  $D_{i, i+1}$  de dispersiecoëfficiënt voor dit grensvlak,  $C_p$  de warmtecapaciteit,  $T$  de temperatuur en  $z$  de diepte van de betreffende lagen.  $C_p$  wordt konstant met de temperatuur verondersteld, hetgeen is toegestaan gezien de betrekkelijk geringe temperatuurverschillen.



Aangenomen is, dat er alleen warmtetransport ten gevolge van dispersie optreedt. Instraling beperkt zich tot de bovenste meters van het epilimnion, terwijl de beschouwing zich richt op hypo- en metalimnion. Verondersteld is tevens, dat de warmteuitwisseling met de bodem verwaarloosbaar is. Tot op zekere hoogte is dat juist gebleken. In de gemeten temperatuur van het onderste gedeelte van de put kan met name tijdens de tweede stratifikatieperiode enige daling worden waargenomen. Bij verwaarlozing van uitwisseling met de bodem worden daardoor de dispersiecoëfficiënten enigzinds onderschat.

Het warmtetransport door grensooppervlak  $i, i+1$  is ook gelijk aan de warmtetoeename in de put onder het betreffende grensvlak. Deze warmtetoeename laat zich beschrijven met:

$$F_{i, i+1} = \Delta H_i = \sum_{j=1}^i (V_j \cdot C_p \cdot \left(\frac{\Delta T}{\Delta t}\right)_j) \quad (3.3)$$

Hierbij is  $\Delta H_i$  de totale warmtetoeename van lagen 1 tot en met  $i$  onder grensooppervlak  $i, i+1$  en  $V_j$  is het volume van elk van die lagen. Uit de relaties 3.2 en 3.3 kan voor een bepaalde periode de dispersiecoëfficiënt ter hoogte van elk grensvlak worden berekend, waarbij voor de verticale temperatuurgradient het gemiddelde voor de betreffende periode dient te worden bepaald.

Toepassing van de beschreven methode kent een aantal beperkingen, die ervoor zorgen dat de berekeningsresultaten maar gedeeltelijk bruikbaar zijn voor de kwantificering van het verticale stoftransport. De belangrijkste beperkingen zijn de volgende :

- Toepassing van de methode is alleen mogelijk indien het temperatuurverschil tussen de lagen  $i$  en  $i+1$  ongelijk nul is. Omwille van de nauwkeurigheid dient tevens het tijdsinterval voor de berekening van de enthalpie verandering niet te klein te worden gekozen. Gekozen is voor een tijdsinterval van 7 dagen.
- De methode is nogal gevoelig voor de nauwkeurigheid van de temperatuur metingen. Herijking van de apparatuur kan leiden tot plotselinge daling van de gemeten temperaturen met als gevolg berekening van niet interpreteerbare negatieve waarden van de dispersiecoëfficiënt.
- Temperatuurdaling in het hypolimnion ten gevolge van warmteafgifte aan de bodem kan negatieve waarden van de dispersiecoëfficiënt opleveren, omdat de enthalpie van het water ondanks aanvoer uit hogere waterlagen toch afneemt. Het is daarnaast ook denkbaar, dat in de nacht aan het oppervlak sterk afgekoelde watermassa's naar het hypolimnion uitzakken en daar een temperatuurdaling bewerkstelligen. De werkelijke verandering van de warmteinhoud ten gevolge van dispersie in het water kan dus in deze gevallen niet rechtstreeks uit de gemeten temperaturen worden afgeleid. Correctie van de methode voor afgifte aan de bodem leverde veelal maar een gedeeltelijke verbetering op, hetzij vanwege de onnauwkeurigheid van de correctie of de meetgegevens, hetzij vanwege aanvoer van kouder water vanaf het wateroppervlak.

PERIODE	DIEPTE (M)													
	38.5	35.5	32.5	29.5	26.5	23.5	20.5	17.5	15.0	13.0	11.0	9.0	7.0	5.0
030478 - 100478	4.27	.	196.80	.	.	42.96	9.20	.	17.73	48.60	13.61	52.15	.	207.40
100478 - 170478	0.10	.	1.50	.	3.21	19.12	5.95	73.64	25.55	64.77	34.01	36.01	77.44	120.78
170478 - 240478	3.08	20.94	8.06	7.53	3.69	1.47	7.05	4.05	39.68	51.61	50.91	44.01	121.73	131.48
240478 - 010578	2.70	7.87	5.92	3.03	2.79	1.02	9.57	2.12	49.92	35.40	73.31	35.69	160.95	147.22
010578 - 080578	1.26	2.44	2.55	1.03	0.28	3.96	33.85	9.65	1757.17	65.72	508.94	54.41	490.66	334.02
150578 - 220578	1.08	2.31	1.85	0.30	0.21	1.03	3.34	2.97	35.52	24.22	255.05	50.21	.	201.65
220578 - 290578	1.28	2.02	1.68	0.11	2.15	11.55	21.86	10.92	18.89	27.65	18.55	17.77	50.51	22.60
290578 - 050678	2.94	1.15	0.57	0.30	0.80	.	.	.	.	0.64	1.65	3.03	2.19	7.55
050678 - 120678	1.12	1.63	1.00	0.43	0.77	1.65	2.45	0.55	1.53	3.13	9.30	13.73	7.08	15.14
120678 - 190678	2.11	2.33	1.35	0.48	0.63	0.55	1.97	0.31	3.08	5.88	19.65	30.58	1358.41	114.95
190678 - 260678	3.85	0.18	11.89	9.19	21.70	35.29	87.40	9.79	165.64	282.42	209.05	241.65	.	346.46
260678 - 030778	11.03	5.12	378.65	141.85	1296.62	110.22	49.48	64.80	.	13.81	2.71	.	.	.
030778 - 100778	0.47	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
100778 - 170778	.	.	.	.	.	.	.	0.30	0.97	1.54	11.02	19.93	.	69.32
170778 - 240778	.	.	.	.	.	0.27	0.97	3.07	7.60	7.80	20.07	43.75	.	133.80
240778 - 310778	.	.	.	.	.	.	0.39	0.40	1.17	1.75	3.35	3.43	7.88	5.46
310778 - 070878	.	.	.	0.03	0.13	0.21	0.44	0.57	2.82	7.80	22.73	12.02	22.41	9.92
070878 - 140878	26.35	835.27	59.99	121.20	31.17	11.99	3.46	4.90	15.80	49.89	334.31	88.98	.	196.33
140878 - 210878	.	.	.	2.76	12.13	19.55	4.55	12.86	30.61	141.20	89.86	55.64	90.71	77.34
210878 - 280878	0.34	3.84	6.10	11.30	16.35	13.00	1.67	.	.	.	.	.	.	.
280878 - 040978	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
040978 - 110978	2.49	6.57	43.24	806.18	146.14	.	60.09	.	260.74	.	2872.68	1970.94	739.54	.
110978 - 180978	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
180978 - 250978	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
250978 - 021078	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
021078 -	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tabel 3.1 Berekende dispersie coëfficiënten (m<sup>2</sup>/d) voor verschillende diepten op basis van warmte indringing IJmeerput I, 1978



In tabel 3.1 zijn de resultaten opgenomen van de berekende dispersie coëfficiënten voor de IJmeerput I op basis van de gemeten temperatuurgegevens van 1978. Enerzijds vanwege de dikte van de menglaag anderzijds om te voorkomen, dat de absorptie van zoninstraling bijdraagt in de opwarming onder het beschouwde grensvlak, beperkt de berekening zich tot de dispersiecoëfficiënten beneden 4 meter onder het water oppervlak. De negatieve waarden van de dispersiecoëfficiënten zijn uit de tabel verwijderd, omdat ze geen fysische betekenis hebben, zoals reeds is beargumenteerd. Uit de tabel kan worden afgeleid dat gedurende de gestratificeerde periode de dispersiecoëfficiënt qua orde van grootte circa  $1.0 \text{ m}^2/\text{dag}$  bedraagt.

Uit de ontbrekende waarden kan worden afgeleid dat de methode niet toepasbaar is tijdens destratifikatie (3-10 juli, 28 aug.-4 sept., na 11 sept.). Na de destratifikatie op 10 juli vindt in de diepere waterlagen een geleidelijke afkoeling plaats. Dit is mogelijk het gevolg van de warmte opname door de bodem na de plotselinge opwarming van het bovenstaande water.

Uit het grote aantal hiaten in tabel 3.1 kan worden afgeleid dat de methode ongeschikt is om het verloop van de dispersiecoëfficiënt in detail te bepalen. De methode zal in het algemeen slechts een gemiddelde waarde voor de dispersiecoëfficiënt opleveren. Het dynamische karakter van de menging in verticale richting gaat daarmee verloren.

### 3.3 BEPALING DISPERSIEKOEFFICIENTEN OP BASIS VAN WIND EN DICHTHEIDSVERSCHILLEN

#### 3.3.1 Theoretische beschouwing

In een meer waarbij de doorstroming gering is, wordt de verticale menging bepaald door wind. Enerzijds is deze menging een direct gevolg van de schuifspanningskrachten die vanuit het oppervlak indringen, anderzijds kunnen ook door wind geïnduceerde stromingen bijdragen tot het opwekken van turbulenties in de diepere waterlagen. In appendix 1 is een korte beschrijving opgenomen van de door wind geïnduceerde stroming en de bijbehorende verticale dispersiecoëfficiënt, welke voor een homogeen systeem (geen verticale dichtheidsverschillen) gelijk is aan :

$$D = K \cdot u_* \cdot z \cdot \left(1 - \frac{z}{H}\right) \quad (3.4)$$

Hierbij is K de zogenaamde Karman konstante (= 0.40) en H de diepte van het homogene systeem.  $u_*$  is de schuifspanningssnelheid in het water welke per definitie gelijk is aan :

$$u_* = \sqrt{\frac{\tau_s}{\rho}} \quad (3.5)$$



$\rho$  is de dichtheid van water (circa 1000 kg/m<sup>3</sup>) en  $\tau_s$  de schuifspanning, die zorgt voor wind geïnduceerde waterstromen. Op basis van gegevens van Wu (1969), kan worden afgeleid dat,

$$u^* = 7.10^{-4} W_{10}^{1.25} \quad (3.6)$$

waarbij  $W_{10}$  de windsnelheid is op 10 meter boven het water oppervlak. De grootte van de verticale dispersiecoëfficiënt kan op basis van vgl. 3.4 en 3.6 worden bepaald voor iedere diepte. Opgemerkt dient te worden dat aan het oppervlak de menging groter kan zijn als gevolg van golfbewegingen. Bij de bodem kan het verloop van de dispersiecoëfficiënten worden verstoort door de invloed van retourstromingen.

In inhomogene systemen waarin de verticale menging wordt belemmerd door stabiele dichtheidsgradiënten, kan de grootte van de dispersiecoëfficiënt aanzienlijk worden gereduceerd. Deze stabiele dichtheidsgradiënten kunnen het gevolg zijn van een thermische of chemische (zout) stratifikatie. Vanwege de indringing van turbulente energie vanuit het grensvlak water lucht, is er over het algemeen sprake van een menglaag waarin de verticale dichtheidsgradiënten verwaarloosbaar zijn. In deze min of meer homogene laag kunnen de dispersiecoëfficiënten worden bepaald op basis van vgl. 3.4 en 3.6, waarbij voor  $H$  de dikte van de menglaag dient te worden gekozen. Vanwege de beperkingen van de relatie 3.4 m.b.t. de toepassing aan het oppervlak en nabij de bodem (cq. onderste begrenzing van de menglaag), kan de bepaling van de dispersiecoëfficiënt eventueel worden benaderd door het gemiddelde van de volgens vgl. 3.4 te kwantificeren verloop. Dit levert :

$$D = \frac{K \cdot u^* \cdot H}{6} \quad (3.7)$$

De invloed van verticale dichtheidsgradiënten op het diffusief transport wordt veelal beschreven met relatie van het Munck-Andersen type (Delvigne, 1982) :

$$D = D^0 / (1 + a \cdot Ri)^b \quad (3.8)$$

Hierbij zijn  $a$  en  $b$  konstanten,  $D^0$  is de dispersiecoëfficiënt voor het homogene systeem ( $Ri=0$ ).  $Ri$  is het kental van Richardson, hetgeen de verhouding aangeeft tussen de potentiële energie als gevolg van het opdrijvend vermogen bij stratifikatie en de beschikbare kinetische energie voor menging. Mathematisch gezien is  $Ri$  te schrijven als :

$$Ri = -\left(g \cdot \frac{d\rho}{dz}\right) / \left(\rho \cdot \left(\frac{du}{dz}\right)^2\right) \quad (3.9)$$



Uit appendix 1 kan worden afgeleid dat in een homogeen systeem de door de wind geïnduceerde snelheidsgradient gelijk is aan :

$$\frac{du}{dz} = \frac{u^*}{K.z} \quad (3.10)$$

Uit de relatie voor de dichtheid van water kan worden afgeleid dat :

$$-\frac{1}{\rho} \frac{d\rho}{dz} = 1.434 \cdot 10^{-5} (T - 4.0) \frac{dT}{dz} \quad (3.11)$$

Hoewel vergelijking 3.8 voor het kwantificeren van de verticale dispersiecoëfficiënten in het hypolimnion toepasbaar lijkt, ontbreekt zowel de relatie voor het bepalen van de dispersiecoëfficiënt in een hypolimnion zonder dichtheidverschillen ( $Ri=0$ ), terwijl tevens  $Ri$  niet kan worden bepaald vanwege de onbekende invloed van dichtheidsverschillen op de snelheidsgradient ( $du/dz$ ).

Aangezien de verticale menging in het hypolimnion enerzijds wordt gereduceerd door het dichtheidsverschil met het epilimnion en anderzijds door lokale dichtheidsgradiënten in het hypolimnion, is verondersteld dat in het hypolimnion de dispersiecoëfficiënt voor het grensvlak  $i, i+1$  kan worden beschreven met de relatie,

$$D_{i, i+1} = D_e / (1 + a \cdot Ri^0_{i, i+1} + b \cdot Ri^1_{i, i+1})^c \quad (3.12)$$

Hierbij is  $D_e$  de dispersiecoëfficiënt in het epilimnion waarvoor geldt :

$$D_e = \frac{K \cdot u^* \cdot H_e}{6} \quad (3.13)$$

$a$ ,  $b$  en  $c$  zijn te bepalen parameters.  $H_e$  is de dikte van het epilimnion.  $Ri^0$  is een overall Richardson getal dat mede op basis van vergelijking 3.9, 3.10 en 3.11 als volgt wordt berekend voor het geval dat  $T_e - T_i > \Delta T_e$  :

$$Ri^0_{i, i+1} = 0.03 \cdot 10^{-3} (T_e + T_i - 8) \cdot \frac{(T_e - T_i - \Delta T_e)}{(z_i - H_e)} / \frac{u^{*2}}{(z_i + H_e)^2} \quad (3.14)$$

Indien  $T_e - T_i < \Delta T_e$  is  $Ri^0_{i, i+1} = 0$ .  $Ri^1$  is een lokaal Richardson getal dat mede op basis van vergelijking 3.9, 3.10 en 3.11 als volgt wordt berekend voor het geval dat  $T_{i+1} - T_i > \Delta T_1$ :

$$Ri^1_{i, i+1} = 0.03 \cdot 10^{-3} \cdot (T_{i+1} + T_i - 8) \cdot \frac{(T_{i+1} - T_i - \Delta T_1)}{(z_i - z_{i+1})} \cdot \frac{u_*^2}{(z_i + z_{i+1})^2} \quad (3.15)$$

Indien  $T_{i+1} - T_i < \Delta T_1$  is  $Ri^1_{i, i+1} = 0$ .  $\Delta T_e$  is een temperatuurskriterium dat bepaald is in hoeverre er sprake is van een gelaagdheid t.o.v. de bovenste waterlagen. Op basis van dit criterium wordt de dikte van de menglaag (epilimnion) bepaald.  $\Delta T_1$  is een temperatuurskriterium dat lokaal aangeeft bij welk temperatuursverschil er sprake is van een reductie van verticale menging.  $T_e$  is de temperatuur van de bovenste waterlaag.

Door toepassing van de vergelijkingen 3.11, 3.12 en 3.13 op de beschikbare temperatuur en windgegevens voor de IJmeerput is het mogelijk voor ieder tijdstip de verticale dispersiecoëfficiënten te berekenen indien keuzen worden gedaan voor de criteria  $\Delta T_e$  en  $\Delta T_1$  en de parameters  $a$ ,  $b$  en  $c$ .

Rekening houdend met de nauwkeurigheid van de daggemiddelde temperaturen zijn de temperatuurcriteria voor een eerste toepassing gesteld op:

$$\Delta T_e = 0.2 \text{ } ^\circ\text{C} \quad \text{en} \quad \Delta T_1 = 0.05 \text{ } ^\circ\text{C}$$

Op basis van de beschikbare relaties uit de literatuur en toepassing van de berekeningsmethode op 1978, zijn de waarden voor  $a$ ,  $b$  en  $c$  in eerste instantie bepaald door een vergelijk met de berekende dispersiecoëfficiënten volgens de hierboven beschreven berekeningsmethode. Vervolgens is het temperatuurverloop in het hypolimnion op basis van de aldus bepaalde dispersiecoëfficiënten berekend waarbij gebruik is gemaakt van het transportmoduul van ZQUA (paragraaf 4.3.1). Naast de dispersiecoëfficiënten is bij berekening van de temperaturen in het hypolimnion gebruik gemaakt van de dikte en de temperatuur van de menglaag. Door aanpassing van het criterium  $\Delta T_e$  en de parameters  $a$ ,  $b$  en  $c$  is vervolgens nagegaan in hoeverre het resultaat van de berekende temperaturen in het hypolimnion kon worden verbeterd (par 3.3.2).

Met de voor 1978 ingestelde waarden voor de temperatuurcriteria en parameters is vervolgens het vertikaal transport voor 1980 berekend en geverifieerd middels de berekening van de temperaturen in de put op basis van het gedrag van de menglaag dikte en de temperatuur in de menglaag (par. 3.3.3).



### 3.3.2 Berekening en toetsing verticale menging voor 1978

Op basis van de in par 3.3.1 aangegeven berekeningsmethode zijn de verticale dispersiecoëfficiënten voor 1978 berekend, waarbij de volgende temperatuurskriteria en parameters zijn gehanteerd :

$$\begin{aligned}\Delta T_e &= 0.2 \text{ } ^\circ\text{C} \\ \Delta T_1 &= 0.05 \text{ } ^\circ\text{C} \\ a &= 2.5 \\ b &= 2.5 \\ c &= 0.75\end{aligned}$$

Met het transportmoduul van ZQUA is het temperatuur verloop in de put berekend mede op basis van de dikte en de temperatuur van de menglaag. Uit een vergelijk van de aldus berekende temperaturen in de put en het waargenomen temperatuur verloop (fig 3.3), kan worden afgeleid dat het temperatuurverloop onder de menglaag vrij behoorlijk kan worden terugberekend.

Teneinde de invloed van dispersie onder de menglaag afzonderlijk te bestuderen is vervolgens een berekening gedaan waarbij de verticale diffusie onder de menglaag gelijk nul is gesteld, zodat het temperatuurgedrag op een bepaalde diepte volledig wordt bepaald door de dikte en de temperatuur van de menglaag en het temperatuur gedrag van de menglaag (fig. 3.4). Uit een vergelijk van figuur 3.3 met 3.4 kan worden afgeleid dat het temperatuurverloop in belangrijke mate wordt gestuurd door de dikte van de menglaag. De verticale dispersie in het hypolimnion is leverd echter een niet te verwaarlozen bijdrage in de opwarming van de diepere waterlagen.

Nagegaan is in hoeverre de transportberekening wordt beïnvloed door de keuze van het criterium  $\Delta T_e$ , dat de menglaagdikte bepaald (fig 3.5). Uit een vergelijk van figuur 3.3 en 3.5 kan worden afgeleid dat een vergroting van het criterium (0.5 i.p.v. 0.2  $^\circ\text{C}$ ) leidt tot een extra verdieping van de menglaag, hetgeen in de maand mei resulteert in een verbetering van het berekeningsresultaat voor diepten groter dan 19 meter.

In perioden waarin een nieuwe stratifikatie ontstaat is de opwarming van de onderlagen over het algemeen een 0.5  $^\circ\text{C}$  te hoog. Dit wordt veroorzaakt door het gekozen criterium  $\Delta T_e$ , waardoor in de berekening de stratifikatie pas inzet bij een temperatuurverschil met de bovenlaag van 0.5  $^\circ\text{C}$ . Verlaging van het criterium heeft echter tot gevolg dat de berekende menglaag onvoldoende diep indringt. Mede vanwege de berekening van het transport voor de zuurstofhuishouding in de put is uiteindelijk verkozen gebruik te maken van het criterium

$$\Delta T_e = 0.5 \text{ } ^\circ\text{C}$$

De gedeeltelijke menging medio augustus (fig. 3.5) kan niet met de gevolgde berekeningsmethode voor verticale menging worden beschreven. Op aanwijzing van RWS-WW district Noord kan dit mogelijk worden toegewezen aan een verstoring van het mengpatroon als gevolg van het storten van specie.

### 3.3.3 Berekening en toetsing verticale menging voor 1980

De in par 3.3.1 genoemde berekeningsmethode voor de verticale menging onder de menglaag is eveneens voor 1980 gehanteerd, waarbij dezelfde waarden voor de betreffende temperatuurskriteria en parameters zijn gebruikt als voor 1978 (par 3.3.2).

Vervolgens is evenals voor 1978 het temperatuurverloop in de put terugberekend op basis van het gedrag van de dikte en temperatuur van de menglaag (fig. 3.6). Uit figuur 3.6 kan worden afgeleid dat het berekende verticale transport een vrij goede basis is voor de terugberekening van het temperatuurverloop in de put. Afwijking voor de diepten onder de 34 meter zijn vooral het gevolg van het ontbreken van de waarnemingen op 34 meter. Indien de spronglaag zich tussen 31 en 37 meter bevindt kan het toepassen van interpolatie voor het bepalen van de temperaturen op 34 meter aanleiding geven tot afwijkingen in het bepalen van de menglaagdikte.



## 4. ONTWIKKELING VAN HET ZUURSTOFMODEL ZQUA

### 4.1 ACHTERGROND VAN DE MODELONTWIKKELING

Aan de hand van een beschrijving van de waterkwaliteitsprocessen in een gestratificeerd systeem is een modelconcept opgesteld. Het modelconcept behelst een verbaal schema van de voor de zuurstof huishouding relevante verbindingen met de bijbehorende processen. Het verbale schema is omgezet in een mathematisch model, een stelsel gekoppelde differentiaal vergelijkingen. De komputer programmering is geschied aan de hand van de volgende uitgangspunten :

- Het model zal zo flexibel mogelijk moeten zijn, waardoor het kan worden toegepast op uiteenlopende aquatische systemen, van ondiepe meren tot diepe reservoirs.
- Het model zal in de toekomst moeten kunnen worden uitgebreid naar een meeromvattend waterkwaliteitsmodel.
- De systeemdefinitie (verbindingen met processen) zal op te bestuderen systeem of waterkwaliteitsaspecten afgestemd moeten kunnen worden zonder ingrijpen in de komputercode.
- Het bovenbedoelde zal ook door iemand zonder diepgaande kennis van de komputercode moeten kunnen worden gedaan.

Deze uitgangspunten hebben geleid tot een komputercode met een hoofdroutine, waarin zeer algemene formuleringen voor de differentiaalvergelijkingen zijn opgenomen. Hierin komen slechts transporttermen en een nader in te vullen term voor de processen voor. Deze procesterm wordt samengesteld uit de afzonderlijke processen, die in de modelinvoer gespecificeerd zijn. De meeste processen worden beschreven met simpele eerste of tweede orde kinetiek. Voor enkele bijzondere processen zijn gemakkelijk verwisselbare subroutines geschreven. Door wijziging van de invoerspecificatie (aard van het proces en bijbehorende parameters) of door vervanging van de genoemde subroutines kan het model naar behoefte worden aangepast. De berekening van verandering van de concentraties ten gevolge van de waterkwaliteitsprocessen geschiedt met een numerieke expliciete integratiemethode.

Het procesmoduul is allereerst gekalibreerd op een enkele waterlaag in de IJmeerput. Vervolgens is het uitgebreid tot een meerlagenmodel, waarbij het dispersief transport tussen de lagen werd ingebracht. De integratieroutine, die hiervoor in het model werd ingebouwd, berust op de half impliciete methode van Crank-Nicolson.

Het meerlagenmodel is daarna gekalibreerd op het gegevensbestand voor 1978 van de IJmeerput. Hierbij zijn de dispersiecoëfficiënten, zoals berekend met de in paragraaf 3.3 beschreven methode, als invoergrootheden gebruikt. De bovenste waterlaag, het epilimnion, wordt als randvoorwaarde beschouwd. Dat betekent, dat de gemeten waterkwaliteit van deze laag, overeenkomend met de kwaliteit van het IJmeer, aan het model wordt opgelegd. Tenslotte is het model geverifieerd met het gegevensbestand van 1980.



## 4.2 BESCHRIJVING VAN HET GESTRATIFICEERDE SYSTEEM

### 4.2.1 De waterkwaliteitsprocessen

In het epilimnion wordt organische stof en zuurstof geproduceerd door de primaire producenten, zoals fytoplankton en makrofyten. Deze nemen daarbij kooldioxide en nutriënten op. Bij sterfte van de primaire producenten ontstaat dood organisch materiaal, het detritus, waarvan het partikulaire deel uitzakt naar het hypolimnion en de bodem (figuur 4.1).

In het hypolimnion is in de Nederlandse wateren over het algemeen geen produktie meer vanwege te hoge extinctie van het licht. Levend fytoplankton, dat bezinkt uit het epilimnion, zal hier daarom over het algemeen afsterven.

Het bezinkend detritus is onderhevig aan mikrobiële afbraak, waarbij zuurstof wordt opgenomen en nutriënten, zoals ammonium en fosfaat, en kooldioxide vrijkomen (figuur 4.1). In dit geval wordt zuurstof elektronenacceptor genoemd, omdat het bij de oxidatie van het organische materiaal elektronen overneemt van het daarin aanwezige koolstof. Het vrijkomen van kooldioxide doet de pH dalen, zodat deze dan ook aanzienlijk lager is in het hypolimnion (6.5 - 7.5) dan in het epilimnion (7.5 - 9.5). Ammonium wordt door nitrificerende bacteriën onder opname van zuurstof via diverse tussenprodukten, waarvan nitriet de belangrijkste is, geoxideerd tot nitraat. Op de bodem vindt afbraak van gesedimenteerd detritus plaats, zodat ook de bodem zuurstof aan het bovenstaande water onttrekt.

Bij stratifikatie wordt de uitwisseling van opgeloste stoffen in verticale richting in hypo- en metalimnion sterk gereduceerd. De afbraakprocessen in combinatie met het geringe verticale stoftransport zorgen voor een verlaging van de zuurstof concentratie en een verhoging van de nutriënten concentraties. Op het moment dat de zuurstof concentratie beneden een bepaalde kritische waarde daalt ontstaat er een gebrek aan zuurstof voor de bacteriën. De redoxpotentiaal wordt zo laag, dat het vanuit thermodynamisch oogpunt gunstig wordt voor de bacteriën om naast zuurstof nitraat als elektronenacceptor te gebruiken. Dit proces, waarbij nitraat wordt omgezet in elementair stikstof, wordt denitrifikatie genoemd.

Als ook nitraat is uitgeput, gaan andere bacteriën het organische materiaal afbreken met behulp van sulfaatreduktie. De redoxpotentiaal is daarbij zo laag geworden dat mangaan(IV) en ijzer(III) door de hierbij geproduceerde sulfiden gereduceerd worden tot mangaan(II) en ijzer(II) (Gunnison e.a. 1981, Brannon e.a. 1978, Smits 1980). Het sulfide vormt met ijzer(II) het zeer slecht oplosbare ijzer(II)sulfide, dat onderhevig is aan sedimentatie. Bij de omzetting van ijzer(III)hydroxiden gaan deze in oplossing samen met het eraan geadsorbeerde fosfaat. Onder deze omstandigheden geeft de bodem in versterkte mate nutriënten en gereduceerde stoffen af aan het bovenstaande water. Het reductieproces leidt derhalve tot een extra verhoging van de nutriënten concentraties, in het bijzonder de fosfaat concentratie.



Bij de produktie van gereduceerde stoffen vindt overdracht van elektronen plaats in evenredigheid met de hoeveelheid afgebroken organische stof, zoals dat ook het geval is bij aerobe afbraak. De gereduceerde stoffen worden in kontakt met zuurstof langs hoofdzakelijk chemische weg zeer snel geoxideerd volgens een vaste verhouding, die voortvloeit uit de daarbij plaatsvindende elektronen overdracht.

Indien de sulfaat concentratie en de redoxpotentiaal voldoende laag zijn geworden kan ook methanogenese plaatsvinden. Hierbij worden de eindprodukten van de sulfaatreduktie en fermentatie, zoals acetaat, kooldioxide en waterstof, omgezet in methaan. Het methaan diffundeert naar hogere waterlagen, waar het bij aanwezigheid van zuurstof langs biochemische weg wordt geoxideerd. In de Nederlandse wateren vindt methanogenese over het algemeen alleen in het bodemsediment plaats, omdat de sulfaatconcentraties in het bovenstaande water te hoog zijn (Cappenberg 1974, Smits 1980).

Het detritus wordt niet volledig afgebroken. Tijdens de mikrobiële afbraak wordt het resterende organische materiaal geleidelijk langs chemische en biochemische weg omgezet in humusachtige verbindingen. Het uiteindelijke produkt van deze omzettingen is in hoge mate refractair (zeer slecht afbreekbaar). In het oppervlaktewater is dit materiaal in hoofdzaak in opgeloste vorm aanwezig.

#### 4.2.2 Effecten stratifikatie op waterkwaliteit en ecosysteem

Zoals reeds gekonstateerd gaan de waterkwaliteit en de daarmee samenhangende processen in epilimnion en hypolimnion uiteen lopen. Dit kan zo ver gaan dat niet alleen de concentraties van opgeloste stoffen maar ook de aard van de processen in de lagen aanzienlijke verschillen vertonen met alle gevolgen vandien voor het aquatische ecosysteem.

In grote lijnen zijn de gevolgen voor de diverse aquatische ecosystemen vergelijkbaar. Zij verschillen hoofdzakelijk in intensiteit naarmate de stratifikatie sterker en langduriger is. Zonder al te zeer in details te treden zijn er een aantal te vermelden.

In het hypolimnion hopen nutriënten zich op ten gevolge van de mikrobiële afbraak van detritus. Dit kan leiden tot een verhoogde aanvoer van nutriënten in het epilimnion, in het bijzonder bij plotselinge gedeeltelijke of algehele opmenging. Dientengevolge kan bij nutriënt limitatie de primaire produktie van fytoplankton worden verhoogd. Voor de omvangrijke zandwinputten in het IJmeer en het Gooimeer zijn maximale schattingen gemaakt van de nutriënt concentratie verhoging. Plotselinge algehele opmenging in de nazomer kan de fosfaat concentratie van gemiddeld 0.15 mg P/l in het IJmeer met een faktor 2 a 4 verhogen. De anorganisch-N concentratie in het Gooimeer van gemiddeld 0.75 mg N/l kan met een faktor 1.5 a 2 worden verhoogd (Smits 1981, de Wit 1981).

Het hypolimnion fungeert als een sedimentval. De sedimentatiesnelheid is er groter ten gevolge van geringere turbulentie. Fytoplankton, detritus en gesuspendeerd sediment worden als zij eenmaal op de bodem van het hypolimnion zijn terecht gekomen niet meer geresuspendeerd zolang er geen destratifikatie



plaats vindt. De snellere netto sedimentatie kan tot verlaging van de fytoplankton en detritus concentratie in het epilimnion leiden. Dat dit gevolgen voor de voedselketen heeft, mag worden verwacht. Een sterke aanwijzing voor dit verschijnsel, voor zover het verlaging van de fytoplankton concentratie betreft, wordt gevonden in de Braassemermeer, waar de put ongeveer 10% van het meeroppervlak beslaat. In het meer worden lage chlorofylgehalten van gemiddeld 20 ug/l gemeten, terwijl er van nutriënt- of lichtlimitatie geen sprake lijkt te zijn.

Het aanleggen van putten in ondiepe meren leidt voorts tot een vergroting van de mengdiepte. Hierbij neemt over deze mengdiepte gemiddeld de beschikbare hoeveelheid lichtenergie voor het fytoplankton af. Lichtlimitatie kan daardoor optreden of worden versterkt met verlaging van de fytoplankton concentratie als gevolg (Los 1982, de Wit 1981).

Bij gelijktijdig optreden van de genoemde effecten zijn deze gedeeltelijk antagonistisch. Het is niet duidelijk of het overall-effect met betrekking tot het ecosysteem positief dan wel negatief is. Dat zal afhankelijk zijn van de specifieke kenmerken van het betreffende systeem.

Ten gevolge van het verbruik van zuurstof bij mikrobiële afbraak kan het hypolimnion geheel of gedeeltelijk zuurstofloos worden. De konsekventie hiervan is dat zuurstofverbruikende organismen er niet meer kunnen leven. De bodemflora en -fauna worden in aanzienlijke mate aangetast en kunnen zelfs geheel verloren gaan. Dit kan een belangrijk deel van het voedselaanbod voor vissen (muggelarven en wormen) en watervogels (driehoeksmosselen, makrofyten) doen verdwijnen. De grootte van het effect is rechtstreeks gekoppeld aan de omvang van het oppervlak van het zuurstofloze hypolimnion.

#### 4.3 BESCHRIJVING VAN HET WATERKWALITEITSMODEL

##### 4.3.1 Algemene opzet van het waterkwaliteitsmodel

Het gestratificeerde systeem wordt voor het model opgedeeld in lagen, die elk voor zich als homogeen worden beschouwd en waartussen uitwisseling van stof plaatsvindt (figuur 3.2). De algemene differentievergelijking voor een variabele in een laag  $i$  wordt gegeven door :

$$V_i \cdot \frac{\Delta C_i}{\Delta t} = \frac{2 \cdot D_{i,i+1} \cdot A_{i,i+1}}{(\Delta z_{i+1} + \Delta z_i)} \cdot (C_{i+1} - C_i) + \frac{2 \cdot D_{i-1,i} \cdot A_{i-1,i}}{(\Delta z_{i-1} + \Delta z_i)} \cdot (C_{i-1} - C_i) + V_i \cdot R_i \quad (4.1)$$

Hierin is  $C$  de concentratie van de variabele,  $t$  de tijd,  $D$  de verticale dispersie coëfficiënt,  $A$  het oppervlak,  $z$  de laagdikte en  $V$



het volume. In de vergelijking zijn dus dispersief transport aan boven- en onderzijde van de laag en een term R voor de processen opgenomen. De advectieve termen zijn weggelaten, omdat ze in de diepe putten in de randmeren geen rol van betekenis spelen. In het algemeen is de procesterm R voor elke variabele te schrijven als :

$$R = \frac{dC}{dt} = \sum_l a_l \cdot k_l \cdot C_l + \sum_j a_j \cdot k_j \cdot C_j \cdot C + \sum_k r_k \quad (4.2)$$

Deze is dus op te vatten als een sommatie van l eerste- orde processen, j tweede-orde processen en k bijzondere termen. Eerste-orde betekent dat de snelheid van de reactie evenredig is met de concentratie van het reagens, tweede-orde betekent dat deze snelheid evenredig is met het produkt van de concentraties van twee reagentia.

In de huidige modelformulering kan r de uitwisseling met de bodem, sedimentatie of een redox-reaktie betreffen. Uitbreiding van formuleringen voor r is mogelijk voor processen als primaire produktie door fytoplankton of uitwisseling van zuurstof met de lucht. De a's geven stoichiometrische konstanten aan, de verhoudingen van het aantal molekulen van de aan de reaktie deelnemende verbindingen. Relatie 4.2 is naar willekeur uit te breiden met andere proceskinetische formuleringen.

De reaktiesnelheidskonstante k is afhankelijk van de temperatuur volgens :

$$k = k^{20} \cdot k_t^{(T - 20)} \quad (4.3)$$

Deze vergelijking is via theoretische weg en enige vereenvoudigingen af te leiden voor het temperatuursinterval, waarin de betreffende mikroorganismen ongehinderd door te lage of te hoge temperatuur kunnen groeien. Voor de meeste mikroorganismen in oppervlaktewater strekt dat interval zich uit tussen 5 en 25 °C.

Via specificatie in een invoerbestand kan per verbinding aan elk proces een eerste- of tweede-orde dan wel bijzondere formulering met bijbehorende parameters worden toegekend. De parameters betreffen een snelheidskonstante bij 20 °C, een temperatuurscoefficient en een stochiometrische konstante. In geval van een bijzondere formulering komen hier nog een of meerdere konstanten bij.

In het aquatische systeem doet zich het verschijnsel voor, dat beneden een bepaalde kritische concentratie van een elektronenacceptor het ene afbraakproces afloopt en het andere op gang komt. Dit verschijnsel is in het model ondervangen door ingebouwde schakelaars. Er bestaat de mogelijkheid om het eerstkomende proces geheel af te breken en het opvolgende proces op te starten als een bepaalde minimale concentratie wordt bereikt. Het is daarnaast ook mogelijk het eerste-orde proces beneden een zekere kritische concentratie te laten doorlopen als een al dan niet ver-



traagd tweede-orde proces. Beide concentraties dienen in het invoerbestand te worden gespecificeerd.

