

Evaluatie van de waterkwaliteit en herstelmaatregelen in De Deelen

B.G.A. Rijkens

februari 2008

begeleiding

Dr. T.H.L. Claassen (Wetterskip Fryslân)
Dr. R.S.E.W. Leuven (Radboud Universiteit Nijmegen)

Verslagen Milieukunde nr. 320

Afdeling Milieukunde
Faculteit der Natuurwetenschappen, Wiskunde en Informatica
Radboud Universiteit Nijmegen

Reeks milieukundige verslagen

De reeks milieukundige verslagen wordt verzorgd en uitgegeven door de afdeling Milieukunde, Faculteit der Natuurwetenschappen, Wiskunde en Informatica, Radboud Universiteit Nijmegen, Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen (telefoon secretariaat: 024-3653281).

Verslagen Milieukunde nr. 320

Titel: Evaluatie van de waterkwaliteit en herstelmaatregelen in De Deelen

Auteur: B.G.A. Rijkens

Besteladres: Secretariaat afdeling Milieukunde, Faculteit der Natuurwetenschappen, Wiskunde en Informatica, Radboud Universiteit Nijmegen, Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen, e-mail: secres@science.ru.nl, o.v.v. Verslagen Milieukunde nr. 320

Trefwoorden: waterkwaliteit, De Deelen, ecologische kwaliteitsratio, nutriëntenbelasting, herstelmaatregelen Friesland

Gedrukt op milieuvriendelijk papier

© 2008. Afdeling Milieukunde, Faculteit der Natuurwetenschappen, Wiskunde en Informatica, Radboud Universiteit Nijmegen, Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen.

Niets in deze uitgave mag worden veelelvoudigd en/of openbaar gemaakt worden door middel van druk, fotokopie, microfilm, of welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van de houder van het auteursrecht.

Voorwoord

Het voor u liggende verslag is gemaakt in het kader van mijn afstudeerstage van de master studie Milieu- Natuurwetenschappen aan de Radboud Universiteit in Nijmegen. De stage periode liep van 1 mei 2007 tot 31 januari 2008, in deze periode heb ik zes maanden aan mijn stage gewerkt. Het onderzoek is uitgevoerd bij Wetterskip Fryslân te Leeuwarden. Dit is het all-in waterschap van Friesland en een deel van Groningen.

Graag wil ik mijn begeleider bij Wetterskip Fryslân, Theo Claassen en mijn begeleider vanuit de Radboud Universiteit, Rob Leuven bedanken. Daarnaast wil ik ook graag Froukje Grijpstra, Jappie van den Berghs en de mensen van het lab bedanken, met in het bijzonder Marianne Thannhauser, voor de vele hulp en het aanleveren van de data. De waterbalans was zonder de hulp van de volgende personen niet mogelijk geweest, Tsjidse van der Meulen, Gerben Talsma, Humphrey Paap, Jan van de Velde, Meindert Smit, deze wil ik hier dan ook graag voor bedanken.

Van de Radboud Universiteit zou ik ook nog graag Leon Lamers en van B-ware, Jeroen Geurts bedanken voor extra data en de extra begeleiding bij het uitwerken van de data, en Gert-Jan van Duinen voor het leveren van de software. Ik wil ook nog graag Alexander Rozema en Henk-Jan van der Veen van Staatsbosbeheer bedanken voor de rondleidingen in de verschillende gebieden

Inhoud

Voorwoord	3
Samenvatting.....	7
Abstract.....	9
1. Inleiding.....	11
1.1 Doelstelling.....	11
1.2 Leeswijzer	12
2. Gebiedsbeschrijving	15
2.1 De Deelen	15
2.1.1 Onderzochte petgaten	15
2.2 Boornbergumer Petten	16
2.3 Rottige Meente.....	16
3. Theoretische achtergrond	19
3.1 Eutrofiëring.....	19
3.2 Interne eutrofiëring	21
3.3 Aanpak van eutrofiëring.....	21
4. Methoden.....	25
4.1 Herstelmaatregelen	25
4.1.1 Actief visbeheer	25
4.1.2 Enclosures	25
4.2 Analyses	27
4.2.1 Ecologische Kwaliteitsratio.....	27
4.2.2 TWINSpan	28
4.2.3 CANOCO	29
5. Eerdere evaluaties	32
6. Water- en stoffenbalans.....	35
6.1 Waterbalans	35
6.2 Stoffenbalans.....	37
6.3 Kritische nutriënten belasting.....	38
7 Waterkwaliteit	41
7.1 Chemisch	41
7.2 Enclosures	46
7.3 Vissen	53
7.4 Macrofyten.....	54
7.5 Fytoplankton.....	58
7.5 Zoöplankton	64
7.6 Ecologische kwaliteitsratio	66

8. Gebiedsvergelijking	69
9. Discussie	73
10. Conclusies en aanbevelingen	79
10.1 Aanbevelingen	80
10.1.1 Maatregelen	80
10.1.2 Monitoring en aanvullend onderzoek	80
Literatuur	83
Bijlagen	
1. Hoogtekaart	
2. Laagveengebieden in Friesland en gebiedskaarten	
3. Enclosure werklijst	
4. Analyse methoden	
5. EKR normen en gescoorde waarden	
6. Fysisch-chemische parameters	
7. Uitkomsten enclosure experiment	
8. Afkortingenlijst soorten en monsters	
Status format	

Samenvatting

Laagveengebieden waren oorspronkelijk de laagst liggende terreinen in een landschap. Tegenwoordig zijn de omliggende gebieden gecultiveerd en door verdroging, veenafbraak en veen afgraving, lager dan de natuurgebieden komen te liggen. Op dit moment zijn de laagveengebieden in Friesland de hoogst gelegen gebieden in het landschap. Doordat de systemen van kwelrijke gebieden naar wegzijgingsgebieden zijn veranderd, dreigen de gebieden te verdrogen. Om de verdroging tegen te gaan wordt vaak gebiedsvreemd water het gebied ingelaten. Door de andere chemische samenstelling van dit water kan eutrofiëring in het laagveengebied ontstaan. De inlaat van boezemwater veroorzaakt vaak een stijging van nutriëntenconcentraties in het gebied. Dit kan direct door input van nutriënten en indirect door middel van interne eutrofiëring. De processen van verdroging en eutrofiëring tasten de natuurwaarden van een gebied aan. De Deelen is een petgatenlandschap van ongeveer 500 ha. Vanaf 1987 wordt er in het gebied al op projectmatige wijze (waterkwaliteits)onderzoek gedaan. In De Deelen zijn vanaf 2000 nieuwe herstelmaatregelen van kracht, welke in dit rapport worden geëvalueerd. Er wordt vanaf 2003 alleen water uit de nabij gelegen zandwinplas ingelaten. Er is een variabel peilbeheer ingevoerd zodat minder inlaatwater nodig is en verlanding beter tot stand kan komen. In vier petgaten in het gebied zijn visbeheerproeven uitgevoerd en waterplanten geënt. De data zijn getoetst aan de door de Kader Richtlijn Water (KRW) opgestelde Ecologische Kwaliteitsratio (EKR). Daarnaast is de biologische data met het programma Twinspan geanalyseerd en met behulp van het programma Canoco aan verklarende milieuvariabelen gekoppeld. Beide analyses lieten op basis van de macrofytendata een duidelijke splitsing zien tussen, de nieuwe petgaten en de oude petgaten met de binnenvaart. De nieuwe petgaten waren bij de Canoco analyse duidelijk gecorreleerd aan de hoge nutriëntenconcentraties. De Data van fytoplankton en zoöplankton bleek deze splitsing tussen de oude en de nieuwe petgaten niet te maken. Bij deze data bleek de seizoensvariatie dominant te zijn.

Om De Deelen met twee andere gebieden te kunnen vergelijken is getracht een water- en stoffenbalans van deze drie gebieden op te stellen. Door gebrek aan data van De Deelen en de Rottige Meente is dit alleen voor de Boornbergumer Petten gelukt. In De Deelen is een duidelijk verschil in water- en biologische kwaliteit waargenomen tussen de oude en de nieuwe petgaten. Het water uit de zandwinplas heeft er voor gezorgd dat de externe belasting op het gebied is afgenomen. Hiermee zijn ook de nutriëntenconcentraties in het gebied zelf gedaald. Dit "schone" inlaatwater komt het eerst door de oude petgaten welke hier dan ook een positief effect van hebben. Door het variabel peilbeheer is er minder inlaatwater nodig en blijft ook de macro-ionenbelasting laag. Visbeheerproeven in vier afgesloten petgaten hebben het doorzicht in De Deelen niet verbeterd. Wel is de brasem in verhouding afgenomen. Door het afsluiten van de petgaten werd de windinvloed in deze petgaten minder. Dit had een positief effect op de vegetatie in de oude petgaten. Deze waren in twee zomers zo vol gegroeid dat het bijna onmogelijk werd om er met een boot doorheen te varen. De experimenten met geënte waterplanten zijn in de oude petgaten goed aangeslagen. In de nieuwe petgaten heeft de geënte vegetatie geen stand gehouden. De belangrijkste oorzaak voor dit kwaliteitsverschil lijkt de invloed van de wind op de waterbodem te zijn. Daarnaast hebben de nieuwe petgaten van zichzelf al een grotere interne belasting welke voor nalevering van fosfaat kan zorgen. De grote windinvloed op deze petgaten versteekt dat effect. Op dit moment voldoet De Deelen nog niet aan de normen van de KRW. De verwachting is dat voor het oude gedeelte van het gebied de meeste normen in 2015 haalbaar zijn. Alleen het aantal soorten macrofyten zal moeilijk te halen zijn. Om deze doelen ook werkelijk te halen zullen nog enkele maatregelen nodig zijn om de windinvloed op het gebied te verminderen.

Abstract

Fens and peaty marchlands used to be the lowest parts in the area. Nowadays the surrounding areas are being cultivated and are now lower compared to the fens. At this time the Frysian peaty marchlands are the highest areas around. The peat lands changed from upward seepage areas into downward seepage areas. The fens are now threatened by desiccation. To handle the desiccation of the areas water from outside is let or pumped into the areas. This inlet water has a different chemical composition related to the original water in the area. This means in many cases nutrient levels rise in the nature reserve when water from the main water system is mixed with water in the area itself and causes eutrophication, either directly or indirectly. These processes of desiccation and eutrophication affect the natural values of the area. In the 500 ha counting area De Deelen water quality research projects of the area have been done since 1987. Since 2000 new restoration measures are taken which will be evaluated in this report. Only inlet water from the nearby sand pit is used. Because of the variable water level management less inlet water is needed. This should also promote growth of vegetation near the banks. Fish stock control and introduction of aquatic plants experiments are done in four peat ponds within De Deelen. All data has been tested to the Ecological Quality Ratio, drawn up by the EU-Water Framework directive. The biological data has been analyzed by the computer programs Twinspan and Canoco. Running analyses with the macrophyte dataset a clear diversion occurred. Two groups formed, one existing of the samples from the new peat ponds and one of samples from the old peat ponds and the canal. The Canoco analyses showed a correlation between the new peat ponds and high nutrient concentrations in the water. The phytoplankton and zooplankton dataset did not show this kind of diversion. For these parameters the season was the most important variable.

To compare De Deelen with two other Frisian peaty marchlands areas water and nutrient balances were tried to be made. For different reasons this was only managed to be done for the area Boornbergumer Petten. De Deelen showed clear differences in water and biological quality between the old and new peat ponds. The external nutrient load and the nutrient concentration in De Deelen are decreased since the inlet water from the sand pit is used. First this “clean” inlet water runs through the old part of the area, which therefore experiences the most positive effect of it. Less inlet water is needed because of the variable water level management and therefore also the macro-ion load stays low. Fish stock control did not increase the transparency of the water, although the percentage of bream decreased. Isolation of these peat ponds decreased the influence of the wind which had a positive effect on the vegetation in the old part of the area. These water bodies were so overgrown by aquatic plants that it became almost impossible to travel through it by boat. The introduction of water plants experiment did well in the old water bodies. The vegetation in the new peat ponds showed no sign of return. The main cause for the quality differences in the area seems to be the influence of the wind on the sediment. Beside that the new water bodies have a higher internal nutrient load which causes internal eutrophication. The influence of the wind in these areas intensifies this effect. At this time De Deelen does not comply with the environmental quality required for the Good Ecological Potential, as is the goal related to the Water Framework directive. Expectations for the old areas are high. The bottlenecks of these areas are the low species richness of macrophytes and fish. To achieve the quality objectives a few additional restoration measurements to decrease the wind influence are needed.

1. Inleiding

De Friese bodem bestaat uit verschillende grondsoorten. Globaal gezien liggen in het oosten de zandgronden, in het midden de veengronden en in het westen en noordwesten de kleigronden. De laagveenmoerasgebieden liggen vrijwel alle aan de westrand van het veengebied op de Pleistocene zandondergrond. Van nature zijn laagveengebieden de laagst liggende terreinen in het landschap en zijn, door kwel, zeer natte gebieden. Omringende gronden van de huidige laagveengebieden zijn gecultiveerd. Deze zijn door het afgraven van het veen, oxidatie, mineralisatie en inklinking lager komen te liggen. Veel laagveengebieden in Nederland, zijnde natuurgebieden, hebben dan ook te kampen met verdroging. Op de hoogtekkaart in bijlage 1 zijn de Friese laagveengebieden weergegeven. Over het algemeen liggen deze gebieden nu hoger dan het omliggende gebied. Dit hoogteverschil werkt verdroging in de hand door afvang van kwel door de landbouwpolders en door wegzijging van het water uit het gebied naar de omgeving. Daarnaast wordt er door de omringende agrarische gebieden vaak een omgekeerd peilbeheer gehandhaafd. Dit creëert een tegennatuurlijke situatie van lage grondwaterstanden in de winter en hogere grondwaterstanden in de zomer. Om de verdroging van een veengebied te voorkomen wordt vaak water van buitenaf het gebied ingelaten. In Friesland is dat veelal boezemwater. Dit zorgt ervoor dat een eenduidig waterpeil in het gebied gehandhaafd blijft en er zo min mogelijk afbraak van veen voorkomt als gevolg van mineralisatie. Deze maatregel heeft wel één groot nadeel. De chemische samenstelling van het boezemwater is vaak anders dan van het water in het gebied en dit kan voor eutrofiëring in het natuurgebied zorgen. De processen van verdroging en de daarop vaak volgende eutrofiëring tasten de natuurwaarden van de gebieden aan.

In dit rapport zal vooral aandacht besteedt worden aan drie gebieden, namelijk De Deelen, Boornbergumer Petten en de Rottige Meente (bijlage 2). Dit zijn petgatensystemen waar door vervening veel open water is ontstaan. Deze gebieden zijn alle drie onderdeel van de Ecologische Hoofdstructuur (EHS) en daarom ook van nationaal belang. Daarnaast zijn De Deelen en de Rottige Meente EU Vogel- en Habitatrichtlijngebieden (VHR). Dit betekent dat de natuurwaarden van deze gebieden door de Europese Unie zijn erkend en deze moeten ten allen tijde beschermd worden, hiervoor gelden instandhoudingdoelen. De Boornbergumer Petten valt hier niet onder. De drie genoemde en hier verder beschouwde gebieden vormen samen met een 10-tal andere laagveenmoerasgebieden een schakel van belangrijke natuurgebieden van zuid naar noord in het laagveengebied van (midden) Friesland.

Om verdroging en eutrofiëring in deze gebieden zo goed mogelijk tegen te gaan, zijn er enkele herstelmaatregelen genomen. Gebiedsvreemd water wordt de gebieden ingelaten om verdroging te voorkomen. Omdat dit water vaak rijker aan voedingsstoffen is dan het oorspronkelijke gebiedseigen water en het kwelwater, brengt dit het gevaar van eutrofiëring met zich mee. Om eutrofiëring te voorkomen was De Deelen en is de Boornbergumer Petten voorzien van een helofytenfilter om het inlaatwater te zuiveren van nutriënten. Het filter werkte in het ene gebied echter beter dan in het andere. Daarnaast kent elk gebied nog zijn eigen specifieke problemen en herstelmaatregelen. Deze worden door Wetterskip Fryslân met jarenlange monitoring in de gaten gehouden en geëvalueerd. De meest recente maatregelen in De Deelen zijn de invoering van een variabel, meer natuurlijk peilbeheer, actief visstand beheer en stimulatie van waterplanten. Deze laatste twee maatregelen zullen in dit rapport worden geëvalueerd.

In 2015 moeten alle gebieden aan de vanwege de Kader Richtlijn Water opgestelde normen voldoen. Voor alle watertypen is een goede ecologische toestand (GET) bepaald, afgeleid uit referentiegebieden. De in dit onderzoek verder beschouwde petgatensystemen zijn geen natuurlijke systemen, ze zijn immers door de mens gegraven. Hierdoor kunnen ze niet aan de KRW kwaliteitseisen van een natuurlijk systeem voldoen. Er wordt voor deze systemen dan ook gesproken over een goede ecologische potentie (GEP). Deze GEP voor niet-natuurlijke systemen zal voor alle gebieden haalbaar moeten zijn. Om realistische normen op te stellen zal eerst naar de huidige toestand van de gebieden gekeken worden en naar de mate waarin de herstelmaatregelen invloed hebben gehad op de waterkwaliteit. De GEP zal in het nieuwe waterbeheerplan van 2009 vastgelegd worden.

1.1 Doelstelling

Van de gebieden De Deelen, Boornbergumer Petten en Rottige Meente zijn veel data verzameld door jarenlange monitoring van Wetterskip Fryslân. Deze gegevens zijn alleen nog niet allemaal uitgewerkt. De data die wel zijn uitgewerkt zijn merendeels van oudere datum en niet meer bijgewerkt voor de laatste ingrepen.

Volgens de Kader Richtlijn Water (KRW) moet voor de petgaten in de genoemde gebieden een goede ecologische potentie (GEP) geformuleerd worden. Om deze te kunnen opstellen moet eerste de huidige ecologische toestand van het gebied bekend zijn. In de laatst opgezette beheersdoelstelling in 1999 (Altenburg & Brongers, 1999) is een aantal knelpunten naar boven gekomen: waterkwaliteit, waterkwantiteit, verlanding, schraalland, fauna en recreatie. Inmiddels is een aantal maatregelen genomen om deze knelpunten op te lossen.

Dit rapport zal primair gericht zijn op het uitwerken waterkwaliteitsgegevens van De Deelen. Daarbij wordt er gekeken of deze in de laatste jaren verbeterd is. Er is vooral gekeken naar de waterkwaliteitsgegevens van 2000 tot 2007. Ook de al reeds gerapporteerde waterkwaliteit vanaf 1992 zal meegenomen worden in het onderzoek. De genomen maatregelen sinds 2000 zullen worden geëvalueerd, tegen het licht van eerdere en recente maatregelen.

Van alle gebieden zal een water- en stoffenbalans gemaakt worden om de gebieden met elkaar te kunnen vergelijken. Uit de stoffenbalans kan vervolgens de actuele fosfaatbelasting afgeleid worden. Deze wordt vergeleken met de kritische fosfaatbelasting, bekend van Lamers *et al.* (2006).

Uiteindelijk kan een GEP vastgesteld worden voor de gebieden. Om de GEP te bereiken zullen eventuele aanvullende herstelmaatregelen worden geformuleerd.

Het doel van deze stage is om de waterkwaliteitsgegevens te evalueren en om een totale watervisie van De Deelen te maken en een water- en stoffenbalans voor alle drie de gebieden op te stellen. De drie gebieden kunnen onderling vergeleken worden voor water- en stoffenbalansen. Hoe dit verder wordt uitgewerkt, wordt hieronder beschreven.

Wanneer voorstaande is uitgewerkt, is het mogelijk om de GEP voor deze gebieden te concretiseren voor de Kader Richtlijn Water. Ook eventuele aanvullende maatregelen om de GEP te kunnen halen zullen hieruit blijken.

Uit deze doelstelling volgen de volgende onderzoeksvragen:

- Is de waterkwaliteit in De Deelen door de genomen herstelmaatregelen voldoende verbeterd om aan de normen van de Ecologische Kwaliteitsstandaard te voldoen?
- Wat zou een realistische Goede Ecologische Potentie zijn wanneer de reeds uitgevoerde maatregelen nog niet voldoende zijn?
- Hebben de drie gebieden te maken met vergelijkbare nutriëntenbelasting?
- Wat is de nutriëntenbelasting in vergelijking met de kritische belasting?

Voor het beantwoorden van de onderzoeksvragen zullen de volgende zaken overzichtelijk weergegeven worden:

- Overzicht van de waterkwaliteit in De Deelen;
- Vergelijking tussen bemonsteringspunten;
- Vergelijken van fysisch- chemische data met biologische data;
- Kwaliteit inlaat- en gebiedseigenwater vergelijken;
- De rol en processen van interne eutrofiëring binnen het gebied beschrijven;
- Evaluatie van de genomen herstelwerkzaamheden opstellen;
- Water- en nutriëntenbalans van de drie gebieden;
- De relatie tussen de kritische P-belasting en de werkelijke belasting bepalen;
- vastleggen van de GEP (afgeleid van de goede ecologische toestand (GET), zoals landelijk vastgelegd voor M25/M27 (laagveenmoerasgebieden));
- aangeven en onderbouwen welke maatregelen nog nodig zijn om die doelen (GEP) te bereiken.

1.2 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 zullen de gebieden De Deelen, de Boornbergumer Petten en de Rottige Meente kort beschreven worden. Om een beter beeld van de eutrofiëringproblematiek te krijgen is er in hoofdstuk 3 een theoretische achtergrond van het probleem gegeven. Tevens komen hier de hypothesen van de herstelmaatregelen aan

bod. De onderzoeksmethoden worden in hoofdstuk 4 uitgelegd. Hoofdstuk 5 bestaat uit een korte samenvatting en evaluatie van al eerder verschenen rapporten over de waterkwaliteit en herstelmaatregelen in De Deelen. In hoofdstuk 6 wordt de waterbalans met de bijbehorende kritische P belasting besproken. Daarna worden in hoofdstuk 7 zowel de fysisch-chemische parameters als de biologische parameters besproken. Dan zal er een hoofdstuk volgen waarin De Deelen met ander laagveengebieden in Nederland wordt vergeleken en ten slotte zullen in hoofdstuk 9 en 10 de discussie, conclusie en aanbevelingen volgen. In de bijlagen zijn de kaarten van het gebied opgenomen, een aantal onderzoeksmethodes en resultaten welke niet uitgebreid besproken worden.

2. Gebiedsbeschrijving

2.1 De Deelen

Het petgatenlandschap De Deelen (Bijlage 2) is ongeveer 500 ha groot en heeft relatief gezien veel open water. Het gebied is in beheer bij Staatsbosbeheer (SBB). Een deel is enkel over het water te bereiken en is niet publiekelijk opengesteld, daardoor is het een rustig gebied gebleven. Het gebied is aangewezen als een VHR gebied en heeft in 1990 van de Provincie Friesland een 'specifieke ecologische doelstelling op het hoogste niveau' gekregen. Om aan deze richtlijnen en doelstellingen te voldoen moesten een aantal knelpunten opgelost worden (Grontmij nv, 1991).



Foto 2.1 luchtfoto van De Deelen.

De Deelen heeft een groot scala aan herstelmaatregelen achter de rug. Vanaf 1987 is er in het gebied op projectmatige wijze (waterkwaliteits)onderzoek gedaan. Daarop volgde in de periode van 1992 tot 1995, in drie fasen, de eerste reeks herstelmaatregelen. De eerste in 1992, Regiwa (Regionaal Integraal waterbeheer) fase 1. In deze fase werd de externe belasting van het gebied aangepakt. Het gebied werd verdeeld in vier deelgebieden, ieder met een eigen watervoorziening. Regiwa fase 2 (1993-1994) richtte zich op het terugdringen van interne belasting. Er is gebaggerd in een aantal petgaten en in twee petgaten zijn onderwater slibschermen aangebracht. In de winter is in

één van de vier deelgebieden de visstand uitgedund en is er een viskerende borstel geplaatst. Deze is overigens wegens tegenvallende resultaten in 1997 weer verwijderd. In Gebeve (Gebiedsgerichte Bestrijding Verdroging) fase 3 (1995) is de verdrogingproblematiek aangepakt door het ophogen van kades. Ook zijn er in deze periode meetstuwen geplaatst om de water in- en uitlaat te meten (Kingma, 1997). Door het niet werken van het helofytenfilter is deze vanaf 1998 niet meer als zodanig in gebruik (Wetterskip Fryslân, 2003).

Sinds 2000 zijn er weer herstelmaatregelen in het gebied uitgevoerd. Hierbij is onder anderen de in 1992 ingestelde compartimentering opgeheven. Verder is de waterinlaat vanuit de zandwinplas toegenomen (ten koste van boezemwaterinlaat) en is er een natuurlijker peilbeheer ingesteld, met een jaarlijkse fluctuatiemogelijkheid van maximaal 50 cm, van minimaal -1,20m NAP in de zomer tot maximaal -0,70m NAP in de winter. De slibschermen zijn inmiddels ook verwijderd.

In vier petgaten, twee in het noordelijke deel van het gebied en twee in het zuidelijke deel van het gebied, is in maart 2004 actief biologisch beheer (ABB) toegepast (Bonhof et al., 2006). Om de waterkwaliteit te verbeteren zijn twee petgaten leeg gevist en in de andere twee is een standaard visstand achtergelaten. Daarnaast zijn er in elk petgat twee series van vier enclosures aangebracht, waarin waterplanten zijn uitgezet. Hierbij wordt gekeken of de waterplanten kunnen overleven en zich eventueel uitbreiden in het petgat. Wanneer er ondergedoken waterplanten in de petgaten voorkomen, kan er verlanding plaatsvinden (Altenburg & Brongers, 1999). Die verlanding stagneert tot nu toe.

2.1.1 Onderzochte petgaten

Voor het uitvoeren van ABB en het enclosure experiment is gekozen voor twee relatief oude petgaten 795 en 796 (waarschijnlijk van voor 1940) in het zuiden en twee relatief nieuwe petgaten 218 en 239 (rond 1960) in het noorden van het gebied. De petgaten zijn alle vier in 2003 afgesloten met een viskering. De twee zuidelijke petgaten zijn ongeveer 1,5 ha groot en gemiddeld 0,6 m diep met enkele diepe delen van ongeveer 1 m. Op de bodem is een dikke venige sliblaag aanwezig, gedeeltelijk bedekt met de wortels van Gele plomp. De oevers zijn grillig en begroeid met koninginnenkruid en zegges. Vooral aan de zuidkant van de petgaten staan hoge bomen die voor beschutting en beschaduwing zorgen. Er zijn geen ondiepe oeverzones en de oevers zorgen door hun grillige vorm voor schuilmogelijkheden voor vis. De noordelijke petgaten zijn iets dieper, namelijk

ruim 1 meter. Daarnaast is de oppervlakte van de gaten aanzienlijk groter. Deze petgaten zijn gemiddeld ongeveer 3,5 ha, dit verschil met de zuidelijke petgaten zit vooral in de breedte. Op de bodem is een dikke venige sliblaag met uitzondering op de oostoevers waar de bodem vrij stevig is. De laaggelegen, afgeplagde, delen van de oevers staan in de winter en voorjaar onder water en zijn vrijwel onbegroeid en recht. De hogere delen zijn begroeid met pitrus en braam. In de oever en onder water zijn weinig schuilmogelijkheden voor vis (Bonhof et al., 2006).

2.2 Boornbergumer Petten

De Boornbergumer Petten (bijlage 2) is een gebied van ongeveer 70 ha groot, waarvan 33 ha bestaat uit een waterplas. Deze plas is ontstaan door uitvening. Het gebied is particulier bezit van de zogenaamde Massaliteit Baronnen van Harinxma thoe Slooten.



