Mp
25-4

Witteveen + Bos

Waterschap Reest en Wieden

Systeemanalyse en integrale evaluatie proefproject Schutsloterwijde

Witteveen+Bos
van Twickelostraat 2
postbus 233
7400 AE Deventer
telefoon 0570 69 79 11
telefax 0570 69 73 44

Witteveen+Bos

Waterschap Reest en Wieden

Systeemanalyse en integrale evaluatie proefproject Schutsloterwijde

referentie	projectcode	status
MP25-4/bote/004	MP25-4	definitief
projectleider	**projectdirecteur**	**datum**
dr. G. Kruitwagen	drs. M. Klinge	1 oktober 2009

autorisatie	naam	paraaf
goedgekeurd	drs. M. Klinge	

Witteveen+Bos
van Twickelostraat 2
postbus 233
7400 AE Deventer
telefoon 0570 69 79 11
telefax 0570 69 73 44

Het kwaliteitsmanagementsysteem van Witteveen+Bos is gecertificeerd volgens ISO 9001 : 2000

© Witteveen+Bos
Niets uit dit bestek/drukwerk mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze dan ook zonder voorafgaande toestemming van Witteveen+Bos Raadgevende ingenieurs B.V., noch mag het zonder een dergelijke toestemming worden gebruikt voor enig ander werk dan waarvoor het is vervaardigd.

19u002

INHOUDSOPGAVE **blz.**

1. INLEIDING **1**
1.1. Aanleiding en doel 1
1.2. Leeswijzer 1

2. ACHTERGRONDEN **2**

3. SYSTEEMANALYSE **5**
3.1. Lange termijn ontwikkelingen 5
3.2. Verloop door het jaar heen 7
3.3. Sturende factoren 9
3.3.1. Beschikbaarheid van fosfaat en stikstof 9
3.3.2. Relatie tussen productiviteit en beschikbaarheid van nutriënten 11
3.3.3. Bepalende factoren voor doorzicht 14
3.4. Waterkwaliteit en visstand 16

4. BODEMONDERZOEK **20**
4.1. Aanpak bodemonderzoek 20
4.2. Resultaten en Discussie 23
4.2.1. Oppervlaktewater 23
4.2.2. Poriewater 25
4.2.3. Bodemanalyses 30
4.2.4. Fosfaatnalevering 35

5. WATER- EN STOFFENBALANSEN **39**
5.1. Gebiedbeschrijving 39
5.2. Aanpak 40
5.2.1. Waterbalans 40
5.2.2. Externe P-belasting 43
5.2.3. Interne P-belasting 44
5.2.4. Kritische P-belasting 47
5.3. Resultaten en bespreking 48
5.3.1. Waterbalans 48
5.3.2. Externe P-belasting 49
5.3.3. Interne P-belasting 50
5.3.4. Kritische P-belasting 52
5.3.5. Confrontatie P-belasting met kritische P-belasting 54

6. SYNTHESE: HET ECOLOGISCH FUNCTIONEREN VAN DE SCHUTSLOTERWIJDE **55**
6.1. Systeemkenmerken en autonome ontwikkeling van de Schutsloterwijde 55
6.2. Effect van uitdunning van de benthivore visstand 55
6.2.1. Verbetering van kansen voor kiemplanten 55
6.2.2. Verbetering van doorzicht 56
6.2.3. Daling van de interne belasting 56
6.3. Verlaging van de interne belasting door baggeren en het legen van diepe putten 56
6.3.1. Effect van baggeren als aanvullende maatregel 56
6.3.2. Effect van het legen van de diepe putten als aanvullende maatregel 57
6.4. Advies met betrekking tot vervolgbeheer 58

7. REFERENTIES **60**

laatste bladzijde **60**

bijlagen		aantal bladzijden
I	Meetresultaten voor bodemmonsters in staafdiagrammen	6

1. INLEIDING

1.1. Aanleiding en doel

De Schutsloterwijde is een laagveenplas in Noordwest-Overijssel die zich als gevolg van eutrofiëring in een troebele toestand bevindt. Ondanks diverse maatregelen om de fosfaatbelasting terug te dringen heeft er nog geen spontane omslag naar een heldere toestand plaatsgevonden.

Waterschap Reest en Wieden heeft besloten om te proberen om een omslag te forceren door de toepassing van beheersvisserijen. Het doel van dit beheer is om, net als bij actief biologisch beheer, de weg vrij te maken voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten (helder water, geen verstoring van de waterbodem). In het najaar van 2007 is gestart met de uitvoering van de beheersvisserijen.

Een tweede maatregel die wordt overwogen betreft het baggeren van de plas. Baggeren zal een evident effect hebben op de waterkwaliteit omdat slib dat niet meer aanwezig is ook niet meer kan opwervelen. Het effect van baggeren op de ecologische toestand hangt echter ook af van de actuele en de potentiële rol die respectievelijk het slib en de hieronder liggende vaste bodem spelen in de fosfaatcyclus van het meer. Het gaat hierbij met name om de mogelijke nalevering van fosfaat naar de waterlaag. Deze interne fosfaatcyclus is op dit moment onbekend.

In opdracht van Waterschap Reest en Wieden heeft Witteveen+Bos een integrale evaluatie van het proefproject rond het ecologisch herstel van de Schutsloterwijde uitgevoerd. Ten behoeve van de evaluatie heeft onderzoekscentrum B-WARE een bodemonderzoek uitgevoerd. Het doel van de uitgevoerde integrale evaluatie en het bodemonderzoek was om inzicht te verkrijgen in de invloed van verschillende factoren op de ecologische waterkwaliteit in de Schutsloterwijde en een inschatting te maken van de effectiviteit van visstandbeheer en baggeren.

De resultaten van het bodemonderzoek en de integrale evaluatie zijn in de voorliggende rapportage beschreven.

1.2. Leeswijzer

De verdere indeling van deze rapportage is als volgt:

- in hoofdstuk 2 wordt de theorie rond het herstel van de ecologische waterkwaliteit weergegeven;
- in hoofdstuk 3 is een analyse van de waterkwaliteit in de Schutsloterwijde gemaakt aan de hand van meetreeksen van diverse parameters;
- in hoofdstuk 4 worden de resultaten van bodemonderzoek gepresenteerd en besproken;
- hoofdstuk 5 beschrijft de water- en stoffenbalansen voor de Schutsloterwijde;
- in hoofdstuk 6 worden de resultaten van de voorgaande hoofdstukken in samenhang besproken, worden conclusies getrokken over het functioneren van de Schutsloterwijde en wordt advies gegeven met betrekking tot vervolgbeheer;
- tenslotte worden in hoofdstuk 7 referenties gegeven van de literatuur die bij het opstellen van deze rapportage is geraadpleegd.

2. ACHTERGRONDEN

alternatieve stabiele toestanden

Meren en plassen kunnen verschillende verschijningstoestanden hebben, de uitersten zijn een helder en plantenrijk water aan de ene kant en een troebel, algenrijk en plantenarm water aan de andere kant. Bepalende factor is de nutriëntenbelasting (meestal N en P), een helder water kan omslaan in een troebel systeem bij een hoge nutriëntenbelasting. Beide toestanden zijn echter min of meer stabiel, het systeem biedt weerstand tegen de overgang van de ene toestand naar de andere. Hiervoor zijn meerdere mechanismen verantwoordelijk, een centrale rol daarin spelen de waterplanten in relatie tot algen, watervlooien en vis. Een plantenrijk water blijft helder water doordat de planten nutriënten opnemen en het bodemslib vasthouden. Een algenrijk water blijft troebel doordat algen en opgewerveld bodemslib de terugkeer van planten tegengaan. De vis speelt een belangrijke rol door predatie op watervlooien en via het lichtregime door het opwervelen en 'loshouden' van bodemslib bij het foerageren. Deze mechanismen zorgen ervoor dat een water bij een zelfde nutriëntenbelasting in het ene geval helder is terwijl in het in het andere geval ineen troebele toestand kan verkeren. Deze **alternatieve stabiele toestanden** kunnen lange tijd blijven bestaan, ze kunnen echter ook plotseling in elkaar overgaan door natuurlijke of door de mens geïnduceerde calamiteiten (catastrophic shifts). De theorie rond alternatieve stabiele toestanden is uitgebreid omschreven in de STOWA-publicatie 'Van helder naar troebel... en weer terug' [lit. 11].

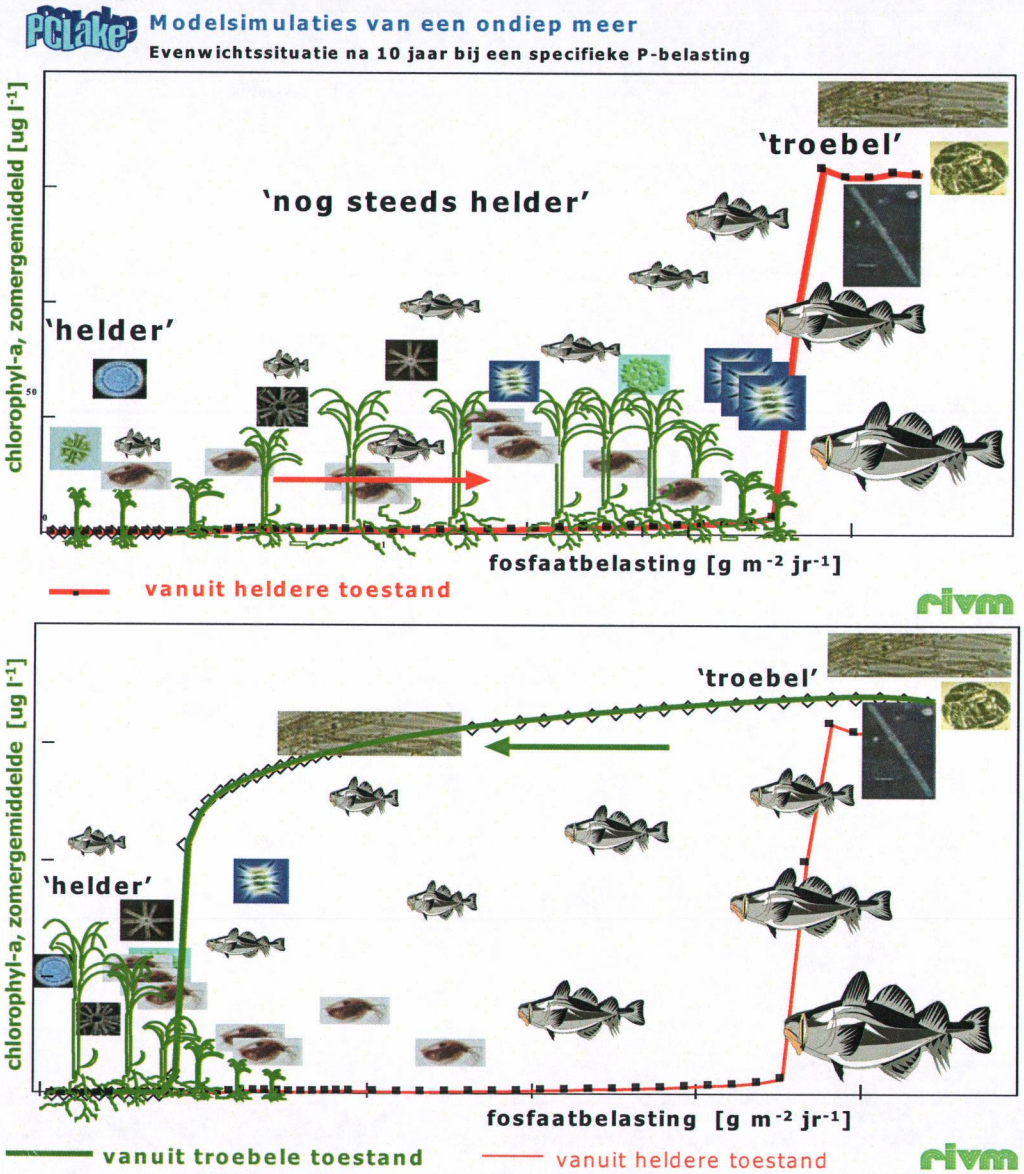
hysterese effect en kritische grenzen

Een belangrijk onderdeel van het concept van alternatieve stabiele toestanden is het **hysterese effect**. Dit effect zorgt er voor dat de weg heen (van een helder naar een troebel systeem) anders is dan de weg terug (van troebel naar helder). Concreet betekent dit dat wanneer een systeem 'omslaat' van helder naar troebel bij het passeren van een bepaalde grens (toename nutriëntenbelasting), het systeem niet automatisch 'terug omslaat' bij een zelfde reductie van de belasting. Dit wordt duidelijk gemaakt in afbeelding 2.1. Deze afbeelding is afkomstig van modelsimulaties met het model PC-lake. Op de verticale as staat de ecologische toestand (helder of troebel) op de horizontale as de nutriëntenbelasting. Bij een toename van de belasting gaat het systeem op een zeker moment over in de troebele toestand, het omslagpunt van troebel naar helder water ligt bij een veel lagere nutriëntenbelasting. Dit effect wordt het hysterese effect genoemd. De nutriëntenbelasting waarbij het systeem omslaat wordt ook wel de **kritische belasting** genoemd, deze is afhankelijk van het uitgangspunt (helder of troebel). De kritische belasting wordt vaak uitgedrukt in de fosfaat- of stikstofbelasting in $mg/m^2/dag$ of $g/m^2/jaar$. De kritische belasting voor meren is onder andere afhankelijk van de volgende factoren:

- strijklengte, kritische belasting neemt af bij toenemende strijklengte;
- diepte, kritische belasting neemt af bij toenemende diepte;
- bodemtype, kritische belasting hoogst voor zand, laagst voor veen, intermediair voor klei;
- moeraszones[1] ,kritische belasting neemt toe bij een groter aandeel moeraszone;
- verblijftijd, kritische belasting neemt toe met een toenemende 'hydrologische belasting' oftewel neemt toe bij een afnemende verblijftijd;
- N/P ratio en visserij.

[1] er is sprake van een (ecologisch functionele) moeraszone als er sprake is van een natuurlijke peilfluctuatie, de zone bij deze peilfluctuatie in de zomer droogvalt en er voldoende uitwisseling is tussen de moeraszone en het open water.

afbeelding 2.1. Alternatieve stabiele toestanden zoals deze worden gemodelleerd met het model PC-Lake



De bovenste afbeelding geeft de omslag van helder naar troebel weer, de onderste afbeelding laat de weg 'terug' zien die niet volgens hetzelfde pad loopt. Naar [lit. 12]

maatregelen ten behoeve van ecologisch herstel

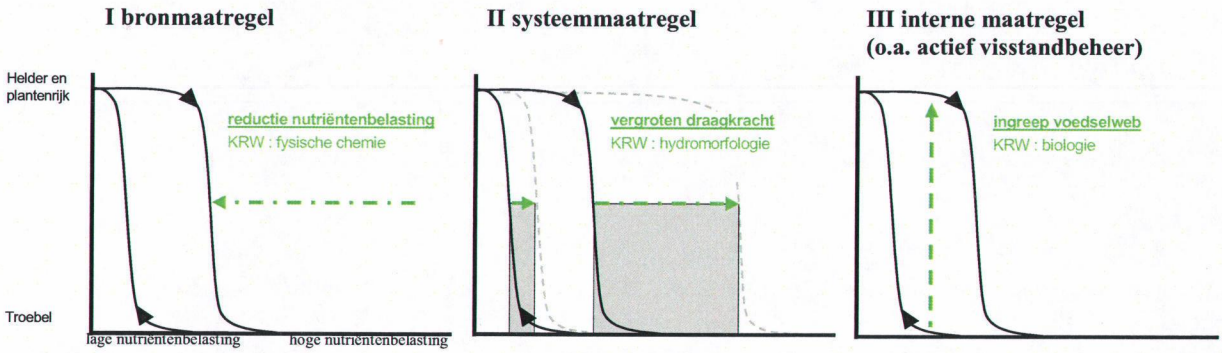
Ecologisch herstel van meren en plassen heeft vaak ten doel om een troebel systeem weer helder te maken. Het ecologisch herstel kan door inzet van verschillende maatregelen bereikt worden. Er kan onderscheid gemaakt worden tussen de volgende typen maatregelen (afbeelding 2.2):

- **bronmaatregelen**. Dit zijn maatregelen die erop gericht zijn om de nutriëntenbelasting te verminderen, waardoor de belasting tot binnen de kritische grenzen wordt gebracht. De kritische grenzen blijven gelijk;
- **systeemmaatregelen**. Door dit type maatregelen wordt de draagkracht van het systeem vergroot, waardoor het omslagpunt bij hogere belastingsniveaus komt te liggen;

- **interne maatregelen**. Door de inzet van deze maatregelen wordt ingegrepen in het voedselweb, waardoor bij een gelijkblijvende belasting een omslag naar de heldere toestand kan worden geforceerd.

In de Ex-ante evaluatie van de Kaderrichtlijn Water die is uitgevoerd door het Milieu en Natuur Planbureau (MNP) wordt geadviseerd eerst de mogelijke bron- en systeemmaatregelen te treffen voordat interne maatregelen worden ingezet [lit. 9]. Het effect van interne maatregelen zal namelijk alleen duurzaam zijn, wanneer de belasting gereduceerd is tot onder het niveau van de kritische belasting voor de omslag van helder naar troebel. Daarboven is de belasting te hoog en zal het systeem (snel) weer omslaan naar troebel. Wanneer echter de belasting ligt tussen beide kritische belastingen kan soms een omslag worden geforceerd door toepassing van interne maatregelen.

afbeelding 2.2. Typen maatregelen in relatie tot de nutriëntenbelasting en kritische grenzen (zwarte pijlen)



De toestand van het water hangt samen met het belastingsniveau. Door maatregelen te treffen kan in de toestand worden ingegrepen. De groene pijlen geven de wijzigingen als gevolg van maatregelen weer.

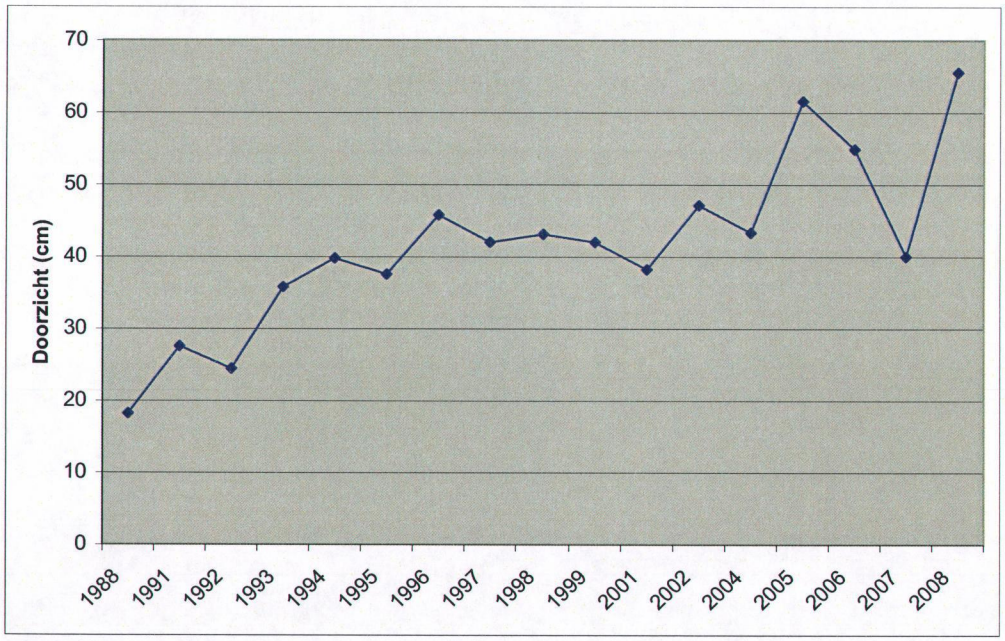
3. SYSTEEMANALYSE

De ecologische systeemanalyse van de Schutsloterwijde heeft tot doel om inzichtelijk te maken welke factoren sturend zijn voor het ecologisch functioneren van de plas. Bij het opstellen van dit hoofdstuk is gebruik gemaakt van de datasets voor fysisch-chemische parameters, fytoplankton, Secchi-metingen en fuikvangsten die door Waterschap Reest en Wieden zijn aangeleverd.

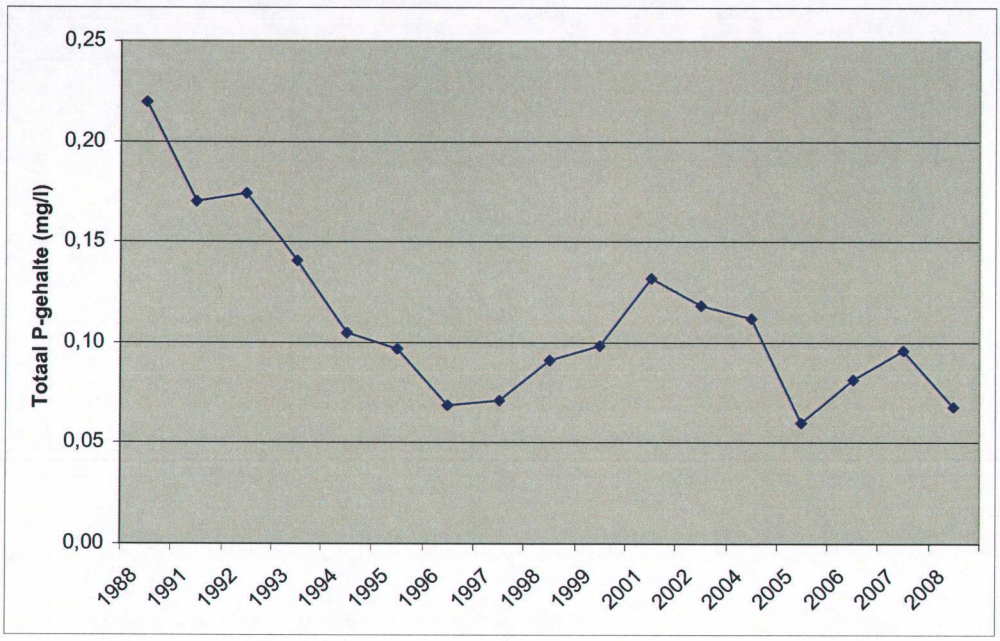
3.1. Lange termijn ontwikkelingen

In afbeelding 3.1. is de ontwikkeling van het doorzicht in de Schutsloterwijde weergegeven voor de periode van 1988 tot 2008. Uit de afbeelding blijkt dat er een duidelijke trend is naar een toenemend doorzicht. Tegelijkertijd met de toename van het doorzicht blijken het totaal fosfaatgehalte (P) en het chlorofyl-a gehalte af te nemen (afbeeldingen 3.2 en 3.3). Afbeelding 3.4 laat zien dat er een duidelijke correlatie tussen het doorzicht en het fosfaatgehalte en chlorofyl-gehalte bestaat. De sterkste toename in het doorzicht en afname in het totaal fosfaat- en chlorofyl-a gehalte is opgetreden in de jaren 1988 tot 1996. Vanaf 1996 vertoont de ontwikkeling van het doorzicht een onregelmatiger beeld en lijken vlakken de fosfaat- en chlorofyl-gehaltes af.

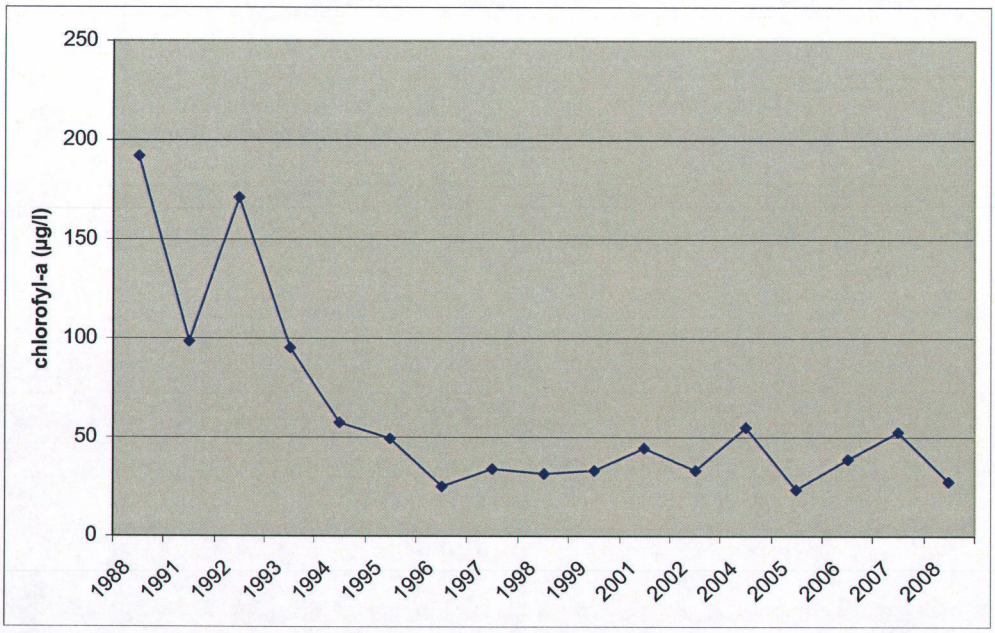
afbeelding 3.1. Ontwikkeling van het doorzicht (zomergemiddelden) in de Schutsloterwijde van 1988 tot 2008



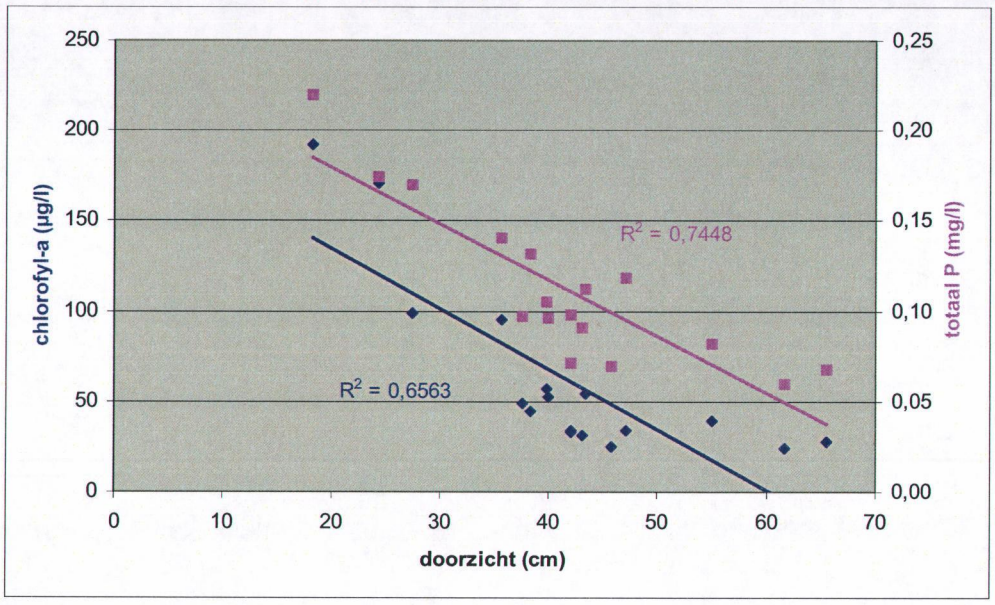
afbeelding 3.2. Ontwikkeling van het totaal fosfaatgehalte (zomergemiddelden) in de Schutsloterwijde van 1988 en 2008



afbeelding 3.3. Ontwikkeling van het chlorofyl-a gehalte (zomergemiddelden) in de Schutsloterwijde van 1988 en 2008



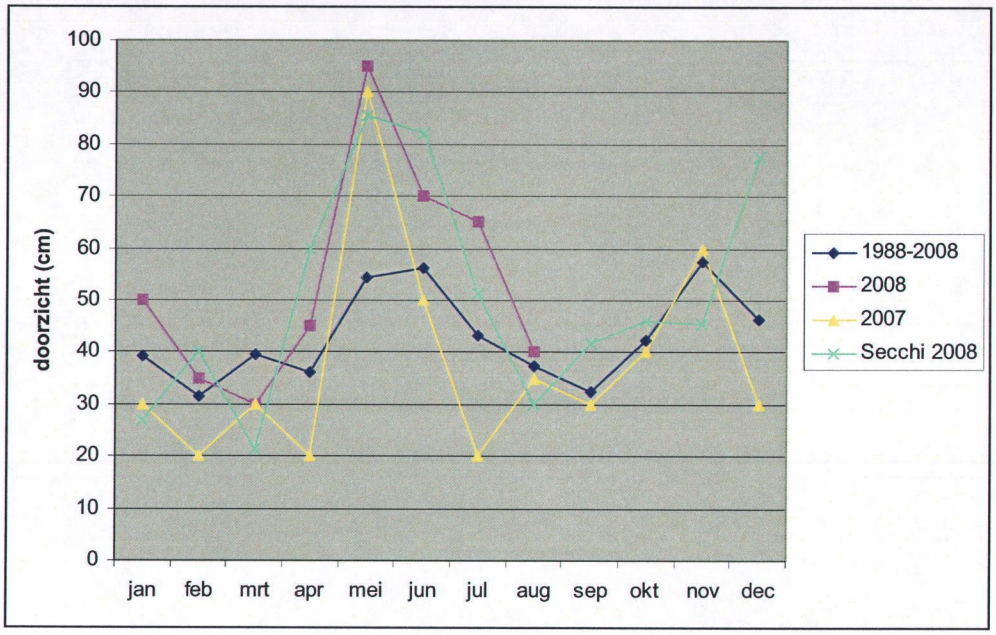
afbeelding 3.4. Relatie tussen de zomergemiddelde waarden voor doorzicht en totaal fosfaat- en chlorofyl a-gehalte in de Schutsloterwijde van 1988 tot 2008



3.2. Verloop door het jaar heen

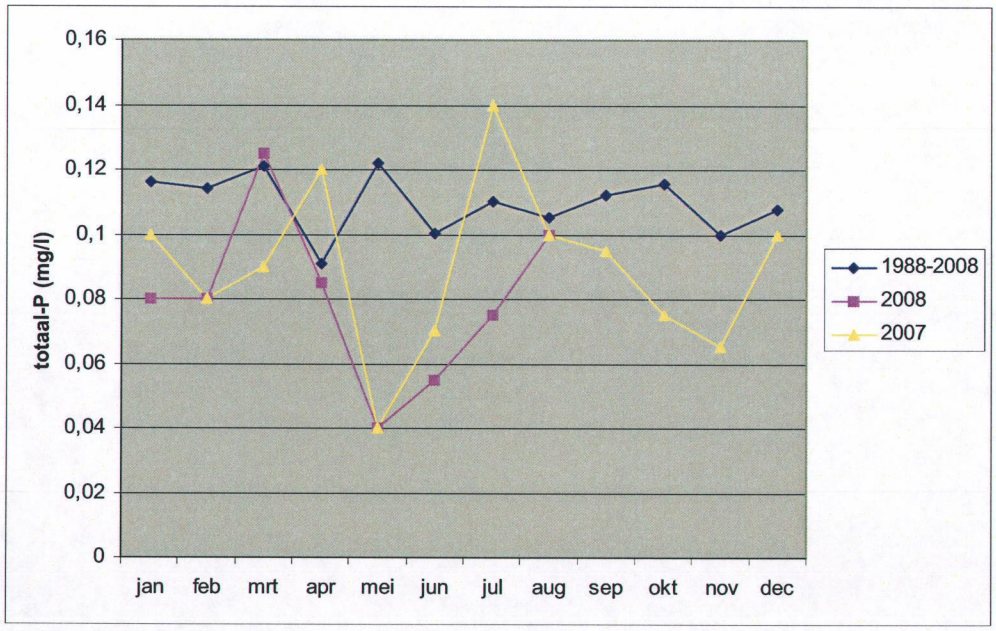
Afbeelding 3.5 laat het verloop van het doorzicht in de Schutsloterwijde gedurende het jaar zien voor zowel de gehele periode van 1988 tot 2008 als voor de jaren 2007 en 2008 afzonderlijk. Uit het gemiddelde over de jaren 1988 tot 2008 blijkt dat het doorzicht gedurende het voorjaar relatief laag blijft, waarna het doorzicht in april-mei toeneemt. In juni-juli neemt het doorzicht vervolgens weer af tot het uitgangsniveau. In oktober-november neemt het doorzicht opnieuw tijdelijk toe. Het doorzicht volgde in de jaren 2007 en 2008 hetzelfde verloop, waarbij in het tweede kwartaal beduidend hogere waarden werden gevonden dan het gemiddelde in de periode 1988-2008. Uit een vergelijking van afbeelding 3.5 met de afbeeldingen 3.6 en 3.7 blijkt dat het hoge doorzicht in het voor- en najaar samenvalt met lage totaal fosfaat- en chlorofylgehaltes.

afbeelding 3.5. Verloop van het doorzicht in de Schutsloterwijde gedurende het jaar (maandgemiddelden)

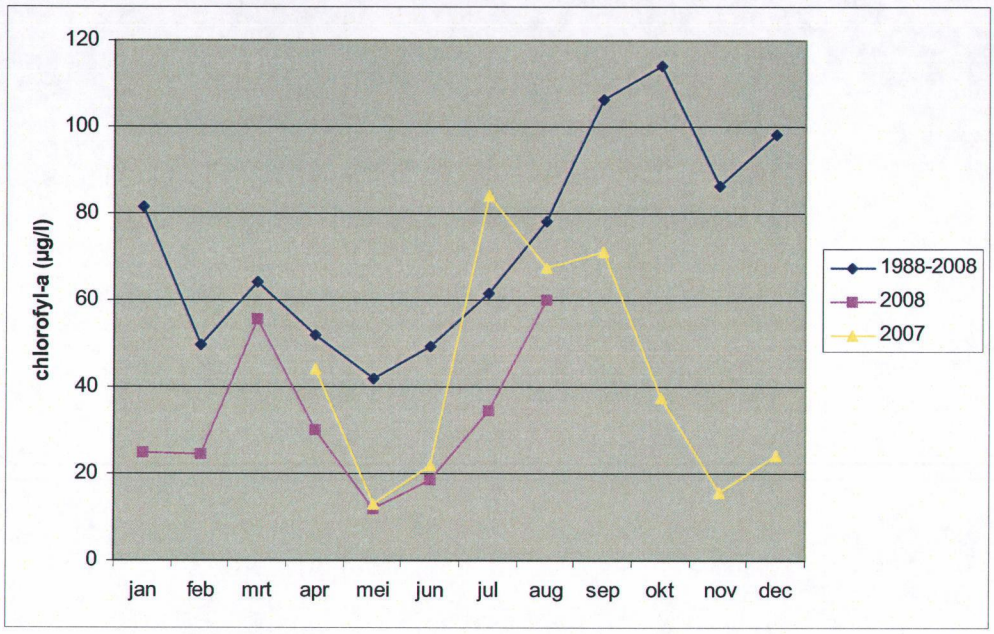


In de afbeelding zijn resultaten van doorzichtmetingen van het waterschap weergegeven, daarnaast zijn de resultaten van Secchi-metingen door Visserijbedrijf Lok in de afbeelding opgenomen

afbeelding 3.6. Verloop van het totaal fosfaatgehalte in de Schutsloterwijde gedurende het jaar (maandgemiddelden)



afbeelding 3.7. Verloop van het chlorofyl-a gehalte in de Schutsloterwijde gedurende het jaar (maandgemiddelden)



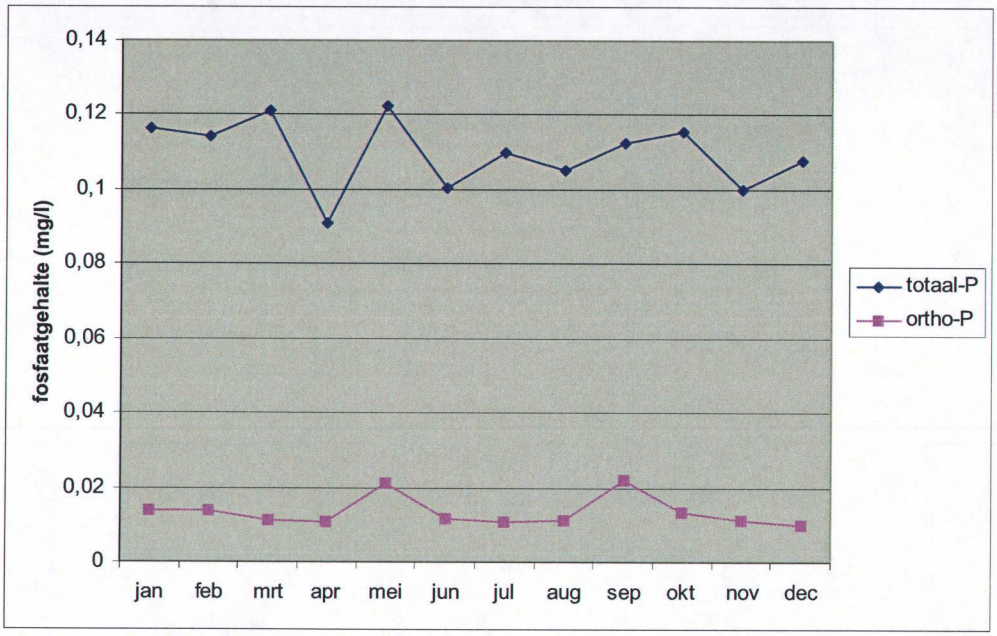
3.3. Sturende factoren

3.3.1. Beschikbaarheid van fosfaat en stikstof

De gehalten aan fosfaat (P) en stikstof (N) zijn in zoet oppervlaktewater een maat voor de productiviteit van een water. De twee voedingsstoffen worden via primaire productie door algen en planten opgenomen in de voedselketen. Er bestaat daardoor ook een duidelijke relatie tussen de voedselrijkdom van een water en de visbiomassa.