#### 4.3.2 Het huidige waterkwaliteitsmodel ZQUA

De huidige versie van het waterkwaliteitsmodel ZQUA kan worden beschouwd als een uitgebreid zuurstofmodel, waarin alleen verticaal dispersief transport is opgenomen. Het omvat een vijftal stoffen : zuurstof, nitraat, ammonium, afbreekbaar organisch koolstof en gereduceerde stoffen. De laatste zijn uitgedrukt in zuurstof equivalenten. De geoxideerde stoffen, die hieronder in de bespreking voorkomen waren oorspronkelijk eveneens in het model vertegenwoordigd. Ze zijn daaruit echter verwijderd, omdat ze in de beschouwde situatie geen bepalende rol hebben. Ze zijn ook onder anaerobe condities in overmaat aanwezig. Omdat ze niet voldoende gemeten zijn kunnen ze bovendien niet worden gekalibreerd.

De bespreking van de processen, waaraan de stoffen onderhevig zijn, wordt uitgesplitst naar drie mogelijke situaties. Deze zijn achtereenvolgens aerobe afbraak van organische stof, denitrificerende afbraak en volledig anaerobe afbraak. Daarna wordt aandacht gewijd aan de processen, die niet afhankelijk zijn van het type afbraak. Voor de drie onderscheiden situaties zijn de relevante stoffen en de onderlinge relaties weergegeven in een drietal schema's (figuren 4.2, 4.3 en 4.4). De genoemde konstanten zijn gebaseerd op een literatuuronderzoek, dat in het kader van een samenwerkingsproject met de afdeling Milieu en Inrichting van de Deltadienst werd verricht (Smits 1980).

##### Aerobe afbraak (figuur 4.2):

De afbraak van organisch koolstof onder verbruik van zuurstof wordt beschouwd als een eerste-orde proces boven een zuurstof concentratie van 2.0 mg/l (verg. 4.2). Onder deze concentratie wordt de afbraak beschouwd als een tweede-orde proces, dat behalve van de concentratie organische stof ook afhankelijk is van de zuurstof concentratie. De stoichiometrische konstante voor het verbruik van zuurstof bij de afbraak van organische stof is 2.67 g O<sub>2</sub>/g C.

De waarde van 2.0 mg/l is te beschouwen als twee maal de halfwaarde konstante uit de Monod-kinetiek. De relatief hoge waarde is via kalibratie vastgesteld en kan als volgt worden verklaard. Het afbreekbare organische materiaal is partikulair. De zuurstof moet dus via diffusie het hart van de partikels zien te bereiken. Dit gaat niet snel genoeg om het verbruik bij afbraak te compenseren. De concentratie daalt dus en kan in het hart reeds nul worden bij een concentratie van 2.0 mg/l in de omringende vloeistof. De bacterien worden daarom gemiddeld met een lagere concentratie dan die in de vloeistof gekonfronteerd. Bovendien kan in de nabijheid van de bodem eveneens een lagere zuurstof concentratie ontstaan ten gevolge van de zuurstofvraag van de bodem en onvoldoende opmenging met aanliggende watermassa's.

Bij de oxidatie van ammonium tot nitraat, het proces van nitrifikatie, wordt ook zuurstof verbruikt. Dit proces wordt op analoge wijze beschouwd als een combinatie van een eerste- en tweede-orde proces met als kritische zuurstof concentratie 2.0 mg/l. Hiervoor geldt eveneens de boven gegeven redenering. De



stoichiometrische konstante voor het verbruik van zuurstof bij nitrifikatie is 4.57 g O<sub>2</sub>/g N.

Zuurstof wordt voorts opgenomen door de bodem, waarin eveneens afbraak van organisch materiaal plaatsvindt. De afgifte aan de bodem wordt gegeven door:

$$r = - \frac{\sqrt{(2 \cdot k_o \cdot D \cdot O) \cdot A}}{b} \quad (4.4)$$

Hierin is  $k_o$  de temperatuursafhankelijke zuurstofverbruiks snelheid van de bodem gebaseerd op de afbraak van organische stof en chemische oxidatie van gereduceerde stoffen.  $D$  is de dispersie coëfficiënt aan het bodem-water oppervlak  $A$  en  $O$  de zuurstof concentratie van het bovenstaande water. De relatie kan worden afgeleid uit de zuurstofbalans voor het bovenste laagje van het interstitiele water in de bodem. Daarbij is uitgegaan van een stationaire situatie.

Naast zuurstof wordt er ook nitraat met de bodem uitgewisseld. De vergelijking hiervoor kan op analoge wijze worden afgeleid en wordt gegeven door:

$$r = - \frac{(k_n \cdot z + (k_d \cdot z/2 + N \cdot D) / (\sqrt{D/k_d} + z)) \cdot A}{b} \quad (4.5)$$

$$z = \frac{\sqrt{2 \cdot D \cdot O / k_o}}{o} \quad (4.6)$$

Hierin is  $k_n$  de nitrifikatie snelheid in de aerobe laag van de bodem,  $z$  de dikte van deze laag,  $N$  de nitraat concentratie in het bovenstaande water en  $k_d$  de denitrifikatie snelheid in de bodem. De beide reacties zijn temperatuursafhankelijk. De uitwisseling met de bodem kan positief of negatief zijn. Dit hangt onder andere af van de concentraties van zuurstof en nitraat in het bovenstaande water, de dikte van de aerobe laag en de mate van nitrifikatie hierin.

Het laatst te noemen zuurstofverbruikende proces is de snelle (bio-)chemische oxidatie van gereduceerde stoffen, die vrijkomen bij de anaerobe afbraak van organisch koolstof. De gereduceerde stoffen worden hierbij omgezet in geoxideerde stoffen. Aangenomen wordt dat dit proces instantaan plaatsvindt (Smits 1980).

#### Denitrificerende afbraak (figuur 4.3):

Indien de zuurstof concentratie is gezakt onder de 2.0 mg/l wordt het organisch koolstof afgebroken onder verbruik van nitraat als elektronenacceptor (denitrifikatie). Dit gebeurt volgens een eerste-orde proces boven een nitraat concentratie van 1.0 mg/l N en volgens een tweede-orde proces daaronder. Ook hier geldt weer de boven gegeven redenering. De stoichiometrische konstante voor dit proces is 0.93 g N/g C.

#### Volledig anaerobe afbraak (figuur 4.4):

Als ook de nitraat concentratie is gedaald tot beneden een zeer lage concentratie (0.05 mg/l N), wordt overgegaan op de volledig



anaerobe afbraak. Deze verloopt volgens een eerste-orde proces met betrekking tot de concentratie organische stof, waarbij een aantal geoxideerde stoffen als elektronenacceptor dienst doen. Aangenomen is, dat de voorraad elektronenacceptoren hiertoe altijd voldoende hoog zal zijn. De geoxideerde stoffen worden omgezet tot gereduceerde stoffen. Alleen de vorming van gereduceerde stoffen is in het model opgenomen. Daar de gereduceerde stoffen als zuurstofequivalent worden beschouwd, geldt voor de vorming ook een stoichiometrische konstante van 2.67 g RS/g C.

Onder anaerobe omstandigheden ( $O_2 < 2.0$  mg/l) worden door de bodem gereduceerde stoffen afgegeven volgens :

$$r = k \cdot A / V \quad (4.7)$$

$r \quad b$

Hierin is  $k_r$  temperatuursafhankelijk. De hoge kritische zuurstofconcentratie heeft betrekking op de inhomogeniteit in de nabijheid van de bodem, waardoor zuurstof daar al in een eerder stadium uitgeput raakt.

#### Processen, die tijdens alle situaties plaatsvinden:

Het afbreekbare koolstof wordt geheel als partikulair beschouwd en is daarom onderhevig aan sedimentatie, dat wordt beschreven volgens :

$$r = -s \cdot C \cdot A / V \quad (4.8)$$

Hierin is  $s$  de sedimentatie konstante in m/d en  $C$  de concentratie van afbreekbaar organisch koolstof.

Ammonium wordt geproduceerd bij de afbraak van organische stof in evenredigheid met de stikstofinhoud daarvan. Als stoichiometrische konstante is aangenomen 0.15 g N/g C (zie par. 2.2.3). De snelheid, waarmee de produktie plaatsvindt is verschillend voor de drie onderscheiden gevallen. Ammonium komt ook vrij uit de bodem via afbraak van gesedimenteerde organische stof. De bodemafgifte wordt beschreven met een relatie, die analoog is aan 4.7. De snelheden verschillen echter onder aerobe en anaerobe omstandigheden.

#### 4.3.3 Diskussie van de gekozen systeemdefinitie

Met betrekking tot de meeste toestandsgrootheden is de systeemdefinitie betrekkelijk eenduidig en niet sterk aan diskussie onderhevig. Een duidelijke uitzondering hierop wordt echter gevormd door het afbreekbare organisch koolstof.

Uitgangspunt van de systeemdefinitie is dat het een beschrijving van de waterkwaliteit van het hypolimnion moet zijn. Aangenomen wordt, dat lichtintensiteit in het hypolimnion altijd zo laag is, dat primaire produktie van fytoplankton er niet mogelijk is. Bij het heersende doorzicht en de wetenschap, dat het hypolimnion zelden boven de 10.0 m. diepte aanvangt is deze aanname zeer reeel. Op



5 m. diepte is de lichtintensiteit minder dan 0.01 % van die vlak onder het wateroppervlak.

Verondersteld wordt tevens, dat het fytoplankton, dat in het hypolimnion bezinkt, na korte tijd afsterft en wordt omgezet in detritus. Met behulp van deze aannamen kan de systeemdefinitie worden vereenvoudigd. Zoals blijkt uit de gegevensanalyse (paragraaf 2.2) is afbreekbaar organisch koolstof bijna geheel in de vorm van detritus aanwezig en kan dus als een enkelvoudige toestandsgrootheid in het model worden opgenomen.

Onzekerheden kleven ook aan de formuleringen met betrekking tot de uitwisseling met de bodem. De formuleringen voor zuurstof en nitraat zijn ontleend aan een theoretisch model voor bodem-water uitwisseling, waarvan de parameters in het huidige stadium nog moeilijk a priori te kwantificeren zijn. De overige formuleringen zijn volledig empirisch en kennen alleen een temperatuurs afhankelijkheid, terwijl toch verwacht mag worden, dat onder andere ook de concentratie van het bovenstaande water een rol speelt. In het huidige stadium is echter nog te weinig van het mechanisme bekend om tot meer deterministische formuleringen te komen.

#### 4.4 KALIBRATIE VAN ZQUA

##### 4.4.1 Kalibratie procedure

De kalibratie heeft plaatsgevonden op IJmeerput I met behulp van de kwaliteitsgegevens van 1978 voor de periode 10 april tot en met 18 september. Deze periode omvat de beide stratifikatie perioden van 1978. De gegevens, die gebruikt zijn voor de vergelijking met de berekeningsresultaten, zijn ontleend aan het meetprogramma voor IJmeerput I.

De gegevens voor de randvoorwaarde van het model, de waterkwaliteit van het epilimnion, zijn verkregen uit twee meetprogramma's. Voor zuurstof, nitraat en ammonium is de randvoorwaarde gelijk aan de op 0.5 m. diepte in het kader van het diepe putten programma gemeten waterkwaliteit. De randvoorwaarde voor gereduceerde stoffen is niet gemeten. De concentratie is in het zuurstofrijke epilimnion echter gelijk te stellen aan nul.

Bij gebrek aan voldoende gegevens in het puttenprogramma voor afbreekbaar organisch koolstof wordt de randvoorwaarde hiervoor gevormd door de in het kader van het routinematige meetprogramma gemeten BOD5 als gemiddelde van de meetpunten Y122 en Y124. Beide punten zijn gelegen in het IJmeer (zie figuur 1.1). Afbreekbaar organisch koolstof is berekend uit BOD5 en chlorofyl met de methode, die ontwikkeld is uit de gegevensanalyse voor het IJmeer en beschreven in paragraaf 2.2. De hierbij gebruikte konstanten zijn :

$$r_1 = 0.025 \text{ g C/mg Chl-f-a}$$

$$f_d = 0.33 \text{ en } f_a = 0.20$$



Tijdens de eerste fasen van de kalibratie werd voor de geometrie slechts het gedeelte behorend bij IJmeerput I gebruikt. Dit werd gedaan om eventuele invloed van de nogal gekompliceerde geometrie van de gehele put (I en II) op het kalibratieresultaat zoveel mogelijk uit te sluiten. In het laatste stadium van de kalibratie, toen alle modelparameters reeds hun nagenoeg definitieve waarde hadden gekregen, werd overgeschakeld naar de geometrie van de gehele put.

Voor de kwantificering van het verticale stoftransport werden aanvankelijk de dispersiecoëfficiënten gebruikt, die waren verkregen met de warmteindringingsmethode. In een later stadium werd overgegaan op de dispersiecoëfficiënten, berekend met de methode gebaseerd op windenergie en dichtheidsverschillen. (Voor methoden en resultaten, zie par. 3.2 en 3.3). De ontwikkeling van deze laatste methode liep parallel aan de kalibratie van ZQUA, waarbij een voortdurende wisselwerking plaatsvond.

Alvorens het model toe te passen op het hele hypolimnion werd eerst een tentatieve kalibratie uitgevoerd op een waterlaag in IJmeerput I. Het voordeel hiervan is, dat het vertikaal transport als een betrekkelijk betrouwbare randvoorwaarde kan worden ingevoerd, zodat de kinetiek-parameters in ieder geval binnen zekere grenzen kunnen worden gefixeerd. Hiermee wordt een goed uitgangspunt voor de eigenlijke kalibratie verkregen. Als startpunt voor de kalibratie werden aan alle modelparameters waarden toegekend, die op grond van de literatuur en andere modelervaringen redelijk konden worden geacht.

Aanvankelijk werd de laag tussen de 35.5 m. en 38.5 m. diepte gekozen. De laag was zo gekozen om een viertal redenen. Hij ligt het grootste gedeelte van de periode geheel in het hypolimnion, waarvoor redelijk nauwkeurig berekende dispersie coëfficiënten beschikbaar zijn. De laag vormt ook een ononderbroken geheel in het diepe gedeelte van de put, zodat vaststelling van de geometrie en berekening van het volume betrekkelijk nauwkeurig zijn. De derde overweging komt voort uit de wens bij een eerste kalibratie de uitwisseling met de bodem, die een relatief moeilijk kwantificeerbare grootheid is, zoveel mogelijk te beperken. Bij de gekozen laag is het bodemoppervlak ongeveer 16% van het totale oppervlak. De vierde reden is, dat de niveaus 35.5 m. en 38.5 m. behoren tot de niveaus, waarvoor de dispersie coëfficiënten zijn berekend.

Deze laag bleek achteraf toch niet zo gunstig te zijn gekozen, daar de omzettingsprocessen vergeleken met het vertikaal stoftransport geen relatief grote bijdrage aan de verandering van de concentraties leverden. Nauwkeurige kalibratie van de kinetische parameters was hierdoor niet zo goed mogelijk. Om deze reden werd een dikkere laag gekozen, te beginnen bij de aan de bodem grenzende laag tussen 26.5 en 41.7 m. diepte. De invloed van het vertikaal transport werd hierdoor sterk gereduceerd. Een nadeel werd gevormd door de omstandigheid, dat van homogene menging in deze laag geen sprake was. Om deze reden werd gekalibreerd op gemiddelden van de gemeten concentraties. Zo bleef de zuurstof concentratie vrijwel altijd zo hoog, dat van denitrifikatie geen sprake kon zijn. Hiertoe werd de laag uiteindelijk terruggebracht tot de aan de bodem grenzende laag onder de 38.5 m. diepte.

Bij de kalibratie van het meerlagen model zijn de bij de tentatieve kalibraties gevonden parameterwaarden als uitgangspunt gebruikt. Het vertikaal stoftransport werd van dit moment af over de volledige diepte van de put in het model in rekening gebracht met behulp



van de berekende dispersiecoëfficiënten. De IJmeerput wordt opgedeeld in 18 lagen, waarvan de bovenste de middels meetgegevens vastgelegde randvoorwaarde vormt. De randvoorwaarde strekt zich uit over alle lagen, die zich in het epilimnion bevinden volgens het temperatuurskriterium van 0.5 °C (paragraaf 3.3.2). Het model krijgt per tijdstap medegedeeld, welke laag de onderste van het homogeen gemengde epilimnion is. Voor de lagen eronder worden de concentraties afhankelijk van verticale dispersie en kinetiek berekend.

#### 4.4.2 Kalibratie resultaten

De resultaten vallen in drie achtereenvolgens te bespreken categorieën uiteen :

- De gekozen waarden voor de modelparameters.
- De berekende concentraties van de modelvariabelen.
- De berekende stofstromen (fluxen), die met de afzonderlijke processen gemoeid zijn.

##### Modelparameters:

De via kalibratie vastgestelde modelparameters zijn vermeld in tabel 4.1. Alle waarden bevinden zich binnen het bereik, dat uit de literatuur (Smits 1980) kan worden gedestilleerd. Alleen voor nitrifikatie is de snelheidsconstante erg laag. Dat zou mogelijk samen kunnen hangen met het gegeven, dat nitrificerende hoofdzakelijk sessiele bacteriën zijn, die het daarom op de bodem beter doen dan in waterlagen. De meeste literatuurgegevens met betrekking tot nitrifikatie betreffen rivieren, waarin de bodem een grote rol speelt en bovendien de ammonium concentraties over algemeen aanzienlijk hoger zijn.

Na de tentatieve kalibraties bleken de meeste parameters reeds vrij goede waarden te hebben gekregen. Alleen de nitrifikatiesnelheid en de zuurstofverbruikssnelheid van de bodem moesten opnieuw worden vastgesteld. De afbraaksnelheden van organisch koolstof zijn wat verlaagd. Voorts is de bodemflux van ammonium enigszins bijgesteld.

De zuurstofvraag van de bodem is sterk afhankelijk van de zuurstofconcentratie in het bovenstaande water en de temperatuur. Er is daarom niet een getal te geven voor de verbruikssnelheid per m<sup>2</sup> bodemoppervlak. Volstaan wordt daarom met het geven van een karakteristiek getal. Met vergelijking 4.4 kan worden berekend, dat het zuurstofverbruik van de bodem bij 15 °C en 10 mg O<sub>2</sub>/l gelijk is aan 2.0 g/(m<sup>2</sup>.d). Dit getal ligt aan de hoge kant vergeleken met andere waarden uit de literatuur (Smits 1980), die zich veelal rond de 1.0 bewegen. Bedacht moet echter worden, dat hier sprake is van sterke ophoping van organisch materiaal op de bodem van de put. Bovendien is deze bodem zeer oneffen, zodat het actieve oppervlak relatief groot is.

De waarde voor de parameters voor de volledig anaerobe afbraak en de bodemflux van gereduceerde stoffen zijn in feite niet gekalibreerd, daar hiervoor de meetgegevens ontbreken. Enig vertrouwen mag men in deze parameters toch wel hebben, daar ze niet voor de vuist weg geschat zijn. Bekend is uit de literatuur (Smits 1980), dat de anaerobe afbraak van detritus iets trager verloopt



dan de aerobe. De bodemflux van gereduceerde stoffen onder anaerobe omstandigheden is daarnaast zo gekozen, dat deze aansluit bij het equivalent van de flux van zuurstof naar de bodem toe onder aerobe omstandigheden. Tenslotte kan nog worden opgemerkt, dat het model bij volledige anaerobie realistisch aandoende concentraties gereduceerde stoffen berekent, overeenkomend met een directe zuurstofvraag van circa 1.0 tot 5.0 mg/l. Metingen van van het RIZA (1982) in de IJmeerput ondersteunen dit. De berekende concentraties gereduceerde stoffen kunnen echter aan de hoge kant zijn als men in ogenschouw neemt, dat de gereduceerde stoffen Fe(2+) en S(2-) kunnen precipiteren en bezinken als FeS, waardoor een gedeelte van reductieve capaciteit aan de bodem wordt toegevoegd.

Tabel 4.1 : De waarden van de modelparameters na kalibratie.

proces	k-parameters		r-parameters	
	$k^{20}$	$k_t$	$k^{20}$	$k_t$
Afbr. organisch koolstof				
aerobe afbraak	0.05	1.047	-	-
denitrificerende afbraak	0.05	1.047	-	-
anaerobe afbraak	0.04	1.047	-	-
sedimentatie (m/d)	-	-	0.70	-
Zuurstof				
afgifte aan de bodem				
oxidatie proc.(g/m <sup>3</sup> .d)	-	-	2670.0	1.200
dispersie koeff.(m <sup>2</sup> /d)	-	-	0.0002	-
Nitraat				
uitwiss. bodem				
nitrifikatie (g/m.d)	-	-	0.010	1.070
denitrifikatie (g/m.d)	-	-	186.0	1.047
Ammonium				
nitrifikatie	0.01	1.090	-	-
afg. bodem aer.(g/m.d)	-	-	0.0975	1.047
afg. bodem anaer.(g/m.d)	-	-	0.1350	1.047
Gereduceerde stoffen				
afg. bodem anaer.(g/m.d)	-	-	0.267	1.047

NB. Alle  $k^{20}$ -waarden hebben de dimensie 1/d tenzij anders is aangegeven. De  $k_t$ -waarden zijn dimensieloos. De tweede orde processen zijn niet vermeld, omdat de konstanten eenduidig zijn af te leiden van de bijbehorende eerste orde processen (verg. 4.2 en 4.3).

#### Berekende concentraties:

Vergelijking van berekende en gemeten concentraties is mogelijk aan de hand van de figuren 4.5 tot en met 4.8. Deze laten zien, dat de berekende en gemeten concentraties over het algemeen een redelijke overeenkomst vertonen. Bij de beoordeling van de resultaten moet bedacht worden, dat een kleine verschuiving van een concentratieprofiel in verticale richting kan leiden tot bedrieglijk grote verschillen tussen gemeten en berekende waarden.



Dit is in het bijzonder het geval op diepten, waar zich een steile concentratie gradient bevindt.

Bij grote afwijkingen hangen deze meestal samen met onnauwkeurigheden in de berekening van het vertikaal transport. Vergelijking van de figuren van de waterkwaliteit met die voor de temperatuur (figuur 3.4) toont een consistent beeld. Zo is er begin mei sprake van een te gering vertikaal transport, vooral in de laag tussen de 20 en 45 m., resulterend in te lage temperaturen en te lage zuurstof concentraties. In de eerste stratifikatieperiode leidt dit tot ondervoorspelling van nitraat onder 31 m. diepte, omdat denitrifikatie ten gevolge van zuurstofloosheid te vroeg inzet. Ammonium wordt op die diepte ook niet voldoende afgevoerd, zodat overvoorspelling optreedt.

In het algemeen treden er nogal forse afwijkingen op tussen berekeningen en metingen van afbreekbaar organisch koolstof. Behalve aan onnauwkeurigheid van het model moeten deze met name worden toegewezen aan het feit, dat voor de omrekening van BOD naar afbreekbaar koolstof konstante parameters zijn gebruikt. In werkelijkheid zullen deze parameters variëren in de tijd onder andere als functie van de dominante fytoplankton soort. Voorts spelen de meetfout, resuspensie en inhomogeniteit een belangrijke rol.

De figuren van organisch koolstof laten zien, dat overvoorspelling optreedt in augustus en over het algemeen enige ondervoorspelling op dieptes rond de 40 m. De gemeten waarden, afgeleid van BOD5 en BOD2, zijn hier hoger dan in de lagen erboven. Dit kan niet door het model worden verklaard en kan te maken hebben met resuspensie (slibstort in die periode) of bijdragen van andere stoffen dan organisch koolstof. De BOD-metingen kunnen immers ook bijdragen bevatten van gereduceerde stoffen, zoals metalen, sulfide, methaan en ammonium.

In april en de eerste helft van mei is de koolstof-randvoorwaarde aangepast. Deze is gelijk gekozen aan de op 11 m. diepte in de put gemeten BOD5, daar de waarden van het routinematig meetnet in deze periode veel te hoog lijken te zijn. De reden hiervan moet worden gezocht in horizontale inhomogeniteit of een afwijkend gedrag van fytoplankton in de BOD5-meting.

#### **Berekende fluxen:**

De fluxen met betrekking tot zuurstof, nitraat en ammonium zijn weergegeven in tabellen 4.2 tot en met 4.4. Een flux geeft de per week en over het hypolimnion gemiddelde bijdrage van het betreffende proces in de verandering van een concentratie ( $\text{massa}/(\text{volume}^3 \text{tijd})$ ). Vergelijking van de fluxen voor de diverse processen geeft dus een goede indruk van het relatieve belang van elk afzonderlijk proces in de zuurstof- en stikstofhuishouding van het hypolimnion.

In tabel 4.2 is te zien, dat de zuurstofhuishouding van het hypolimnion sterk wordt gedomineerd door de afbraak van organisch materiaal, het bodemverbruik en het vertikaal dispersief transport. De overige processen zijn duidelijk minder van belang, al is de oxidatie van gereduceerde stoffen zeer aanzienlijk aan het eind van een stratifikatieperiode. De getallen voor het dispersief transport zijn op te vatten als de zuurstofvraag per  $\text{m}^3$  hypolimnion per dag. Tijdens stabiele stratifikatie is deze zuurstofvraag relatief klein. Aanvankelijk is het dispersief transport geringer



dan het totale verbruik, later komt het daarmee ongeveer in balans. De toename van de zuurstofconcentratie in het hypolimnion tot dichtbij de waarde in het epilimnion geschiedt voor het grootste deel via opmenging tussen epilimnion en hypolimnion tijdens gedeeltelijke of volledige destratifikatie.

Tabel 4.2 : De fluxen van de processen met betrekking tot zuurstof in  $g/(m^3.d)$  voor 1978. Bij volledige menging worden geen fluxen berekend.

week	aerobe afbraak 1 orde	aerobe afbraak 2 orde	nitri- fikatie	bodem- afgifte	oxida- tie ger.st.	disper- sief transp.
11-17/4	-0.174	0.0	-0.030	-0.144	0.0	0.042
18-24/4	-0.173	0.0	-0.036	-0.141	0.0	0.072
25-01/5	-0.160	0.0	-0.038	-0.156	0.0	0.129
02-08/5	-0.152	0.0	-0.038	-0.160	0.0	0.082
09-15/5	-0.137	-0.000	-0.035	-0.220	-0.000	0.284
16-22/5	-0.205	-0.004	-0.042	-0.218	-0.003	0.118
24-29/5	-0.201	-0.034	-0.038	-0.203	-0.016	0.497
40-05/6	-0.337	-0.000	-0.062	-0.218	-0.000	0.120
06-12/6	-0.301	-0.007	-0.044	-0.133	-0.003	0.833
14-19/6	-0.314	-0.046	-0.030	-0.151	-0.011	0.327
20-26/6	-0.192	-0.063	-0.019	-0.091	-0.112	0.688
27-04/7	-0.190	-0.003	-0.011	-0.122	-0.088	0.265
04-10/7	--	--	--	--	--	--
11-17/7	-0.432	0.0	-0.044	-0.207	0.0	0.230
18-24/7	-0.417	-0.008	-0.045	-0.216	-0.002	0.584
25-41/7	-0.428	-0.033	-0.034	-0.189	-0.156	0.086
01-07/8	-0.132	-0.076	-0.012	-0.034	-0.084	0.341
08-14/8	-0.082	-0.013	-0.010	-0.051	-0.332	0.348
15-21/8	-0.250	-0.030	-0.025	-0.149	-0.821	0.888
22-28/8	-0.311	-0.019	-0.035	-0.200	-0.547	1.950
29-04/9	--	--	--	--	--	--
05-11/9	-0.576	0.0	-0.037	-0.456	0.0	1.026

Uit de beschouwing van de nitraat fluxen in tabel 4.3 blijkt, dat alle processen ongeveer even belangrijk zijn. In de tweede stratifikatie periode zijn de fluxen geringer dan in de eerste, daar zowel de nitraat als de zuurstof concentratie dan laag is. Over het algemeen geeft het hypolimnion nitraat af aan het epilimnion, omdat de nitraat concentratie daar sneller daalt ten gevolge van opname door het groeiende fytoplankton. Gedurende een maand in de tweede periode onttrekt het hypolimnion nitraat aan het epilimnion.

Ook bij de ammoniumhuishouding domineren de aerobe afbraak van organisch materiaal, de bodemafgifte en het dispersief transport. De nitrifikatie is vooral in de tweede periode minder belangrijk, hetgeen samenhangt met de relatief lage zuurstof concentraties. In beide periodes is er een netto ammonium transport naar het epilimnion. De ammonium afgifte van de bodem onder aerobe omstandigheden blijkt ongeveer 5 % te zijn van het zuurstofverbruik van de bodem (vergelijk overeenkomstige kolommen in tabellen 4.2 en 4.4). Dit impliceert, dat de verhouding van stikstof en koolstof in het in de bodem afgebroken organische materiaal minimaal 0.135 zal moeten zijn, hetgeen realistisch is.



Tabel 4.3 : De fluxen van de processen met betrekking tot nitraat in g/(m<sup>3</sup>.d) voor 1978. Bij volledige menging worden geen fluxen berekend.

week	denitri- fikatie		nitri- fikatie	bodem- opname		disper- sief transp.
11-17/4	0.0		0.008	-0.008		-0.008
18-24/4	0.0		0.008	-0.008		-0.011
25-01/5	0.0		0.008	-0.009		-0.023
02-08/5	0.0		0.008	-0.009		-0.011
09-15/5	-0.000		0.008	-0.017		-0.022
16-22/5	-0.002		0.009	-0.014		-0.003
24-29/5	-0.014		0.008	-0.021		0.004
40-05/6	-0.000		0.013	-0.009		-0.004
06-12/6	-0.003		0.009	-0.010		-0.050
14-19/6	-0.023		0.006	-0.011		-0.015
20-26/6	-0.017		0.004	-0.004		0.012
27-04/7	-0.004		0.002	-0.002		0.002
04-10/7	--		--	--		--
11-17/7	0.0		0.009	-0.002		-0.012
18-24/7	-0.002		0.010	-0.003		-0.023
25-41/7	-0.005		0.007	-0.001		0.001
01-07/8	-0.008		0.002	-0.001		0.005
08-14/8	-0.005		0.002	-0.001		0.005
15-21/8	-0.003		0.005	-0.001		0.012
22-28/8	-0.004		0.007	-0.002		0.012
29-04/9	--		--	--		--
05-11/9	0.0		0.008	-0.003		-0.007

De in dit rapport gegeven informatie omtrent kinetiek konstanten kan worden gebruikt voor de globale berekening van fluxen in de IJmeerput en andere diepe putten. Hiertoe dient men te weten welke mathematische beschrijving het betreffende proces heeft gekregen (par. 4.3.1 en 4.3.2); eerste-orde, tweede-orde of een bijzondere formulering. De bijbehorende stochiometrische konstanten zijn te vinden in paragraaf 4.3.2, de kinetische konstanten in tabel 4.1. Met gemeten of geschatte temperatuur en concentraties van de reagentia is dan de flux te berekenen. Natuurlijk heeft het verkregen getal slechts een globale waarde, daar temperatuur en concentraties zich voortdurend wijzigen. Een karakteristiek getal kan echter toch worden verkregen door de berekening uit te voeren voor zoveel mogelijk meetgegevens en van de resultaten het gemiddelde te nemen. Men mag hierbij ook de inhomogeniteit in verticale richting niet verwaarlozen.



Tabel 4.4 : De fluxen van de processen met betrekking tot ammonium in g/(m<sup>3</sup>.d) voor 1978. Bij volledige menging worden geen fluxen berekend.

week	nitri- fikatie	prod. aerobe afbraak	prod. denit. afbraak	prod. anaer. afbraak	bodem- afgifte	disper- sief transp.
11-17/4	-0.008	0.009	0.0	0.0	0.007	-0.003
18-24/4	-0.008	0.010	0.0	0.0	0.007	-0.003
25-01/5	-0.008	0.009	0.0	0.0	0.008	-0.009
02-08/5	-0.008	0.009	0.0	0.0	0.008	-0.003
09-15/5	-0.008	0.008	0.000	0.0	0.013	-0.011
16-22/5	-0.009	0.011	0.000	0.0	0.012	-0.001
24-29/5	-0.008	0.013	0.002	0.0	0.019	-0.021
40-05/6	-0.013	0.019	0.000	0.0	0.009	-0.004
06-12/6	-0.009	0.017	0.001	0.0	0.009	-0.034
14-19/6	-0.006	0.020	0.004	0.000	0.013	-0.015
20-26/6	-0.004	0.014	0.003	0.002	0.020	-0.065
27-04/7	-0.002	0.011	0.001	0.005	0.021	-0.020
04-10/7	--	--	--	--	--	--
11-17/7	-0.009	0.024	0.0	0.0	0.009	-0.005
18-24/7	-0.009	0.024	0.000	0.0	0.012	-0.016
25-41/7	-0.007	0.026	0.001	0.009	0.011	-0.004
01-07/8	-0.002	0.011	0.001	0.008	0.014	-0.017
08-14/8	-0.002	0.005	0.001	0.011	0.019	-0.023
15-21/8	-0.005	0.014	0.000	0.005	0.017	-0.085
22-28/8	-0.006	0.018	0.001	0.003	0.018	-0.138
29-04/9	--	--	--	--	--	--
05-11/9	-0.007	0.032	0.0	0.0	0.020	-0.043

#### 4.5 VERIFIKATIE VAN ZQUA

De verifikatie heeft plaatsgevonden op het gegevensbestand van 1980 voor IJmeerput I, met gebruikmaking van de geometrie van de gehele put (I en II). Ook voor afbreekbaar organisch koolstof waren nu voldoende gegevens beschikbaar voor de randvoorwaarde in de vorm van BOD5-metingen. Voor zuurstof, ammonium en nitraat werd de randvoorwaarde ontleend aan de concentraties op vijf meter diepte, daar de concentraties op een meter diepte enige pieken vertonen, die duidelijk samenhangen met intensieve primaire produktie vlak onder het oppervlak. Voor koolstof zijn wel de concentraties op een meter diepte genomen.

De resultaten zijn weergegeven in de figuren 4.9 tot en met 4.12. De diepteniveaus zijn hier iets anders gekozen dan bij het kalibratiejaar, omdat het meetprogramma op andere dieptes werd uitgevoerd. De resultaten zijn opnieuw bevredigend te noemen. Ook hier dient weer in gedachten te worden gehouden, dat het missen van een piek op een bepaalde diepte alleen maar betekent, dat de opmenging net iets te diep of net niet diep genoeg komt.

Desalniettemin is duidelijk, dat er bij de inzet van de tweede stratifikatie periode geringe overvoorspelling van het zuurstofgehalte optreedt. Dit leidt dan vervolgens weer tot ondervoer-



spelling van de ammonium concentratie, een gevolg van te hoge nitrifikatie en te geringe afgifte door de bodem. Het is daarnaast niet onmogelijk, dat de op 35 m. diepte gemeten concentraties niet geheel representatief zijn. De bemonstering werd verricht op minder dan 1 m. boven de bodem. De metingen kunnen door de nabijheid van de bodem zijn beïnvloed.

De resultaten van kalibratie en verificatie leiden tot de konklusie, dat het model ZQUA de gesimuleerde waterkwaliteitsparameters van een gestratificeerd systeem, zoals dat van de zandwinputten in de randmeren, in voldoende mate beschrijft.



## 5. DE SIMULATIES VOOR ONTGRONDINGS- EN WATERKWALITEITSSCENARIO'S

### 5.1 KEUZE VAN DE SCENARIO'S

In overleg met het RIZA is een aantal te simuleren scenario's vastgesteld. Deze hebben betrekking op de mate van ontgroning en de oppervlaktewaterkwaliteit. Alle scenario's werden gesimuleerd voor de stratifikatieontwikkelingen van een tweetal jaren, te weten die van 1978 en 1980, die respektievelijk voor kalibratie en verifikatie zijn gebruikt.

In tabel 5.1 is een overzicht van alle scenario's gegeven. Ter vereenvoudiging van de rapportage zijn de scenario's gekodeerd. De codering is eveneens in tabel 5.1 aangegeven. De ontgrondingssituatie levert een cijfer, de oppervlaktewaterkwaliteit in combinatie met het stratifikatiejaar een letter. Cijfer en letter vormen samen in die volgorde de kode van het betreffende scenario. Scenario 0A omvat dus de huidige ontgrondingssituatie en de waterkwaliteit van het IJmeer in 1978, met andere woorden de nominale situatie. De kodes worden in dit hoofdstuk voortdurend gebruikt ter aanduiding van de scenario's. De figuren 5.1 en 5.2 tonen respektievelijk de diepte-oppervlak en diepte-volume relaties voor de diverse ontgrondingssscenario's.

Tabel 5.1 : De scenario's met bijbehorende codering, y en g duiden respektievelijk de kwaliteit van IJmeer en Gooimeer aan.

Ontgrondingssituatie	1978-y	1978-g	1980-y	1980-g
1980, huidige situatie	0A	—	0C	—
1986, geschatte behoefte	1A	—	1C	—
max. win. tot -8 m. NAP	2A	2B	2C	2D
max. win. tot -15 m. NAP	3A	3B	3C	3D
max. win. tot -30 m. NAP	4A	4B	4C	4D

De ontgrondingssscenario's zijn gebaseerd op geschatte zandbehoefte of maximale zandwinning. Voor deze scenario's is ervan uitgegaan, dat een alternatieve geometrie een verwaarloosbare invloed heeft op de ontwikkeling en intensiteit van de stratifikatie. In dat geval kan de stratifikatieontwikkeling in de huidige put worden toegepast op toekomstige ontgrondingssituaties. Ervaringen met het stratifikatiemodel STRAFI van de DIV hebben geleerd, dat de invloed van de geometrie op de stratifikatie betrekkelijk gering is mits de put voldoende groot en de talud helling kleiner dan 1:10 is.