Foto 2.2 De Boornbergumer Petten

Om verdroging te voorkomen wordt er via een opmaling polderwater in het gebied gelaten. Sinds 1978 wordt dit polderwater gezuiverd door een helofytenfilter. Het riet van het filter werd elk jaar gemaaid en afgevoerd om opeenhoping van nutriënten te voorkomen. Dit zorgde ervoor dat de Boornbergumer Petten van schoon water werd voorzien. Er kwam in het gebied veel aan schoon water gebonden vegetatie voor, waaronder verschillende soorten kranswieren, waaronder *Chara globularis* en *Chara aspera*. In 2005 vond een ommekeer plaats in de helderheid van het water. Dit kan meerdere oorzaken hebben. Het helofytenfilter was dringend aan verjonging toe. In de winters van 2005-2006 en 2006-2007 werd het riet niet meer gemaaid vanwege lastiger maaien van het gebied door

opslag van elzen in het rietmoeras. Er heeft zich een grote ganzenpopulatie gevestigd in en rond de plas. Aanvankelijk aan de zuidkant van de plas opgehoopt slib is nu over de gehele plas verspreid. Daarnaast kan ook de klimaatverandering voor deze ommekeer gezorgd hebben. Door een extra opwarming van 1 of 2°C gaat de kritische fosfaat belasting naar beneden. Deze kritische belasting kan nu laag genoeg zijn om toch het schone water in de Boornbergumer Petten te doen vertroebelen. De plas heeft nu te kampen met eutrofiëring. Wanneer er niet snel ingegrepen wordt, dreigen de kranswieren geheel te verdwijnen. In 2007 waren deze soorten al vrijwel niet meer aanwezig. Plannen tot herstelmaatregelen worden momenteel uitgewerkt door de organisatie voor particulier en agrarisch natuurbeheer (SBNL).

2.3 Rottige Meente

Het natuurreservaat de Rottige Meente (bijlage 2) is met 1500 ha één van de grootste laagveenmoerasgebieden van Friesland. Alleen de Oude Venen is groter. Staatsbosbeheer heeft 900 ha van de Rottige Meente in beheer (Thannhauser-Douwma, 1998). Door het gevoerde beheer wordt de successie teruggedrongen. Zonder dit beheer zou het gebied enkel uit moerasbos bestaan (Plantinga, 1995). Staatsbosbeheer zorgt ervoor dat de successie geremd wordt. Dit gebied herbergt van oudsher vele moerassoorten. Zo zijn er in 1986 nog sporen van otters (*Lutra lutra*) gevonden en is het gebied nu één van de belangrijkste gebieden in Friesland voor de ringslang (*Natrix natrix*).



Foto 2.3 De Rottige Meente.

Ook in de Rottige Meente is verdroging een groot probleem. Er is veel wegzijging naar de Noordoostpolder en naar de Groote Veenpolder in Weststellingwerf. Daarom wordt ook hier

gebiedsvreemd water ingelaten vanuit de Helomavaart (Friese boezem) en de benedenloop van de Linde

(Overijsselse boezem). Dit gebiedsvreemde water brengt wel het risico van eutrofiëring met zich mee. Het gebied heeft geen aangelegd helofytenfilter, maar wel natuurlijke rietvelden waar een deel van het inlaatwater uit de Linde en Helomavaart water door gevoerd wordt. Diverse herinrichtingswerken zijn met de landinrichting in 1999 afgesloten en voltooid.

3. Theoretische achtergrond

3.1 Eutrofiëring

Wanneer de nutriëntenbelasting in een waterlichaam toeneemt, kan het systeem omslaan van een helder systeem met grote natuurwaarden naar een troebel systeem zonder veel natuurwaarden. De omslag vindt plaats wanneer de kritische nutriëntenbelasting is behaald, dit omslagpunt ligt bij punt a in figuur 3.1. Deze verandering vindt zeer abrupt plaats en is moeilijk terug te draaien. Het systeem kent immers twee alternatieve stabiele evenwichten, een heldere en een troebele (Scheffer *et al.*, 2001; Scheffer & Carpenter, 2003). Deze twee toestanden van het systeem overlappen elkaar voor een belangrijk deel. In de overlap zal bij een zelfde nutriëntenbelasting een troebel systeem troebel blijven en een helder systeem helder. Wanneer de nutriëntenbelasting vervolgens weer wordt verlaagd, zal pas bij punt b een omslag van de troebele toestand naar de heldere plaatsvinden.

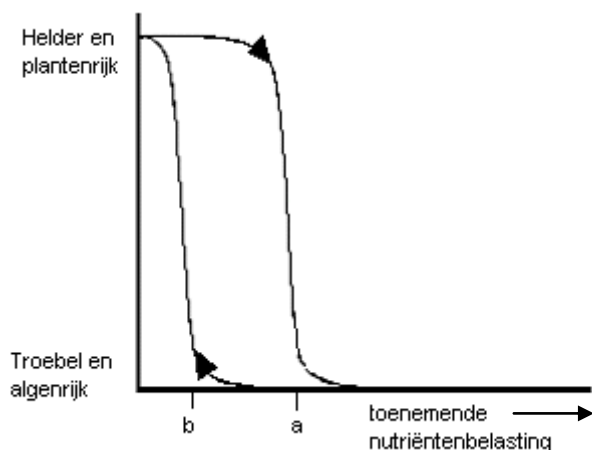


Fig. 3.1 Hysteresis effect zoals dat kan voorkomen in een ecosysteem met omslagpunt van helder naar troebel bij belasting a en een omslagpunt van troebel naar helder bij belasting b. Naar Witteveen + Bos. (2007).

Om de problemen met eutrofiëring op te lossen moeten eerst de mechanismen van en processen in een watersysteem duidelijk zijn. In figuur 3.2 staat een simpele weergave van de invloeden op het systeem van bepaalde mechanismen. Een eutroof petgat zonder vegetatie zal vegetatieloos blijven, doordat de turbiditeit hier groot is, maar ook omdat de bodem vaker verstoord wordt door benthivore vis of golfslag. Dit voorkomt dat planten zich kunnen vestigen. Daarnaast kan herbivorie het herstellen van de vegetatie ook tegen houden. Een systeem dat juist wel begroeid is met planten zal ook begroeid (kunnen) blijven doordat het water helder is wat weer plantengroei stimuleert. Het sediment is daarnaast ook stabiel en de visstand zal minder bodemwoelende en meer plantminnende vissen bevatten. Doordat er genoeg waterplanten staan zal dit systeem een grote populatie herbivoren aan kunnen zonder een omslag (Scheffer, 1998). Het systeem geeft als het ware weerstand tegen verandering.

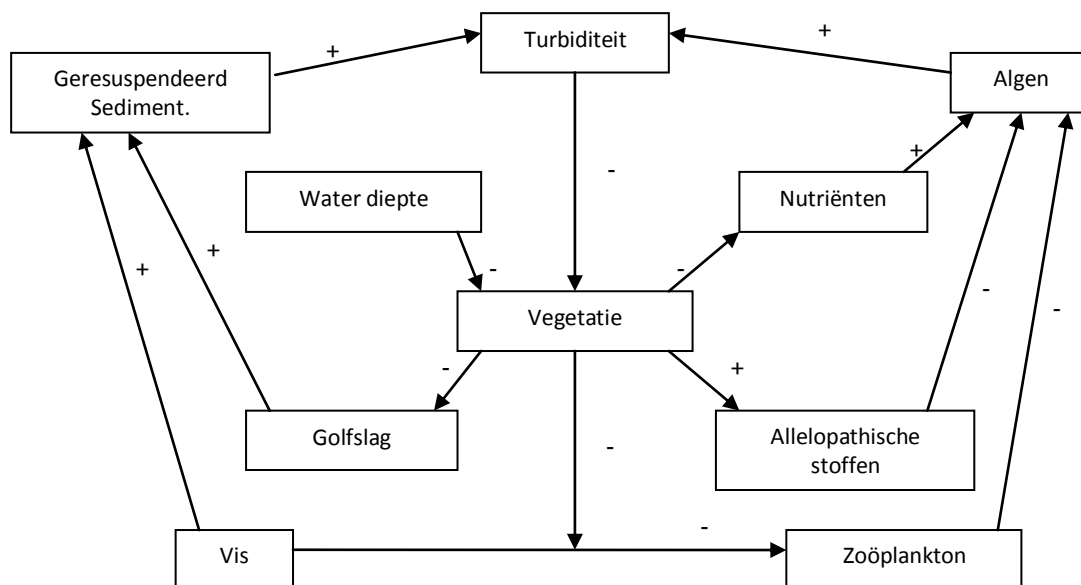


Fig. 3.2 Schema met mechanismen die invloed uitoefenen op het heersende regime, troebel of helder. Het kwaliteitseffect van elke route in het diagram kan worden bepaald door de tekens met elkaar te vermenigvuldigen. Naar Scheffer *et al.* (1993)

Om deze omslag naar helder water te versnellen is er een aantal mogelijkheden. De draagkracht van het systeem kan vergroot worden waardoor het minder lang duurt voordat de omslag van troebel naar helder plaats vindt, zoals in figuur 3.3 a aangegeven. Dit kan door een aantal diepe putten in het systeem te graven om slib in te vangen. Door de stratificatie in deze putten verdwijnt het voedselrijke slib in de zomer uit de waterkolom (Witteveen + Bos, 2007). De grijze lijn geeft het nieuwe traject van het systeem aan.

Om weer een omslag van troebel naar helder te krijgen moet de nutriëntenbelasting omlaag gebracht worden, maar niet zo ver als bij een systeem zonder stratificerende putten. De groene pijlen geven de verschuiving van nutriëntenbelasting aan. Daarnaast kan de omslag van troebel naar helder versneld worden door waterplanten te enten in het gebied (Witteveen + Bos, 2007). Hierdoor zal door middel van competitie voor nutriënten en licht de algenbloei geremd worden welke weer meer doorzicht geeft en meer kans op submerse vegetatie. Hierdoor kan de omslag al plaats vinden bij de groene pijl in figuur 3.3 b. Hierbij is het belangrijk dat er genoeg planten worden geënt om zichzelf te kunnen handhaven. Hoeveel planten genoeg is zal door trail en error uitgeprobeerd moeten worden. Vooral omdat de geënte vegetatie ook licht nodig heeft en dat is juist het probleem in een eutroof systeem.

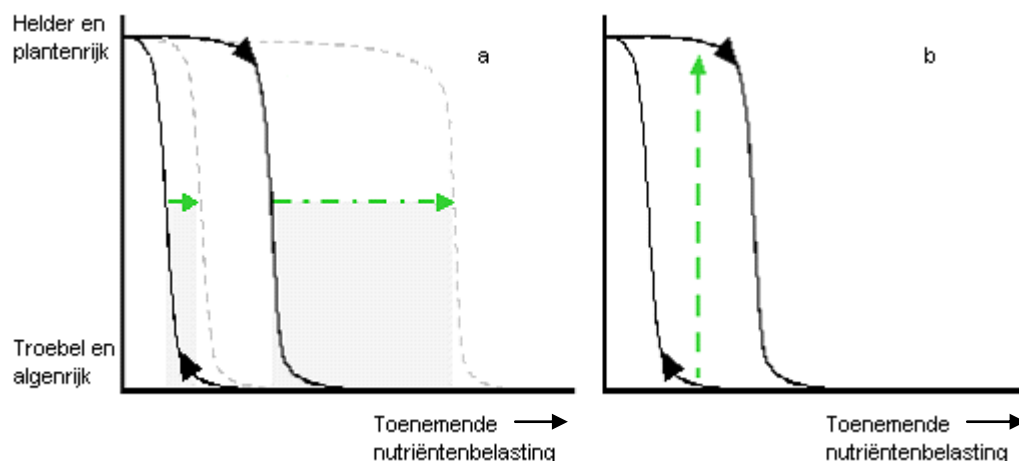


Fig. 3.3 a. Hysteresis effect bij vergroting van de draagkracht. Een helder systeem blijft langer helder bij toenemende nutriëntenbelasting en een troebel systeem zal eerder omslaan naar een heldere toestand. b. Hysteresis effect bij stimulatie van waterplanten. Een troebel systeem zal na stimulatie van waterplanten sneller een heldere toestand bereiken. Naar Witteveen + Bos. (2007).

3.2 Interne eutrofiëring

Gebiedsvreemd inlaatwater zorgt niet alleen door hogere nutriëntenconcentraties voor problemen, ook hoge concentraties van sulfaat, chloride of bicarbonaat in het inlaatwater kunnen interne eutrofiëring veroorzaken (Roelofs, 1991; Smolders *et al.*, 2003; Smolders *et al.*, 2006). Dit is eutrofiëring van een ecosysteem zonder dat er extra nutriënten van buitenaf ingebracht worden (Smolders *et al.*, 2006). De redoxpotentiaal van het gebied en de alkaliniteit van het inlaatwater spelen hierbij een grote rol. In zure of zwakgebufferde veenbodems wordt de afbraak geremd door de zuurgraad van de bodem. Wanneer er, om verdroging te voorkomen, water ingelaten wordt dat meer dan 2 mmol/l bicarbonaat bevat, kan de alkaliniteit in het gebied toenemen. Hierdoor vindt afbraak van het veen plaats, waarbij nitraat als elektronenacceptor wordt gebruikt. Aangezien veenbodems voor een groot deel uit afgestorven planten bestaat, zijn ze in potentie een onuitputtelijke bron van nutriënten, welke door de afbraak gemobiliseerd kunnen worden. Versnelde afbraak van de bodem leidt tot de vorming van zeer fijn slib (Michielsen *et al.*, 2007). Dit fijne slib wordt gemakkelijk omgewoeld door benthivore vissen of opgewerveld door de wind. Wanneer dit slib door de waterkolom zweeft, zal extra uitwisseling van nutriënten plaatsvinden tussen de anders aan slibdeeltjes gebonden fosfaat en de waterkolom. Alkaliniteit kan ook in het systeem gegenereerd worden door de reductie van oxidanten als nitraat, ijzer(hydr)oxide of sulfaat. Deze reductiereacties resulteren in een toename van alkalische stoffen. Dit proces wordt interne alkalinisatie genoemd (Smolders, *et al.*, 2006). De afbraak van organisch materiaal hangt sterk af van de interne pH van het detritus, terwijl bicarbonaat de afbraakremmende zuren neutraliseert (Kok & Van der Velde, 1991). De afbraak lijkt dus meer een functie van de buffercapaciteit van het systeem dan van de pH (Kok & Van der Velde, 1991; Roelofs, 1991). Wanneer het inlaatwater naast een hoge alkaliniteit ook nog hoge sulfaatconcentraties bevat zal dit het aan ijzer gebonden fosfaat mobiliseren en FeS_x vormen. SO_4^{2-} kan ook als elektronenacceptor worden gebruikt door sulfaat reducerende bacteriën, waardoor er afbraak van veen plaatsvindt (Smolders, *et al.*, 2006). Sulfaat heeft door deze dubbele processen van mobiliseren van fosfaat en veenafbraak een zeer versnellende werking op het proces van interne eutrofiëring.

3.3 Aanpak van eutrofiëring

Om een eutroof systeem weer tot een mooi helder systeem met grote natuurwaarden te krijgen moeten er bepaalde stappen gezet worden zoals aangegeven in figuur 3.4. In deze figuur worden ook de stappen aangegeven en de daaropvolgende herstelmaatregelen die reeds in het gebied De Deelen zijn ondernomen. Al deze herstelmaatregelen zijn in de figuur en in de volgende tekst genummerd, zodat de vergelijking van figuur en tekst makkelijk is. Eerst wordt bekeken wat de nutriëntenbelasting van het gebied is. Deze belasting kan afkomstig zijn van een externe bron, maar kan ook intern veroorzaakt worden. Wanneer deze door een externe bron, zoals het inlaat water wordt veroorzaakt, kan de belasting op verschillende manieren verlaagd worden. Door de ¹route van het inlaatwater te verlengen zijn de nutriënten al voor een deel neergeslagen voordat het water het kerngebied bereikt. Wanneer er meerdere inlaatwaterbronnen zijn, moet het ²water van de bron met de “beste waterkwaliteit” gekozen worden. Dit betekent dat er gekozen wordt voor het water met de minste nutriënten en de minste macro-ionen. Verder kan een ³variabel peilbeheer in het gebied zelf ervoor zorgen dat er minder water ingelaten hoeft te worden, omdat het waterpeil in de zomer mag uitzakken. Deze drie maatregelen zijn vanaf het jaar 2000 in De Deelen van toepassing. De externe belasting is nu minimaal. Wanneer er sprake is van interne belasting heeft men te maken met een heel ander probleem. Deze interne belasting kan voortkomen uit een nutriëntenrijke waterbodem welke zorgt voor nalevering in de waterkolom. Daarnaast kan ook bicarbonaat-, chloride- of sulfatrijk inlaatwater ervoor zorgen dat fosfaat gemobiliseerd wordt (Roelofs, 1991; Smolders *et al.*, 2006). Wanneer de interne belasting laag is, maar het systeem nog troebel, kan biomanipulatie worden toegepast. Dit kan door middel van ⁴actief visbeheer en het ⁵stimuleren van waterplanten. Bij een hoge interne belasting is er een aantal stappen om deze terug te dringen. Dit kan door het fosfaatrijke slib te verwijderen door middel van ⁶baggeren. Dit is in 1993 en 1994 in een aantal petgaten in De Deelen gedaan. Het plaatsen van ⁷slibschermen, om het opwervelen van de bodem door windwerking te remmen, is ook een optie. In De Deelen hebben in de jaren 1994 tot 2002 een aantal slibschermen gestaan. Maatregelen die niet in De Deelen zijn uitgevoerd maar wel effect kunnen hebben, zijn het ⁸(geforceerd) doorspoelen van het gebied en het ⁹fixeren van fosfor in de waterbodem. Bij het doorspoelen van het gebied worden de nutriënten domweg het gebied uitgespoeld, dit is alleen hydrologisch gezien vaak niet mogelijk. Doorspoelen van een gebied is efficiënter in de zomer, omdat dan de fosfaatpiek het hoogst is. Is het inlaatwater echter rijk aan macro-ionen is het verstandiger om het doorspoelen in de winter te doen wanneer de microbiologische processen voor een groot deel stil liggen. Het fixeren van fosfor door bijvoorbeeld extra ijzer door middel van ijzerchloride-injecties in de waterbodem te brengen is een effectieve (Lamers *et al.*, 2004) maar zeer dure maatregel, welke zonodig elk jaar herhaald moet worden. Wanneer de interne eutrofiëring door deze maatregelen is teruggebracht kan er begonnen worden met biomanipulatie.

De in figuur 3.4 weergegeven herstelmaatregelen die vanaf 2000 zijn uitgevoerd zullen in dit rapport worden geëvalueerd. Het gaat hier om de herstelmaatregelen 1 tot en met 5. Voor de evaluatie zal de huidige toestand worden getoetst aan de volgende hypothesen:

- 1-3 De maatregelen die genomen zijn betreffende het verlagen van de externe belasting zijn voldoende geweest om de nutriëntenbelasting van het inlaatwater en daardoor van het gebied te verlagen.
- 4 Door actief visstandbeheer in twee petgaten is het doorzicht verbeterd. Dit is te danken aan een vermindering van bodemomwoelende vissen waardoor de turbiditeit lager is. Doordat er minder uitwisseling kan plaatsvinden tussen gesuspendeerde bodemdeeltjes en de waterkolom is de nutriëntenconcentratie in de waterlaag verlaagd. Door het betere doorzicht en een vermindering van de nutriëntenconcentratie hebben waterplanten meer kans zich te vestigen en om te overleven.
- 4 Door het verminderen van de meest dominante vissoort, brasem, hebben andere soorten meer kans om zich te ontwikkelen. Hierdoor is de biodiversiteit groter en de onderlinge populatie verhoudingen ("evenness") tussen de soorten verbeterd.
- 5 Stimulatie van watervegetatie in enclosures laat zien dat het water goed genoeg van kwaliteit is voor waterplanten om te overleven. Wanneer de competitie om licht en nutriënten groot genoeg is en door allelopatische stoffen, die onder andere krabbenscheer (*Stratiotes aloides*) afscheidt, zal dit de groei van algen verminderen.

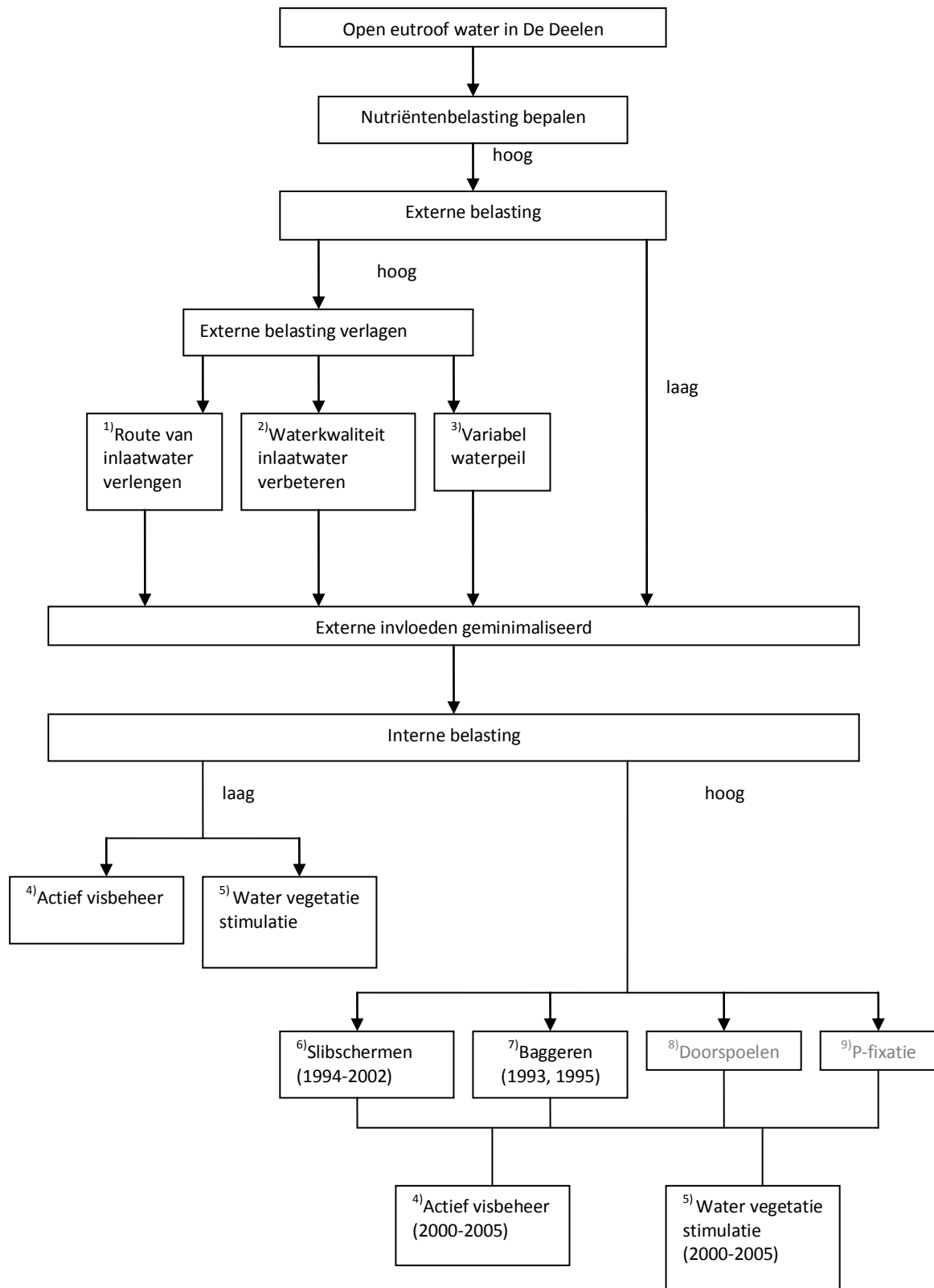


Fig. 3.4 Schema met te nemen maatregelen om de eutrofiëring van een gebied te bepalen en te verbeteren. Deze maatregelen zijn, behalve het grijs gekleurde doorspoelen en P-fixatie, uitgevoerd in het gebied De Deelen.

4. Methoden

4.1 Herstelmaatregelen

4.1.1 Actief visbeheer

In maart 2004 heeft er in de vier eerder beschreven petgaten uitdunningvisserij plaats gevonden. De petgaten 218 en 796 zijn “leeg gevist”. Hierbij mocht in de petgaten maximaal 15-25 kg/ha benthivore vis en 10-15 kg/ha planktivore vis achterblijven. In de petgaten 239 en 795 is een streefvisstand nagestreefd, welke dient als achtergrondsituatie. Dit heeft geresulteerd in de in tabel 4.1 weergegeven visstand.

Tabel 4.1 Visstand (in kg/ha) in de petgaten 239 en 795 na de beheersvisserij in maart 2004. Deze geldt als achtergrond visstand (naar Bonhof *et al.* 2006).

Petgat	795 (kg/ha)	239 (kg/ha)
Brasem	125	40
Blankvoorn	10	5
Snoek	20	20
Baars	3	0,5
Zeelt	2	2

De petgaten zijn alle vier met een viskering, zoals op foto 4.1 te zien is, afgesloten. Dit was nodig om de gewenste visstand in de petgaten te behouden. De viskering bestond uit een dubbelgevouwen doek tussen palenrijen met daarin zandzakken en stenen.

4.1.2 Enclosures

Voor de stimulatie van de aquatische vegetatie is gekozen voor een experiment waarbij verschillende soorten waterplanten in afgesloten vakken, enclosures, worden geënt. In het voorjaar van 2003 zijn in elk van deze petgaten twee enclosureseries geplaatst. De enclosures zijn genummerd, welke enclosures in welke petgaten zijn geplaatst is te zien in tabel 4.2. De enclosures zijn in elk petgat in het midden aan de west- en de oostoever geplaatst, als op de wijze in figuur 4.1. Elke enclosure heeft een afmeting van 3 x 3m.



Foto 4.1 Viskering, bestaande uit twee palen rijen met een dubbelgevouwen doek er tussen.

Tabel 4.2 Overzicht van de geplaatste enclosures in de desbetreffende petgaten. De ligging van de betreffende enclosures is als in figuur 4.1. Voor de ligging van de petgaten wordt verwezen naar de kaart van De Deelen in bijlage 2.

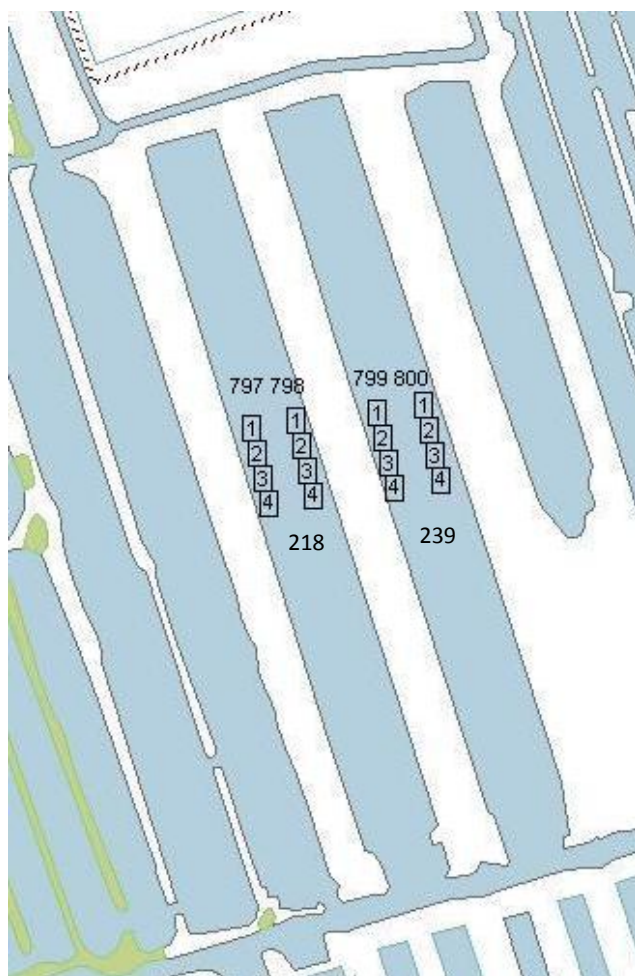
Petgat	enclosure west	enclosure oost
218	797	798
239	799	800
795	801	802
796	803	804

Op 17 september 2003 zijn de enclosures gevuld met waterplanten, afkomstig uit de omgeving.