De mate waarin fosfaat beschikbaar is voor opname in het voedselweb is naast het totaal P-gehalte afhankelijk van de vorm waarin P aanwezig is. Opgelost P dat vrij beschikbaar is voor opname door algen wordt aangeduid als ortho-P. Totaal-P minus ortho-P is het deel van het fosfaat dat is opgenomen door algen en/of gebonden is aan slibdeeltjes. In afbeelding 3.8 is het verloop van het gehalte aan totaal-P en ortho-P in de Schutsloterwijde door het jaar heen weergegeven. Uit de afbeelding blijkt dat het totaal-P gehalte gedurende het hele jaar dichtbij de onderste detectiegrens ligt en dat het aandeel van ortho-P aan het totaal P-gehalte laag is. De verhoogde waarden in mei en september komen voort uit metingen in 1988 en 1991. Aangezien het totaal-P gehalte sindsdien sterk is afgenomen (afbeelding 3.2) moet geen waarde aan deze verhogingen worden gehecht. Uit het feit dat het ortho-P gehalte gedurende het hele jaar heel laag is, blijkt dat er slechts in beperkte mate vrij beschikbaar P aanwezig is.

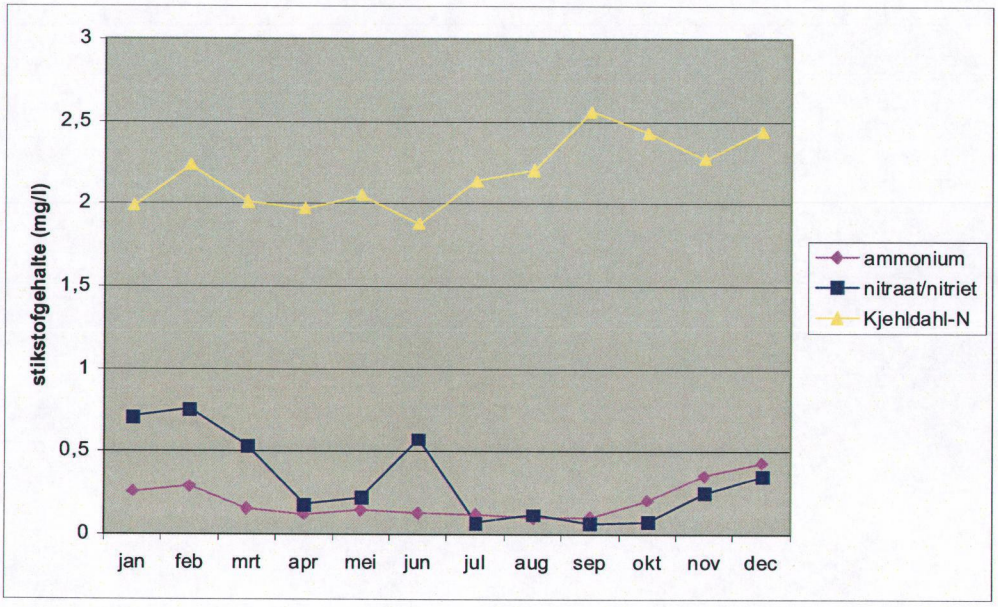
afbeelding 3.8. Gemiddelde waarden per maand over de periode 1988-2008 voor totaal-P en ortho-P in de Schutsloterwijde



De detectiegrens voor ortho-P is 0,01 mg/l

In afbeelding 3.9 is het verloop van het gehalte van verschillende vormen van stikstof in de Schutsloterwijde weergegeven voor de periode 1988-2008. In de afbeelding zijn organisch gebonden N (Kjeldahl-N) en de vrij voor waterplanten en algen beschikbare vormen nitraat+nitriet en ammonium weergegeven. Uit het verloop van de vrij beschikbare vormen van stikstof blijkt dat de hoeveelheid vrij beschikbaar N in het voorjaar afneemt door opname in planten en algen, waarna gedurende de zomer geen stikstof beschikbaar is voor opname. In het najaar neemt de hoeveelheid vrij beschikbaar stikstof weer geleidelijk toe.

afbeelding 3.9. Gemiddelde waarden per maand over de periode 1988-2008 ammonium, nitraat/nitriet en Kjeldahl-N in de Schutsloterwijde. De detectiegrens voor ammonium is 0,10 mg/l



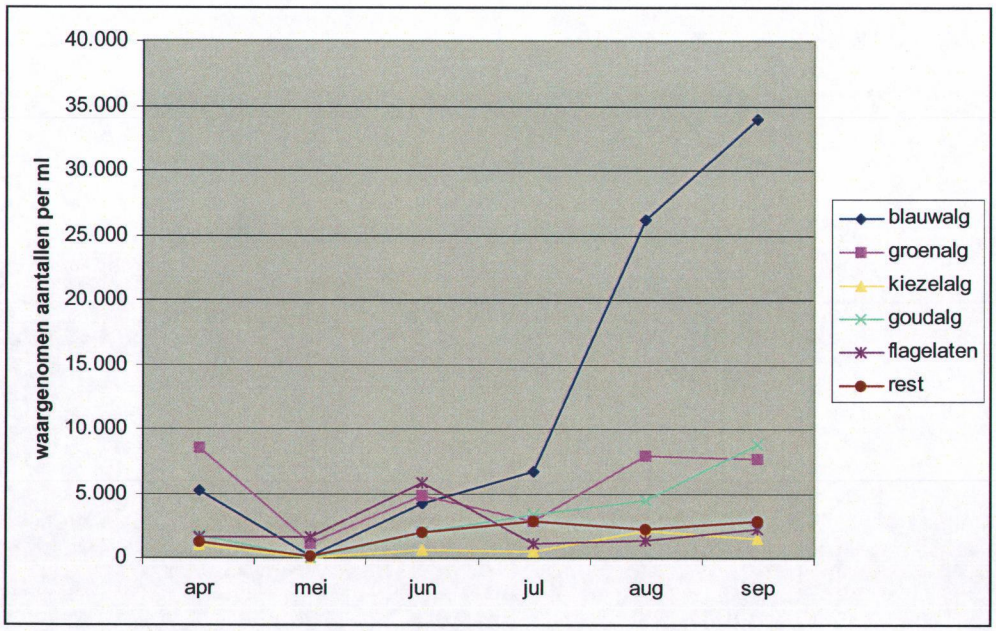
3.3.2. Relatie tussen productiviteit en beschikbaarheid van nutriënten

De lage beschikbaarheid van ortho-P, ammonium en nitraat/nitriet in de Schutsloterwijde lijkt te duiden op limitatie van de productiviteit. Om te onderzoeken of er daadwerkelijk sprake is van P- en N-limitatie voor algengroei kunnen de meetgegevens worden vergeleken met de CUWVO-lijnen. De CUWVO-lijnen zijn afkomstig uit de vierde eutrofiëringsenquête en geven een 95 %-percentiel weer voor de relatie tussen de zomergemiddelden voor totaal P en totaal-N en de bijbehorende maximale chlorofyl-a gehalten.

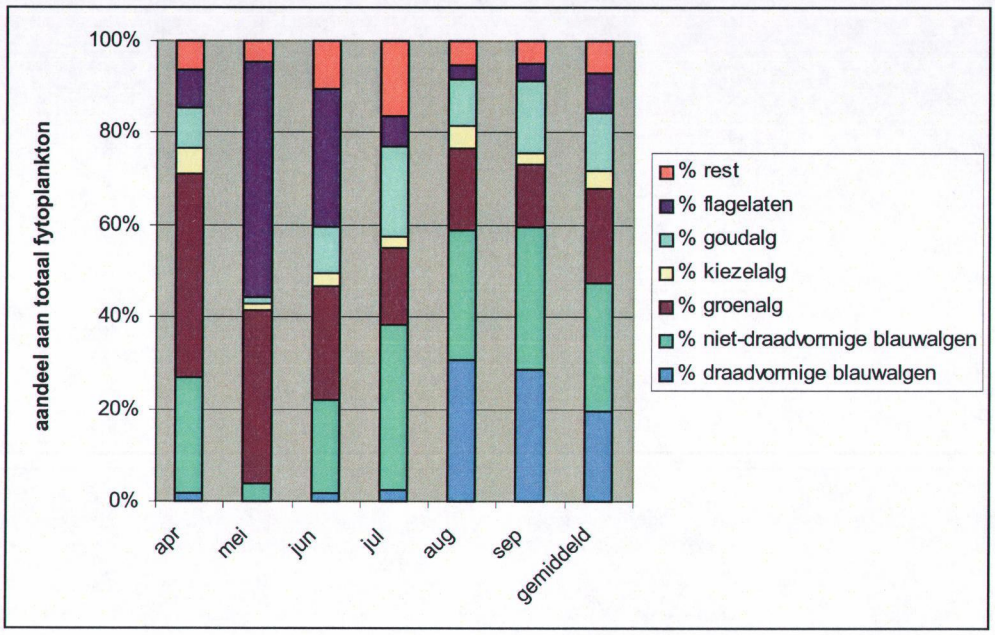
Afhankelijk van de dominante algengroep moeten andere CUWVO-lijnen gebruikt worden. Er wordt onderscheid gemaakt tussen *Microcystis*-gedomineerde systemen (>30 % in het derde kwartaal), systemen met >30 % draadvormige blauwalgen in de zomer en systemen zonder dominantie van draadvormige blauwalgen.

In de afbeeldingen 3.10 en 3.11 is de samenstelling van het fytoplankton in de Schutsloterwijde weergegeven. Uit afbeelding 3.10 blijkt de algenabundantie van april naar mei afneemt en vervolgens voor alle groepen toeneemt. Tussen juni en september neemt vooral de abundantie van blauwalgen toe, waaruit blijkt dat er in 2008 een blauwalgenbloei plaatsvond in de Schutsloterwijde. Afbeelding 3.11 laat zien dat ook het relatieve aandeel van blauwalgen aan het totaal aantal algen toenam. Over het gehele zomerhalfjaar gezien hebben de blauwalgen een aandeel van 47 % aan het totaal aantal algen. Het aandeel van de draadvormige blauwalgen is 19 %. De niet-draadvormige blauwalg *Microcystis* maakte in het derde kwartaal slechts 1 % van het totaal aantal algen uit. Vanwege het lage aandeel van draadvormige blauwalgen en *Microcystis* aan het totaal aantal algen is voor de Schutsloterwijde gebruik gemaakt van de CUWVO-lijnen voor systemen zonder dominantie van draadvormige blauwalgen.

afbeelding 3.10. Aantal waargenomen algen per fytoplankton groep in het zomerhalfjaar van 2008



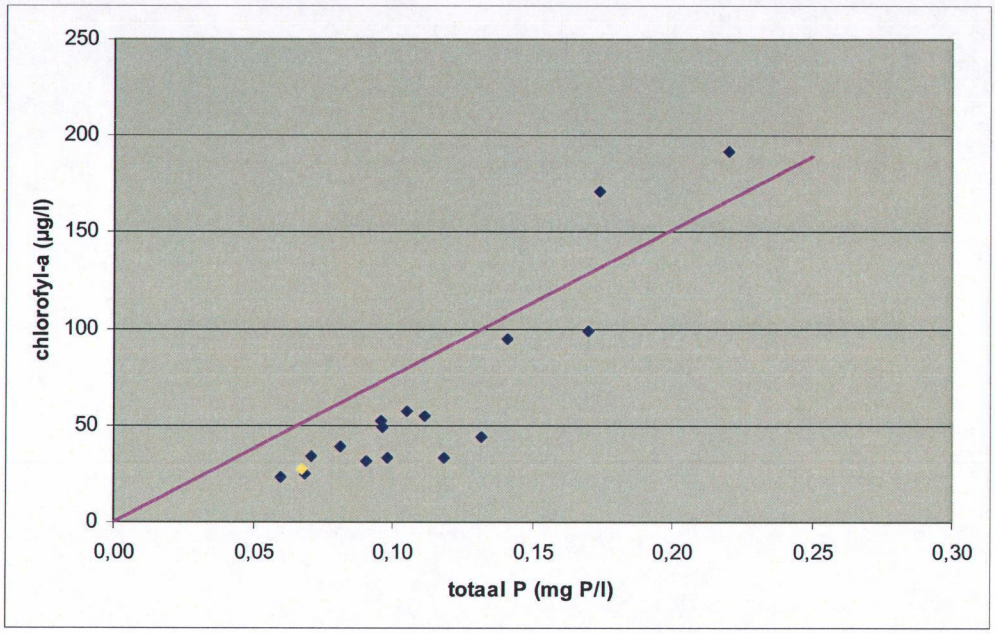
afbeelding 3.11. Aandeel van verschillende fytoplankton groepen aan totaal aantal waargenomen algen in het zomerhalfjaar van 2008



In de afbeeldingen 3.12 en 3.13 is het zomergemiddelde voor chlorofyl-a in de jaren 1988-2008 afgezet tegen respectievelijk het gehalte aan totaal-P en totaal-N. Daarnaast zijn de CUWVO-lijnen voor de ratio's tussen chlorofyl-a en de nutriënten weergegeven. Uit de afbeeldingen komt naar voren dat twee punten boven de lijn gelegen zijn. Deze punten geven de waarden in 1988 en 1992 weer. Voor alle latere jaren vallen de meetwaarden onder de CUWVO-lijnen. Dit laat zien dat de algengroei in de Schutsloterwijde sinds de afname in P- en chlorofyl-gehalte in 1988-1993, ondanks de beperkte beschikbaarheid van ortho-P, ammonium en nitraat/nitriet, niet duidelijk fosfaat of stikstof gelimiteerd is. Punten op of boven de CUWVO-lijnen geven een limitatie weer. Uit de resultaten blijkt dat het fosfaat niet alleen in algen aanwezig is, maar mogelijk in zooplankton of zwevend stof.

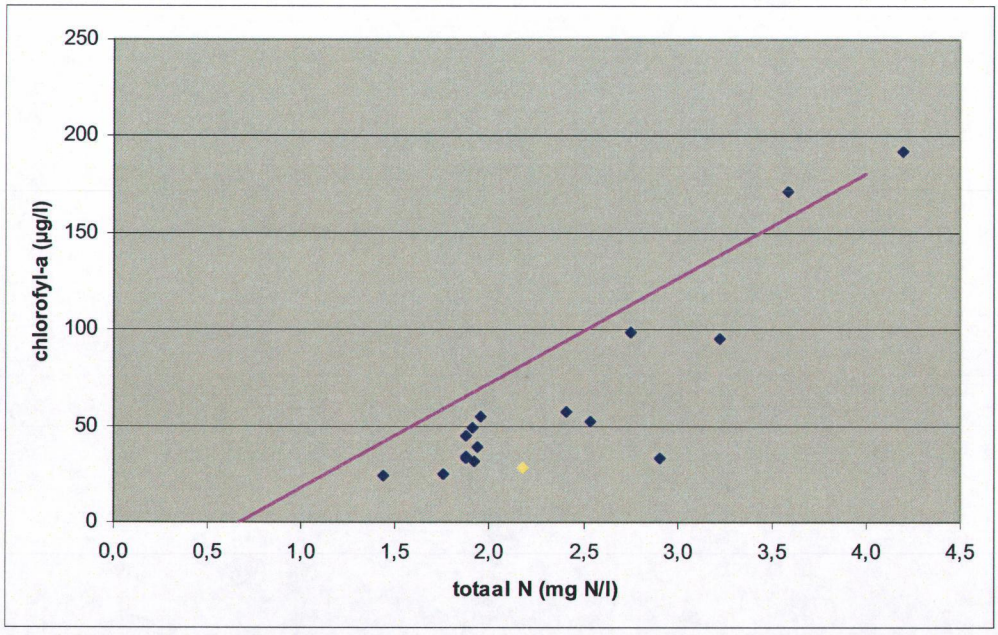
De waarden in de afbeeldingen 3.12 en 3.13 geven zomergemiddelden weer. Tussen de zomermaanden onderling varieert de verhouding tussen de nutriënten- en chlorofyl-a-gehalten. Tijdens de algenbloei in de periode augustus-september (zie afbeelding 3.10) wordt de algengroei in grotere mate gelimiteerd door de nutriëntenbeschikbaarheid dan in de voorafgaande maanden (afbeelding 3.14).

afbeelding 3.12. CUWVO-lijnen voor totaal-P



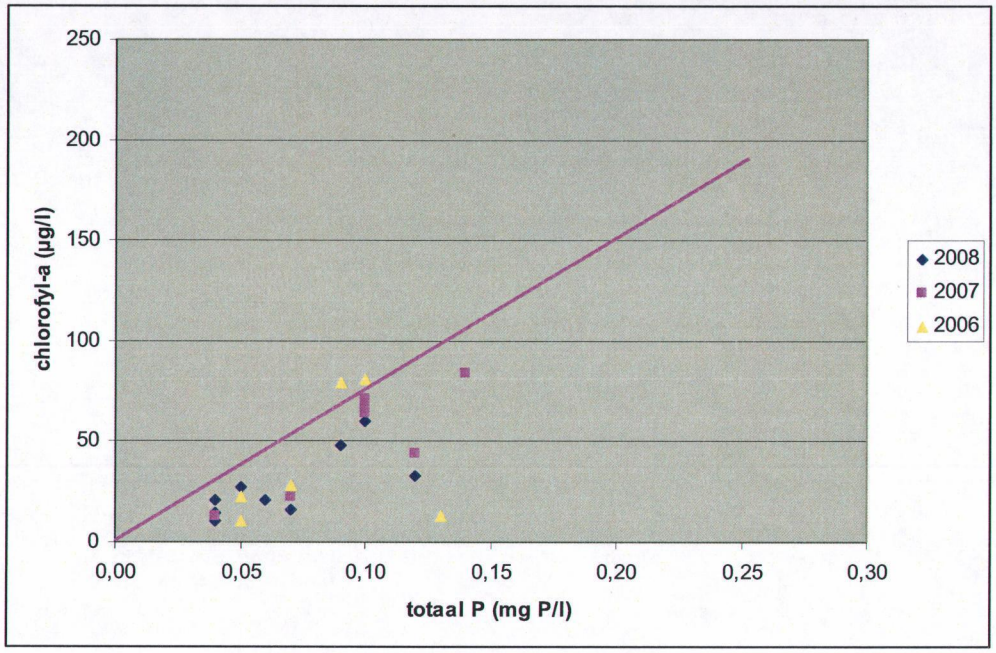
In de afbeelding zijn de zomergemiddelde-waarden voor totaal-fosfaat in de periode 1988 en 2008 afgezet tegen de zomergemiddelde waarden voor chlorofyl-a. Het jaar 2008 is met een geel symbool weergegeven.

afbeelding 3.13. CUWVO-lijnen voor totaal-N



In de afbeelding zijn de zomergemiddelde-waarden voor totaal-N in de periode 1988 en 2008 afgezet tegen de zomergemiddelde waarden voor chlorofyl-a. Het jaar 2008 is met een geel symbool weergegeven.

afbeelding 3.14. Individuele metingen voor totaal-P in de zomermaanden van 2006, 2007 en 2008 afgezet tegen de meetwaarden voor chlorofyl-a in dezelfde maanden



De doorgetrokken lijn geeft CUWVO-lijn voor het zomergemiddelde totaal-P weer. De punten die het dichtst bij de CUWVO-lijn liggen zijn meetwaarden uit de maanden augustus en september.

3.3.3. Bepalende factoren voor doorzicht

Het doorzicht vormt de centrale factor bij het ecologisch herstel van de Schutsloterwijde. Bij een voldoende hoog doorzicht kunnen ondergedoken waterplanten tot ontwikkeling komen en kan de Schutsloterwijde zich tot een stabiel helder systeem ontwikkelen. Er zijn verschillende factoren die kunnen bijdragen aan het doorzicht zijn:

- humuszuren, deze kleuren het water. Humuszuren zijn gedefinieerd als organische stoffen in het filtraat na filtratie over een 0,45 µm membraan. De bijbehorende eenheid is de absorptie bij 380 nm;
- algen. Het gehalte aan chlorofyl-a (in µg-l) is de maat voor de algenbiomassa;
- detritus. Dit zijn zwevende organische deeltjes. De maat voor detritus is het asvrij drooggewicht (mg/l) na filtratie over een filter >0,45 µm;
- anorganisch stof. De maat hiervoor is de gloeirest van deeltjes (mg/l) na filtratie over een filter met een >0,45 µm membraan.

Om de relatie tussen het gehalte aan deze componenten en het doorzicht te bepalen voor de randmeren is het model UITZICHT ontwikkeld [lit. 1]. Het model is als volgt:

1/Secchi-diepte (m) = 0,254 + 0,012 * $a_{humuszuren}$(380) + 0,011 * chlorofyl-a (µg/l) + 0,063 * gloeirest (mg/l) + 0,066 * detritus (mg/l)

In dit model is het doorzicht naast de bovengenoemde factoren afhankelijk van een constante. Deze constante maximeert het doorzicht. Het achtergronddoorzicht van een water wordt bepaald door de constante + de absorptie van de humuszuren. Voor de Schutsloterwijde waren alleen voor 2008 meetwaarden voor humuszuren beschikbaar. In plaats van de humuszuren apart te beschouwen zijn ze beschouwd als onderdeel van het achtergronddoorzicht. Bij de analyses van de waterkwaliteit in de Schutsloterwijde is verder geen onderscheid gemaakt tussen het organisch (detritus) en anorganisch stof (gloeirest). Het totale gehalte aan zwevend stof is wel bepaald. Vanwege het ontbreken van gegevens is een vereenvoudigde versie van het model UITZICHT toegepast voor de Schutsloterwijde:

1/Secchi-diepte (m) = A + B * chlorofyl-a (µg/l) + C * zwevend stof (mg/l)

De coëfficiënten A, B en C zijn met behulp van regressie bepaald voor de Schutsloterwijde. De reden dat de relatie niet voor ieder water gelijk is, komt door verschillen in achtergronddoorzicht en doordat verschillende soorten algen en zwevende deeltjes verschillende absorptiecoëfficiënten hebben.

Calibratie van het vereenvoudigde model UITZICHT voor de Schutsloterwijde met behulp van de gegevens over de periode 1988-2008 levert het volgende model:

1/Secchi-diepte (m) = 0,696 + 0,023 * chlorofyl-a (µg/l) + 0,065 * zwevend stof (mg/l)

De berekende constante in de formule laat zien dat het achtergronddoorzicht (1/constante = Secchi-diepte) voor de Schutsloterwijde ongeveer 1,4 m is.

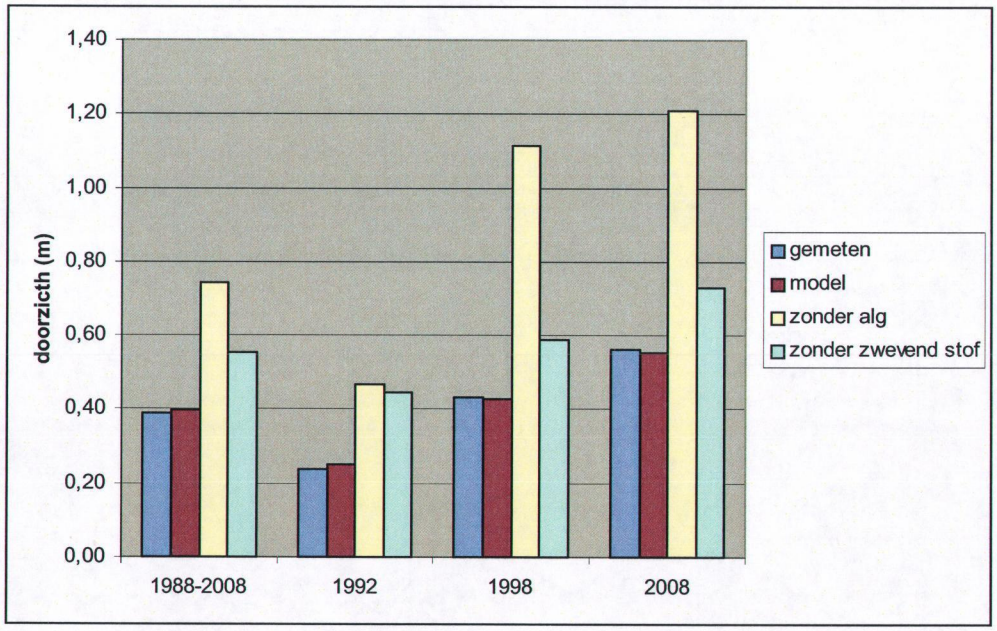
Wanneer alleen wordt uitgegaan van de waarden die in 2008 verkregen zijn luidt het vereenvoudigde model als volg:

1/Secchi-diepte (m) = 0,4336 + 0,036 * chlorofyl-a (µg/l) + 0,039 * zwevend stof (mg/l)

Het achtergronddoorzicht (1/constante = Secchi-diepte) voor de Schutsloterwijde wordt dan gemaximeerd tot ongeveer 2,3 m.

In de afbeelding 3.15 zijn zowel de jaargemiddelden van het gemeten doorzicht als de berekende waarden weergegeven. Uit een vergelijking blijkt dat de berekende waarden een nauwkeurige benadering van de gemeten waarden opleveren. In de afbeelding zijn verder berekende waarden voor het doorzicht opgenomen zonder de invloed van algen of zwevend stof. Deze waarden zijn verkregen door beurtelings de meetwaarden voor chlorofyl-a en zwevend stof op '0' te stellen bij de toepassing van het vereenvoudigde model. Uit afbeelding 3.16 komt naar voren dat de factor algen het grootste effect op het doorzicht heeft. Zonder de invloed van algen zou het doorzicht bijna verdubbelen. Wanneer de hoeveelheid zwevend stof zou dalen zou eveneens een verbetering van het doorzicht worden bereikt. Het effect van de factor zwevend stof is echter kleiner dan het effect van de factor algen.

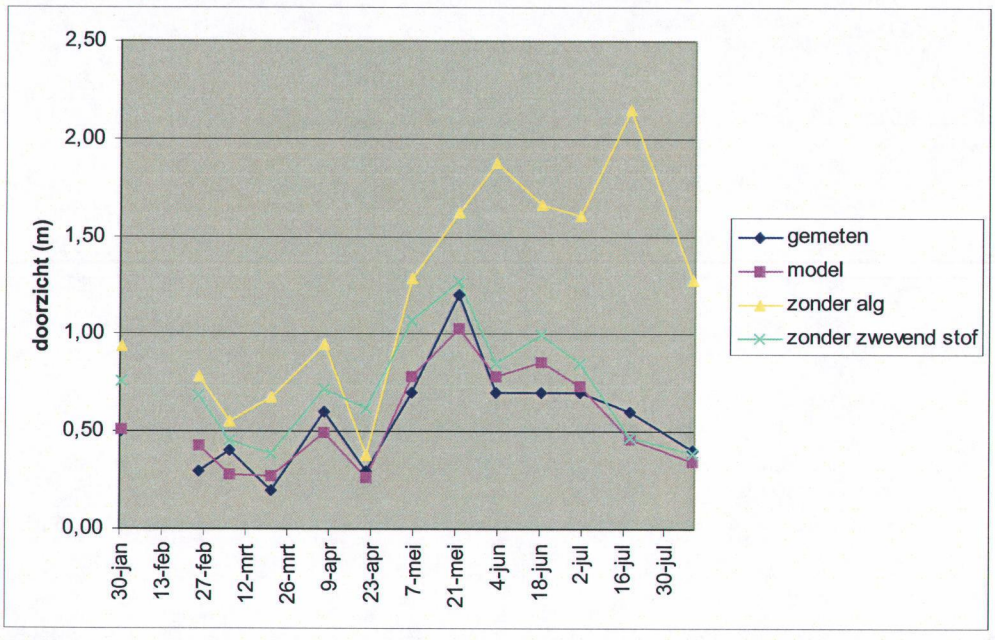
afbeelding 3.15. Gemeten en berekende doorzichten (jaargemiddelden)



De doorzichten zijn berekend met een gekalibreerd vereenvoudigd UITZICHT model en data over de periode 1988-2008, zowel met de componenten alg en zwevend stof als door het beurtelings op nul stellen van deze componenten

Wanneer de meetgegevens per bemonstering uit 2008 worden ingevoerd in het vereenvoudigde model voor dat jaar wordt duidelijk dat het doorzicht in de maanden mei tot en met juli had kunnen toenemen tot meer dan 1,5 m zonder de invloed van algen. Het netto verschil tussen de berekende waarden met en zonder algen neemt vanaf eind april geleidelijk toe. Daarmee valt de toename samen met de toename in blauwalgen in de zomermaanden (afbeelding 3.10).

afbeelding 3.16. Gemeten en berekende doorzichten in 2008

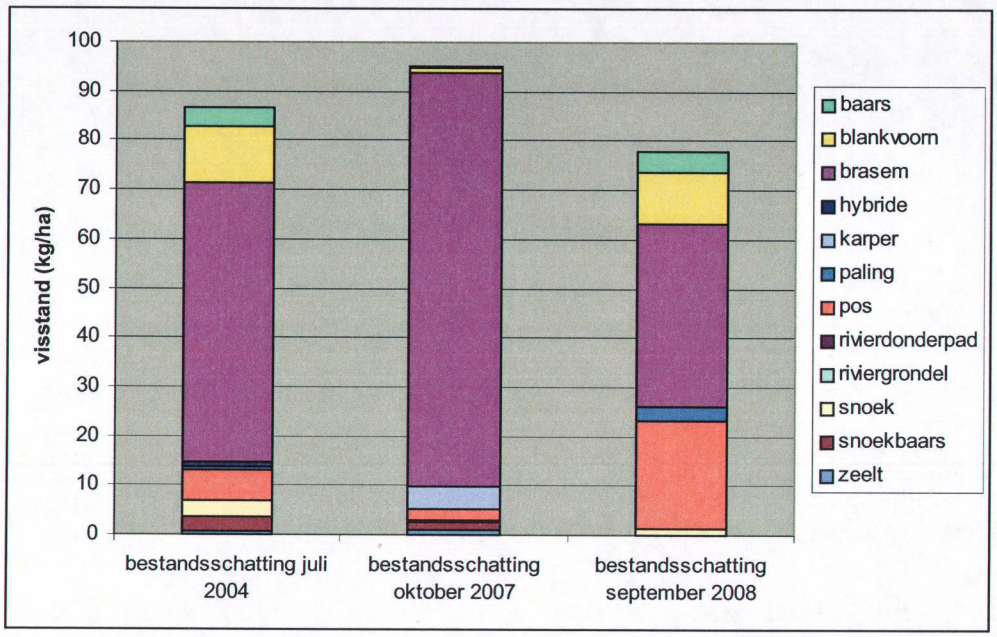


De doorzichten zijn berekend met een gekalibreerd vereenvoudigd UITZICHT model en data over het jaar 2008, zowel met de componenten alg en zwevend stof als door het beurtelings op nul stellen van deze componenten.

3.4. Waterkwaliteit en visstand

Uit de bestandsschatting die in juli 2004 en oktober 2007 (beide voorafgaand aan de uitdunningsvisserijen) is uitgevoerd blijkt dat de visstand van de Schutsloterwijde sterk gedomineerd werd door brasem (afbeelding 3.17). Van de begeleidende vissoorten zijn baars en blankvoorn in de grootste biomassa aanwezig. Op basis van de visstand kan de Schutsloterwijde getypeerd worden als een water van het viswatertype brasem-blankvoorn. Deze visstand is kenmerkend voor voedselrijke wateren met een bedekking van 10 tot 20 % door emergente waterplanten, een doorzicht van 40 tot 60 cm en een seizoensgebonden blauwalgenbloei. Uit de analyse in de voorgaande paragrafen blijkt dat de Schutsloterwijde geheel voldoet aan deze beschrijving. Er kan dan ook geconcludeerd worden dat de visstand van de Schutsloterwijde voor uitvoering van de uitdunningsvisserijen passend was bij de troebele en voedselrijke toestand waarin de plas verkeerde.

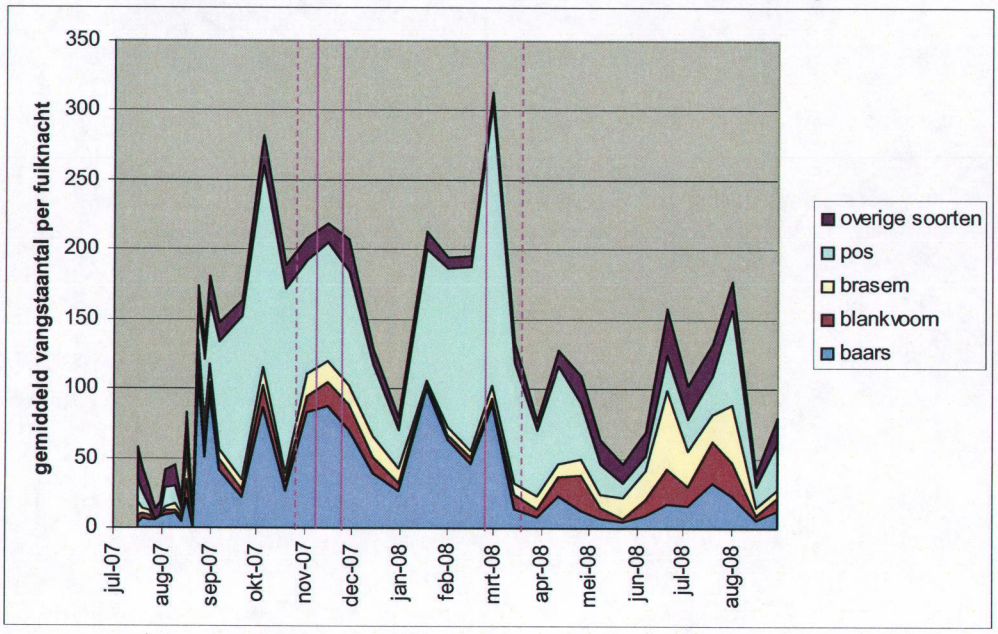
afbeelding 3.17. Visstand in de Schutsloterwijde volgens bestandsschattingen in juli 2004, oktober 2007 en september 2008



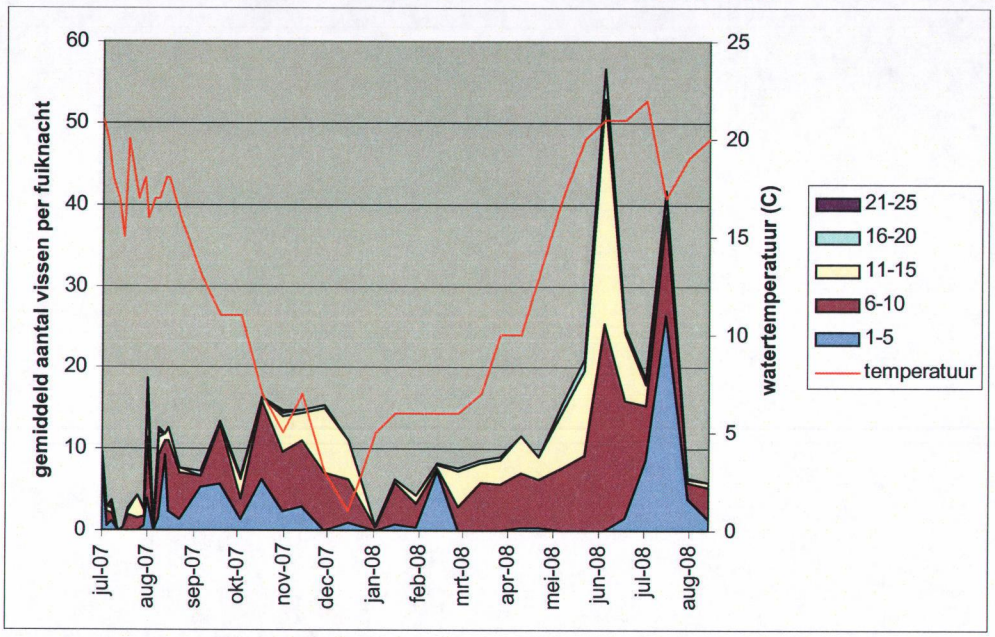
De bestandsschatting in oktober 2007 is uitgevoerd buiten de periode die door de STOWA is voorgeschreven voor visstandbemonsteringen, waardoor afwijkingen kunnen bestaan.