Onzekerheid bestaat in het bijzonder ten aanzien van het scenario met een gemiddelde diepte van 8 meter. Deze diepte bevindt zich op de bovengrens van de spronglaag en het zal duidelijk zijn dat de modelresultaten hier zeer gevoelig zijn voor een veranderend stratifikatiegedrag. Geringe verschuiving van de thermokline naar



boven of beneden kan leiden tot zeer omvangrijke zuurstofproblemen of juist het nagenoeg volledig ontbreken daarvan.

De modelresultaten voor de ontgrondingsscenario's dienen in het licht van de bovengenoemde aanname en de daarbij gemaakte kanttekeningen te worden beoordeeld.

Voor de scenario's met betrekking tot de oppervlaktewaterkwaliteit zijn gekozen de waterkwaliteiten van het IJmeer en het Gooimeer voor de jaren 1978 en 1980. De keuze van de eerste spreekt voor zich. Aangenomen wordt hier, dat de waterkwaliteit zich niet structureel wijzigt bij toekomstige ontgrondingssituaties. Enige wijziging is echter zeker niet uitgesloten, gezien de in hoofdstuk 4 uiteengezette effecten. De keuze van de Gooimeer kwaliteit berust op de gedachte, dat mogelijk in de toekomst het IJmeer nagenoeg geheel afgesloten zal zijn van het Markermeer ten gevolge van de aanleg van de Markerwaard. Verwacht wordt, dat de waterkwaliteit van het IJmeer zich dan in de richting van die van het daarmee verbonden Gooimeer zal ontwikkelen. In het Gooimeer is sprake van een ernstiger mate van eutrofiering dan in het huidige IJmeer, hetgeen een grotere aanvoer van organische stof naar het hypolimnion van de put impliceert.

## 5.2 SIMULATIE RESULTATEN EN KONKLUSIES

De berekeningsresultaten van de scenario's, waarvan vooral de zuurstofconcentratie relevant wordt geacht, worden op de volgende wijzen gepresenteerd :

- Het verloop van de zuurstofconcentratie in de tijd op vier karakteristieke diepteniveaus.
- Het verloop van de diepte, waarop overschrijding van respektievelijk 1.0 en 5.0 mg O<sub>2</sub>/l plaatsvindt.
- De over het jaar gesommeerde duur van de overschrijding van deze normen als functie van de diepte.

De norm van 1.0 mg/l geldt voor het al of niet optreden van anaerobie. De norm van 5.0 mg/l wordt gehanteerd met betrekking tot het optreden van nadelige effecten op vissen.

Scenario's 1A en 1C worden vergeleken met de nominale situaties 0A en 0C in figuren 5.3 t/m 5.6. De scenario's blijken boven 28 meter diepte geringe verbetering op te leveren en daaronder enige verslechtering. Dit kan worden verklaard vanuit de gewijzigde volume/bodemoppervlakte-verhouding. Deze wordt groter boven de 28 meter diepte, zodat de bodem een relatief geringere zuurstofvraag op het water uitoefent. Tussen 31 en 28 meter diepte neemt de verhouding juist af, waardoor een verhoogde zuurstofvraag optreedt (figuren 5.1 en 5.2). Het geheel leidt ertoe, dat het grensvlak aeroob/anaeroob in de tweede stratifikatie periode enige meters omlaag trekt en de duur van anaerobie boven de 28 meter diepte een tiental dagen korter wordt. De toegenomen ontgroning brengt echter wel met zich mee, dat er een veel groter bodemoppervlak anaeroob wordt en als fourageterrein voor vissen en vogels verdwijnt.

De scenario's 2 kunnen worden geëvalueerd met behulp van figuren 5.7 t/m 5.10. De veranderde geometrie (verdieping tot 8 meter)



heeft nauwelijks effect, temeer daar geen lage zuurstof concentraties voorkomen op dat niveau. Dit wordt echter anders met de verslechterde waterkwaliteit (Gooimeer kwaliteit) met verhoogde organische stof produktie. Het grensvlak aeroob/anaeroob trekt nu in de tweede periode ongeveer 5 meter op tot boven het 8 meter bodemniveau, zodat een groot oppervlak anaeroob wordt. Gemiddeld neemt over het jaar de duur van de anaerobie bovendien met zo'n 30 % toe.

De scenario's 3 laten in figuren 5.11 t/m 5.14 zien, dat ook hier de gewijzigde geometrie slechts een gering effect heeft. Enige verslechtering treedt op rond de 15 meter diepte ten gevolge van de daar afgenomen verhouding van volume en bodem. Vergeleken met de scenario's 2 (8 m) kan het grensvlak aeroob/anaeroob in de scenario's 3 (15 m) soms enkele meters omhoog schuiven. Een nog sterker effect dan bij de scenario's twee wordt teweeggebracht door de verslechterde waterkwaliteit. Er ontstaat nu zelfs een derde anaerobe periode in scenario 3D in eind september.

Verdere verdieping tot 30 meter levert verbetering van de waterkwaliteit op, zoals de resultaten van de scenario's 4 aantonen in figuren 5.15 t/m 5.18. De volume/bodemoppervlakte verhouding neemt boven de 28 meter zodanig toe, dat het grensvlak aeroob/anaeroob enkele meters naar beneden schuift en de duur van de anaerobe periode gemiddeld over het jaar met ongeveer 30 % afneemt. Onder de 28 meter diepte wordt de verwachte verslechtering grotendeels gekompenseerd door de verhoogde zuurstof concentraties boven dat niveau. Het verticale dispersieve transport neemt immers daardoor toe. De verslechterde waterkwaliteit heeft ook nu nog een ongunstig effect, al wordt het enigszins gekompenseerd door het positieve effect van de verdieping. Hierbij moet echter worden bedacht, dat een groot bodemoppervlak gedurende een gedeelte van het jaar anaeroob wordt.

Uit de gegeven evaluatie van de scenario's kunnen nu globaal een aantal konklusies worden getrokken. Ze worden hieronder puntsgewijs en vergezeld van enige diskussie gegeven :

- Veranderingen in de geometrie hebben betrekkelijk weinig gevolgen voor de waterkwaliteit in verticale richting. Deze konklusie wordt getrokken onder de aanname, dat verandering van de geometrie een verwaarloosbaar effect heeft op de verticale menging en de oppervlaktewaterkwaliteit.
- De oorzaak van het geringe effect van de geometrie moet worden geweten aan een intern kompenserend effect. Op die diepte, waar het grootste gedeelte van de bodem komt te liggen wordt het bodem-zuurstofverbruik naar verhouding groter, op daarboven gelegen niveaus echter kleiner. Vertikale dispersie zorgt voor een afvlakking van de concentratieverschillen.
- Bij de beoordeling van de resultaten moet voorts worden bedacht, dat naarmate het ontgronde oppervlak toeneemt de waterkwaliteit weliswaar niet sterk verandert, maar het oppervlak, waaronder zich anaeroob water bevindt wel degelijk toeneemt. Er is dus sprake van een vergroting van het nadelig effect op het ecosysteem.
- De teruglevering van nutriënten door de bodem via het hypolimnion aan het epilimnion wordt naar alle waarschijnlijkheid groter naarmate het ontgronde oppervlak



- toeneemt. De ammonium en nitraat berekeningen wijzen in die richting.
- De hierboven getrokken konklusies leiden tot een volgende konklusie. Met het oog op de waterkwaliteit en het ecosysteem van het meer als geheel is het waarschijnlijk gunstiger een kleine diepe put dan een grote ondiepe put te konstrueren. Deze konklusie dient echter verder te worden onderbouwd met behulp van waterkwaliteitsberekeningen, die eveneens de nutrienten en het fytoplankton omvatten.
- In tegenstelling tot de geometrie heeft de epilimnion waterkwaliteit een aanzienlijk effect op de waterkwaliteit in het hypolimnion. Toekomstige rekonstruktie van het IJmeer, leidend tot veranderingen in verblijftijd en belasting, alsmede maatregelen ter sanering van de eutrofieringssituatie zullen in dat licht dienen te worden gezien.



## 6. EVALUATIE VAN ZQUA EN MOGELIJK TOEKOMSTIG ONDERZOEK

De toepasbaarheid van het model ZQUA zal hieronder worden beoordeeld aan de hand van de volgende vier aspecten :

1. De mate van volledigheid, waarmee het model de waterkwaliteit kan berekenen.
2. De mate van nauwkeurigheid, waarmee het model een bestaande waterkwaliteitssituatie in een gestratificeerde put kan reproduceren.
3. De bruikbaarheid van het model voor simulatie van scenario's met betrekking tot ontgrondingssituaties en epilimnionwaterkwaliteit onder verschillende meteorologische condities.
4. De toepasbaarheid van het model op andere gestratificeerde systemen dan datgene, waarop het is gekalibreerd.

Ten aanzien van het eerste aspect is duidelijk, dat het huidige model een beperkte beschrijving van de waterkwaliteit geeft. De simulatie is beperkt tot de zuurstofhuishouding en de daarmee samenhangende huishoudingen van stikstof en organisch koolstof van het hypolimnion. De epilimnion waterkwaliteit is daarbij randvoorwaarde, hetgeen impliceert dat slechts de invloed van het epilimnion op het hypolimnion kan worden meegenomen en niet andersom. Andere nutriënten dan stikstof zijn nog niet ingebouwd, dat behoorde ook niet tot de doelstellingen van het onderhavige project.

Met betrekking tot het tweede aspect kan naar aanleiding van kalibratie en verificatie worden opgemerkt, dat het model voldoet. Het verschil tussen berekende en gemeten zuurstofconcentraties is over het algemeen kleiner dan 1.0 mg/l.

Aan resultaten van simulaties van scenario's dient een minder grote nauwkeurigheid te worden toegekend (derde aspect). Dit hangt samen met de beperkte mogelijkheden tot voorspelling van enerzijds de verticale dispersie in relatie tot alternatieve geometrie en meteorologische condities en anderzijds de epilimnion waterkwaliteit in relatie tot wijziging van nutriëntenbelasting (eutrofiering) en lichtklimaat. Beide grootheden behoren tot de invoer voor het huidige model en moesten worden ontleend aan meetgegevens. Voor simulatie van scenario's is het van belang de genoemde grootheden te kunnen berekenen met modellen.

Voor de onderhavige studie was het nog niet mogelijk de thermische stratifikatie te simuleren in relatie tot de geometrie van het systeem (vierde aspect). Als gevolg hiervan moest worden aangenomen, dat de stratifikatieontwikkeling zich niet significant wijzigt bij gewijzigde geometrie. De eerste ervaringen met het stratifikatiemodel STRAFI van de DIV hebben dit binnen zekere grenzen inderdaad uitgewezen. Toekomstige simulaties met dit stratifikatiemodel zullen de geldigheid van gemaakte aanname nader moeten bevestigen. De beschikbaarheid van een model als STRAFI zal het ook mogelijk maken waterkwaliteits berekeningen uit te voeren voor alternatieve (bv. extreme) meteorologische condities.

Uitgaande van de veronderstelling, dat de put een betrekkelijk geringe invloed heeft op de waterkwaliteit van het meer, kan de



waterkwaliteit van het epilimnion (organische stof, nutriënten en zuurstof) als functie van nutriëntenbelasting en lichtklimaat worden voorspeld met behulp van het gekoppelde model CHARON-BLOOM II, hetgeen beschikbaar is bij het Waterloopkundig Laboratorium. Als de put echter zo omvangrijk wordt, dat de invloed op het meer niet meer kan worden verwaarloosd, dient er een gekoppelde berekening van hypolimnion en epilimnion kwaliteit plaats te vinden. Om dit mogelijk te maken zal het model ZQUA moeten worden uitgebreid tot een waterkwaliteitsmodel, dat ook de nutriënten concentraties berekent en kan worden gekoppeld aan CHARON-BLOOM II. Dit impliceert de uitbreiding van ZQUA met de fosfaat- en silicaat- huishoudingen. De stikstofhuishouding is reeds opgenomen. Daarnaast zal een interface tussen beide modellen moeten worden gekonstrueerd, die na elke tijdstap de berekende waterkwaliteiten uitwisselt.

Op basis van het bovenstaande kan toekomstig modelonderzoek zich behalve op de zuurstofhuishouding toespitsen op de nutriëntenhuishouding in relatie tot primaire produktie. Het is in de scenario berekeningen gebleken, dat de eerste sterk afhankelijk is van de tweede. In figuur 6.1 is in schema gebracht hoe een volledig modelpakket er in de toekomst uit zal kunnen zien. Met een dergelijk pakket zal het mogelijk zijn alle relevante scenario's, inclusief meteorologische scenario's, voor de in het IJsselmeergebied aanwezige putten te simuleren.

De toepasbaarheid op andere zoetwater putten wordt in de huidige situatie gelimiteerd door de beschikbaarheid van gemeten temperaturen ten behoeve van de kwantificering van het verticale dispersieve transport. De noodzaak tot meten kan worden omzeild als een geschikt stratifikatiemodel beschikbaar zal zijn. Kalibratie is uiteraard slechts mogelijk, indien voldoende waterkwaliteitsgegevens voorhanden zijn. Kalibratie kan nodig zijn, omdat met name de nalevering van nutriënten door de bodem van de diverse putten enigszins verschillend kan zijn. Toepassing op een systeem met zout-zoet stratifikatie, zoals de Grevelingen, is mogelijk indien gemeten chloride concentraties beschikbaar zijn.



## REFERENTIES

- Bella, D.A.,  
Dissolved oxygen variations in stratified lakes,  
Journal of the Sanitary Engineering Division, 96 (1970) 1129-1146.
- Brannon, J.M., D. Gunnison, P.L. Butler and I. Smith Jr.,  
Mechanisms that regulate the intensity of oxidation-reduction in  
anaerobic sediments and natural water systems,  
U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg,  
Mississippi, 1978.
- Cappenberg, TH.E.,  
Interrelations between sulfate reducing and methane producing  
bacteria in bottom deposits of a freshwater lake; I Field  
Observations,  
Antonie van Leeuwenhoek, 40 (1974) 297-406.
- Delvigne, G.A.L.,  
Model ter berekening van verticale diffusie in gelaagde  
stromingen,  
Waterloopkundig Laboratorium, verslag onderzoek, R880-4, Delft,  
februari 1982.
- Gunnison, D., and J.M. Brannon,  
Characterization of anaerobic chemical processes in reservoirs:  
Problem description and conceptual model formulation,  
U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg,  
Mississippi, 1981.
- Los, F.J.,  
Mathematical Simulation of Algae Blooms by the Model BLOOM II,  
Delft Hydraulics Laboratory, report on investigations, R1310-7,  
1982.
- Onderzoekscommissie diepe putten IJsselmeer en Randmeren,  
Rapport onderzoeksresultaten tot en met 1980 van de Onderzoekscom-  
missie diepe putten IJsselmeer en Randmeren,  
RWS, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging district noord,  
Lelystad, december 1981.
- Pagee, J.A. van,  
Natuurlijke beluchting van open water tengevolge van wind,  
Waterloopkundig Laboratorium, verslag onderzoek, R1318-II, Delft,  
mei 1978.
- Pagee, J.A. van,  
Waterkwaliteitsmodel Rijn : toepassing van het waterkwaliteitsmo-  
del MODQUAL op de Rijn,  
Waterloopkundig Laboratorium, verslag onderzoek, R1056-VII/  
S321-VI, Delft, juli 1981.
- RIZA,  
Notitie onderzoek zuurstofverbruik gereduceerde stoffen in  
anaeroob putwater, Lelystad, 1982.
- RWS, RIV en RID,  
Kwaliteitsonderzoek in de Rijkswateren, kwartaalrapporten 1977 t/m  
1981, Lelystad.



RWS, Directie Waterhuishouding en Waterbeweging district noord,  
Meetresultaten IJmeerput I en II 1976 t/m 1980,  
Lelystad.

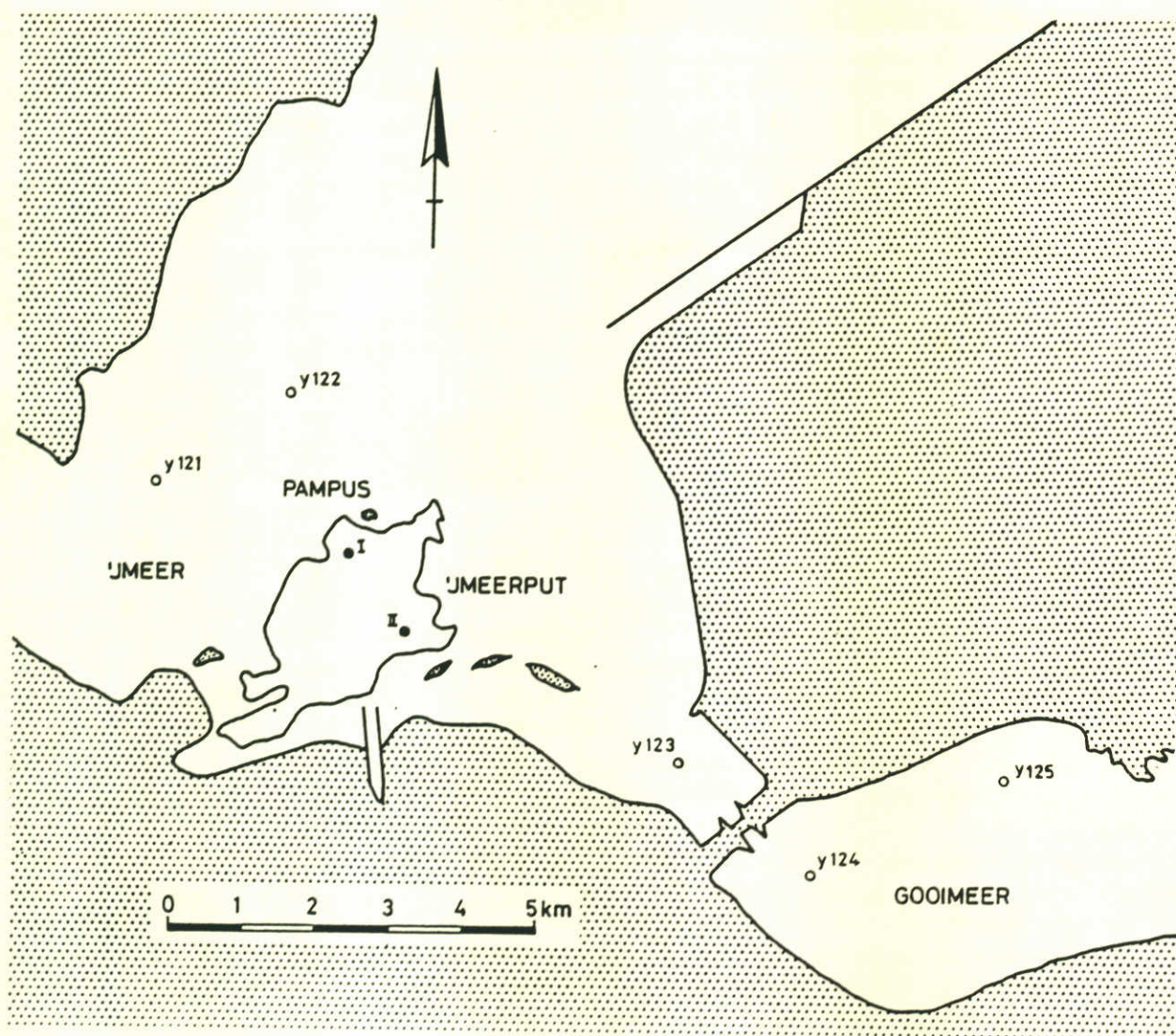
Smits, J.G.C.,  
Microbial decomposition of organic matter and nutrient regenerat-  
ion in natural waters and sediments,  
Delft Hydraulics Laboratory, Report on literature study, R1310-5,  
1980.

Smits, J.G.C.,  
Diepe putten in IJsselmeer en randmeren; waterkwaliteit en model-  
vorming, In: Waterkwaliteit en waterkwantiteit in het  
IJsselmeergebied,  
2e studiebijeenkomst Commissie voor Hydrologisch Onderzoek, TNO,  
1981.

Wit, J.A.W. de,  
Effecten van diepe putten op de waterkwaliteit, In: Waterkwaliteit  
en waterkwantiteit in het IJsselmeergebied,  
2e studiebijeenkomst Commissie voor Hydrologisch Onderzoek, TNO,  
1981.

Wu, J.,  
Wind stress and surface roughness at air-sea interface,  
Journal of Geophysical Research, 74 (1969) 444-453.

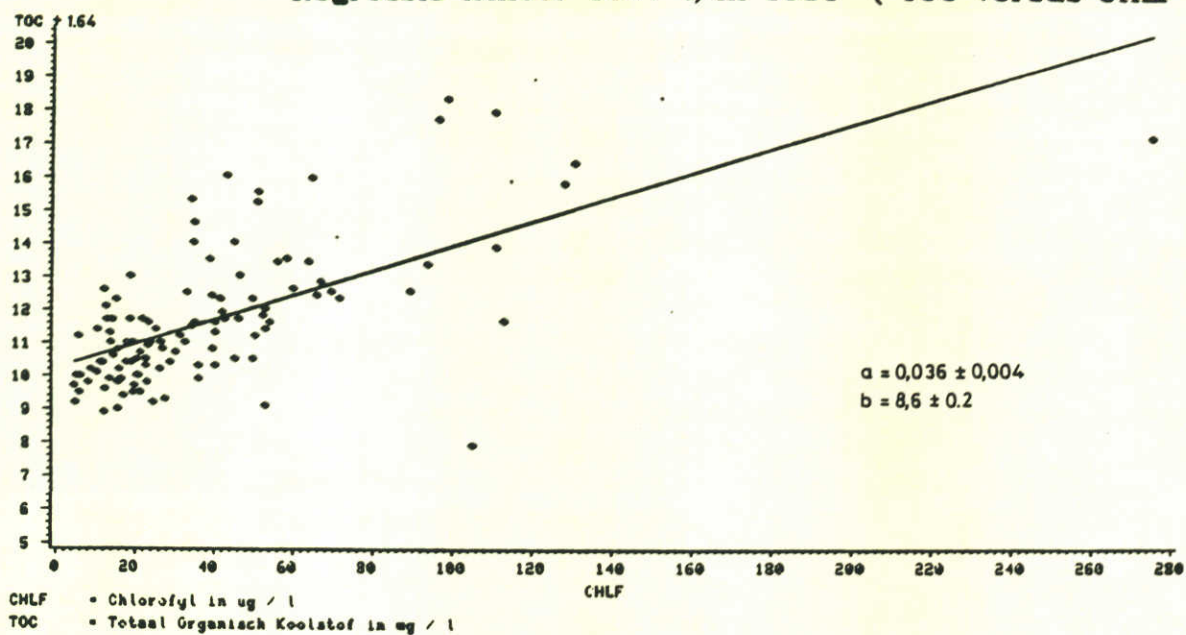




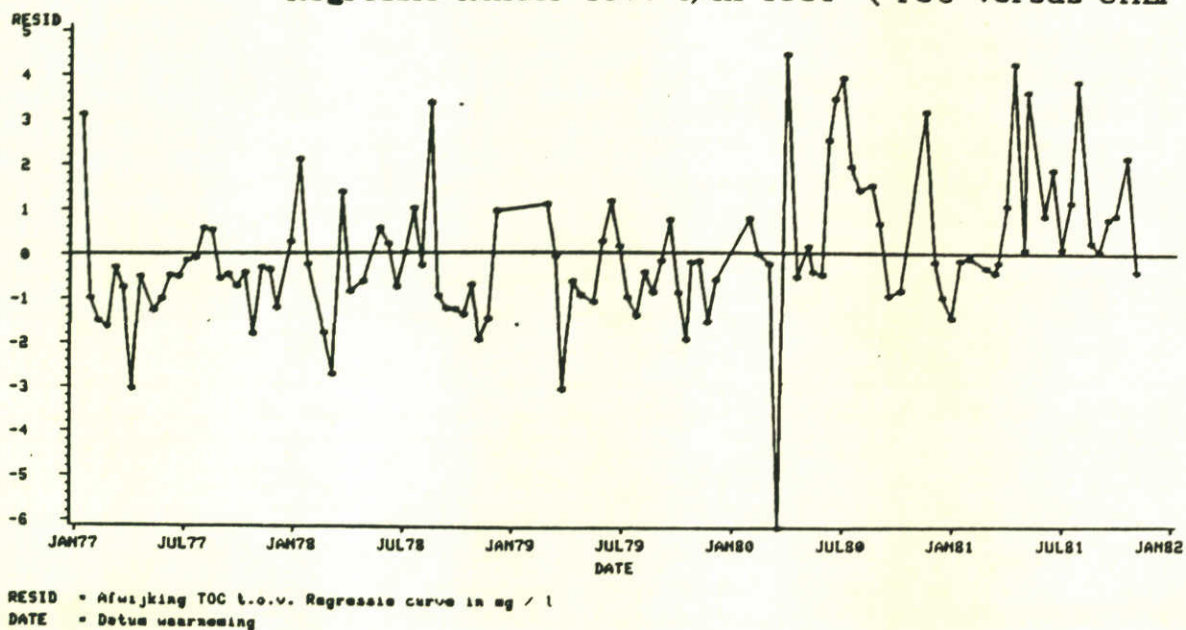
Figuur 1.1 :  
 Overzichtskaart van het IJmeer met daarin de diepe put en  
 de meetpunten Y122 en Y123.



Regressie IJmeer 1977 t/m 1981 ( TOC versus CHLF )



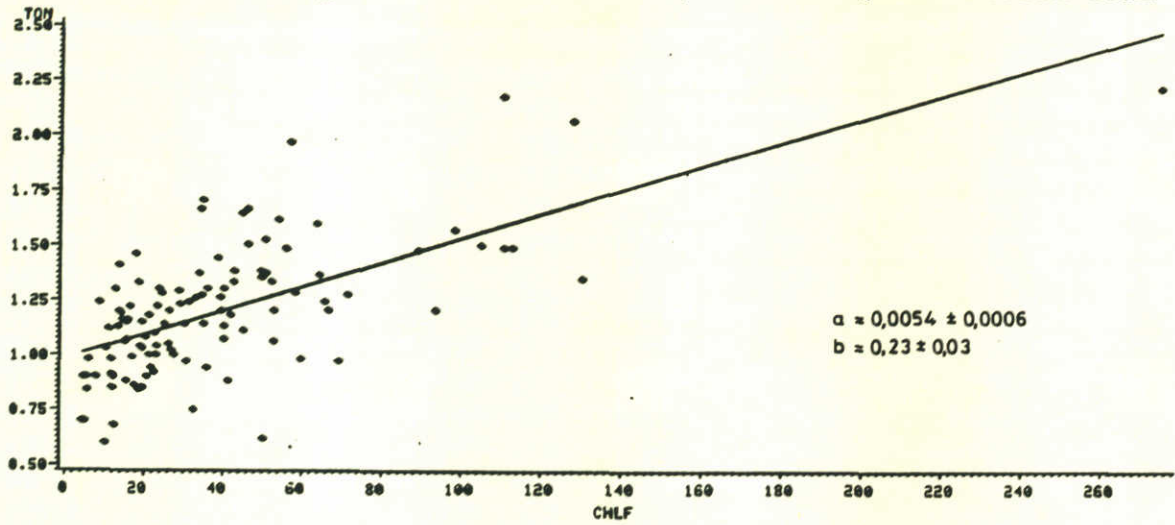
Regressie IJmeer 1977 t/m 1981 ( TOC versus CHLF )



Figuur 2.1 :  
 Lineaire regressie van TOC versus Chlf-a, IJmeer 1977-1981.

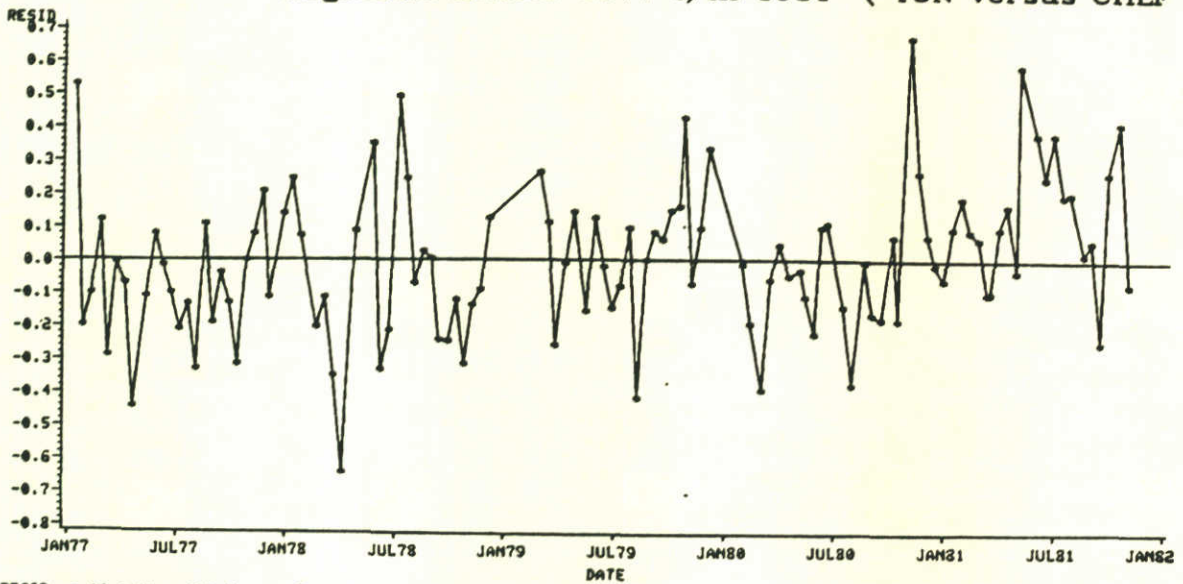


Regressie IJmeer 1977 t/m 1981 ( TON versus CHLF )



CHLF • Chlorofyl in  $\mu\text{g} / \text{l}$   
 TON • Totaal Organisch Stikstof in  $\text{mg} / \text{l}$

Regressie IJmeer 1977 t/m 1981 ( TON versus CHLF )

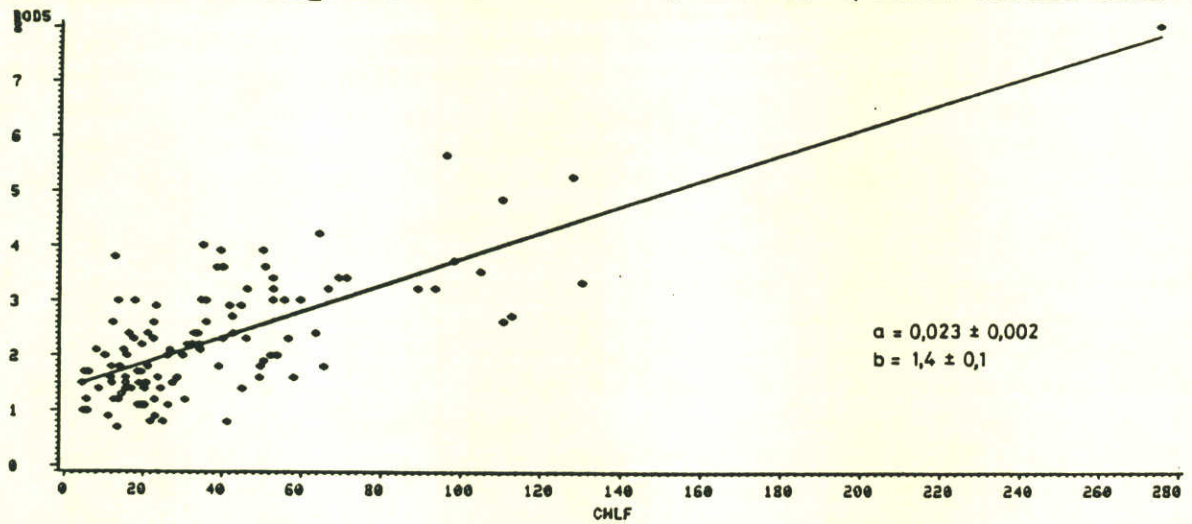


RESID • Afwijking TON t.o.v. Regressie curve in  $\text{mg} / \text{l}$   
 DATE • Datum waarneming

Figuur 2.2 :  
 Lineaire regressie van TON versus Chlf-a, IJmeer 1977-1981.

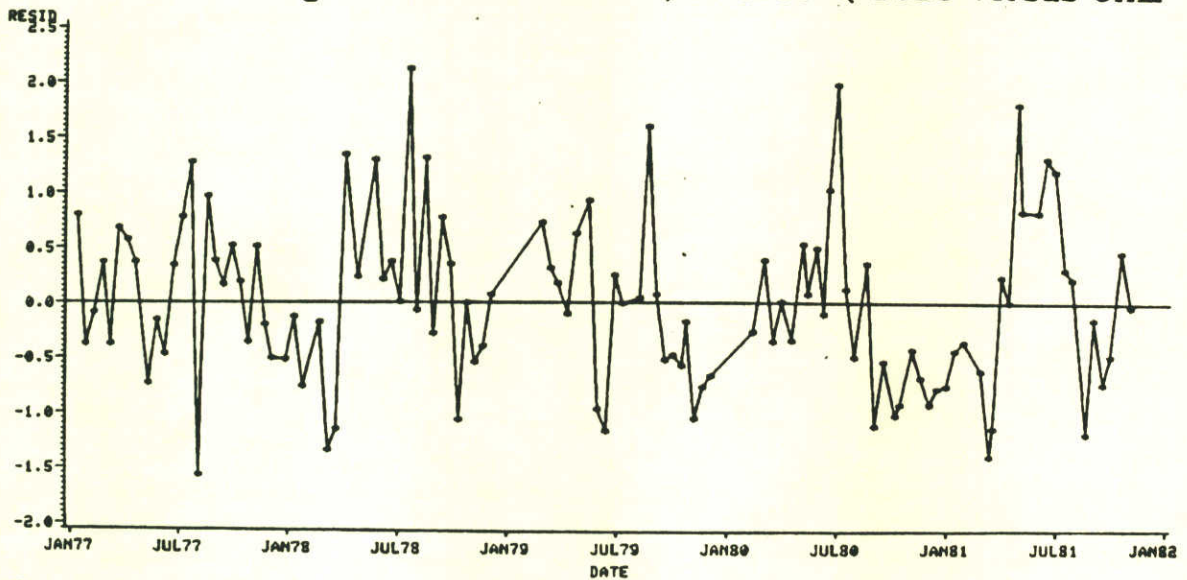


Regressie IJmeer 1977 t/m 1981 ( BOD5 versus CHLF )



CHLF = Chlorofyl in  $\mu\text{g} / \text{l}$   
 BOD5 = Biochemisch Zuurstof verbruik in  $\text{mg} / \text{l}$

Regressie IJmeer 1977 t/m 1981 ( BOD5 versus CHLF )

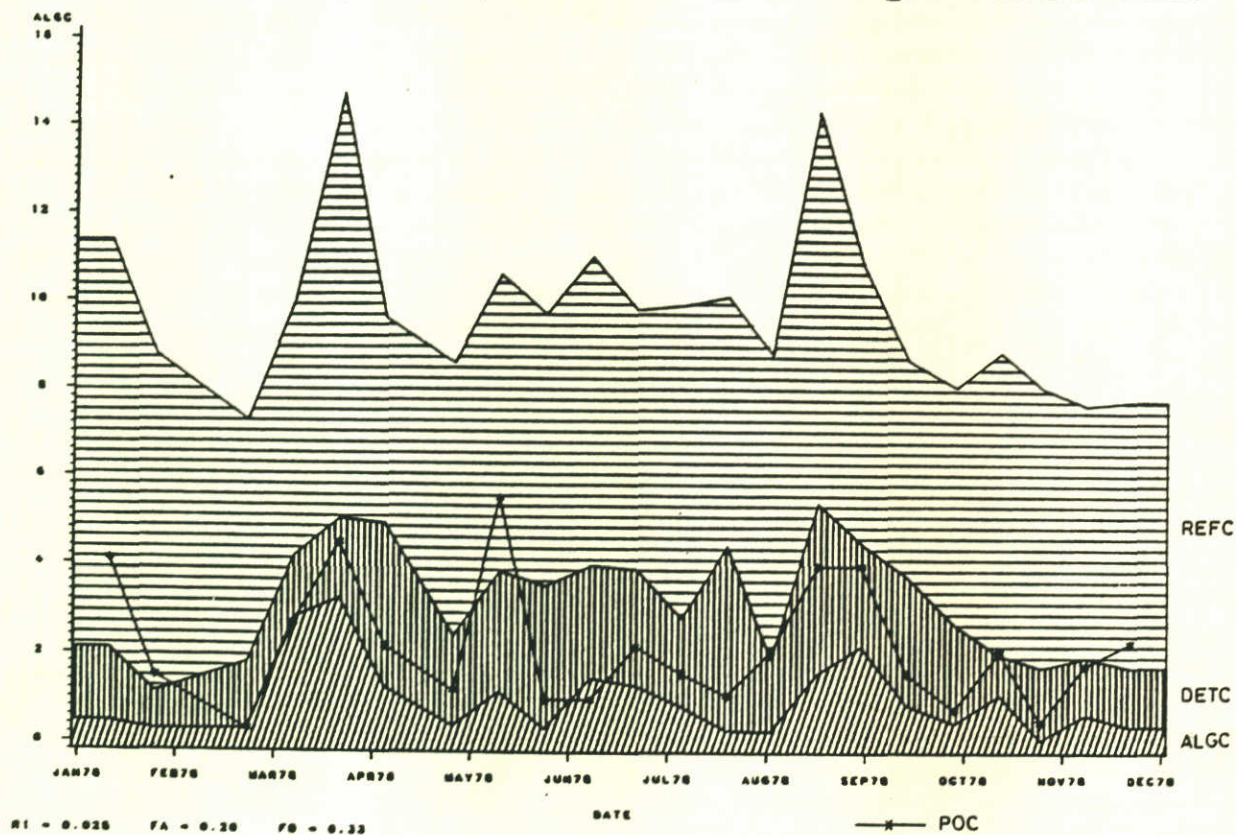


RESID = Afwijking BOD5 t.o.v. Regressie curve in  $\text{mg} / \text{l}$   
 DATE = Datum waarneming

Figuur 2.3 :  
 Lineaire regressie van BOD5 versus Chlf-a, IJmeer 1977-1981.