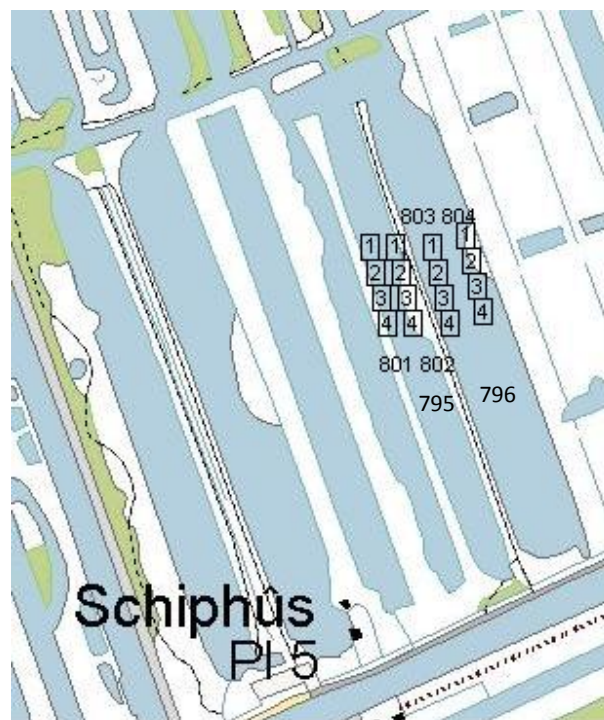
Van noord naar zuid zijn de enclosureseries als volgt gevuld:

1. *Potamogeton obtusifolius* afkomstig uit de Brandemeer (coörd. 187.71-543.42)
2. *Utricularia vulgaris* afkomstig uit de Rottige Meente (coörd. 189.48-538.51)
3. *Stratiotes aloides* afkomstig van HB Jonkersweg Oudehaske (coörd. 189.41-556.66)
4. Blanco geen vegetatie aangebracht.

De aanvangsbedekking van de drie soorten was per vak respectievelijk ongeveer 20-25 %, 10-15 % en 30-35 %. De uitgezette waterplanten zijn zorgvuldig geselecteerd op grootte, bloeiend, niet bloeiend en vruchtdragend. Vanaf 2004 werden elke zomer twee keer vegetatie opnames van de enclosures uitgevoerd. Tijdens de opnames van de vegetatie in de enclosures is gebruik gemaakt van een werklijst, zoals is weergegeven in bijlage 3.



Enclosures ten noorden van het Oude Deel



Enclosures ten zuiden van het Oude Deel

Fig. 4.1 Petgaten 218, 239, 795 en 796 met daarin de genummerde enclosures langs de west en oost oevers. Enclosure 797 en 798 liggen in petgat 218, enclosure 799 en 800 in petgat 239, enclosure 801 en 802 in petgat 795 en enclosure 803 en 804 in petgat 796. Voor de exacte ligging van de petgaten in het gebied wordt verwezen naar de kaart van De Deelen in bijlage 2.

4.2 Analyses

Alle data zijn verkregen van het laboratorium van Wetterskip Fryslân, met uitzondering van de bodemvochtgegevens. Het laboratorium van Wetterskip Fryslân is sinds 1992 geaccrediteerd door de Raad van Accreditatie (RvA) volgens de eisen van NEN-EN-ISO 17025. Dit geeft een basisgarantie voor zorgvuldig uitgevoerd onderzoek. In bijlage 4 staan de methoden die voor de in dit onderzoek gebruikte data zijn uitgevoerd. De gegevens van het bodemvocht zijn verkregen van de Radboud Universiteit in Nijmegen. Het bodemvocht is geanalyseerd door Jeroen Geurts en tevens gebruikt voor het onderzoek van het OBN Deskundigen team Laagveen- en zeekleilandschappen (Lamers *et al.*, 2006).

4.2.1 Ecologische Kwaliteitsratio

Biologische data

De Ecologische kwaliteitsratio (EKR) is beoordeeld volgens de voorschriften van de KRW (Pot, 2007). De toetsing vindt plaats op basis van vier biologische kwaliteitselementen: fytoplankton, macrofyten, macrofauna en vissen. Voor elk van deze kwaliteitselementen zijn maatlatten geformuleerd voor verschillende watertypen. Het gebied De Deelen is getoetst als watertype M27 (Matig grote ondiepe laagveenplassen). Dit is een maatlat, primair voor natuurlijke wateren en is (op onderdelen) strenger dan voor niet-natuurlijke wateren, zoals voor De Deelen het geval is. Voor deze niet-natuurlijke systemen is een default geschreven (Pot *et al.*, 2005). Omdat De Deelen naast een niet-natuurlijk systeem ook een VHR gebied is zullen hiervoor strengere eisen gesteld worden dan aan andere niet-natuurlijke systemen. De default zal daarom wel besproken worden, maar de toetsing vindt plaats op basis van de maatlatten voor 'natuurlijke wateren'.

De kwaliteitselementen zijn onderverdeeld in de volgende deelmaatlatten:

Fytoplankton

- Chlorofyl a
- Bloei

Macrofyten

- Abundantie groeivormen. Oeverbegroeiing (%)
- Abundantie groeivormen. Submerse vegetatie (%)
- Macrofyten aantal soorten

Macrofauna

- Aantal dominant negatieve soorten
- Aantal dominant positieve soorten
- Aantal kenmerkende taxa

Vissen

- Aantal soorten
- Aandeel brasem
- Baars+blankvoorn % van alle eurytopen
- Aandeel plantminnende vis
- Aandeel zuurstof tolerante vis

De score van elke maatlat heeft een waarde tussen 0 en 1, waarbij 0 zeer slecht is en 1 de zeer goede ecologische toestand is, zoals in referentiegebieden. In figuur 4.2 staan de scores voor de "natuurlijke wateren" met de bijbehorende kwaliteit weergegeven. De score voor elke deelmaatlat kan berekend worden met de volgende formule:

$$EKR = (\text{meetwaarde} - \text{waarde}_{\text{ondergrens}}) / (\text{waarde}_{\text{bovengrens}} - \text{waarde}_{\text{ondergrens}}) * 0,2 + EKR_{\text{ondergrens}} \quad (1)$$

Voor elke maatlat zijn boven en ondergrenzen vastgesteld, welke bij een bepaalde score hoort. De waarden van de onder- en bovengrenzen staan weergegeven in bijlage 5. Om deze formule te verduidelijken is hieronder een voorbeeld uitgewerkt.

Voorbeeld:

De gemeten waarde voor chlorofyl-a in een waterlichaam is 13

klasse	Slecht	ontoereikend	matig	goed	Zeer goed
Ondergrens (µg/l)	100	50	25	11,8	7,4
Ondergrens (EKR)	0	0,2	0,4	0,6	0,8

De berekening gaat dan als volgt:

$$\text{EKR} = (13-25)/(11,8-25) \cdot 0,2 + 0,4 = 0,58$$

De score voor chlorofyl-a bedraagt dan 0,58 en krijgt de score matig

EKR	Klasse
1	ZGET
0,6	GET
0,4	matig
0,2	ontoereikend
0	slecht

Fig. 4.2 Scores met bijbehorende klassen volgens de Ecologische Kwaliteitsratio voor natuurlijke wateren (naar Pot 2007).

De eindscore van de maatlat is het gemiddelde van de scores van de deelmaatlaten. De beoordeling van het waterlichaam vindt plaats op basis van de laagste score van de afzonderlijke kwaliteitselementen. Zo kan het voorkomen dat een waterlichaam een slechte score krijgt, doordat er slechts op één van de kwaliteitselementen een slechte beoordeling is gegeven (Pot, 2007).

Fysisch – chemische data

Voor de fysisch- chemische kwaliteit is een soortgelijke methode ontwikkeld (Heinis & Evers, 2007). Hierbij zijn de deelmaatlaten:

- Thermische omstandigheden
- Zuurstofhuishouding
- Zoutgehalte
- Zuurgraad
- Totaal P
- Totaal N
- Doorzicht.

De normen hiervan staan ook in bijlage 5. Dit zijn tevens weer de normen voor het natuurlijke watertype M27. De scores van deze deelmaatlaten zijn op een vergelijkbare manier berekend als de biologische EKR scores.

Bij de analyse moet rekening gehouden worden met het feit dat de biologische EKR uiteindelijk belangrijker is dan de fysisch- chemische. De methode gaat er immers vanuit dat de biologische kwaliteit behaald moet worden. Als dit onder een fysisch-chemisch mindere kwaliteit kan, is er nog geen probleem. De fysisch-chemische kant van deze methode is er dus meer om te laten zien welke parameter eventueel de oorzaak kan zijn van een onvoldoende biologische kwaliteit.

4.2.2 TWINSPAN

Om kwaliteitsverschillen tussen de locaties te berekenen is niet gekozen voor de klassieke statistiekmethoden op de hele dataset. Dit is vooral wegens inconsistentie binnen de dataset. In plaats van significantie toetsen is hier gekozen voor twee verschillende multivariate analyses.

Twinspan (Two-way Indicator Species Analysis) is een programma dat biologische data van monsterpunten classificeert op basis van de soortensamenstelling met de abundantie van de afzonderlijke soorten. Het programma werkt volgens een top down, divergerend principe. Er wordt een dataset met biologische data van

verschillende monsterpunten en/of verschillen periodes ingevoerd. Eerst worden hieruit de differentiërende soorten vastgesteld aan de hand van een grove splitsing van de opname, nadat deze zijn gerangschikt naar de eerste as van Correspondence Analysis. De soorten krijgen een preferentiescore op basis van de mate van voorkeur die ze vertonen voor een van beide 'helften'. Aan de hand hiervan wordt een nieuwe ordening gemaakt en komt de definitieve splitsing tot stand. Dit proces wordt telkens herhaald voor elke splitsingsgroep (Van Katwijk & Ter Braak, 2003) tot er geen splitsing meer mogelijk is. Met deze methode worden zowel de voorkomende soorten als de abundantie van die soorten meegenomen.

De gevormde groepen bevatten monsterpunten die qua voorkomende soorten sterk op elkaar lijken. Van deze splitsingen en groepen kan vervolgens een draaibaar dendrogram zoals in figuur 4.3, getekend worden. Bovenaan komt de naam van de dataset, dit is de begingroep. Vervolgens wordt deze groep in tweeën gesplitst. Het cijfer aan de linkerkant is het betreffende cutlevel, bij de eerste splitsing is dit ook het eerste cutlevel. In het midden onder de splitsing is de eigenwaarde weergegeven, dit is een statistisch getal tussen 0 en 1 dat het "verschil" tussen de groepen aangeeft. Hoe hoger het getal van de eigenwaarde hoe groter het verschil tussen de twee gesplitste groepen is. Bovenaan de poot van elke nieuwe groep staan de differentiërende soorten aangegeven. Dit zijn de soorten die het meest verschillen tussen de groepen. Het kan zijn dat de soort in groep 1 niet voorkomt en in groep 2 wel of dat de abundantie waarin de soort voorkomt sterk verschilt tussen beide groepen. Deze soorten zorgen daarom voor de uiteindelijke splitsing van de groepen. Bij elk cutlevel worden de groepen in tweeën gesplitst, er ontstaan zo bij elke cutlevel steeds meer groepen totdat een groep niet meer gesplitst kan worden. Onderaan het dendrogram staan dan de uiteindelijk gevormde groepen van monsterpunten die sterke overeenkomsten met elkaar hebben.

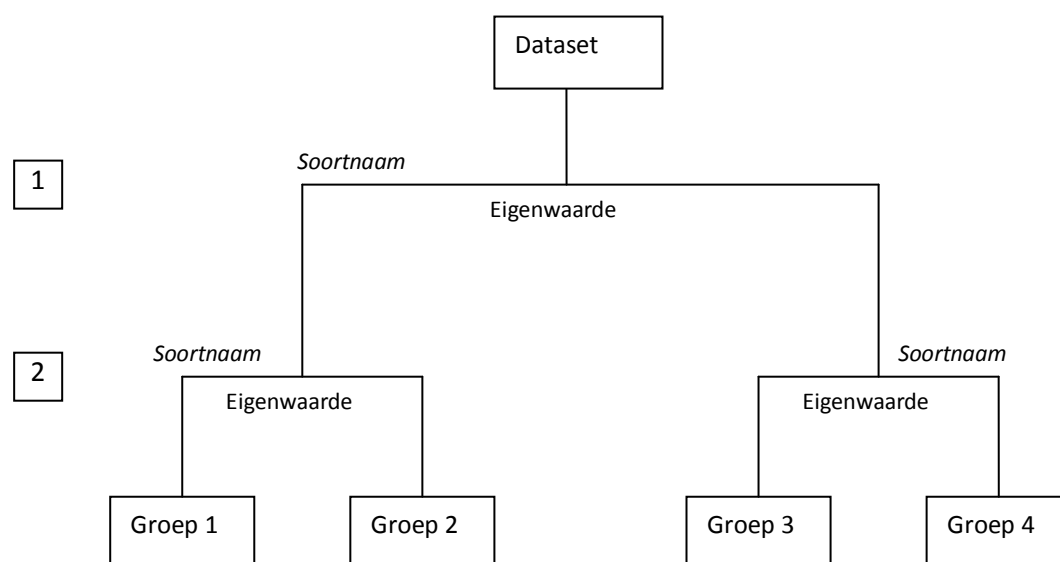


Fig. 4.3 Voorbeeld van een dendrogram met twee levels.

De analyses zijn uitgevoerd volgens Van Katwijk & Ter Braak (2003) en Hill & Šmilauer (2005). Deze methode helpt bij het vinden van overeenkomsten tussen verschillende monsters, maar mag slechts gezien worden als een hulpmiddel bij data analyse en niet voor harde bewijzen aangenomen worden. Dit vooral omdat er een gedeelte eigen keuze mogelijkheden en interpretatie in voorkomen.

4.2.3 CANOCO

Het programma Canoco is een ordinatie programma dat relaties legt tussen biologische en fysisch-chemische data. Bij dit programma worden dus twee verschillende datasets ingevoerd, één met biologische data op verschillende locaties en/of periodes en één met fysisch-chemische parameters van dezelfde locaties en/of periodes. Deze methode werkt meer volgens het bottom up principe en de eigenheid van de afzonderlijke monsters waarbij in plaats van één groep monsterpunten te splitsen, de aparte monsterpunten in een ordinatie diagram worden geplaatst. De ordinatie-assen kunnen beschouwd worden als latente of hypothetische milieuvariabelen, die zodanig zijn geconstrueerd dat de soorten optimaal passen in een statistisch model dat de soortenabundanties langs de gradiënten beschrijft (Ter Braak, 1986). De soorten en monsterpunten worden langs de ordinatie-assen gerangschikt waarbij gelijkende eenheden bijeen liggen en niet-gelijkende eenheden ver uit elkaar. De monsterpunten worden geplaatst door middel van voorkomende soorten en abundanties en

de belangrijkste bepalende milieuv variabelen. De lengte van de ordinatie-assen is een maat van de diversiteit in de soortensamenstelling der monsterpunten of de 'monsterpuntsamenstelling' per soort (Van Katwijk & Ten Braak, 2003).

Voor de analyses in dit rapport is een Canonical Correspondentie Analyse (CCA) uitgevoerd. Hierbij worden arbitraire scores aan soorten toegekend waaruit de monsterpuntscores worden berekend. De scores van de soorten die in het monsterpunt voorkomen worden dan gemiddeld. Op grond van de monsterpuntscores worden weer nieuwe soortscores berekend. Daarnaast wordt een multiple regressie van de ordinatieas op de milieuv variabelen uitgevoerd. Dit alles wordt herhaald totdat de nieuwe scores nog nauwelijks afwijken van de vorige. De ontstane ordinatie-assen zijn dan een lineaire combinatie van de overheersende en meest bepalende milieufactoren.

5. Eerdere evaluaties

Van het gebied De Deelen zijn al verschillende evaluatierapporten verschenen. Hierin wordt de waterkwaliteit door de jaren heen beschreven en een aantal herstelmaatregelen geëvalueerd. In dit hoofdstuk zullen de belangrijkste conclusie uit een aantal van die rapporten beschreven worden.

Grontmij, 1991. Ecologische beheersprogramma's voor laagveenmoerassen in Friesland, Specifiek programma De Deelen.

De belangrijkste doelstelling in dit rapport is het streven naar instandhouding en ontwikkeling van een uitgestrekt open moerasgebied. Daarnaast heeft het gebied de een functie gekregen als "water voor karperachtigen" en "water met een ecologische functie van het hoogste niveau". Voor deze functies zal de waterkwaliteit aan bepaalde normen moeten voldoen. Die (vis)ecologische normen zijn in dit rapport voor het eerst uitgewerkt en ingevuld. Daarbij is een aantal knelpunten gesignaleerd en zijn bijpassende maatregelen geformuleerd. Dit heeft uiteindelijk, in de begin jaren '90, geleidt tot de herstelmaatregelen van de REGIWA en GEBEVE projecten.

Oldenkamp, 1995. Beschrijving en evaluatie van de herstelmaatregelen in De Deelen.

Hierin worden de herstelmaatregelen van het REGIWA project fase 1 en 2 geëvalueerd. Verder is er een waterbalans van deelgebied 1 in opgenomen, maar wordt er geconcludeerd dat deze onvoldoende nauwkeurig is. Water vanuit de zandwininput inlaten lijkt een positief effect te hebben. Het baggeren van een aantal petgaten lijkt in het eerste jaar positief uit te pakken, maar niet alle uitgevoerde maatregelen zijn geslaagd. Het helofytenfilter zorgt juist voor meer nutriënten naar het gebied en van de slibschermen en het visbeheer zijn geen effecten waargenomen. De algemene waterkwaliteit in het gebied lijkt wel iets verbeterd tussen 1990 en 1993, maar de destijds gestelde basiskwaliteitsnormen worden niet gehaald.

Ministerie van LNV, 1996. Gebiedsvisie De Deelen e.o.

In dit rapport is een gebiedsvisie van het gebied De Deelen en de omgeving gemaakt. Er wordt gesteld dat het de moeite waard is om te investeren in het optimaliseren van de natte natuur. Voor De Deelen betekent dit een toekenning van de status Wetland en in het kader van Natura 2000 is De Deelen aangewezen als VHR-gebied.

Kingma, 1997. Evaluatie van herstelmaatregelen in De Deelen.

Ook in dit rapport worden de maatregelen die getroffen zijn voor het REGIWA project geëvalueerd. De maatregelen voor fase 3 van het project konden niet worden geëvalueerd, omdat er nog geen data voor aanwezig waren. In dit rapport wordt echter geconcludeerd dat het water van de zandwinplas voor geen verbetering heeft gezorgd. Het helofytenfilter zorgt juist voor meer nutriënten in het ingelaten water, hoewel dit voor de waterkwaliteit in het gebied geen effect heeft gehad. Het plaatsen van slibschermen en baggeren heeft alleen invloed gehad in petgaten waar beide maatregelen zijn uitgevoerd. Het doorzicht in deze petgaten is toegenomen. Onzeker is of dit door de maatregelen is gekomen, het doorzicht in het referentie petgat is tijdens deze periode namelijk ook toegenomen. De algemene waterkwaliteit in De Deelen is niet erg verbeterd en de gestelde normen zijn niet gehaald.

Altenburg & Brongers, 1999. De Deelen en Slúshoeke: Beheersdoelstelling voor de periode 1999-2009.

Tijdens de vorige beheersperiode zijn de doelen voor de waterkwaliteit, verlanding en de voorkomende organismen niet gehaald. Er worden vier knelpunten geformuleerd zijnde: waterkwaliteit, verlanding, schraalland-ontwikkeling en fauna. Het grootste knelpunt in het gebied is de uitblijvende verlanding. De grootste beperkende factor voor dit proces blijkt de waterkwaliteit en de helderheid te zijn. Om de knelpunten aan te pakken worden beheers- en inrichtingsmaatregelen gegeven. Ter verbetering van de waterkwaliteit worden acht maatregelen geformuleerd, namelijk: instellen van variabel peilbeheer, de in- en uitlaatpunten verplaatsen, de zandwininput als aanvoerbron gebruiken, een langere aanvoerweg, tegengaan van wegzijging, compartimentering opheffen, baggeren sliblaag en visstandbeheer. Daarnaast zijn voor de stimulatie van verlanding het enten van waterplanten en het maken van ondiepten en schuine taluds voorgesteld. Maatregelen voor de schraallanden en de moerasfauna richten zich op vegetatie- en faunabeheer.

Thannhauser-Douwma, 2000. De Deelen; 1995 tot en met 1998, waterkwaliteitsonderzoek in verband met herstelmaatregelen.

In dit rapport zijn de algemene waterkwaliteit en de werkingen van de eerder genoemde herstelmaatregelen nog eens beoordeeld. Hieruit bleek dat alleen het water uit de zandwinplas aan de gestelde normen voldeed, behalve voor het chloridegehalte. Het inlaten van het water uit de zandwinplas heeft wel een positief effect op de waterkwaliteit in De Deelen. De slibschermen hebben een positief effect op de biomassa gehad, er lijkt een verschrijving van blauwalgen naar groenalgen gaande te zijn en in één petgat heeft zich Gele plomp gevestigd. De petgaten met een combinatie van baggeren en slibschermen hebben veel last gehad van fosfaatnalevering uit de bodem. Verder bleken de compartimentering van het gebied, en de viskering geen of nauwelijks effect te hebben. De biologische kwaliteit valt tegen. De verlanding komt niet of nauwelijks tot stand en de waterplanten zijn eerder af- dan toegenomen.

Claassen en Thannhauser-Douwma, 2003. Overzicht van waterkwaliteitsonderzoek in De Deelen, in de periode 1987-2003.

Hierin wordt een totaal overzicht gegeven van het uitgevoerde waterkwaliteitsonderzoek van de vorige 15 jaar. Er is een langzame verbetering van de waterkwaliteit waarneembaar, waarin de inmiddels opgeheven deelgebieden onderling niet verschillen. De getroffen herstelmaatregelen hebben niet geleid tot een snelle verbetering van de waterkwaliteit. Het gebied reageert traag en redelijk uniform op de herstelmaatregelen, duidend op een groot intern “geheugen”, homogeniteit en negatieve feedback mechanismen, met weerstand tegen verandering.

Claassen en Thannhauser-Douwma, 2004. Waterkwaliteitsverbetering en natuurontwikkeling in De Deelen.

Dit artikel geeft een overzicht van de het waterkwaliteitsonderzoek in De Deelen, in het licht van eutrofiëring, verdroging en belasting van microverontreinigingen. Er is een dalende trend in chloride-, fosfaat- en stikstofgehalten. Het chlorofylgehalte blijft gelijk, maar is nog te hoog. Hoop voor verder herstel van het gebied is gericht op het ingestelde seizoensgebonden waterstandverloop, geënte waterplanten en visstandbeheer.

Verhagen et al., 2007. Laagveenmoerassen in Fryslân, Evaluatie van herstelmaatregelen en beschrijving van KRW-doelen.

Dit is een rapport over alle laagveengebieden in Friesland. Bij deze korte samenvatting zal alleen het stuk over De Deelen besproken worden. De algemene waterkwaliteit in het gebied is verbeterd. Wel is het lastig om deze verbetering aan de herstelmaatregelen te linken. Verandering onder invloed van het variabele peilbeheer zijn niet waargenomen. De periode is mogelijk nog te kort om een verschil met vroeger te kunnen waarnemen. De geënte waterplanten in de beschutte petgaten slaan goed aan. De vegetatie in de open petgaten slaat minder goed aan, mogelijk door te grote windwerking.

6. Water- en stoffenbalans

Voor een gebied als De Deelen is het belangrijk dat er bekend is hoeveel nutriënten het gebied elke dag binnen komt en er weer uit verdwijnt. Dit kan doormiddel van een stoffenbalans. Hierin wordt aangegeven hoeveel nutriënten er per dag het gebied inkomen en daar ook blijven. Wanneer dit bekend is kan de belasting die uit de stoffenbalans is gekomen vergeleken worden met de kritische nutriënten belasting. Daarnaast is het ook interessant om te kijken of andere laagveengebieden in Friesland een zelfde soort belasting ondervinden als De Deelen, zodat de gebieden onderling met elkaar vergeleken kunnen worden.

Om De Deelen met twee andere gebieden te kunnen vergelijken, zijnde de Rottige Meente en de Boornbergumer Petten, is een water- en een stoffenbalans nodig. Vervolgens kan de kritische P belasting uit de literatuur worden vergeleken met de nutriënten belasting waaraan deze gebieden blootgesteld staan. Wanneer blijkt dat de kritische P belasting wordt overschreden zullen er maatregelen genomen moeten worden om de gebieden niet in een geeutrofiëerde staat te brengen.

Een waterbalans wordt opgesteld door middel van de volgende formule:

$$I + N - E_g - E_{ow} - A - dB - W = 0 \quad (2)$$

I = Inlaat

N = Neerslag

E_g = Gewasverdamping

E_{ow} = Open water verdamping

A = Afvoer

dB = Bergingsverandering

W = Wegzijging

Door gebrek aan data was het niet mogelijk om een waterbalans te maken van De Deelen en de Rottige Meente. In het verleden is er overigens wel een waterbalans van De Deelen gemaakt door Iwaco (1990). Dit was een zeer uitgebreide waterbalans waarbij er doormiddel van meetapparatuur en afspraken over de manier van inlaten deze twee posten nauwkeurig berekend konden worden. Daarnaast is er ook op drie verschillende manieren onderzoek naar de wegzijging in het gebied gedaan. Hierbij is rekening gehouden met de in het gebied voorkomende veensoorten. In de balansperiode van februari 1990 tot en met augustus 1990 was de wegzijging in het gebied gemiddeld 0,7+/- 0,5 mm/dag. De wegzijging welke in het veld gemeten is kan plaatselijk hoger zijn, dit kan verschillen van 7 tot en met 14 mm/dag. Sinds 1990 is de waterhuishouding van De Deelen sterk veranderd, zo wordt er nu van een andere plek water ingelaten en zorgt het variabele peilbeheer dat de hoeveelheid inlaatwater sterk is gedaald. Om deze redenen is het niet mogelijk om deze oude data van Iwaco voor dit onderzoek te gebruiken.

Lamers *et al.* (2006) hebben ook een waterbalans van De Deelen opgesteld over drie verschillende perioden. De wegzijging in deze periodes verschilt van 0.25 tot en met 2,7 mm/dag. Bij deze balans zijn wel veel onzekerheden. De hoeveelheid water dat door de veenbaas het gebied ingelaten wordt, is niet bekend. Later bleek ook nog dat het gemaal een frequentieregelaar had waardoor deze met verschillende debieten pompt, hierdoor kloppen de inlaatgegevens niet helemaal. Het is niet bekend met welk debiet het gemaal bij een bepaalde frequentie pompt, omdat deze niet geijkt is. Totdat het gemaal geijkt is zijn de inlaatgegevens te onzeker om hier een juiste waterbalans van op te stellen.

Van de Rottige Meente zijn ook een aantal inlaten niet gemeten, hierdoor is het ook van dit gebied niet mogelijk om een waterbalans op te stellen. Van de Boornbergumer Petten was het als enige mogelijk om een water- en een stoffenbalans te maken.