Uit een analyse van de fuikvangsten in de Schutsloterwijde in 2007 en 2008 blijkt dat de vangsten in het winterhalfjaar vooral bestaan uit baars en pos (afbeelding 3.18). Brasem wordt slechts in geringe aantallen in de fuiken gevangen (afbeelding 3.19). In maart-april nemen de fuikvangsten af, terwijl het doorzicht in de plas sterk toeneemt. De baars en pos lijkt zich op dat moment naar de plas te verplaatsen. De vangst aan brasem neemt vanaf eind maart als gevolg van immigratie en reproductie toe tot in juni het grootste aantal brasems per fuiknacht wordt bereikt. Dit moment valt samen met een afname in het doorzicht (afbeelding 3.20). Na juni daalt het aantal gevangen brasems. Dit is het gevolg van het feit dat de brasems doorgroeien naar lengteklassen waarvoor de vangstefficiëntie van fuiken lager is. Van juli tot en met september vindt vervolgens een blauwalgenbloei plaats. Na september nemen de fuikvangsten in het Stobbekolkje weer toe, hetgeen erop duidt dat de baars en pos van de plas aftrekt en zich voor de winter in het Stobbekolkje en andere aan de plas grenzende wateren concentreert.

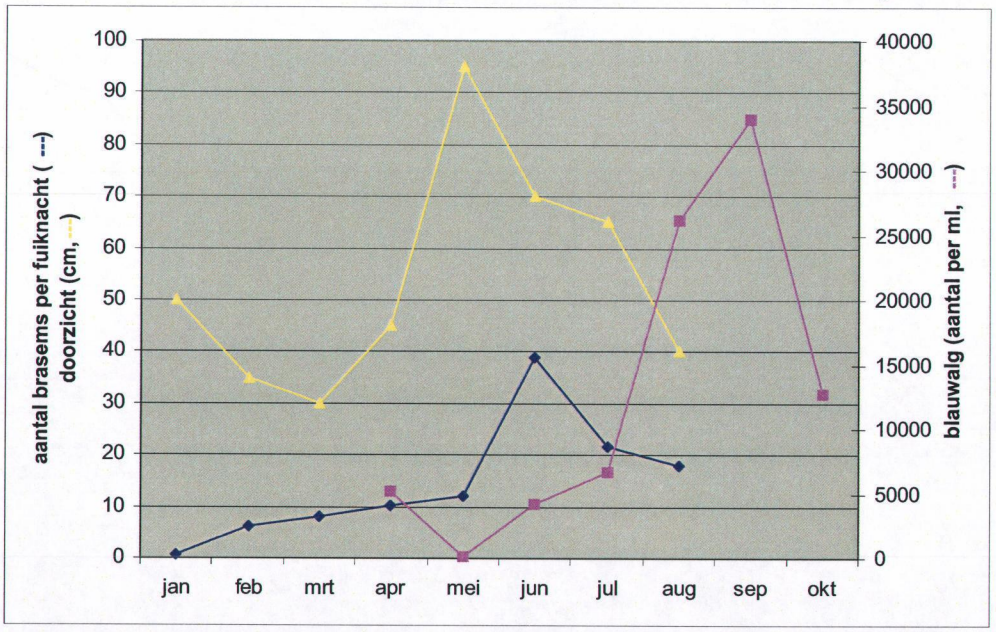
afbeelding 3.18. Verloop van fuikvangst van vier meest talrijke vissoorten in het Stobbekolkje



afbeelding 3.19. Verloop van de fuikvangst van verschillende lengteklassen van brasem en van de watertemperatuur in het Stobbekolkje



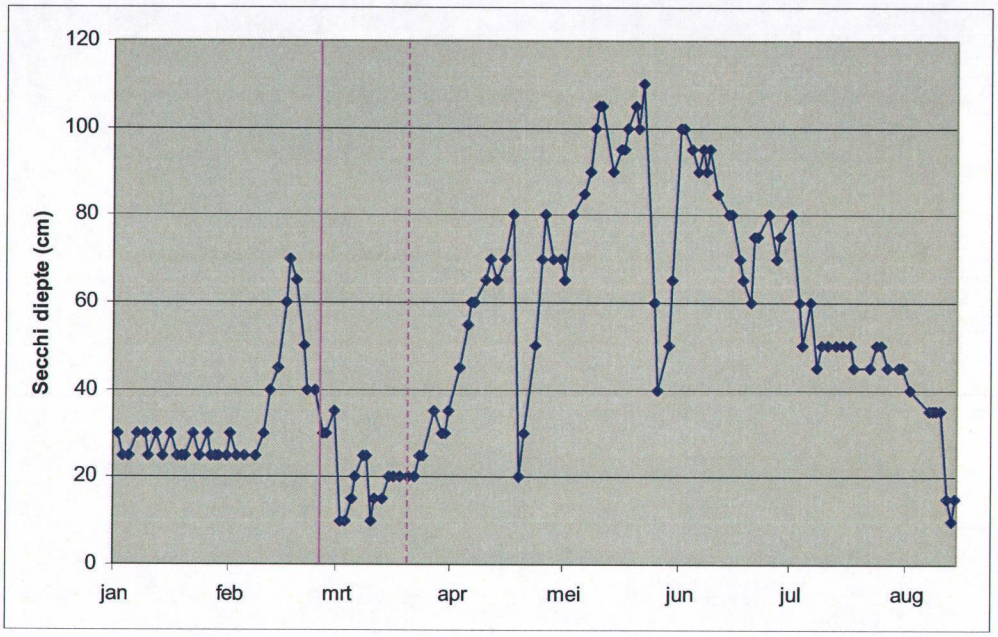
afbeelding 3.20. Verloop van fuikvangsten aan brasem in het Stobbekolkje, doorzicht en de concentratie aan blauwalgen in de Schutsloterwijde in 2008



Van 5 tot 9 november 2007 is de eerste uitdunningsvisserij uitgevoerd, gevolgd door een tweede uitdunningsvisserij van 26 tot 30 november. De derde uitdunningsvisserij is uitgevoerd van 25 tot 29 februari 2008, gevolgd door een bestandsschatting op 17 maart 2008. De eerste effecten van de uitdunningsvisserij hadden in het voorjaar van 2008 op kunnen treden, maar wanneer het verloop in het doorzicht in 2008 (afbeelding 3.21) wordt vergeleken met het verloop in de voorgaande jaren blijkt er een sterke gelijkenis tussen het verloop in de verschillende jaren te bestaan (afbeelding 3.22). De toename in het doorzicht in de periode mei-juni past binnen dit beeld en lijkt dan ook geen samenhang te verto-

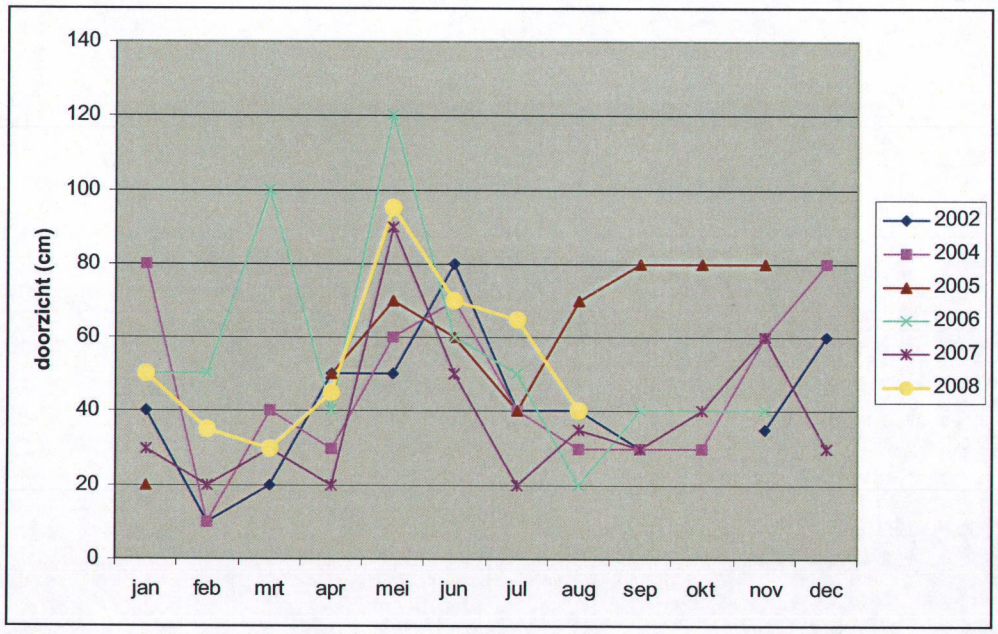
nen met de uitdunningsvisserijen. Dit duidt erop dat er nog geen reactie van de waterkwaliteit op de uitdunningsvisserijen is geweest in het voorjaar en de zomer van 2008.

afbeelding 3.21. Verloop van het doorzicht in de Schutsloterwijde in 2008.



De doorgetrokken lijn geeft de uitdunningsvisserij van 25-29 februari weer, terwijl de gestippelde lijn de bestandsschatting van 17 maart markeert.

afbeelding 3.22. Verloop van het doorzicht in de Schutsloterwijde in de jaren 2002-2008



4. BODEMONDERZOEK

Het bodemonderzoek, dat door B-WARE is uitgevoerd, had tot doel om een inschatting te maken van:
- de P-belasting vanuit de waterbodem en vanuit het omliggende op de plas afwaterende land;
- de mogelijke gevolgen van het baggeren van het meer.

4.1. Aanpak bodemonderzoek

Door reductieprocessen en de hiermee gepaard gaande anaërobe afbraak van bodemmateriaal, treedt een toename op van de beschikbaarheid van nutriënten in onderwaterbodems. Deze nutriënten kunnen via het poriënwater naar de waterkolom diffunderen. De beschikbaarheid van gemakkelijk afbreekbare organische stof voor afbraak zal in sterke mate deze respons bepalen. Veenbodems bestaan voor een groot deel uit afgestorven planten en zijn daarom in potentie een onuitputtelijke bron van nutriënten. Verder kunnen bodems worden opgeladen met fosfaat. Bodems die rijk zijn aan ijzer kunnen grote hoeveelheden fosfaat bevatten dat is gebonden aan ijzer(hydr)oxiden. Dit ijzergebonden fosfaat is gevoelig voor redoxreacties. Aanvoer van sulfaat en de vorming van sulfide zal bijvoorbeeld leiden tot de vorming van ijzersulfides (o.a. pyriet) in het sediment. Hierdoor is het ijzer niet meer in staat om fosfaat te binden en neemt de fosfaatbeschikbaarheid in het sediment sterk toe.

Voor een goede inschatting van het fosfaatbindend vermogen c.q. de potentiële nalevering van fosfaat uit de onderwaterbodems en de gevoeligheid van de bodems voor interne eutrofiering (bij verschillende waterkwaliteiten) kunnen een aantal analyses worden toegepast. De ervaring leert dat bij het toepassen van een combinatie van deze methodieken een goede karakterisering van onderwaterbodems kan worden verkregen. Aan de hand hiervan kan het fysisch/chemische gedrag van de bodems goed worden voorspeld.

De analyses die voor een goede karakterisering van de onderwaterbodems gewenst zijn bestaan uit een analyse van het poriewater, het uitvoeren van een fosfaatfractionering en een destructie van de bodem met salpeterzuur en peroxide. Door middel van de fosfaatfractionering wordt vastgesteld hoeveel van het fosfaat in de bodem gebonden is aan ijzer/aluminium, hoeveel gebonden is aan calcium en hoeveel in organische vorm aanwezig is. Op grond van de verschillende fosfaatfracties en de hoeveelheden in de bodem aanwezig en beschikbaar ijzer en zwavel kan vervolgens een inschatting worden gemaakt van de mate waarin de bodem fosfaat kan naleveren, onder andere onder invloed van de heersende waterkwaliteit (sulfaatgehalte en alkaliniteit).

Baggeren is een veel toegepaste maatregel om de nutriëntengehalten van plassen terug te dringen. Het is uiteraard ook van belang om het fosfaatbindende vermogen cq de nalevering van fosfaat te weten van de bodemlagen die na baggeren worden blootgesteld aan het oppervlaktewater.

De volgende parameters werden door middel van chemische laboratoriumanalysen bepaald:
- kwaliteit van het bodemvocht , waaronder het vrij beschikbare fosfaat, ijzer en sulfaat in het bodemvocht;
- fosfaatfractionering. Fosfaat gebonden aan ijzer/aluminium, calcium, en organisch materiaal;
- totale hoeveelheid ijzer, aluminium, fosfor, calcium, magnesium, kalium en zwavel in de bodem (destructie);
- P(AL) (fosfaat in een acetaat/lactaat extract) en Olsen-P. Beide zijn een maat voor de plantenbeschikbare P-fractie.

veldbemonstering

Op 24 juni 2008 werden op 8 locaties in de Schutsloterwijde en in 4 sloten ten zuiden van de Schutsloterwijde water- en onderwaterbodemmonsters genomen (zie afbeelding 4.1 en tabel 4.1 voor de locaties). Op elke locatie werd een monster genomen van de waterlaag, de sliblaag en de onder de sliblaag liggende vaste bodem. Onmiddellijk na monstername werd met behulp van teflon bodemwaterbemonsteraars (Rhizons, Eijkelkamp, Agrisearch Equipment) poriewater verzameld van de veen- en slibmon-

sters. De veen en slibmonsters werden vervolgens in het laboratorium verwerkt zoals hieronder wordt beschreven.

Van de oppervlaktewatermonsters en bodemvochtmonsters werd de pH, de alkaliniteit en de kooldioxide- en bicarbonaatconcentratie bepaald. Daarna werden de monsters (na filtratie) geanalyseerd op de belangrijkste ionen/elementen.

afbeelding 4.1 Ligging van de monsterlocaties in de Schutsloterwijde

tabel 4.1 Coördinaten van bemonsteringslocaties en aard van de bemonsterde bodems

monsterpunt		X	Y	diepte waterlaag	diepte sliblaag	A	B
1	meer	201580	520451	0,7	1,5	sliblaag	venige zandlaag
2	meer	201463	520128	0,7	>2,0	sliblaag	sliblaag
3	meer	201404	519659	0,7	2,0	sliblaag	zandlaag
4	sloot	201832	518977	1,3	0,3	sliblaag	venige zandlaag
5	sloot	202407	519273	0,6	0,3	sliblaag	venige zandlaag
6	sloot	201841	519496	0,6	1,2	sliblaag	rietveen
7	plas	202108	519725	1,1	0,9	sliblaag	zand
8	sloot	202536	519624	1,0	0	sliblaag	zandig rietveen
9	meer	202458	519885	1,3	0,7	sliblaag	zand
10	meer	202796	520366	1,1	1,0	sliblaag	sliblaag
11	meer	202345	520803	1,1	1,0	sliblaag	zand
12	meer	202123	520341	1,4	0,7	sliblaag	zand

Dieptes zijn weergegeven in meters. A is de toplaag (slib) B de hieronder liggende bodems.

drooggewicht, organisch stofgehalte en fractionering
Om het vochtgehalte van het verse bodemmateriaal te bepalen werd het vochtverlies bepaald. Dit gebeurde door bodemmateriaal af te wegen in aluminium bakjes en voor 24 uur te drogen in een stoof bij 105 °C. Na drogen werd het bakje met bodemmateriaal opnieuw gewogen en kon het vochtverlies worden bepaald. Dit alles werd in duplo uitgevoerd. Het ene deel werd gebruikt voor het bepalen van het gloeiverlies het andere voor de bodemdestructie. Omdat de bakjes precies tot aan de rand werden afgevuld konden later ook de concentraties worden omgerekend naar mol per liter bodemvolume.
De fractie organisch stof in de bodem kan berekend worden door het gloeiverlies te bepalen. Hiertoe werd het bodemmateriaal per monster, na het drogen, voor 4 uur uitgegloeid bij 550°C in een oven. Na het uitgloeien van de monsters werd de bodem opnieuw gewogen en kon het gloeiverlies worden berekend. Het gloeiverlies komt bij benadering overeen met het gehalte aan organisch materiaal in de bodem.

De extracties van de verschillende fosfaatfracties werden uitgevoerd volgens Golterman [lit. 3]. Bij deze P-fractionering wordt de ijzer/aluminium gebonden- , de calcium gebonden- en de organisch gebonden P-fractie bepaald.

bodemdestructie
Door de bodem te destrueren (ontsluiten) is het mogelijk de totale concentratie van bepaalde elementen in het bodemmateriaal te bepalen. Dit gebeurde door het bodemmateriaal na het drogen te vermalen en te verzamelen in pillenpotjes.

Van het bodemmateriaal werd per monster nauwkeurig 500 mg afgewogen en in teflon destructievaatjes overgebracht. Aan het bodemmateriaal werd 4 ml geconcentreerd salpeterzuur (HNO_3, 65 %) en 1 ml waterstofperoxide (H_2O_2, 30 %) toegevoegd en geplaatst in een destructiemagnetron (Milestone microwave type mls 1200 mega). De monsters werden vervolgens gedestrueerd in gesloten teflon vaatjes. Na destructie werden de monsters afgekoeld tot kamertemperatuur in een koelkast, waarna ze werden aangevuld tot 100 ml door toevoeging van milli-Q.

Olsen-P-extractie
Olsen-P werd bepaald volgens Olsen e.a. [lit. 4]. Hiertoe werd 5 gram droge bodem gedurende een half uur uitgeschud met 100 ml 0.5 M natriumbicarbonaatoplossing (pH 8,2). Vervolgens werd het monster gecentrifugeerd waarna het supernatant werd geanalyseerd voor fosfor.

P-AL(Acetaat Lactaat)-extractie
Hierbij werd 20 gram vers bodemmateriaal gedurende 2 uur uitgeschud met 100 ml Acetaat/lactaat extractiebuffer. Deze extractiebuffer werd als volgt bereid. Eerst werd een stockoplossing gemaakt, bestaande uit 22 ml melkzuur (9N), 47,2 ml azijnzuur (17N) en 15,2 ml ammonia (13N=25 %) opgelost in 100 ml demi en aangevuld tot 200 ml. Deze stockoplossing werd vervolgens 10 maal verdund met bidest. De pH werd vervolgens op 3,75 gesteld met behulp van ammonia. Vervolgens werd het monster gecentrifugeerd waarna het supernatant werd geanalyseerd voor fosfor.

chemische analyses
Van de watermonsters en poriewatermonsters werd de pH en de alkaliniteit bepaald. De alkaliniteit werd bepaald door een volume monster met een 0,01 M zoutzuuroplossing te titreren tot pH 4,2. De toegevoegde hoeveelheid equivalenten zuur per liter monster wordt hierbij gedefinieerd als de alkaliniteit van het monster. Bicarbonaat (HCO_3^-) en kooldioxide (CO_2) werden met behulp van een IRGA gemeten. In watermonsters en de extracten werden de concentraties natrium (Na^+) en kalium (K^+) werden vlamfotometrisch bepaald en de ammonium (NH_4^+), nitraat (NO_3^-), fosfaat (PO_4^{3-}) en chloride (Cl^-) concentraties aan de hand van kleurreacties met autoanalyser-technieken. De concentraties calcium (Ca), magnesium (Mg), zwavel (S), fosfor (P), ijzer (Fe), mangaan (Mn), silicium(Si), Zink (Zn) en alle overige elementen werden gemeten met behulp van een ICP-OES (zie ook http://www.ru.nl/fnwi/gi).

4.2. Resultaten en Discussie

4.2.1. Oppervlaktewater

De oppervlaktewaterkwaliteit zoals gemeten op 24 juni 2008 wordt gegeven in tabel 4.2. We hebben te maken met hard oppervlaktewater (alkaliniteit > 2000 µ equivalenten L^{-1}). Ook de pH is hoog in de Schutsloterwijde (pH > 8). Bij deze pH waarde is de kooldioxide (CO_2) beschikbaarheid in de waterlaag laag zoals ook blijkt uit tabel 2. Alleen waterplanten die in staat zijn om bicarbonaat te gebruiken voor de fotosynthese (bijvoorbeeld *Ceratophyllum demersum*, *Potamogeton lucens*, *Potamogeton pectinatus*, en *Myriophyllum spicatum*) en planten die drijfbladeren vormen en dus CO_2 uit de atmosfeer kunnen opnemen, zullen in staat zijn om in dit water te groeien. Bicarbonaat gebruikende planten hebben de eigenschap de pH van het water verder te verhogen omdat bicarbonaat opname gepaard gaat met de uitscheiding van OH^- (zie afbeelding 4.2). In de sloten is de pH lager waardoor de beschikbaarheid van CO_2 hier hoger is (tabel 4.2). In sloot 4 werd ook een Krabbescheervegetatie (*Stratiotes aloides*) aangetroffen.

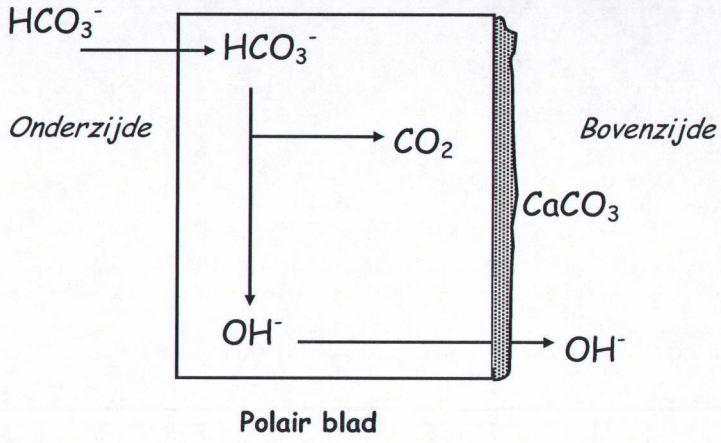
tabel 4.2. Analyseresultaten voor de oppervlaktewatermonsters op 24 juni 2008

	type	pH	µequiv. L^{-1} Alkaliniteit	µmol L^{-1} CO2	µmol L^{-1} HCO3	µmol L^{-1} P	µmol L^{-1} PO4	µmol L^{-1} NO3	µmol L^{-1} NH4
1	Meer	8,4	2673	28	2671	1,0	0,44	0,9	3,4
2	Meer	7,8	2721	98	2694	0,9	0,39	1,0	4,3
3	Meer	8,3	2718	33	2676	0,7	0,40	0,8	2,5
4	Sloot	7,1	2844	514	2797	1,3	0,56	0,8	4,3
5	Sloot	7,3	2812	306	2766	1,6	1,23	0,7	5,3
6	Sloot	6,5	2785	1893	2559	2,0	1,30	0,9	3,4
7	Meer	8,4	2733	26	2745	0,7	0,60	0,8	2,1
8	Sloot	7,3	2626	260	2368	0,8	0,42	0,9	4,9
9	Meer	8,4	2717	29	2767	0,8	0,37	0,7	2,0
10	Meer	8,4	2721	25	2724	0,7	0,36	0,7	1,6
11	Meer	8,4	2716	26	2724	0,7	0,41	0,7	1,7
12	Meer	8,4	2791	25	2717	0,8	0,56	0,8	1,9

	µmol L^{-1} Ca	µmol L^{-1} Mg	µmol L^{-1} SO4	µmol L^{-1} Na	µmol L^{-1} Cl	µmol L^{-1} K	µmol L^{-1} Si	µmol L^{-1} Fe	µmol L^{-1} Al
1	1328	251	224	992	1098	106	12,5	2,0	0,63
2	1340	254	207	1007	1106	109	16,0	4,7	0,92
3	1329	252	209	1004	1099	110	13,2	2,1	1,23
4	1311	259	94	1006	1123	51	44,6	23,9	0,37
5	1261	261	120	1099	1178	65	36,3	31,7	0,41
6	1208	211	36	916	980	41	115,0	49,9	0,88
7	1344	252	207	999	1093	100	15,3	1,9	0,53
8	1263	241	196	1003	1094	108	12,9	8,0	1,12
9	1336	252	206	991	1087	109	14,0	1,8	0,60
10	1341	252	207	991	1084	110	15,0	2,2	0,79
11	1332	251	207	1003	1094	109	15,8	2,5	0,97
12	1348	253	208	1005	1092	112	15,3	2,3	0,72

De gemeten nutriëntengehaltes in de waterlaag zijn laag. De gemeten nitraat (NO_3) en ammonium (NH4) concentraties zijn lager 5 µmol L^{-1} (0,09 mg/L). De fosfor (P) concentraties liggen voor de plas lager dan 1 µmol L^{-1} en ortho-fosfaat (PO_4) concentraties zelfs lager dan 0,5 µmol L^{-1} (0,05 mg/L). Hiermee kan het water in de plas als (matig)fosfaatarm worden gekarakteriseerd. In de sloten meten we hogere fosfor (P) concentraties en ortho-fosfaat (PO_4) concentraties (1-2 µmol L^{-1} of 0,1-0,2 mg/L, tabel 2). De verschillen in fosfaat kunnen mogelijk verklaard worden door de grotere contact zone die de sloten hebben met hun omgeving waardoor de externe P-belasting mogelijk hoger is. Verder kan er in de plas door de hoge pH mogelijk precipitatie van $CaCO_3$ optreden waarmee fosfaat kan co-precipiteren. Daarnaast zou natuurlijk ook een lage interne nalevering als gevolg van de sterke afname van de dichtheid aan bodemwoelende vissen door het afvissen een rol kunnen spelen.

afbeelding 4.2. Schema van het bicarbonaatgebruik door waterplanten

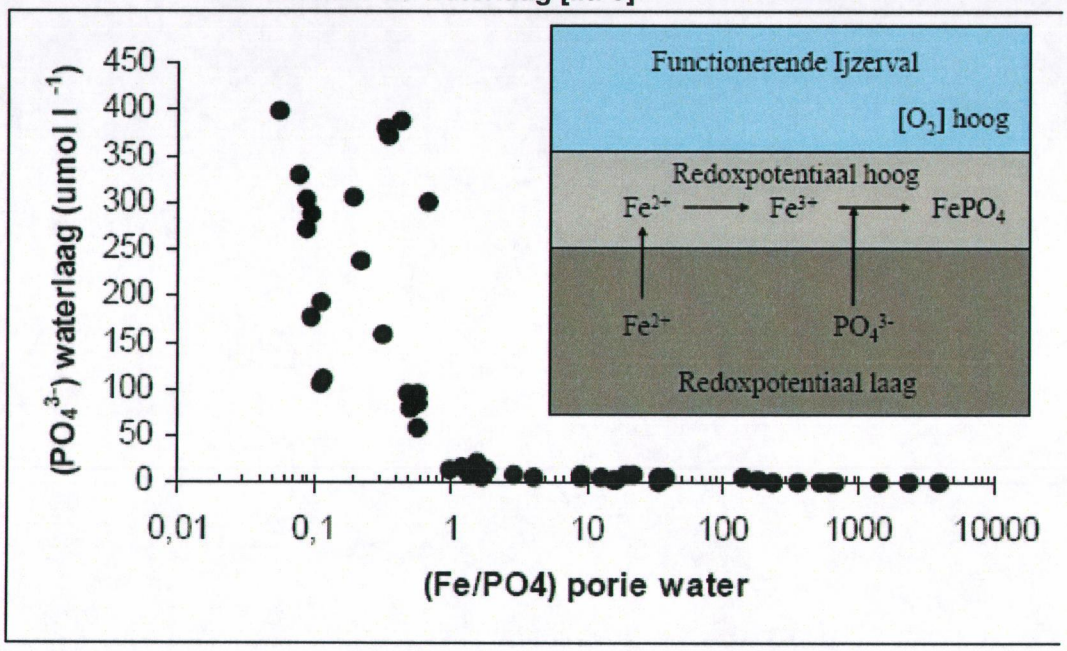


Voor ieder gefixeerd molecuul CO_2 staan de planten een OH^- ion af. Hierdoor ontstaat een polair blad met een ladingsverschillen tussen de bovenzijde en de onderzijde van het blad.

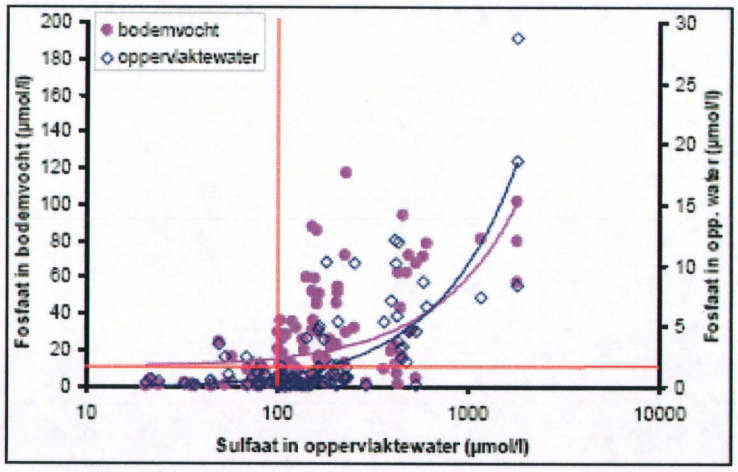
IJzer speelt een belangrijke rol bij de immobilisatie van fosfaat in de bodem. Het fosfaat vormt met ijzer verbindingen zoals $Fe_3(PO_4)_2$ en $FePO_4$. Verder wordt een deel van het fosfaat geabsorbeerd aan ijzer(hydr)oxiden. Hoge ijzerconcentraties in het poriewater gaan ook de nalevering van fosfaat naar de waterlaag tegen omdat ijzer en fosfaat gezamenlijk neerslaan op de overgang van de anaërobe bodem naar de aërobe waterlaag (afbeelding 4.3). Sulfaat zal in anaërobe bodems fungeren als alternatieve electronenacceptor waardoor het de afbraak van organisch materiaal versnelt. Het bij de sulfaatreductie gevormde sulfide reageert verder met in de bodem aanwezig ijzercomplexen waarbij ijzersulfiden worden gevormd. Op deze wijze kan uiteindelijk het overgrote deel van het in de bodem aanwezige ijzer worden gebonden als ijzersulfide [lit. 8]. Naarmate een groter deel van het ijzer in de bodem gebonden is aan sulfide zal er minder fosfaat gebonden kunnen worden in de bodem waardoor de fosfaatconcentraties in het poriewater sterk kunnen toenemen. De ijzerconcentraties in het poriewater zullen zeer laag worden. Wanneer door een toename van sulfaatreductie de ijzergehalten in het poriewater dalen en de fosfaatconcentraties stijgen, zal ook de nalevering van fosfaat naar de waterlaag toenemen. Wanneer alle ijzer in de bodem gebonden is aan sulfide kan er zich ook sulfide ophopen in het poriewater. Dit sulfide is giftig voor vele wortelende waterplanten.

Uit onderzoek van Geurts e.a. [lit. 2] is gebleken dat voor sulfaat een grenswaarde van 100 µmol L^{-1} (9,6 mg/L) als ecologisch veilig kan worden aangehouden. Bij waardes hoger dan 100 µmol L^{-1} is het risico van sulfaat gestuurde eutrofiering aanwezig (afbeelding 4.4) terwijl boven een grenswaarde van 200 µmol L^{-1} de diversiteit aan soorten sterk terugloopt. De gemeten sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater liggen rond de 200 µmol L^{-1}. We kunnen hieruit concluderen dat de gemeten sulfaatconcentraties relatief laag zijn in vergelijking met vele andere oppervlaktewateren in Nederland, maar nog wel de ecologisch meest veilige streefwaarde van 100 µmol L^{-1} overschrijden. Opgemerkt moet worden dat het hier om metingen in de zomer gaat terwijl de hoogste sulfaatconcentraties doorgaans worden gemeten in het najaar en de winter.

afbeelding 4.3. De relatie tussen de ijzer:fosfaat ratio van het poriewater en de nalevering van fosfaat naar de waterlaag [lit. 5]



afbeelding 4.4. De relatie tussen de sulfaat concentratie van de waterlaag en de fosfaatconcentratie van het poriewater en de waterlaag (naar [lit. 2])



4.2.2. Poriewater

De analyseresultaten voor de poriewatermonsters worden gegeven in tabel 4.3. De poriemonsters worden gekenmerkt door een hogere alkaliniteit (en dus bicarbonaatconcentratie) dan de oppervlaktewatermonsters.

Het is bekend dat de anaërobe afbraak van organisch materiaal sterk wordt gestimuleerd door een verhoogde alkaliniteit van de bodem [lit. 8]. Dit komt omdat een verhoogde alkaliniteit van het bodemvocht de (organische) zuren in de organische partikeltjes, die normaal gesproken de afbraak remmen, buffert. Alkalinisatie kan plaatsvinden door de aanvoer van gebufferd oppervlaktewater of grondwater [lit. 8]. Wanneer anaërobe afbraakprocessen opgang komen neemt de alkaliniteit verder toe omdat bij de afbraak grote hoeveelheden koolstof vrijkomen in de vorm van kooldioxide en bicarbonaat. Kooldioxide kan hierbij ook nog eventueel aanwezige carbonaten doen oplossen, waardoor de alkaliniteit nog verder oploopt. Wanneer de afbraak eenmaal op gang komt zal deze niet gemakkelijk meer te stoppen zijn

omdat de alkaliniteit door de intensiteit van de decompositie en reductieprocessen hoog zal blijven. Bij deze anaërobe afbraak komt uiteraard ook stikstof (in de vorm van ammonium) en fosfaat vrij.

Als we globaal de Nederlandse onderwaterbodems bekijken dan zien we dat er een correlatie bestaat tussen de alkaliniteit en de ammonium- en fosfaatconcentraties in het bodemvocht (grijze punten in afbeelding 4.5). We kunnen dit verklaren door aan te nemen dat de mate waarin een (organische) bodem onderhevig is aan afbraakprocessen uiteindelijk de concentratie anorganisch koolstof (alkaliniteit) en ammonium en fosfaat in het porievocht bepaald. Als we naar de relatie tussen de alkaliniteit en de fosforconcentratie van het bodemvocht kijken (afbeelding 4.5), dan zien we dat deze relatie voor de Schutsloterwijde in gunstige zin afwijkt van de landelijke trend. Dit kan verklaard worden doordat het fosfor dat vrijkomt bij de afbraakprocessen relatief goed wordt geïmmobiliseerd in de bodem waardoor de beschikbaarheid laag blijft. Fosfor wordt in bodems zeer effectief geïmmobiliseerd door adsorptie aan ijzer(hydr)oxiden en door de vorming van ijzerfosfaat zouten zoals $Fe_3(PO_4)^2$ (onder anaërobe condities). De binding van fosfaat in onderwaterbodems wordt in belangrijke mate bepaald door de mate waarin ijzer beschikbaar is om fosfaat te immobiliseren. Reductie van sulfaat tot sulfide leidt tot de vastlegging van ijzer in de vorm van FeSX (ijzersulfide, waaronder pyriet). Het aan sulfide gebonden ijzer is niet meer in staat om fosfaat te immobiliseren waardoor de P-beschikbaarheid toeneemt. Dit wordt geïllustreerd door de rode punten in afbeelding 4.5. Deze waarden zijn afkomstig uit het Wormer- en Jisperveld een (voormalig brak) gebied met een zeer hoge sulfaatbelasting. Het bodemvocht is hier rijk aan sulfide en arm aan ijzer omdat alle ijzer in de bodem gebonden is aan sulfide. We zien dat in deze bodems de fosfaatbeschikbaarheid bij een vergelijkbare alkaliniteit hoger ligt dan voor de gemiddelde Nederlandse onderwaterbodems.