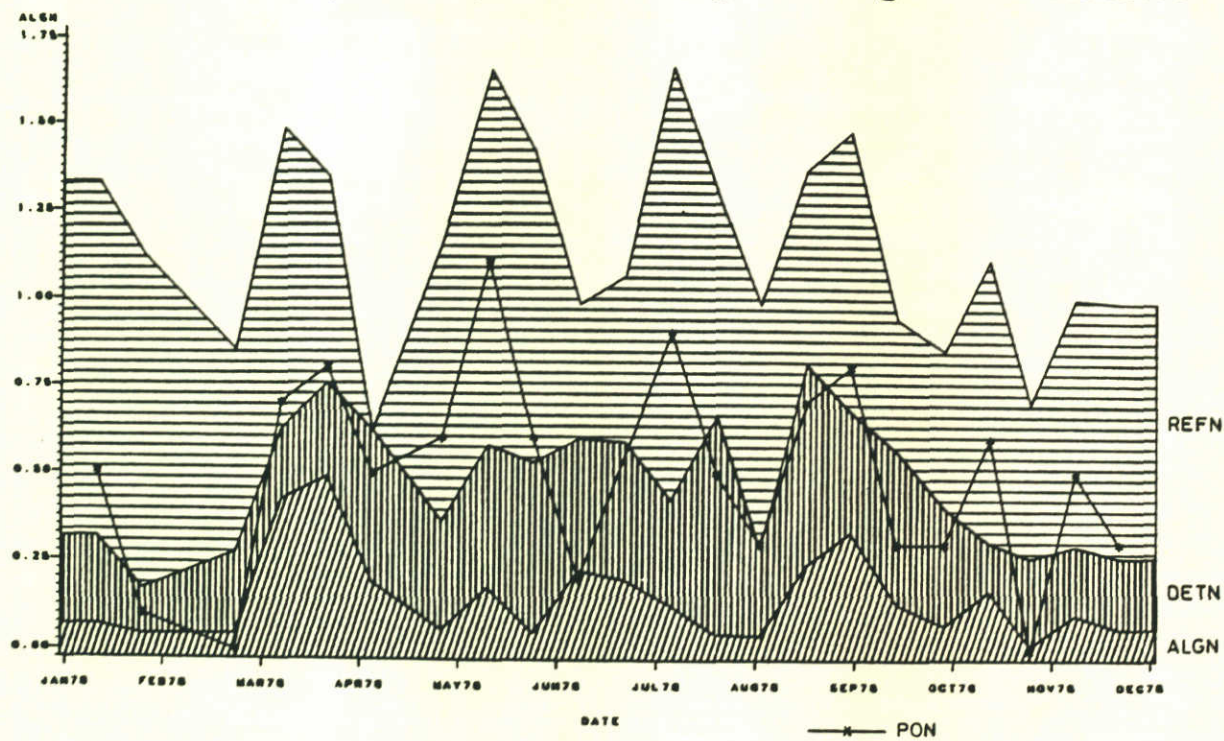


# IJmeer 1978 (ST2213) - Verdeling van Organisch Koolstof



Figuur 2.4 :  
Berekende samenstelling van organisch koolstof, IJmeer 1978.

# IJmeer 1978 (ST2213) - Verdeling van Organisch Stikstof

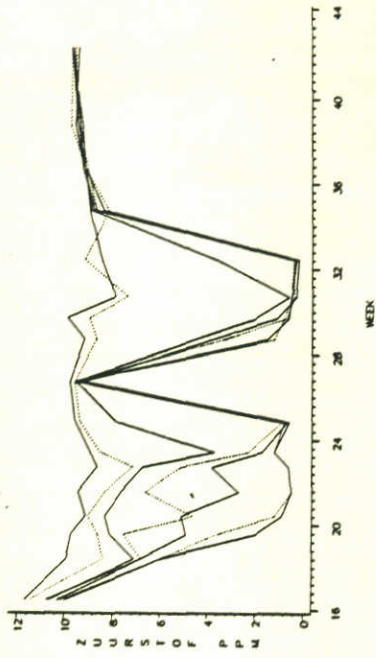


RI = 0.026 FA = 0.26 FB = 0.33

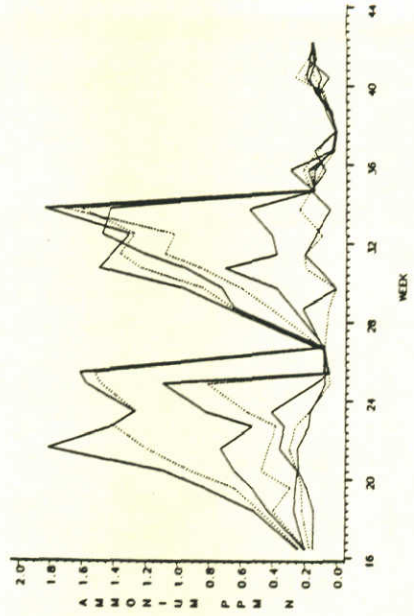
Figuur 2.5 :  
Berekende samenstelling van organisch stikstof, IJmeer 1978.



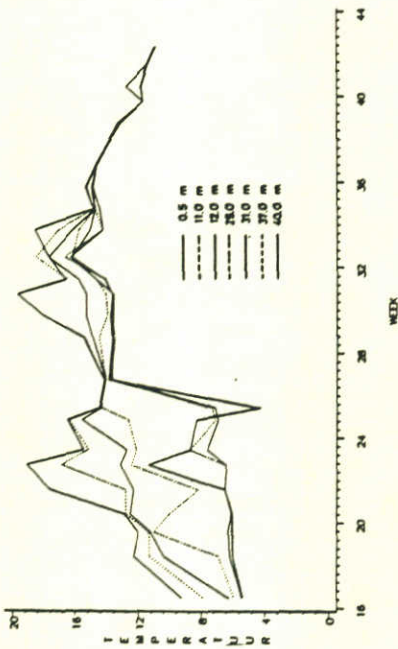
MEETGEGEVENS IJMEERPUT-1 1978  
ZILERSLOF OP 7 NIVEAUS



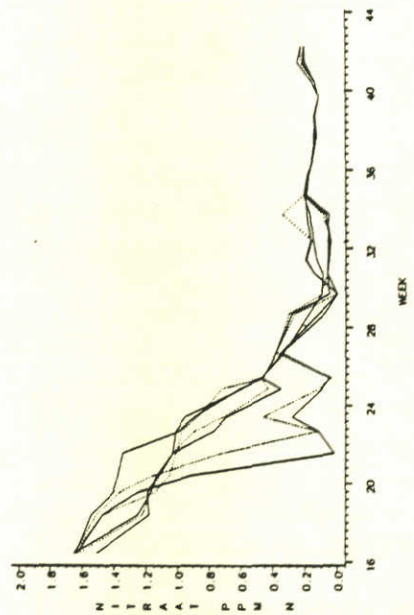
MEETGEGEVENS IJMEERPUT-1 1978  
AMMONIUM OP 7 NIVEAUS



MEETGEGEVENS IJMEERPUT-1 1978  
TEMPERATUUR OP 7 NIVEAUS

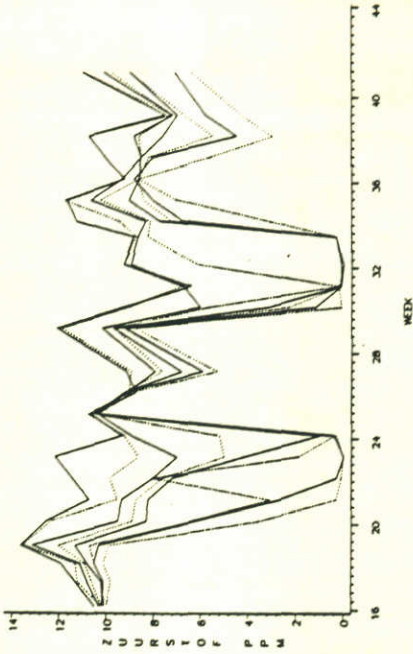


MEETGEGEVENS IJMEERPUT-1 1978  
NITRAAT OP 7 NIVEAUS

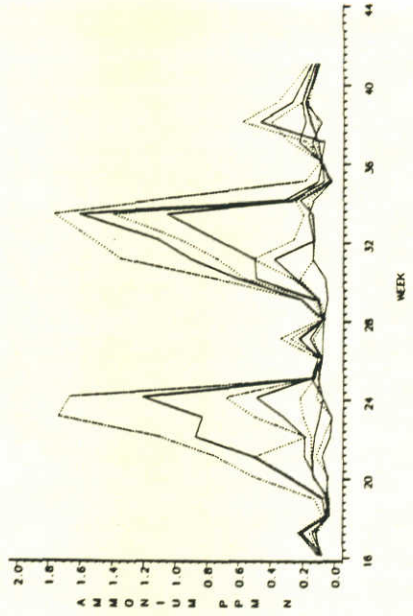


Figuur 2.6 :  
Meetgegevens op zeven diepte-niveaus, IJmeerput-1 1978.

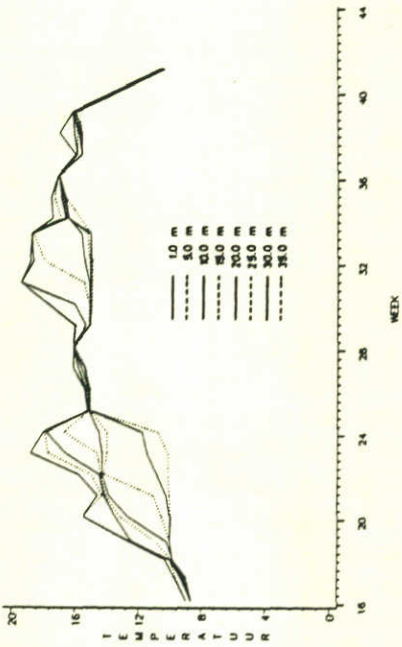
MEETGEGEVENS IJMEERPUT-1 1980  
ZUURSTOF OP 8 NIVEAUS



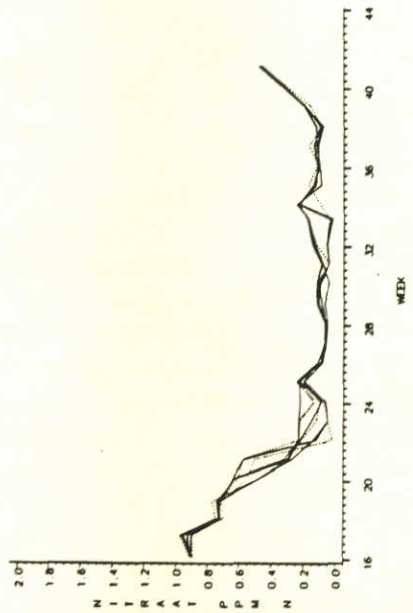
MEETGEGEVENS IJMEERPUT-1 1980  
ALUMINIUM OP 8 NIVEAUS



MEETGEGEVENS IJMEERPUT-1 1980  
TEMPERATUUR OP 8 NIVEAUS



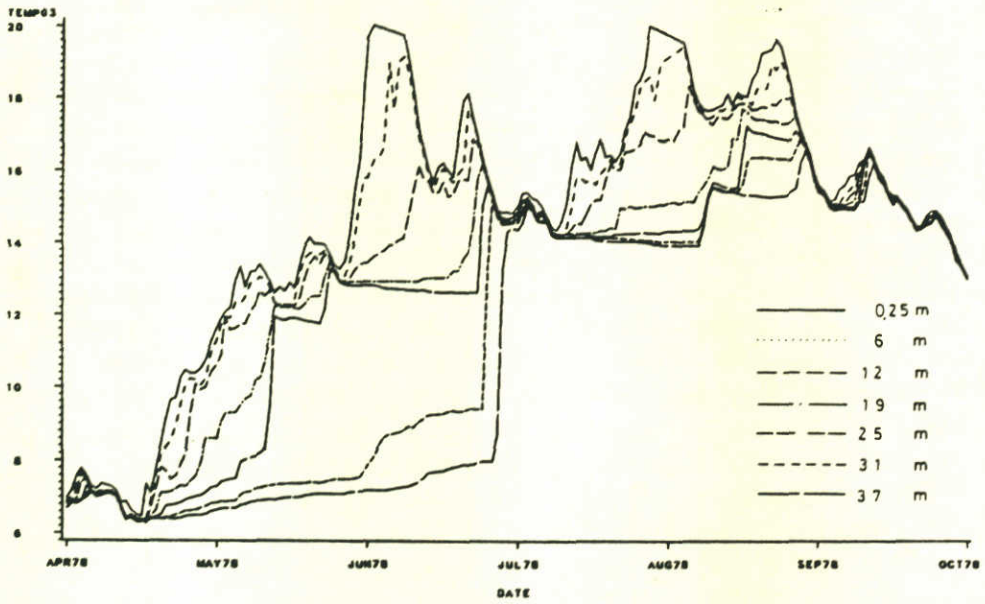
MEETGEGEVENS IJMEERPUT-1 1980  
NITRAAT OP 8 NIVEAUS



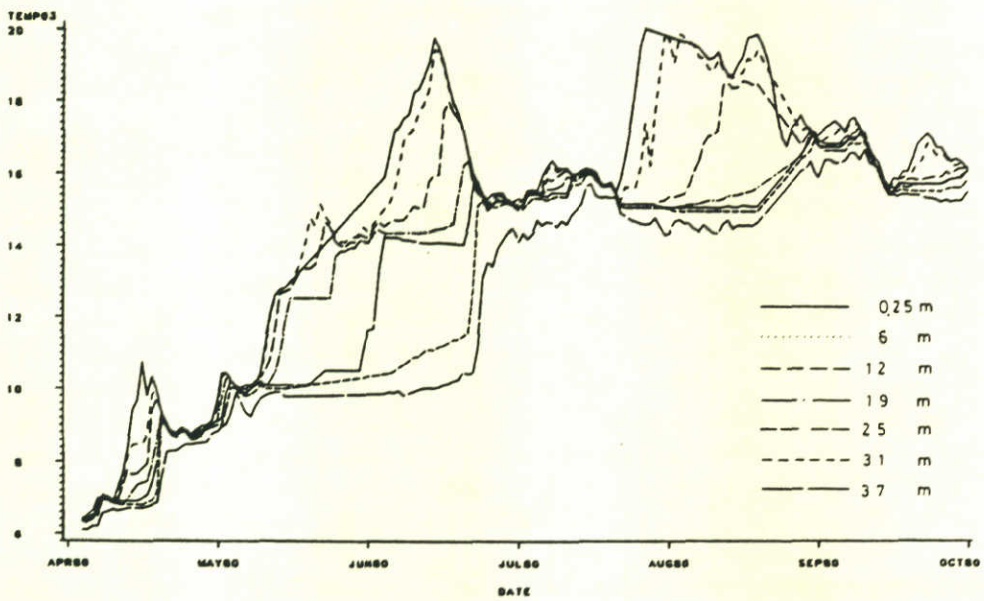
Figuur 2.7 :  
Meetgegevens op acht diepte-niveaus, IJmeerput-1 1980.



### IJMEERPUT (I) TEMPERATUUR 1978

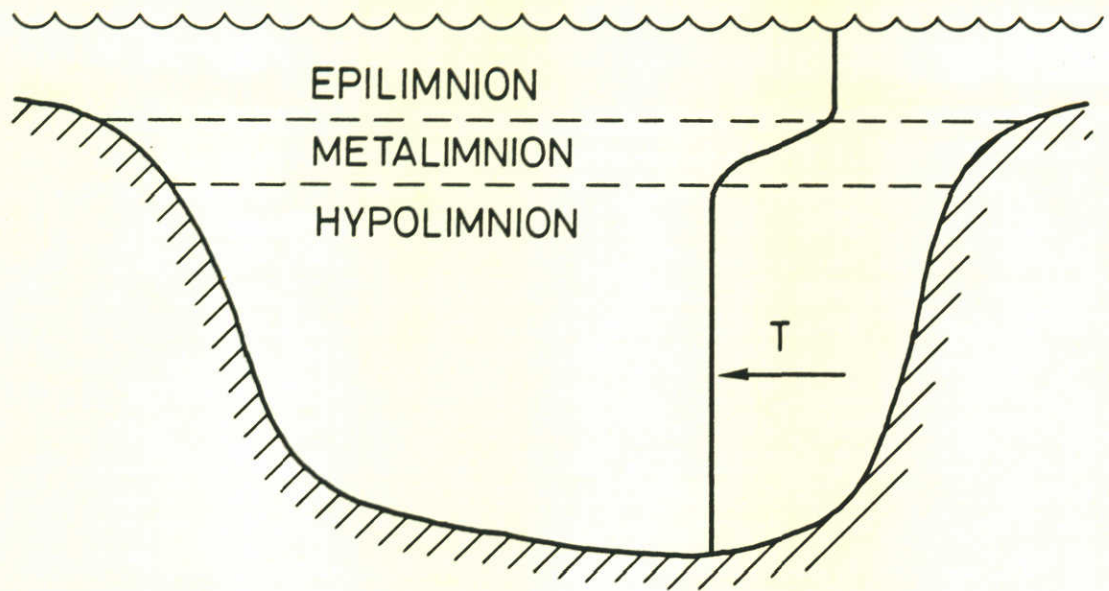


### IJMEERPUT (I) TEMPERATUUR 1980

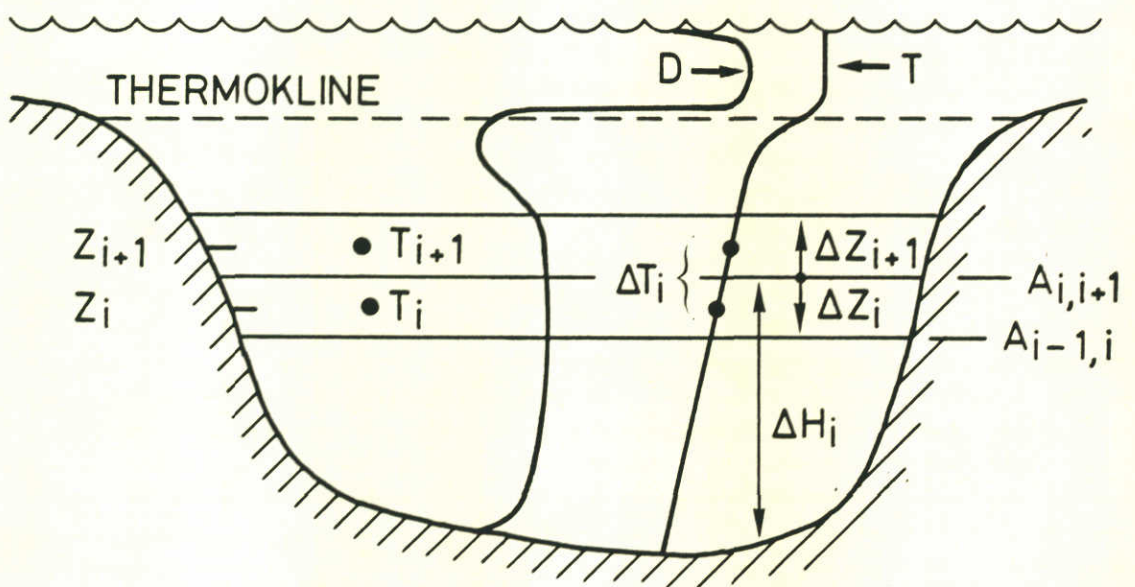


Figuur 2.8 :  
Gemeten temperaturen in IJmeerput-1, 1978 en 1980.

A 4



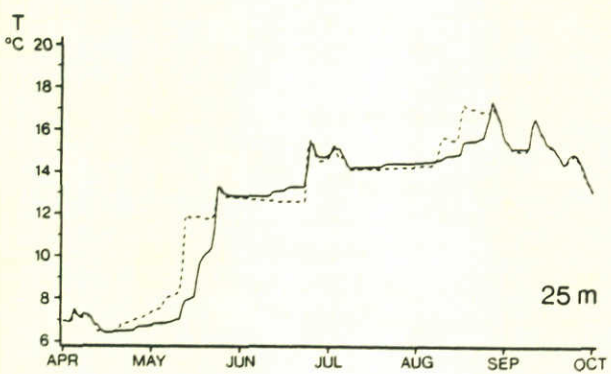
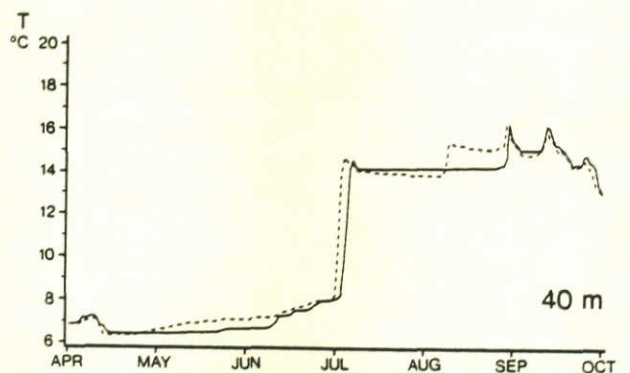
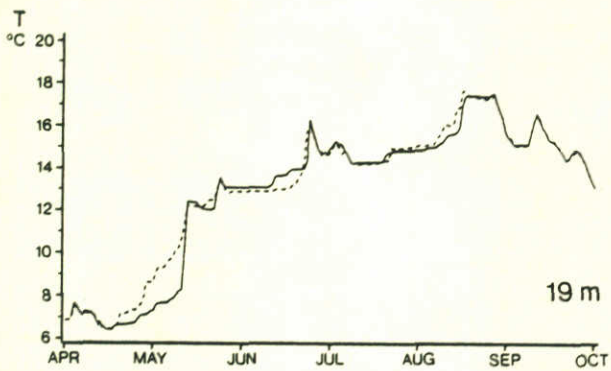
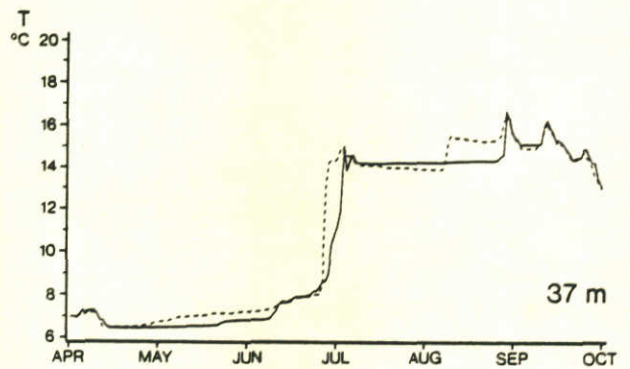
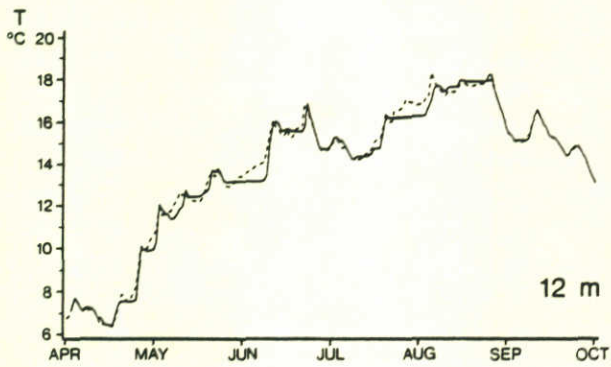
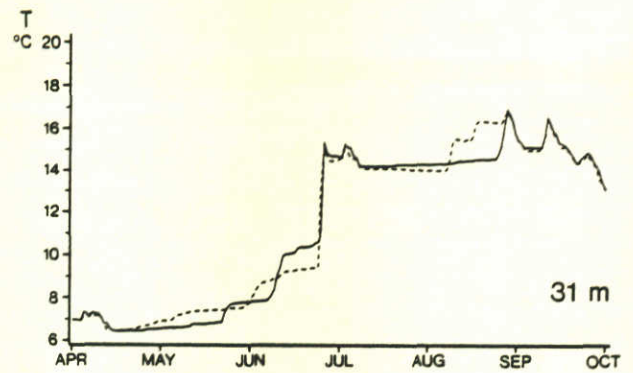
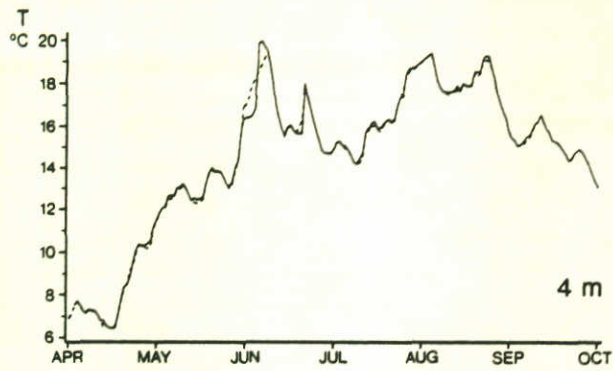
Figuur 3.1 :  
Schematisatie van een gestratificeerd systeem.



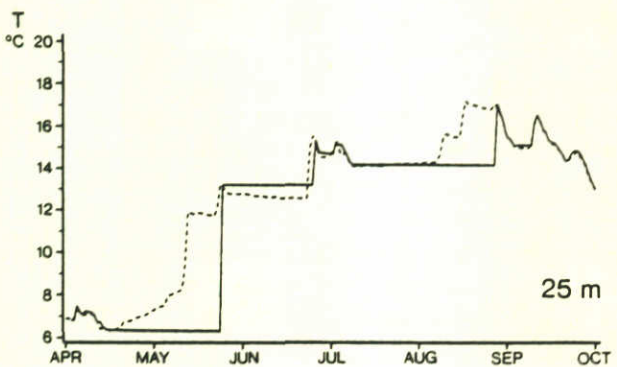
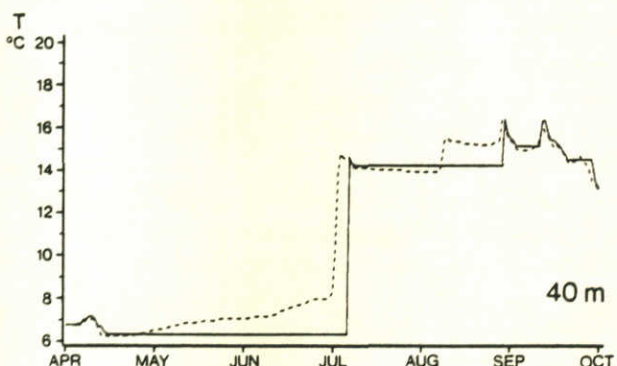
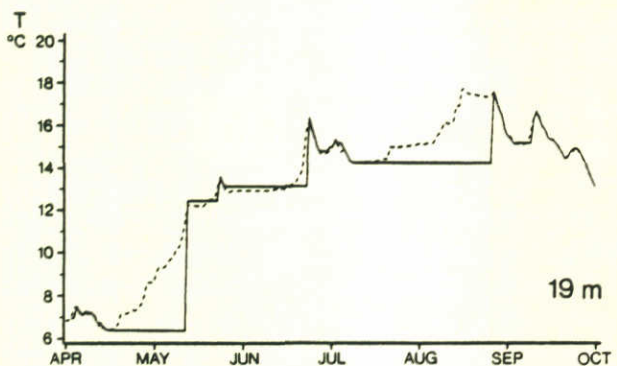
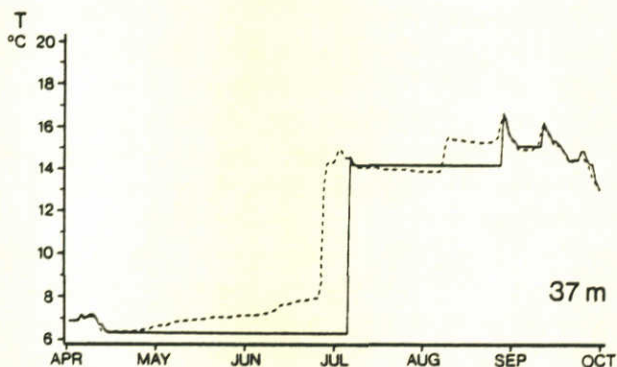
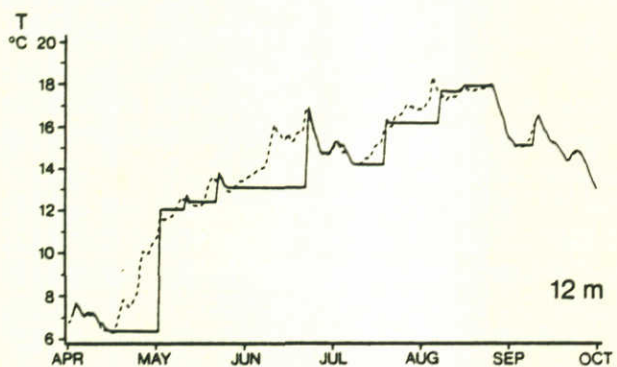
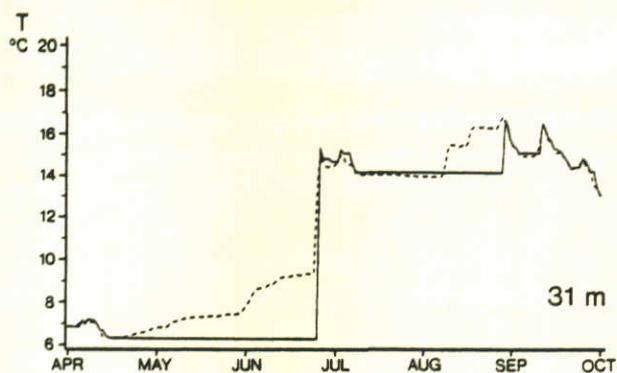
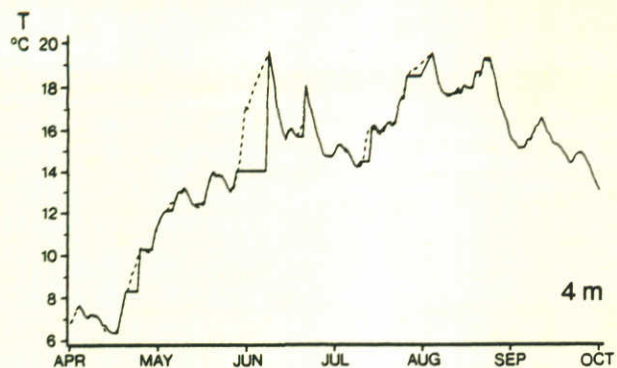
Figuur 3.2 :  
Het verloop van dispersiecoëfficiënt en temperatuur in een gestratificeerd systeem. Tevens is de bij de berekening van de dispersiecoëfficiënt gehanteerde diskretisatie aangegeven.

		A 4
WATERLOOPKUNDIG LABORATORIUM		



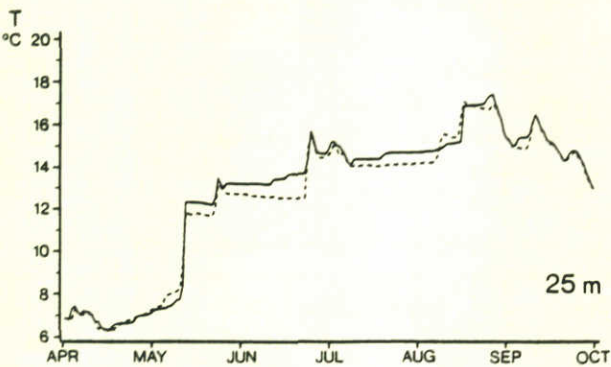
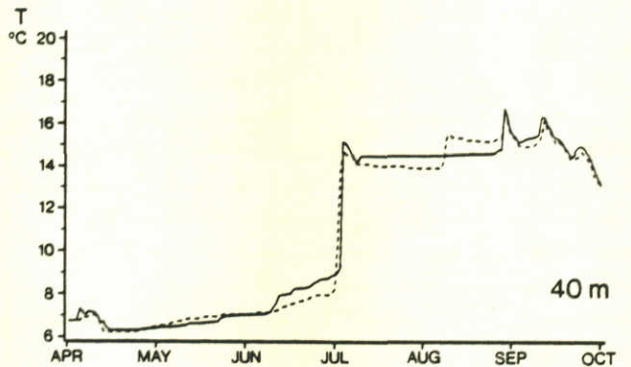
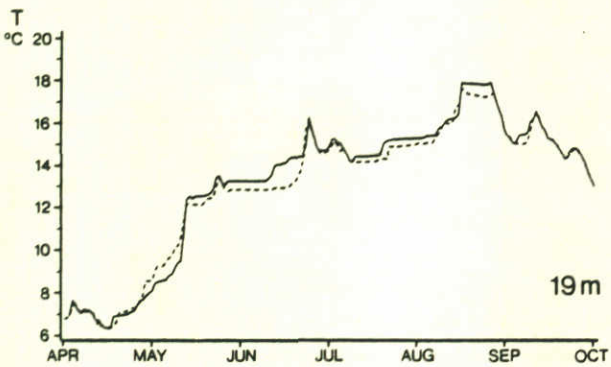
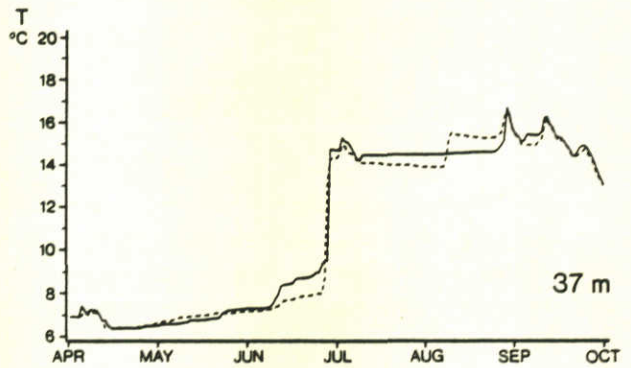
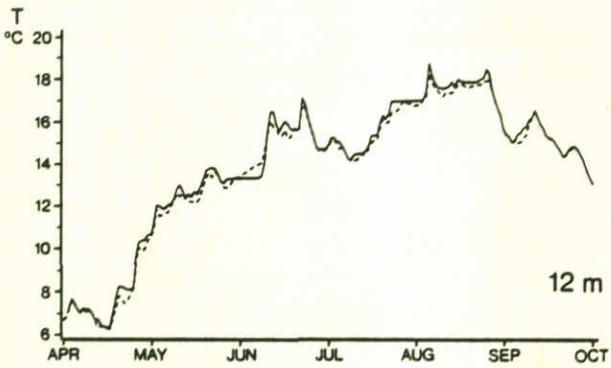
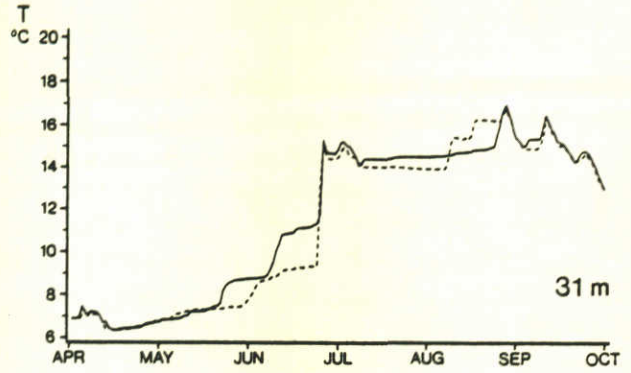
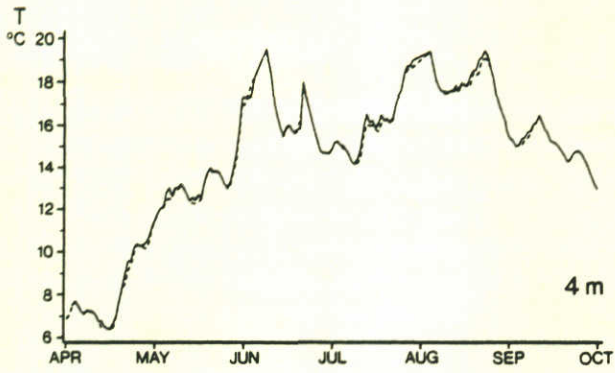


Figuur 3.3 :  
 Berekend (-) en gemeten (--) temperatuurverloop 1978 :  
 $\Delta T_e = 0.2 \text{ }^\circ\text{C}$ ,  $\Delta T_1 = 0.05 \text{ }^\circ\text{C}$ ,  $a = 2.5$ ,  $b = 2.5$ ,  $c = 0.75$ .