6.1 Waterbalans

Voor het gebied de Boornbergumer Petten is een waterbalans opgesteld van de periode april 2005 tot en met maart 2006. Dit is een hydrologisch jaar waarbij de begin en de eind waterstand gelijk zijn, hierdoor kan de bergingsverandering op 0 gesteld worden. In de Boornbergumer Petten wordt polderwater ingelaten door middel van het gemaal De Krite. Dit gemaal pompt met een capaciteit van 3,6 m³/min. Doordat een deel van dit

opgemalen water naar het hoogwatercircuit, dat om het gebied heen ligt, wordt aangenomen dat tussen de 90% en 75% werkelijk naar het gebied zelf gaat. Voor de hier uitgewerkte waterbalans is voor een inlaat percentage van 75% gekozen. Voor de neerslag zijn de gegevens van neerslag station Nijbeets gebruikt, omdat dit station geen verdamping meet zijn daarvoor de gegevens van station Leeuwarden gebruikt. Dit station meet verdamping volgens de referentie gewasverdamping van Makkink. Station Leeuwarden ligt niet erg dichtbij de Boornbergumer Petten, daarom wordt aangenomen dat de verdamping in de Boornbergumer Petten slecht 90% is in verhouding met de verdamping in Leeuwarden. Daarnaast is het gebied niet alleen begroeid met gras, waar de referentie gewasverdamping aan van uit gaat, maar ook uit open water, bos en een rietveld. Om de verdamping zo nauwkeurig mogelijk te berekenen is het gebied opgedeeld in 33 ha water, 35,5 ha moerasbos en 1,5 ha rietveld. Verdampingswaarden worden respectievelijk referentie verdamping voor open water, loofbos en laagveen gebruikt. Omdat er geen afvoer mogelijkheid in het gebied zit is deze op 0 gesteld.

De uiteindelijke formule voor deze waterbalans ziet er daarom als volgt uit:

$$I_{75,5\%} + N - E_{\text{riet}} - E_{\text{bos}} - E_{\text{ow}} = W \quad (3)$$

I = Inlaat

N = Neerslag

E_{riet} = Gewasverdamping rietveld

E_{bos} = Gewasverdamping loofbos

E_{ow} = Open water verdamping

W = Wegzijging

De uitkomst van deze waterbalans staat weergegeven in tabel 6.1 waarbij eerst de aparte gegevens per maand weergegeven staan in m³. Onderaan in de tabel staan de totalen en aan de rechterkant onder wegzijging staat de uiteindelijk restpost. De wegzijging in het gebied is omgerekend 1,27 mm/dag.

Tabel 6.1 Waterbalans van het gebied de Boornbergummer Petten. De wegzijging in het gebied bedraagt 1,27 mm/dag.

maand	I 25% m ³	N 70 ha m ³	E_{riet} 90% m ³	E_{bos} 90% m ³	E_o 90% m ³	wegzijging
apr-05	23652	39130	864	22492,8	23760	
mei-05	23652	43400	1152,9	30013,83	31704,75	
jun-05	39366	28350	1341,9	34934,13	36902,25	
jul-05	19764	103040	1108,35	28854,05	30479,63	
aug-05	17496	64960	946,35	24636,64	26024,62	
sep-05	24948	48230	797,85	20770,69	21940,87	
okt-05	21708	35980	459	11949,3	12622,5	
nov-05	10854	56700	145,8	3795,66	4009,5	
dec-05	324	44520	86,4	2249,28	2376	
jan-06	0	15750	97,2	2530,44	2673	
feb-06	0	26250	130,95	3409,065	3601,125	
mrt-06	4860	44730	444,15	11562,71	12214,13	
totaal	186624	551040	7574,85	197198,6	208308,4	324582,2 m3 463,6888 mm 1,27038 mm/dag

6.2 Stoffenbalans

Nu bekend is hoeveel water er het gebied in en uit gaat is het mogelijk om een stoffenbalans op te stellen voor stikstof, fosfaat en chloride. Omdat het inlaat water van het gebied wordt gezuiverd door een helofytenfilter voordat het water het gebied in komt is de werkelijke concentratie van het inlaat water lager dan de concentratie in het polderwater. Het rendement van het helofytenfilter is niet bekend, daarom is voor deze berekening het rendement van het helofytenfilter bij Nannewijd genomen. Voor dit filter geldt 35% is voor N en 25% voor P rendement (Broers & Greijdanus, 2001). In tabel 6.2 staan de concentraties aangegeven waar mee gewerkt is.

Tabel 6.2 Concentratie van de verschillende stoffen in de verschillen watertypen.

	N mg/l	P mg/l	Cl mg/l
Inlaat (mp 067)	3,77	0,14	45,46
inlaat na helofytenfilter	2,45	0,11	45,46
regenwater	1,00	0,10	4,10
gebiedswater / wegzijging	2,73	0,05	32,92

De balans is samengesteld van het aantal mg dat er van elke stof in het desbetreffende watertype aanwezig is gedurende het jaar. De balans krijgt de vorm zoals in formule 4.

$$\text{Inlaat na helofytenfilter (mg)} + \text{regenwater (mg)} - \text{gebiedswater/wegzijging (mg)} = \text{belasting} \quad (4)$$

De laatste post, wegzijging, is de enige post waarbij de stoffen uit het gebied verdwijnen. Daarnaast zijn er natuurlijk nog interne processen zoals denitrificatie, maar omdat hier geen gegevens van zijn zal dit bij de restpost inbegrepen zijn. Voor de concentratie van de stoffen in dit water is de concentratie van het gebiedseigen water genomen.

De stoffenbalans van de Boornbergumer Petten heeft alleen betrekking op de waterplas van 33 ha. In tabel 6.3 staat de stoffenbalans weergegeven, de posten boven de streep worden gebruikt om de belasting uit te rekenen, zoals in formule 4. Onder de streep staat dan de belasting van elke stof. De stoffenbalans geeft aan dat niet alle nutriënten die het gebied in komen er ook weer uit verdwijnen. Toch nemen de gehalten van deze stoffen niet alleen maar toe. Stikstof en fosfaat kunnen opgenomen worden door organismen, waardoor het niet meer in de waterkolom aanwezig is. Daarnaast verdwijnt stikstof ook nog eens door denitrificatie uit het systeem en kan fosfaatgebonden worden aan de waterbodem, hierdoor ze niet meer mobiel zijn. De stof chloride is de controle stof. Deze wordt namelijk niet opgenomen door organismen en neemt ook niet toe door de jaren heen. Bij een volledig kloppende stoffenbalans zal chloride een restpost van 0 hebben. Volgens deze balans komt er toch 14,2 mg Cl/m²/dag in de Boornbergumer Petten. Dit zou betekenen dat het chloride gehalte in de plas alleen maar stijgt. Uit de chemische data van de Boornbergumer Petten blijkt dat het chloridegehalte erg schommelt. In de periode van deze stoffenbalans is het gehalte van 37 mg/l opgelopen tot 59 mg/l, het jaar erna ging het chloridegehalte echter weer omlaag. Deze stijging kan veroorzaakt worden door de hoge chloridebelasting. Omdat de chloridebelasting uit deze stoffenbalans toch wel erg hoog is kan de afwijking van de balans ook meespelen. Deze afwijking ontstaat doordat het niet bekend is hoeveel water er daadwerkelijk het gebied in komt door middel van het gemaal. Daarnaast zijn de verdampingsgegevens van een station dat ver van het gebied af ligt, deze komen dus mogelijk niet helemaal overeen met de werkelijke verdamping in het gebied.

Tabel 6.3 Stoffenbalans met onderaan de belasting van de stoffen op het gebied.

	N	P	Cl
inlaat na helofytenfilter (mg/jaar)	457228800	20241526	8484214154
regenwater (mg/jaar)	259776001	25977600	1065081604
gebiedseigenwater/ wegzijging (mg/jaar)	650173286	10988844	7838708917
belasting (mg)	66831515	35230282	1710586842
belasting (mg/m²/dag)	0,55	0,29	14,20

6.3 Kritische nutriënten belasting

De kritische nutriënten belasting geeft de belasting op een omslagpunt van helder naar troebel of van troebel naar helder aan. Voor laagveenplassen ligt deze concentratie lager dan van plassen met een zand of klei bodem. Hierbij wordt dan speciaal gelet op de belasting van fosfaat, omdat deze in hoge concentraties algenbloei veroorzaakt. De kritische P belasting voor laagveenwater ligt waarschijnlijk rond $0,5 \text{ mg/m}^2/\text{dag}$ of lager voor de omslag van troebel naar helder. Voor de omslag van helder naar troebel is de kritische P belasting ongeveer $1,5 \text{ mg/m}^2/\text{dag}$ (Janse, cfm Lamers *et al.*, 2006, p. 212). De P belasting in de Boornbergumer Petten is zoals in de stoffenbalans in tabel 6.3 te zien is $0,29 \text{ mg/m}^2/\text{dag}$, deze ligt onder de kritische P belasting van troebel naar helder. Het water in de Boornbergumer Petten was in het jaar waarvan de waterbalans gemaakt is erg helder en de externe belasting van nutriënten leverde toen blijkbaar geen bedreiging voor deze helderheid op.

De hier gestelde kritische P belasting is echter geen vastliggende waarde. Hier is de P belasting van $0,5 \text{ mg/m}^2/\text{dag}$ gebruikt als indicatie waarde welke voor laagveenplassen in het algemeen geldt. De werkelijke kritische P belasting verschilt voor elk waterlichaam, deze kan namelijk van verschillende factoren afhangen. Voor er een kritische nutriënten belasting vastgesteld kan worden moet eerst de trofische staat van een water bekeken worden. Zoals al eerder uitgelegd heeft het omslagpunt van helder naar troebel een andere belasting dan het omslag punt van troebel naar helder. De kritische belasting is daarom ook anders bij een helder meer dan bij een troebel meer (Janse, 1997; Scheffer & Van Nes, 2007). Daarnaast is bij elk specifiek watersysteem de al aanwezige interne belasting anders en moeilijk te bepalen. Met deze verschillende interne belastingen verschillen ook de externe kritische belastingen van verschillende waterlichamen. Een hoge interne belasting zorgt voor een verlaging in de externe kritische belasting (Janse, 1997; Scheffer & Van Nes, 2007). Ook de fysische parameters van een waterlichaam hebben invloed op de werkelijke kritische nutriënten belasting.

Een lagere sedimentatiesnelheid zal ook de kritische nutriënten belasting omlaag brengen (Janse, 1997). Deze sedimentatiesnelheid is op zijn beurt weer afhankelijk van de bodemsoort en de waterbodem karakteristieken. Dieper water zal een groter doorzicht moeten hebben dan ondiep water, daarom zal ook bij dieper water de kritische nutriënten belasting omlaag verschuiven (Scheffer & Van Nes, 2007). Er is ook een relatie gevonden tussen de grootte van een meer, de afwezigheid van vis en de aanwezigheid van waterplanten (Van Geest *et al.*, 2003; Scheffer & Van Nes, 2007). Een klein meer bevat vaak minder vis en is sneller begroeid met waterplanten. Deze combinatie duidt vaak op een heldere staat van het water, hierdoor wordt de kritische nutriënten belasting hoger. Dan blijft er nog één onzekere factor over, het klimaat. Mooij *et al.* (2007) hebben de invloed van klimaatverandering door middel van het model PCLake bepaald. Hierin werd verondersteld dat door de verwachte extremere regenval de fosfaat belasting van meren toeneemt. Daarnaast zal de interne belasting toenemen bij temperatuur stijging. Deze stijging kan ook voor het mislopen van de fytoplankton piek en de zoöplankton piek veroorzaken, waardoor de graasdruk op fytoplankton afneemt. Cyanobacteriën zullen toenemen. Zoöplanktivorie door vissen zal toenemen doordat er minder wintersterfte onder de vissen is. Resuspensie van sediment door wind neemt toe. Na met deze gegevens het model te laten draaien kwam er bij een temperatuur stijging van 3°C uit dat de kritische nutriënten belasting van troebel naar helder met 24% afneemt, en de belasting van helder naar troebel met 21%. Voor stikstof is geen kritische belasting gevonden. In tabel 6.4 zijn deze factoren nog eens weergegeven met het gevolg voor de kritische nutriëntenbelasting.

Tabel 6.4 Factoren welke een rol spelen bij het bepalen van de kritische nutriëntenbelasting.
Een – geeft aan dat de kritische nutriëntenbelasting wordt aangescherpt. Een + geeft aan dat de kritische nutriëntenbelasting wordt versoepeld.

Bepalende factor	Kritische nutriëntenbelasting
Hoge interne belasting aanwezig	-
Lage sedimentatiesnelheid	-
Diep meer	-
Klein meer	+
Klimaatverandering	-

Om de kritische nutriënten belasting voor herstelmaatregelen te gebruiken zal deze voor elke situatie opnieuw bekeken moeten worden om de herstelmaatregelen juist te laten verlopen. Om deze zo nauwkeurig mogelijk te bepalen zijn er twee modellen aan te raden. Om de externe belasting te bepalen kan het model LakeLoad

gebruikt worden (Van Puijenbroek *et al.*, 2004). Om de interne processen in een waterlichaam te voorspellen kan het model PCLake worden gebruikt (Mooij *et al.*, 2007; Van Puijenbroek *et al.*, 2004). Wel moet hierbij bedacht worden dat het slechts versimpelde modellen van de werkelijkheid zijn en niet de werkelijkheid zelf.

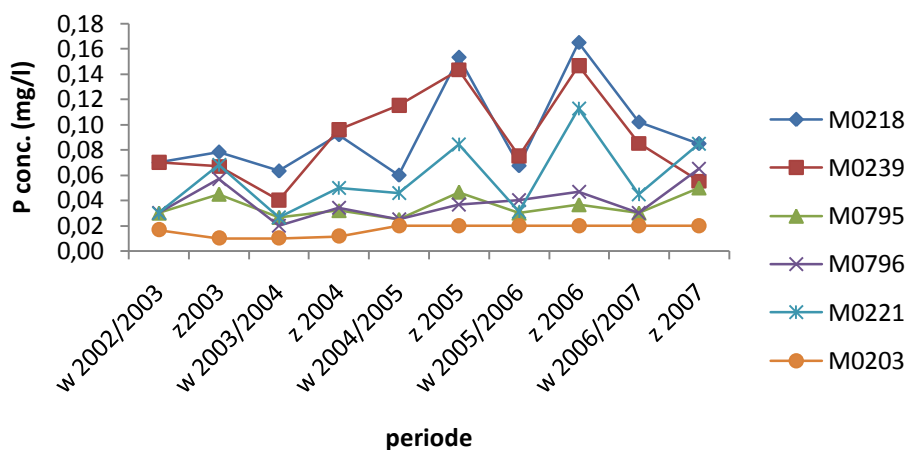
7 Waterkwaliteit

7.1 Chemisch

Voor de chemische parameters zijn de petgaten (218, 239, 795 en 796), de binnenvaart (221) en de zandwinplas (203) geselecteerd. Er zullen slechts enkele chemische parameters worden besproken. De meetreeksen van de overige parameters en monsterpunten in het gebied staan in bijlage 6. In deze bijlage staan overigens ook de meetreeksen van eerdere periode. Deze zijn in eerdere rapporten al besproken en zullen daarom in dit rapport slechts kort aan de orde komen. De volgende gegevens zullen in half-jaar gemiddelden worden gepresenteerd. Hierin loopt het zomer halfjaar van oktober tot en met maart, en het winter halfjaar van april tot en met september. Elk halfjaar gemiddelde bestaat uit zes waarnemingen in de zomer periode en 2 to 6 waarnemingen in de winterperiode. De gemiddelden van de zomer 2007 bestaan slecht uit 2 waarnemingen. Er is voor haljaar gemiddelden gekozen, omdat bepaalde stoffen een schommeling in concentratie laten zien tussen de zomermaanden en de wintermaanden.

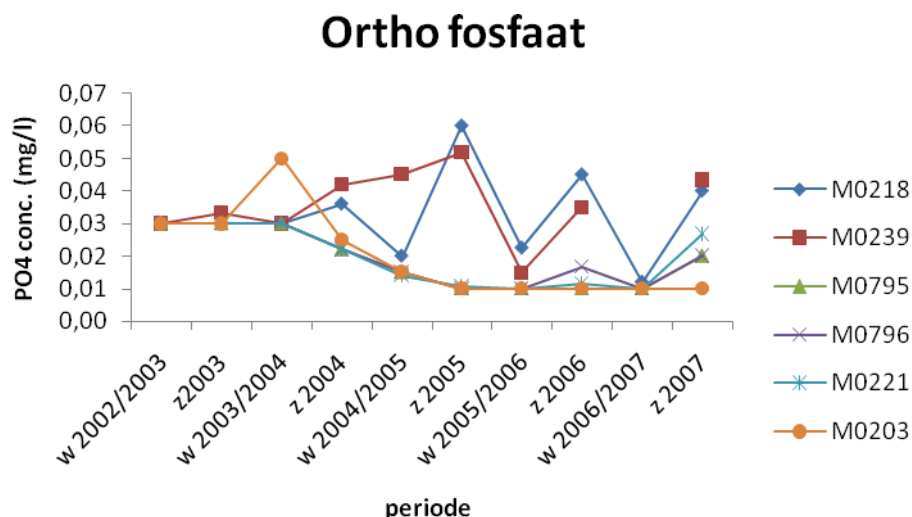
In figuur 7.1 is de concentratie totaal fosfaat in De Deelen en de zandwinplas weergegeven. De concentraties in de zandwinplas en de oude petgaten (795 en 796) zijn relatief laag. Deze zijn vanaf 2004 redelijk stabiel. Wanneer in de winter van 2006/2007 de viskerende schermen zijn verwijderd is er in de oude petgaten ook een lichte toename van totaal fosfaat waar te nemen. Of deze toename de hele zomer stand heeft gehouden is niet duidelijk, omdat de meetreeks slechts tot mei 2007 liep. De fosfaat concentraties in de nieuwe petgaten (218 en 239) en de binnenvaart liggen duidelijk hoger. De zomerpieken in deze petgaten duidt op nalevering van fosfaat uit de bodem. Deze nalevering is pas in 2004 zichtbaar in de grafiek en vertoont een tot en met 2006 een stijgende lijn. De pieken lijken in zomer 2007 niet meer aanwezig te zijn, dit is omdat deze meetreeks gestopt is voordat de nalevering heeft plaatsgevonden. De echte piek van fosfaat ontstaat in de maand juni, in 2007 is de laatste waarneming van mei (data niet weergegeven). Over de periode vanaf 1990 bekeken zijn de totaal fosfaat concentraties in De Deelen sterk afgenomen. Deze lange reeks is niet van alle meetpunten beschikbaar, maar in de wel bemeten punten is een sterke afname te zien.

Totaal fosfaat



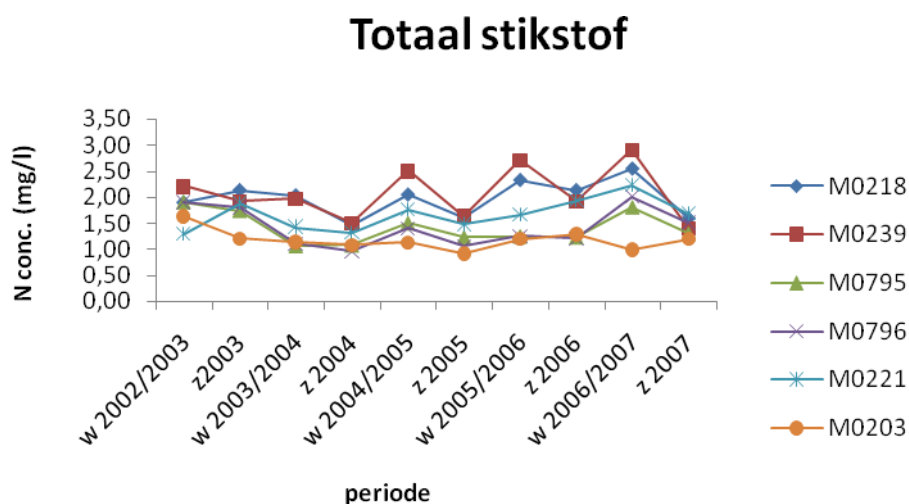
Figuur 7.1 Totaal fosfaat concentratie in de petgaten, de binnenvaart en de zandwinplas, gemiddeld per half-jaar periode.

Ortho fosfaat staat weergegeven in figuur 7.2. Hierin is een zelfde beeld als bij figuur 7.1 van totaal fosfaat te zien, met als enige verschil de binnenvaart. Het ortho fosfaat gehalte in de binnenvaart (221) is zeer stabiel, terwijl het totaal fosfaat gehalte pieken vertoont in de zomermaanden. In 2007 is het ortho fosfaat gehalte in oude petgaten net als het totale fosfaat gehalte toegenomen.



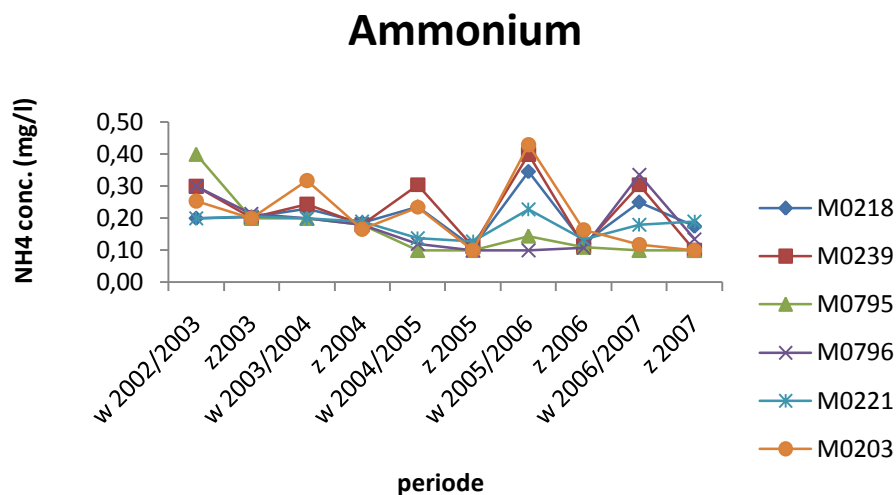
Figuur 7.2 Ortho fosfaat concentratie in de petgaten, de binnenvaart en de zandwinplas, gemiddeld per half-jaar periode.

De totaal stikstof concentraties in figuur 7.3 zijn niet buitensporig hoog. De concentraties in de zandwinplas en de oude petgaten schommelen rond de door de KRW gestelde norm van 1,3 mg/l. In tegenstelling tot de fosfaatpieken in het zomerseizoen, pieken de stikstof concentratie juist in het winterseizoen. Dit is een vaak voorkomend verloop van een stikstof reeks. De concentraties stikstof in de winter van 2006/2007 laat echter wel een iets hogere piek zien dan in de jaren ervoor. Deze piek kan veroorzaakt zijn door een grotere menging van het water met het water uit de rest van het gebied, na het weghalen van de viskerende schermen. De binnenvaart en de nieuwe petgaten hebben een hogere concentratie stikstof, maar het lijkt erop dat deze in de zomer van 2007 afgenomen is tot de concentratie van de oude petgaten en de zandwinplas. Er lijkt voor de nieuwe petgaten een lichte afname van totaal stikstof te zijn in 2007 ten opzichte van de jaren daarvoor. Wanneer er naar de lange meetreeks wordt gekeken blijkt dat de concentratie totaal stikstof van de nieuwe petgaten tussen de 1,5 mg/l en 2,9 mg/l blijft schommelen. De oude petgaten blijven onder 2 mg/l. De concentratie totaal stikstof in de zandwinplas is gedaald tussen 1990 en 2007, terwijl de concentratie in de binnenvaart lijkt toe te nemen.



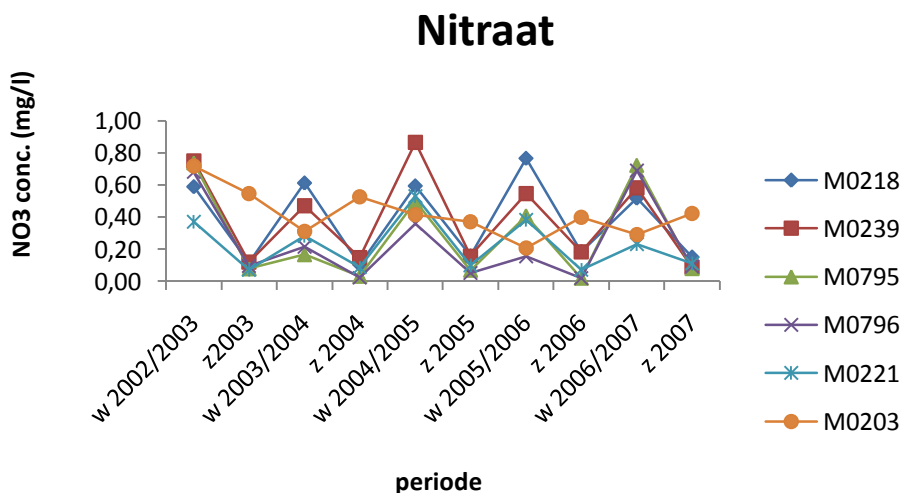
Figuur 7.3 Totaal stikstof concentratie in de petgaten, de binnenvaart en de zandwinplas, gemiddeld per half-jaar periode.

Wanneer er naar de stikstof parameters apart wordt gekeken spelen vooral ammonium en nitraat een rol. Ammonium (in figuur 7.4) is belangrijk omdat dit een toxische werking op de macrofyten kan hebben. Deze toxische werking begint vanaf 1,8 mg/l (Lamers et al., 2006). Zoals in figuur 7.4 is te zien liggen de ammonium concentraties in De Deelen hier ver onder. Wel is er een opvallende piek te zien in de winter van 2005/2006, deze piek vertoont zich in de nieuwe petgaten en in de zandwinplas.



Figuur 7.4 Ammonium concentratie in de petgaten, de binnenvaart en de zandwinplas, gemiddeld per half-jaar periode.

De niveaus van de nitraat concentraties zijn seizoensgebonden, zoals te zien is in figuur 7.5. In de zomer wordt het nitraat opgenomen door algen in het water en in de winter komt deze concentratie weer vrij. De schommelingen in concentratie in dit figuur is daarom een normaal verschijnsel. Het totaal N verloop (figuur 7.3) is dan ook voor een belangrijk deel de resultante van het seizoensverloop van ammonium en nitraat.

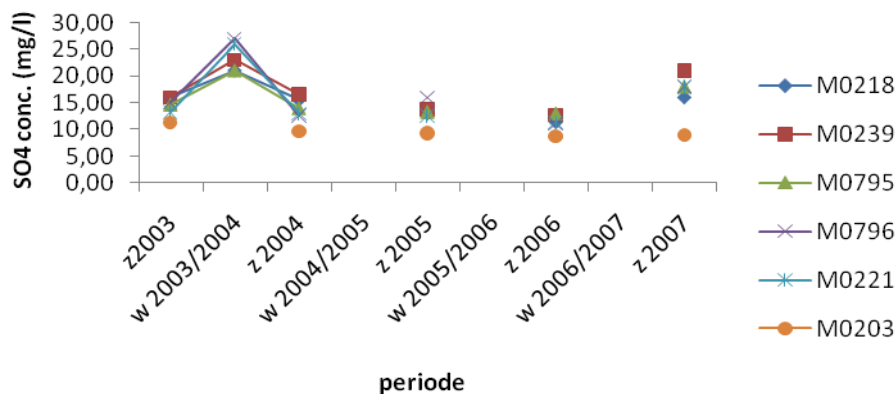


Figuur 7.5 Nitraat concentratie in de petgaten, de binnenvaart en de zandwinplas, gemiddeld per half-jaar periode.