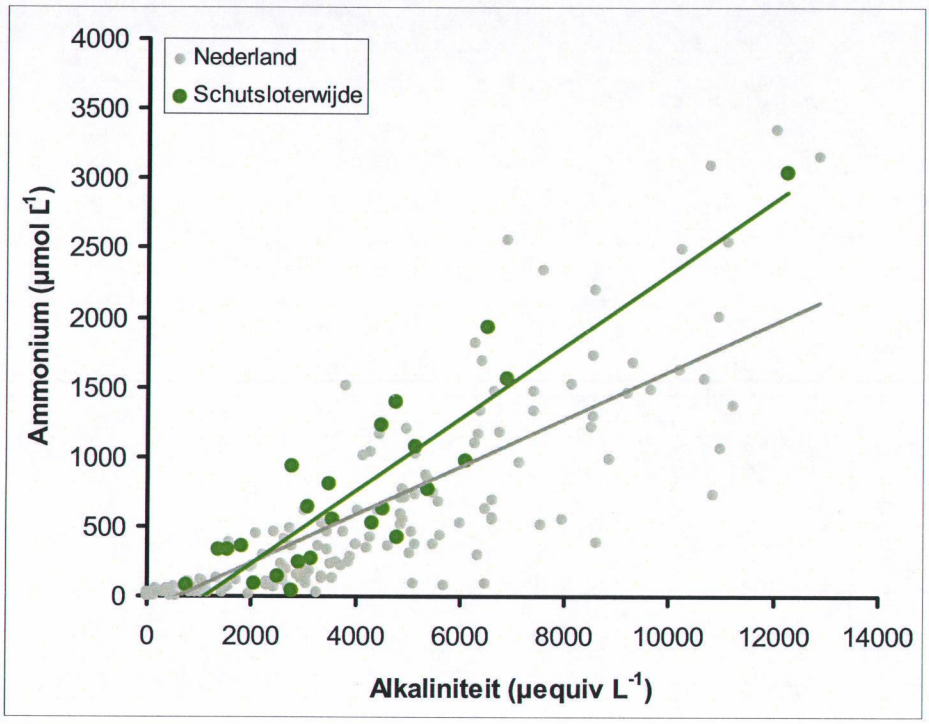
tabel 4.3 Analyseresultaten voor de porievochtmonsters

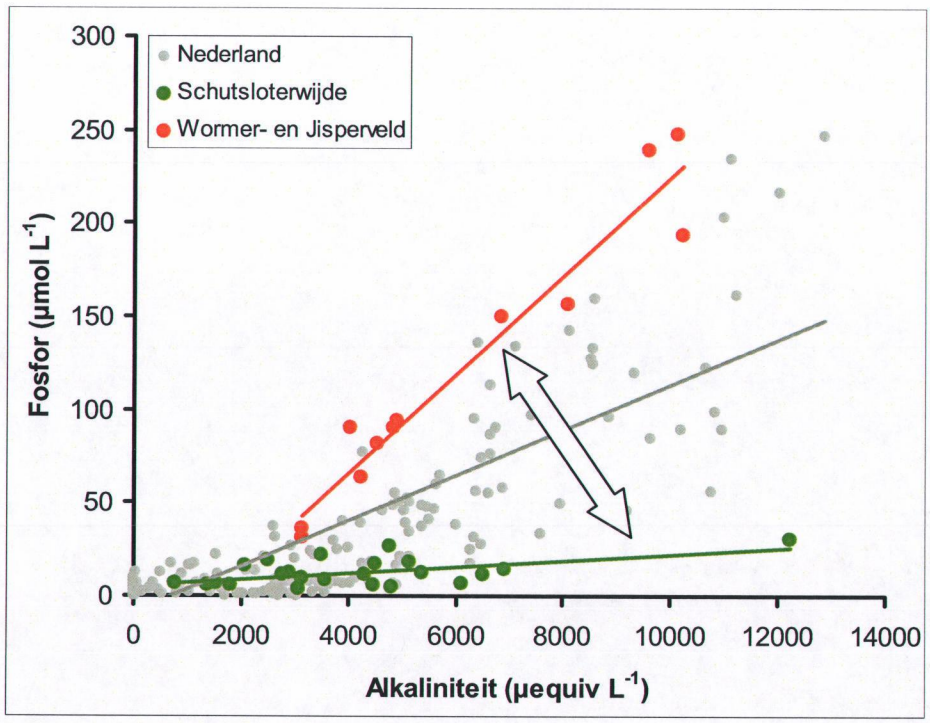
			pH	µequiv. L^{-1} Alkaliniteit	µmol L^{-1} CO2	µmol L^{-1} HCO3	µmol L^{-1} P	µmol L^{-1} PO4	µmol L^{-1} NH4	µmol L^{-1} NO3	µmol L^{-1} SO4	µmol L^{-1} Fe
Meer	1	A	7,1	12240	2369	11526	30,6	16,02	3046,2	24,4	38	83,9
		B	6,8	6527	2164	5590	11,5	8,66	1929,6	19,0	53	20,1
	2	A	7,3	3515	356	3145	22,0	12,77	808,0	17,3	28	28,9
		B	7,3	2782	304	2548	11,1	1,57	930,0	19,3	34	11,6
	3	A	6,6	4779	2533	4099	26,3	24,43	1388,2	16,9	30	125,2
		B	6,6	4483	2466	3990	6,1	4,12	1226,9	16,8	14	95,4
	7	A	7,1	4312	872	4174	11,6	10,98	528,1	15,8	32	78,0
		B	7,3	4812	493	4473	4,4	2,40	420,7	16,1	8	34,2
	9	A	7,9	3576	106	3194	8,7	5,02	550,3	15,2	78	27,8
		B	7,0	3072	583	2622	4,0	3,15	644,5	16,6	27	26,1
	10	A	7,2	3151	459	2859	9,4	9,16	271,0	15,4	23	57,5
		B	7,1	1361	194	1063	5,4	1,58	334,6	15,6	39	4,9
	11	A	7,2	4517	709	4261	16,9	5,54	626,5	16,2	73	65,9
		B	7,1	1804	306	1464	5,4	0,59	355,5	82,0	37	8,2
	12	A	7,3	2901	303	2643	12,0	5,89	246,6	16,7	38	13,9
		B	7,1	1544	218	1173	6,4	2,01	333,8	28,2	60	11,5
Sloten	4	A	6,7	5131	2192	4477	18,2	15,23	1076,9	16,5	21	518,7
		B	6,6	5388	2488	4507	11,9	7,35	766,2	16,9	14	277,5
	5	A	6,8	6902	2553	6253	14,7	7,42	1558,3	15,7	58	999,3
		B	7,4	6115	511	5705	6,4	0,63	976,5	15,8	43	186,9
	6	A	6,3	2490	2148	1969	19,5	19,41	141,2	15,1	33	156,2
		B	6,5	759	382	456	6,3	3,14	80,4	15,9	26	15,7
	8	A	6,7	2073	930	1790	16,1	12,85	91,7	14,5	39	138,7
		B	6,7	2785	1003	2086	11,5	3,77	36,8	15,0	28	137,5

			µmol L^{-1} Ca	µmol L^{-1} Mg	µmol L^{-1} Na	µmol L^{-1} K	µmol L^{-1} Cl	µmol L^{-1} Al	µmol L^{-1} Si	µmol L^{-1} Zn	µmol L^{-1} Fe/P	µmol L^{-1} Fe/PO4
Meer	1	A	3129	1203	1414	247	1257	0,9	763,6	1,6	2,7	5,2
		B	570	1013	1818	195	1516	4,3	361,3	0,6	1,8	2,3
	2	A	1142	218	783	110	1231	1,4	719,5	0,5	1,3	2,3
		B	748	293	844	131	1159	0,6	702,7	0,9	1,0	7,4
	3	A	1405	550	2589	155	3228	1,2	659,0	0,5	4,8	5,1
		B	1887	399	3740	87	5051	1,4	162,3	0,8	15,7	23,1
	7	A	1747	187	926	94	1101	0,7	435,0	0,3	6,7	7,1
		B	2109	160	611	48	902	0,7	229,7	0,3	7,7	14,3
	9	A	1584	233	779	104	912	1,4	605,9	0,4	3,2	5,5
		B	1183	132	965	122	1110	1,8	323,3	0,3	6,5	8,3
	10	A	1261	201	959	116	1099	1,4	451,1	0,3	6,1	6,3
		B	648	64	794	72	1247	1,2	363,5	0,9	0,9	3,1
	11	A	1608	354	1054	135	1075	0,6	546,5	0,4	3,9	11,9
		B	257	313	1161	95	1362	11,8	286,0	1,0	1,5	13,9
	12	A	1016	289	948	104	1106	0,8	304,8	0,7	1,2	2,4
		B	278	220	951	131	1284	4,0	186,1	1,6	1,8	5,7
Sloten	4	A	1742	218	1048	70	1594	8,7	650,1	0,2	28,4	34,1
		B	2045	142	859	34	1208	1,4	377,0	0,3	23,3	37,8
	5	A	2248	251	1119	96	1913	3,3	594,5	0,2	68,1	134,6
		B	2388	229	843	71	1485	1,8	510,9	7,7	29,2	296,7
	6	A	1215	87	700	13	999	1,8	382,7	0,4	8,0	8,0
		B	524	38	548	5	984	0,8	327,2	0,3	2,5	5,0
	8	A	1043	122	667	36	947	2,3	329,0	0,7	8,6	10,8
		B	1363	133	417	18	592	2,2	266,6	0,6	12,0	36,5

De monsterlocaties worden weergegeven in afbeelding 3. A staat voor de bemonsterde sliblaag en B voor de hieronder liggende bodemlaag.

afbeelding 4.5. De relatie tussen de alkaliniteit van het poriewater en de ammonium- en fosforconcentratie in het porievocht voor een groot aantal Nederlandse oppervlaktewateren (grijze punten)





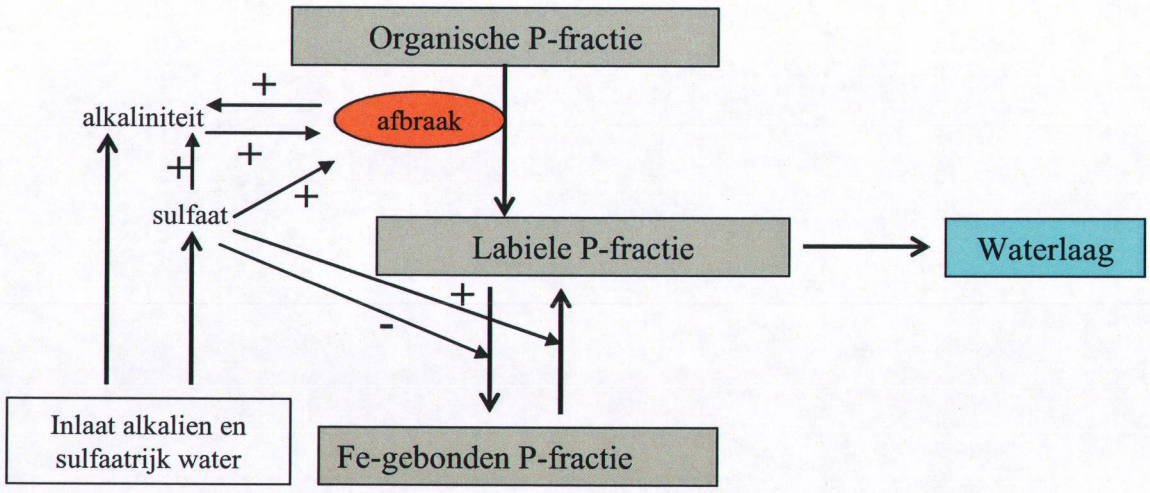
De groene punten staan voor de in dit onderzoek gemeten concentraties. De rode punten in de fosforgrafiek voor de concentraties die werden gemeten in sloten uit het Wormer- en Jisperveld (een voormalig brakwater veengebied met een zeer hoge sulfaatbelasting).

De hoge ijzerconcentraties in het poriewater (tabel 4.3) bevestigen dat de ijzerbeschikbaarheid in de bodems van de Schutsloterwijde hoog is en verklaren hiermee de goede immobilisatie van fosfaat in de bodems (afbeelding 4.5). Hierbij zien we dat het poriewater in de (kwel)sloten duidelijk rijker is aan ijzer dan het poriewater in de plas (tabel 4.3).

Voor de afbraak van organisch materiaal onder anaërobe omstandigheden is niet alleen een voldoende hoge zuurbuffering van belang maar ook de beschikbaarheid van zogenaamde alternatieve elektronenacceptoren. Dit komt omdat de afbraak van organisch materiaal in wezen een redoxreactie is. Bij een redoxreactie vindt uitwisseling van elektronen plaats tussen een reductor die deze afstaat en een oxidator die ze opneemt. Welke oxidator met welke reductor een reactie aangaat hangt af van de mate waarin elektronen gebonden zijn. Een redoxreactie kan alleen plaatsvinden wanneer er zowel een oxidator als een reductor aanwezig is. Elektronen kunnen in tegenstelling tot protonen namelijk niet vrij in de natuur voorkomen. Micro-organismen zoals schimmels en bacteriën gebruiken meestal redoxreacties om stoffen om te zetten of af te breken. De energie die hierbij vrijkomt gebruiken ze onder andere voor groei. Zuurstof (O_2) is een zeer sterke oxidator en zal daarom indien het aanwezig is, altijd als zodanig optreden. In afwezigheid van zuurstof zullen achtereenvolgens o.a. nitraat (NO_3), mangaan (Mn^{4+}), ijzer (Fe^{3+}), sulfaat (SO_4^{2-}) en koolstofdioxide (CO_2) als alternatieve oxidatoren optreden. Hierbij worden ze gereduceerd tot respectievelijk stikstofgas (N_2), stikstofoxide (N_2O) of ammonium (NH_{4+}), mangaan (Mn_{2+}), ijzer (Fe_{2+}), sulfide (S_{2-}) en methaan (CH_4). De redoxpotentiaal Eh (uitgedrukt in mV), een maat voor de elektronenactiviteit, daalt naar mate de reacties moeilijker verlopen en de micro-organismen er minder energie uit kunnen halen.

In het geval van de Schutsloterwijde ligt het voor de hand dat sulfaat de belangrijkste electronenacceptor is voor de anaërobe afbraak. Dit sulfaat kan worden aangevoerd via het grondwater (kwelsloten) of via het oppervlaktewater (kwelsloten en plas). We zien dan ook dat de sulfaatconcentraties in het poriewater lager zijn dan in het oppervlaktewater. Dit duidt op de reductie van sulfaat in de onderwaterbodems. In afbeelding 4.6 worden de beschreven processen schematisch weergegeven.

afbeelding 4.6. Schematische weergave van de effecten van alkalien- en sulfaatrijk inlaatwater op de fosfaatmobilisatie in laagveenwateren [lit. 8]



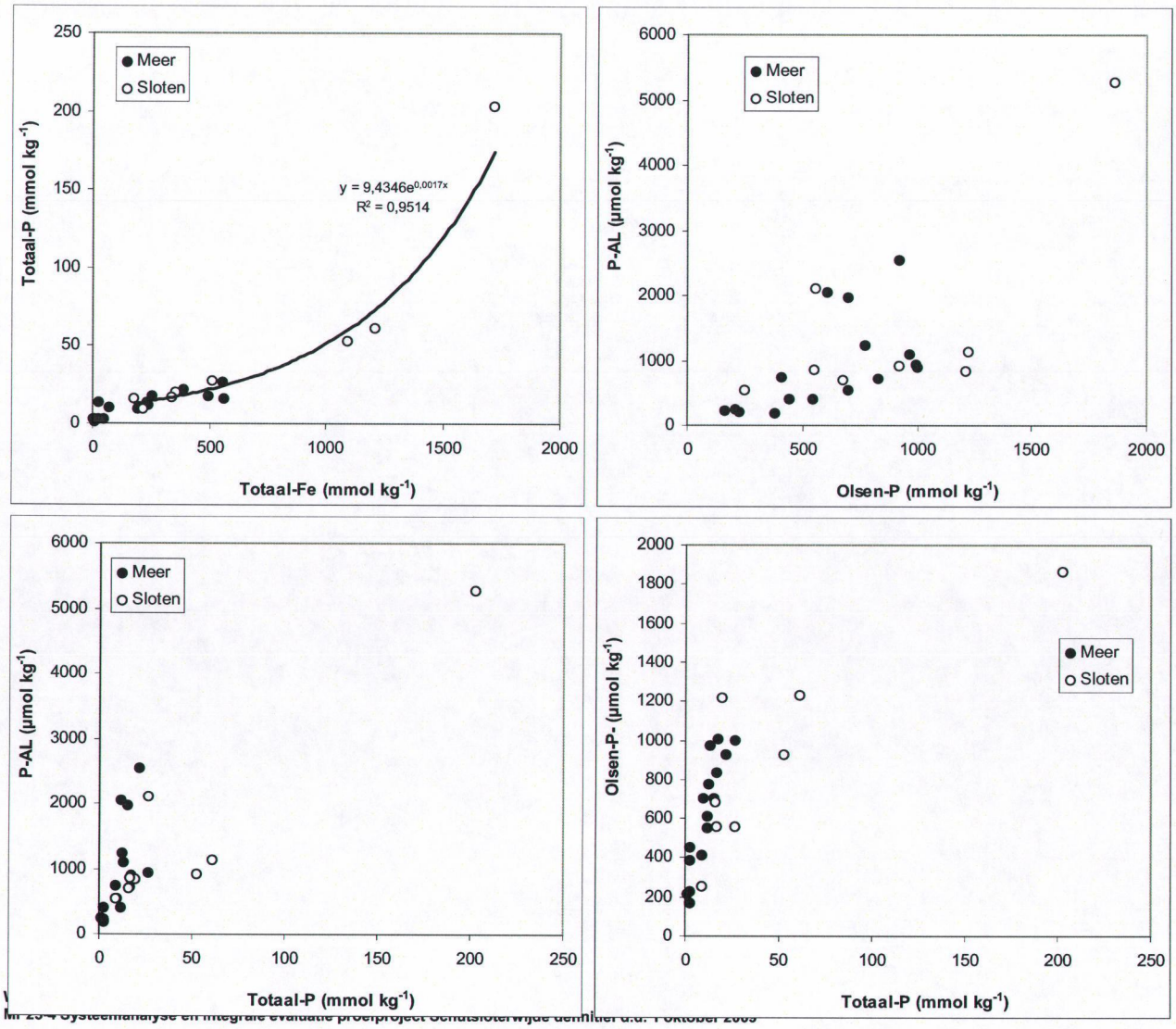
In deze afbeelding geeft + stimulering aan, en – geeft remming aan.

4.2.3. Bodemanalyses

In tabel 4.4 worden de resultaten van de bodemanalyses gegeven. We zien dat het totaal-P gehalte van de bodems sterk is gecorreleerd met de totaal-Fe concentratie (afbeelding 4.7). De sloten zijn duidelijk ijzerrijker en hierdoor ook rijker aan fosfor. Het is een bekend fenomeen dat ijzerrijke systemen veel fosfor vasthouden. Het nadeel van een ijzerrijke bodem is dus dat er ook veel fosfaat in zo'n bodem kan worden vastgehouden en dus ophopen. Het voordeel is dan weer dat de immobilisatie van P in ijzerrijke bodems relatief goed verloopt. We zien dat de minerale bodems steeds arm zijn aan ijzer en fosfor (tabel 4.4). In de organische bodems hangt de fosforconcentratie sterk samen met de ijzerconcentratie. Met name de kwelsloten hebben lokaal zeer hoge totaal-Fe en totaal-P concentraties. De Olsen-P en de P-AL concentratie, beiden een maat voor de plantenbeschikbare (via de wortels opneembare) P-fractie, zijn gecorreleerd met de totaal-P concentratie van de bodems (afbeelding 4.7).

Het totaal-S (zwavel) gehalte van de bodem vertoont een correlatie met het organische stofgehalte (afbeelding 4.8). Anaërobe organische bodems zijn doorgaans rijk aan zwavel. Dit komt omdat in anaërobe organische bodems sulfaat wordt gereduceerd tot sulfide. Sulfide bindt goed aan organische partikels en kan daarnaast neerslaan met gereduceerd ijzer waarbij uiteindelijk pyriet (FeS_2) wordt gevormd. Sulfaat dat via oppervlaktewater of grondwater wordt aangevoerd wordt in organische bodems gereduceerd en kan vervolgens ophopen als gereduceerd zwavel. Ook zwavel dat uit afbraak van organisch materiaal vrijkomt kan ophopen als sulfide (bij de aërobe afbraak komt zwavel juist vrij in de vorm van het zeer mobiele sulfaat).

afbeelding 4.7. Relatie tussen verschillende P-gerelateerde parameters voor de geanalyseerde bodems uit de Schutsloterwijde. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de bodems uit de plas en de bodems uit de sloten



tabel 4.4. Analyseresultaten voor de bodemmonsters.

			kg L^{-1} MasVol	% Org Stof	mmol kg^{-1} P	µmol kg^{-1} Olsen-P	µmol kg^{-1} AL-P	mmol kg^{-1} Fe	mmol kg^{-1} S	mmol kg^{-1} Ca	mmol kg^{-1} Mg	mmol kg^{-1} K
Meer	1	A	0,12	55,4	21,6	923	2538	391	363	645	109	23,6
		B	0,44	28,0	12,9	773	1224	28	46	140	78	3,6
	2	A	0,10	78,7	13,1	969	1093	234	380	471	69	19,5
		B	0,08	87,4	9,4	410	723	194	194	404	85	10,9
	3	A	0,13	63,2	17,1	832	717	259	270	347	134	34,9
		B	0,83	4,8	2,7	168	222	27	15	58	12	4,5
	7	A	0,19	39,6	11,7	546	387	238	163	417	32	7,8
		B	1,00	2,5	2,7	226	206	49	6	45	5	0,5
	9	A	0,41	20,9	9,9	699	540	74	54	275	14	4,1
		B	1,17	3,0	2,7	385	182	11	4	31	3	0,4
	10	A	0,15	50,0	26,5	996	930	556	249	468	107	28,8
		B	0,15	89,2	15,6	701	1953	563	107	524	18	4,0
	11	A	0,12	55,6	17,3	1003	882	499	394	672	85	14,9
		B	1,02	3,7	2,8	446	393	8	10	30	12	0,8
	12	A	0,11	73,3	11,7	609	2040	236	330	475	104	14,4
		B	1,24	1,9	1,2	209	235	10	4	18	7	2,3
Sloten	4	A	0,09	67,2	27,1	557	2102	512	266	421	37	7,2
		B	0,25	34,3	202,9	1861	5274	1722	81	385	20	3,8
	5	A	0,15	50,5	61,2	1226	1130	1213	243	370	55	14,8
		B	0,22	35,1	52,8	925	916	1093	232	319	41	10,0
	6	A	0,07	75,0	20,1	1216	829	359	401	449	36	11,2
		B	0,07	93,3	9,2	248	536	216	141	550	17	1,3
	8	A	0,10	71,2	16,7	553	859	341	323	448	49	12,4
		B	0,15	52,3	16,0	681	687	181	91	397	32	3,1

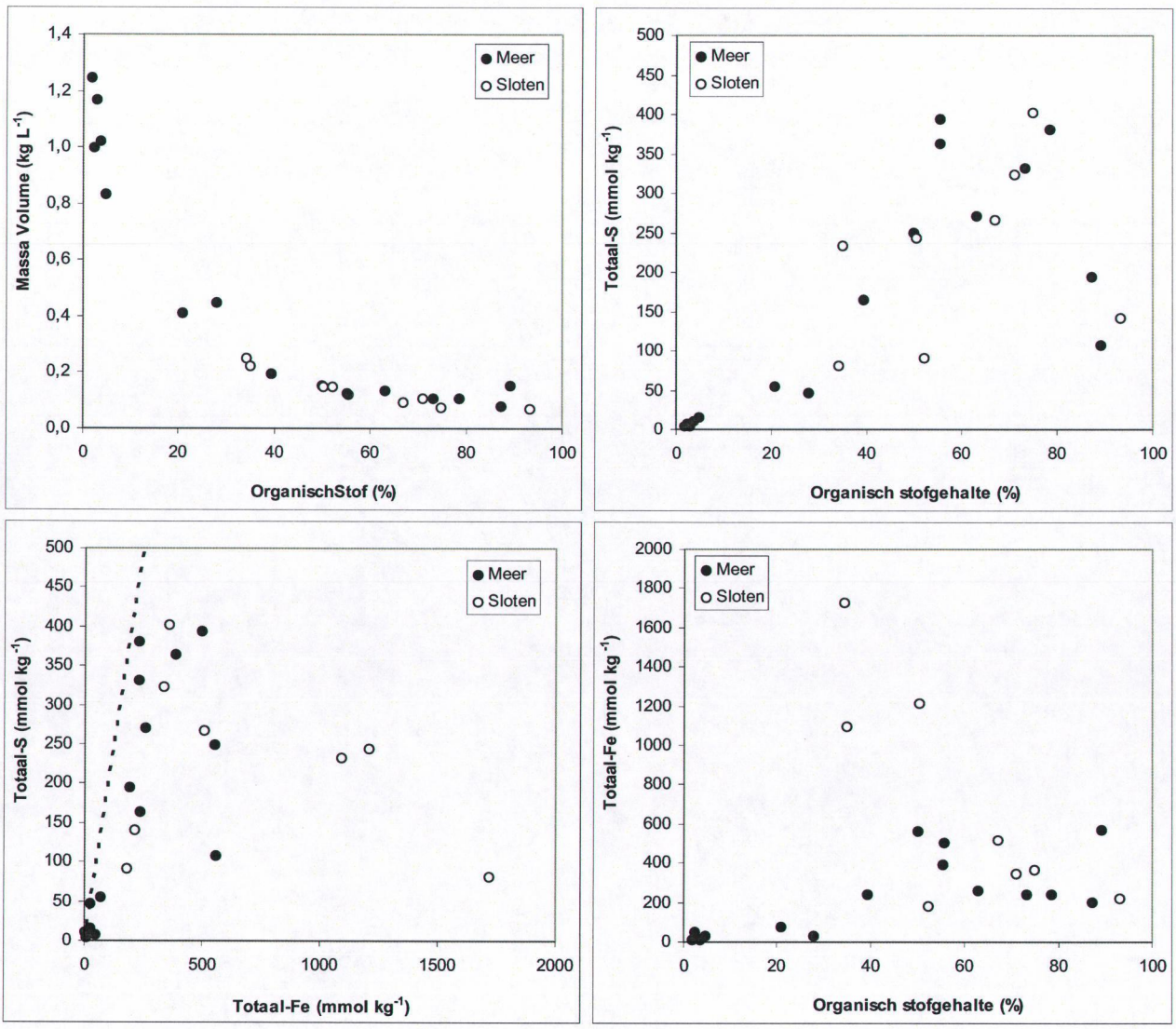
			mmol kg^{-1} Al	mmol kg^{-1} Mn	mmol kg^{-1} Na	mmol kg^{-1} Si	mmol kg^{-1} Zn	mmol L^{-1} P(lit)	µmol L^{-1} Ols-P(lit)	µmol L^{-1} P-AL(lit)
Meer	1	A	204,3	16,9	30,3	27,0	3,2	2,7	114	312
		B	164,8	1,7	22,1	15,3	0,2	5,7	344	544
	2	A	197,2	8,8	27,3	24,3	1,4	1,4	101	114
		B	62,9	4,3	26,8	15,2	0,7	0,7	31	55
	3	A	351,0	4,7	38,0	41,4	0,6	2,2	109	94
		B	51,4	0,3	17,2	10,9	0,2	2,3	140	184
	7	A	120,6	4,5	20,1	20,1	0,7	2,2	104	74
		B	52,2	0,3	6,7	12,3	0,3	2,7	225	205
	9	A	76,3	3,8	15,1	11,1	0,5	4,1	287	221
		B	47,6	0,1	8,6	7,0	0,2	3,1	448	212
	10	A	232,6	12,9	19,7	35,7	1,3	4,0	152	142
		B	166,7	2,0	20,4	8,0	0,2	2,3	105	292
	11	A	150,1	19,6	27,2	22,7	2,0	2,1	119	105
		B	59,1	0,2	9,0	5,1	0,2	2,8	455	401
	12	A	151,9	8,5	25,0	19,7	0,6	1,2	64	215
		B	35,5	0,1	10,6	7,6	0,2	1,4	259	291
Sloten	4	A	120,3	7,2	25,8	21,3	0,9	2,5	51	192
		B	208,5	34,3	17,2	25,4	1,2	50,4	462	1309
	5	A	256,4	18,0	22,5	49,8	1,6	9,1	182	136
		B	192,9	15,3	21,9	40,5	1,2	11,6	203	248
	6	A	123,9	2,2	23,1	18,5	1,3	1,5	90	61
		B	19,9	2,8	22,6	4,4	0,4	0,6	17	37
	8	A	179,4	3,0	23,1	23,4	1,4	1,7	58	89
		B	283,8	1,6	16,4	30,0	0,7	2,4	101	102

Fe/Al-P staat voor de ijzer en aluminiumgebonden P fractie, Ca-P voor de calciumgebonden P-fractie, en Org-P voor de organisch gebonden P-fractie. De monsterlocaties worden weergegeven in afbeelding 3. A. staat voor de bemonsterde sliblaag en B voor de hieronder liggende bodemlaag. Een aantal parameters worden ook per liter bodemvolume weergegeven.

Van groot belang is de verhouding tussen ijzer en zwavel in de bodems. Zolang er meer totaal-Fe in de bodem aanwezig is dan de helft van de zwavelconcentratie (0,5*totaal-S), is er doorgaans nog steeds genoeg ijzer beschikbaar om sulfide te kunnen binden en fosfaat te kunnen immobiliseren. In afbeelding 4.8 zien we dat dit voor nagenoeg alle bemonsterde bodems het geval is. Met name de kwelsloten hebben een groot overschot aan ijzer t.o.v. zwavel. Dit duidt er op dat in deze sloten (lokaal) nog ijzerrijk grondwater uitreedt. Met andere woorden: er wordt in deze sloten meer ijzer dan zwavel aangevoerd. Het feit dat er nog voldoende ijzer beschikbaar is verklaard de goede immobilisatie van P waardoor de concentraties in het poriewater relatief laag blijven (hierover later meer).

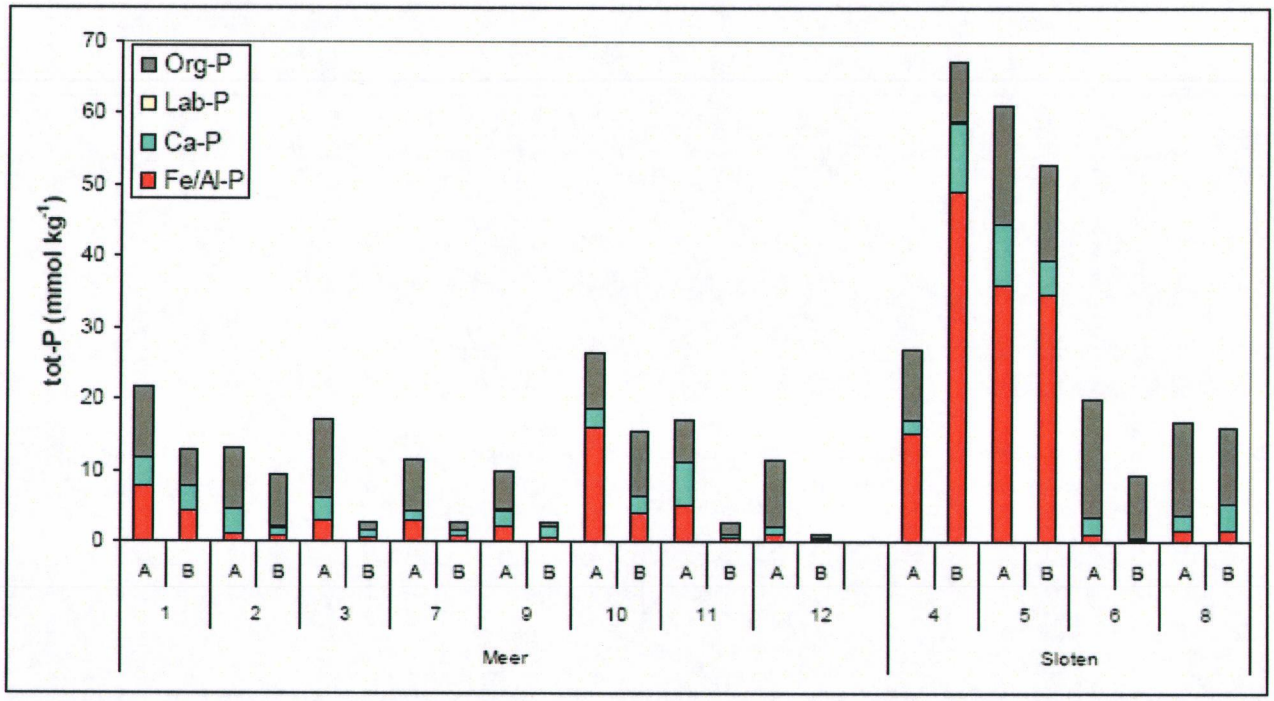
Verder zien we in afbeelding 4.8 ook dat het organisch stofgehalte van de bodem ook het Massa-Volume (hoeveelheid droge stof per liter bodemvolume) bepaald. Organische bodems zijn dus lichter en hebben een lagere massa per liter bodem. Voor de nutriëntenbeschikbaarheid is dit belangrijk omdat planten wortelen in een bepaald volume bodem. Als we de gemeten totaal-P, Olsen-P en P-Al concentraties uitrekenen per liter bodem volume (zie tabel 4.4) dan zien we dat de verschillen tussen de ondiepe slibbodems (A) en diepere (deels minerale bodems) (B) kleiner worden. Op drooggewichtsbasis zijn de concentraties bijna altijd hoger in de meer organische, en dus lichtere, sliblaag. Op volume basis vallen deze verschillen weg of zijn de concentraties juist vaker hoger in de diepere, meestal minerale en dus zwaardere, bodem die onder de sliblaag ligt (tabel 4.4).

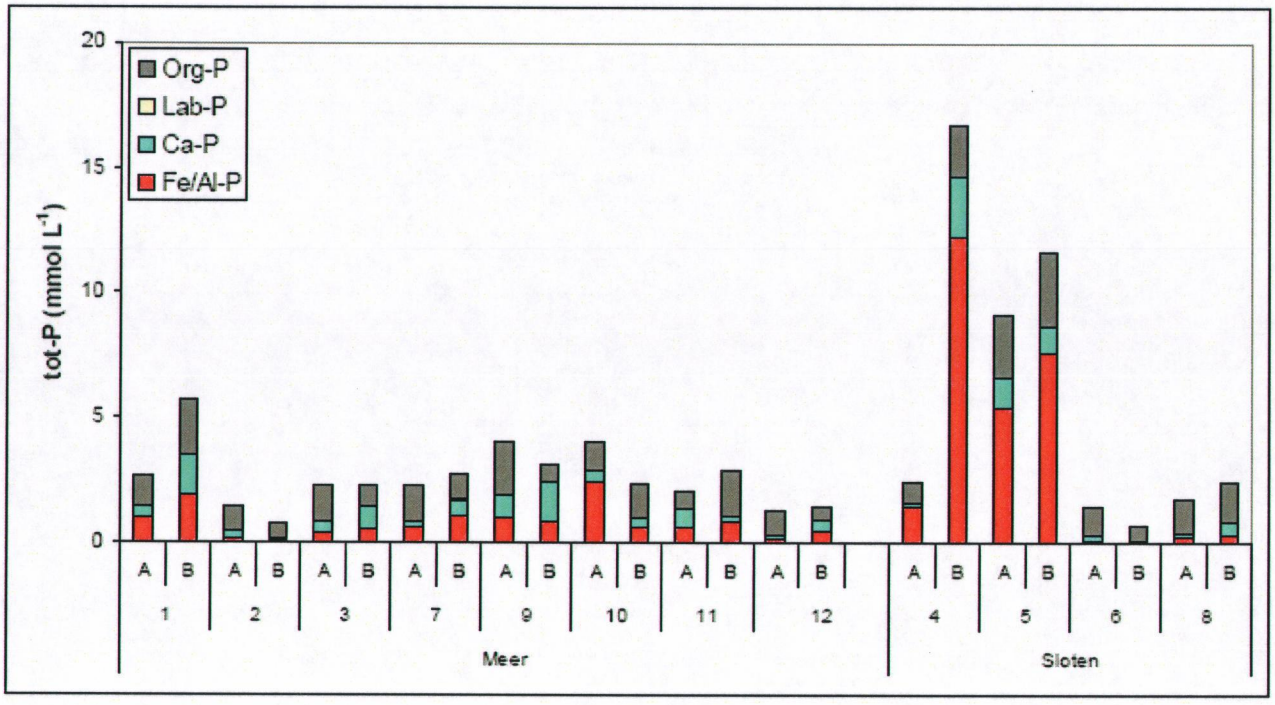
afbeelding 4.8. Relatie tussen verschillende parameters voor de geanalyseerde bodems uit de Schutsloterwijde. Er wordt onderscheid gemaakt tussen de bodems uit de plas en de bodems uit de sloten



In afbeelding 4.9 worden de resultaten van de fosfaatfractionering gegeven waarbij onderscheid wordt gemaakt tussen de verschillende vormen waarin fosfaat in de bodem aanwezig is. De organische stoffractie is aanwezig in de vorm van organisch materiaal. Deze fosfaatfractie kan vrijkomen als gevolg van afbraakprocessen. De calciumgebonden fosfaatfractie bestaat uit calciumfosfaatcomplexen. Deze fosfaatfractie komt vooral vrij als gevolg van verzuring van de bodem. De ijzergebonden fosfaatfractie bestaat deels uit aan Fe(II)hydroxiden geadsorbeerd P en kan worden gemobiliseerd door de interactie met sulfide dat wordt gevormd via sulfaatreductie.