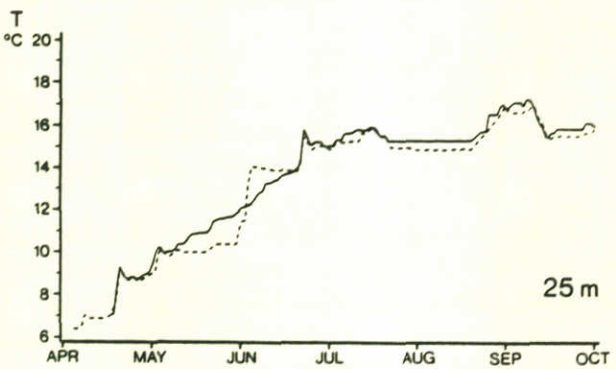
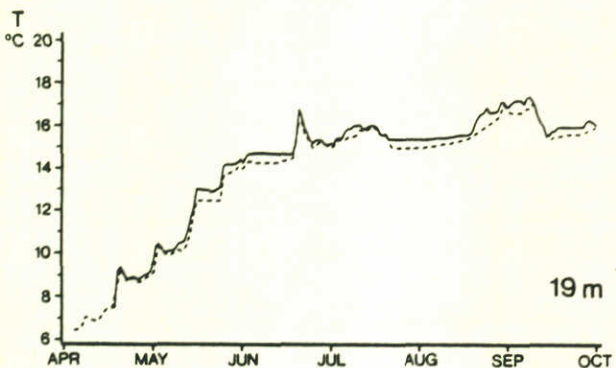
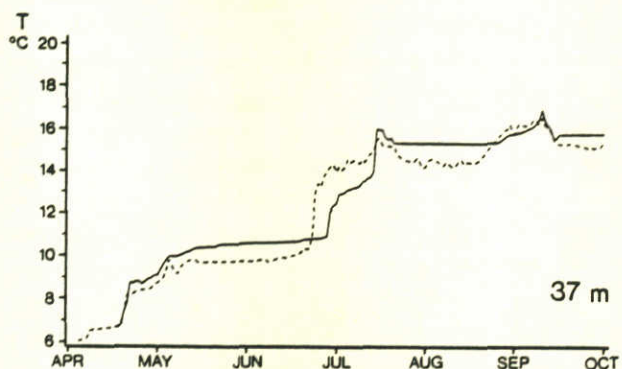
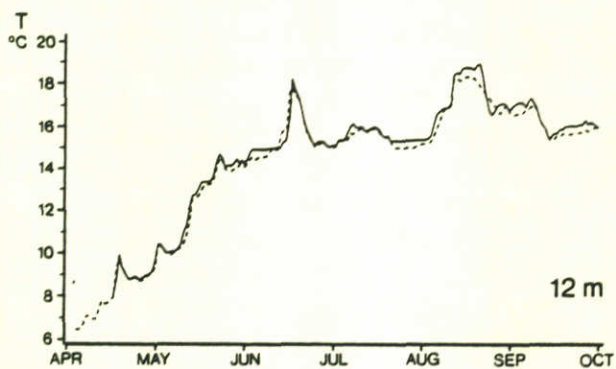
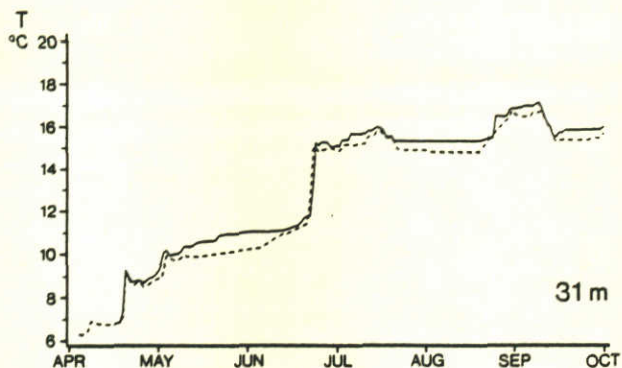
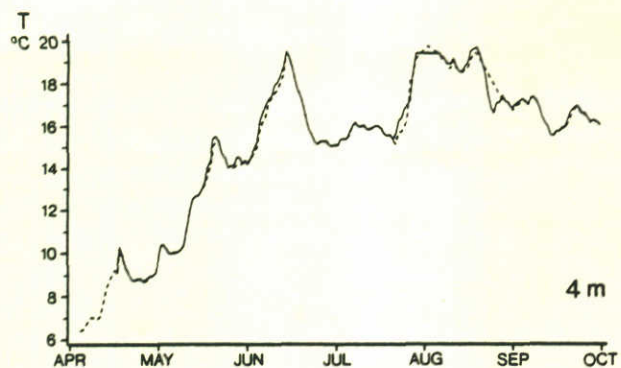


Figuur 3.4 :  
 Berekend (-) en gemeten (--) temperatuurverloop 1978 zonder  
 verticale diffusie :  $D=0$ ,  $\Delta T_e = 0.2$  °C.



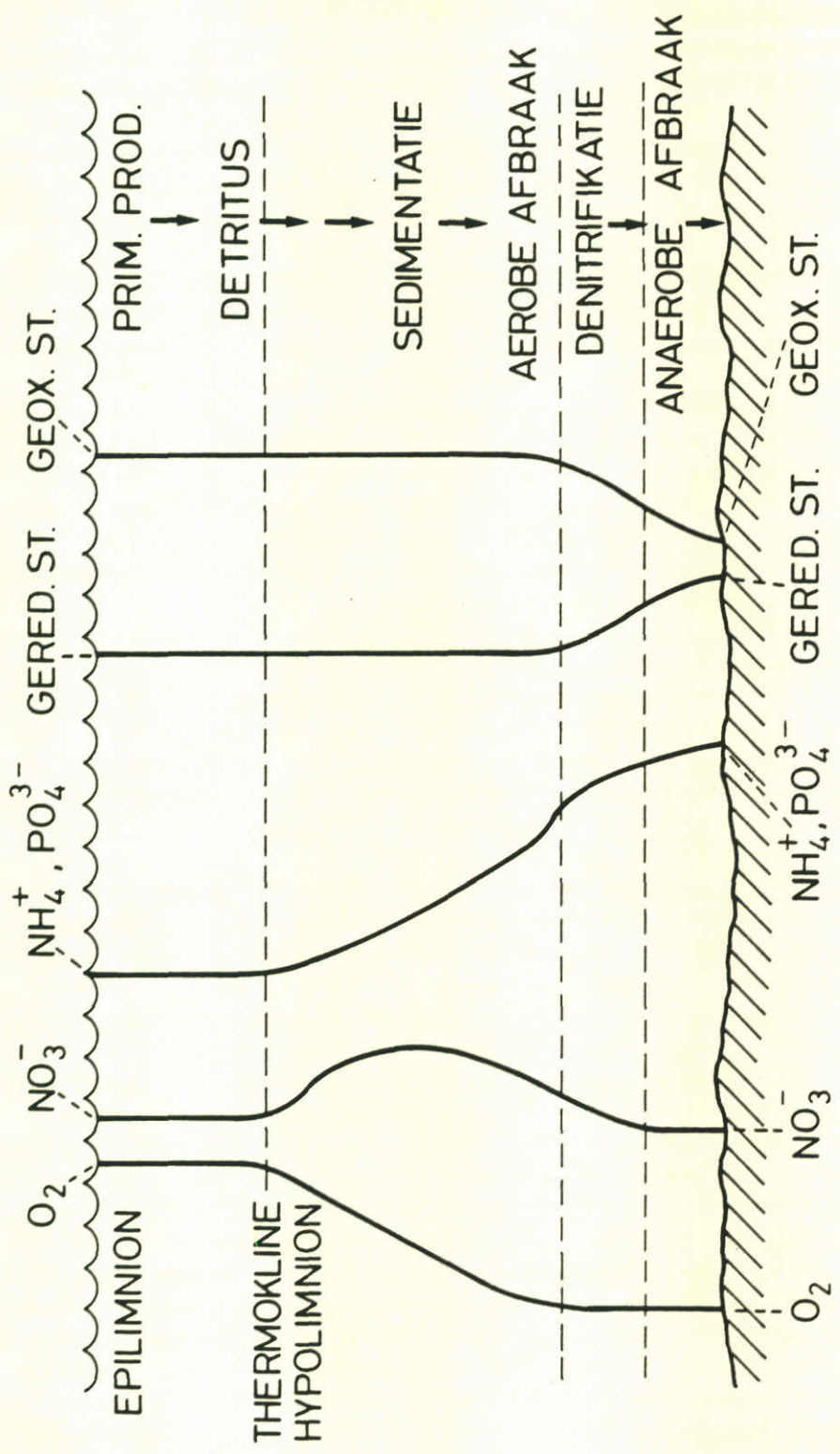


Figuur 3.5 :  
 Berekend (-) en gemeten (--) temperatuurverloop 1978 :  
 $\Delta T_e = 0.5 \text{ }^\circ\text{C}$ ,  $\Delta T_1 = 0.05 \text{ }^\circ\text{C}$ ,  $a = 2.5$ ,  $b = 2.5$ ,  $c = 0.75$ .

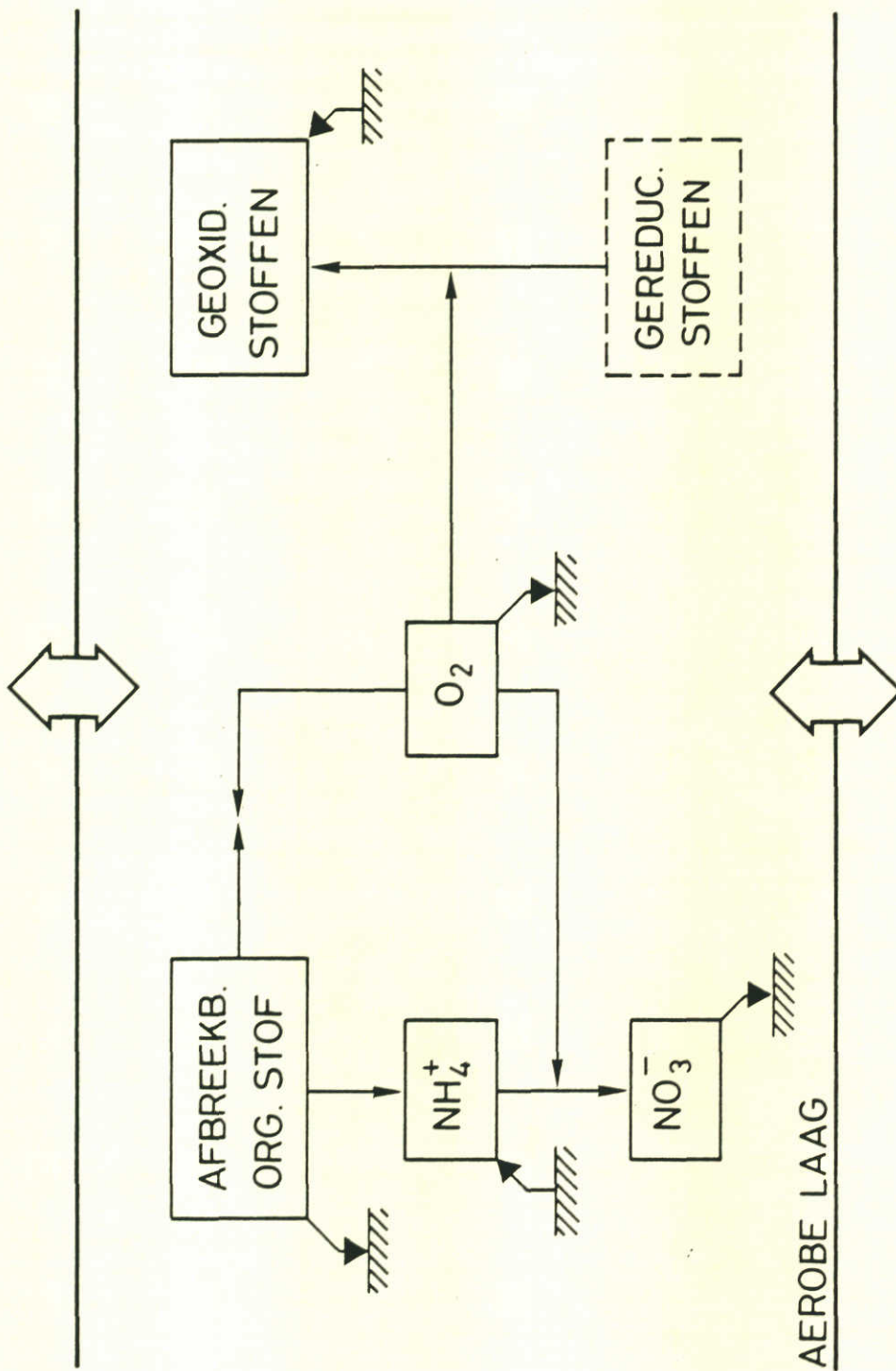


Figuur 3.6 :  
 Berekend (-) en gemeten (--) temperatuurverloop 1980 :  
 $\Delta T_e = 0.5 \text{ }^\circ\text{C}$ ,  $\Delta T_1 = 0.05 \text{ }^\circ\text{C}$ ,  $a = 2.5$ ,  $b = 2.5$ ,  $c = 0.75$ .



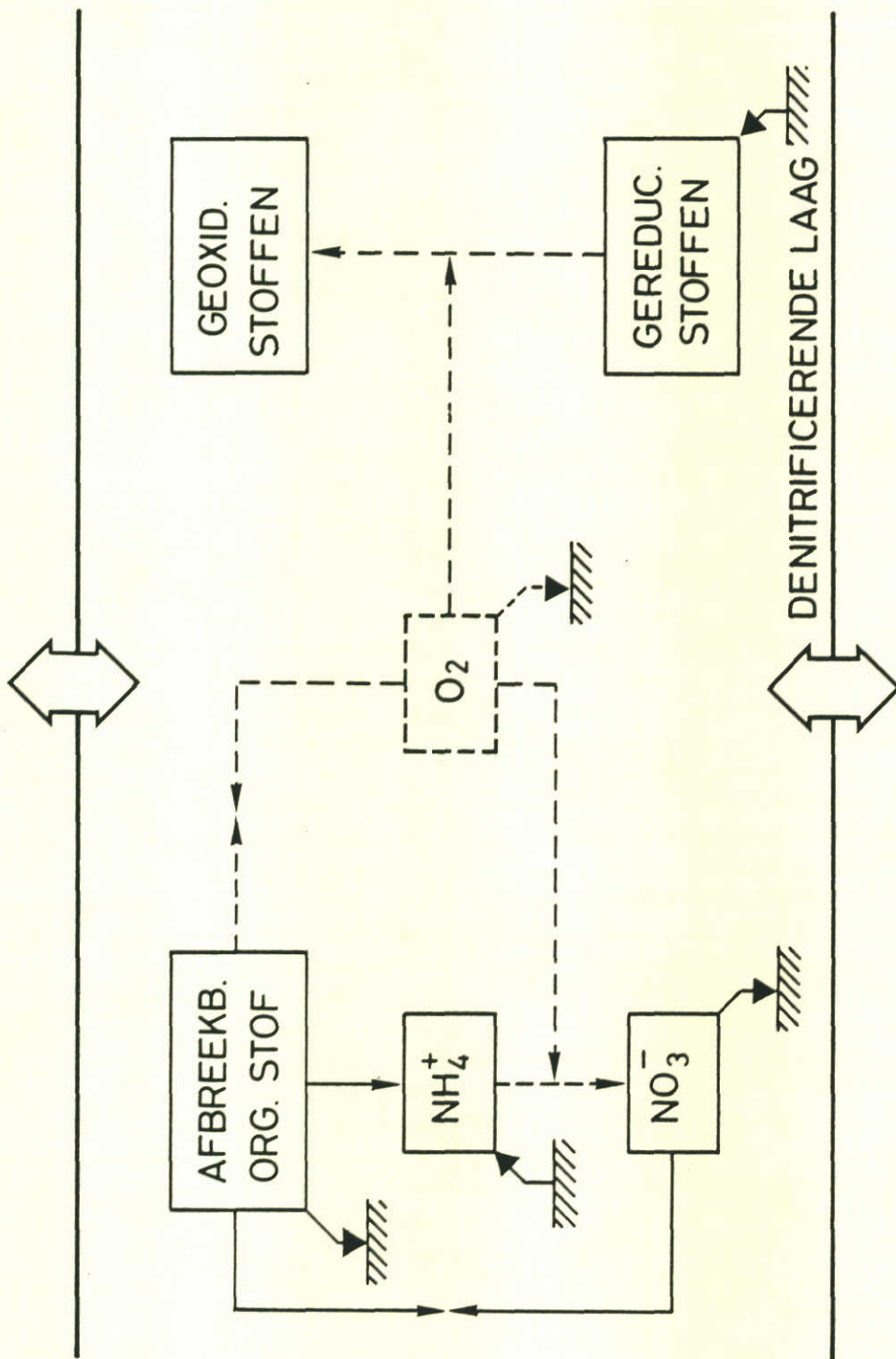


Figuur 4.1 : Karakteristieke concentratie-profielen voor waterkwaliteitsparameters in een gestratificeerd systeem.

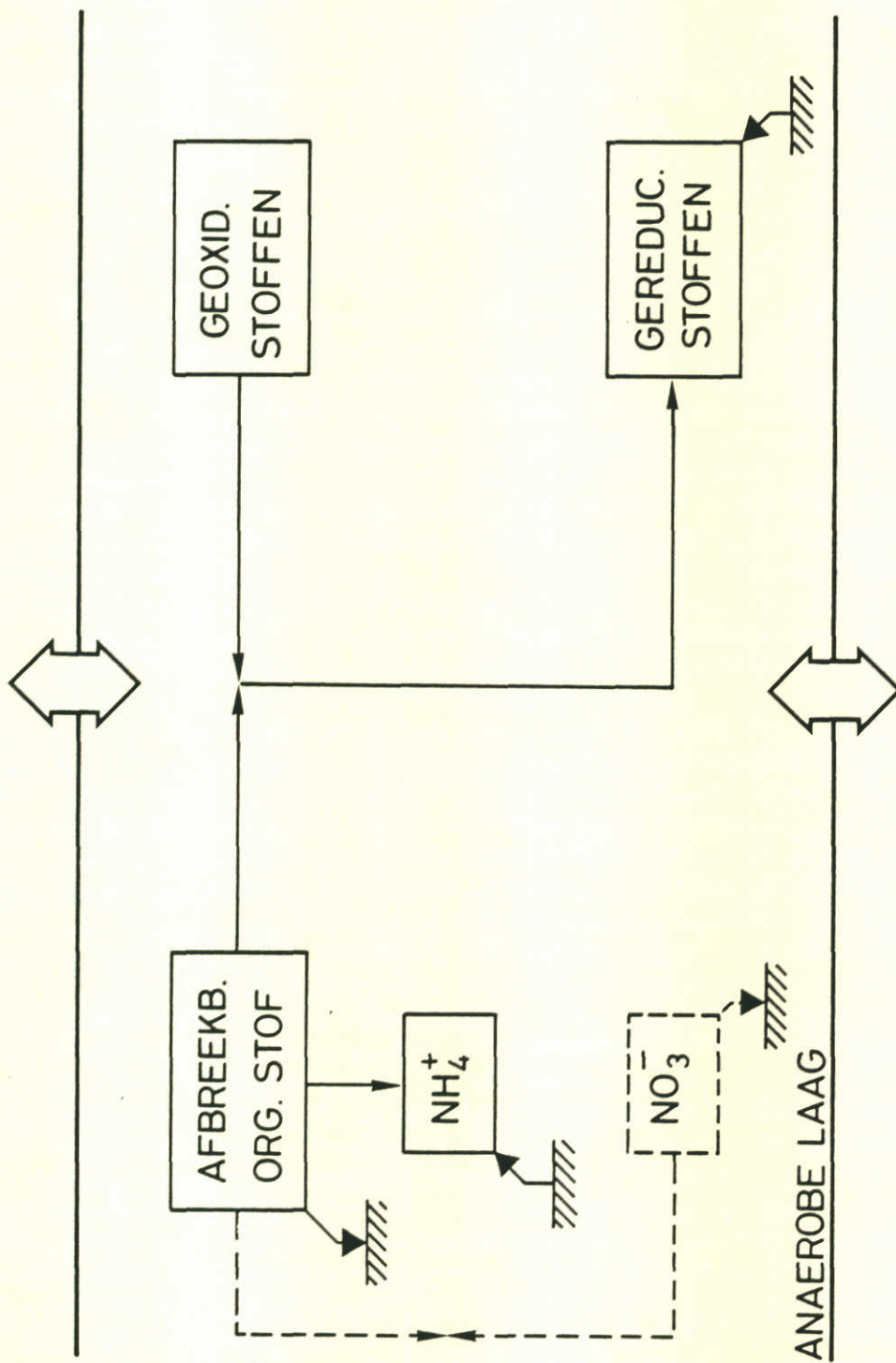


Figuur 4.2 : Schema ZQUA voor een aerobe laag.



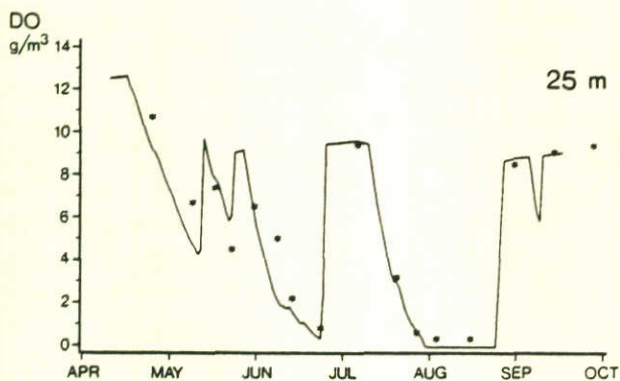
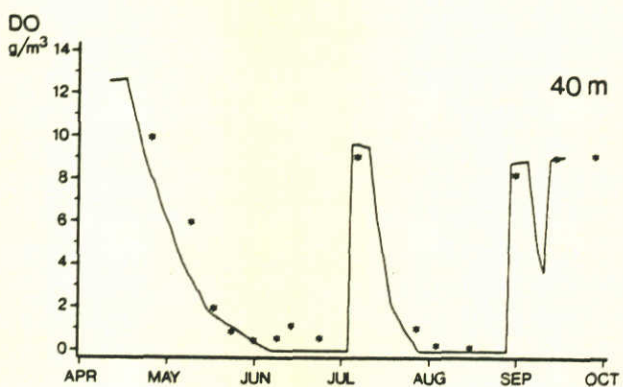
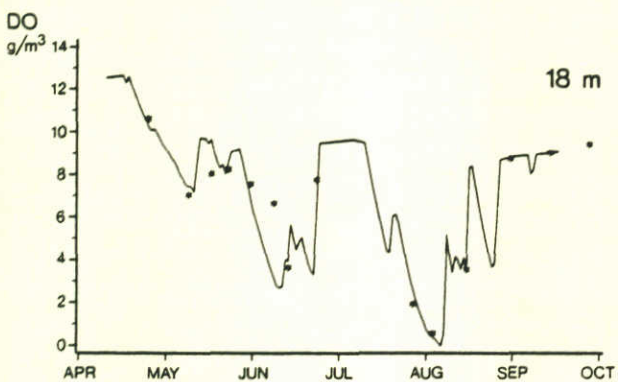
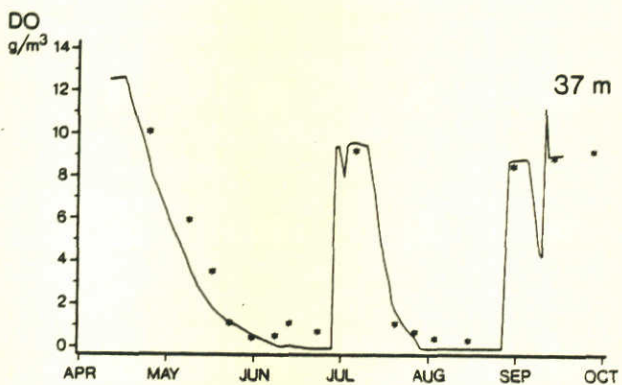
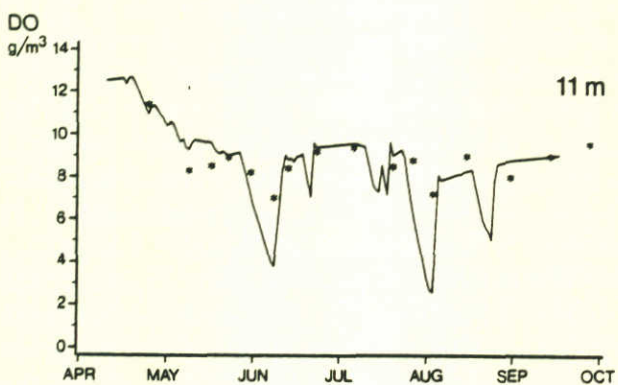
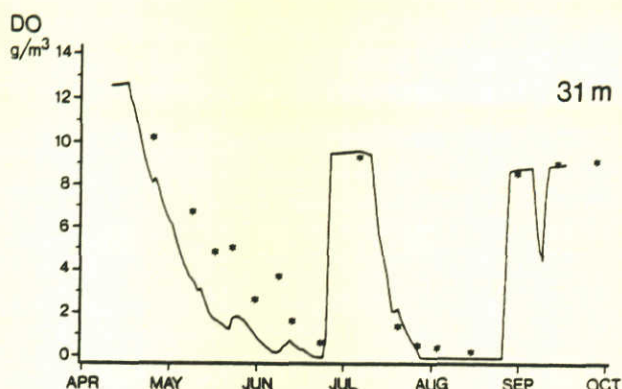
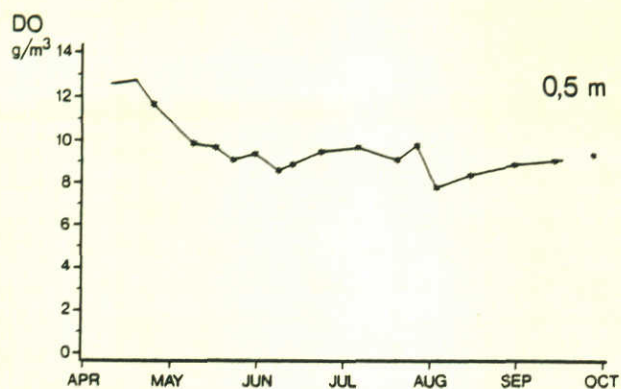


Figuur 4.3 : Schema ZQUA voor een denitrificerende laag.

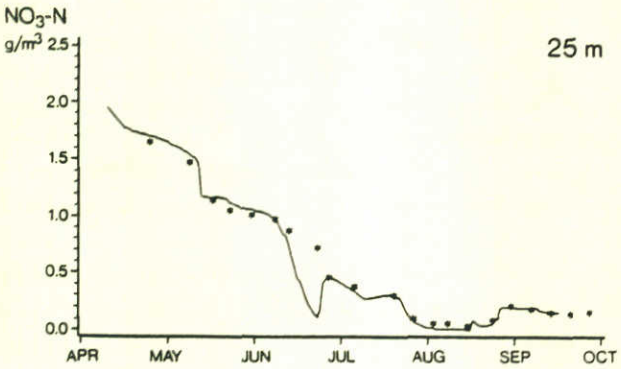
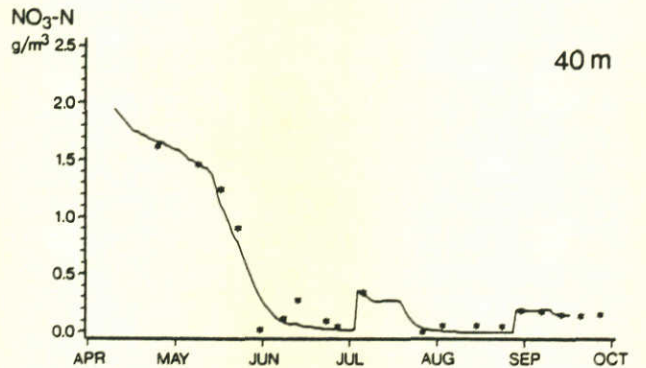
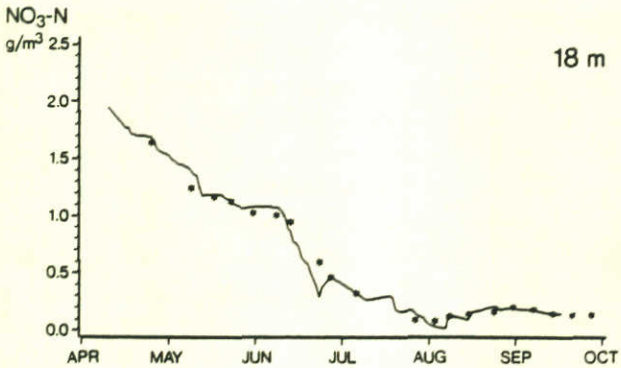
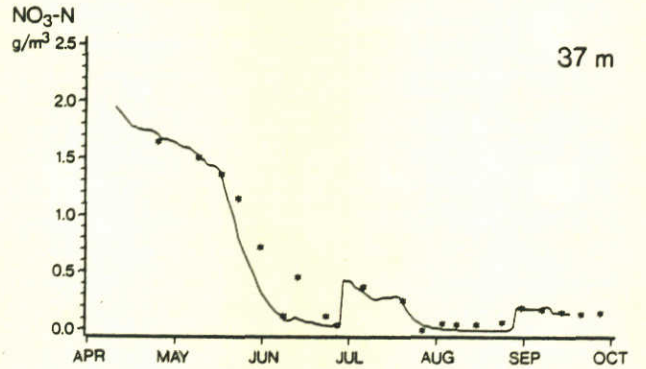
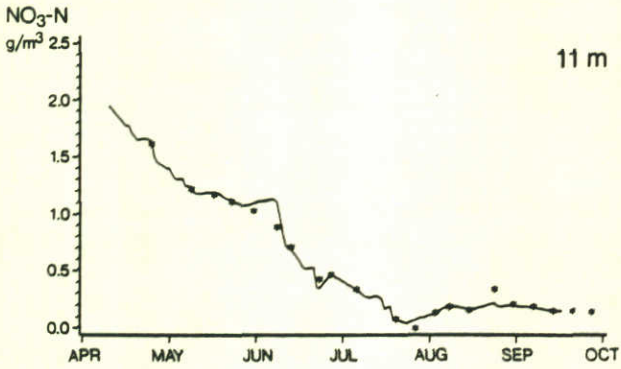
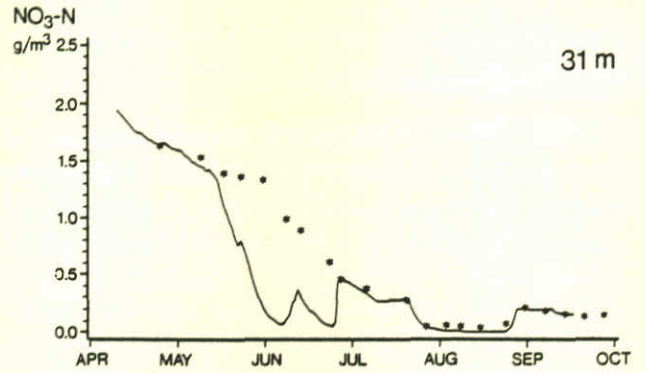
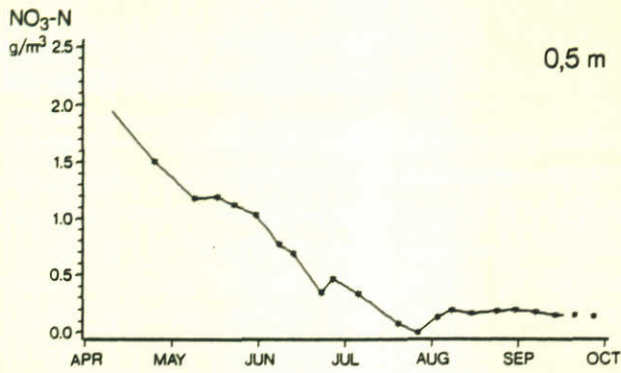


Figuur 4.4 : Schema ZQUA voor een anaerobe laag.



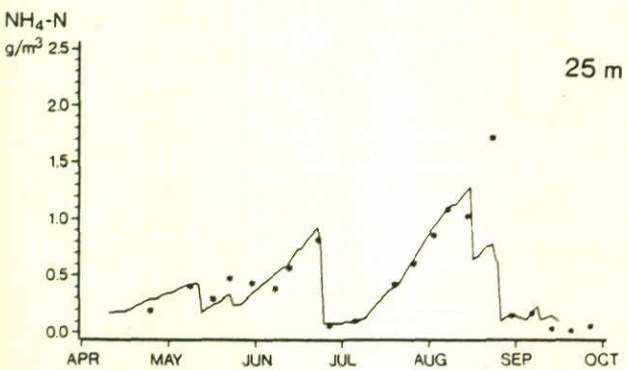
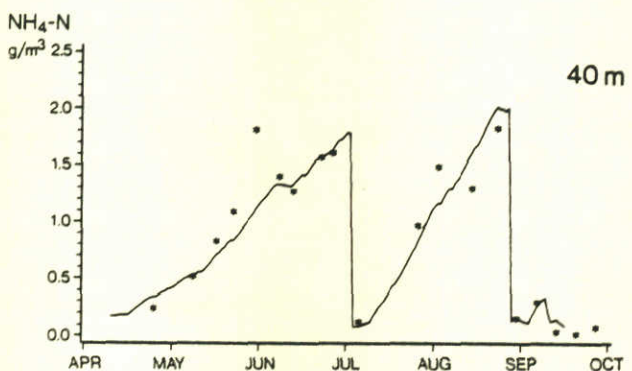
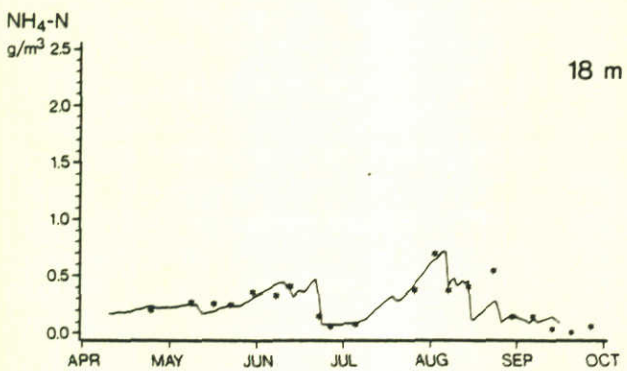
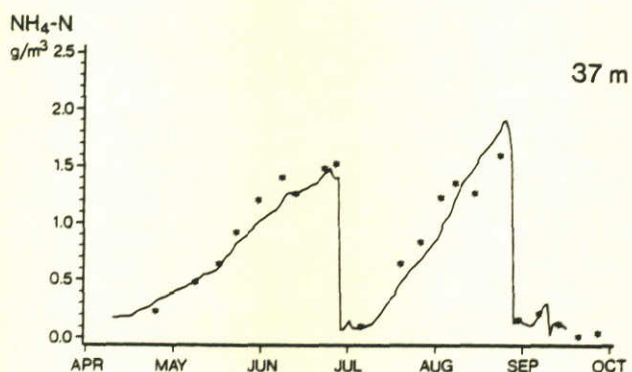
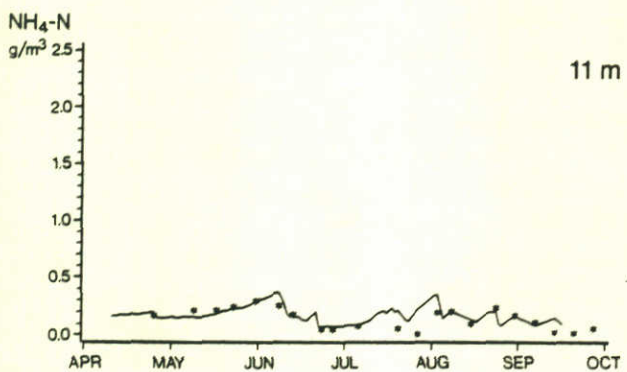
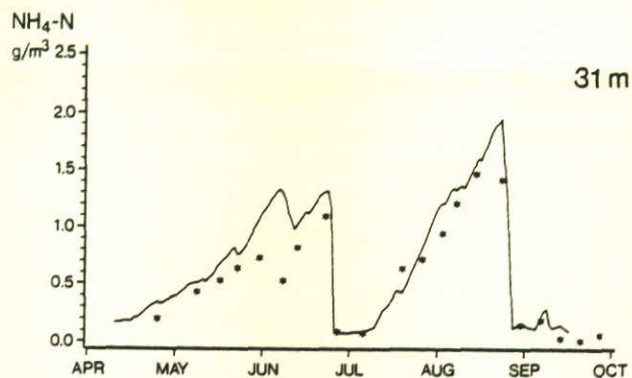
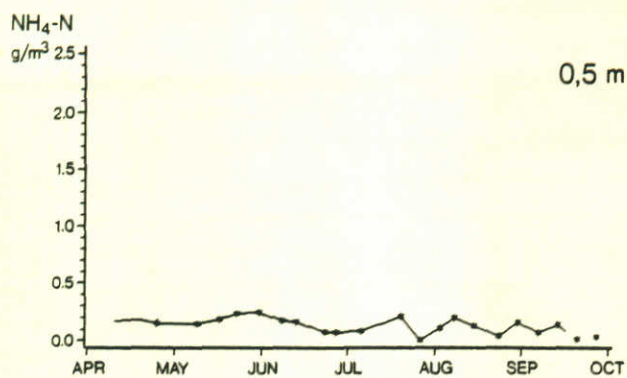


Figuur 4.5 :  
Berekende (-) en gemeten (\*) zuurstofconcentratie op  
zeven diepte-niveaus, kalibratie ZQUA 1978.