De sulfaat concentratie is weergegeven in figuur 7.6. Deze parameter wordt slechts twee keer per jaar gemeten, aan het begin en aan het einde van de zomer. Er zijn van deze parameters dan ook voornamelijk zomer half-jaar gemiddelden weergegeven. De sulfaat concentratie van de petgaten en de binnenvaart zijn redelijk gelijk. Sulfaat heeft een piek in de wintermaanden wat duidt op interne eutrofiëring (Smolders et al., 2006). Of deze piek in de andere wintermaanden ook aanwezig is geweest is niet te zeggen door de geringe frequentie van monsternamen en analyse van deze parameter. De concentratie in de petgaten en de binnenvaart lijkt in 2007 iets te stijgen, dit is echter niet helemaal het geval. Doordat er van 2007 alleen gegevens van het begin van de zomermaanden zijn is dit nog een deel van de winterpiek, in de andere jaren

wordt het gemiddelde naar beneden getrokken door de lage waarden aan het einde van de zomer. De zandwinplas heeft een stabiele lage concentratie. Sulfaat zal bij waterinlaat daarom niet voor interne eutrofiëringsproblemen zorgen.

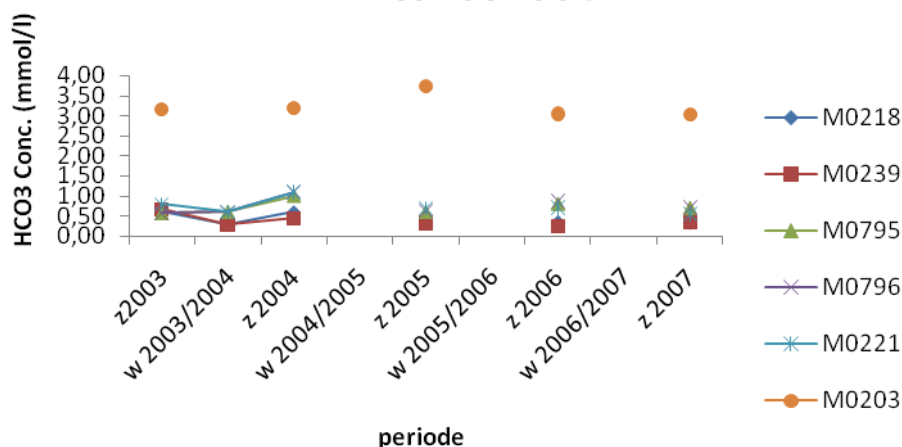
Sulfaat



Figuur 7.6 Sulfaat concentratie in de petgaten, de binnenvaart en de zandwinplas, gemiddeld voor de zomerperiode.

De bicarbonaat concentraties zijn, zoals in figuur 7.7 te zien is in het hele gebied De Deelen laag. In de zandwinplas is de concentratie duidelijk hoger. Wanneer de alkaliniteit in het gebied hoger dan 2 meq/l (komt overeen met 2 mmol HCO_3/l) is, neemt de veenafbraak en mineralisatie sterk toe (Lamers et al., 2006). De concentratie in de zandwinplas ligt ongeveer op 3 mmol/l en er zal daarom niet te veel water ingelaten kunnen worden. Wanneer de concentraties bicarbonaat alleen van de petgaten weergegeven wordt (in bijlage 7) valt op dat de concentratie in de oude petgaten iets hoger is dan in de nieuwe petgaten. Dit is te verklaren doordat het water dat ingelaten wordt uit de zandwinplas eerst in de oude petgaten komt en het hele gebied eerst door moet voordat het in de nieuwe petgaten aangekomen is. Het is daarom waarschijnlijk dat fosfaat nalevering van de bodem in de nieuwe petgaten niet veroorzaakt wordt door het inlaten van bicarbonaatrijk water. Daarmee kan ook geconcludeerd worden dat, hoewel het inlaatwater een hoge concentratie bicarbonaat bevat, de hoeveelheid ingelaten water geen schade in het gebied veroorzaakt. De belasting van bicarbonaat op het gebied heeft nog geen kritisch niveau bereikt.

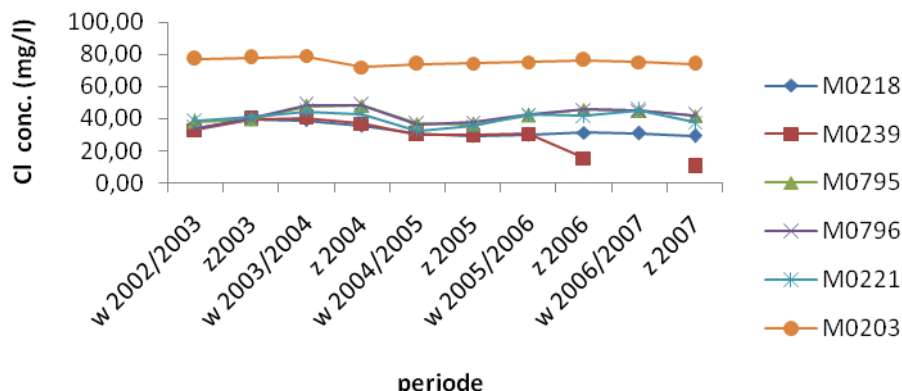
Bicarbonaat



Figuur 7.7 Bicarbonaat concentratie in de petgaten, de binnenvaart en de zandwinplas, gemiddeld voor het zomer half-jaar.

Voor de chloride concentraties, weergegeven in figuur 7.8, geldt hetzelfde als bij bicarbonaat. Deze zijn laag in het gebied. Hoewel de concentratie in het verleden wel hoger is geweest, is het nu stabiel laag. De concentratie in de zandwinplas is een stabiele waarde rond de 80 mg/l. Omdat ook hier de nieuwe petgaten een lagere concentratie bevatten dan de oude petgaten is het niet waarschijnlijk dat de hogere concentratie chloride uit de zandwinplas de oorzaak van de fosfaat nalevering in de nieuwe petgaten is.

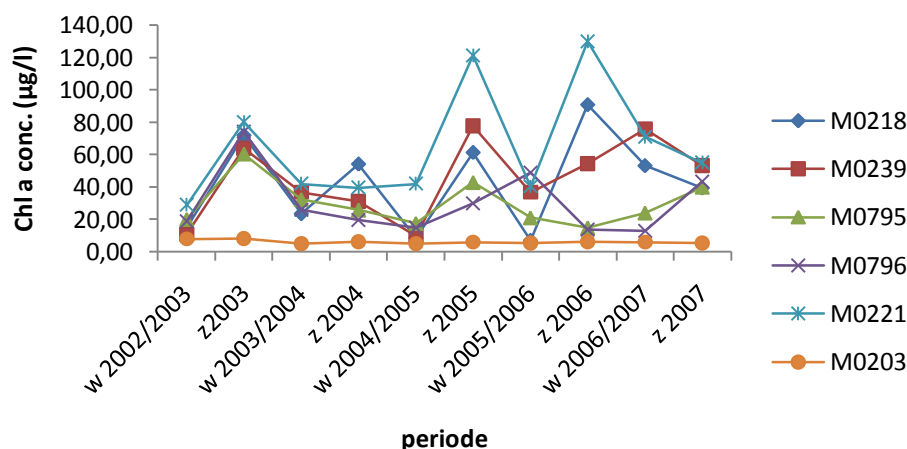
Chloride



Figuur 7.8 Chloride concentratie in de petgaten, de binnenvaart en de zandwinplas, gemiddeld per half-jaar periode.

Het chlorofyl gehalte is een goede maat om eutrofiëring aan te duiden. Zoals verwacht liggen de chlorofyl pieken in de zomerperiode. Daarnaast valt op dat er in de zandwinplas geen chlorofyl pieken voorkomen. Ook dit is een indicator dat het water van de zandwinplas van zeer goede kwaliteit is. Bij de start van de herstelmaatregelen, in de zomer van 2003, zijn de chlorofyl gehalten in de vier petgaten tussen de 60 en 80 $\mu\text{g/l}$. De herstelmaatregelen lijken in 2004 aan te slaan wanneer er naar de gehalten gekeken wordt. In de jaren daarna neemt het chlorofyl a gehalte in de nieuwe petgaten (218 en 239) weer toe tot het oude niveau. De oude petgaten (795 en 796) blijven op een voor De Deelen relatief laag gehalte. Na het verwijderen van de viskerendeschermen gaat ook het chlorofyl gehalte in de oude petgaten omhoog tot 40 $\mu\text{g/l}$. Het chlorofyl a gehalte in de binnenvaart (221) is in de jaren 2005 en 2006 schrikbarend hoog, maar ligt in 2007 gelijk aan petgat 239. Om aan de gestelde normen te voldoen zal het chlorofyl a gehalte niet hoger dan 11,8 $\mu\text{g/l}$ mogen zijn, deze wordt in De Deelen niet gehaald. Hieruit kan geconcludeerd worden dat het water in De Deelen zelfs na de herstelmaatregelen nog steeds te rijk is aan nutriënten

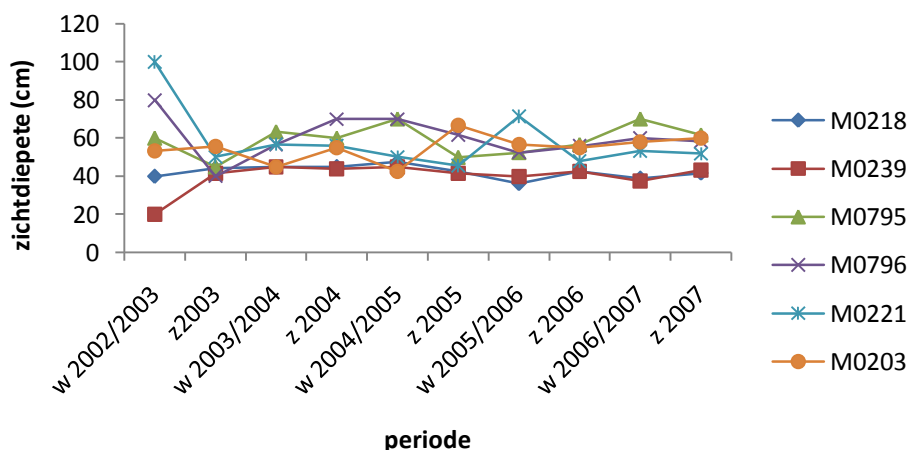
Chlororofyl



Figuur 7.9 Chlorofyl a concentratie in de petgaten, de binnenvaart en de zandwinplas, gemiddeld per half-jaar periode.

Wat het doorzicht betreft zijn er geen grote veranderingen waar te nemen. Daarnaast wordt de door de KRW norm vastgestelde zichtdiepte van 90 cm nergens gehaald. Dit is voor de nieuwe petgaten en de binnenvaart wederom een teken van slechte kwaliteit. Voor de oude petgaten en de zandwinplas is er iets anders aan de hand. De oude petgaten zijn gemiddeld 60 cm diep, het is daarom onmogelijk om hier een zichtdiepte van 90 cm te krijgen. Aangezien er in deze oude petgaten wel bodemzicht is zal de parameter zicht geen negatieve invloed hebben op het voorkomen van waterplanten. Bij de zandwinplas (203) is de manier van bemeten van grote invloed. De zichtdiepte wordt hier namelijk vanaf de kant gemeten, hier is de plas nog niet zo diep waardoor er ook hier slecht tot de bodem gemeten kan worden.

Doorzicht



Figuur 7.10 Doorzicht in de petgaten, de binnenvaart en de zandwinplas, gemiddeld per half-jaar periode.

7.2 Enclosures

De waarnemingen van de enclosure experimenten zijn uitgezet in de navolgende histogrammen (figuren 7.11 tot 7.14). Hierin worden het voorkomen en de abundantie van soorten in de verschillende vakken van de enclosures door de jaren heen weergegeven. De experimenten zijn in 2003 gestart. De planten zijn met ongeveer 25% bedekking van een vak geënt. Bij deze analyse is het percentage *Elodea nuttallii* weggelaten. Deze soort was zo overheersend in sommige enclosures dat het niet goed meer mogelijk was om de percentages van de andere soorten te onderscheiden. De volledige histogrammen met *Elodea nuttallii* zijn daarom opgenomen in bijlage 7. De tabellen met de precieze percentages zijn ook opgenomen in bijlage 7. De percentages kunnen bij elkaar opgeteld boven 100% komen, dit komt omdat de bedekking op meerdere plaatsen in de waterlaag kan spelen, bijvoorbeeld onder en boven het wateroppervlak.

In petgat 218 (figuur 7.11) staan aan de west kant de vakken van enclosure 797. Hierin is het geënte krabbenscheer (*Stratiotes aloides*) in geringe hoeveelheid teruggekomen in 2004, om vervolgens helemaal uit de enclosure te verdwijnen. Dit zelfde geldt voor blaasjeskruid (*Utricularia vulgaris*). Stomp fonteinkruid (*Potamogeton obtusifolius*) heeft het echter wat langer volgehouden, deze stond er in 2005 ook nog, maar was in 2006 verdwenen. In het oostelijke vak 798 is eenzelfde beeld te zien, met als groot verschil dat Smalle waterpest (*Elodea nuttallii*) hier in de enclosures aanwezig was. Krabbenscheer komt alleen in 2004 voor en in mindere mate dan in de westelijk enclosure. Blaasjeskruid en stomp fonteinkruid zijn beide alleen in 2004 waargenomen.

Petgat 239 (figuur 7.12) laat aan de west kant in enclosure 799 een vooral lege opstelling zien. Krabbenscheer en blaasjeskruid zijn niet aangeslagen. Alleen het vak met stomp fonteinkruid is in 2004 en 2005 met 1% stomp fonteinkruid gevuld. In 2005 staat er in dit vak echter ook nog gekroesd fonteinkruid (*Potamogeton crispus*). Smalle waterpest komt in geringe mate in de hele enclosure voor. Enclosure 800 aan de oostkant van petgat 239 is vooral begroeid met smalle waterpest. Krabbenscheer komt hier in 2004 nog wel voor, maar heeft zich niet uitgebreid. Na 2004 is het krabbenscheer verdwenen uit de enclosure. In het vak van het blaasjeskruid komt in 2005 gekroesd fonteinkruid voor, maar het blaasjeskruid is niet aangeslagen. Het vak van het stomp fonteinkruid is in 2004 nog voor 1% bedekt met deze soort, en daarna niet meer.

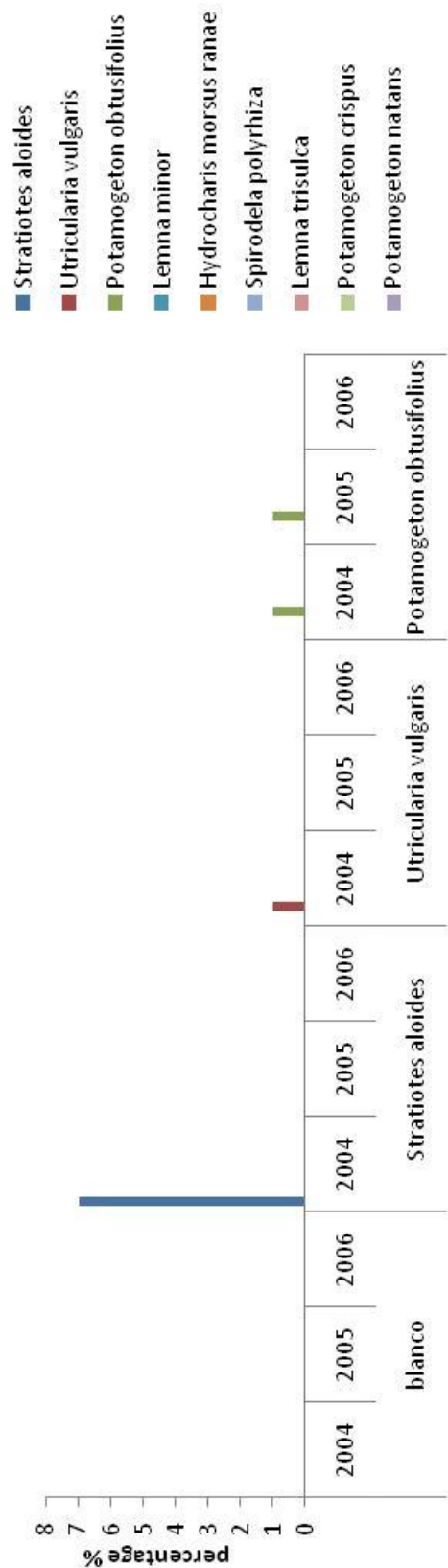
De oude petgaten laten een grotere soortenrijkdom zien. In petgat 795 (figuur 7.13) met aan de westkant enclosure 801 is zelfs het blanco vak meer dan alleen smalle waterpest begroeid. Vanaf 2005 komt er in dit blanco vak ook krabbenscheer, eendenkroos (*Lemna minor*), puntkroos (*Lemna trisulca*) en gekroesd fonteinkruid voor. Het vak met krabbenscheer staat vanaf 2004 helemaal vol met de geënte soort. Stomp fonteinkruid en blaasjeskruid komen hier alleen in een geringe hoeveelheid voor. In 2005 is het vak naast krabbenscheer gevuld met eendenkroos, puntkroos en drijvend fonteinkruid (*Potamogeton natans*). In het vak bevindt zich in 2006 ook een vrij grote bedekking (35%) van veelwortelig kroos (*Spirodela polirhiza*). Het vak van blaasjeskruid is erg begroeid met smalle waterpest. De geënte soort komt alleen in 2004 en 2005 in geringe mate voor. Stomp fonteinkruid heeft zich ook in dit vak gevestigd, en in 2006 komt er ook krabbenscheer voor. Drijvend fonteinkruid heeft in 2005 een bedekkingspercentage van 25 % in dit vak, waarna het in 2006 vermindert naar 1%. In dit jaar is er ook geringe bedekking van eendenkroos. Het vak van het stomp fonteinkruid is voor het grootste deel met smalle waterpest begroeid. Ondanks dit komt stomp fonteinkruid in 2004 nog met een bedekkingspercentage van 50% voor, het jaar daarna is dit nog slechts 1% en in 2006 is de soort verdwenen. Wel komen er geringe hoeveelheden van drijvend fonteinkruid en eendenkroos voor. Aan de oostoever in enclosure 802 is het blanco vak vanaf 2004 begroeid met smalle waterpest. Vanaf 2005 komen er geringe hoeveelheden stomp fonteinkruid en eendenkroos voor. Het vak met krabbenscheer staat ook aan deze kant vanaf 2004 helemaal vol met de geënte plant. Smalle waterpest komt in 2004 en 2005 wel voor maar met een lage bedekking. In 2006 is er wel veel eendenkroos (70%) en een beetje veelwortelig kroos. Blaasjeskruid doet het in het geënte vak met 20% redelijk goed in 2004, maar vermindert tot 1% in 2005 om vervolgens te verdwijnen. Ook stomp fonteinkruid doet het in dit vak redelijk met 10% in 2004, maar in de daaropvolgende jaren heeft deze soort nog een bedekking van 1%. Het percentage smalle waterpest neemt toe in de loop van de jaren en in 2005 komt er eendenkroos voor waar in 2006 veelwortelig kroos bijkomt. Krabbenscheer heeft zich in 2006 uitgebreid tot in dit vak. In het vak van het stomp fonteinkruid heeft deze plant zich in 2004 niet uitgebreid en vermindert verder in 2005, in 2006 is de plant verdwenen. Wel staat er in 2004 ook een geringe hoeveelheid blaasjeskruid in dit vak. Smalle waterpest neemt in de jaren toe en in 2006 is er een geringe hoeveelheid puntkroos en eendenkroos in het vak waargenomen.

Het laatste petgat 796 (figuur 7.14) heeft aan de west oever enclosure 803. Het blanco vak is in 2004 volledig begroeid met smalle waterpest, maar in de jaren hierna werd het iets minder. Vanaf 2005 komt hier kikkerbeet (*Hydrocharis morsus ranae*) in grote hoeveelheid voor. In deze jaren komen ook eendenkroos en veelwortelig kroos in geringe hoeveelheid voor. In 2006 is stomp fonteinkruid waargenomen in het blanco vak. Het vak krabbenscheer staat in 2004 redelijk vol met de geënte plant (80%), maar wordt in 2005 al minder (60%) en in 2006 is deze nog slechts voor 6% met krabbenscheer bedekt. Smalle waterpest komt in dit vak dan ook redelijk veel voor tot 2006 waarin ook deze bedekking afneemt. Kikkerbeet heeft in 2006 de grootste bedekking van 97% en ook eendenkroos en veelwortelig kroos komen voor. Blaasjeskruid heeft in deze enclosure niet aangeslagen en komt niet voor in het vak waar het geënt is. Wel is smalle waterpest en kikkerbeet hier vanaf 2004 overvloedig aanwezig. Verder is er in dit vak eendenkroos en veelwortelig kroos met een lage bedekking aanwezig en in 2005 een beetje puntkroos. Stomp fonteinkruid is in 2004 met 2% waargenomen in het vak waarin het geënt was, maar is hierna verdwenen. Ook in dit vak hebben smalle waterpest en kikkerbeet de overhand. Verder komt ook in dit vak eendenkroos voor en in 2005 veelwortelig kroos. In 2006 is een kleine hoeveelheid puntkroos waargenomen. Aan de oost kant in enclosure 804 is niet alles overwoekerd door kikkerbeet. In het blanco vak komt wel smalle waterpest voor, maar niet in de hoeveelheden als in 803. In 2004 en 2005 komt er ook stomp fonteinkruid in dit vak voor en in 2006 een klein beetje eendenkroos. De krabbenscheer slaat in 2004 goed aan, maar vermindert iets in de jaren erna. Smalle waterpest en eendenkroos komen bijna niet voor. Blaasjeskruid is in 2004 nog wel aanwezig maar slechts met 1% bedekking in het geënte vak. Stomp fonteinkruid komt in dit vak wel voor met 15% in 2004, 1% in 2005 en in 2006 is deze uit het vak verdwenen. Vanaf 2005 komt er ook smalle waterpest in het vak welke zich in 2006 uitbreidt. Verder is er in 2006 eendenkroos en puntkroos waargenomen. Stomp fonteinkruid is in 2004 in het geënte vak aanwezig met 15% en in de jaren erna met 1%. Smalle waterpest neemt in hoeveelheid toe in loop van de jaren en in 2006 is er ook eendenkroos waargenomen.

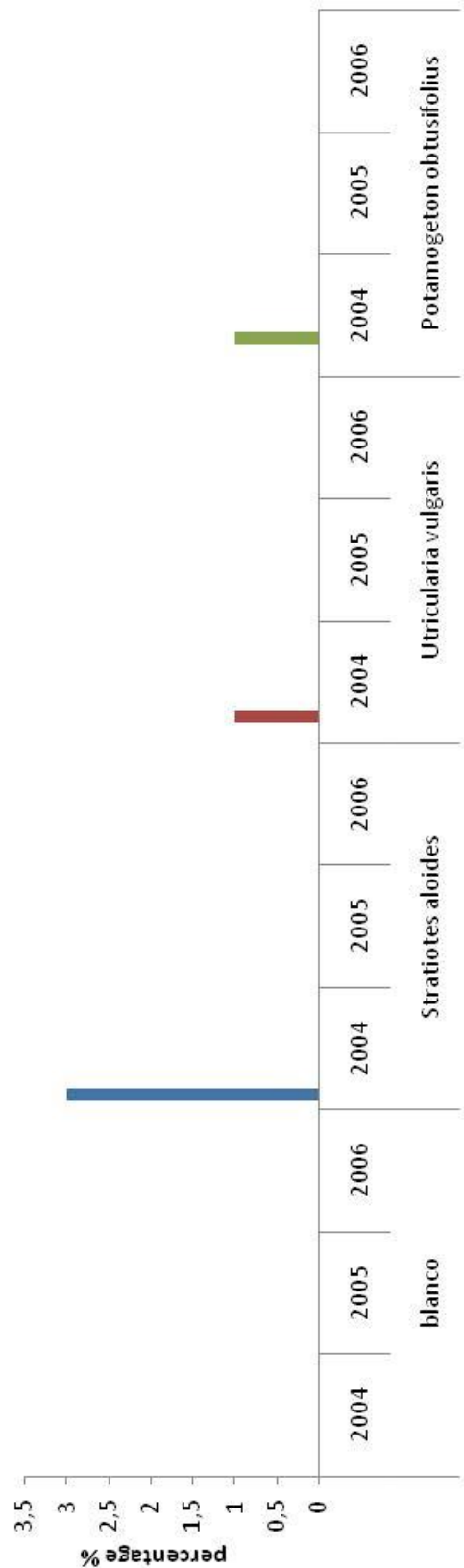
De enclosure experimenten laten geen relevant verschil zien tussen de nieuwe petgaten onderling en tussen de oude petgaten onderling. Dit betekent dat het voor dit experiment geen verschil is tussen petgaten die leeg gevestigd zijn en petgaten waar een standaard visstand is gehanteerd. Tussen de enclosures in hetzelfde petgat is ook geen verschil gevonden. De plek waar de waterplanten staan, aan de oost of aan de westkant van een petgat, heeft geen invloed op het overleven van de waterplanten. Er is wel een groot verschil gevonden tussen de enclosures in de nieuwe petgaten en de oude petgaten. De enclosure in de nieuwe petgaten waren zeer

gering of niet begroeid met de geënte waterplanten. De enclosures in de oude petgaten waren daarentegen al snel vol gegroeid met krabbenscheer. Krabbenscheer sloeg hier zelfs zo goed aan dat de populatie zich na een jaar al naar de omliggende vakken van de enclosure had gevestigd. De andere planten die in deze enclosures geënt waren deden het minder goed, waarschijnlijk door de concurrentie van smalle waterpest.