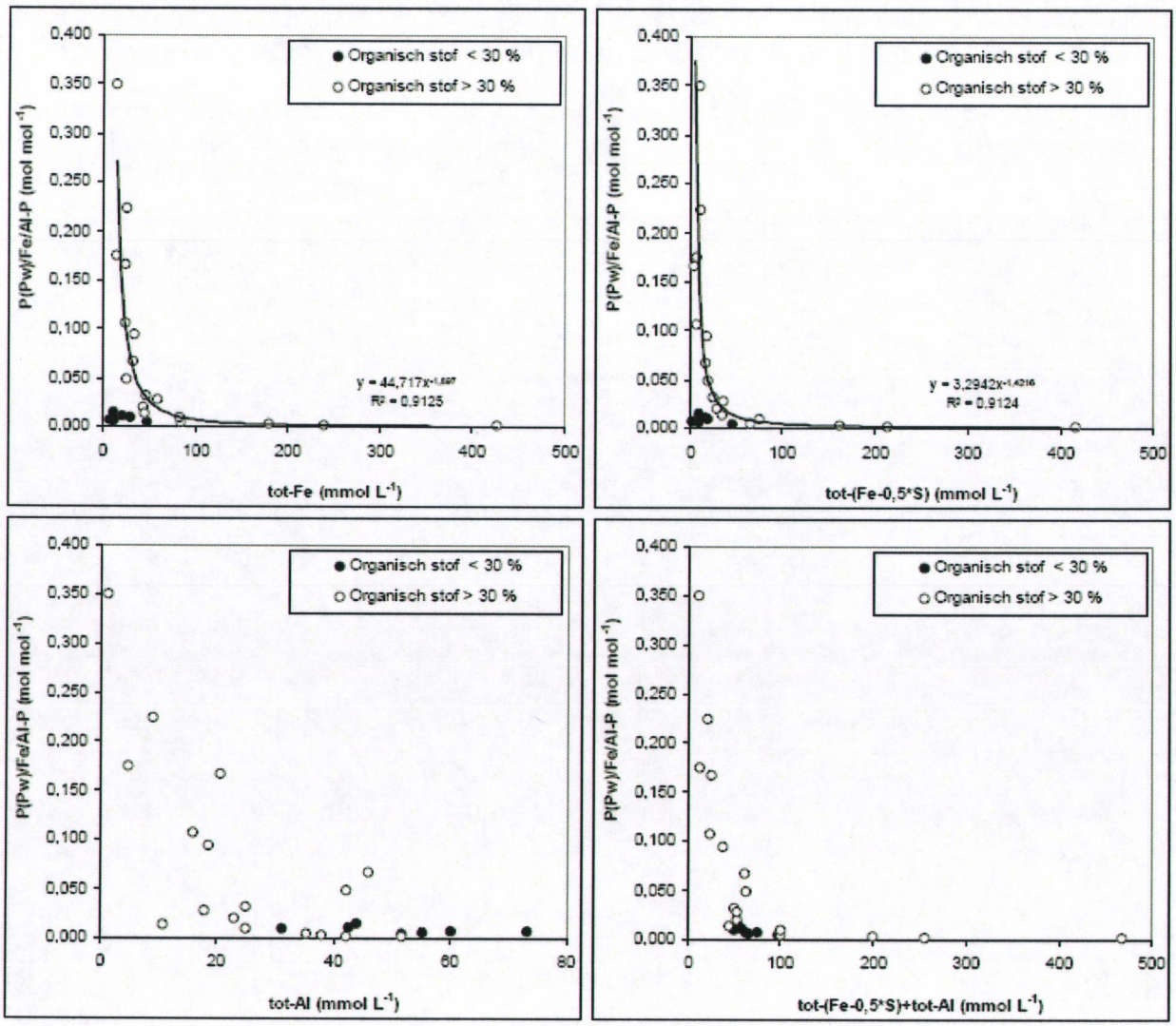
afbeelding 4.9. Cumulatieve fosfaatfracties per kg^{-1} bodem (bovenste staafdiagram) en per liter bodemvolume (onderste staafdiagram) voor de onderzochte sedimenten. De fractionering is uitgevoerd volgens Golterman [lit. 3]. Zie ook tabel 4.4





Uit afbeelding 4.10 zien we dat de organische P-fractie en ijzer/aluminium gebonden P-fractie gecorreleerd zijn met respectievelijk het organisch stofgehalte en de totaal-Fe concentratie van de bodems. Voor de minerale bodems blijkt er een correlatie te bestaan tussen de gemeten totaal-Al concentratie van de bodem en de ijzer/aluminium gebonden P fractie (afbeelding 4.10). Er wordt geen correlatie gevonden tussen de calcium gebonden P-fractie en de totaal-Ca concentratie van de bodem. In de bodem bestaat er een evenwicht tussen de fosfaatfractie die aan het ijzer is gebonden en de fosfaatconcentratie in het poriewater. In afbeelding 4.11 hebben we de fractie van de Fe/Al-P concentratie die we terug meten in het poriewater uitgezet tegen de totaal-Fe en de totaal-Fe-0,5*totaal-S concentratie per liter bodemvolume. Hierbij hebben we onderscheid gemaakt tussen de bodems met een organisch stofgehalte lager dan 30 % (minerale bodems) en de bodems met een organische stofgehalte hoger dan 30 % (organische bodems). De fractie van de Fe/Al-P concentratie die we terug meten in het poriewater neemt af naarmate de ijzerconcentratie per liter bodemvolume toeneemt (afbeelding 4.11). Hierbij zien we dat minerale bodems afwijken van de organische bodems en dat er een kleinere fractie van de Fe/Al-P concentratie in opgeloste vorm aanwezig is in het poriewater in vergelijking met de organische bodems. Als we deze fractie echter uitzetten tegen de totaal-Al concentratie dan zien we dat voor de minerale bodems de lage beschikbaarheid in het poriewater waarschijnlijk wordt bepaald door de totaal-Al concentratie (adsorptie aan aluminiumhydroxiden).

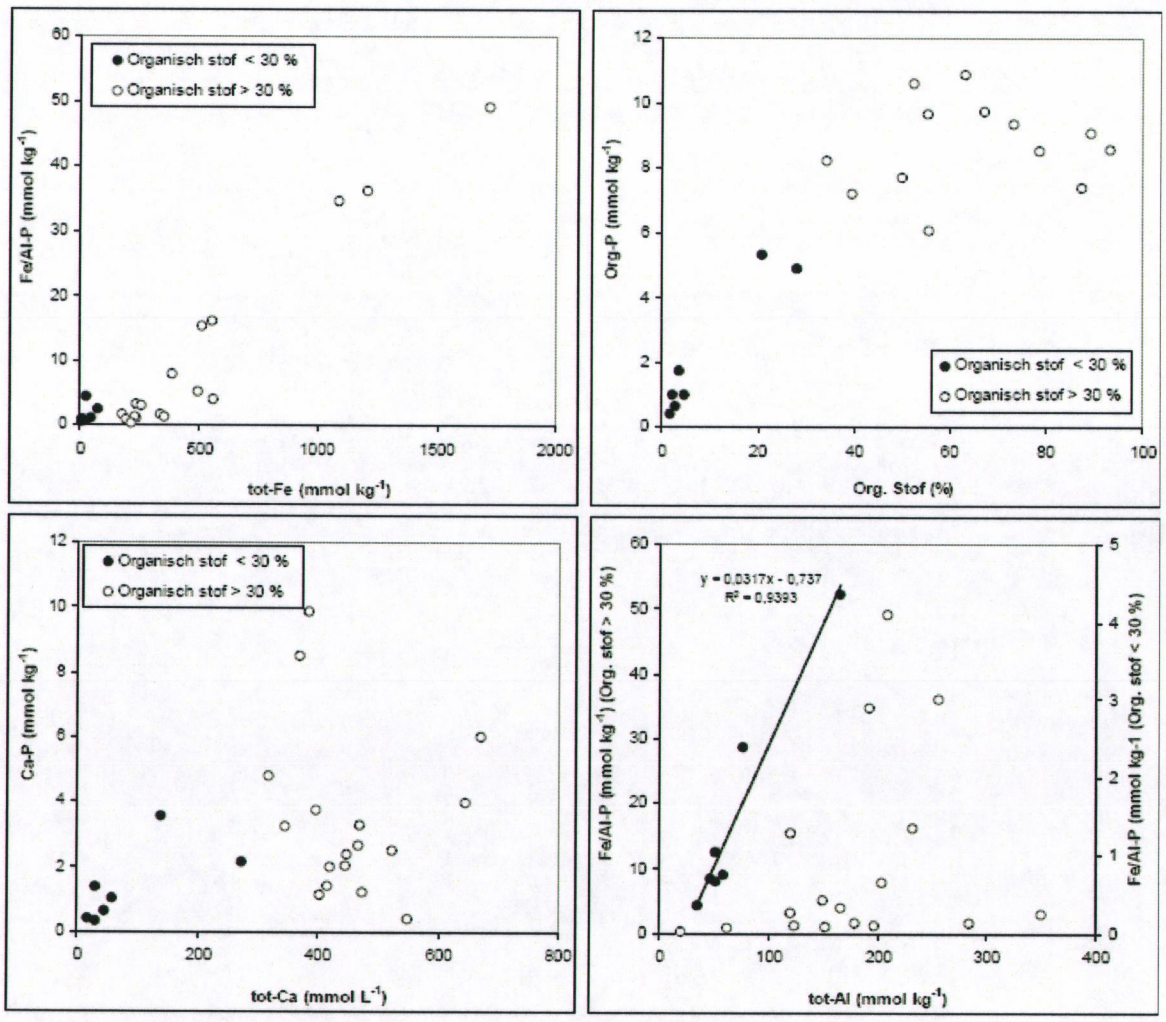
afbeelding 4.10. Relatie tussen verschillende fosfaatfracties en elementenconcentraties in de bodems. Er wordt onderscheid gemaakt tussen organische en minerale bodems



4.2.4. Fosfaatnalevering

Ten aanzien van de effecten van de P-rijkdom van de bodems op de waterkwaliteit is vooral de nalevering van P naar de waterlaag van belang. Deze nalevering komt tot stand via diffusie en via opwerveling van sediment (bioturbatie, bodemwoelende vissen, wind, gasproductie). De chemische fosfaatnalevering (via diffusie) van anaërobe sedimenten met een aërobe waterlaag, wordt sterk bepaald door de ijzer/fosfor (Fe/P) ratio van het poriewater (afbeelding 4.3). De nalevering van P naar de waterlaag blijkt sterk toe te nemen wanneer de Fe/P ratio in het bodemvocht lager is dan 1. Dit komt omdat in het oxidatieve toplaagje tussen water en sediment het ijzer weer wordt geoxideerd waardoor ijzer en fosfaat neerslaan. Als gevolg hiervan wordt de nalevering van P naar de waterlaag tegengegaan zolang de Fe/P ratio in het bodemvocht voldoende hoog is (>>1) en zolang de waterlaag aëroob is. Met name wanneer niet alleen de Fe/P ratio lager is dan 1 maar bovendien de P-concentratie van het poriewater hoger is dan 10 µmol L^{-1} (0,64 mg/L) is het risico van fosfaatnalevering naar de waterlaag hoog. In tabel 4.3 zien we dat de Fe/P ratio van het porievocht voor vrijwel alle geanalyseerde monsters hoger ligt dan 1 en dat voor vrijwel alle minerale bodems de P concentratie van het bodemvocht kleiner is dan 10 µmol L^{-1}.

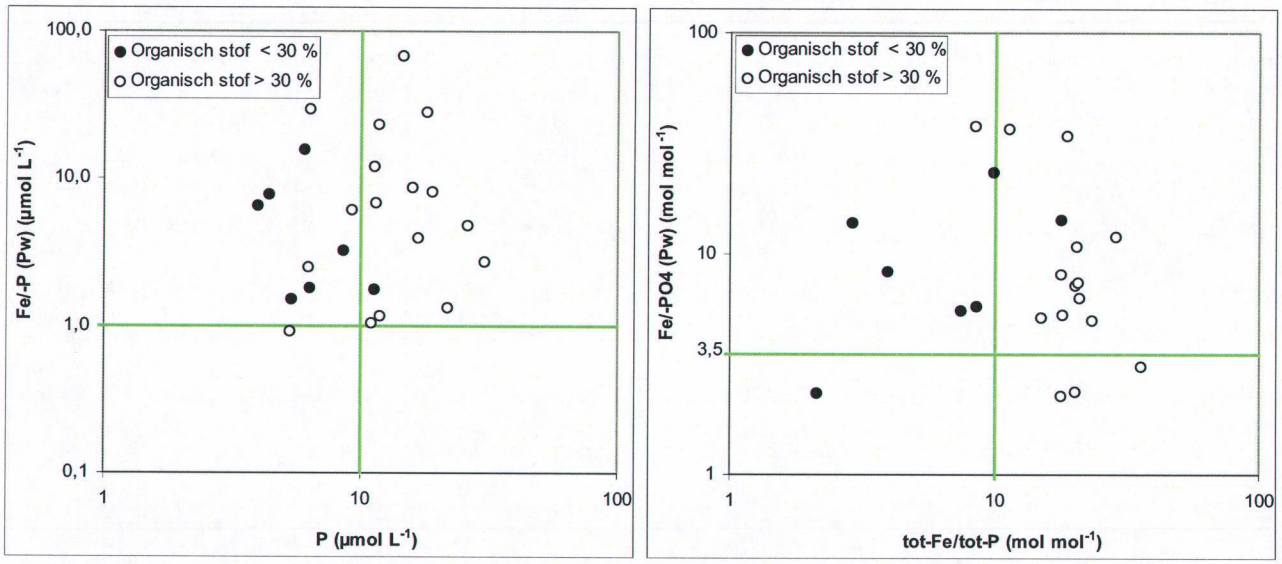
afbeelding 4.11. Relaties tussen de P(Pw)/totaal-P (P concentratie in het porievocht gedeeld door totaal-P) en respectievelijk de totaal-Fe, totaal-Fe-0,5*totaal-S, totaal-Al en totaal-Fe - 0,5*totaal-S + totaal-Al concentratie uitgedrukt per liter bodemvolume



Er wordt onderscheid gemaakt tussen de organische en minerale bodems.

Geurts e.a. [lit. 2] hebben een verspreidingsonderzoek gedaan waarbij fosfaatconcentraties in de waterlaag zijn gekoppeld aan ijzer/fosfaat ratio's van de onderwaterbodem en het porievocht van laagveenwateren. Hieruit bleek dat er een risico op P-nalevering uit het sediment ontstaat wanneer de tot-Fe/tot-P ratio van de bodem lager is dan 10 en wanneer de Fe/PO_4 ratio van het poriewater lager is dan 3,5. In afbeelding 4.12 zijn voor de onderzochte bodems deze ratio's tegen elkaar uitgezet. Het blijkt dat voor het overgrote deel van de organische (slib)bodems beide ratio's hoger zijn dan de door Geurts e.a. genoemde waarden. Voor het overgrote deel van de bodems met een laag organisch stofgehalte ligt de Fe/PO_4 ratio van het bodemvocht boven de 3,5 maar ligt de tot-Fe/tot-P ratio van de bodem onder de 10. Wel moet opgemerkt worden dat de ratio's uit Geurts e.a. zijn gebaseerd op wateren met organische bodems. We hebben reeds eerder gezien dat voor de minerale bodems de tot-Al concentratie bepalend lijkt te zijn voor de P-beschikbaarheid (immobilisatie door adsorptie aan aluminium(hydr)oxiden.

afbeelding 4.12. Relatie tussen de P concentratie en Fe/P ratio van het bodemvocht (links) en totaal-Fe/totaal-P ratio van de bodem en de Fe/PO_4 ratio van het bodemvocht.

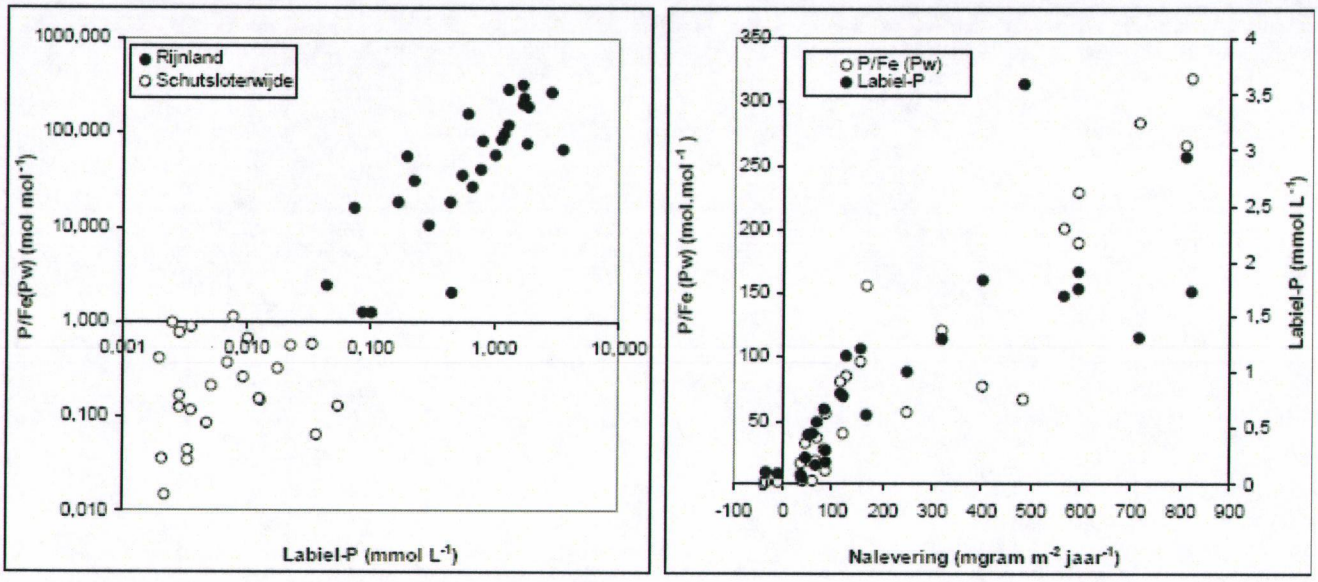


Er wordt onderscheid gemaakt tussen de organische en minerale bodems

In een eerder onderzoek is voor verschillende bodems afkomstig van verschillende plassen in Rijnland de nalevering van de bodems experimenteel bepaald [lit. 6]. Uit dit onderzoek bleek dat de experimenteel bepaalde chemische P-nalevering (via diffusie, dus zonder invloed van biota en fysische factoren zoals wind en golfslag) gecorreleerd was met de P/Fe ratio van het bodemvocht en de labiele P fractie zoals gemeten in een fosfaatfractionering (afbeelding 4.13).

De voor Schutsloterwijde bepaalde labiel-P concentraties van de bodems en P/Fe ratio van het bodemvocht zijn erg laag in vergelijking met de waarden die gemeten werden voor de plassen uit Rijnland. Op grond van de voor de bodems uit Rijnland gevonden correlaties is de verwachting dat de chemische P-nalevering voor de bodems uit Schutsloterwijde erg laag zullen zijn (< 30 mg m^2 jaar) (zie ook [lit. 7]). Deze constatering is in overeenstemming met de gemeten (lage) fosfaatconcentraties in de waterlaag.

afbeelding 4.13. P/Fe (Pw) ratio in het bodemvocht uitgezet tegen de labiel-P concentratie (per liter bodemvolume) voor de bodems uit Schutsloterwijde en referentiebodems uit verschillende plassen in Rijnland (links). P/Fe (Pw) ratio en labiel-P concentratie voor de bodems uit Rijnland uitgezet tegen de experimenteel bepaalde nalevering van P (rechts)[lit. 6]

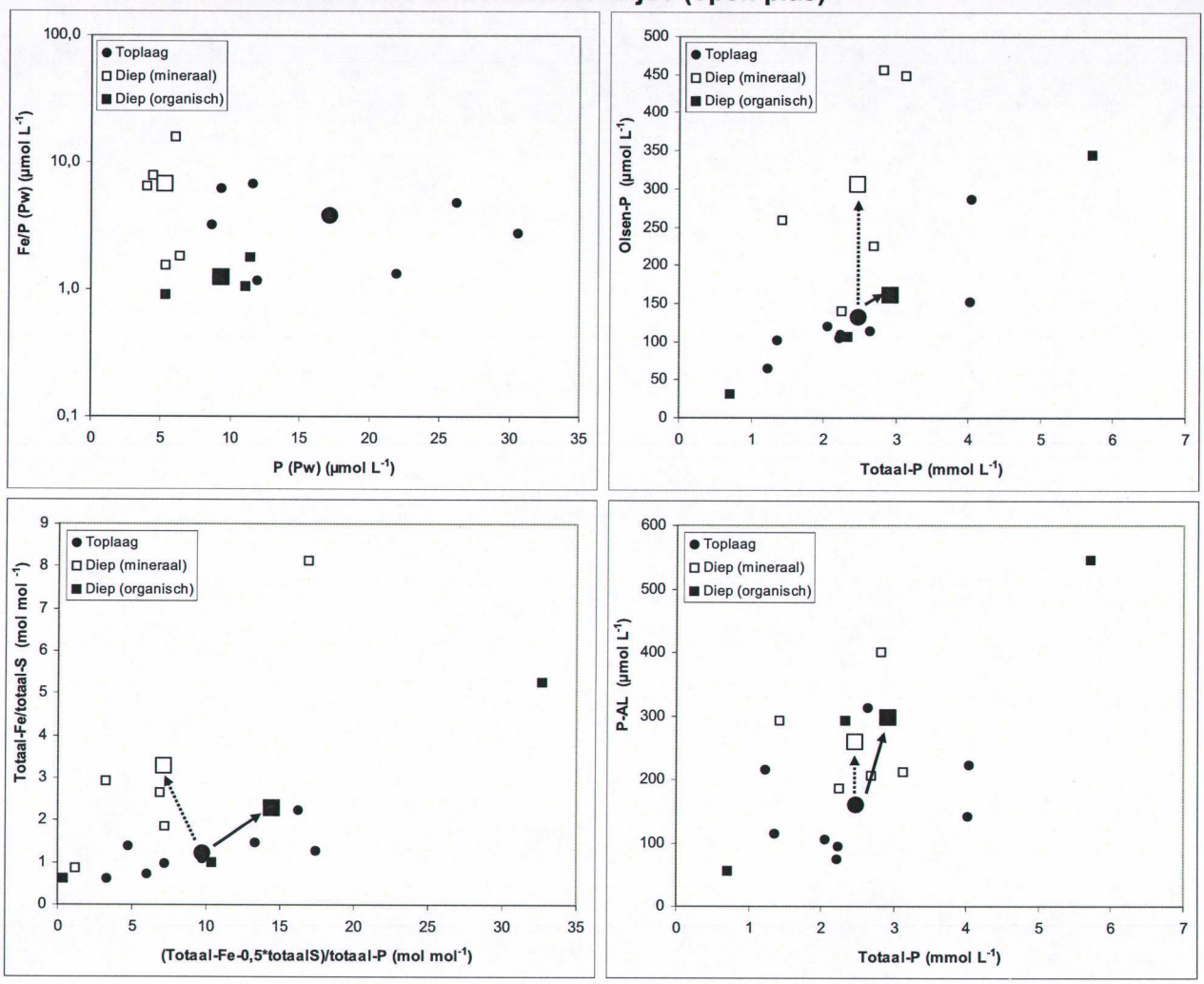


effecten van baggeren

De te verwachten effecten van baggeren kunnen worden afgeleid door een vergelijking te maken van de slibmonsters (bodemlaag A) met de dieper gelegen bodems (bodemlaag B). De diepere bodems bestonden doorgaans uit de minerale ondergrond (zand). Op de locaties 2 en 10 werd geen zandlaag aangetroffen op een diepte minder dan 3 meter onder het wateroppervlak. Op deze locaties werd het diepere deel van de sliblaag bemonsterd (2,0-2,5 meter onder het wateroppervlak). Op locatie 1 bestond de bodem onder de sliblaag uit een venige zandlaag. Voor de bespreking van de mogelijke effecten van baggeren maken we voor de plas onderscheid tussen minerale B bodems (locaties 3, 7, 9, 11, 12) en organische B bodems (locaties 1,2 en 10). In bijlage I wordt een overzicht gegeven van een aantal belangrijke bodemparameters in de vorm van staafdiagrammen.

In afbeelding 4.14 hebben we voor de Schutsloterwijde (plas) verschillende parameters tegen elkaar geplot waarbij we onderscheid maken tussen de toplaag (slib) en de hieronder gelegen minerale en organische bodems. We zien dat baggeren tot op de minerale bodem kan leiden tot een forse verlaging van de fosfaatconcentraties in het poriewater (halvering) en lichte verhoging van de ijzer:fosfor ratio van het poriewater. Baggeren tot op dieper gelegen organische bodems leidt eveneens (doch tot een geringere) afname van de fosfaatconcentraties in het poriewater maar tot een afname van de ijzer:fosfor ratio van het poriewater. De verhouding tussen niet zwavel gebonden ijzer en totaal-fosfor in de bodem wordt door baggeren tot op de minerale bodem iets ongunstiger hoewel de totaalijzer/totaal-S ratio van de bodems toeneemt.

afbeelding 4.14. Effecten van baggeren op verschillende ratio's en parameters in de onderwaterbodems van de Schutsloterwijde (open plas)



De toplaag (slib) en de onder de sliblaag gelegen minerale bodem of organische bodem worden met verschillende symbolen weergegeven. De grote symbolen indiceren de gemiddelde waarden.

5. WATER- EN STOFFENBALANSEN

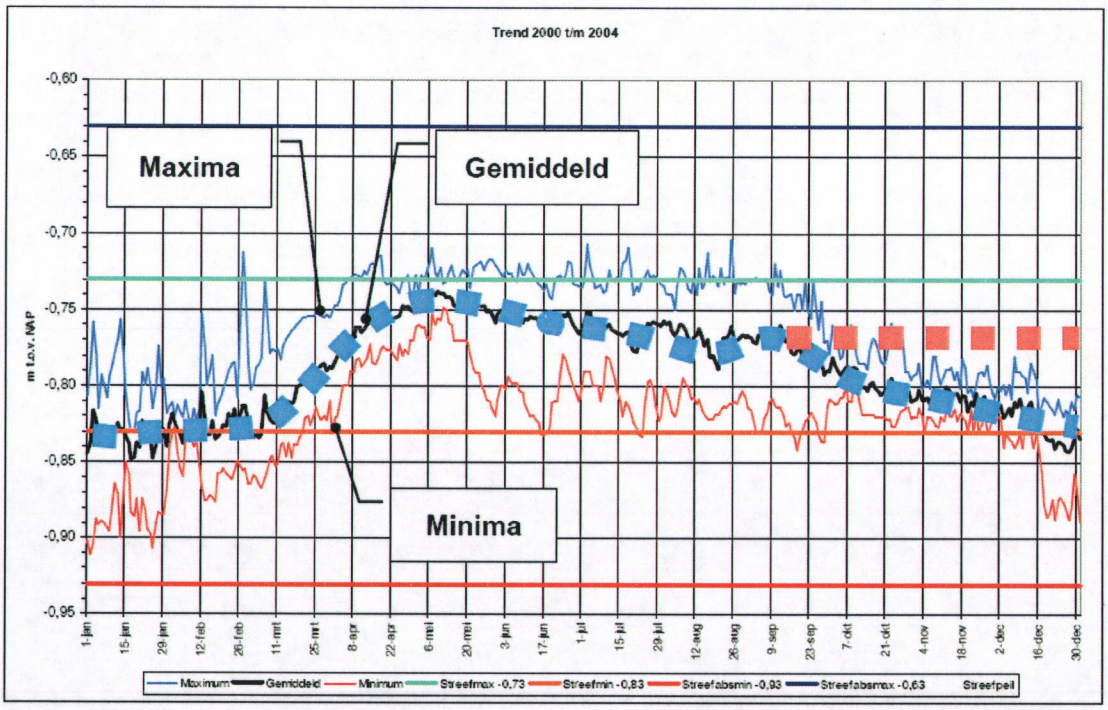
5.1. Gebiedbeschrijving

Onderstaande beschrijving komt grotendeels uit het Watergebiedsplan [lit.16]. De Schutsloterwijde is gelegen in de 'Boezem Noordwest-Overijssel' Deze boezem omvat zo'n 3.000 hectare open water. De Boezem van Noordwest Overijssel (NWO) ligt tussen het overgangsgebied van het Drents plateau in het noordoosten en de Noordoostpolder in het zuidwesten. In de huidige situatie is het afwaterend oppervlak van de boezem ongeveer 12.000 hectare.

Een groot gedeelte van de Boezem bestaat uit Boezemland. Dit land staat in de winter veelal onder water. Ruim 95 % van de Boezem bestaat uit de natuurgebieden Wieden en Weerribben. Deze zijn ontstaan door het afgraven van veen voor turfwinning. De gebieden bestaan uit trekgaten en -plassen, rietvelden, hooilanden en moerasbossen. De overige 5 % bestaat uit de watergangen (kanalen) die water vanuit Drenthe naar de boezem aanvoeren. Naast het water uit Drenthe (Wapserveense- en Vledder Aa) wateren ook de aangrenzende (landbouw)polders af op de boezem.

In afbeelding 5.1 is het gemiddeld boezempeil weergegeven (1999 t/m 2004). Te zien is dat het waterpeil fluctueert tussen grofweg –0.70 m NAP en –0.90 m NAP en dat het waterpeil tegennatuurlijk is. Het peil is gemiddeld hoger in de zomer dan in de winter.

afbeelding 5.1. Gemiddeld boezempeil in de jaren 1999 t/m 2004 [lit.16]



Het zuidelijk deel van de Wieden ligt erg geïsoleerd. Hier is het water vrijwel uitsluitend van lokaal gevallen neerslag afkomstig [lit. 14]. Het oppervlak van de Schutsloterwijde is 152 ha. Afbeelding 5.2 geeft een indruk van de diepteverdeling en de slibdikte in de Schutsloterwijde. Er wordt voor deze studie (voorlopig) uitgegaan van een gemiddelde waterdiepte van 1 meter.

afbeelding 5.2. Diepteverdeling (links) en slibdikte (rechts) Schutsloterwijde. Afbeelding afkomstig van Waterschap Reest en Wieden

5.2. Aanpak

5.2.1. Waterbalans

Voor de waterbalans (en fosfaatbalans) is gebruik gemaakt van bestaande literatuur en gegevens. Hierbij zijn de volgende rapporten bestudeerd:

- het rapport 'Boezem in Noordwest Overijssel: trends in fosfaatbalansen en effectiviteit van maatregelen' dat in 2004 door Arcadis is opgesteld en waarin fosfaatbalansen voor Noordwest-Overijssel worden beschreven [lit. 13];
- het rapport 'Waterkwaliteit Boezem Noordwest-Overijssel' dat Arcadis in 2008 heeft opgesteld en waarin de fosfaatbalansen voor Noordwest-Overijssel zijn verfijnd [lit. 1];
- Fosfaat in de boezem van noordwest-overijssel: Belasting, verspreiding en maatregelen voor reductie, Reinder Torenbeek, conceptrapport 2008 [lit. 14].

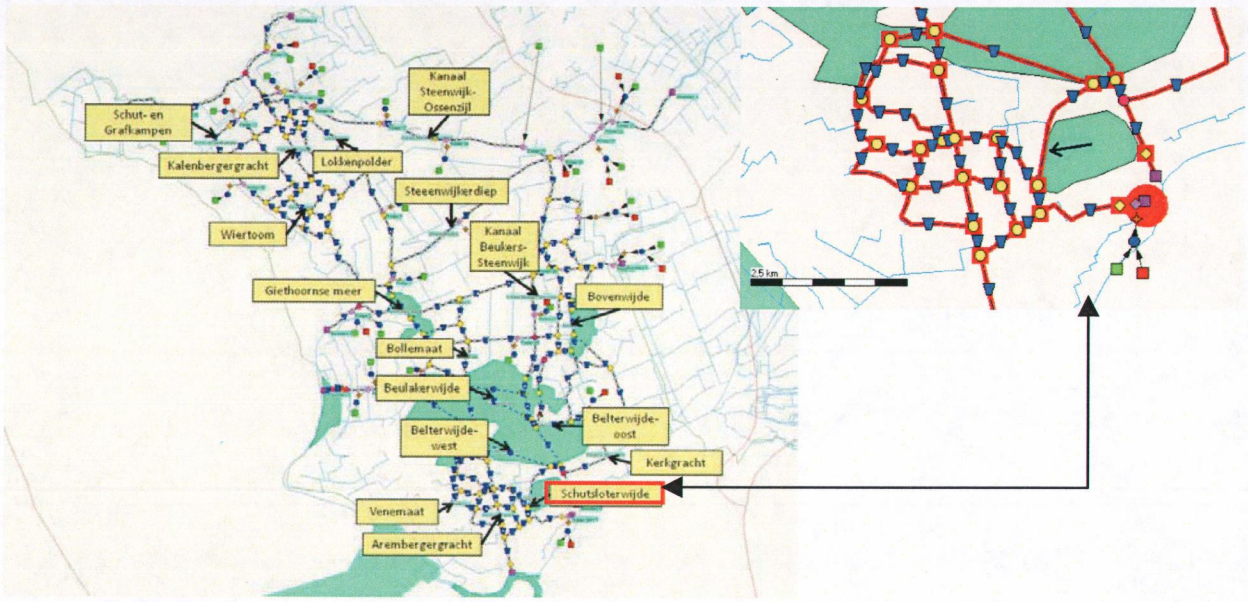
Omdat het rapport van Arcadis uit 2008 een nadere detaillering betreft van het rapport van Arcadis uit 2004 en het rapport van Reinder Torenbeek meer ruimtelijke differentiatie geeft dan het rapport van Arcadis uit 2008 is bij dit onderzoek vooral gekeken naar het rapport en de achterliggende gegevens van Reinder Torenbeek.

De betrouwbaarheid van de analyse in de studie van 2004 was te laag, omdat er niet met sluitende waterbalansen gewerkt is. Alleen bij (eventuele) onduidelijkheden is het rapport uit 2004 gebruikt. De water- en fosfaatbalans in 2008 van Arcadis is niet veranderd ten opzichte van die van 2004.