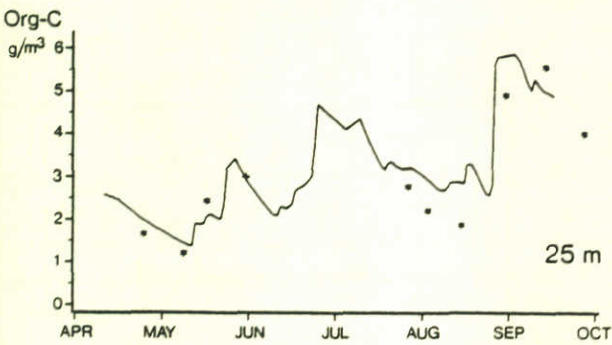
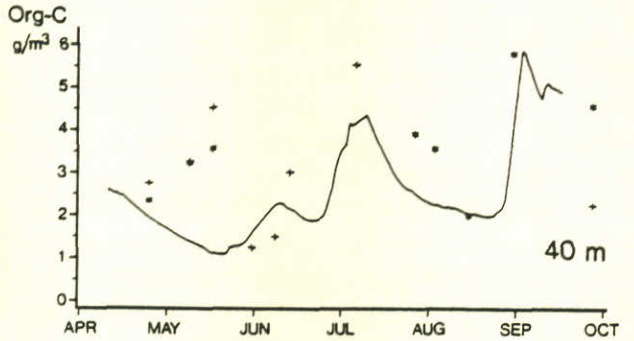
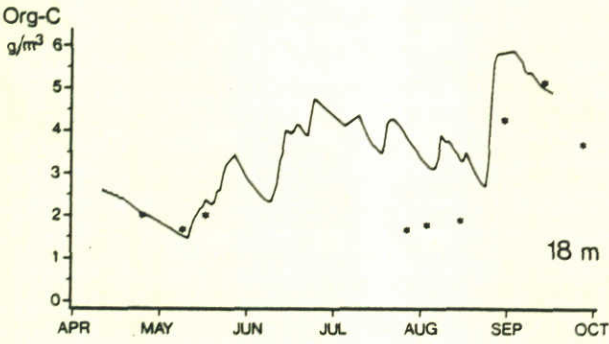
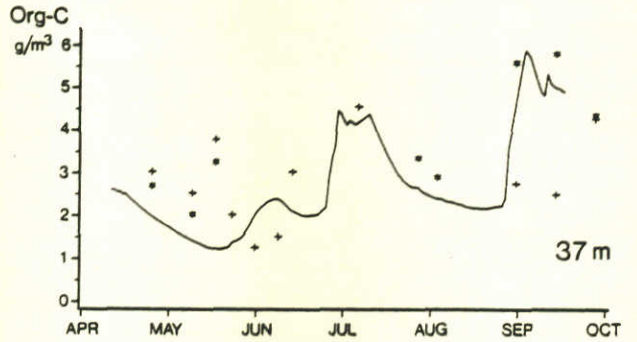
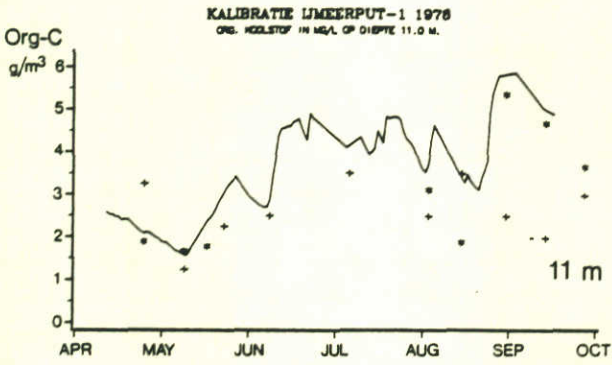
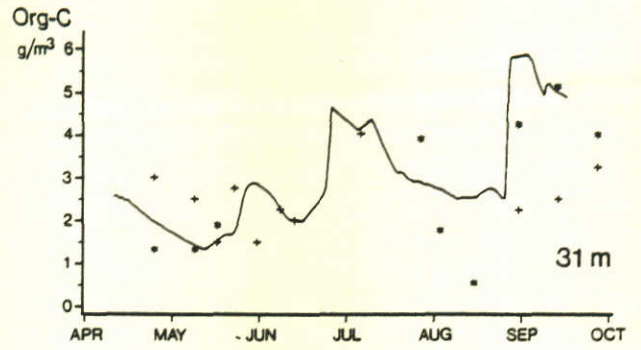
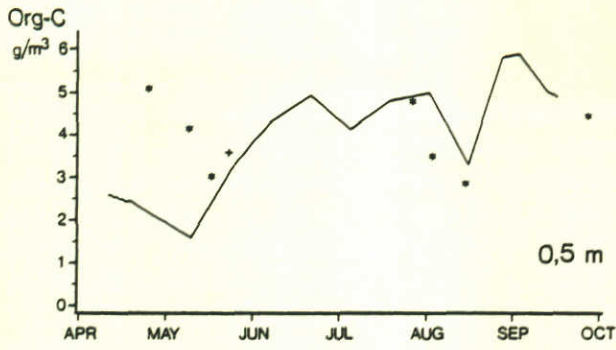


Figuur 4.6 :  
Berekende (-) en gemeten (\*) nitraatconcentratie op  
zeven diepte-niveaus, kalibratie ZQUA 1978.





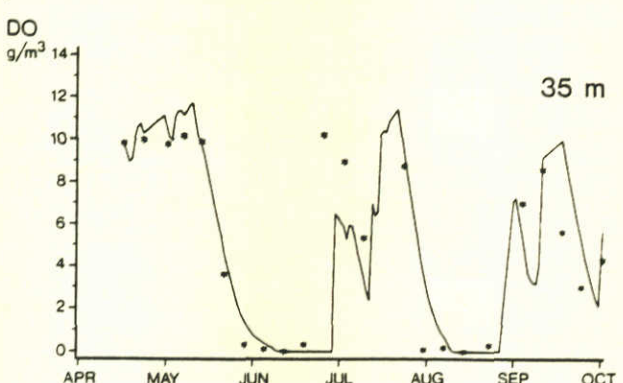
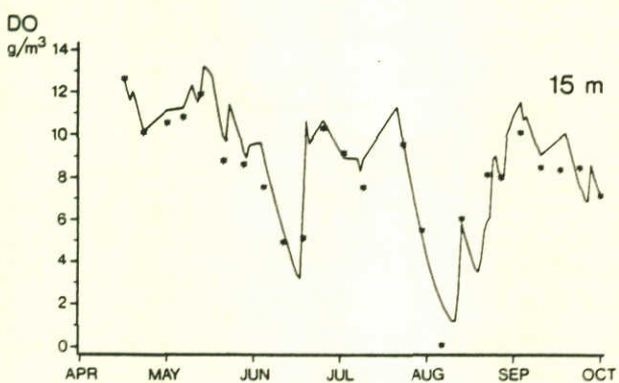
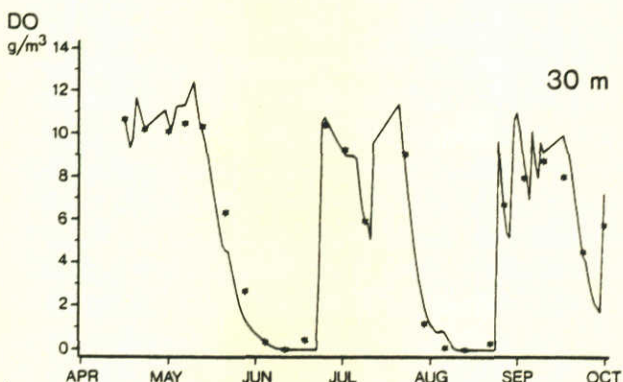
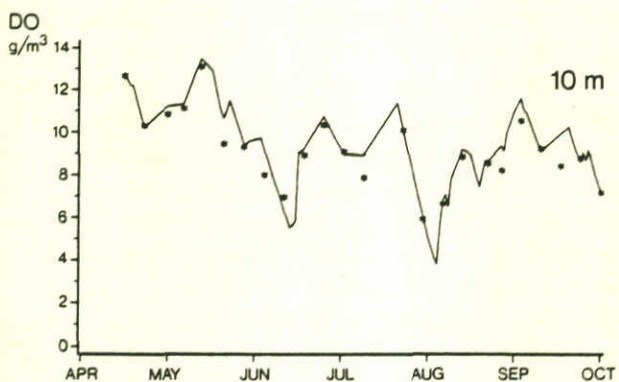
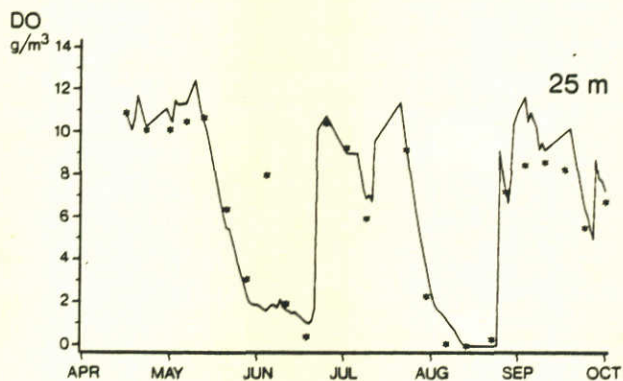
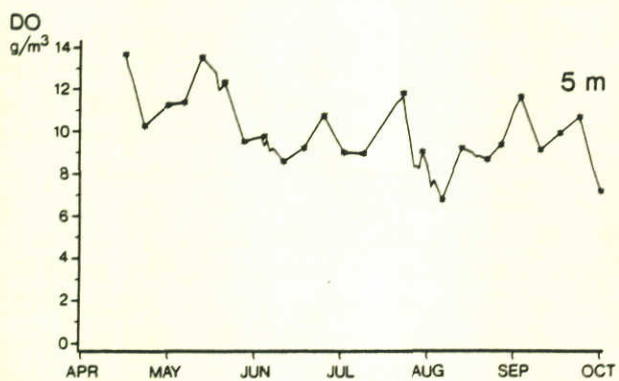
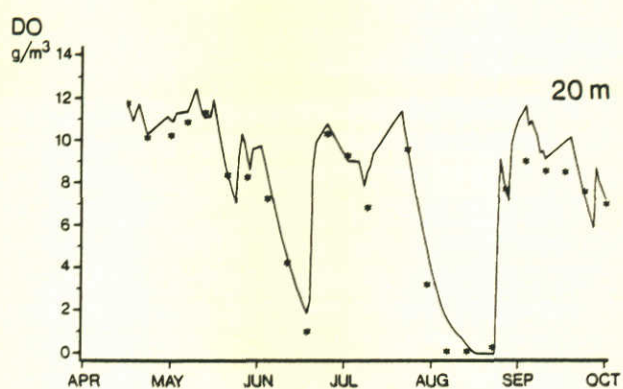
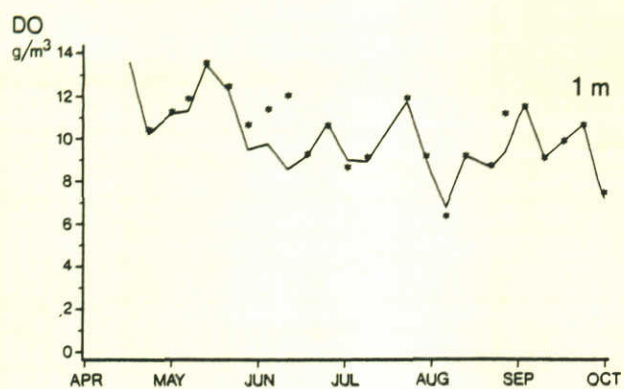
Figuur 4.7 :  
Berekende (-) en gemeten (\*) ammoniumconcentratie op  
zeven diepte-niveaus, kalibratie ZQUA 1978.



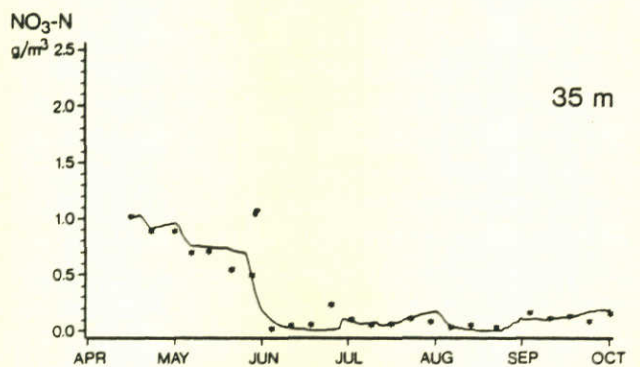
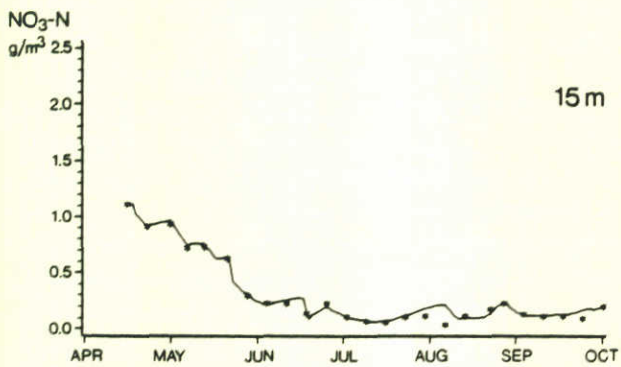
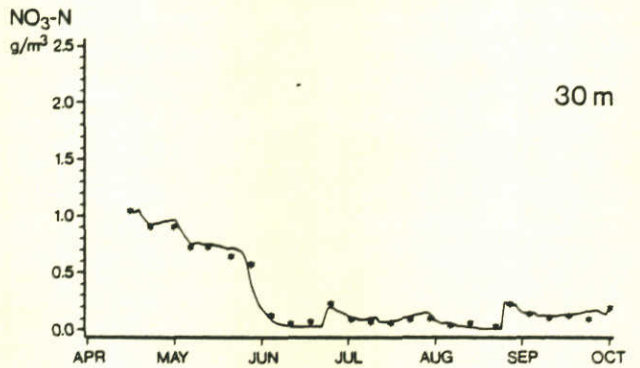
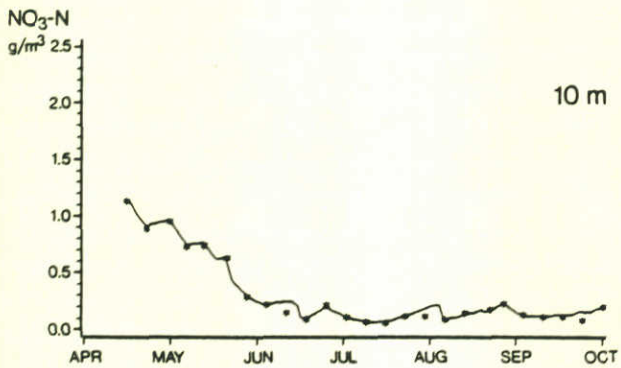
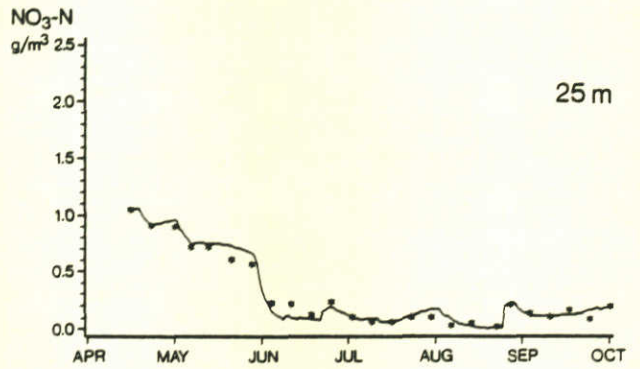
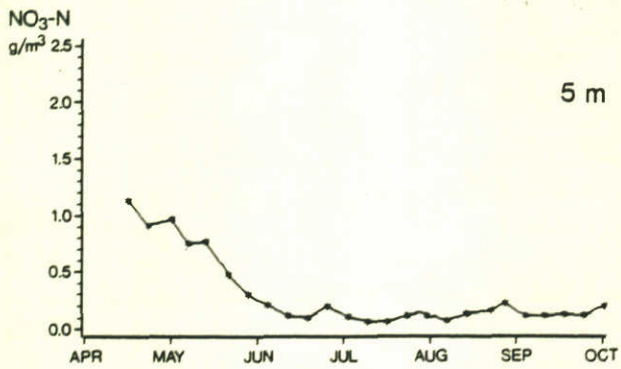
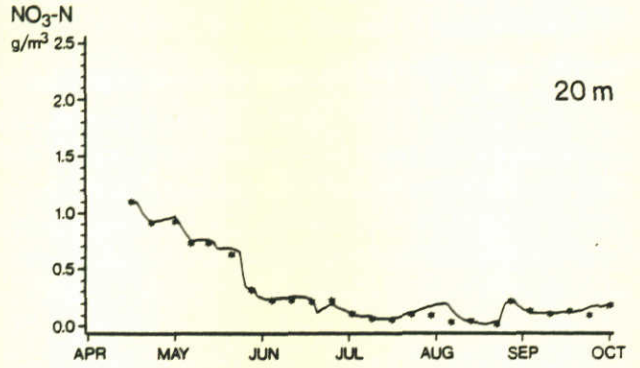
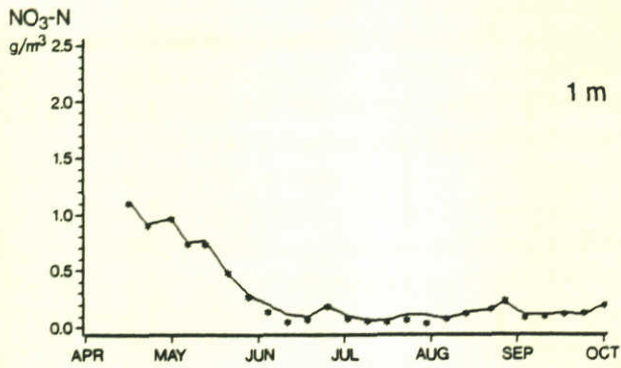
Figuur 4.8 :

Berekende (-) en gemeten (\*) concentratie van organisch koolstof op zeven diepte-niveaus, kalibratie ZQUA 1978.



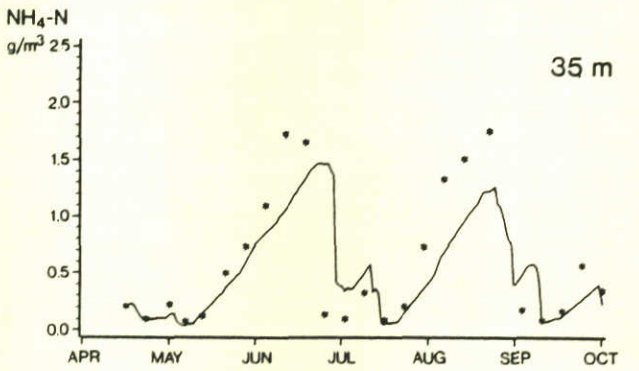
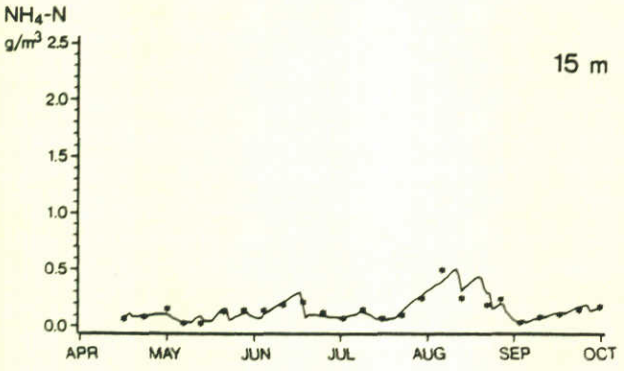
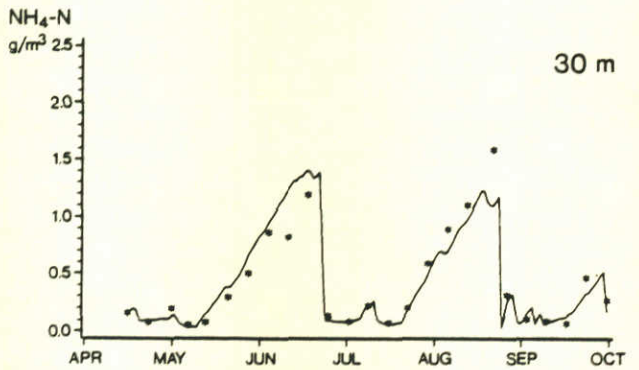
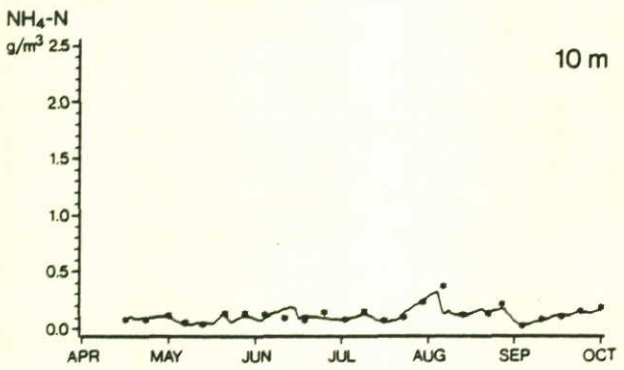
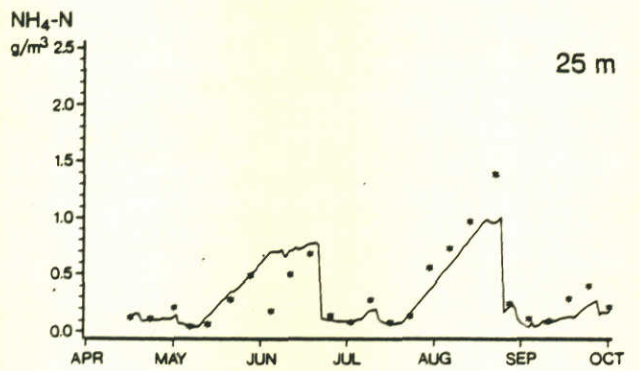
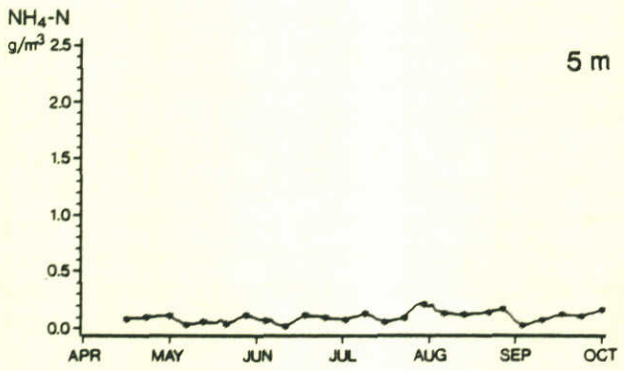
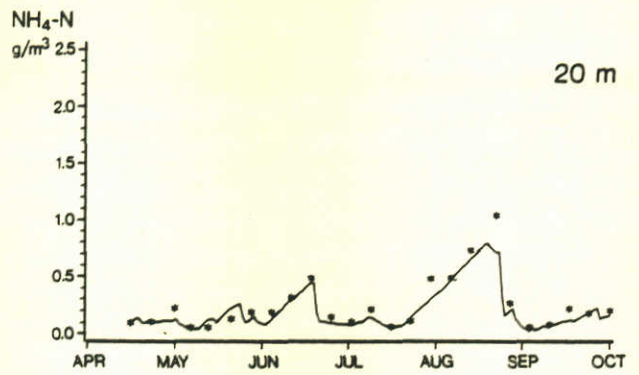
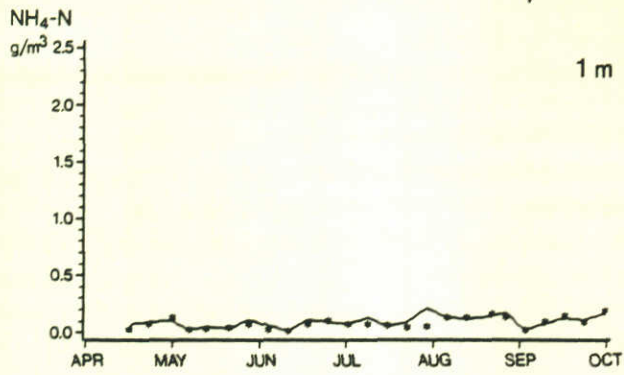


Figuur 4.9 :  
Berekende (-) en gemeten (\*) zuurstofconcentratie op  
zeven diepte-niveaus, verifikatie ZQUA 1980.

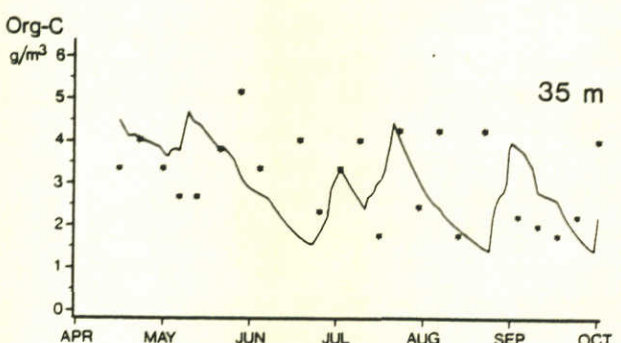
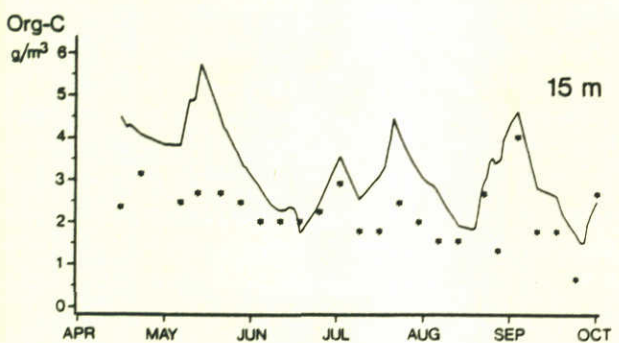
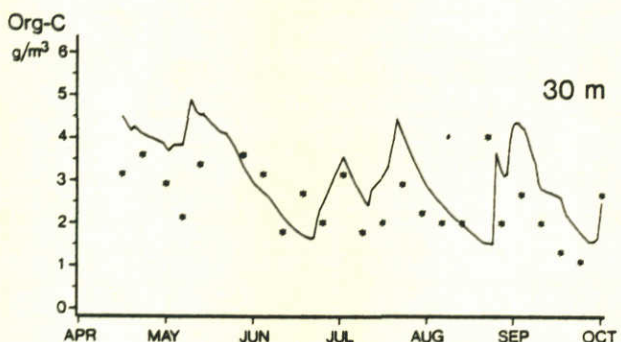
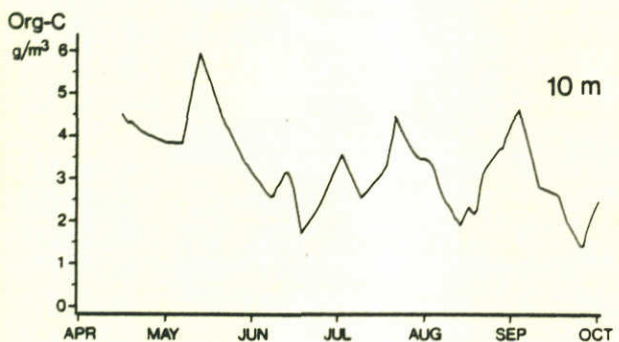
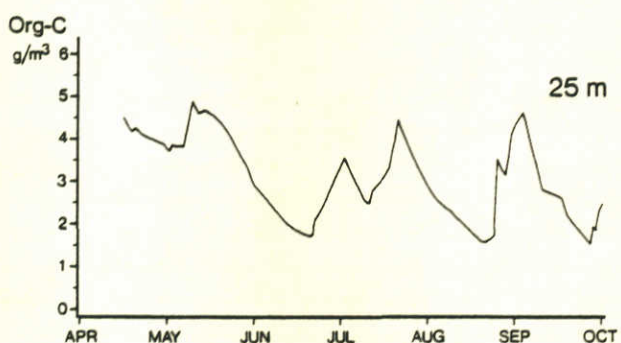
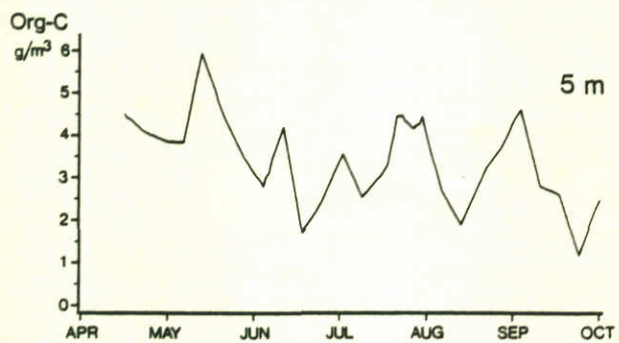
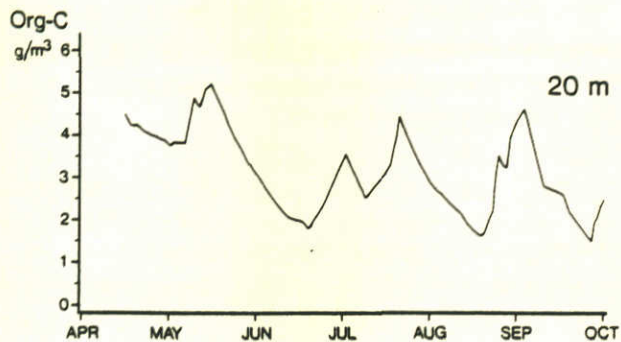
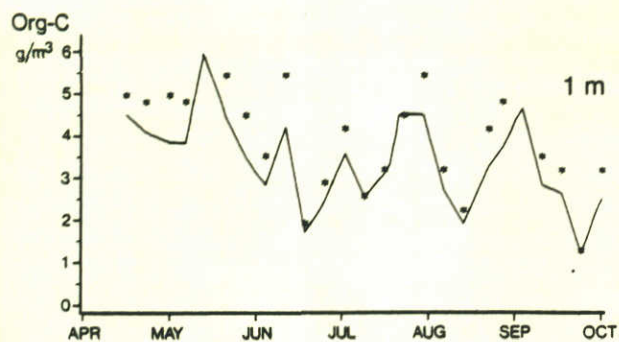


Figuur 4.10 :  
Berekende (-) en gemeten (\*) nitraatkonzentratie op  
zeven diepte-niveaus, verifikatie ZQUA 1980.



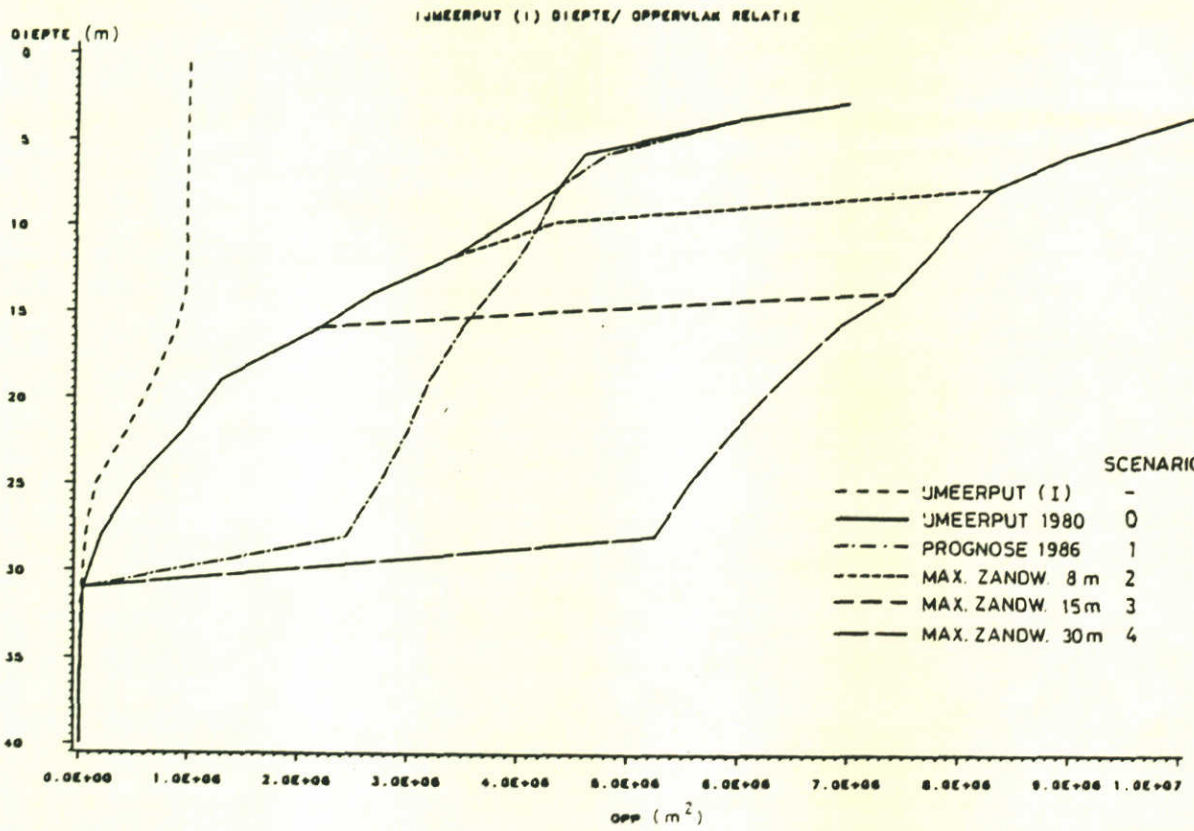


Figuur 4.11 :  
Berekende (-) en gemeten (\*) ammoniumconcentratie op  
zeven diepte-niveaus, verifikatie ZQUA 1980.

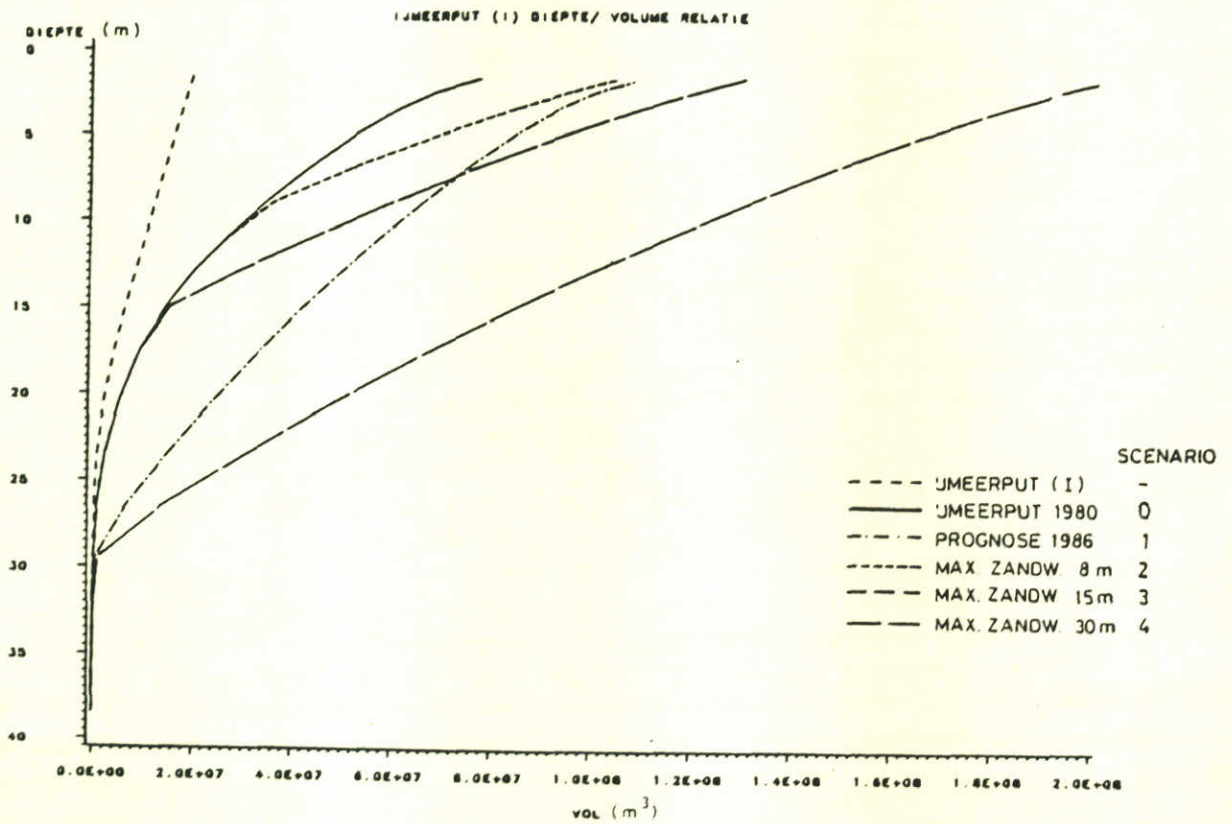


Figuur 4.12 :  
Berekende (-) en gemeten (\*) concentratie van organisch  
koolstof op zeven diepte-niveaus, verifikatie ZQUA 1980.



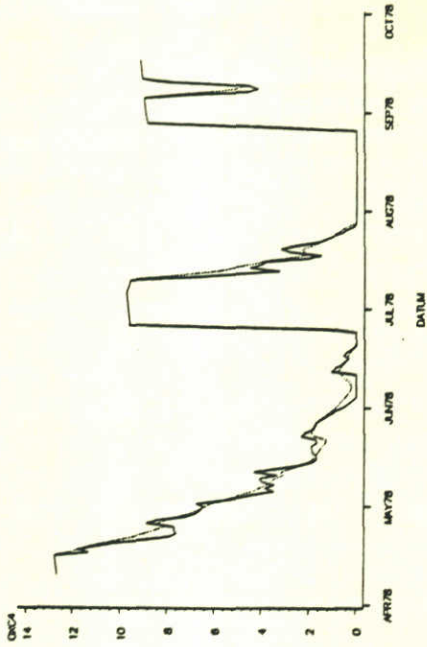


Figuur 5.1 :  
Diepte-oppervlak relaties voor de ontgrondingsscenario's.

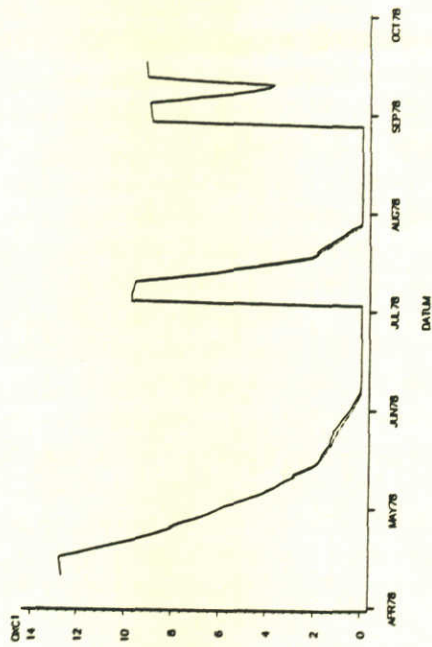


Figuur 5.2 :  
Diepte-volume relaties voor de ontgrondingsscenario's.