Enclosure 797

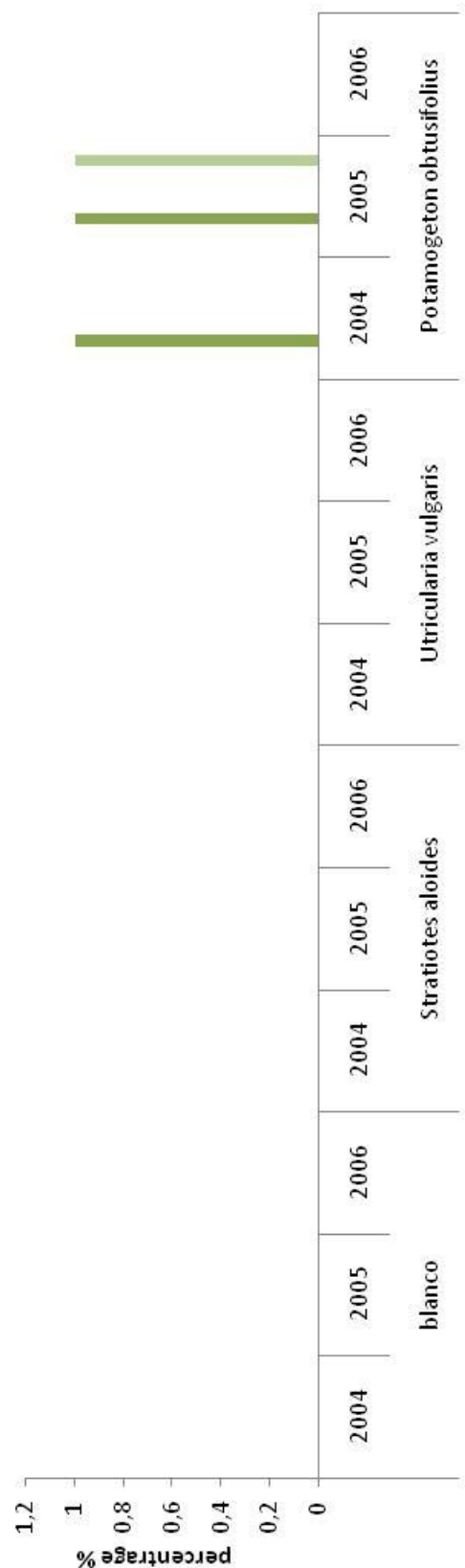


Enclosure 798

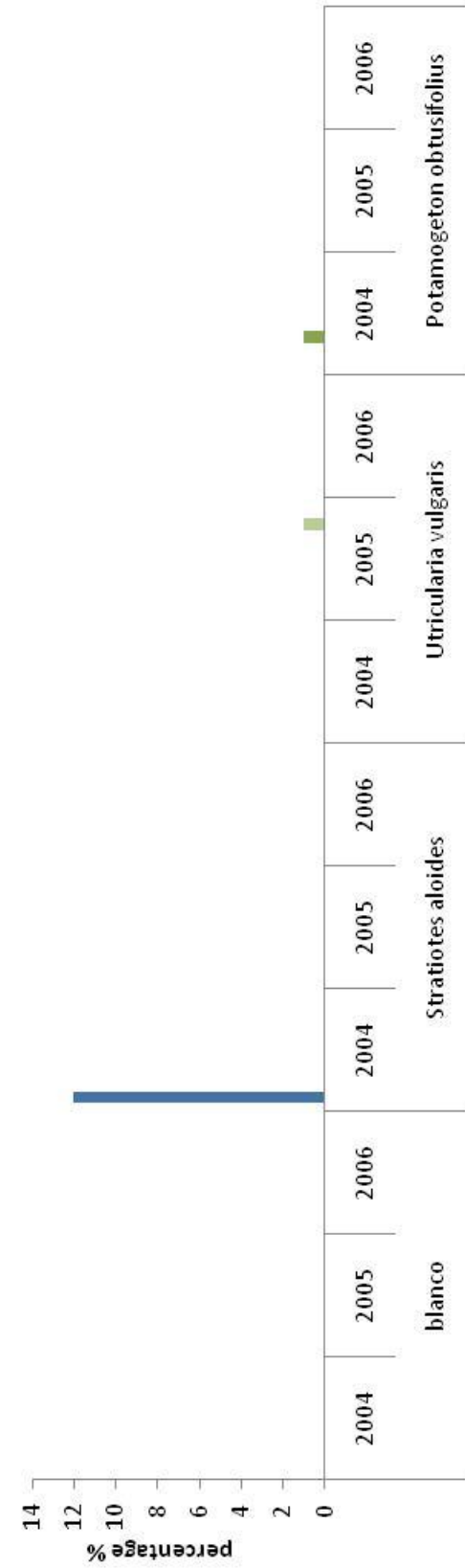


Figuur 7.11 Vegetatie (bedekkingspercentage) in de enclosures van petgat 218, 797 westoever, 798 oostoever. De enclosures zijn het voorjaar van 2003 geënt.

Enclosure 799

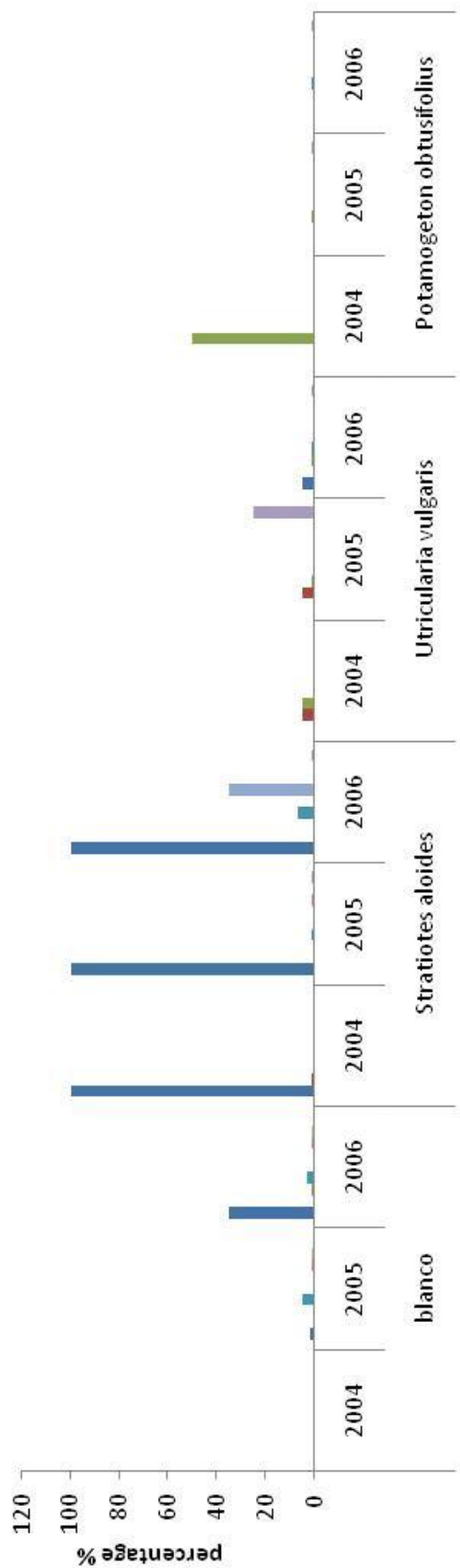


Enclosure 800

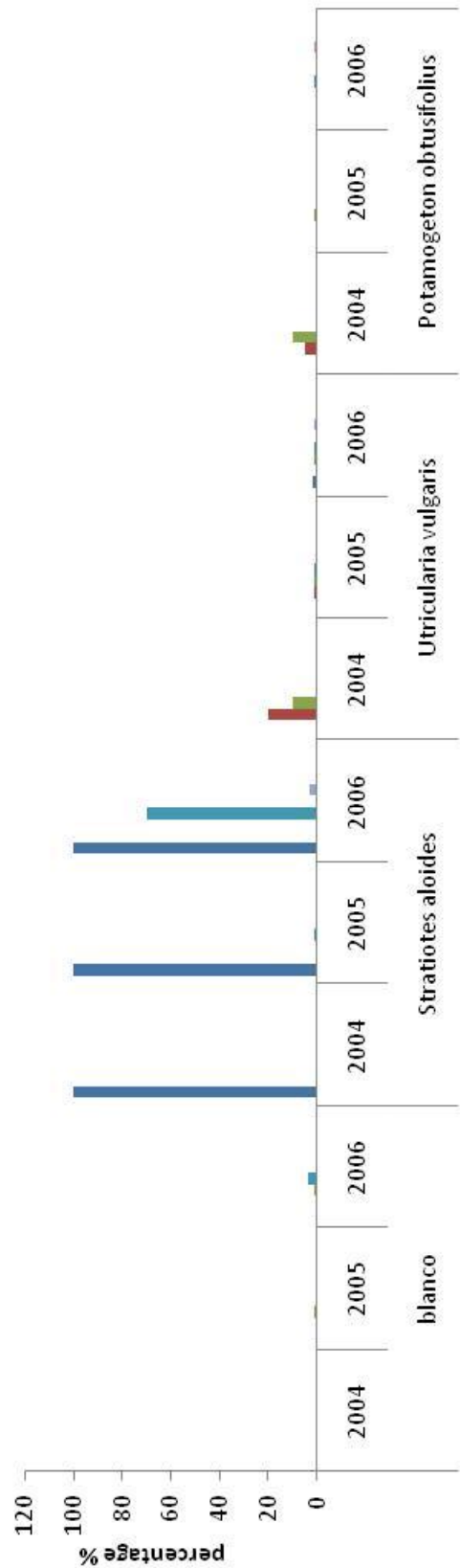


Figuur 7.12 Vegetatie (bedekkingspercentages) in de enclosures van petgat 239, 799 westoever, 800 oostoever. De enclosures zijn het voorjaar van 2003 geent. Voor de legenda wordt verwezen naar figuur 7.11.

Enclosure 801

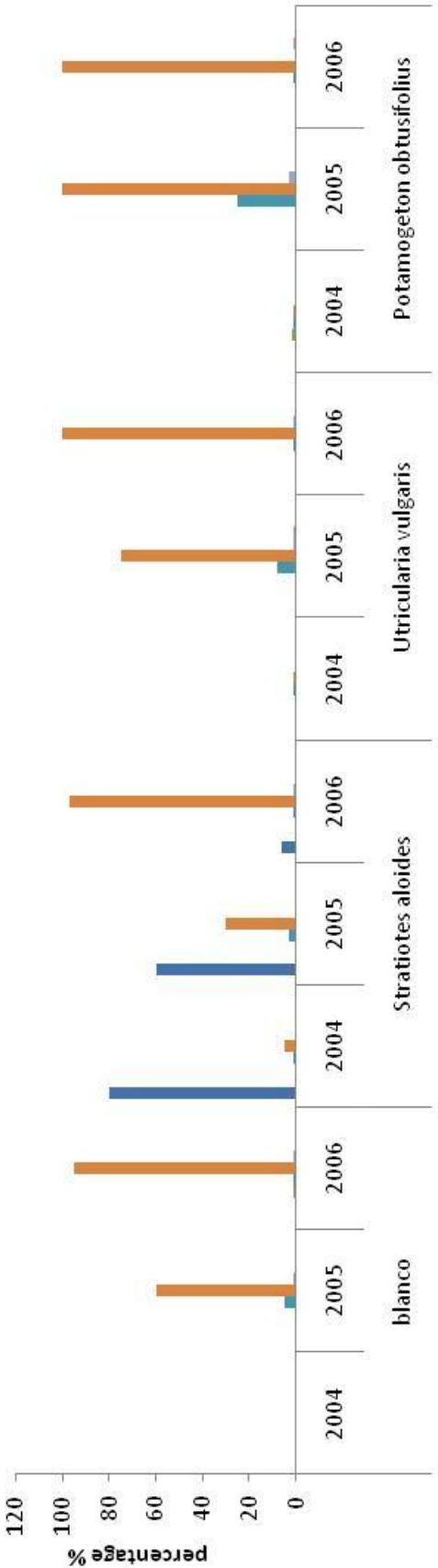


Enclosure 802

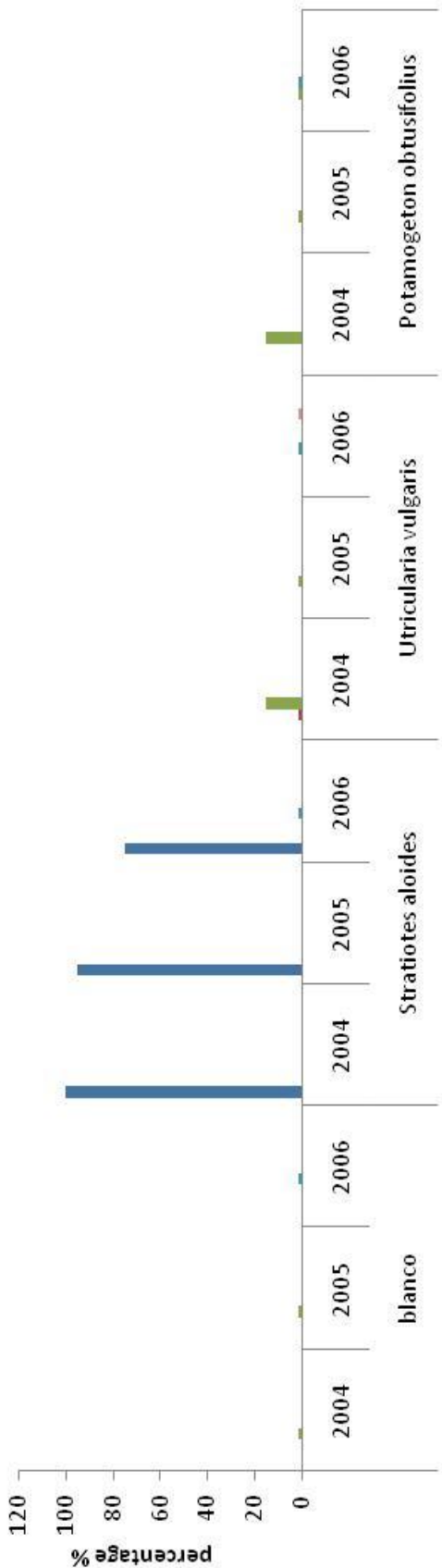


Figuur 7.13 Vegetatie (bedekkingspercentages) in de enclosures van petgat 795, 801 westoever, 802 oostoever De enclosures zijn het voorjaar van 2003 geënt. Voor de legenda wordt verwezen naar figuur 7.11.

Enclosure 803



Enclosure 804

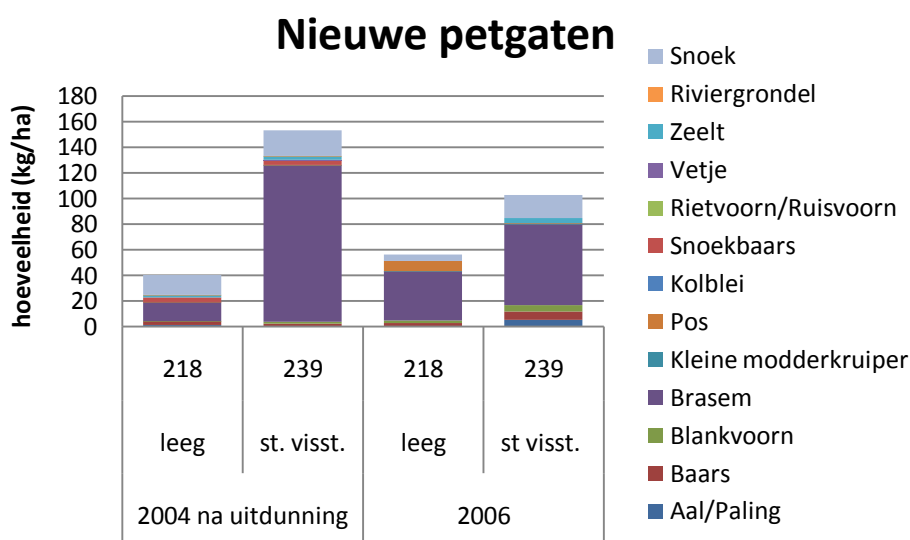


Figuur 7.14 Vegetatie (bedekkingspercentages) in de enclosures van petgat 796, 803 westoever, 804 oostoever De enclosures zijn het voorjaar van 2003 geënt. Voor de legenda wordt verwezen naar figuur 7.11.

7.3 Vissen

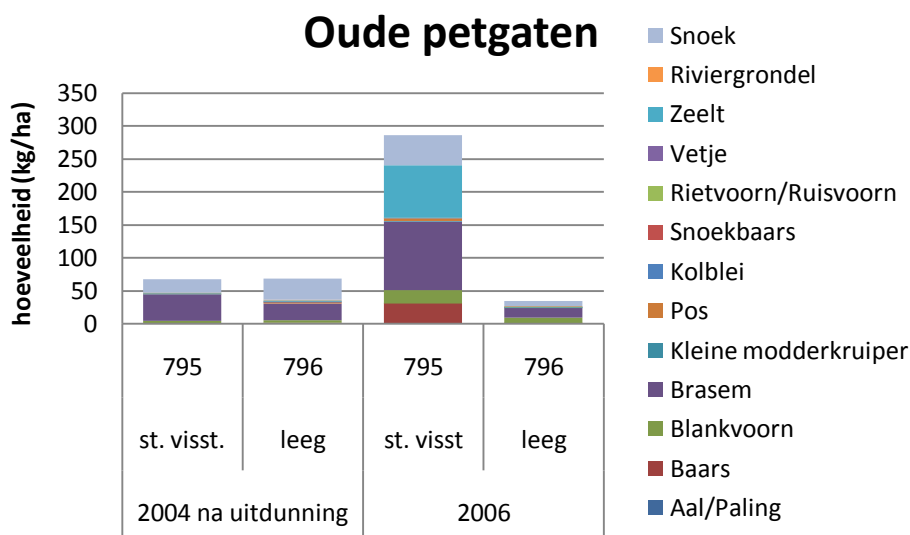
Nadat er in 2004 uitdunningvisserij heeft plaatsgevonden in De Deelen zijn twee van de vier petgaten leeggevist, in de andere twee is een standaard visstand gehanteerd. In figuur 7.15 zijn de uitkomsten van de twee nieuwe petgaten weergegeven. In figuren 7.15 en 7.16 staan de uitkomsten van de visserijbemonstering van vlak na het leegvissen in 2004 en de bemonstering van 2006. De data is afkomstig van Bonhoff et al. (2006) en Vernooij & Kampen (2007).

Vlak na het afvissen van de petgaten was de visstand tussen de nieuwe petgaten (figuur 7.15) erg verschillend. Het leeggeviste petgat (218) begon met een visstand van 40 kg/ha en het petgat met de standaard visstand (239) met 153 kg/ha. Dit verschil is ontstaan omdat in petgat 218 een groot deel van de brasem is weggevangen en de overige soorten vis zijn weer uitgezet. Hierdoor is het evenwicht tussen de soorten in dit petgat beter verdeeld dan in petgat 239. Wanneer er in 2006 weer een visbemonstering plaatsvindt, is de brasem populatie in petgat 218 gegroeid, en de populatie snoek afgenomen. Bij petgat 239 is de populatie brasem juist afgenomen en hebben de andere vissoorten een grotere biomassa dan in 2004.



Figuur 7.15 Hoeveelheden vis in kg/ha in de nieuwe petgaten 218 en 239, in de bemonsteringsjaren 2004 en 2006.

In de oude petgaten (figuur 7.16) zit er in 2004 geen groot verschil tussen het leeggeviste petgat (796) en het petgat met de standaard visstand (795), respectievelijk 68 en 69 kg/ha. In petgat 796 zit iets meer brasem en minder snoek in verhouding met het petgat 795, maar dit verschil is niet erg groot. Opvallend is dat in 2006 de biomassa in petgat 795 enorm is toegenomen tot 286 kg/ha. Hierin is niet alleen de biomassa van brasem toegenomen, maar toch ook vooral van de andere vissoorten, met onder anderen de zeelt de blankvoorn en de baars. In het leeggeviste petgat 796 is de totale biomassa van vis verminderd tot 35 kg/ha. Dit is vooral door een vermindering van brasem en snoek. Doordat er in dit petgat zo weinig vis zit heeft de vis geen negatieve invloed op de waterkwaliteit.



Figuur 7.16 Hoeveelheden vis in kg/ha in de oude petgaten 795 en 796, in de bemonsteringsjaren 2004 en 2006.

Er is geen eenduidige uitkomst van de visbeheer proeven, de twee leeggeviste petgaten gedragen zich verschillend van elkaar. Dit kan doordat de situatie in deze beide petgaten sterk verschilt. De viswerende schermen waren in het eerste jaar ook niet geheel visdicht, hierdoor is het mogelijk dat de visbestanden zijn veranderd. Wel lijkt de snoek beter in staat te zijn geweest de brasem te onderdrukken. Dit blijkt vooral uit petgat 239 waar de hoeveelheid brasem is afgenomen. Dit was mogelijk doordat de petgaten waren afgesloten en de brasem uit de rest van het gebied niet de mogelijkheid had om naar deze petgaten te migreren. Er moet echter wel voorzichtig met deze uitkomsten om worden gegaan. Het bemonsteren in 2006 verliep enigszins moeizaam, vanwege de dikke modderlaag en de dichte begroeiing in de oude petgaten (Vernooij & Kampen, 2007). Om deze monsterneming nog eens te herhalen zou een beter beeld opleveren. Van de visbestanden in de rest van De Deelen zijn geen recente gegevens, het daarom ook niet te zeggen hoe deze hier gepresenteerde bestanden zich verhouden met de rest van het gebied.

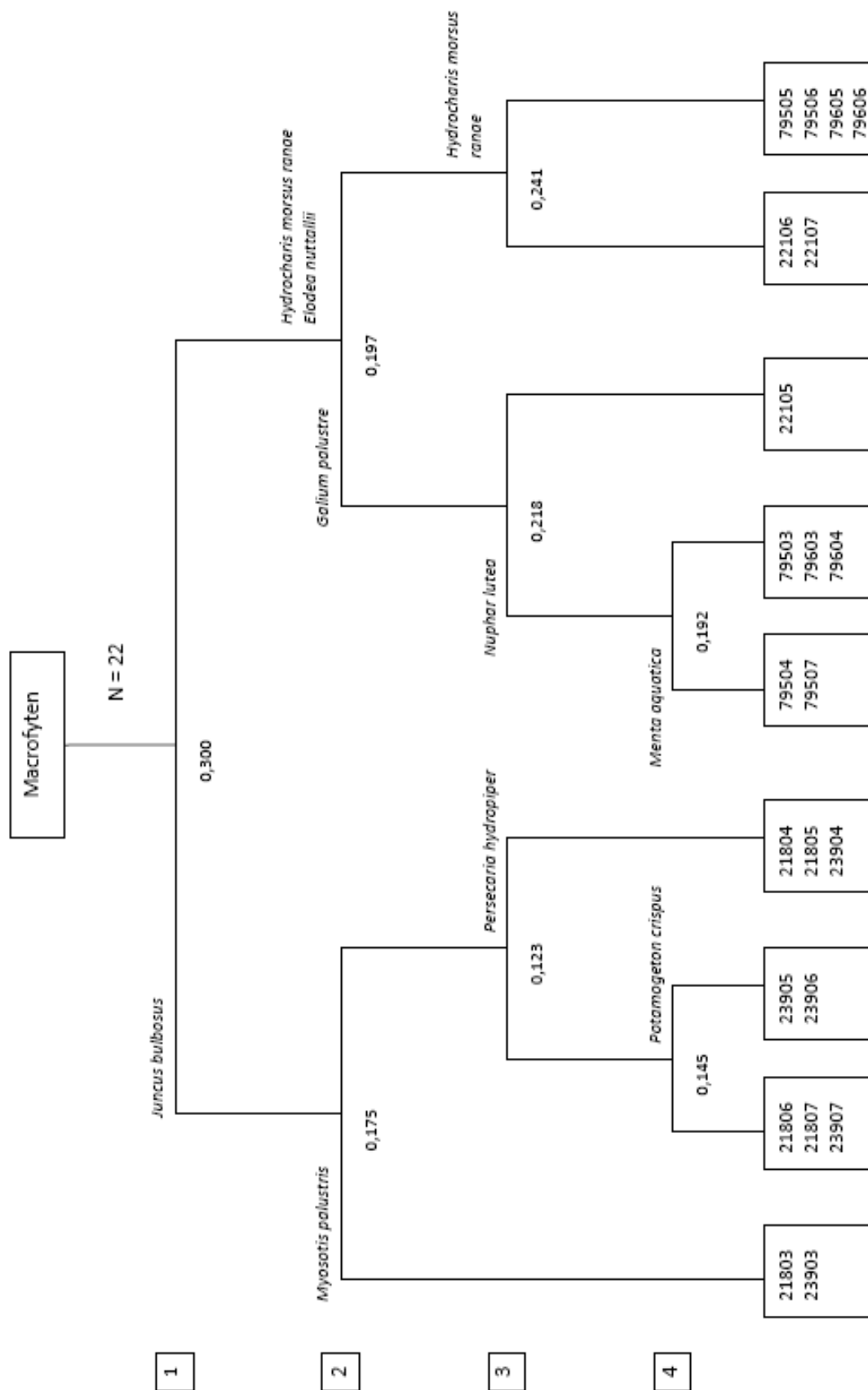
7.4 Macrofyten

De uitkomst van de TWINSPAN analyse voor macrofyten is weergegeven in figuur 7.17. Hierin zijn de eerste drie cijfers de code van de monsterpunten de laatste twee geven het jaar aan waarin de opname is gemaakt. Aan de eigenwaarden van de splitsingen te zien zit er bij de eerste splitsing het grootste onderscheidend vermogen tussen de groepen. De nieuwe petgaten worden van de oude petgaten en de binnenvaart gescheiden. Dit betekent dat de vegetatie in de nieuwe petgaten qua soorten en/of abundanties verschilt van de oude petgaten en de binnenvaart. Aan de linkerkant van de figuur staan de nieuwe petgaten. De indicerende soort welke voor deze splitsing heeft gezorgd is de knolrus (*Juncus bulbosus*). Deze soort komt vooral in zure gebieden voor (Bloemendaal & Roelofs, 1988). De oevers van de nieuwe petgaten zijn afgeplagd, waardoor een relatief zure situatie is ontstaan. Op het volgende niveau splitst het jaar 2003 zich af. Dit is het start jaar van maatregelen. Aan de rechterkant staan de oude petgaten en de binnenvaart. Van links naar rechts zijn hier eerst de jaren 2003, 2004 en 2007 weergegeven, dit zijn de jaren met relatief weinig begroeiing in de oude petgaten. Vervolgens de Binnenvaart. Aan de uiterst rechter kant staan de oude petgaten in de jaren 2005 en 2006, dit zijn de jaren waarin de petgaten vol stonden met waterplanten.

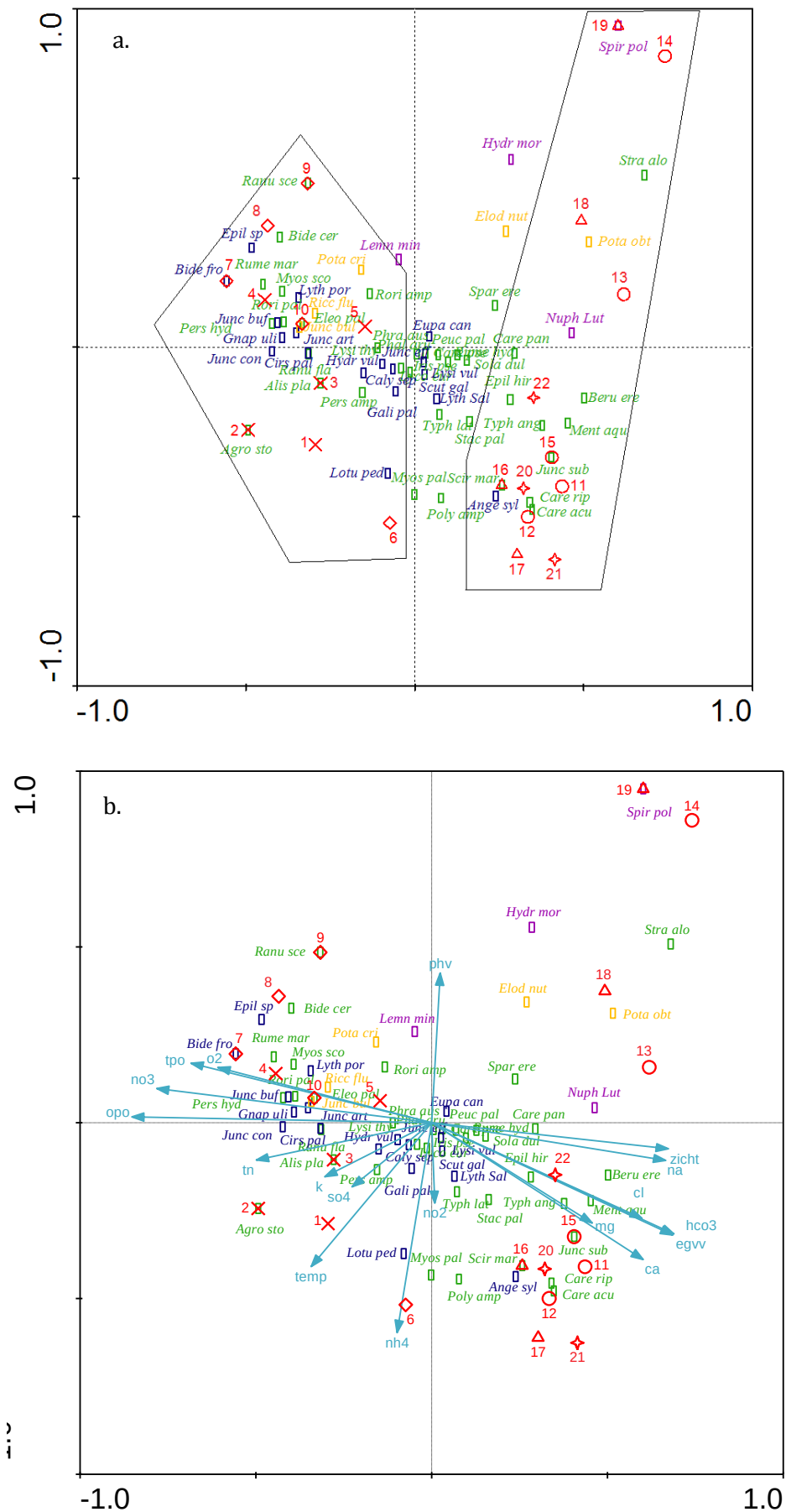
In de Canoco analyse komt een aantal van de hiervoor besproken groepen terug. In figuur 7.18 is de uitkomst weergegeven. In de figuur zijn de macrofyten soorten als gekleurde blokjes weergegeven waarin, paars de drijvende planten voorstellen, groen de emerse planten, oranje de submerse vegetatie en blauw de oeverplanten. Bij de blokjes staat de afkorting van de soortnaam, de volledige naam is te vinden in de afkortingenlijst in bijlage 8. De monsterpunten staan met verschillende symbolen weergegeven: $\times$ = 218, $\diamond$ = 239, $\circ$ = 795, Δ = 796 en $\star$ = 221. Bij de symbolen staan de nummers van het monster. Welk nummer overeenkomt met welk monsterpunt staat eveneens in de afkortingenlijst in bijlage 8. De ordinatie assen

hebben een geringe lengte, bij ordinatie assen groter dan 3 is er sprake van echte relevante verschillen in de dataset. Bij dit figuur is de lengte slechts 1.0, waaruit blijkt dat de dataset vrij homogeen is.