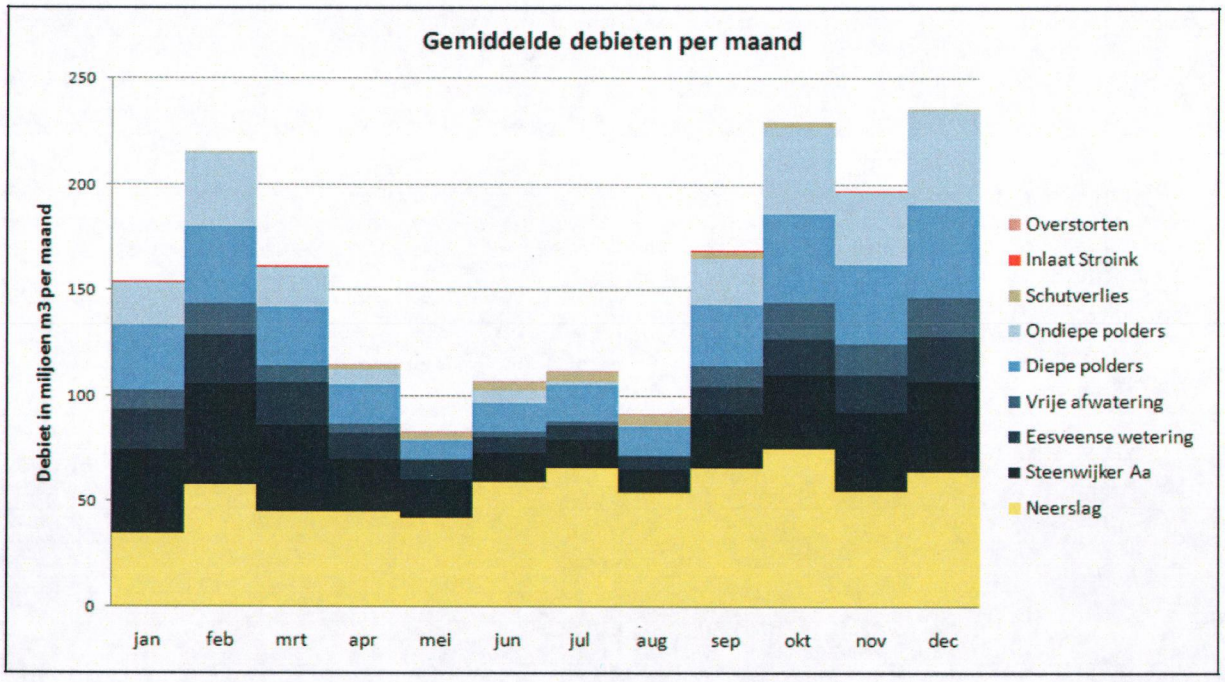
Voor de analyse van de waterbeweging en de verspreiding van verschillende bronnen door het boezemsysteem heeft Reinder Torenbeek de bestaande modellering van ARCADIS gebruikt. ARCADIS heeft voor de studie van Reinder Torenbeek nieuwe berekeningen gemaakt op basis van het droge jaar 2003. Op verschillende locaties in de boezem zijn zo berekeningen gemaakt van het debiet en van de herkomst van het water door het jaar heen.

De waterbalans van Arcadis [lit. 1] en Reinder Torenbeek [lit. 14], waarbij uit is gegaan van een SOBEK-schematisatie van de boezem, vormen het uitgangspunt voor de waterbalans in deze studie. Ondanks de ruimtelijke differentiatie blijft de waterbalans een grove benadering omdat de boezem centraal staat en niet de Schutsloterwijde. Onduidelijk is verder of de waterbalans sluitend is (in de rapporten van Arcadis was dit niet het geval, de totale watertoevoer naar de boezem is groter dan de afvoer). Dit hoeft voor het doel van dit onderzoek geen probleem te zijn, omdat de waterbalans alleen gebruikt wordt om de verblijftijd en om de P-belasting van de Schutsloterwijde te bepalen.

afbeelding 5.3. SOBEK-schematisatie Schutsloterwijde en omgeving



afbeelding 5.4. Gemiddelde debieten per maand [lit. 1]



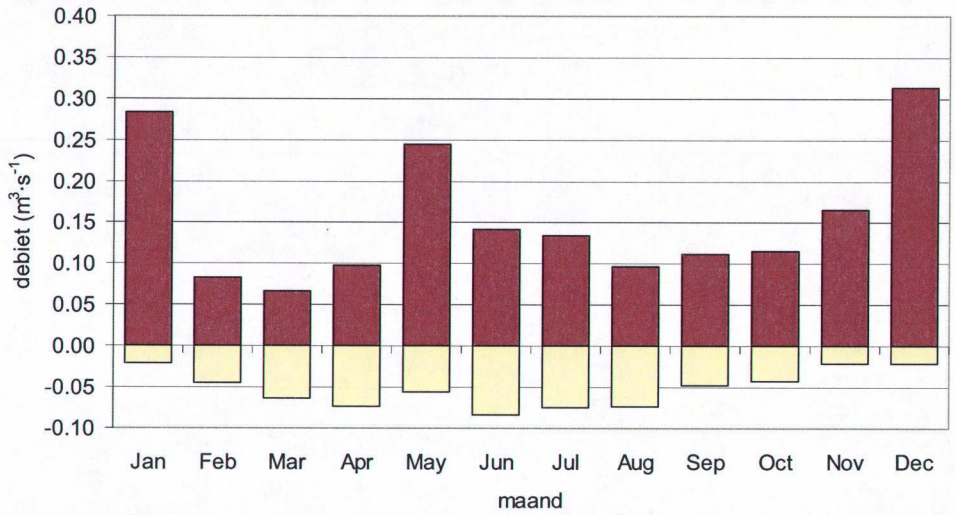
In afbeelding 5.4 is de waterbalans te zien van de boezem. Duidelijk wordt dat de bijdrage van neerslag groot is. Verder is de af- en uitspoeling vanuit de landdelen (ondiepe polder, diepe polders, vrije afwatering) van belang. In natte jaren zal de bijdrage van neerslag en de landdelen nog groter zijn.

De waterbalans is gereconstrueerd op basis van de gegevens van Arcadis [lit. 1] en Torenbeek [lit. 14]. Zij hebben geen aparte waterbalans opgesteld voor de Schutsloterwijde. De gegevens die beschikbaar waren, betroffen de fractieverdeling en de som van ingaande en uitgaande debieten.

De balansposten zijn neerslag, achterland, boezem en kwel (ingaande posten) en verdamping, boezem en wegzijging (uitgaande posten).

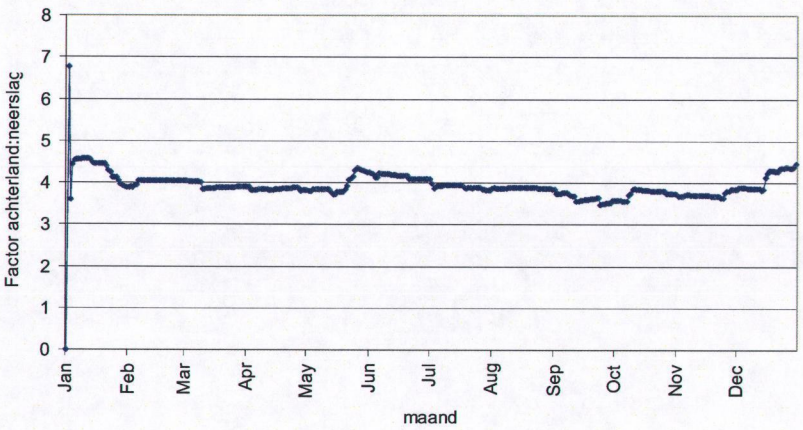
Voor de neerslag is gebruik gemaakt van metingen bij KNMI-station Giethoorn. Voor de verdamping is uitgegaan van KNMI-station Marknesse. De netto kwel (0 $mm \cdot d^{-1}$) en wegzijging (0,15 $mm \cdot d^{-1}$) is overgenomen uit het onderzoek van Arcadis [lit. 1], hoewel een bruto inschatting van kwel en wegzijging beter zou zijn. De hoeveelheid water van en naar de boezem is afgeleid op basis van de door Arcadis berekende in- en uitgaande debieten. Alle ingaande en uitgaande debieten zijn hiervoor apart gesommeerd (in tegenstelling tot het rapport van Arcadis, waarbij geen onderscheid is gemaakt in ingaande en uitgaande debieten). Het resultaat is te zien in afbeelding 5.5.Er is vanuit gegaan dat de inkomende debieten (de negatieve waarden in de afbeelding) afkomstig zijn van de boezem en dat de uitgaande debieten (de positieve waarden in de afbeelding) richting de boezem gaan.

afbeelding 5.5. Gemiddeld (bruto) debiet ($m^3 \cdot s^{-1}$) 2003 (+ naar boezem, - van boezem)



De laatste balanspost is het achterland. Hiervoor zijn geen gegevens beschikbaar. Daarom is de post beschouwd als sluitpost, waarbij het waterpeil aan het begin en het eind van het jaar gelijk is. De hoeveelheid water uit het achterland is gelijkgesteld met de neerslag vermenigvuldigt met een factor. De factor is ingeschat op basis van de fractieanalyse van Arcadis. In afbeelding 5.6 is het resultaat te zien van de inschatting van de factor op basis van de fractieanalyse. Op basis van deze analyse zou de factor rond de 4 moeten liggen.

afbeelding 5.6. Factor achterland : neerslag



Het achterland dat als uitgangspunt is gehanteerd in de studie van Arcadis watert echter voor een deel af op de Arembergergracht en voor een deel op de Schutsloterwijde. Daarom is de factor gecorrigeerd.

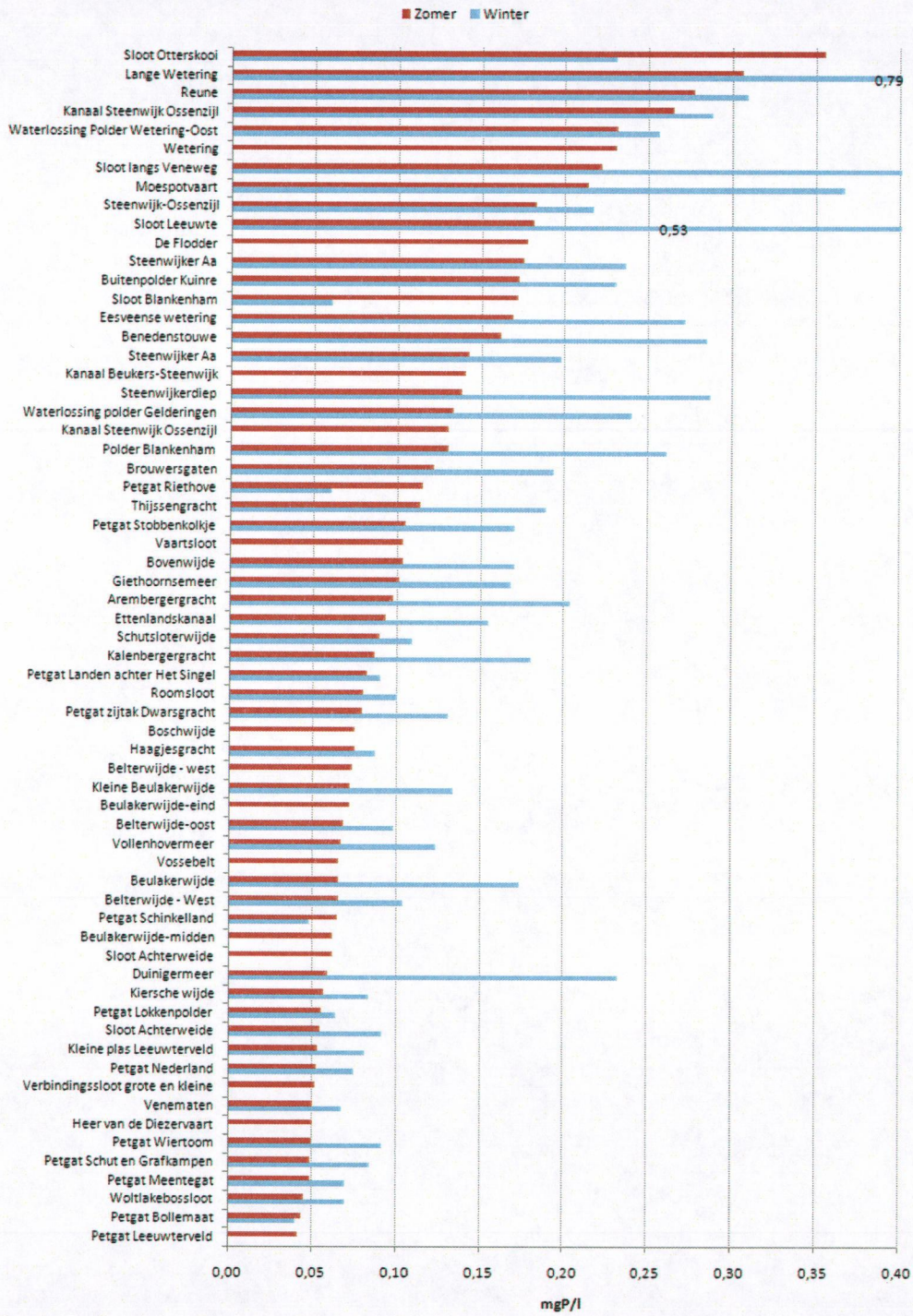
Dit is gedaan door de factor zodanig aan te passen dat de som van in- en uitgaande debieten over het jaar 2003 gelijk is, ofwel een gelijk waterpeil aan het begin en eind van het jaar. Dit resulteert in een aanpassing van de factor tot 3,25. Daarna is nogmaals gecorrigeerd, omdat het model van Arcadis 'op moet warmen'. De eerste weken zakt het waterpeil, terwijl dit in werkelijkheid niet het geval is. Ook aan het eind van het jaar lijkt er sprake van een soortgelijke invloed. Een aanpassing tot een factor 2,75 lijkt het meest reëel.

5.2.2. Externe P-belasting

De externe P-belasting is bepaald op basis van respectievelijk de waterbalans en inschattingen van de P-concentraties van verschillende bronnen. Er zijn drie bronnen te onderscheiden:

- neerslag: de P-concentratie in neerslag is verwaarloosbaar. De P-concentratie is 0 mg/l;
- boezem: de P-concentratie in de boezem is bepaald op basis van de studie van Arcadis. In afbeelding 5.7 is een overzicht gegeven van de variatie in het boezemgebied. Er is uitgegaan van een P-concentratie van 0,1 mg/l in de zomer en 0,2 mg/l in de winter. Dit is de gemiddelde seizoenconcentratie in de Arembergergracht. Er is voor gekozen om de waarden van de Arembergergracht te gebruiken omdat de aanvoer van boezemwater naar de Schutsloterwijde via deze gracht verloopt;
- achterland: de P-concentratie in het achterland is ingeschat op basis van bodemonderzoek van B-WARE (zie hoofdstuk 4) en op basis van de studie van Arcadis [lit. 1]. Door B-WARE zijn op verschillende plaatsen in het achterland sloten bemonsterd. De P-concentratie loopt uiteen van 0,02 mg/l tot 0,06 mg/l. Het betreft een eenmalige meting op 24 juni 2008. Aangezien B-WARE in het Stobbekolkje een concentratie heeft gemeten van 0,02 mg/l, terwijl Arcadis uitgaat van een P-concentratie van 0,1 mg/l in de zomer en 0,17 mg/l in de winter, lijkt er sprake van een structureel verschil. Daarom is er vanuit gegaan dat B-WARE een onderschatting geeft van de zomergemiddelde P-concentratie. Voor dit onderzoek gaan we uit van een zomergemiddelde P-concentratie van 0,1 mg/l in de sloten. De wintergemiddelde concentratie is vaak hoger. Daarom wordt uitgegaan van een wintergemiddelde concentratie van 0,2 mg/l (gelijk aan de boezem).

afbeelding 5.7. Gemiddelde concentraties totaal-fosfaat, gegevens 2002-2007 [lit. 14]



5.2.3. Interne P-belasting

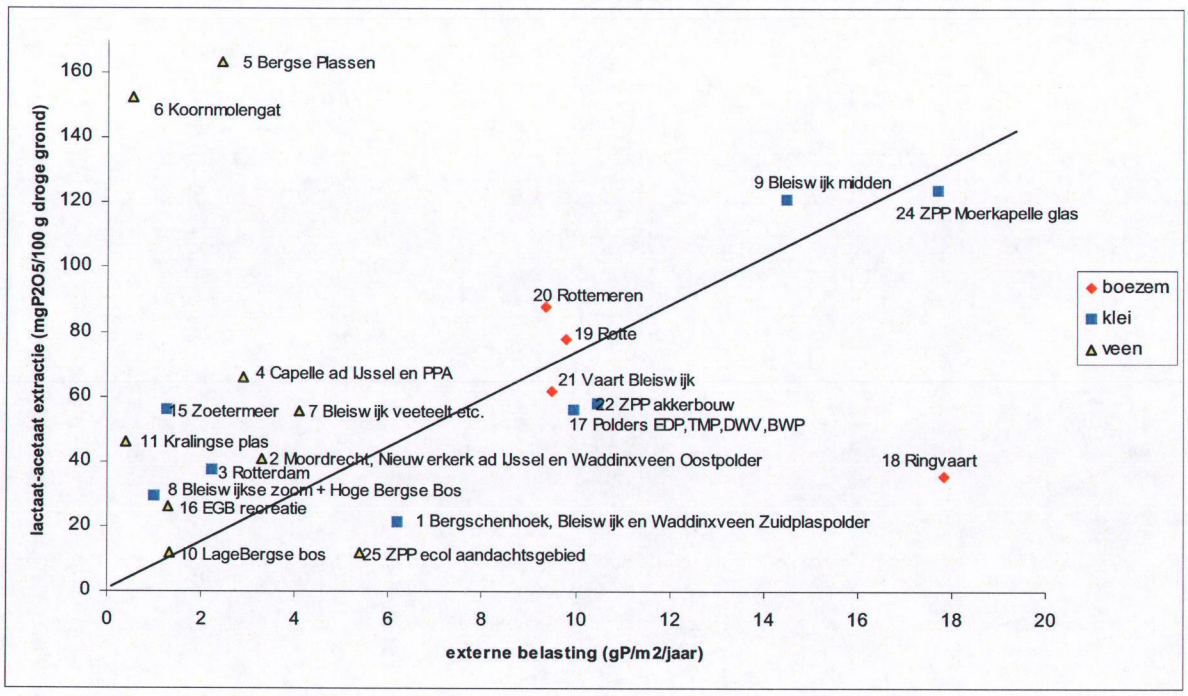
Voor de benadering van de potentiële interne P-belasting is de volgende benadering gehanteerd:

- bekend is dat in een stabiele situatie (dat wil zeggen een externe P-belasting die constant is over een langere periode) een evenwicht ontstaat tussen de externe P-belasting en de hoeveelheid biologisch beschikbare P in de bodem (de waterbodem is een afspiegeling van de externe belasting);

- andersom geredeneerd betekent dit dat de hoeveelheid biologisch beschikbare P in een waterbodem gerelateerd kan worden aan de externe P-belasting, waarmee deze bodem in evenwicht is. Dit noemen we de evenwichtsbelasting;
- op basis van de biologisch beschikbare hoeveelheid P van de waterbodem (P-AL bepaald op basis van het bodemonderzoek door B-Ware), kan onderzocht worden met welke fictieve externe P-belasting dit in evenwicht is (die noemen we de evenwichtsbelasting);
- de evenwichtsbelasting wordt vergeleken met op basis van de water- en stoffenbalans berekende externe P-belasting. Hieruit volgende drie mogelijkheden:
  1. de berekende externe P-belasting is gelijk aan de evenwichtsbelasting: de bodem is dan in evenwicht met de externe P-belasting. Er is geen sprake van interne P-belasting;
  2. de berekende externe P-belasting is lager dan de evenwichtsbelasting: de bodem is dan niet in evenwicht met de externe P-belasting. Dit geldt voor de meeste Nederlandse waterbodems. De bodem zal afhankelijk van de omstandigheden en ingrepen een aanvullende belasting genereren. Dit noemen we de potentiële interne P-belasting. De potentiële interne P-belasting kan worden bepaald op basis van het verschil tussen de berekende externe P-belasting en de evenwichtsbelasting;
  3. de berekende externe P-belasting is hoger dan de evenwichtsbelasting: de bodem is dan niet in evenwicht met de externe P-belasting. De bodem is dan in staat om P vast te leggen. De vastlegging kan worden bepaald op basis van het verschil tussen de berekende externe P-belasting en de evenwichtsbelasting.

Voor de waterbodems (sloten, vaarten, plassen) in het beheersgebied van het Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard [lit. 15] is een relatie gelegd tussen de externe P-belasting en de hoeveelheid biologisch beschikbare P in de waterbodem (afbeelding 5.8). Verwacht wordt dat deze relatie voor sloten, vaarten en plassen in een evenwichtssituatie vergelijkbaar is. De evenwichtsbelasting in de Schutsloterwijde is bepaald op basis van deze relatie.

afbeelding 5.8. P-belasting per cluster van waterlichamen versus de Acetaat-Lactaat extractiewaarde (P-AL) van de waterbodem (toplaag, dit kan zowel bodem als slib zijn) [lit. 15]



Voor deze exercitie is een omrekening nodig van de biologisch beschikbare hoeveelheid P van de waterbodem (P-AL) naar de evenwichtsbelasting. Vervolgens is een omrekening nodig van de evenwichtsbelasting en de op basis van de water- en stoffenbalans berekende externe P-belasting naar de potentiële interne P-belasting (of vastlegging). De relatie tussen P-AL (X) en de evenwichtsbelasting (Y) wordt afgeleid op basis van de relatie in afbeelding 5.8. Deze relatie is Y = 0,136 X. Dit is een relatie op basis van mg P2O5 per 100 gram droge grond. De P-AL waarde in $\mu mol \cdot kg^{-1}$ moet hiervoor eerst worden omgerekend.

Vervolgens is gekeken of de op basis van de water- en stoffenbalans berekende externe P-belasting overeenkomt met de evenwichtsbelasting die past bij de waterbodem. Als de externe P-belasting passend bij de waterbodem hoger is dan de daadwerkelijke externe P-belasting is sprake van nalevering van P vanuit de waterbodem. Als de externe P-belasting passend bij de waterbodem lager is dan de daadwerkelijke externe P-belasting is sprake van binding van P door de waterbodem. Er wordt dus vanuit gegaan dat de resulterende externe P-belasting en interne P-belasting aan elkaar gelijkgesteld kunnen worden, ofwel:

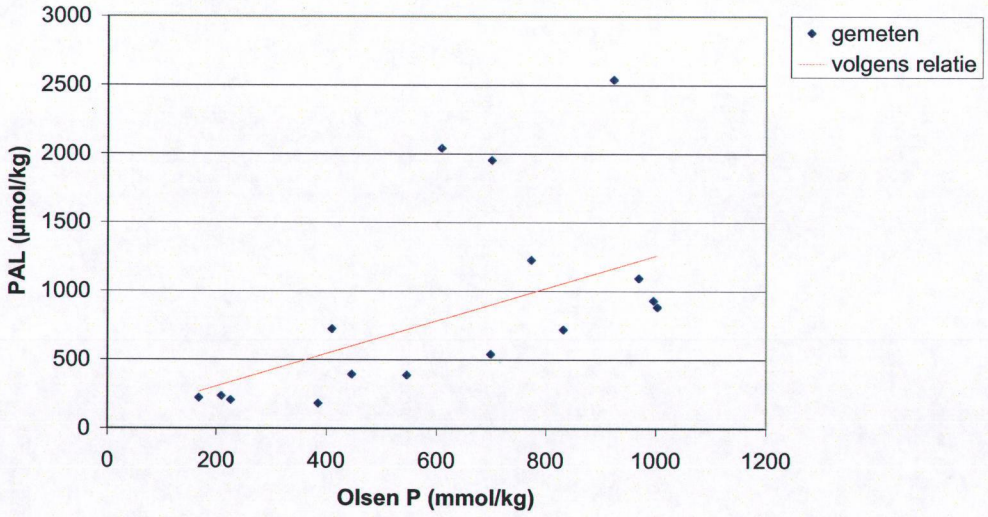
$P\text{-belasting}_{intern}$ ($g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$) = evenwichtsbelasting (uit bodemonderzoek) - $P\text{-belasting}_{extern}$ (uit balans)

De resulterende interne P-belasting is zoals gezegd de potentiële interne P-belasting. Afhankelijk van het evenwicht in een systeem (plantenrijk of plantenarm) en de aanwezigheid van vis zal de potentiële interne P-belasting tot expressie komen.

relatie Olsen-P en PAL

Vaak wordt alleen de Olsen P-waarde gemeten. Dit is een andere extractiemethode dan de lactaat-acetaatextractie. Beide extractiemethoden zijn een maat voor de plantbeschikbare P-fractie. In afbeelding 5.9 is de relatie gegeven tussen Olsen-P en PAL. Daarnaast is ook de theoretische relatie weergegeven. Afhankelijk van de specifieke bodemeigenschappen kan zoals in de afbeelding te zien is de ratio tussen PAL en Olsen-P variëren.

afbeelding 5.9. Relatie tussen Olsen-P en PAL



5.2.4. Kritische P-belasting

De kritische P-belasting voor de Schutsloterwijde is bepaald aan de hand van een gevoeligheidsanalyse met PCLake. De plas is in het model gedefinieerd aan de hand van kenmerken als verblijftijd, strijklengte, diepte, bodemtype en aandeel moeras. De P-belasting is bepaald door de verblijftijd en de gemiddelde P-concentratie van het inkomende water. De P-concentratie is in twee fasen gevarieerd bij een vaste verblijftijd. In de eerste stap is de P-concentratie in 20 stappen gevarieerd, waarna de P-concentraties zijn bepaald waar de omslag plaats vindt. Tussen deze twee P-concentraties is opnieuw in 20 stappen gevarieerd. Vervolgens is de kritische P-belasting bepaald.

De relevante uitvoer van het model bestaat uit de concentratie chlorofyl (een maat voor algenbiomassa) en de bedekking met waterplanten. De P-concentratie is tegen deze uitvoer afgezet. De P-concentratie, waarbij de waterplanten zich nog net kunnen handhaven (of algen nog net niet gaan domineren) is de kritische P-concentratie. Met andere woorden daar waar de afname van waterplanten en de toename van algenbiomassa (chlorofyl-a) het grootst is ligt de kritische grens. In afbeelding 5.10 is een voorbeeld gegeven van de uitvoer. Op basis van de verblijftijd is vervolgens de kritische P-belasting bepaald.

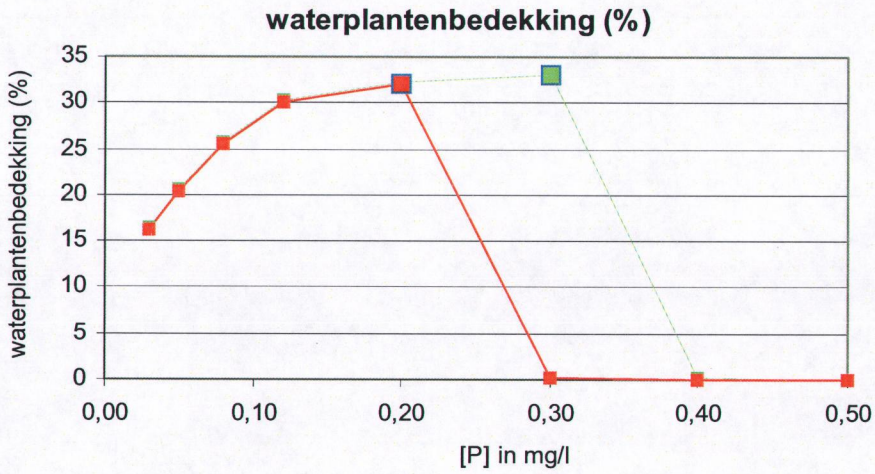
De kritische P-concentratie is gedefinieerd vanuit een heldere (punt 1) en troebele (punt 2) situatie:

1. de maximale P-concentratie in het inkomende water, waarbij de ecologische toestand van een watersysteem, te weten helder en gedomineerd door waterplanten nog gehandhaafd blijft;
2. de P-concentratie in het inkomende water, waarbij de ecologisch toestand van een watersysteem verandert van troebel en gedomineerd door algen in helder en gedomineerd door waterplanten.

Voor het bepalen van de kritische belasting is gebruik gemaakt van onderstaande set van kenmerken:

- diepte: 0.95 m;
- strijklengte: 1000 (kortst) en 1600 (langst) meter (gemeten in Google Earth);
- debiet: 9,1 mm/d, verblijftijd 159 dagen;
- bodemtype: zand;
- areaal moeras: 10, 25, 50 en 100 % van het (open) wateroppervlak;
- peilvariatie: 0;
- initiële toestand: helder en troebel.

afbeelding 5.10. Afleiden van kritische P-concentratie: groen = heldere begintoestand, rood = troebele begintoestand, de kritische P-concentraties zijn aangegeven met een vergroot vierkantje

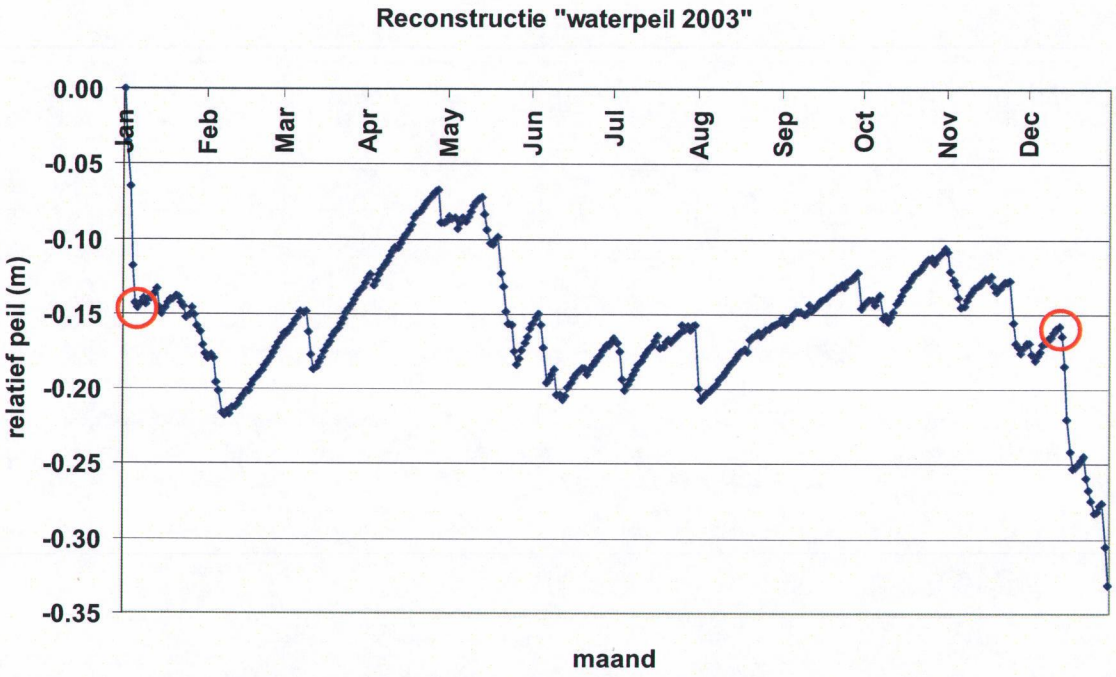


5.3. Resultaten en bespreking

5.3.1. Waterbalans

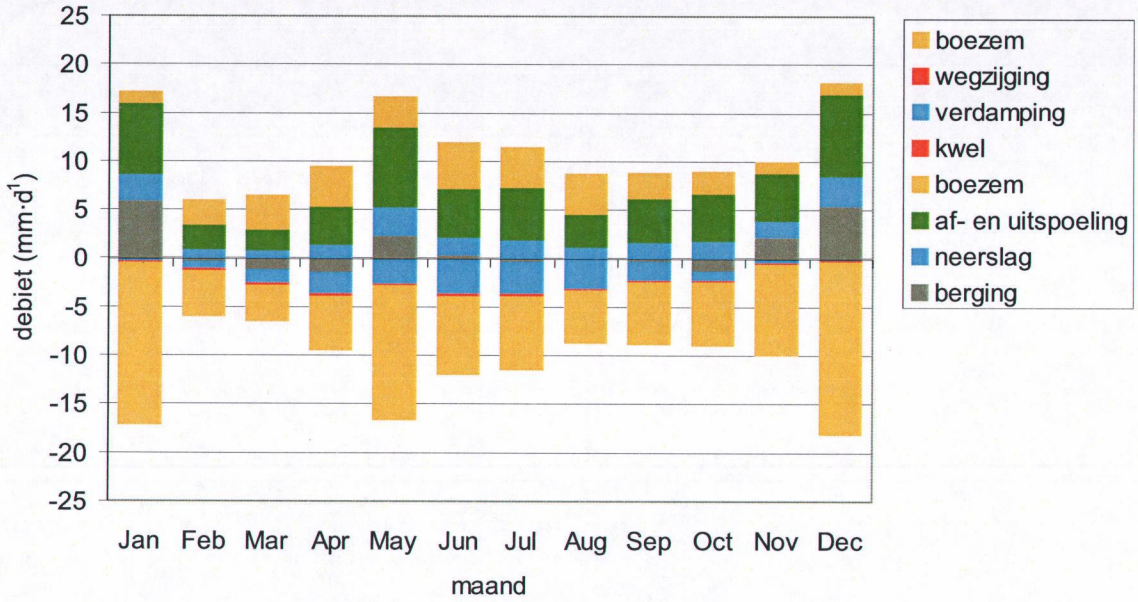
In afbeelding 5.11 is het gereconstrueerde waterpeil te zien. Het peil komt zeer waarschijnlijk niet goed overeen met de werkelijkheid (er zijn geen gegevens om dit te verifiëren), maar voor deze analyse is het vooral belangrijk dat de balans sluitend is. De waterbalans is geen doel op zicht, het doel van de balans is vooral om de hoeveelheid water en nutriënten vanuit de boezem en het achterland in te schatten en daarvoor lijkt deze voldoende geschikt. Zoals gezegd is niet uitgegaan van de beginstand en eindstand, maar van de waterstanden na het instellen van het model. Deze momenten zijn aangegeven met rode cirkels.

afbeelding 5.11. Reconstructie waterpeil 2003



In afbeelding 5.12 is de waterbalans voor de Schutsloterwijde voor 2003 weergegeven. Het achterland is de belangrijkste bron, maar ook vanuit de boezem wordt nog relatief veel water ingelaten, voornamelijk in de zomer als het waterpeil actief wordt verhoogd. De berging in januari en december is een modelartefact.