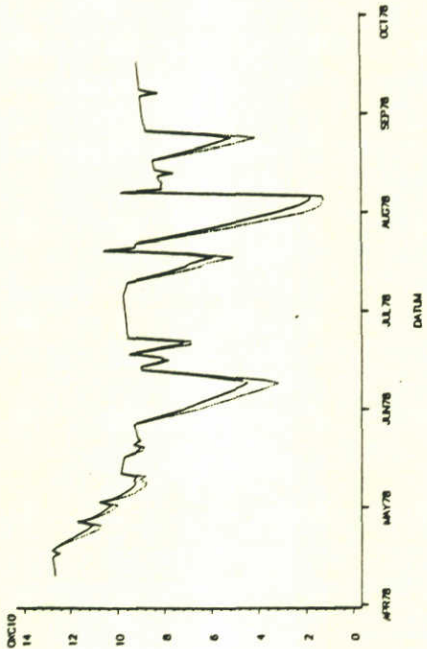
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 31.0 M.



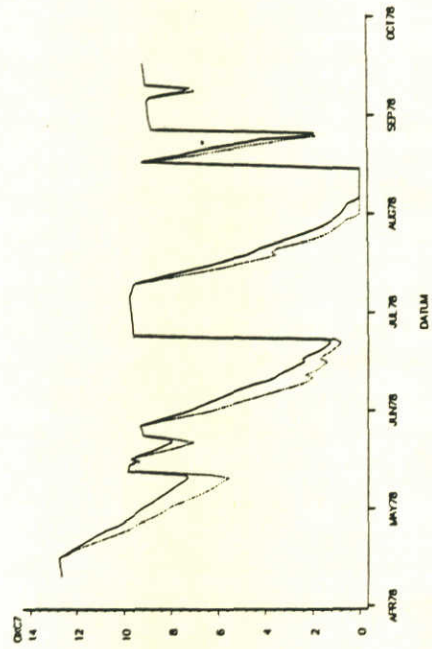
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 40.0 M.



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 14.0 M.



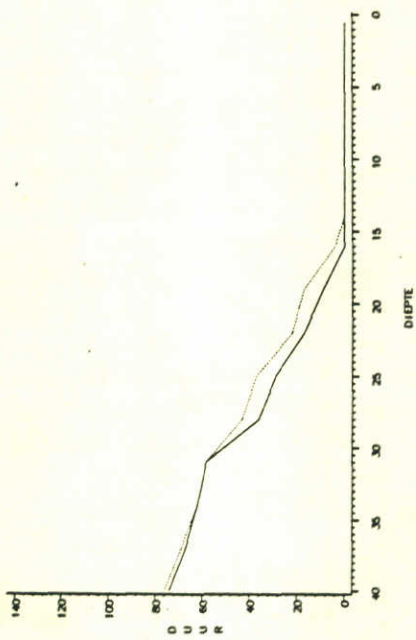
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 22.0 M.



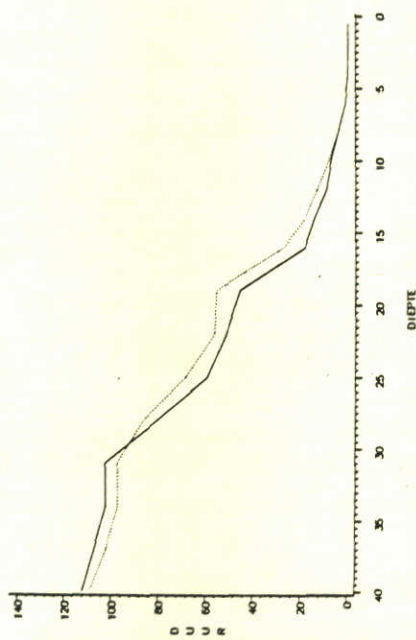
Figuur 5.3 :  
Verloop van de zuurstofconcentratie voor scenario 1A (-) en de nominale situatie 0A (...) op een viertal karakteristieke diepte-niveaus.



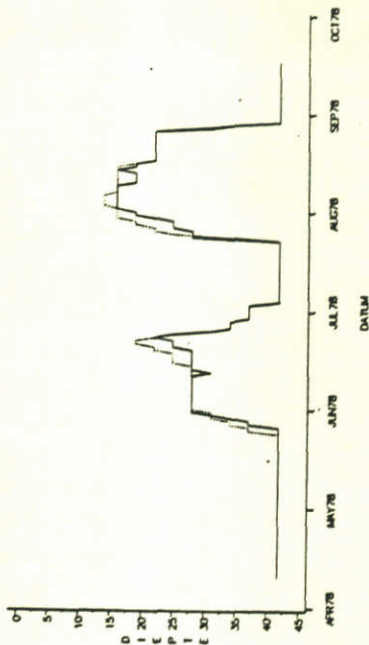
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1978  
ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 1 MG/L ZLUSTOF



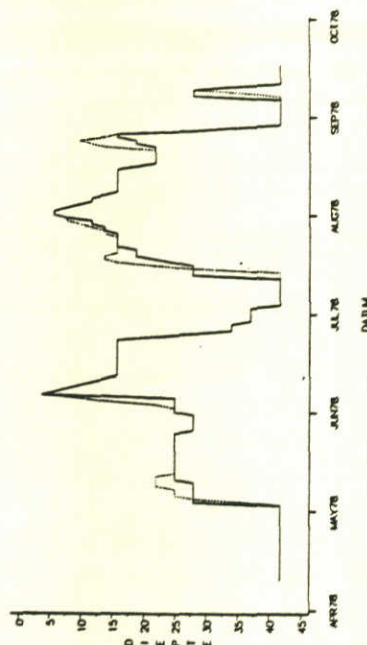
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1978  
ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 5 MG/L ZLUSTOF



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1978  
DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 1 MG/L ZLUSTOF

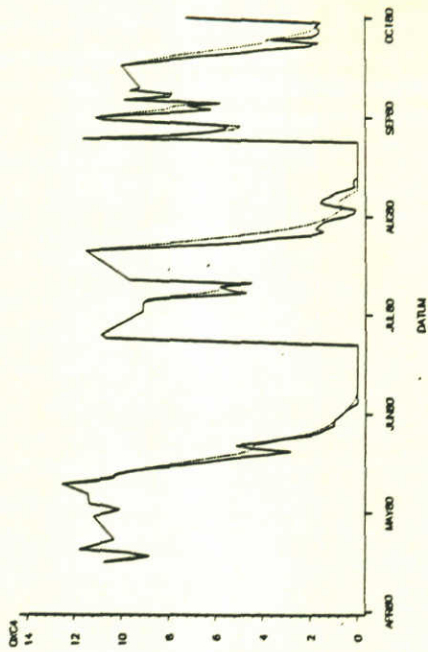


SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1978  
DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 5 MG/L ZLUSTOF

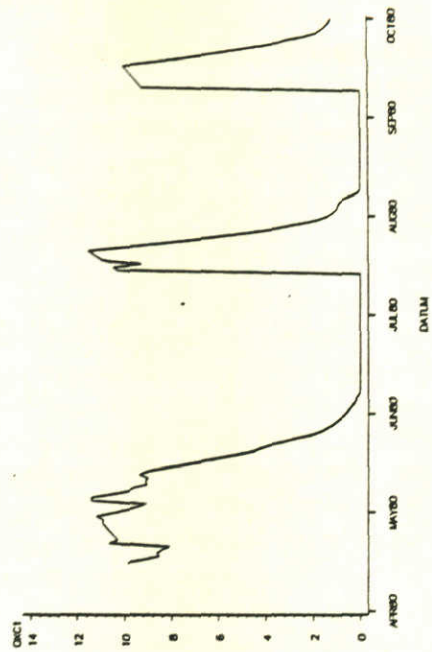


Figuur 5.4 :  
Onderschrijdingsduur en -diepte voor 1 en 5 mg O<sub>2</sub>/l bij  
scenario 1A (-) en nominale situatie 0A (...).

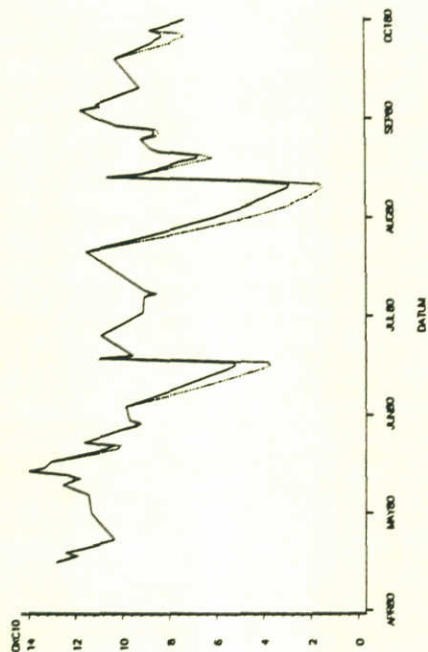
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 31.0 M.



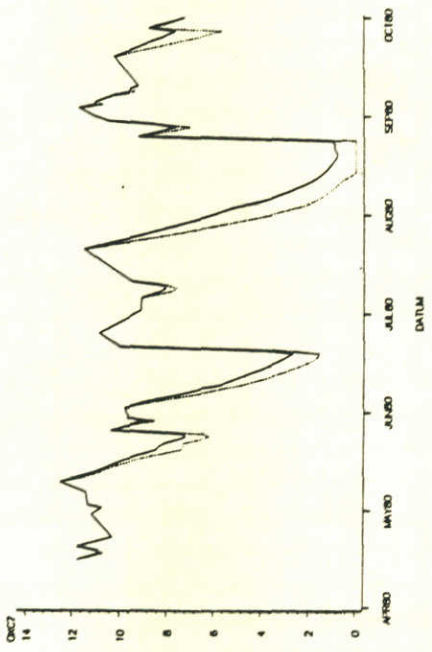
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 40.0 M.



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 14.0 M.



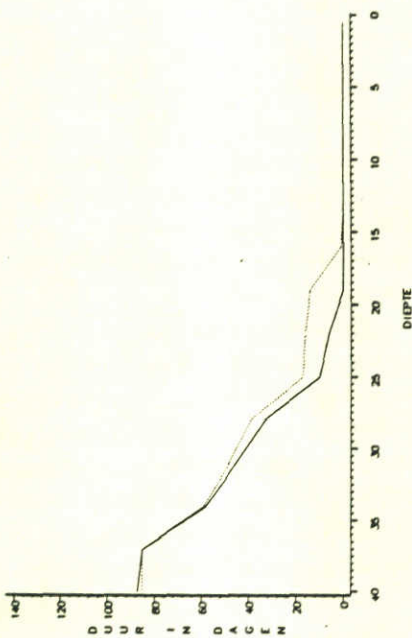
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 22.0 M.



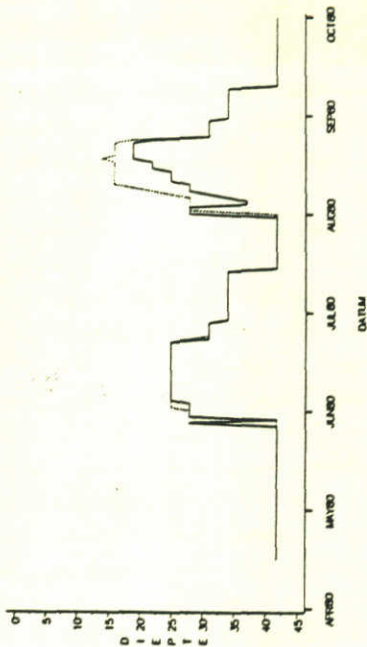
Figuur 5.5 :  
Verloop van de zuurstofconcentratie voor scenario 1C (-)  
en de nominale situatie 0C (...) op een viertal karakteris-  
tieke diepte-niveaus.



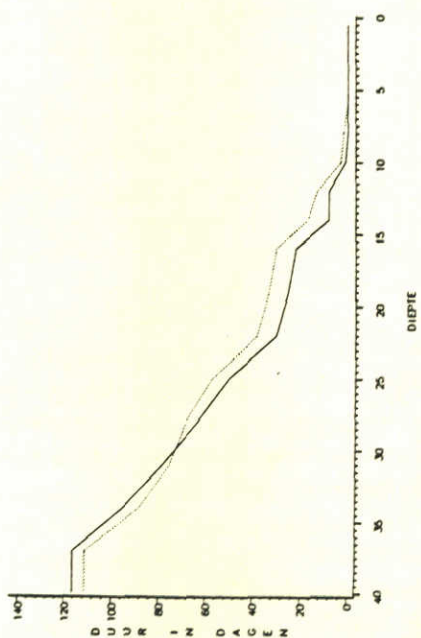
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1980  
ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 1 MG/L ZWUUSTOF



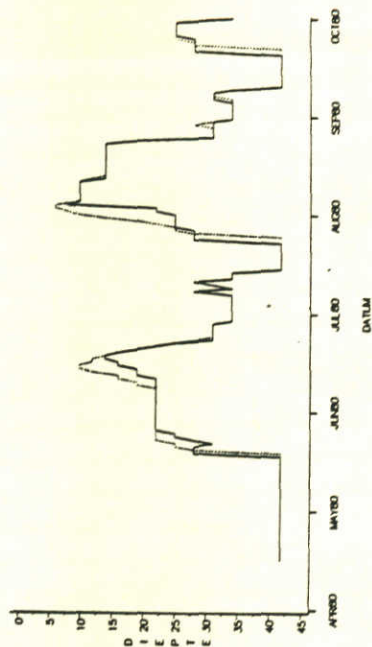
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1980  
DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 1 MG/L ZWUUSTOF



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1980  
ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 5 MG/L ZWUUSTOF

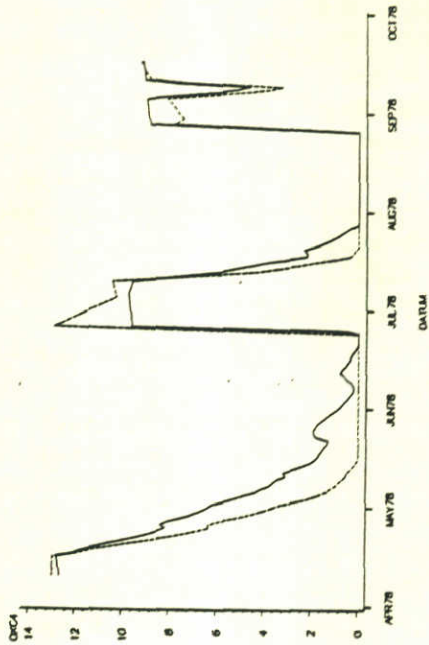


SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1980  
DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 5 MG/L ZWUUSTOF

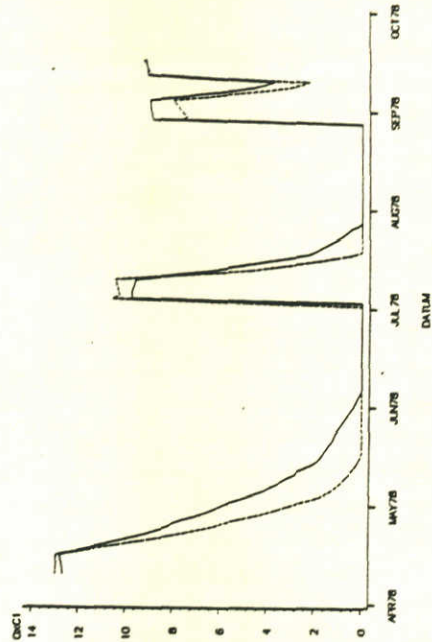


Figuur 5.6 :  
Onderschrijdingsduur en -diepte voor 1 en 5 mg O<sub>2</sub>/l bij  
scenario 1C (-) en nominale situatie 0C (...).

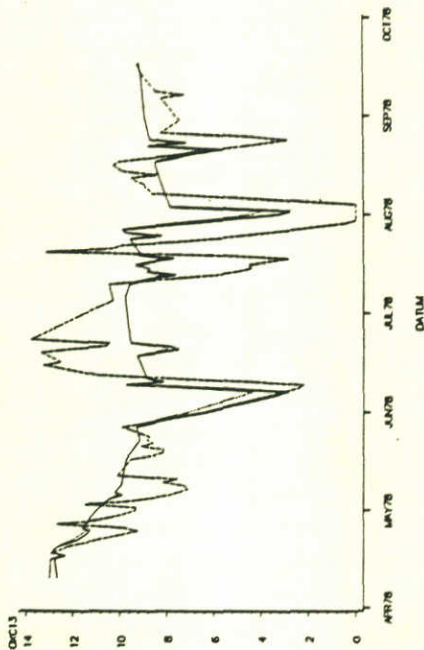
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 31.0 M.



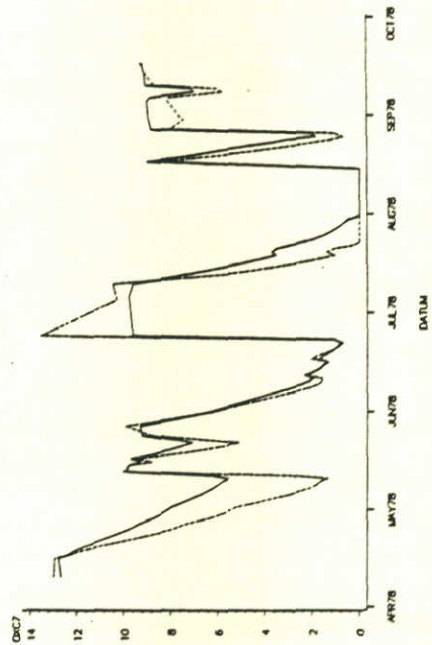
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 40.0 M.



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 8.0 M.



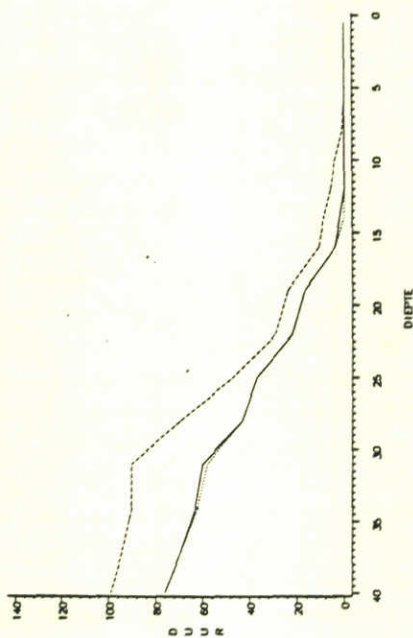
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 22.0 M.



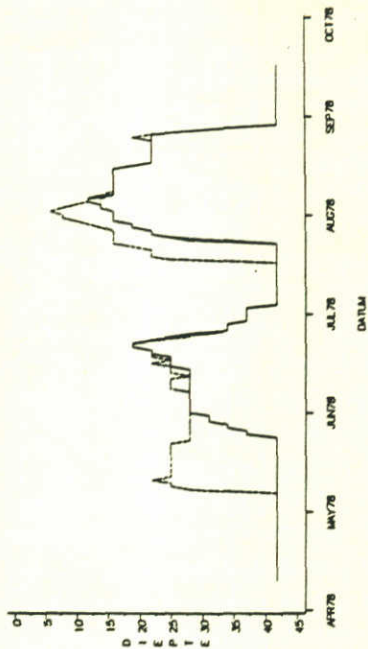
Figuur 5.7 :  
Verloop van de zuurstofconcentratie voor scenario's 2A (-) en 2B (--), en de nominale situatie 0A (...) op een viertal karakteristieke diepte-niveaus.



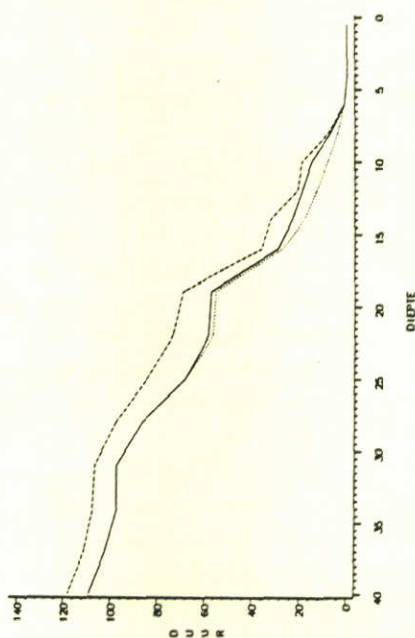
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 1 MG/L ZWELSTOF



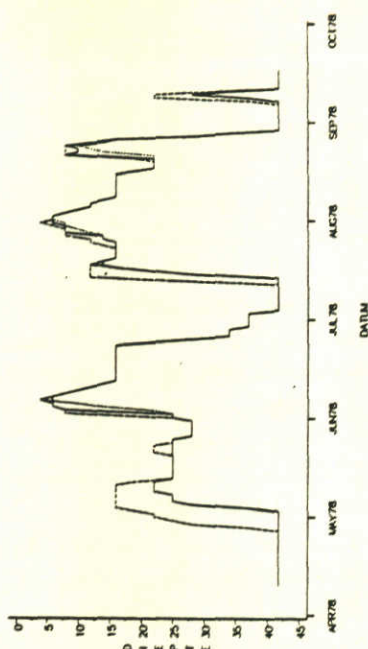
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 1 MG/L ZWELSTOF



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 5 MG/L ZWELSTOF

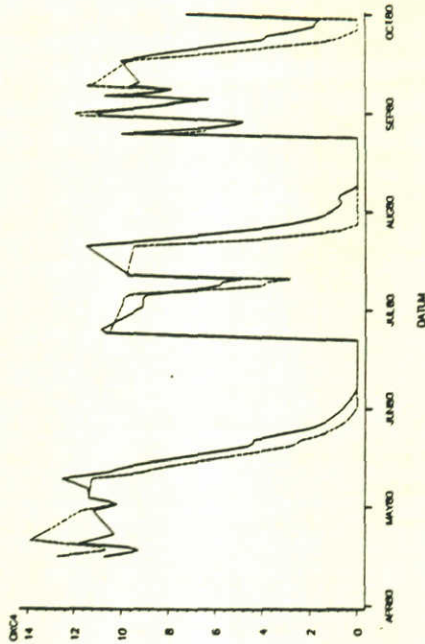


SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 5 MG/L ZWELSTOF

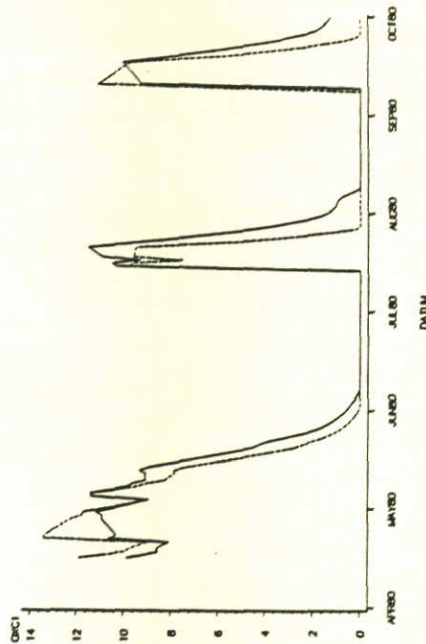


Figuur 5.8 :  
Onderschrijdingsduur en -diepte voor 1 en 5 mg O<sub>2</sub>/l bij  
scenario's 2A (-) en 2B (--), en nominale situatie 0A (...).

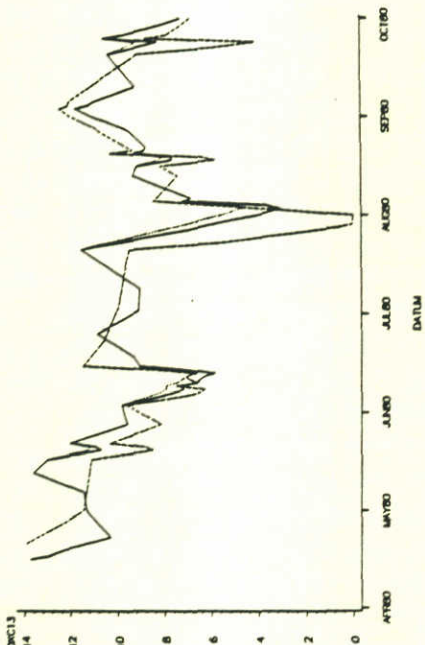
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ZURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 31.0 M.



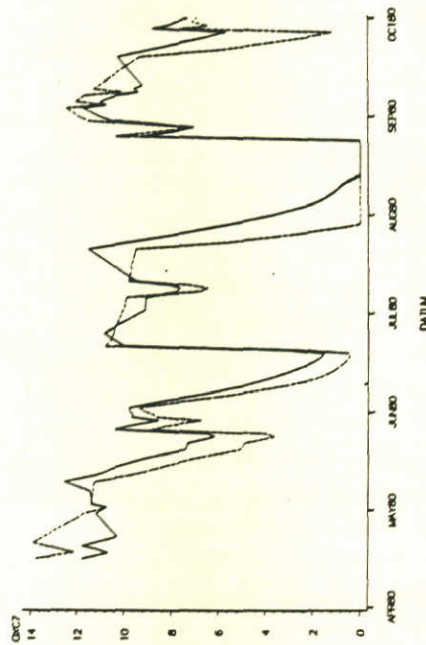
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ZURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 40.0 M.



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ZURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 6.0 M.



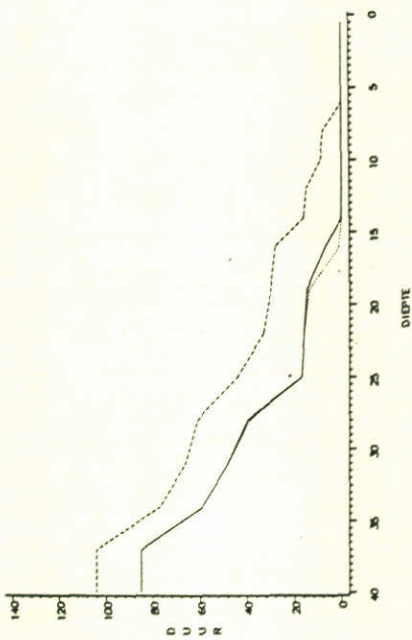
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ZURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 21.0 M.



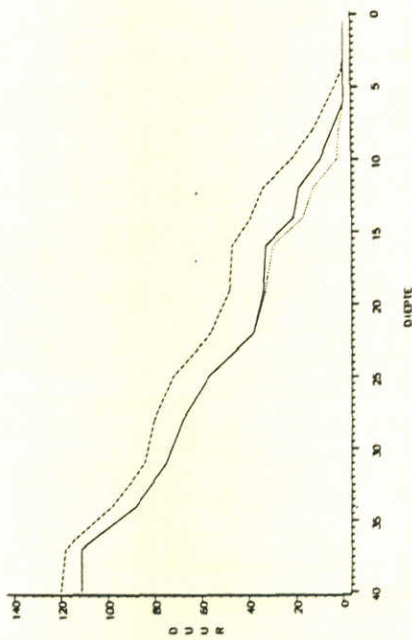
Figuur 5.9 :  
Verloop van de zuurstofconcentratie voor scenario's 2C (-) en 2D (--), en de nominale situatie 0C (...) op een viertal karakteristieke diepte-niveaus.



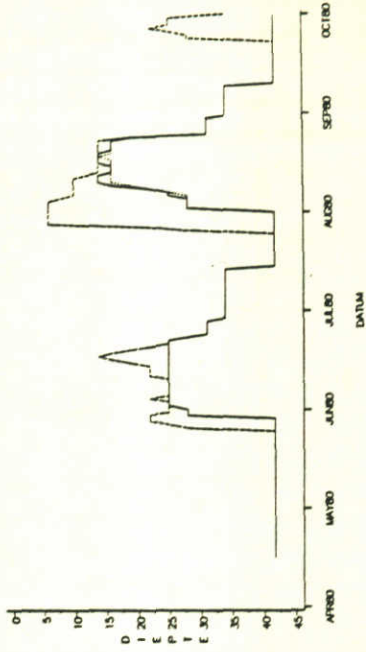
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1980  
 ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 1 MG/L ZWARTSTOF



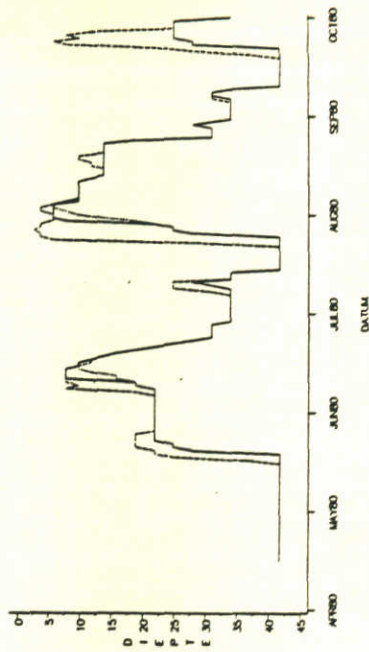
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1980  
 ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 5 MG/L ZWARTSTOF



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1980  
 DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 1 MG/L ZWARTSTOF

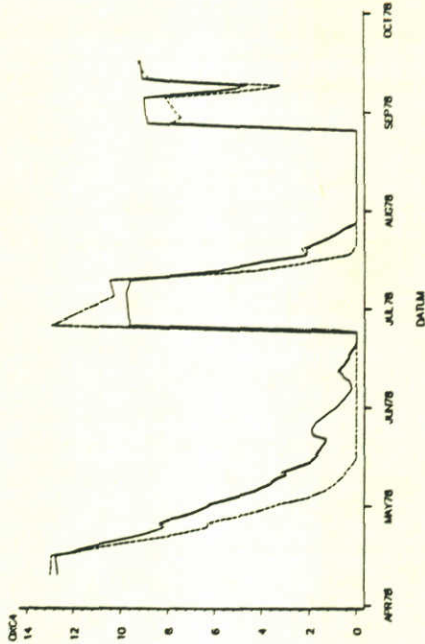


SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1980  
 DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 5 MG/L ZWARTSTOF

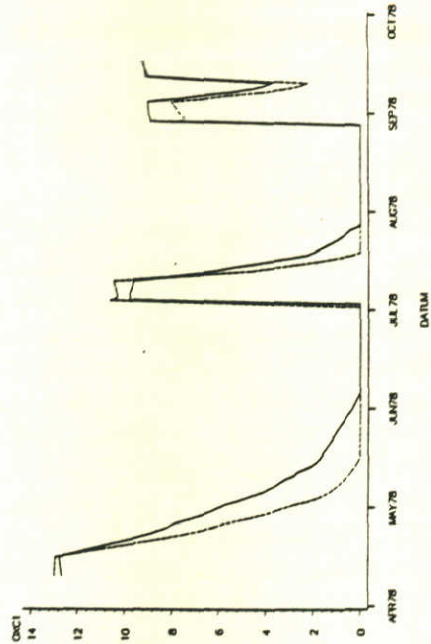


Figuur 5.10 :  
 Onderscrijdingsduur en -diepte voor 1 en 5 mg O<sub>2</sub>/l bij  
 scenario's 2C (-) en 2D (--), en nominale situatie 0C (...).

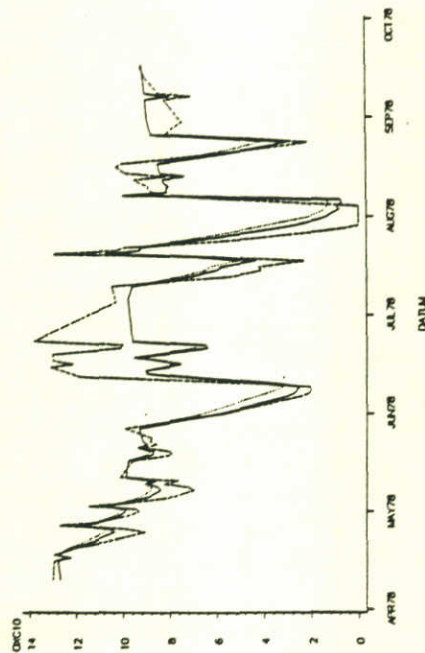
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 31.0 M.



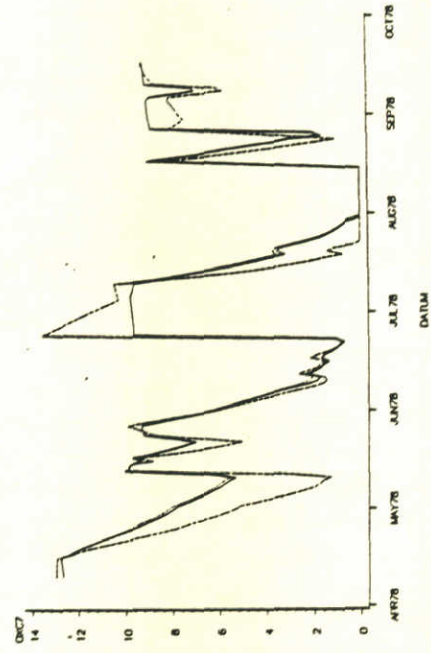
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 40.0 M.



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 14.0 M.



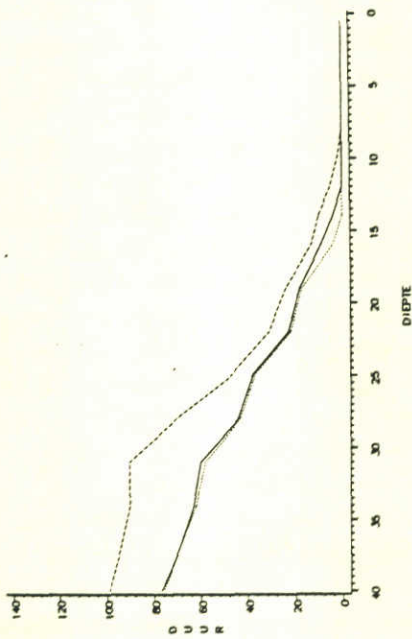
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 22.0 M.



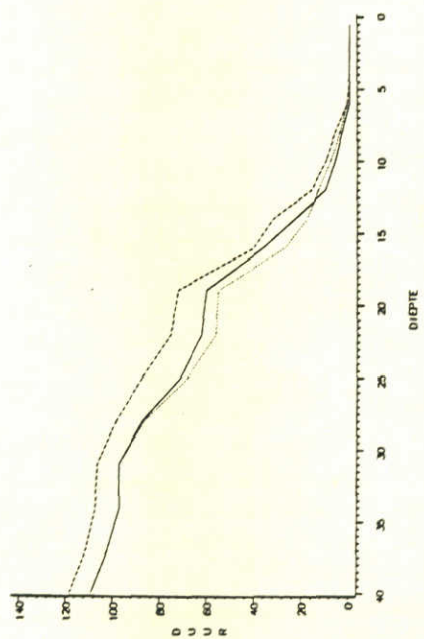
Figuur 5.11 :  
Verloop van de zuurstofconcentratie voor scenario's 3A (-) en 3B (--), en de nominale situatie 0A (...) op een viertal karakteristieke diepte-niveaus.



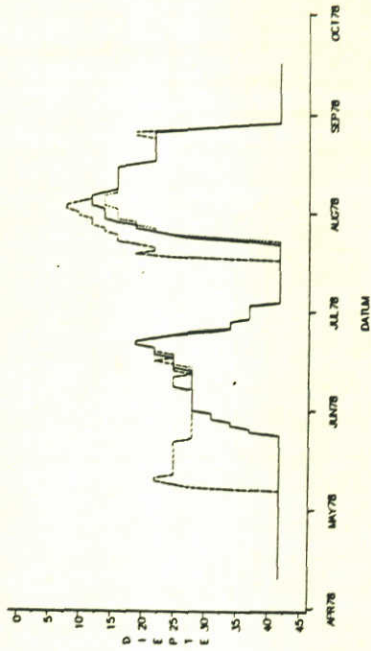
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 1 MG/L ZWELFSTOF



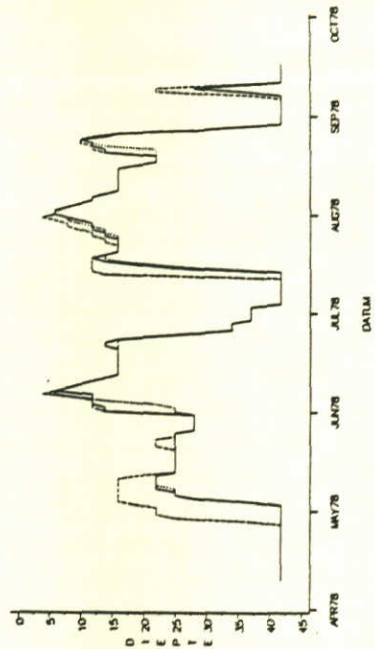
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 5 MG/L ZWELFSTOF



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 1 MG/L ZWELFSTOF

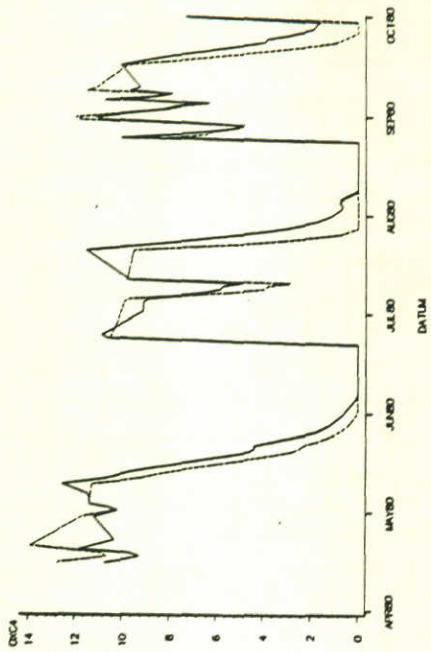


SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 5 MG/L ZWELFSTOF

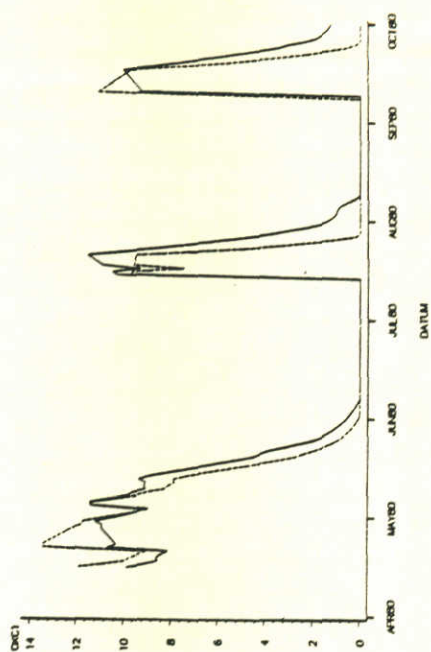


Figuur 5.12 :  
Onderschrijdingsduur en -diepte voor 1 en 5 mg O<sub>2</sub>/l bij  
scenario's 3A (-) en 3B (--), en nominale situatie 0A (...).