Ondanks de homogeniteit zijn er wel subtiele verschillen tussen bepaalde monsters te onderscheiden. Er zijn duidelijk twee groepen te onderscheiden, waar omheen in figuur 7.18 a een lijn getekend is. De groep aan de linker kant van de ordinatie as bestaat uit opnamen die in de nieuwe petgaten 218 en 239 zijn genomen. De groep aan de rechterkant van de ordinatie as bestaat uit opnamen die in de oude petgaten 795 en 796 en in de binnenvaart, 221, zijn genomen. Deze rechter groep is erg langgerekt en zou eventueel nog weer in twee groepen verdeeld kunnen worden, namelijk de punten boven de ordinatie as en onder de as (door de oorsprong). De punten in de rechterbovenhoek zijn de twee oude petgaten (795 en 796) in de jaren 2005 en 2006. Dezelfde opnamen scheiden zich bij de Twinspan analyse ook al af, deze monsters zijn genomen in een periode waarin de petgaten vrijwel volledig begroeid waren met macrofyten. In figuur 7.18 b zijn de verklarende fysisch-chemische parameters aan toegevoegd. Daarin is te zien dat de nutriënten naar de linker kant van de nieuwe petgaten wijzen. Dit geeft aan dat de soorten die in deze petgaten zijn gevonden meer invloed ondervinden van nutriënten dan de soorten aan de andere kant van de pijl. De nieuwe petgaten ondervinden daarom duidelijk meer nutriënten invloeden dan de oude petgaten. Aan de rechter kant staan juist de “schone” parameters, zoals egv, HCO_3 en zicht weergegeven. Bicarbonaat en fosfaat wijzen ieder een heel andere kant op, dit betekent dat ze geen tot weinig invloed op elkaar uitoefenen. Er kan daarom gesteld worden dat de bicarbonaat concentratie in De Deelen geen veroorzaker is van de interne nalevering van fosfaat in het gebied.



Figuur 7.17 Twinspan dendrogram van de macrofyten data met 4 cutlevels. De eerste drie cijfers van de codering vormen de monsterpuntcode waar de opname heeft plaatsgevonden, de laatste twee cijfers vormen het jaartal waarin de opname is gedaan.



Figuur 7.18 a. Canoco ordination diagram van de macrofyten data met de tot groepen samen te voegen monsterpunten van de nieuwe petgaten en daarnaast de oude petgaten en de binnenvaart. b. Ordination diagram van de macrofyten data met daarin de verklarende milieuvariabelen. Voor de (kleur) codering wordt verwezen naar de tekst.

7.5 Fytoplankton

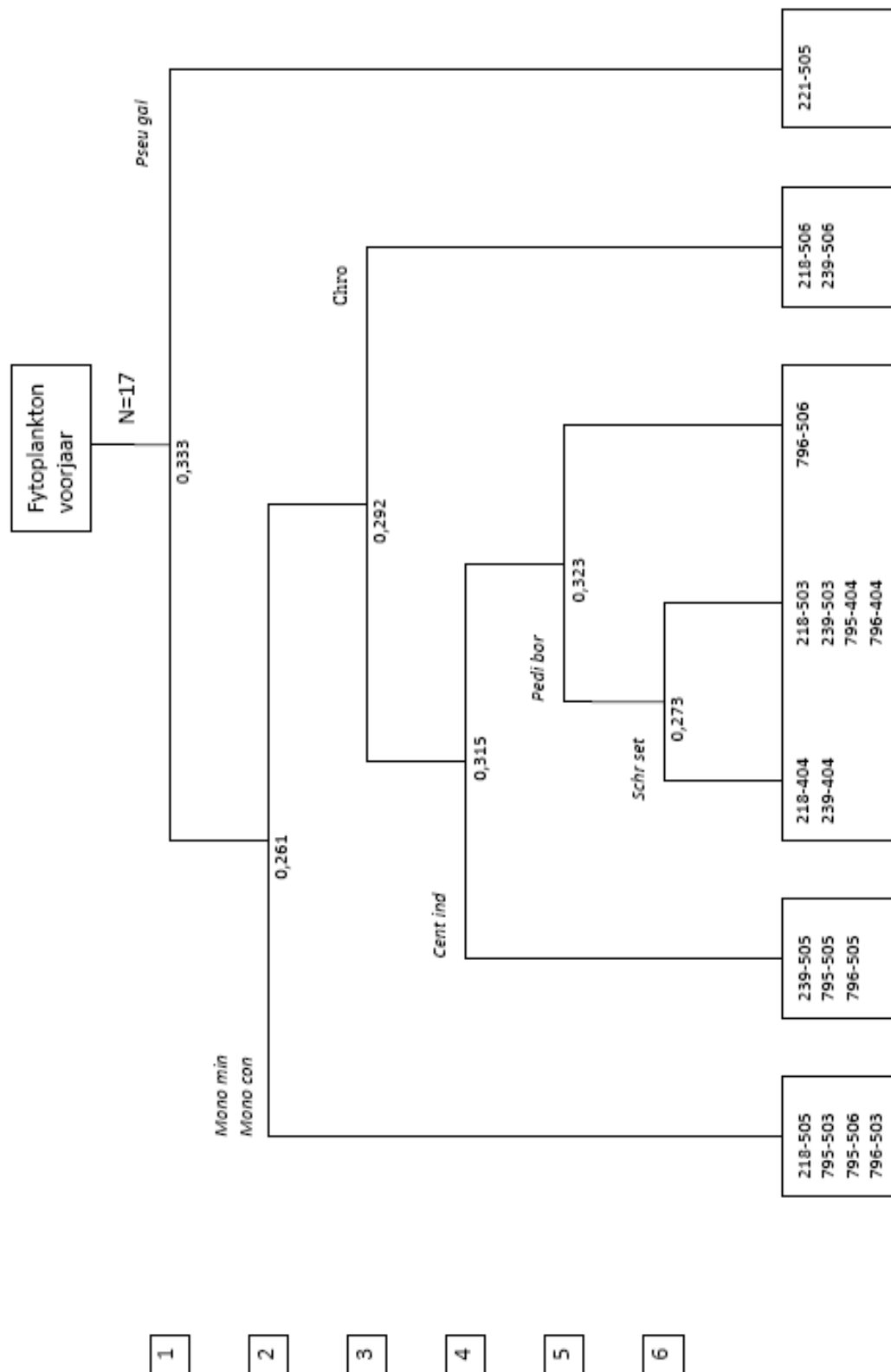
Om verschillen en overeenkomsten in de fytoplankton samenstelling te vinden is de database geanalyseerd met het programma TWINSpan. In figuur 7.19 is het uiteindelijke dendrogram van de gehele dataset weergegeven. Omdat de namen van de soorten te lang waren voor in de figuur staan de afkortingen vermeld. De volledige namen zijn terug te vinden in de afkortingen lijst in bijlage 8. Onderaan de figuur staan de uiteindelijk samengestelde groepen van monsters die qua algensamenstelling op elkaar lijken. Hierbij zijn de eerste drie cijfers de monsterpuntcode, het vierde cijfer de maand waarin het monster is genomen en de laatste twee cijfers het jaar waarin het monster is genomen. Een aantal groepen is weer samengevoegd, omdat de verschillen tussen de groepen na cutlevel 4 slechts minimaal zijn.

In de figuur is te zien dat de fytoplankton samenstelling vooral verschilt tussen de verschillende seizoenen en niet tussen locaties of jaren. Vooral het voorjaar splitst zich af van de rest van de monsters. Om te kijken of er toch nog verschillen zitten in de locaties of de verschillende jaren zijn in de figuren 7.20, 7.21 en 7.22 dezelfde analyses gedaan alleen dan met de seizoenen apart. Ook hierin is er geen verloop van de soortensamenstelling door de jaren heen te zien. Alleen de binnenvaart, monsterpunt 221, splitst zich telkens al bij het eerste cutlevel af.

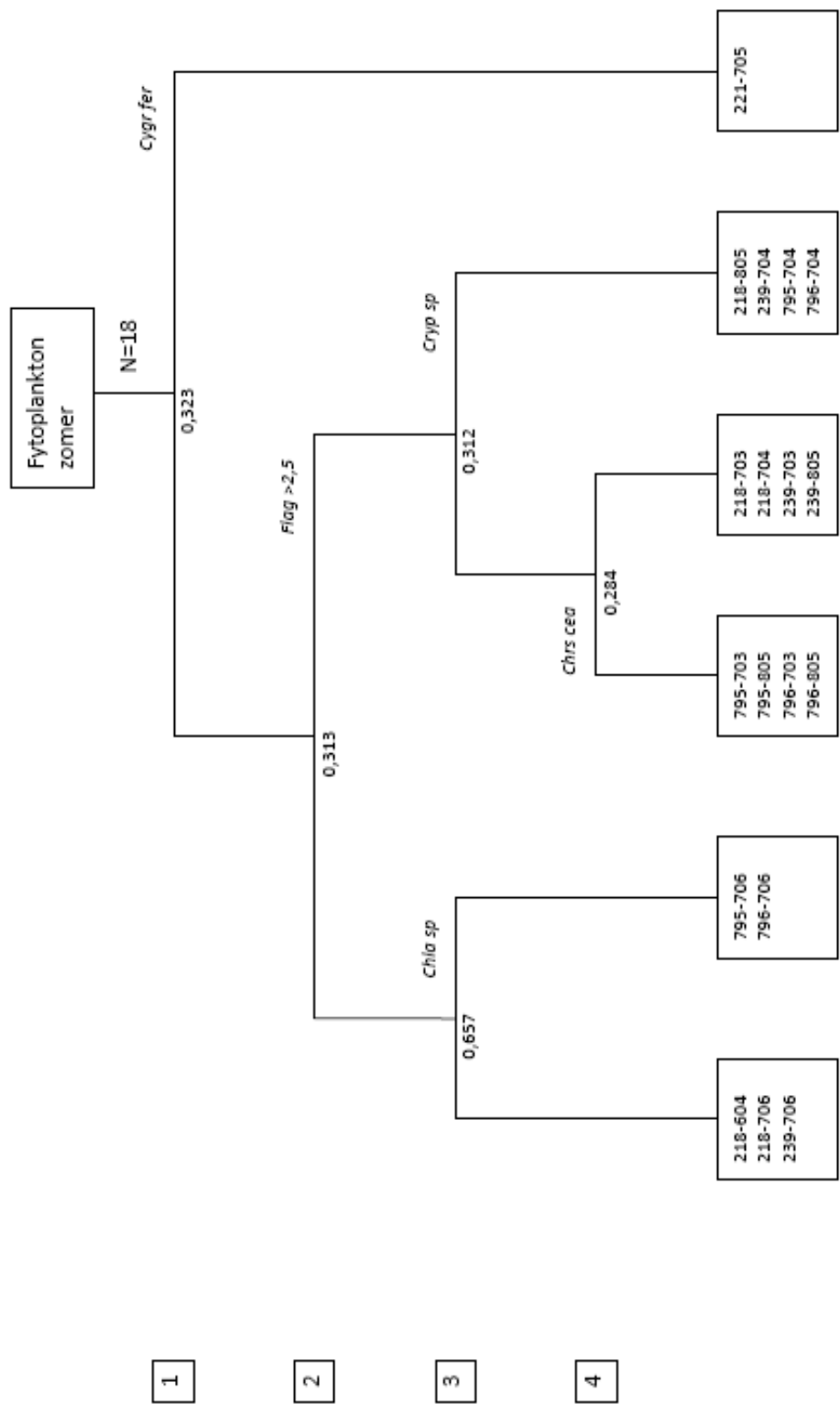
Er kan dus geconcludeerd worden dat er met de TWINSpan analyse geen verandering door de herstelmaatregelen in fytoplankton samenstelling is gevonden. De verschillende groepen zijn gevormd door het natuurlijke verloop in fytoplankton samenstelling door de verschillende seizoenen. Ook tussen de vier verschillende petgaten is geen verschil tussen de soortensamenstelling te vinden. Alleen de binnenvaart lijkt qua soortensamenstelling af te wijken. Dit kan ook veroorzaakt worden doordat de determinatie van deze monsters is uitbesteed. Hierdoor zijn er voor dit punt meer ondersoorten gedetermineerd die door het laboratorium van Wetterskip Fryslân normaal gesproken niet meegenomen worden.

De Canoco uitkomst van de fytoplankton dataset lijkt in figuur 7.23 een zelfde soort uitkomst te hebben als de Twinspan analyse (figuur 7.19). In deze figuur zijn niet de soortnamen van de fytoplankton soorten gegeven, maar zijn de verschillende groepen een kleur gegeven. De **blauwe** rechthoekjes zijn de blauwalgen, de **groene** de groenalgen, de **paarse** de kiezelwieren en de **oranje** rechthoekjes zijn de restgroep. De verschillende symbolen stellen de verschillen monsterpuntlocaties voor waarbij, **x** = 218, **◇** = 239, **○** = 795, **△** = 796 en **✦** = 221. Het exacte monster is terug te vinden door naar het cijfer bij de symbolen te kijken en deze in de afkortingenlijst in bijlage 8 op te zoeken. De beperkte lengte van de ordinatie assen geven ook in deze figuur aan dat het om een redelijk homogeen databestand gaat. Ondanks de korte assen zijn er wel trends waar te nemen. Om in figuur 7.23 a duidelijk te maken dat vooral de seizoenen invloed op de fytoplankton samenstelling uitoefenen en niet de verschillende locaties of jaren zijn de symbolen verschillende kleuren gegeven. De **blauwe** symbolen zijn monsters die in het voorjaar zijn genomen, de **groene** in de zomer en de **rode** in de nazomer. Om elke seizoenengroep is tevens een lijn getrokken. De fysisch-chemische parameters in figuur 7.23 b geven aan dat in de richting van de voorjaarsmonsters vooral het grotere doorzicht en de hogere gehalten nitraat een bepalende factor is. Deze parameters zijn ook het grootst in het voorjaar. Aan de andere kant bij de zomer en nazomer monsters valt op dat de pijl van totaal fosfaat erg lang is. Daarnaast wordt temperatuur, welke natuurlijk hoger is in de zomer, als een bepalen milieuvariabele

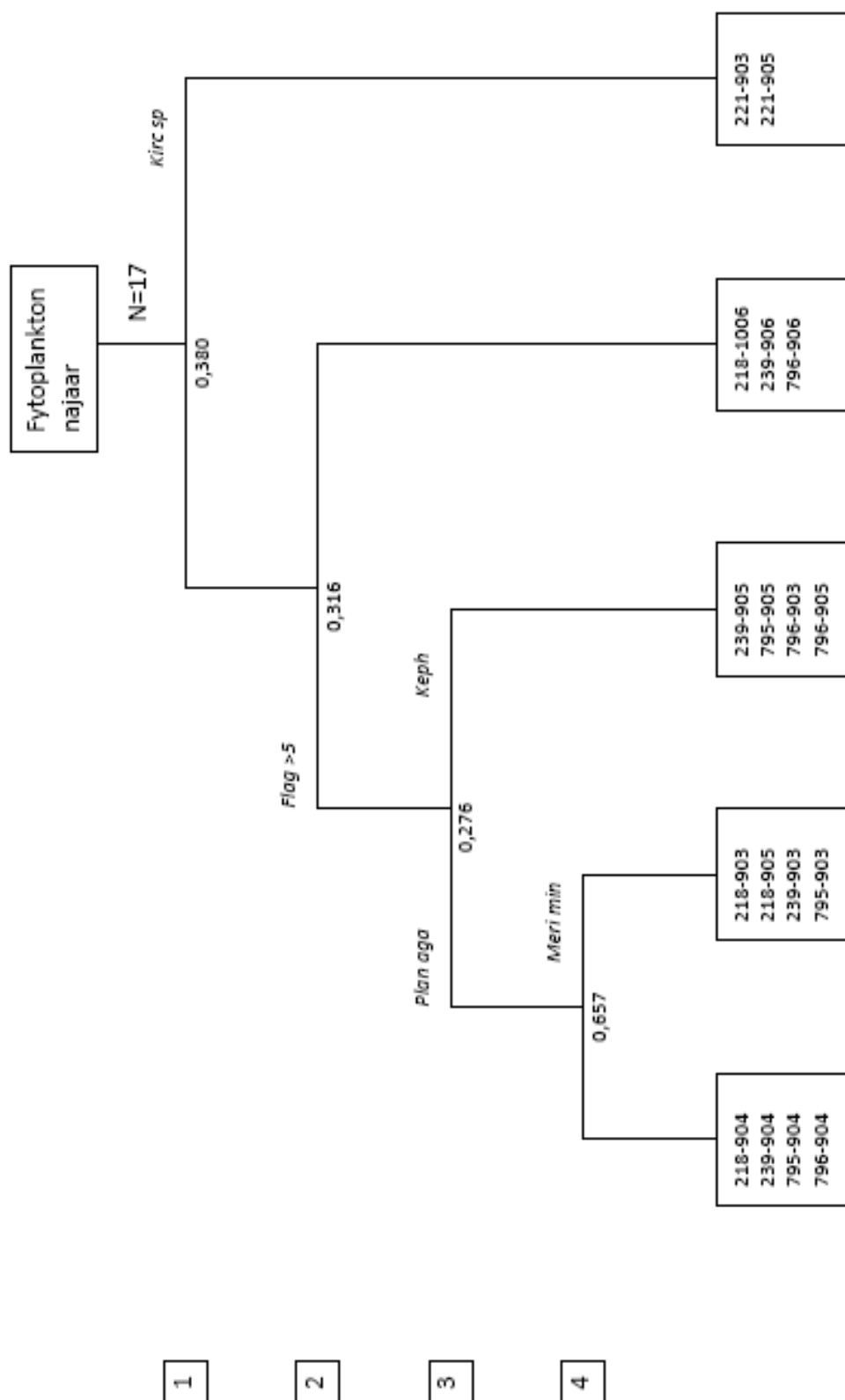




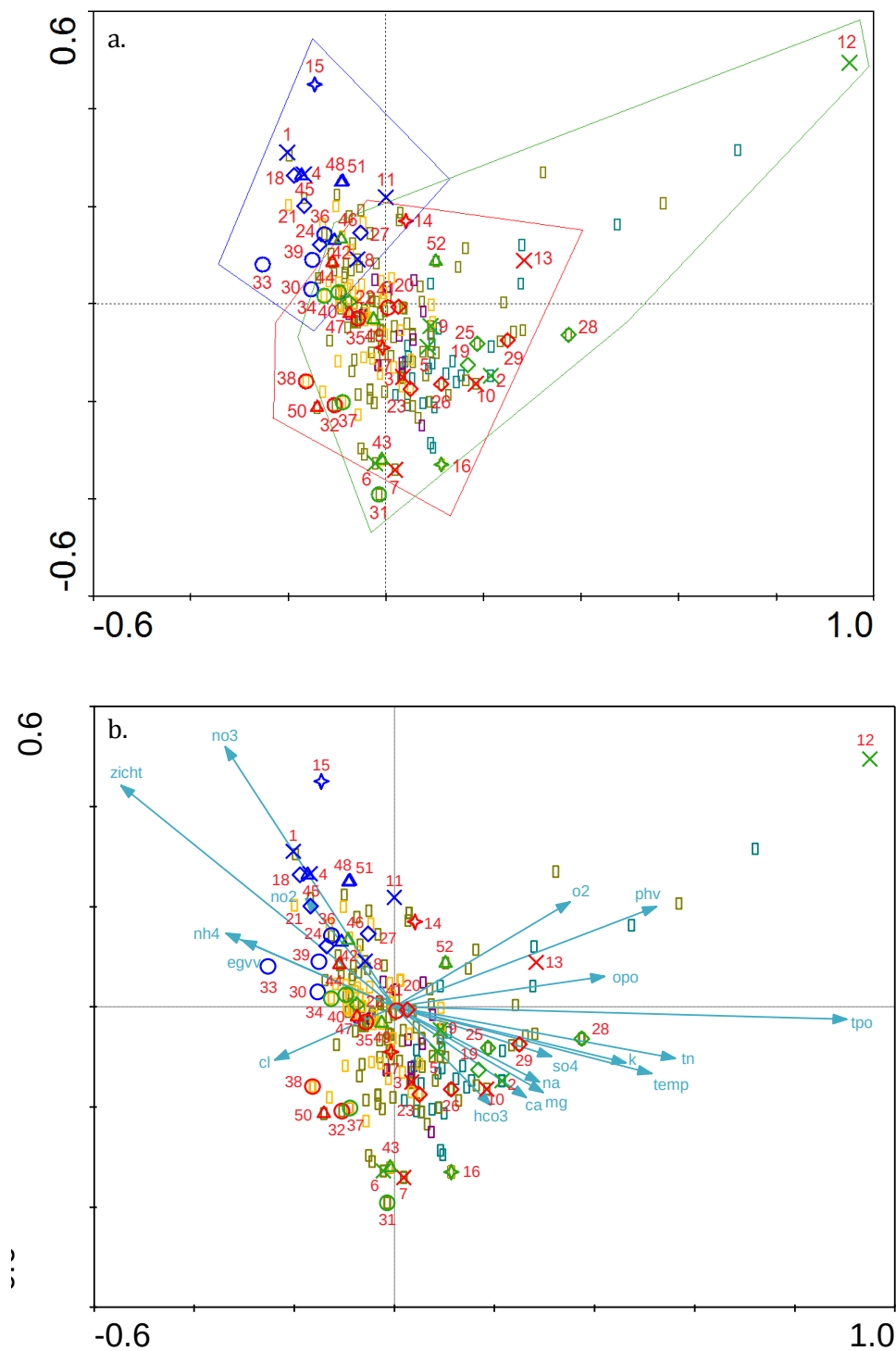
Figuur 7.20 Twinspan dendrogram van de in het voorjaar genomen monsters. De eerste drie cijfers van de monstercodes geven het monsterpunt aan waar het monster genomen is, het vierde cijfer de maand en de laatste twee cijfers het jaar waarin het monster is genomen.



Figuur 7.21 Twinspan dendrogram van de in de zomer genomen monsters. De eerste drie cijfers van de monstercodes geven het monsterpunt aan waar het monster genomen is, het vierde cijfer de maand en de laatste twee cijfers het jaar waarin het monster is genomen.



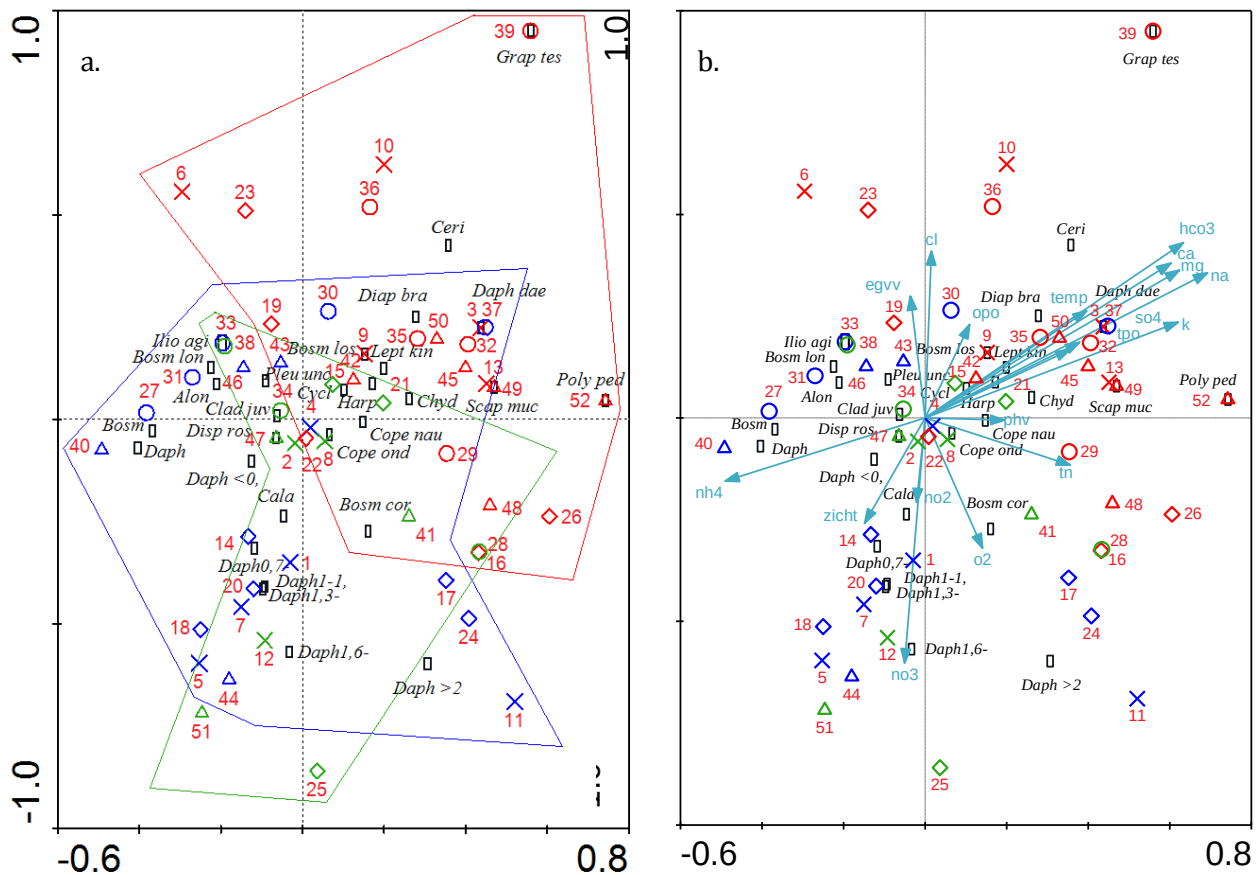
Figuur 7.22 Twinspan dendrogram van de in de nazomer genomen. De eerste drie cijfers van de monstercodes geven het monsterpunt aan waar het monster genomen is, het vierde cijfer de maand en de laatste twee cijfers het jaar waarin het monster is genomen. monsters



Figuur 7.23 a. Canoco ordinatiediaagram van de fytoplankton dataset met daarin het verloop van seizoenen in de omringende lijnen. b. Ordinatiediaagram van de fytoplankton dataset met daarin de bijbehorende verklarende milieuv variabelen. Voor de betekenis van de (kleur) codering wordt verwezen naar de tekst.