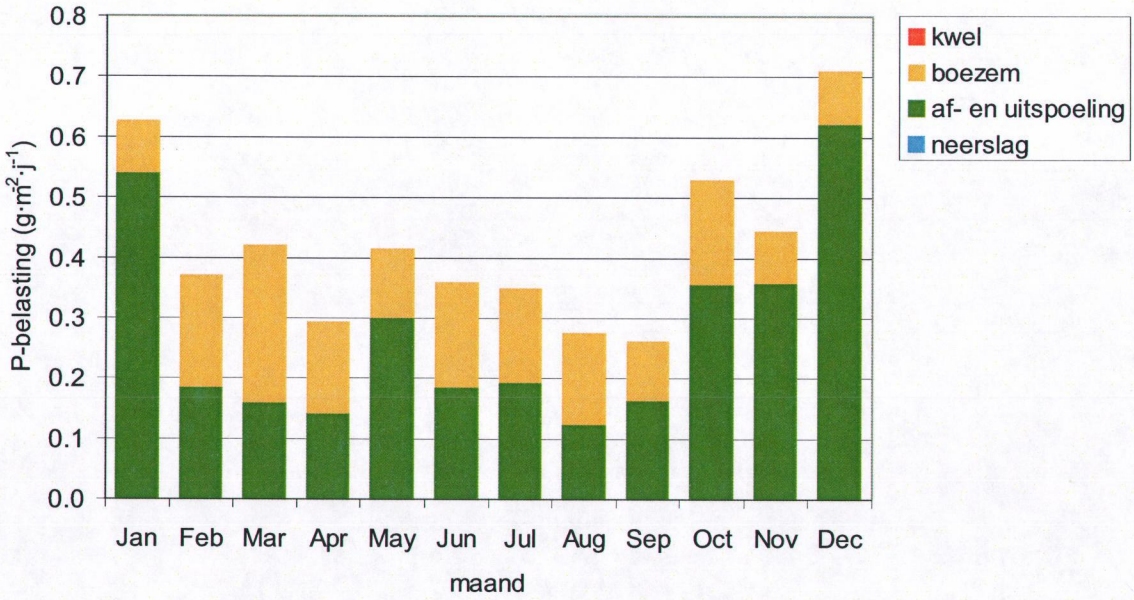
afbeelding 5.12. Reconstructie waterbalans 2003



5.3.2. Externe P-belasting

De op basis van de waterbalans (waterstromen) berekende externe P-belasting is weergegeven in afbeelding 5.13. Verondersteld is dat de belasting door neerslag verwaarloosbaar is en dat kwel niet voorkomt, ook niet bij lage waterstanden. Opgemerkt moet worden dat deze afbeelding gebaseerd is op een droog jaar. In natte jaren zal de externe P-belasting als gevolg van een verhoogde bijdrage van af- en uitspoeling hoger zijn.

afbeelding 5.13. Externe P-belasting op de Schutsloterwijde in 2003 (g m^{-2} j^{-1})



5.3.3. Interne P-belasting

In tabel 5.1 is de berekende interne P-belasting weergegeven voor de verschillende bemonsterde punten in de Schutsloterwijde. In de tabellen 5.2 en 5.6 zijn een aantal statistieken gegeven waarmee de interne P-belasting wordt berekend. Er is onderscheid gemaakt in het bovenliggende slib en de onderliggende waterbodem. De PAL-waarden voor het slib zijn structureel hoger, maar een belangrijke kanttekening is dat de PAL-waarden berekend zijn per kg drooggewicht bodemmateriaal. In werkelijkheid bevat het slib veel water. Veel meer dan in de onderliggende bodem. De interne P-belasting, zoals bepaald wordt op basis van het drooggewicht slib geeft daarom vermoedelijk een overschatting van het verschil. Voor een indicatie van het verschil in interne P-belasting tussen bodem en slib is daarom een correctie gemaakt voor het massavolume (hoeveelheid droge stof per liter bodemvolume). De resultaten (tabellen 5.4 tot 5.6 en afbeelding 5.14) laten dan zien dat de interne P- of evenwichtsbelasting voor zowel het slib als de onderliggende bodem hoger ligt dan de gemeten externe belasting. In beide gevallen is er sprake van een potentiële P-nalevering. Deze nalevering kan afhankelijk van de processen in de plas geheel of gedeeltelijk tot expressie komen. De potentiële P-nalevering laat een duidelijke ruimtelijke differentiatie zien. In het zuidelijk deel (punt 3, 7 en 9) zijn de PAL-waarden bijvoorbeeld duidelijk lager dan in de rest van de plas. Bij een inlaat in het noordelijk deel van de plas zijn de waarden juist veel hoger (punt 1). In het midden van de plas (punt 12) is het verschil tussen slib en de onderliggende bodem het grootst.

tabel 5.1. Berekening interne P-belasting o.b.v. PAL-waarden B-WARE

	monstertype	PAL ($\mu mol \cdot kg^{-1}$)	massavolume ($kg \cdot l^{-1}$)	interne P-belasting ($g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$)	interne P-belasting gecorrigeerd ($g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$)
1	slib	2.538	0,12	4,9	0,6
	bodem	1.224	0,44	2,4	1,0
2	slib	1.093	0,10	2,1	0,2
	bodem	723	0,08	1,4	0,1
3	slib	717	0,13	1,4	0,2
	bodem	222	0,83	0,4	0,4
7	slib	387	0,19	0,7	0,1
	bodem	206	1,00	0,4	0,4
9	slib	540	0,41	1,0	0,4
	bodem	182	1,17	0,4	0,4
10	slib	930	0,15	1,8	0,3
	bodem	1.953	0,15	3,8	0,6
11	slib	882	0,12	1,7	0,2
	bodem	393	1,02	0,8	0,8
12	slib	2.040	0,11	3,9	0,4
	bodem	235	1,24	0,5	0,6

tabel 5.2. Statistieken PAL ($\mu mol \cdot kg^{-1}$)

monstertype	gemiddeld	mediaan	25p	75p
slib	1.141	906	673	1.330
bodem	642	314	218	848

tabel 5.3. Statistieken PAL ($\mu mol \cdot l^{-1}$)

monstertype	gemiddeld	mediaan	25p	75p
slib	160	128	102	217
bodem	273	252	200	319

tabel 5.4. Statistieken berekende potentiële interne P-belasting ($g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$)

monstertype	gemiddeld	mediaan	25p	75p
slib	2.2	1.7	1.3	2.6
bodem	1.2	0.6	0.4	1.6

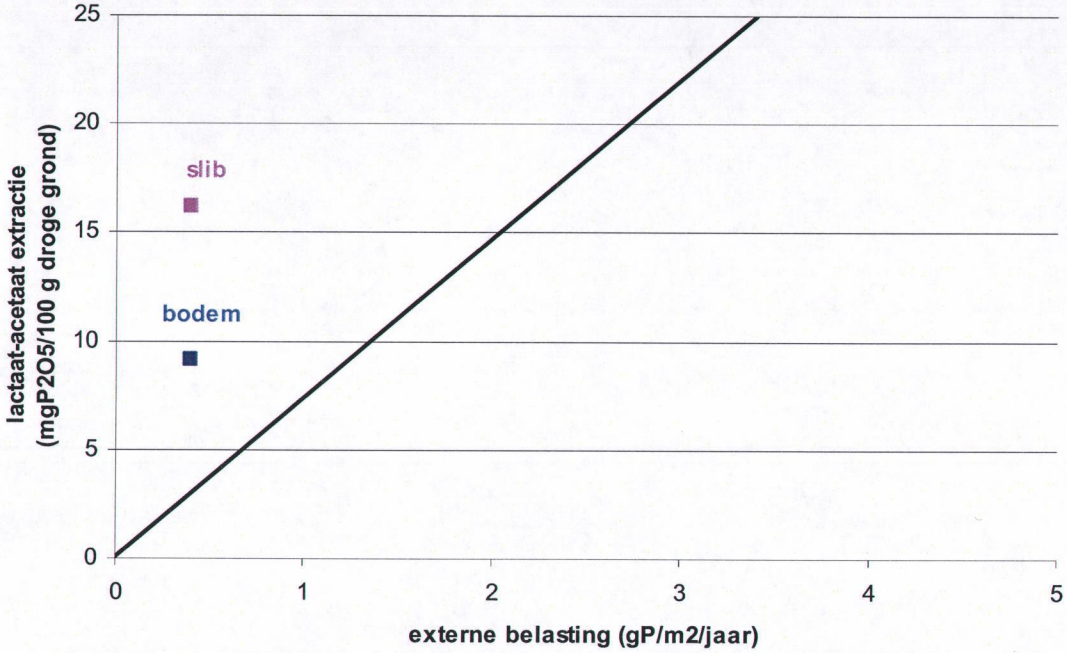
tabel 5.5. Statistieken acetaat-lactaat extractie-waarde (P-AL)

monstertype	gemiddeld	mediaan	25p	75p
slib	16,2	12,9	9,6	18,9
bodem	9,1	4,5	3,1	12,0

tabel 5.6. Statistieken berekende potentiële interne P-belasting ($g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$) min externe P-belasting

monstertype	gemiddeld	mediaan	25p	75p
slib	1.8	1.3	0.9	2.2
bodem	0.8	0.2	0.0	1.2

afbeelding 5.14. P-belasting versus de acetaat-lactaat extractiewaarde (P-AL) voor de Schutsloterwijde



De doorgetrokken lijn geeft de evenwichtsbelasting weer

5.3.4. Kritische P-belasting

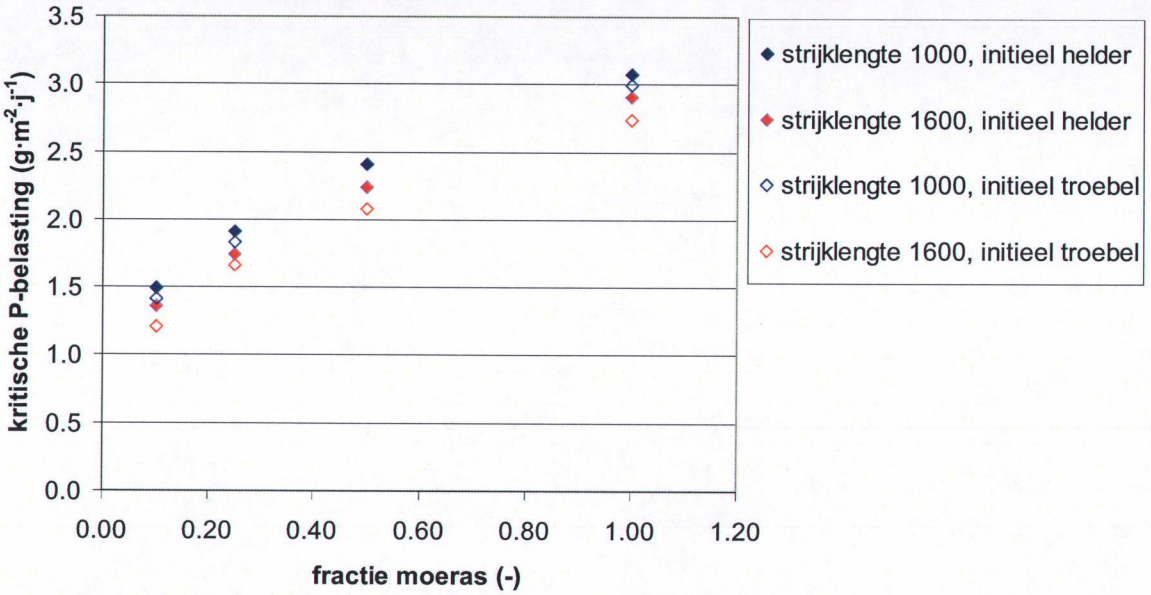
De kritische P-belasting voor de Schutsloterwijde is weergegeven in tabel 5.6 en afbeelding 5.15. Er is sprake van een bandbreedte in de kritische P-belasting tussen 1,2 en 3,1 $g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$, waarbij vooral de fractie moeras van belang is. De initiële toestand (helder of troebel) en strijklengte blijken minder bepalend. Bekend is dat de diepte een belangrijke factor is. Deze is echter niet gevarieerd.

Er wordt uitgegaan van een onderste kritische grens van 0,9 en een bovenste kritische grens van 1,1 $g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$.

tabel 5.6. Berekende kritische P-belasting ($g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$)

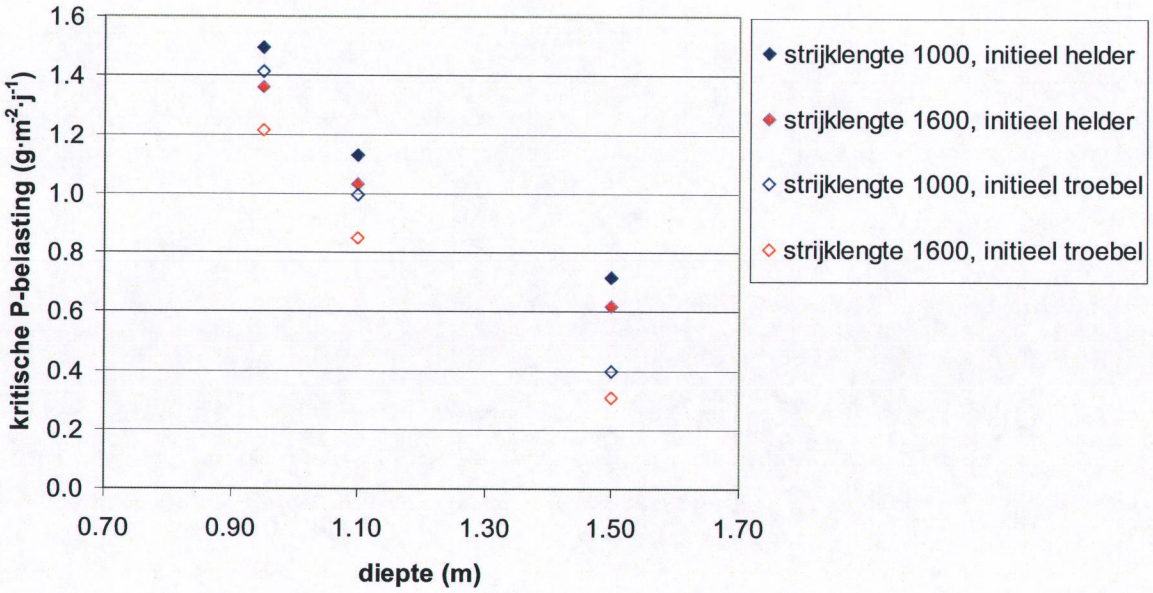
nr	bodem	moerasfractie	strijklengte	diepte	debiet	initiele toestand	kP ($g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$)
1	zand	0.10	1.000	0.95	9.1	helder	1.5
2	zand	0.25	1.000	0.95	9.1	helder	1.9
3	zand	0.50	1.000	0.95	9.1	helder	2.4
4	zand	1.00	1.000	0.95	9.1	helder	3.1
5	zand	0.10	1.600	0.95	9.1	helder	1.4
6	zand	0.25	1.600	0.95	9.1	helder	1.7
7	zand	0.50	1.600	0.95	9.1	helder	2.2
8	zand	1.00	1.600	0.95	9.1	helder	2.9
9	zand	0.10	1.000	0.95	9.1	troebel	1.4
10	zand	0.25	1.000	0.95	9.1	troebel	1.8
11	zand	0.50	1.000	0.95	9.1	troebel	2.1
12	zand	1.00	1.000	0.95	9.1	troebel	3.0
13	zand	0.10	1.600	0.95	9.1	troebel	1.2
14	zand	0.25	1.600	0.95	9.1	troebel	1.7
15	zand	0.50	1.600	0.95	9.1	troebel	2.1
16	zand	1.00	1.600	0.95	9.1	troebel	2.7

afbeelding 5.15. Kritische P-belasting (g m^{-2} j^{-1}) voor de Schutsloterwijde bij een variabele fractie moeras



In afbeelding 5.16 is de relatie gegeven tussen de diepte en de kritische P-belasting. Hierbij is uitgegaan van een percentage moeras van 10 %. Deze relatie is van belang om de huidige situatie te kunnen vergelijken met de situatie die bij het wegbaggeren van de sliblaag zou ontstaan. Een neveneffect van het verwijderen van de sliblaag is dat de Schutsloterwijde dieper wordt. Dit heeft belangrijke gevolgen voor de kritische P-belasting van de Schutsloterwijde. Uitgaande van deze berekening zou de bovenste kritische grens bij verwijdering van een sliblaag van 40 cm (dit is de gemiddelde diepte van de sliblaag volgens de gegevens van het waterschap; afbeelding 5.2) omlaag gaan van gemiddeld 1,1 $g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$ naar 0,7 $g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$ en de onderste kritische grens van gemiddeld 0,9 $g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$ naar 0,4 $g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$. De onderste kritische grens komt daarmee in de buurt te liggen van de externe P-belasting.

afbeelding 5.16. Kritische P-belasting (g m^{-2} j^{-1}) voor de Schutsloterwijde bij een fractie moeras van 10 % en variabele waterdiepte

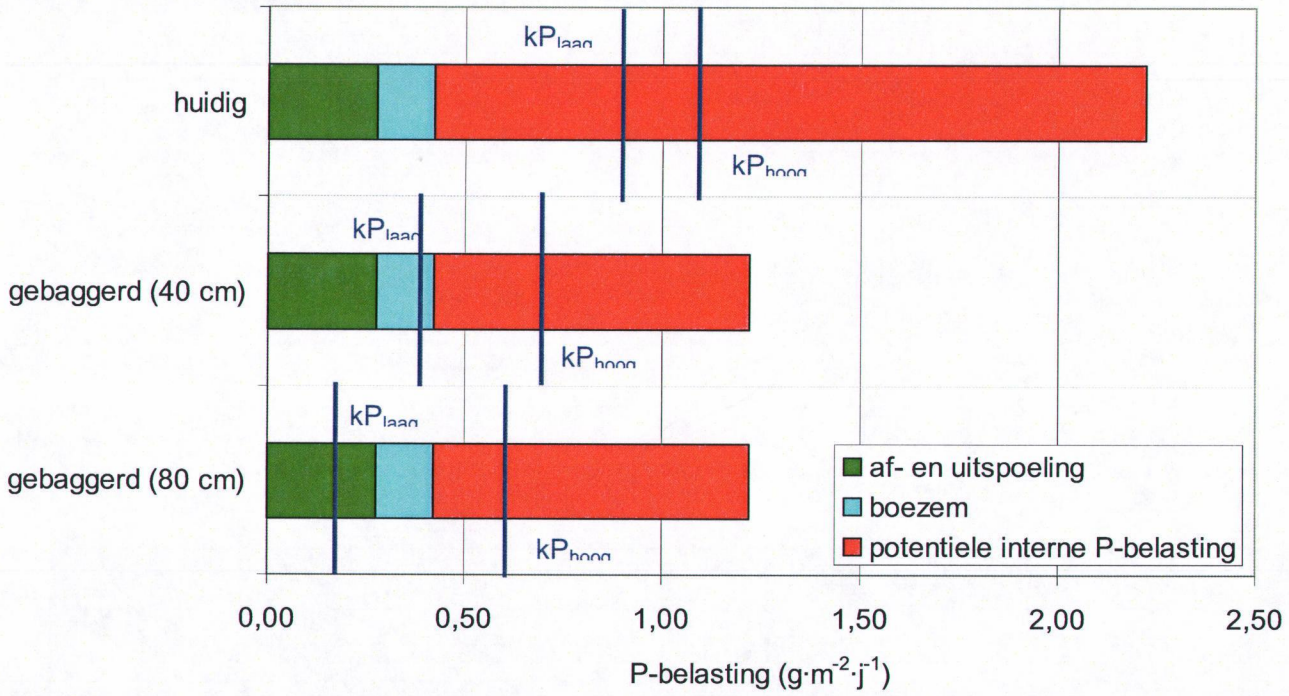


5.3.5. Confrontatie P-belasting met kritische P-belasting

In afbeelding 5.17 is de P-belasting afgezet tegen de kritische P-belasting. Duidelijk is dat de totale P-belasting en de kritische P-belasting dicht bij elkaar liggen.

Wanneer er wordt gebaggerd verschuiven de kritische grenzen als gevolg van de grotere waterdiepte en komen de kritische grenzen verder uit elkaar te liggen. In afbeelding 5.17 zijn de potentiële interne belasting en de kritische grenzen weergegeven bij verwijdering van 40 cm slib. Bij de bemonsteringen door B-WARE is vastgesteld dat de sliblaag aanzienlijk dikker was dan 40 cm (tabel 4.1). Als er meer dan 40 cm slib wordt verwijderd zullen de kritische grenzen nog lager komen te liggen.

afbeelding 5.17. Confrontatie totale P-belasting met kritische P-belasting (in g m^{-2} j^{-1}). De weergegeven kritische grenzen bij baggeren tot 80 cm zijn indicatief



6. SYNTHESE: HET ECOLOGISCH FUNCTIONEREN VAN DE SCHUTSLOTERWIJDE

6.1. Systeemkenmerken en autonome ontwikkeling van de Schutsloterwijde

De analyse van fysisch-chemische gegevens voor de Schutsloterwijde laat zien dat er in de twee decennia voorafgaand aan het huidige proefproject geleidelijke verbeteringen in de waterkwaliteit hebben plaatsgevonden. Sinds 1988 heeft er een sterke afname in het gehalte aan totaal-P en chlorofyl-a plaatsgevonden in de plas. Deze afnames zijn gepaard gegaan met een sterke toename in het doorzicht. Met name in de beginjaren van de meetreeks, tussen 1988 en 1993, zijn er sterke verbeteringen in de waterkwaliteit opgetreden.

Ondanks de verbeteringen is de Schutsloterwijde echter in de troebele toestand gebleven. Het doorzicht schommelt gedurende het jaar en ligt gemiddeld rond de 40 cm. In het voorjaar neemt het doorzicht jaarlijks sterk toe en werden in de laatste jaren waarden tussen de 90 en 100 cm bereikt. Aan het begin van de zomer neemt het doorzicht echter weer sterk af. Deze afname valt samen met de aanwas van brasem en een blauwalgenbloei. Met name deze algenbloei blijkt bepalend voor het doorzicht. Het effect van de algengroei[2] op het doorzicht is groter dan de invloed van de opwerveling van slibdeeltjes, als gevolg van bodemwoeling door benthivore vissen en windwerking, op het doorzicht. Wanneer deze beide factoren buiten beschouwing worden gelaten blijkt dat de Schutsloterwijde een achtergronddoorzicht van 1,4 tot 2,3 meter heeft. Aangezien het grootste deel van de Schutsloterwijde een waterdiepte heeft van minder dan 1,2 meter zou in theorie in vrijwel de hele plas voldoende lichtval op de bodem bereikt moeten kunnen worden om plantengroei mogelijk te maken.

In het groeiseizoen van 2008 zijn in verschillende delen van de Schutsloterwijde ondergedoken waterplanten waargenomen. Helaas waren de resultaten van de uitgevoerde vegetatieopnames niet geschikt voor vergelijking met voorgaande jaren, zodat niet kon worden vastgesteld welke ontwikkeling er in de ondergedoken waterplanten gaande is. Er wordt op aangestuurd om de vegetatieopnames in 2009 zodanig uit te voeren dat vlakdekkende informatie wordt verkregen.

6.2. Effect van uitdunning van de benthivore visstand

Naar aanleiding van de uitdunning van de benthivore visstand kunnen de volgende drie relevante effecten verwacht worden:

- verbetering van de kansen voor de ontwikkeling van kiemplanten door het wegnemen van de bodemverstoring;
- verbetering van het doorzicht;
- daling van de interne belasting.

6.2.1. Verbetering van kansen voor kiemplanten

De verbetering van de kansen voor de ontwikkeling van kiemplanten is het doel van het proefproject en daarmee veruit het belangrijkste effect dat verwacht kan worden. De succesvolle uitdunning heeft ervoor gezorgd dat de bodemverstoring door benthivore brasem drastisch is verminderd en geen belemmering meer vormt voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten. Helaas hebben we nog niet kunnen vaststellen hoe de ondergedoken waterplanten gereageerd hebben (zie boven).

---

[2] In de eerste fases van dit project is gekozen voor de uitvoering van een proefproject waarbinnen alleen het benthivore visbestand uitgedund wordt. Het alternatief zou zijn om zowel het benthivore als het planktivore visbestand uit te dunnen. Door de uitdunning van het planktivore visbestand zou ruimte worden geboden aan de ontwikkeling van watervlooien waardoor de graasdruk op de algen toeneemt. Bij uitdunning van het planktivore visbestand in de Schutsloterwijde kan verwacht worden dat de toename van watervlooien op de plas een aantrekkende werking heeft op vissen uit de omgeving. In verband met de hoge kosten van maatregelen om intrek van vissen uit de omgeving te voorkomen is besloten tot uitdunning van alleen het benthivore visbestand. De aanwezige planktivore vis houdt zo het bestand aan watervlooien laag.

6.2.2. Verbetering van doorzicht

Een voorwaarde voor de ontwikkeling van ondergedoken waterplanten is dat het doorzicht voldoende is. In het voorjaar van 2008 is het doorzicht in de Schutsloterwijde, net als in de voorafgaande jaren, gedurende korte tijd toegenomen tot bijna 1 meter. Dit hoge doorzicht was ook in 2008 niet stabiel. Zolang de ondergedoken waterplanten zich niet sterk uitbreiden en 'grip' op de helderheid krijgen, zal het water na het voorjaar blijven vertroebelen. Dit is met name als gevolg van predatie van jonge vis op het zoöplankton.

6.2.3. Daling van de interne belasting

Nu er uitdunningsvisserijen zijn uitgevoerd is te verwachten dat het deel van de potentiële interne belasting dat tot expressie komt afneemt. Dit is het gevolg van het feit dat er minder opwerveling van bodemslib zal plaatsvinden nu het benthivore visbestand sterk is uitgedund. Dankzij de verminderde opwerveling neemt de desorptie van geabsorbeerd P naar de waterfase af. De interne flux van P neemt daardoor af. Het is echter onzeker hoe ver de potentiële interne belasting daardoor afneemt.

Een eventuele daling van de interne belasting als gevolg van de uitdunning van het benthivore visstand is pas op langere termijn, enkele jaren, te verwachten. Dat betekent dat ook dan pas duidelijk wordt of het nodig is om aanvullende maatregelen te treffen om de interne belasting (verder) te verlagen. Omdat er al wel discussie bestaat over de aanvullende maatregelen wordt in de volgende paragraaf op de aanvullende maatregelen in gegaan.

6.3. Verlaging van de interne belasting door baggeren en het legen van diepe putten

6.3.1. Effect van baggeren als aanvullende maatregel

Uit het uitgevoerde bodemonderzoek komt naar voren dat de potentiële interne belasting uit de sliblaag meer dan twee keer zo hoog is als de potentiële interne belasting uit de onderliggende zandlaag. Hieruit kan geconcludeerd worden dat de interne belasting naar verwachting sterk kan worden teruggedrongen door in de Schutsloterwijde te baggeren tot op de zandlaag. De kans dat het baggeren in een toename van de nalevering resulteert is zeer klein. Bij het baggeren als aanvullende maatregel moeten enkele kanttekeningen worden gemaakt.

waterdiepte

Een zeer belangrijk aspect dat bij de afweging om te gaan baggeren moet worden meegenomen is dat de waterdiepte in de Schutsloterwijde als gevolg van de verwijdering van de sliblaag zal toenemen. Uit de bemonsteringen die door B-WARE zijn uitgevoerd blijkt dat de sliblaag op de plas een gemiddelde diepte tussen 70 en 100 cm heeft, terwijl de slibdiepte volgens de gegevens van het waterschap gemiddeld 40 cm bedraagt. Wanneer 70 tot 100 cm slib zou worden weggebaggerd, zou de waterdiepte in grote delen van de Schutsloterwijde verdubbelen.

Een gevolg van het baggeren is dat de lichtval op de bodem zal afnemen. De kans bestaat dat de lichtval op de bodem na het baggeren onvoldoende zal zijn om plantengroei te laten plaatsvinden. Deze kans neemt toe naarmate er tot op grotere diepte gebaggerd wordt.

Een tweede gevolg is dat de kritische grenzen van het systeem door de toename in waterdiepte zullen verschuiven en lager zullen worden. De onderste en bovenste kritische grens komen bij een verdieping van 40 cm op respectievelijk 0,4 en 0,7 $g \cdot m^{-2} \cdot j^{-1}$ te liggen (afbeelding 5.17). De onderste kritische grens komt daarmee dicht bij de totale externe belasting (uit de boezem en als gevolg van af- en uitspoeling) te liggen. Wanneer tot een grotere diepte wordt gebaggerd komen de kritische grenzen nog lager te liggen.

Tot welke diepte gebaggerd moet worden om een verlaging van de interne belasting te bereiken is in grote mate afhankelijk van de opbouw van de sliblaag. Als de volledige sliblaag uit los slib bestaat zou

volgens de gegevens van B-WARE tot een diepte van 70-100 cm moeten worden gebaggerd om tot de gewenste verlaging te komen. Als minder slib zou worden afgevoerd blijft nog steeds een losse toplaag aanwezig. Het is echter aannemelijk dat niet de hele sliblaag uit los materiaal bestaat. In dat geval zou de losse fractie kunnen worden weggebaggerd zodat een sliblaag met hogere consistentie achter blijft. De interne belasting zou door de afvoer van de losse fractie worden verlaagd.

Scenario's na baggeren
Uiteindelijk bestaan er ook na het baggeren in aanvulling op het visstandbeheer drie scenario's:

1. **de interne belasting wordt lager dan de onderste kritische grens**. Alleen als de interne belasting zeer sterk is afgenomen als gevolg van zowel de uitdunningsvisserijen (door het voorkomen van desorptie uit het slib) als het baggeren (door de actieve afvoer van P met het slib) kan een spontane omslag naar de heldere toestand verwacht worden. Het is echter onzeker hoeveel desorptie er zal gaan plaatsvinden uit de bodem die door het baggeren bloot is gelegd. Dit maakt dat het ook bij sterke terugdringing van de interne belasting onzeker is of er een omslag plaats zal vinden.
2. **de interne belasting komt tussen de beide kritische grenzen**. Als de totale P-belasting na het baggeren tussen de beide kritische grenzen blijft liggen zullen er aanvullende uitdunningsvisserijen en mogelijk andere interne maatregelen nodig zijn om een omslag te forceren.
3. **de interne belasting blijft boven de bovenste kritische grens**. Als de belasting ook na het baggeren hoger dan de bovenste kritische grens blijft liggen is er geen omslag te verwachten en blijft het systeem in een stabiele troebele toestand.

vorming nieuwe sliblaag
De vraag blijft hoe snel er zich na het baggeren weer een nieuwe sliblaag in de plas zal ontwikkelen. Vermoedelijk hangt dit samen met de degradatie van veen in de omgeving. Een vermindering van de invloed van hard en sulfaathoudend gebiedsvreemd water kan bijdragen aan een vermindering van de slibvorming. Dit kan bereikt worden door meer regenwater in het gebied vast te houden, en een sterkere peilfluctuatie toe te staan. Dit is binnen het huidige beheer van de boezem van Noord-west Overijssel echter niet mogelijk.

kwel
Voorafgaand aan het baggeren moet er worden nagegaan in hoeverre het verwijderen van de gehele sliblaag tot een toename van de kwel in de plas zal leiden. Indien dit het geval zou zijn is het van belang om de grondwaterkwaliteit te betrekken bij de afweging om te gaan baggeren tot op de zandlaag.

nutriëntenpomp
Hoewel te verwachten is dat de potentiële interne belasting als gevolg van het baggeren af zal nemen, zal het biologisch beschikbaar fosfaat waarschijnlijk toenemen doordat de ijzerconcentraties in de bodem relatief lager zijn dan in het slib. De toename van het biologisch beschikbaar fosfaat kan bij voldoende doorzicht tot een sterke ontwikkeling van ondergedoken waterplanten leiden. Een overmatige groei kan ertoe leiden dat de planten zichzelf gaan overschaduwen en indirect als nutriëntenpomp gaan fungeren door fosfaat uit de bodem op te nemen en vervolgens aan de waterlaag af te geven. De kans hierop is echter klein.

6.3.2. Effect van het legen van de diepe putten als aanvullende maatregel
Als alternatieve maatregel zou ervoor gekozen kunnen worden om alleen de bestaande diepe putten te legen. Deze diepe putten zijn circa 30 jaar geleden gevormd bij zandwinning en zijn inmiddels helemaal vol. Als de putten leeggemaakt worden kan verwacht worden dat een deel van het losse slib in de Schutsloterwijde hierin zal verdwijnen. De hoeveelheid slib die geborgen kan worden is afhankelijk van het volume. Wanneer de bestaande putten een oppervlak hebben van 1 tot 2 % van het totale oppervlak van de Schutsloterwijde hebben en de putten een gemiddelde bergingsdiepte hebben van 2,5 tot 5 m, dan kan een hoeveelheid slib worden geborgen die overeenkomt met een laag van 5 cm over het hele oppervlak van de Schutsloterwijde. Mogelijk is het bestaande bergingsvolume groter en zal meer

slib geborgen kunnen worden. Gezien het vermoedelijke oppervlakte van de putten zal zeker niet al het slib in de Schutsloterwijde in de putten geborgen kunnen worden.

De invloed van het legen van de diepe putten op de potentiële interne P-belasting is afhankelijk van de specifieke samenstelling van het bovenste deel van de sliblaag:

- als de gehele sliblaag (met een gemiddelde diepte van 70 tot 100 cm volgens het onderzoek van B-WARE) uit los slib bestaat zal het volume van de slibputten waarschijnlijk te klein zijn om al het slib te bergen. De afvoer van de toplaag van het slib zal weinig effect hebben op de opwerveling van slib en zal de afname van de interne belasting beperkt zijn. De kritische P-belasting zal in dit geval na verloop van tijd iets afnemen als gevolg van de (beperkte) toename in diepte, maar de afname zal geringer zijn dan bij het wegbaggeren van de hele sliblaag;
- wanneer de onderliggende sliblagen meer consistentie hebben dan de toplaag zal er wel een zekere afname van de interne belasting te verwachten zijn. Welk deel van de losse toplaag in de slibputten geborgen kan worden is afhankelijk van het volume van de losse sliblaag en het volume van de diepe putten. Het volume van de losse sliblaag zal bepalend zijn voor de mate waarin de waterdiepte toeneemt door de berging van het losse slib en is daarmee ook bepalend voor de verandering in de kritische P-belasting.

De uitvoerder van de zandwinning waarbij de diepe putten zijn gevormd was er destijds van overtuigd dat alleen de zwevende toplaag van het slib de putten in zou lopen en dat de onderliggende sliblaag zou blijven liggen. In dat geval zou er dus een afname van de interne belasting te verwachten zijn.

Wanneer de diepe putten geleegd worden gaan deze als een als een nutriëntensink fungeren. Als gevolg daarvan is te verwachten dat de kritische grenzen in de gunstige richting verschuiven. Het is echter niet bekend hoe ver de kritische grenzen op zullen schuiven bij toepassing van deze maatregel.

6.4. Advies met betrekking tot vervolgbeheer

geschiktheid van aanvullende maatregelen
Zowel het baggeren als het legen van de diepe putten zijn maatregelen die geschikt lijken om de potentiële interne belasting op de Schutsloterwijde direct te verlagen. Bij het baggeren zijn een aantal onzekerheden en nadelen te noemen. Het belangrijkste aspect is dat het vergroten van de waterdiepte zal leiden tot een verminderde lichtval op de waterbodem en een verschuiving van de kritische grenzen, waarbij de onderste kritische grens naar verwachting lager zal komen te liggen dan de externe belasting. Het legen van de diepe putten kan als een 'no-regret'-maatregel worden beschouwd. Deze maatregel kan leiden tot een daling van de potentiële interne belasting, terwijl de kritische grenzen mogelijk in de gunstige richting verschuiven.

Voor beide aanvullende maatregelen geldt echter dat de effectiviteit van de maatregelen samenhangt met de diepte en opbouw van de sliblaag in de Schutsloterwijde. Bij het huidige bodemonderzoek is vastgesteld dat deze sliblaag veel groter is dan waar door het waterschap vanuit werd gegaan. De samenstelling van de sliblaag is vooralsnog onbekend. We adviseren om bodemprofielen te laten maken waardoor consistentie van de verschillende sliblagen kan worden vastgesteld. Op basis van deze bodemprofielen kan nader advies worden gegeven over de effectiviteit van aanvullende maatregelen.

advies: reactie op uitdunningsvisserijen afwachten
De analyse van de kritische grenzen laat zien dat de kans groot is dat elk van deze maatregelen onvoldoende is om een omslag van een stabiel troebel naar een stabiel helder systeem te bewerkstelligen. Dit duidt erop dat de omslag geforceerd moet worden door het ingrijpen in het voedselweb. We lijken dan ook op de goede weg te zijn. De aanvullende maatregelen kunnen in later stadium wel ingezet worden om het systeem na de omslag naar een heldere toestand verder te stabiliseren.

De kans bestaat dat het doorzicht als gevolg van de uitdunningsvisserijen al voldoende toe zal nemen om planten tot ontwikkeling te laten komen. Als de plantengroei aanslaat zal de potentiële interne belasting waarschijnlijk niet geheel tot expressie komen en zou ook zonder aanvullende maatregelen een stabiel helder systeem kunnen worden bereikt. We adviseren daarom om voorlopig de reactie van het watersysteem op de uitdunningsvisserijen af te wachten. Daarbij is het verstandig om tussentijds onderhoudsvisserijen uit te voeren om de invloed van benthivore vis op het watersysteem laag te houden.

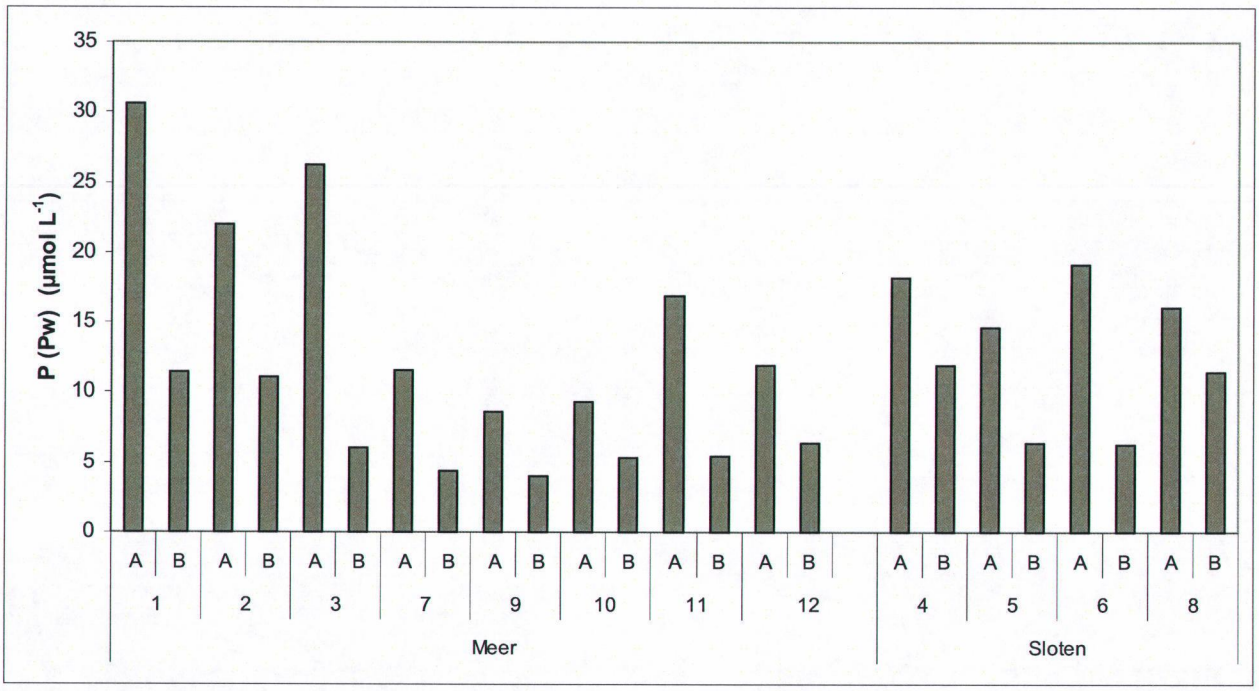
Mocht het systeem niet reageren op de uitdunningsvisserijen, dan kan alsnog worden besloten om tot aanvullende maatregel zoals baggeren of het legen van diepe putten te besluiten. Vooralsnog lijkt het legen van de diepe putten de gunstigste maatregel omdat de kritische grenzen door deze maatregel naar verwachting in de gunstige richting verschuiven.