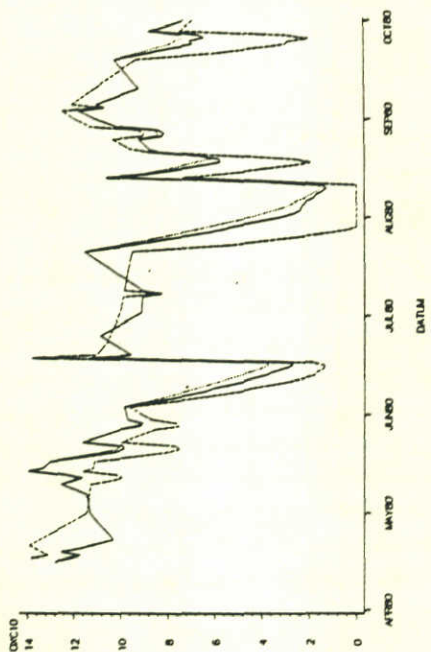
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ZUURSTOF IN MCA OP DIEPTE 31,0 M



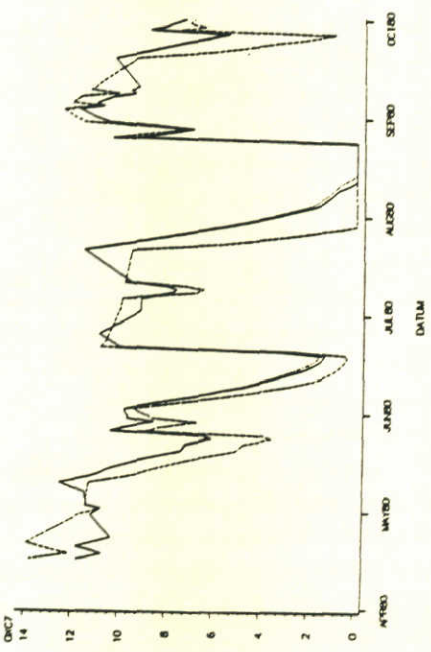
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ZUURSTOF IN MCA OP DIEPTE 40,0 M



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ZUURSTOF IN MCA OP DIEPTE 14,0 M



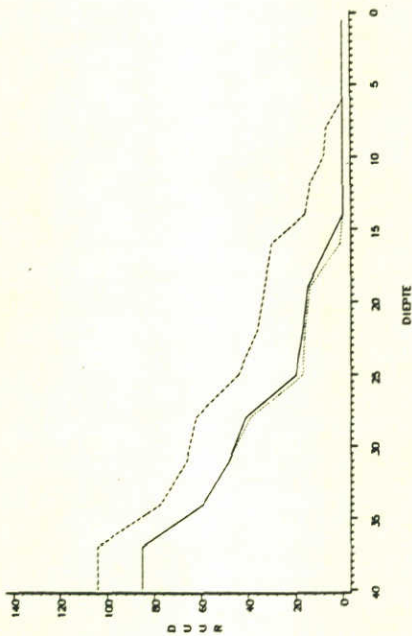
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ZUURSTOF IN MCA OP DIEPTE 22,0 M



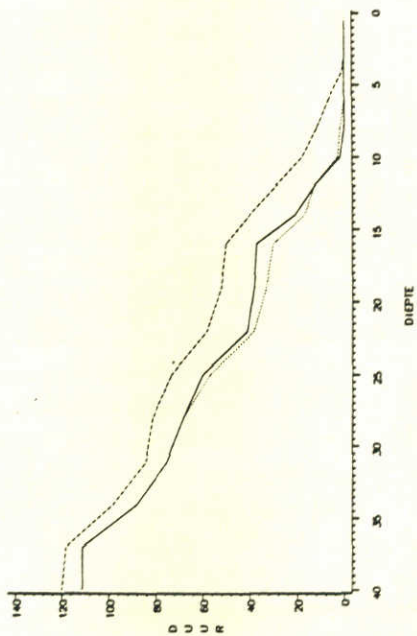
Figuur 5.13 :  
Verloop van de zuurstofconcentratie voor scenario's 3C (-) en 3D (--), en de nominale situatie 0C (...) op een viertal karakteristieke diepte-niveaus.



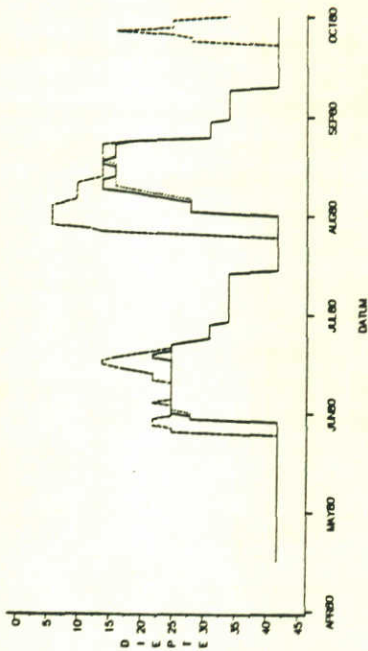
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 1 MG/L ZWELFUR



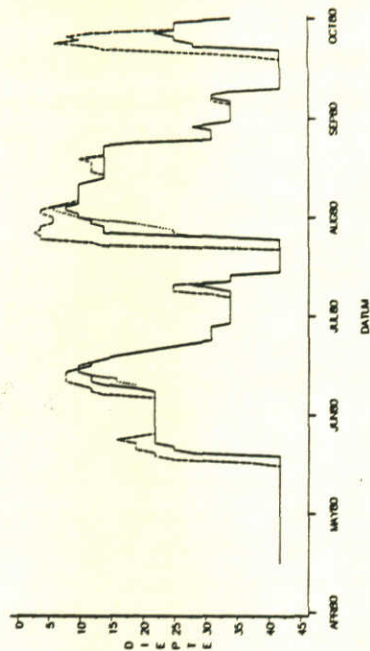
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 5 MG/L ZWELFUR



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 1 MG/L ZWELFUR

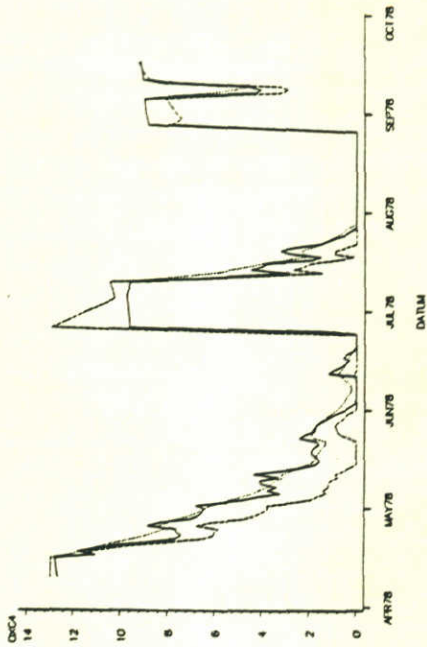


SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 5 MG/L ZWELFUR

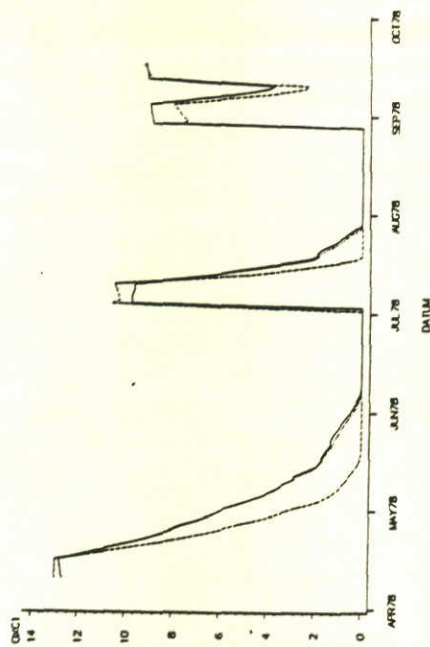


Figuur 5.14 :  
Onderschrijdingsduur en -diepte voor 1 en 5 mg O<sub>2</sub>/l bij  
scenario's 3C (-) en 3D (--), en nominale situatie OC (...).

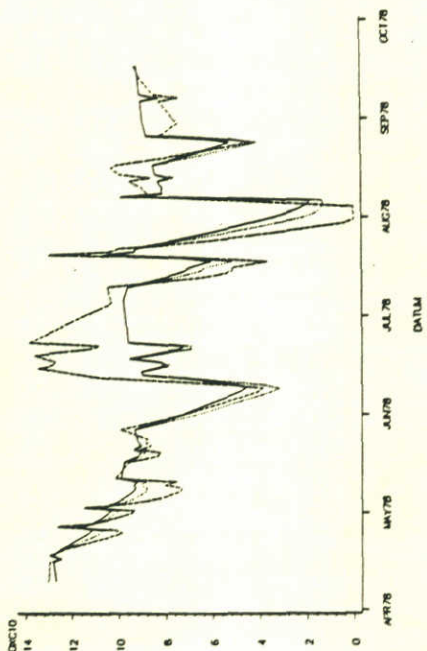
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 31,0 M.



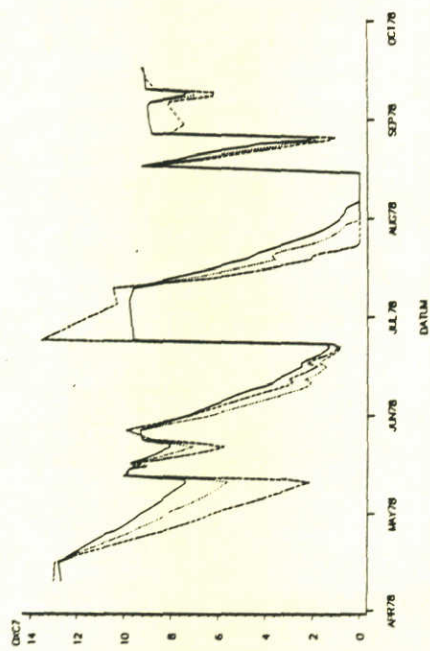
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 40,0 M.



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 14,0 M.



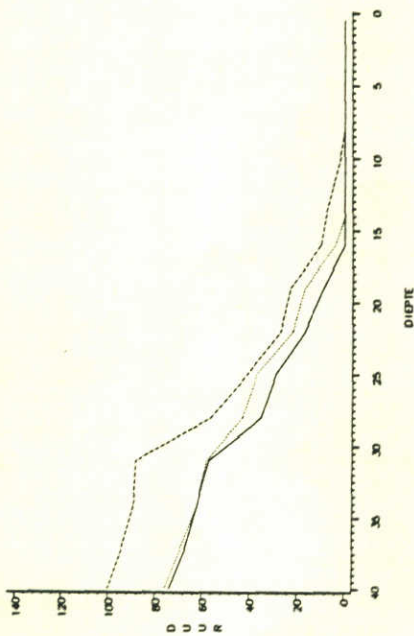
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT - 1 1978  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 22,0 M.



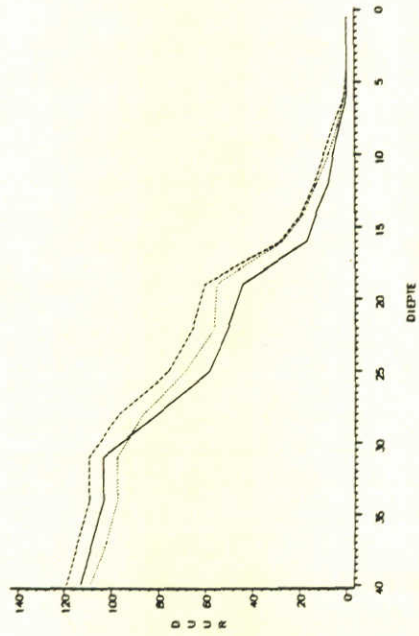
Figuur 5.15 :  
Verloop van de zuurstofconcentratie voor scenario's 4A (-)  
en 4B (--), en de nominale situatie 0A (...) op een viertal  
karakteristieke diepte-niveaus.



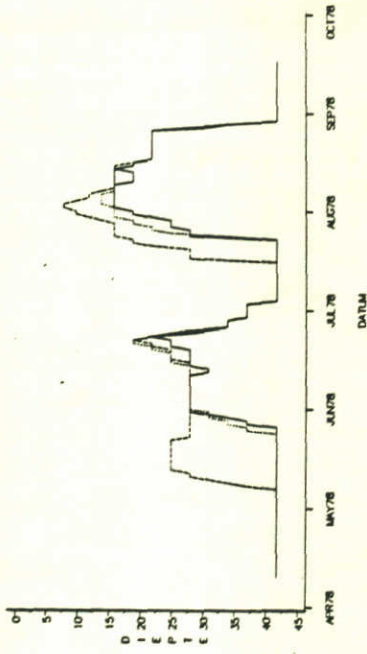
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
 ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 1 MG/L ZWELFUR



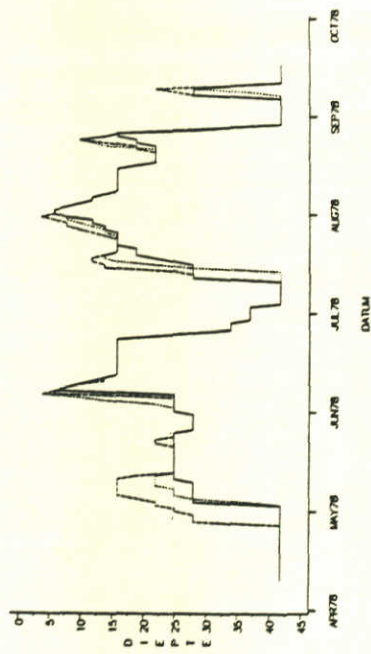
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
 ONDSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 5 MG/L ZWELFUR



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
 DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 1 MG/L ZWELFUR

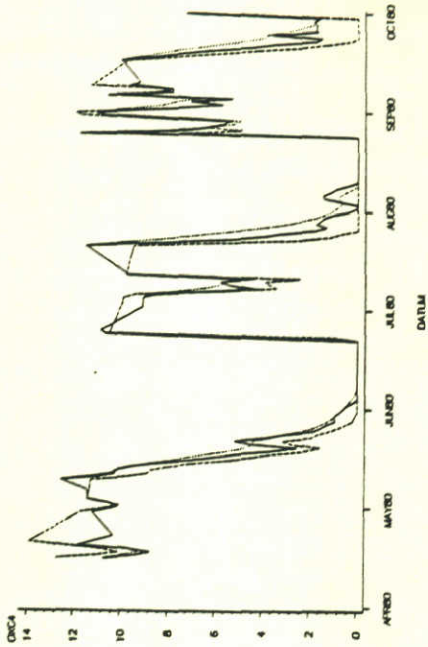


SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1978  
 DIEPTE (M) ONDSCHRIJDING 5 MG/L ZWELFUR

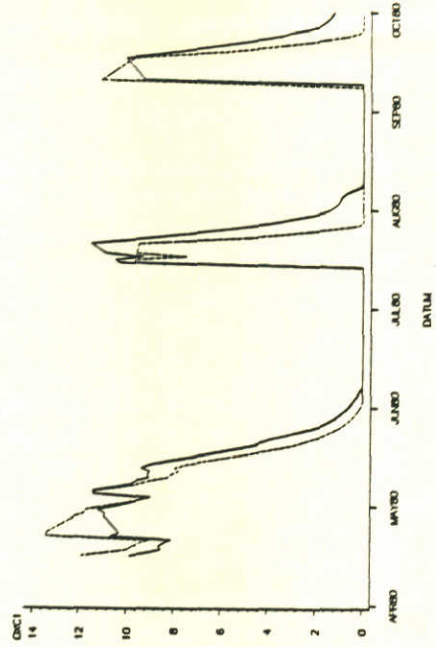


Figuur 5.16 :  
 Onderschrijdingsduur en -diepte voor 1 en 5 mg O<sub>2</sub>/l bij  
 scenario's 4A (-) en 4B (--), en nominale situatie 0A (...).

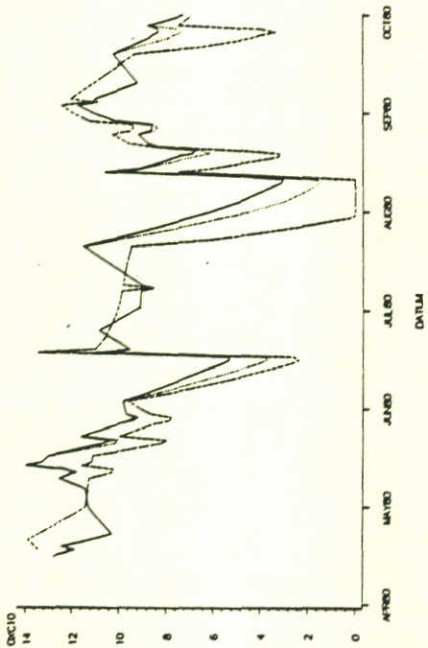
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT -1 1980  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 31.0 M.



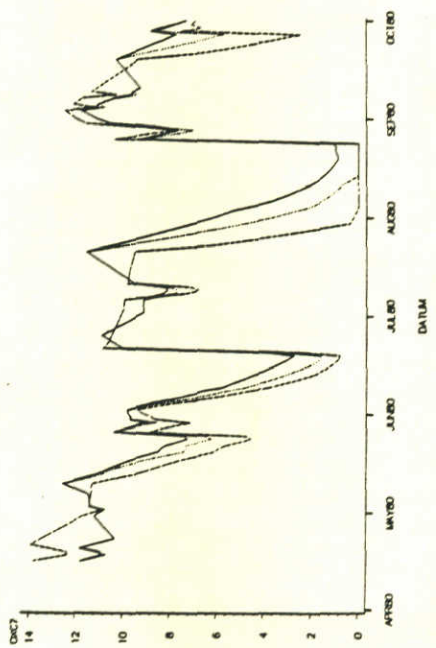
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT -1 1980  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 40.0 M.



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT -1 1980  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 14.0 M.



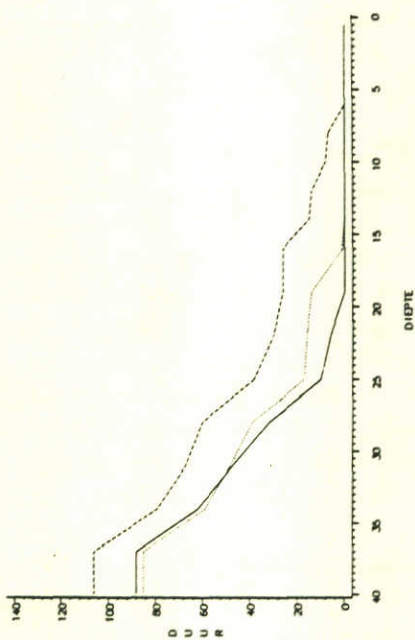
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT -1 1980  
ZUURSTOF IN MG/L OP DIEPTE 23.0 M.



Figuur 5.17 :  
Verloop van de zuurstofconcentratie voor scenario's 4C (-) en 4D (--) en de nominale situatie OC (...) op een viertal karakteristieke diepte-niveaus.



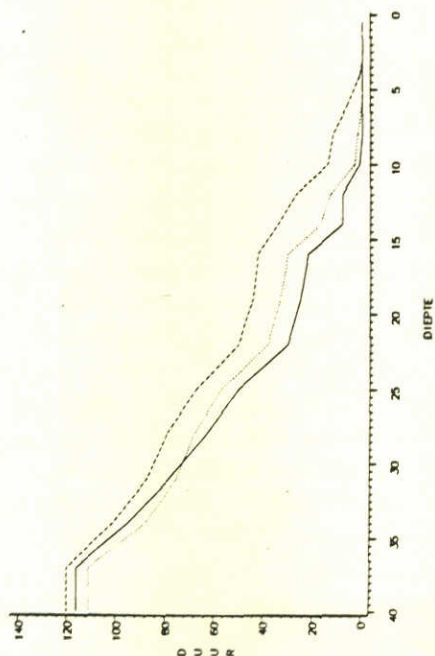
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
 ONDERSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 1 MG/L ZILKSTOF



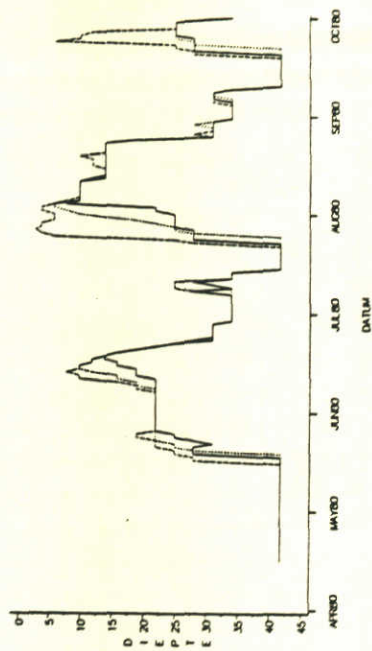
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
 DIEPTE (M) ONDERSCHRIJDING 1 MG/L ZILKSTOF



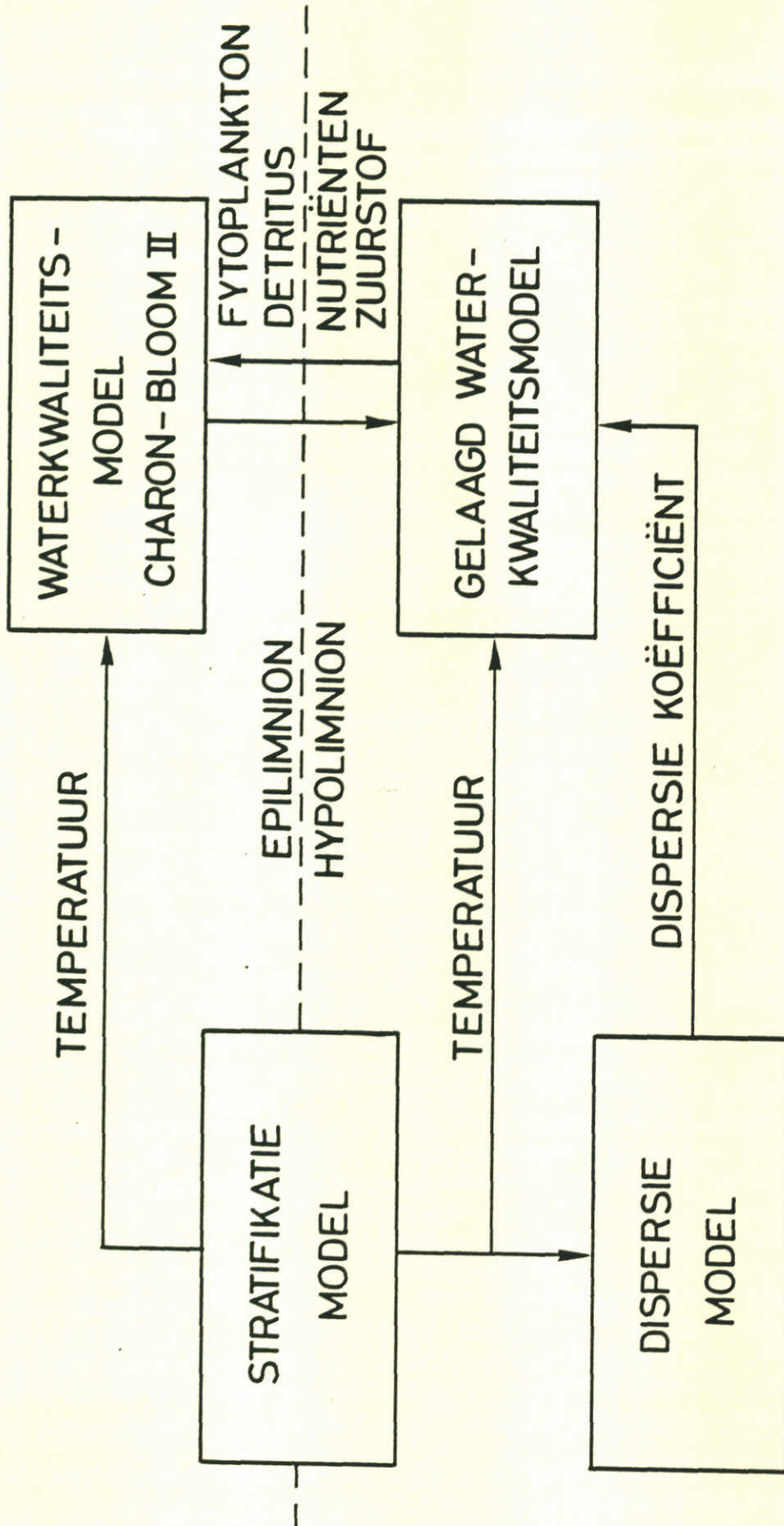
SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
 ONDERSCHRIJDINGSDUUR (D) VOOR 5 MG/L ZILKSTOF



SCENARIO VERSUS NOMINAAL IJMEERPUT-1 1980  
 DIEPTE (M) ONDERSCHRIJDING 5 MG/L ZILKSTOF



Figuur 5.18 :  
 Onderschrijdingsduur en -diepte voor 1 en 5 mg O<sub>2</sub>/l bij  
 scenario's 4C (-) en 4D (--), en nominale situatie OC (...).



Figuur 6.1 :  
 Overzicht van een mogelijk toekomstig modelpakket voor de  
 waterkwaliteit van gestratificeerde systemen.



## APPENDIX : WINDINVLOED OP HET WATEROPPERVLAK

### 1 Snelheidsverdeling

Uit experimenten zowel op laboratoriumschaal als in het veld is aangetoond dat de snelheidsverdeling van het meegesleurde water analogiën vertoont met de stroming langs een vaste wand. Mede omdat, na een klein inloopgebied, de oppervlakte snelheid vrijwel constant is te beschouwen, kan de stroming t.g.v. wind worden gezien als een stroming, die ontstaat indien er een vlakke plaat over het oppervlak wordt getrokken. Door wrijving zal het water dicht bij het oppervlak worden meegesleurd. De stroming die ontstaat in een oneindig medium is voor te stellen zoals is geschetst in figuur 1.

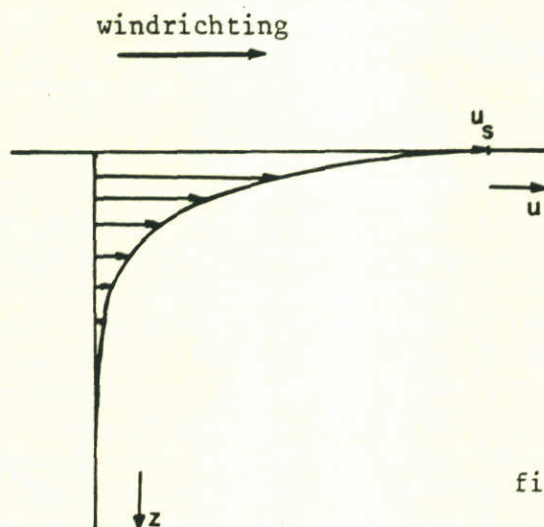


fig. 1 meesleuring van water tengevolge van wind in oneindig medium

Uit metingen (zie o.a. Wu (1)) blijkt dat het snelheidsprofiel op eenzelfde wijze kan worden beschreven als door Prandtl is afgeleid voor turbulente stroming langs een vaste wand. De snelheidsverdeling is op basis hiervan gelijk aan:

$$u = u_s - \frac{u_*}{\kappa} \ln \frac{z}{z_0} \quad (2.1)$$

$u_s$  is hierbij de oppervlaktesnelheid,  $\kappa$  is de constante van Karman ( $\approx 0,40$ ),  $z_0$  is de zgn. ruwheidshoogte (orde van grootte  $10^{-5}$  m),  $u_*$  is de schuifspanningssnelheid die per definitie gelijk is aan:

$$u_* = \sqrt{\frac{\tau_s}{\rho_w}} \quad (2.2)$$

$\tau_s$  is dat deel van de door de wind op het oppervlak uitgeoefende schuifspanning dat zorgt voor de stroming in het water,  $\rho_w$  is de dichtheid van het water.

In een meer met eindige diepte en afmetingen zal t.g.v. opstuwing een drukgradiënt in het meer ontstaan waardoor het water terug zal stromen. Stellen we dat deze terugstroming min of meer te beschouwen is als een propstroming, dan is de snelheidsverdeling gelijk aan:

$$u = u'_s - \frac{u_*}{\kappa} \ln \frac{z}{z_0} \quad (2.3)$$

Waarbij  $u'_s$  de werkelijke oppervlakte snelheid is. Deze is dus gelijk aan  $u'_s = u_s - u_{\text{terug}}$  (zie figuur 2).

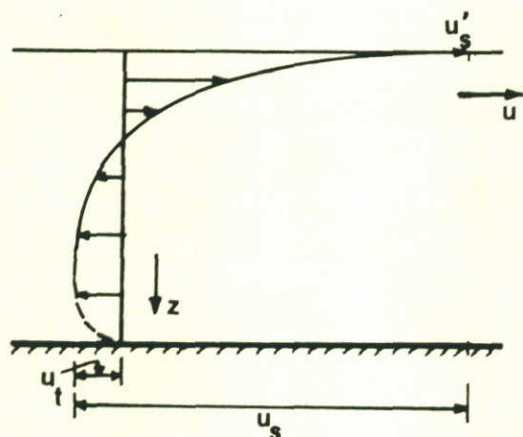


fig. 2 snelheidsverdeling bij eindige waterdiepte

## 2 Schuifspanningsverdeling

Veelal wordt aangenomen dat de schuifspanningsverdeling over een bepaalde indringdiepte bij benadering als lineair kan worden beschouwd, hetgeen tevens blijkt uit enkele laboratoriummetingen. In ondiepe meren ( $H < 2,5$  m) met voldoende strijklengte kan voor deze diepte veelal de bodemdiepte worden genomen zodat,

$$\tau = (\tau_s + \tau_b) \left(1 - \frac{z}{H}\right) - \tau_b \quad (2.4)$$

Aangezien over het algemeen de bodemschuifspanning  $\tau_b$  qua orde van grootte kleiner is dan  $0,1 \tau_s$ , kan voor een beschouwing van het gebied dicht onder het oppervlak deze betrekking worden vereenvoudigd tot:

$$\tau = \tau_s \left(1 - \frac{z}{H}\right) \quad (2.5)$$



Opmerking:

Bij diepe meren en/of korte strijklengte moet inplaats van de diepte H een zgn. indringdiepte H' worden genomen. De grootte van deze indringdiepte is afhankelijk van de strijklengte en de windsnelheid.

Indien de invloedssfeer van de wind wordt beperkt door een dichtheidssprong in het water, dan is bij geringe diepte de indringdiepte gelijk te stellen aan de dikte van de bovenlaag.

Bij grote strijklengte (bijv. oceanen) wordt voor de indringdiepte veelal de "depth of frictional resistance" genomen, die wordt bepaald door coriolis invloeden (Ekman laag).

### 3 Turbulente viskositeit, diffusie

In analogie met de schuifspanning in laminaire stromingen wordt over het algemeen de turbulente schuifspanning gerelateerd aan de snelheidsgradient volgens:

$$\tau = \epsilon_z \rho_w \frac{\partial u}{\partial z} \quad (2.6)$$

waarbij  $\epsilon_z$  de schijnbare viskositeit voor de z-richting voorstelt.

Uit vgl.(2.3) volgt dat

$$\frac{\partial u}{\partial z} = \frac{u_*}{\kappa z} \quad (2.7)$$

Substitutie van de vgl. (2.2), (2.5) en (2.7) in vgl. (2.6) geeft

$$\epsilon_z = \kappa u_* z \left(1 - \frac{z}{H}\right) \quad (2.8)$$

Het verloop van  $\epsilon_z$  is afgebeeld in figuur 3.

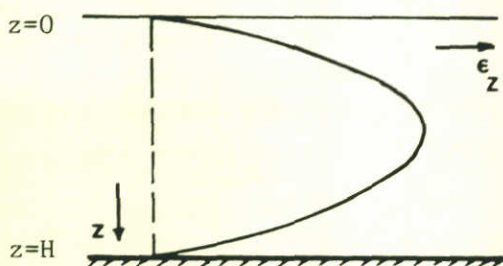


fig. 3 verloop van de viskositeit voor de z-richting over de diepte (vgl. 2.8)

Wordt bovenstaand resultaat vergeleken met de gemeten stroming in een open kanaal, dan blijkt het verloop van de viskositeit hiermee in overeenstemming te zijn.

Een belangrijk verschil is echter dat bij de kanaalstroming  $u_*$  bepaald wordt door de bodemschuifspanning terwijl bij de stroming t.g.v. wind  $u_*$  wordt bepaald door de schuifspanning aan het oppervlak. Dit impliceert tevens dat bij kanaalstroming het verloop  $z < \frac{1}{3} H$  onzeker is, terwijl voor windstroming het verloop voor  $z > \frac{2}{3} H$  vermoedelijk af zal wijken van het in figuur 3 getekende verloop. Dit omdat zowel ten aanzien van het snelheidsprofiel als de schuifspanningsverdeling de bodeminvloed buiten beschouwing is gelaten.

De hierboven berekende schijnbare viskositeit is eigenlijk opgebouwd uit de som van de moleculaire viskositeit ( $\nu$ ) en een zuiver turbulente viskositeit. Aangezien de viskositeit echter niet kleiner kan worden dan de grootte van de moleculaire viskositeit zullen dus ook dicht onder het oppervlak afwijkingen optreden ten aanzien van het verloop volgens vgl.(2.8). Voor de geldigheid van deze vergelijking moet worden geëist dat,

$$\epsilon_z > \nu$$

aan deze voorwaarde wordt bij het oppervlak voldaan voor,

$$z > \frac{\nu}{\kappa u_*}$$

Bij afwezigheid van dichtheidsverschillen over de vertikaal (geen gelaagdheid) wordt bij turbulente stromingen over het algemeen aangenomen dat de grootte van de diffusiecoëfficiënt gelijk is aan de grootte van de schijnbare viskositeit. De grootte van de verticale diffusiecoëfficiënt is dus eveneens bepaald door vgl.(2.8).

#### 4 Energie-dissipatie

Aangezien vele theoretische betrekkingen voor reaeratie zijn gerelateerd aan energie-dissipatie, is nagegaan waaraan deze voor windstroming gelijk is te stellen. Vrij algemeen wordt aangenomen dat de lokale energie dissipatie gelijk is aan de energieproduktie.

$$E = \frac{\tau}{\rho_w} \frac{\partial u}{\partial z} \quad (2.9)$$

Substitutie van de vergelijkingen (2.2), (2.5) en (2.7) geeft,

$$E = \frac{u_*^3}{\kappa z} \left(1 - \frac{z}{H}\right) \quad (2.10)$$



Ter plaatse van het oppervlak is de grootte van de dissipatie dus onbepaald. Men moet zich hierbij echter realiseren dat vgl.(2.7) en dus vgl.(2.10) slechts geldt voor  $z \geq z_0$ .

Bovenstaand resultaat is in overeenstemming met Phillips (4) die stelt dat dicht onder het oppervlak de energie-dissipatie evenredig is met  $\frac{u_*^3}{z}$

### 5 Literatuurgegevens

Uit een literatuurverzameling van Wu(5) blijkt dat voor veldomstandigheden de schuifspanning die de wind uitoefent op het wateroppervlak vrij goed te beschrijven is door de relatie,

$$\tau_0 = 0,5 \cdot 10^{-3} \rho_a W_{10}^{2,5} \quad 1 \text{ m/s} < W_{10} < 15 \text{ m/s} \quad (2.11)$$

$\rho_a$  is de dichtheid van lucht,  $W_{10}$  is de windsnelheid op 10 m boven het wateroppervlak.

Veelal wordt verondersteld dat ca. 20% van deze schuifspanning 'verloren' gaat in het opwekken c.q. in stand houden van golven, zodat de schuifspanning die het water doet stromen gelijk is aan,

$$\tau_s = 0,8 \tau_0 \quad (2.12)$$

Met vgl.(2.2) en (2.11) en  $\rho_a = 1,24 \text{ kg/m}^3$  en  $\rho_w = 1000 \text{ kg/m}^3$  volgt hieruit,

$$u_* = 7 \cdot 10^{-4} W_{10}^{1,25} \quad (2.13)$$

De oppervlaktesnelheid  $u'_s$  wordt veelal gelijk gesteld aan

$$u'_s \approx 0,03 W_{10} \quad (2.14)$$

terwijl qua orde van grootte de terugstroming ( $u_t$ ) gelijk is aan ca.  $0,1 \cdot u_s$ .

p.o. box 177

2600 mh delft

the netherlands