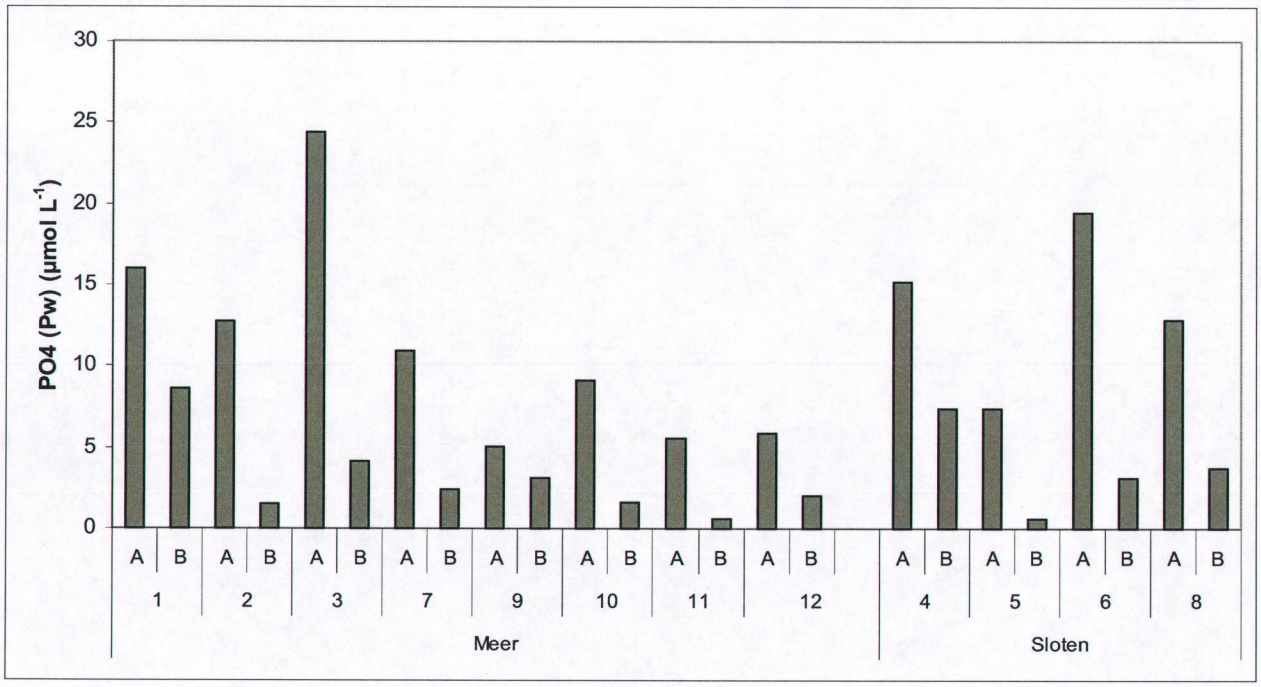
7. REFERENTIES

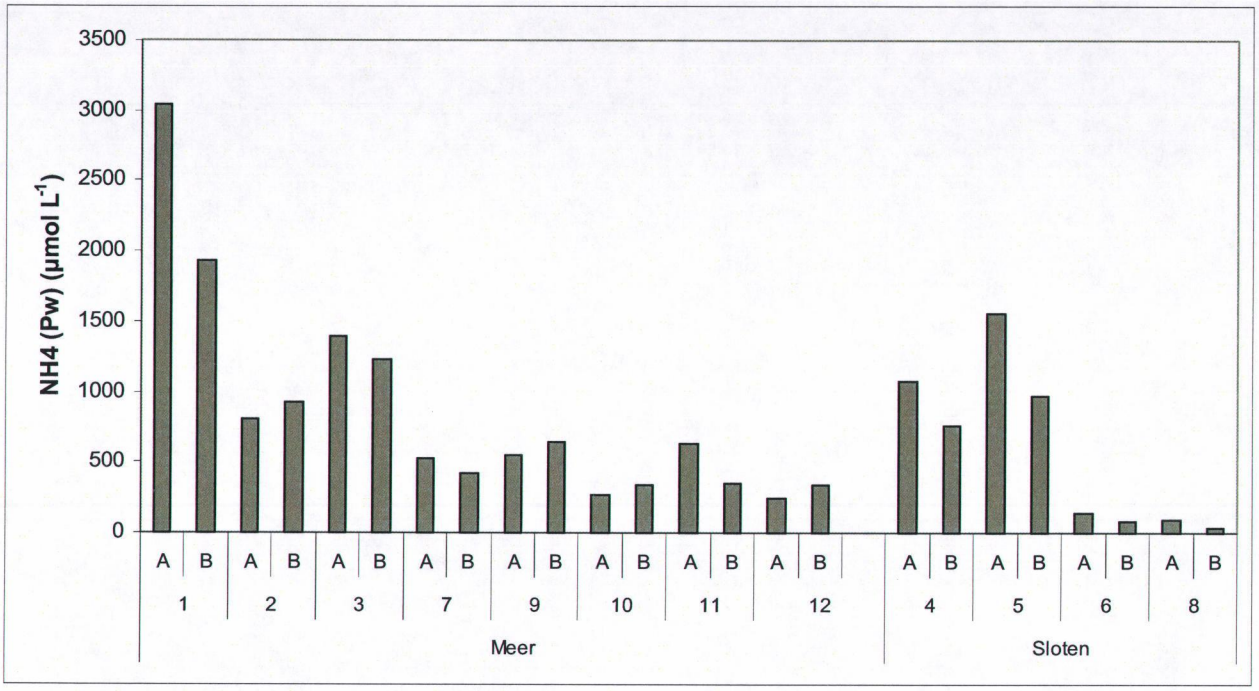
1. Arcadis (2008) Waterkwaliteit boezem Noordwest-Overijssel. Rapport in opdracht van Waterschap Reest en Wieden
2. Geurts J.M., Smolders A.J.P., Verhoeven J.T.A., Roelofs J.G.M., Lamers L.P.M. (2006) Sediment Fe:PO_4 ratio as a diagnostic and prognostic tool for the restoration of macrophyte biodiversity in fen waters. Freshwater Biology (in press)
3. Golterman H.L. (1996) Fractionation of sediment phosphate with chelating compounds: a simplification, and comparison with other methods. *Hydrobiologia* 335: 87-95
4. Olsen, S.R., C.V. Cole, F.S. Watanabe & L.A. Dean (1954). Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. USDA Circ 939. US Gov Print Office, Washington, USA
5. Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Moonen M., Zwaga K., Roelofs J.G.M. (2001). Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. Biogeochemistry 54: 219-228
6. Smolders, A.J.P., Brouwer, E. (2005) Nalevering van fosfaat in veenplassen en poldersloten. sturende factoren en mogelijke oplossingen. Rapport onderzoekscentrum B-WARE
7. Smolders A.J.P. & Lucassen E.C.H.E.T. (2007) Onderzoek gevoeligheid veenafbraak Kralingse Plas. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen. Rapport 2007-07
8. Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Lucassen E.C.H.E.T., Van der Velde G., Roelofs J.G.M. (2006) Internal eutrophication: 'How it works and what to do about it', a review. Chemistry and Ecology 22: 93-111
9. Witteveen+Bos (2008) Kosten en baten van actief visstandbeheer. Achtergrondrapport Ex-ante evaluatie KRW
10. Buiteveld, H. (1990) UITZICHT-model voor berekening van doorzicht en extinktie. Nota 90.058, Rijkswaterstaat RIZA, Lelystad, The. Netherlands
11. STOWA (2008) Van helder naar troebel... en weer terug. STOWA-rapport 2008-04
12. J.H. Janse (2005) Model studies on the eutrophication of shallow lakes and ditches. Proefschrift Wageningen universiteit.
13. Arcadis (2004) Boezem in Noordwest-Overijssel: trends in fosfaatbalansen en effectiviteit van maatregelen. Rapport in opdracht van Waterschap Reest en Wieden
14. Torenbeek, R. (2008) Fosfaat in de boezem van Noordwest-Overijssel: Belasting, verspreiding en maatregelen voor reductie. Rapport in opdracht van Waterschap Reest en Wieden
15. Jaarsma, N.G., Witjes, Th.G.J. (2006) Waterkwaliteitsbeelden Schieland: Rapport fase II. Rapport in opdracht van het Hoogheemraadschap van Schieland en de Krimpenerwaard
16. Waterschap Reest en Wieden (2007) Watergebiedsplan boezem NWO (ontwerp)

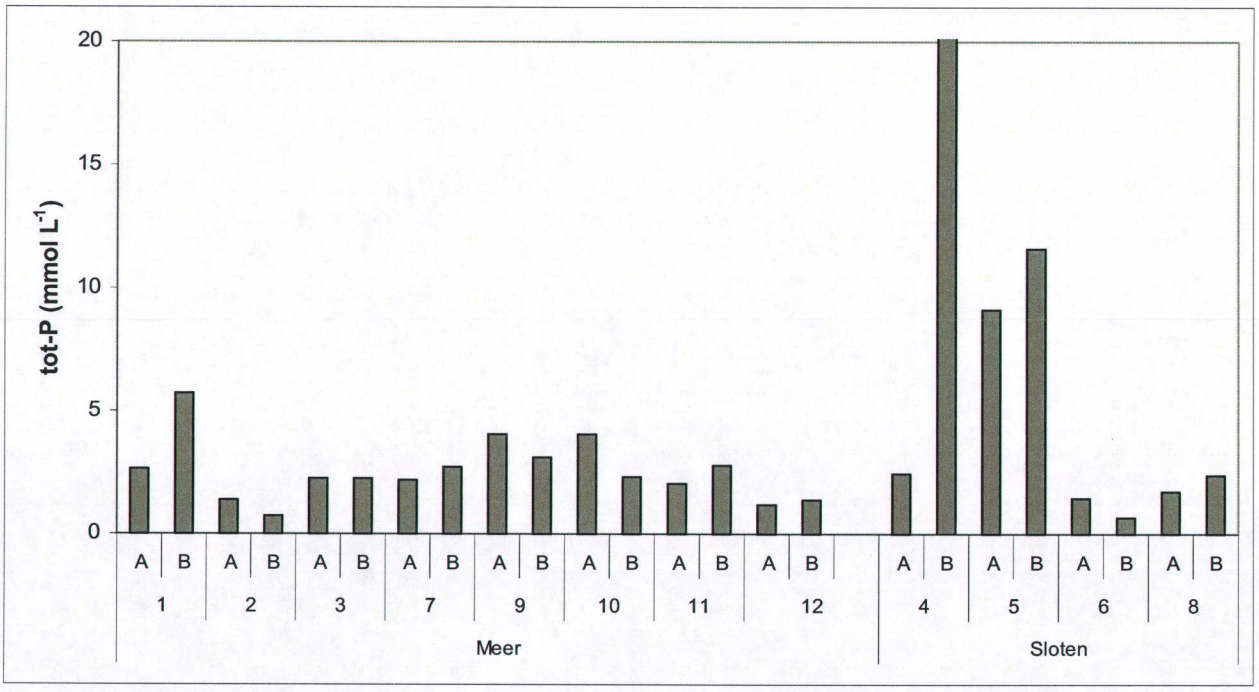
BIJLAGE I Meetresultaten voor bodemmonsters in staafdiagrammen

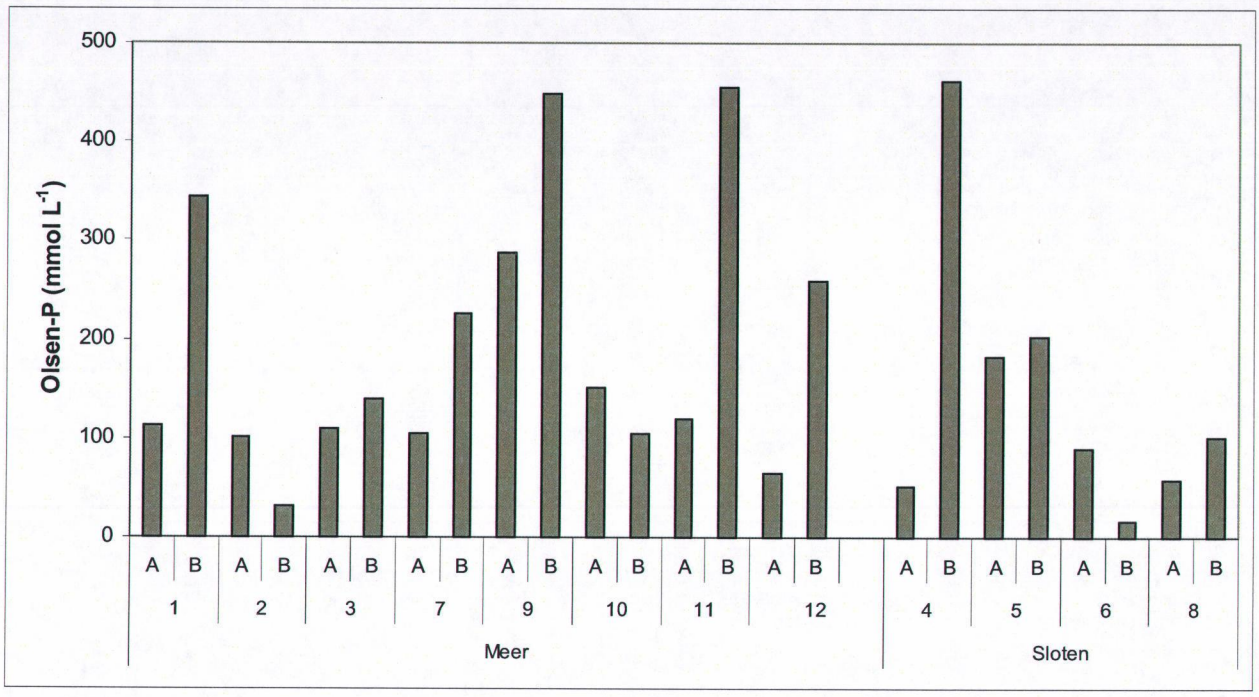
In de navolgende afbeeldingen zijn voor de genomen bodemmonsters de concentraties van verschillende bodemparameters in staafdiagrammen weergegeven. Op 8 locaties in de Schutsloterwijde en in 4 sloten ten zuiden van de Schutsloterwijde zijn monsters genomen. Per locatie werd zowel een monster van de sliblaag (aangeduid met A) als van de vaste bodem onder de sliblaag (aangeduid met B) genomen. De bemonsteringslocaties zijn terug te vinden in afbeelding 2.1 en tabel 2.1. Pw staat voor de waarde gemeten in het poriewater. Alle waarden worden gegeven per liter poriewater of per liter bodemvolume.

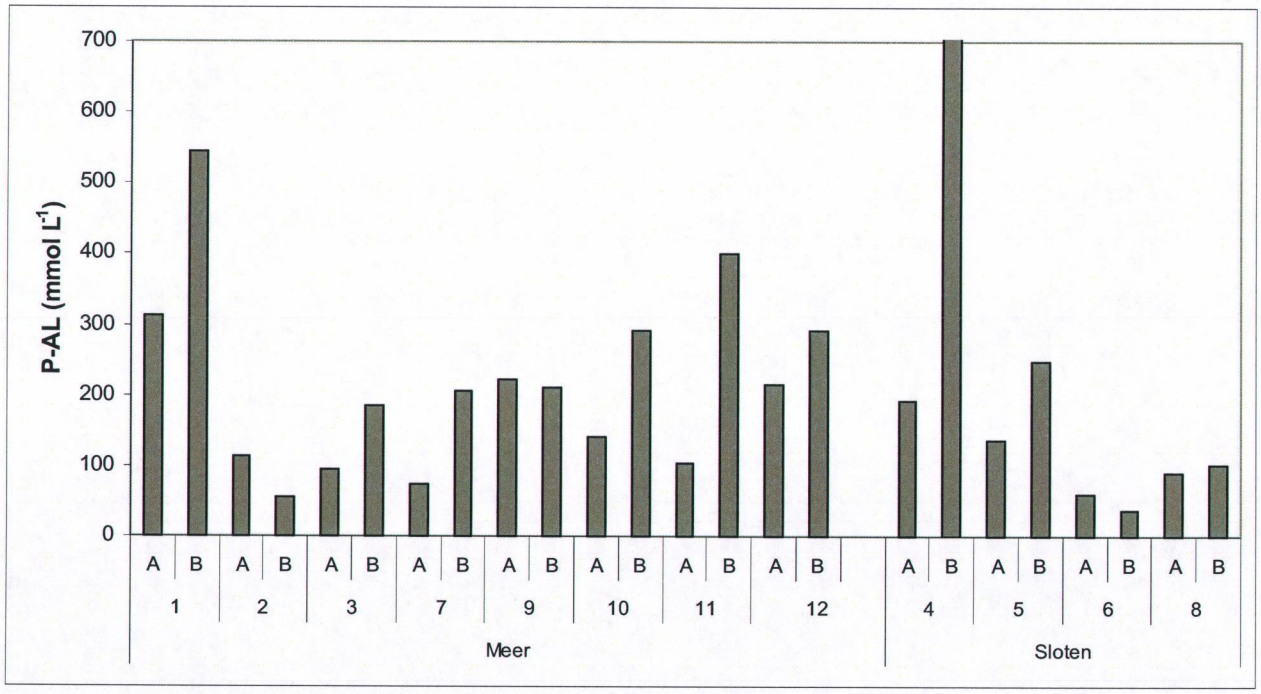


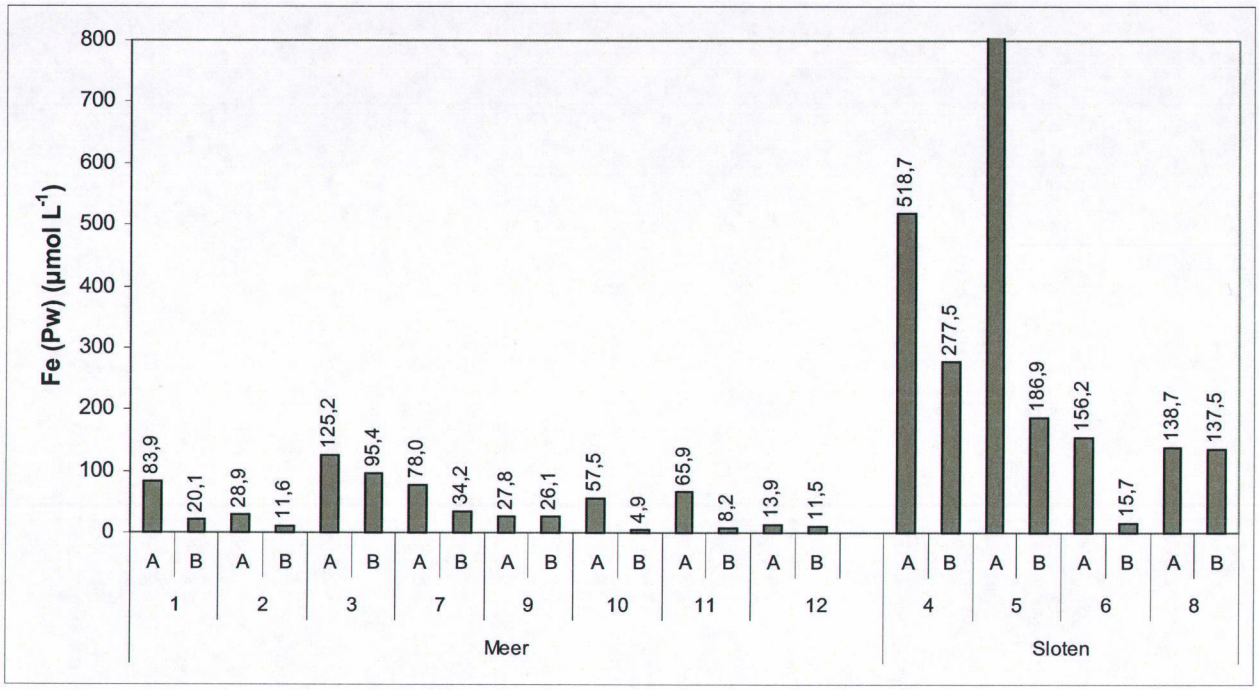


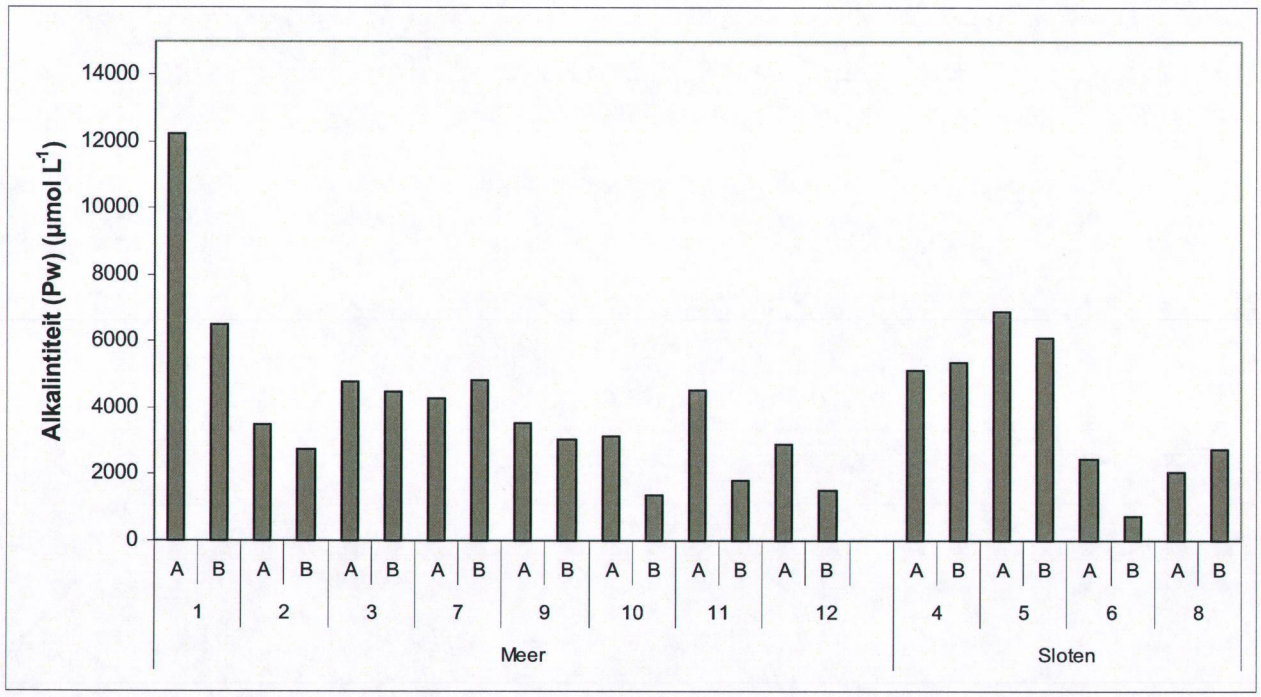

NH4 (Pw) (µmol L-1)
3500
3000
2500
2000
1500
1000
500
0
A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B
1 2 3 7 9 10 11 12 4 5 6 8
Meer
Sloten

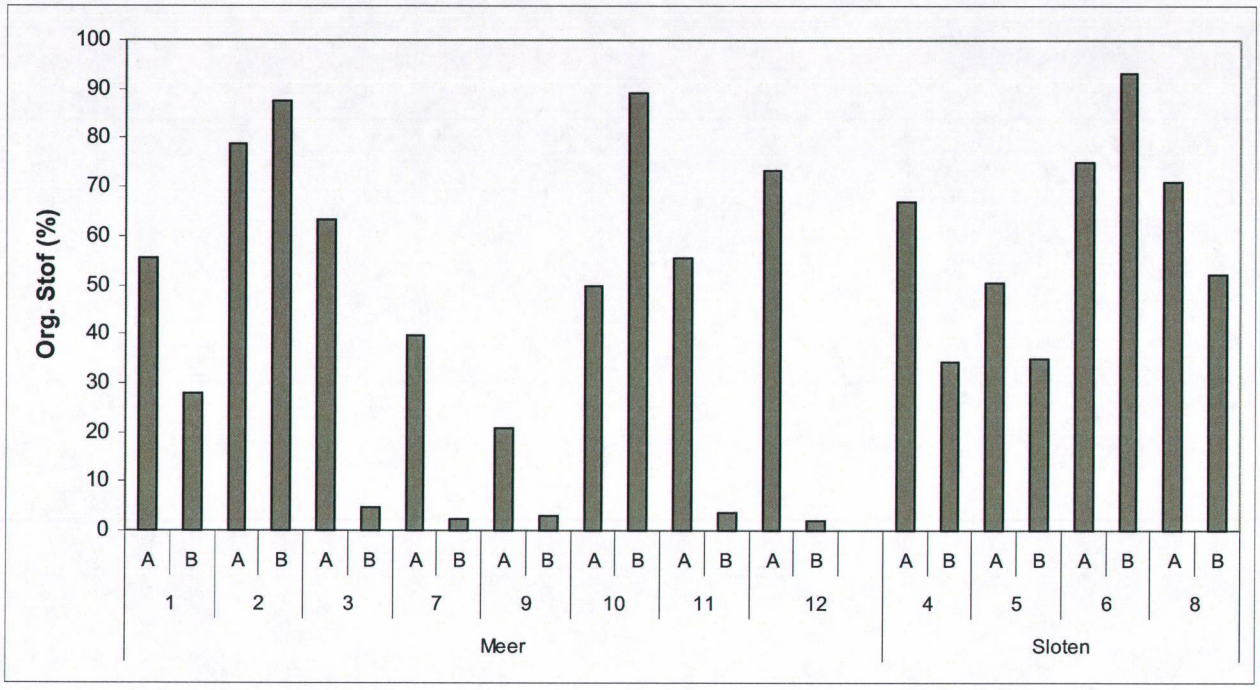

tot-P (mmol L-1)
20
15
10
5
0
A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B
1 2 3 7 9 10 11 12 4 5 6 8
Meer
Sloten

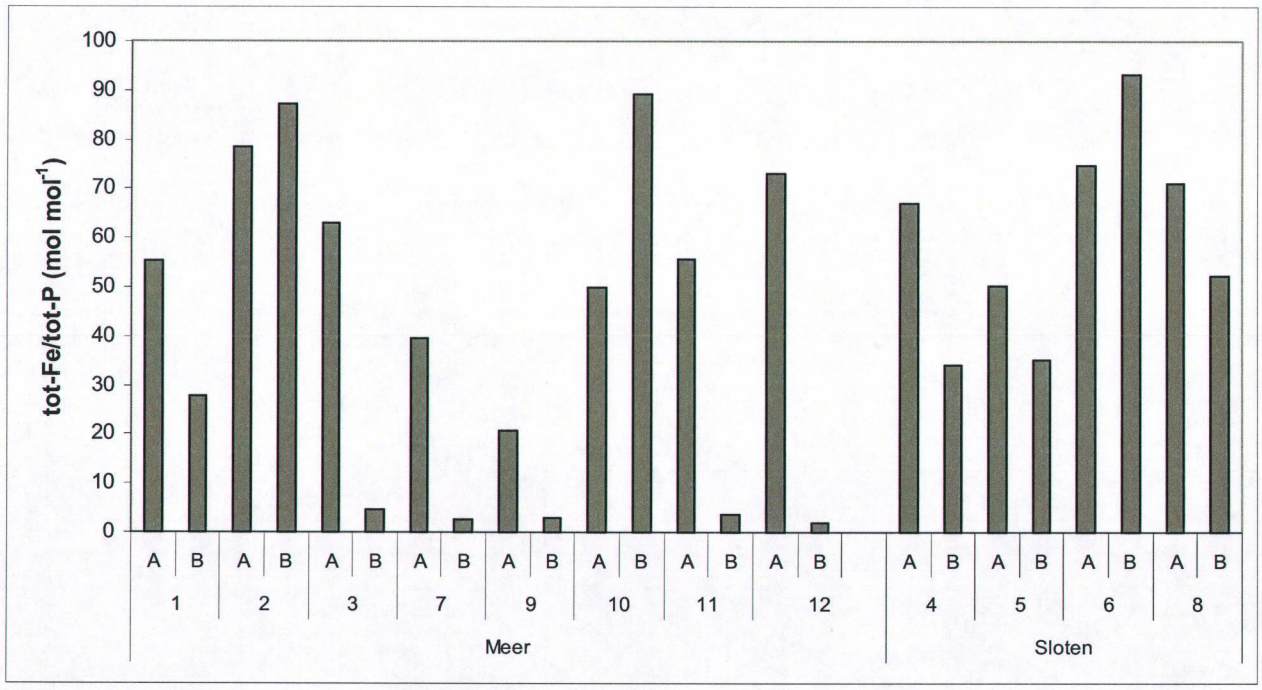

Olsen-P (mmol L-1)
500
400
300
200
100
0
A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B
1 2 3 7 9 10 11 12 4 5 6 8
Meer
Sloten

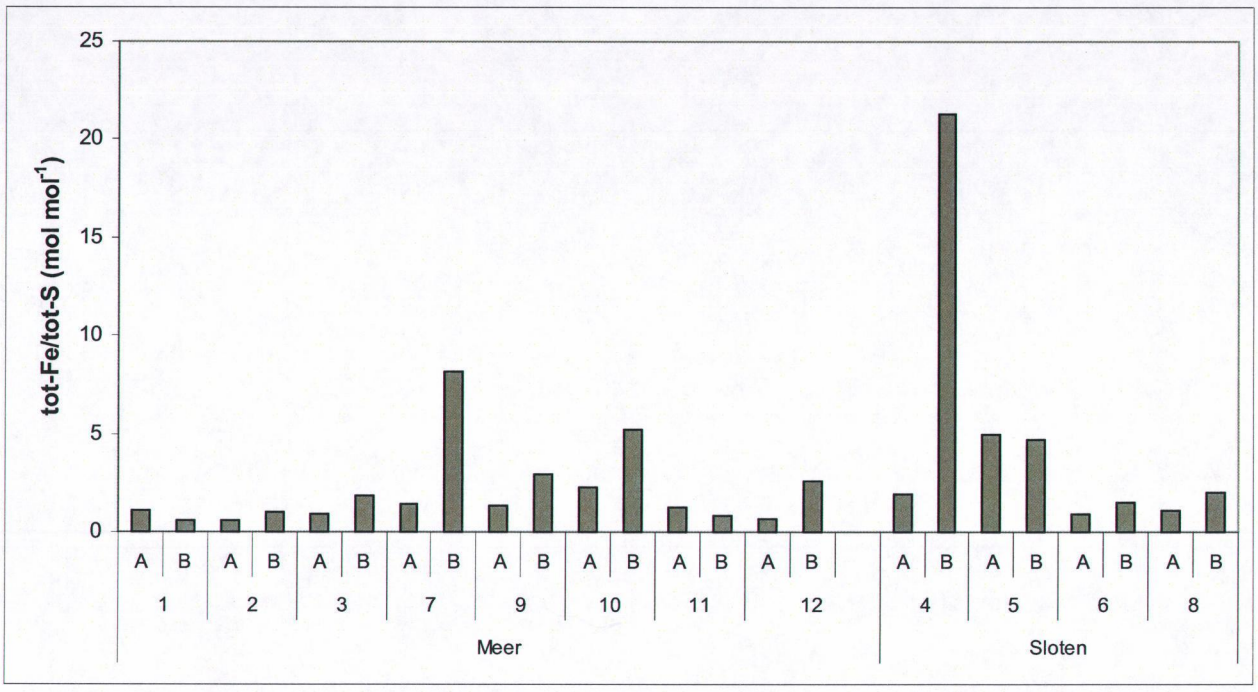

P-AL (mmol L-1)
700
600
500
400
300
200
100
0
A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B
1 2 3 7 9 10 11 12 4 5 6 8
Meer
Sloten

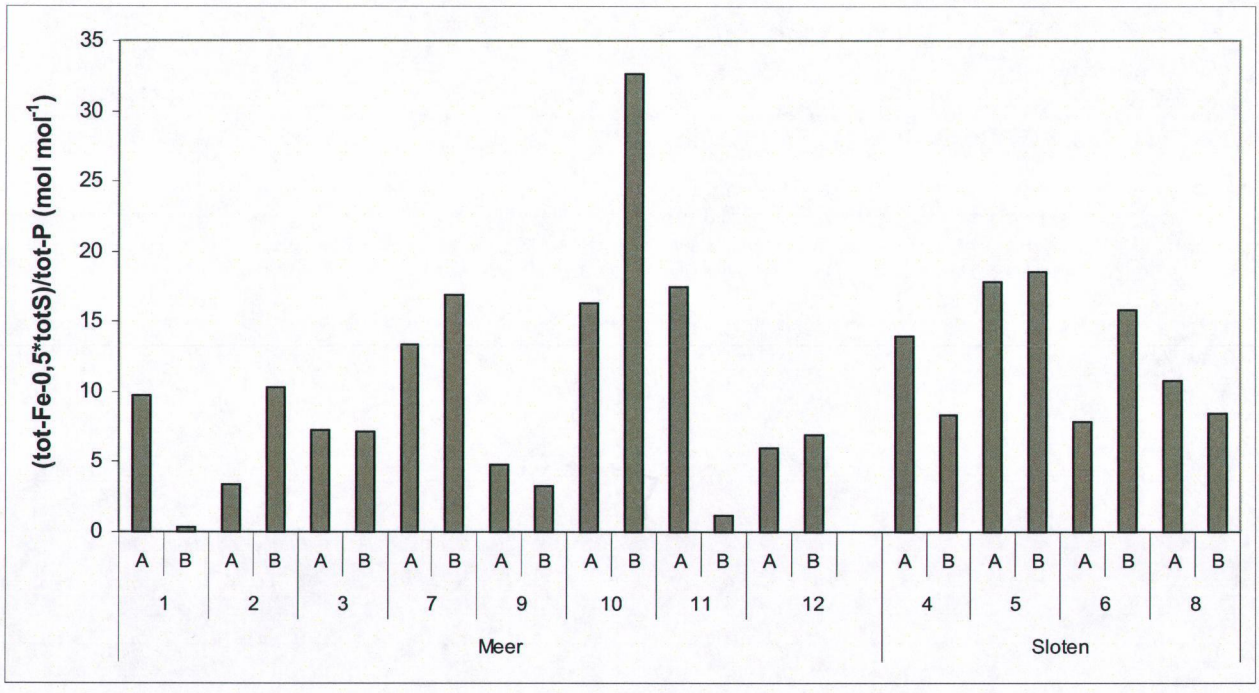

Fe (Pw) (µmol L-1)
800
700
600
500
400
300
200
100
0
83,9
20,1
28,9
11,6
125,2
95,4
78,0
34,2
27,8
26,1
57,5
4,9
65,9
8,2
13,9
11,5
518,7
277,5
186,9
156,2
15,7
138,7
137,5
A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B
1 2 3 7 9 10 11 12 4 5 6 8
Meer
Sloten


Alkalintiteit (Pw) (µmol L-1)
14000
12000
10000
8000
6000
4000
2000
0
A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B
1 2 3 7 9 10 11 12 4 5 6 8
Meer
Sloten


Org. Stof (%)
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B
1 2 3 7 9 10 11 12 4 5 6 8
Meer
Sloten


tot-Fe/tot-P (mol mol-1)
100
90
80
70
60
50
40
30
20
10
0
A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B
1 2 3 7 9 10 11 12 4 5 6 8
Meer
Sloten


tot-Fe/tot-S (mol mol-1)
25
20
15
10
5
0
A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B
1 2 3 7 9 10 11 12 4 5 6 8
Meer
Sloten


(tot-Fe-0,5*totS)/tot-P (mol mol-1)
35
30
25
20
15
10
5
0
A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B A B
1 2 3 7 9 10 11 12 4 5 6 8
Meer
Sloten