7.5 Zoöplankton

De Twinspan uitkomsten zijn weergegeven in figuur 7.24. Hierbij geldt dat de eerste drie cijfers de monsterpunctcode is, de vierde de maand en de laatste twee het jaar waarin het monster genomen is. De figuur laat veel kleine groepjes van monsters zien. Er zit echter geen duidelijk herkenbaar verloop in deze groepen, ze zijn niet op locatie, jaartal of seizoen te groeperen. Dit betekent dat de soortensamenstelling over het hele gebied erg homogeen is. Wanneer dezelfde dataset met de bijbehorende fysisch-chemische data dan ook door Canoco is geanalyseerd, levert dat in figuur 7.25 een ordinatie diagram met zeer korte assen. Dit is weer een teken dat de dataset erg homogeen is. De zwarte rechthoekjes in het Canoco diagram zijn de zoöplankton soorten met de bijbehorende afgekorte naam. De gehele naam is te vinden in de afkortingenlijst in bijlage 9. De symbolen en betekenen hetzelfde als bij de macrofyten en het fytoplankton, $\times$ = 218, $\diamond$ = 239, $\circ$ = 795, Δ = 796 en $\star$ = 221. De cijfers bij de symbolen zijn de monsternummers, het bijbehorende monster staat ook in bijlage 8. Om te kijken of er toch een licht verloop in de zoöplankton samenstelling door de seizoenen heen is hebben de symbolen verschillende kleuren gekregen. De **blauwe** symbolen zijn monsters die in het voorjaar zijn genomen, de **groene** in de zomer en de **rode** in de nazomer. Om de symbolen met dezelfde kleur in figuur 7.25 a een lijn getekend. De vlakken van de verschillende seizoenen overlappen elkaar sterk. Ondanks dat is er toch een subtiel verloop in de seizoenen waar te nemen, links de voorjaarsmonsters, midden onder de zomer monsters en bovenin de figuur de nazomer monsters. De verklarende milieuvariabelen staan in figuur 7.25 b. Hieruit is vooral op te maken dat de macro-ionen een relatief grote verklarende factor zijn voor de monsters in de zomer. Inlaat van calcium-bicarbonaat verrijkt water in de zomerperiode gaat samen met de “zomer”samenstelling van het zoöplankton.



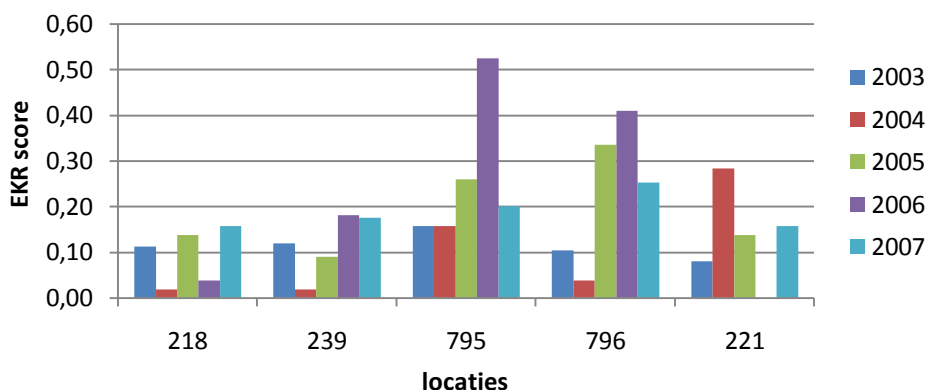
Figuur 7.25 a. Monsterpunten met een kader om de verschillende seizoenen. b. Ordinatiediaagram van de zoöplankton dataset met daarin de verklarende milieuvariabelen.

7.6 Ecologische kwaliteitsratio

Voor de vier onderzochte petgaten in De Deelen en van de binnenvaart is een ecologische kwaliteitsratio (EKR) opgesteld. Doordat het monitoringsprogramma van Wetterskip Fryslân nog niet is aangepast aan de hiervoor benodigde gegevens zijn een aantal biologische (deel)maatlaten niet berekend. De fysische- chemische parameters waren wel allemaal bekend. Alleen het chlorofyl-a gehalte zijn van alle locaties en alle jaren bekend. De bloei van het fytoplankton is alleen van locatie 221 in het jaar 2005 bekend. Het percentage oeverbegroeiing is van geen enkele locatie bekend. Het percentage submerse vegetatie en het aantal soorten macrofyten is voor de locaties 218, 239 en 795 van alle jaren bekend. Voor locatie 796 van de jaren 2003, 2004, 2005 en 2006 en van locatie 221 van de jaren 2005, 2006 en 2007. Macrofauna is berekend van locatie 221 in 2005 en 218 in 2006. De vissen zijn alleen in 2006 van de petgaten berekend.

De volledige tabellen met de scores staat in bijlage 5. In figuur 7.26 valt op dat de twee nieuwe petgaten, nummer 218 en 239, een lagere score hebben op de EKR dan de oude gaten, 795 en 796. Een matige EKR wordt slecht twee keer gehaald door monsterpunten 795 en 796 in 2006 en is vooral te danken aan de hoge score op macrofyten abundantie en een matige score op vissen. Dit is overigens ook het enige jaar waar er gegevens over de visstand bekend waren. De scores van 2004 zijn laag in de petgaten doordat submerse vegetatie in dit jaar voor een groot deel ontbrak. Dit hangt waarschijnlijk samen met het feit dat in dit jaar de beheersvisserij in de petgaten is uitgevoerd. Deze visserij is niet in de binnenvaart uitgevoerd, maar van dit monsterpunt is in de jaren 2003 en 2004 geen macrofyten opname gedaan. Ook in 2006 zijn er hiaten in het histogram te zien. Beide monsterpunten hadden in dat jaar een zeer slechte score op het chlorofyl-a gehalte. Daarnaast is er voor de binnenvaart dat jaar ook geen vegetatie aangetroffen. In het histogram van de oude petgaten is een, met uitzondering van 2004, een verbetering zichtbaar. Deze verbetering zakt echter in 2007 in. In december 2006 zijn bij deze twee petgaten de visschermen weggehaald. Hierdoor is er waarschijnlijk een verandering in de petgaten ontstaan, door bijvoorbeeld sterkere wind-gedreven stroming en om menging met nutriëntenrijker water uit de rest van het gebied. De macrofyten abundantie is in na het weghalen van de viskerendescherms niet meer in zulke grote mate teruggekomen.

EKR biologisch

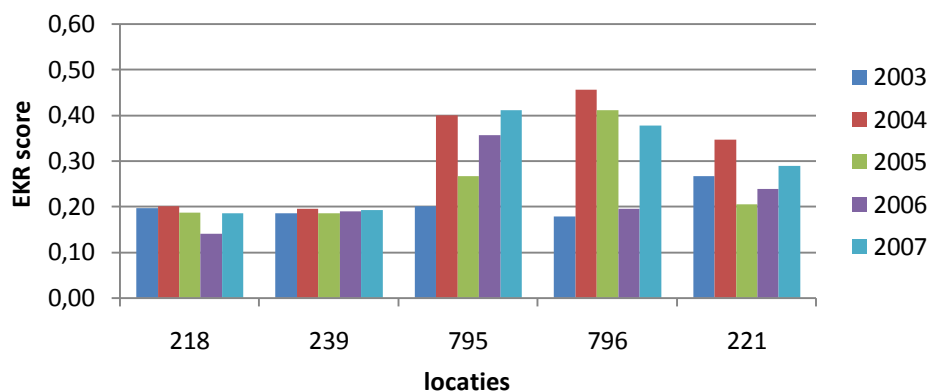


Figuur 7.26 Ecologische kwaliteitsratio, getoetst aan de GEP (M27), van de petgaten en de binnenvaart in de verschillende jaren. De GEP ($> 0,6$) wordt bij geen van de monsterpunten behaald.

Bij het omrekenen van de natuurlijke maatlatten naar de maatlatten voor niet natuurlijke wateren ontstaat geen groot verschil met figuur 7.26. Er kon alleen een omrekening plaats vinden van de macrofauna samenstelling en de visstand. Van beiden parameters is erg weinig bekend. Alleen de uiteindelijke EKR van punt 796 in 2006 is door de omrekening van de visstand verhoogd naar 0,57. Voor de andere monsterpunten is de uiteindelijke EKR (voor niet natuurlijke wateren) niet veranderd. De scores voor niet natuurlijk water staan in bijlage 5 in rood aangegeven.

De Ecologische kwaliteitsratio voor de fysisch-chemische parameters behaalt ook nergens een goede score ($\geq 0,6$). De eindscores zijn weergegeven in figuur 7.27, en de scores van de deelmaatlatten in bijlage 5. Hoewel de eindscores allemaal onder de GET liggen, valt het bij de deelmaatlatten wel mee. De thermische omstandigheden, zuurstofhuishouding en zoutgehalte scoren overal zeer goed. De zuurgraad scoorde over het algemeen matig en is één keer slecht in petgat 796. Dit lijkt echter erger dan dat het in werkelijkheid is, want dit was het jaar dat het petgat vol met waterplanten stond. Hierdoor is de pH omhoog gegaan en buiten het gewenste bereik gestegen. Totaal P en totaal N scoren bij de binnenvaart (221) over het algemeen matig, maar ook één keer goed. De uiteindelijke EKR wordt hier bepaald door het doorzicht dat alle jaren ontoereikend is. Bij de nieuwe petgaten (218 en 239) wordt de EKR ook veelal door het slechte doorzicht bepaald. Verder scoren totaal P en totaal N ontoereikend of matig bij petgat 218. Petgat 239 scoorde in 2007 goed voor totaal P. De totaal P en totaal N gehalten in petgat 795 zijn vanaf 2004 goed, maar ook hier is het doorzicht de beperkende factor voor een goede EKR score. Petgat 796 heeft ook een aardig goede score op totaal P en totaal N. Totaal N was in 2003 nog matig maar daarna goed. In het jaar 2007 is de toestand iets verslechterd en is de score voor totaal P en totaal N ontoereikend. Ook in dit petgat is vooral het doorzicht een probleem.

EKR fysisch-chemisch



Figuur 7.27 Ecologische kwaliteitsratio, getoetst aan de GEP (M27), voor de fysisch-chemische parameters van de petgaten en de binnenvaart in de verschillende jaren. De GEP (> 0,6) wordt bij geen van de monsterpunten behaald.

8. Gebiedsvergelijking

Deze gebiedsvergelijking dient om inzicht te krijgen in de toestand van De Deelen vergeleken met andere laagveengebieden. Hieruit kan worden afgeleid of De Deelen slechts een speelplaats voor ecologen is of een gebied met hoge potenties. Tijdens deze vergelijking zal vooral gebruik worden gemaakt van de gegevens van Lamers *et al.* (2006), Sarneel *et al.* (2007) en Verhagen *et al.* (2007).

In het rapport van Verhagen *et al.* (2007) worden elf laagveengebieden in Friesland geanalyseerd om er vervolgens gezamenlijke KRW-normen en beheersadviezen voor te kunnen stellen. Het andere rapport dat in dit hoofdstuk veel gebruikt zal worden is van Lamers *et al.* (2006), dit is een onderzoek in het kader van het overlevingsplan bos + natuur (OBN) in 16 Nederlandse laagveengebieden, vijf laagveengebieden in Ierland en drie in Polen. Hierin dienen de gebieden in Ierland en Polen vooral als referentiegebieden. Het rapport van Sarneel *et al.* (2007) is hier een vervolg op. Al deze gebieden zijn natuurlijk anders dan De Deelen en er zijn andere herstelmaatregelen getroffen, maar door de gebieden te vergelijken wordt duidelijk in welke hoek De Deelen zich bevindt. Hierin zullen alleen de Nederlandse gebieden in meegenomen worden.

Het fosfaatgehalte van het inlaatwater in De Deelen is veruit het laagst van het inlaatwater van andere gebieden in Friesland. Hierdoor zal de externe belasting van fosfaat in De Deelen er laag moeten zijn. Deze biedt een goed uitgangsperspectief voor de ontwikkeling van het gebied. Het fosfaatgehalte in het gebied zelf zit gemiddeld onder de norm van de KRW. Dit komt ook in de gebiedsvergelijking naar voren. De 21 andere gebieden waarmee De Deelen vergeleken is, hebben er negen een veel hogere fosfaatconcentratie, twee gebieden waaronder een referentiegebied hebben een zelfde concentratie, en tien gebieden hebben een iets lagere concentratie. In de laatste groep zitten nog eens vier referentie gebieden. In het onderwaterbodenvocht is de fosfaatconcentratie nog iets aan de hoge kant, dit kan leiden tot nalevering vanuit de bodem. Deze concentratie is bij vijf gebieden in Nederland nog hoger en bij acht gebieden, waaronder alle referentiegebieden, lager. In het oevervocht zijn ook, vergeleken met andere gebieden, hoge fosfaatconcentraties gevonden. Het fosfaat in het bodenvocht kan gebonden worden door ijzer. Hierdoor wordt het fosfaat immobiel en zal er geen nalevering naar de waterkolom plaatsvinden.

De ijzerconcentratie in De Deelen is echter erg laag, maar dit is in zeven van de andere gebieden, waaronder een referentiegebied ook het geval. Zes gebieden hebben een hogere ijzerconcentratie in het onderwaterbodenvocht, waarvan drie hele hoge. In soortenrijke gebieden is vaak een ijzer:fosfaat ratio van meer dan 10 te vinden, in eutrofe gebieden ligt deze ratio onder de 1 (Smolders *et al.*, 2001; Lamers *et al.*, 2006). De Deelen heeft waarschijnlijk een Fe:PO₄ ratio van rond de 1. Dit is lastig precies af te leiden van de grafiek. Voor het oevervocht is ook de Fe:PO₄ ratio bepaald, deze ligt voor De Deelen gemiddeld ongeveer op 4. De Deelen heeft een erg schommelende Fe:PO₄ ratio, of dit komt door de variatie in plaats of in tijd is niet bekend. Om een idee te krijgen van de precieze Fe:PO₄ ratio zullen daarom meer monsters genomen moeten worden.

Totaal stikstofgehaltes van het inlaatwater uit de zandwinplas zijn redelijk laag. Het totaal stikstofgehalte in de gebieden in Friesland zijn allemaal ongeveer even hoog. De KRW norm voor totaal stikstof wordt in geen enkel gebied behaald. Ammonium gehalten in De Deelen zijn gemiddeld, van de landelijke gebieden hebben er vier een veel hoger gehalte, waarvan twee referentiegebieden. Een ander referentiegebied heeft ongeveer dezelfde ammonium concentratie en acht gebieden hebben een lagere concentratie. In het oevervocht is voor De Deelen wel de hoogste concentratie ammonium gevonden. Voor het nitraatgehalte is de spreiding minder groot, maar ligt voor De Deelen echter wel aan de hoge kant. De nitraatconcentratie in het oevervocht is echter gemiddeld. De oevers van De Deelen bevatten wel de meeste nutriënten van de door Lamers *et al.* (2006) onderzochte gebieden. Dit kan doorleken naar de waterkolom.

Naast de nutriënten is het natuurlijk ook belangrijk om de macro-ionenconcentraties in het gebied te vergelijken. Sulfaat en bicarbonaat zijn immers twee bekende veroorzakers van interne eutrofiëring (hoofdstuk 3). Het sulfaatgehalte van de zandwinplas ligt erg laag, het is de laagste concentratie sulfaat in het inlaatwater van Friesland. In de gebieden wordt de KRW-norm nergens overschreden. Het water in De Deelen bevat vergeleken met de andere gebieden in Friesland een lage concentratie sulfaat. Voor het bicarbonaatgehalte wordt een grens van 2 mmol/l aangehouden als veilige waarde. Volgens Verhagen *et al.* (2007) heeft de zandwinplas een erg laag bicarbonaat gehalte van circa 0,1 mmol/l, deze vermelde waarde is echter onjuist. Voor dit verslag zijn dezelfde analysedata gebruikt en komt de concentratie bicarbonaat in de zandwinplas juist als erg hoog naar voren, namelijk tussen 3 en 3,5 mmol/l. Met deze juiste waarde heeft de zandwinplas de hoogste concentratie van het inlaatwater in Friesland. Het bicarbonaatgehalte in het gebied zelf is niet zo hoog, deze is minder dan 1 mmol/l en zit dus nog in de veilige zone. Het oevervocht van De Deelen laat een lage alkaliniteit zien, de laagste van de Nederlandse onderzochte gebieden, daarnaast is ook het bufferende vermogen erg gering. Deze twee aspecten remmen de veenafbraak in het gebied, wanneer er te veel bicarbonaat in het gebied komt neemt de alkaliniteit toe, met daarmee ook de veenafbraak. Er moet daarom alsnog voorzichtig gedaan worden met de hoeveelheid inlaatwater. Het water in De Deelen is getypeerd als het natriumchloride/calciumcarbonaat-type. De belangrijkste macro-ionen voor dit type zijn natrium, kalium, chloride, calcium en bicarbonaat. Dit watertype is een mengtype van water met een (geïnfiltreerd) regen- en grondwaterachtig karakter. Deze macro-ionen kunnen in grotere hoeveelheden voor veel problemen in een laagveengebied zorgen. In De Deelen zijn deze concentraties nog laag en is het gebied in dit watertype geplaatst omdat andere macro-ionen in nog mindere mate aanwezig waren.

In een aantal gebieden, waaronder De Deelen is de optische dichtheid (OD), oftewel de troebelheid gemeten. Het ging hier om gebieden waar ook visbeheer proeven waren uitgevoerd. Bij deze OD meting was De Deelen in de jaren 2003 en 2004 de meest troebele van alle gebieden, tussen de 0,12 en 0,14 OD. In 2005 was de troebelheid in alle gebieden, ongeacht de aan- of afwezigheid van vis, afgenomen, tussen de 0,01 en 0,03 OD. In De Deelen is de troebelheid sterk afgenomen, maar in de oude petgaten wel meer dan in de nieuwe petgaten. Het chlorofyl-a gehalte in De Deelen is ook hoger dan in de andere gebieden, alleen Brandemeer en Easterkar in Friesland hebben een nog hoger chlorofyl-a gehalte. De grootste deel van het chlorofyl-a bestond wel uit groenalgen, maar de cyanobacteriën waren in De Deelen nog altijd abundanter dan in de andere onderzoeksgebieden. Bij de macrofauna bemonstering scoorde De Deelen wederom als laagste bij het aantal gevonden soorten en het aantal indicator soorten.

In het gebied is een zeer lage bedekking van vegetatie in het water en op de oever. De aquatische vegetatie bestaat voornamelijk uit plaatselijke gele plomp. Het gebied wordt gedomineerd door open water. De oevervegetatie is iets uitgebreider, maar nog steeds zeer marginaal. Het bestaat uit het Zwarte zegge verbond en het verbond van Biezenknoppen en Pijpenstrootje. De rest is voedselrijk grasland. Uit een diaspoor analyse welke in De Deelen en twee andere laagveengebieden is gedaan gaf al geen beter beeld. In De Deelen zijn geen diaspora's van waterplanten gevonden. Van de diaspora's van oeverplanten zijn er in De Deelen het minst aantal soorten gevonden. De soort met het grootste aandeel was pitrus (*Juncus effusus*). Het ontbreken van de zaadbank in de aquatische fase verklaard wellicht waarom de verlandingsprocessen in De Deelen slecht op gang komen.

Uit deze gebiedsvergelijking valt op te maken dat De Deelen het qua chemische samenstelling in het oppervlaktewater goed doet. Het inlaatwater wordt als een van de schoonste in Friesland gezien qua nutriënten. Wel heeft het inlaat water een hoog bicarbonaatgehalte, maar met het huidige peilbeheer in De Deelen komt er waarschijnlijk niet genoeg bicarbonaat het gebied binnen om hier een negatieve invloed op uit te oefenen. De fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater ligt in de buurt van de fosfaatconcentratie welke in de referentiegebieden zijn gevonden. Het fosfaatgehalte in het onderwaterbodem- en oevervocht is nog echter wel aan de hoge kant. Stikstofconcentraties liggen in alle Friese gebieden hoog, dit is voor De Deelen niet anders. De ammonium- en nitraatconcentraties in het oppervlaktewater zijn gemiddeld, maar in het

oevervocht springt de ammoniumconcentratie er bovenuit. De Deelen heeft in het oevervocht dan ook de hoogste nutriëntenconcentratie.

Ondanks deze redelijke chemische kwaliteit is De Deelen erg troebel, zo blijkt in de metingen tot en met 2005. Er was in 2005 al een flinke verbetering in de troebelheid waargenomen. Zoals in dit verslag beschreven, is er in de oude petgaten al bodemzicht en kan troebelheid hier geen belemmering vormen. Het gemiddelde chlorofyl-a gehalte is nog wel erg hoog in De Deelen. In dit verslag is te lezen dat het chlorofyl-a gehalte in De Deelen erg verschilt tussen de oude en de nieuwe petgaten en was ook al geconcludeerd dat het voor de nieuwe petgaten nog steeds erg hoog is. De oude petgaten hebben in verhouding met andere gebieden ook nog steeds een hoog chlorofyl-a gehalte, maar is in de jaren met het viswerende scherm erg gedaald. Hoewel het chlorofyl-a dan wel voornamelijk uit groenalgen bestond is het wel zorgelijk dat er in De Deelen nog altijd meer cyanobacteriën zijn gevonden dan in andere gebieden. Ook de lage macrofauna biodiversiteit is een indicator dat het qua biologische parameters nog niet erg goed loopt in De Deelen. Dit kan komen doordat deze parameters enige tijd nodig hebben om zich aan de verbeterde chemische kwaliteit aan te passen. Andere factoren, zoals gebrek aan schuilplaatsen voor macrofauna, kunnen ook een oorzaak zijn voor deze slechte biologische ontwikkeling.

9. Discussie

In dit rapport is de waterkwaliteit van De Deelen zo volledig mogelijk weergegeven. Van alle parameters is getracht een zo lang mogelijke meetreeks te analyseren. Dit was niet voor alle parameters en alle monsterpunten mogelijk, omdat de parameters en locaties door de jaren heen voor een deel verschillen. De monsterpunten met betrekking tot de herstelmaatregelen waren allemaal vanaf 2003 bemonsterd. Van het jaar 2002 zijn helemaal geen gegevens van De Deelen beschikbaar. Het is daarom onbekend of in deze petgaten al een kwaliteitsverbetering aan de gang was of dat deze pas na de herstelmaatregelen van 2003 is ontstaan. Van de petgaten is er echter één wel in de jaren ervoor bemonsterd, namelijk het nieuwe petgat 218. Er is een vergelijking gemaakt door naar de voorgaande jaren van dit en andere monsterpunten te kijken. In deze andere monsterpunten en petgat 218 is vanaf de jaren '90 een zwakke verbetering van de waterkwaliteit waar te nemen.

Het is niet mogelijk gebleken om van de gebieden De Deelen en Rottige Meente een waterbalans op te stellen. Van de Boornbergumer Petten is wel een water- en stoffenbalans opgesteld, maar deze is slechts van één jaar. Dit had meerdere redenen. Het boven water krijgen van de verschillende pomp-, inlaat-, neerslag- en verdampingsgegevens bleek erg lastig. Door de reorganisatie bij Wetterskip Fryslân zijn computersystemen veranderd, waardoor gegevens weg waren geraakt. De nog wel aanwezige gegevens waren versnipperd tussen meerdere personen. Hierdoor ontbraken gegevens, of werden ze pas laat in het onderzoek gevonden. Van De Deelen wordt de inlaat van de veenbaas niet bemeten, tevens worden de afvoeren niet bemeten. Van het gemaal De Petten, welke het grootste deel van het water in het gebied laat, waren wel draaiuren en draaifrequenties bekend. Het probleem hiermee was dat het gemaal niet geijkt is, daarom is het niet zeker of de debieten bij een bepaald toerental wel kloppen. Voor de Rottige Meente is hetzelfde aan de hand, ook het Willem Jongsmagemaal bij de Rottige Meente is niet geijkt en de belangrijkste waterinlaat in het gebied wordt niet bemeten. Van de Boornbergumer Petten is slechts van één jaar een water- en een stoffenbalans opgesteld, omdat er niet meer gegevens beschikbaar waren. Doordat er slechts van één gebied een stoffenbalans is opgesteld, konden de nutriëntenbelastingen van de verschillende gebieden niet worden vergeleken. Bij de waterbalans van de Boornbergumer Petten zijn aannamen gedaan betreffende de hoeveelheid inlaatwater die werkelijk in het gebied terechtkwam en wat de verdamping in het gebied was. Hierdoor zit er altijd een onzekerheid in de berekening. Door middel van een stoffenbalans kan deze onzekerheid geminimaliseerd worden. Chloride is niet gevoelig voor biologische processen en wanneer het gehalte in de plas niet verandert zal deze post in de ideale situatie op 0 mg/m²/dag uit komen. Bij de stoffenbalans van de Boornbergumer Petten bleek de chloridebelasting 14,2 mg/m²/dag. Dit is een erg groot verschil, het is daarom aan te raden om nogmaals een water- en stoffenbalans te maken van dit gebied, waarbij verschillende periodes worden berekend.

Voor het herstel van laagveenplassen is het van belang om de kritische nutriëntenbelasting te bepalen. Deze waarde is voor elk waterlichaam anders en is afhankelijk van een aantal factoren. De water- en stoffenbalansen hebben de meeste waarde wanneer verschillende balansen van verschillende jaren zijn gemaakt. Dit om te voorkomen dat een vertekend beeld ontstaat bij een balans welke toevallig voor een erg droog of erg nat jaar is gemaakt. Door extreme regenval kan tevens ook het fosfaatgehalte van een meer stijgen (Mooij *et al.*, 2007). Dit werd ook gevonden door Rip *et al.* (2007), die concludeerden dat door een natte winter fosfaat uit het overtollige regenwater wordt opgeslagen in de waterbodem en de oevers van een plas. Dit opgeslagen fosfaat werd in de volgende lente en zomerperiode weer gemobiliseerd. Volgens de huidige klimaatsvoorspellingen zullen de winters in Nederland vooral warmer en natter worden. Dit kan betekenen dat de kritische P belasting van waterlichamen in de loop van de jaren aangescherpt wordt. Bij komende herstelmaatregelen moet hier dan ook nu al rekening mee worden gehouden.

De nutriëntenconcentraties in De Deelen laten vanaf de jaren '90 een zwak dalende lijn zien, dit betekent dat al een dalende trend in het gebied aanwezig was. Vanaf 2003 werd alleen nog water uit de zandwinplas het gebied ingelaten. Dit water bevat een veel lagere nutriëntenconcentratie dan het gebiedseigen water. Vanaf 2003 zijn vooral de fosfaat en chlorofyl-a gehalten in het gebied duidelijk lager dan in de jaren ervoor. De totale stikstof concentratie is in de nieuwe petgaten min of meer gelijk gebleven. In de oude petgaten lijkt deze vanaf 2003 te dalen. Omdat hier geen eerdere data van bekend zijn, kan niet gezegd worden hoe hoog deze concentratie vóór de laatste herstelmaatregelen was. Het inlaatwater dat van de zandwinplas afkomstig is heeft een goede kwaliteit en een lagere nutriëntenconcentratie dan het water in het gebied zelf. Hiermee is de externe nutriëntenbelasting op het gebied drastisch gedaald. De nutriëntenverlaging heeft, sinds het gebied alleen nog door de zandwinplas gevoed wordt, erg sterk doorgezet. De macro-ionen concentratie van het inlaatwater is hoger dan dat van het gebied, maar dit heeft niet tot interne eutrofiëring geleidt. Door het heersende variabele peilregime wordt slechts minimaal water ingelaten. Hoeveel water dit precies is zal duidelijk moeten worden door middel van een waterbalans, maar de verwachting is dat hierdoor de kritische belasting voor bicarbonaat niet wordt overschreden.

Bij de nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater van De Deelen is vooral een verschil in waterkwaliteit tussen de oude kleinere en de nieuwe grote petgaten gevonden. In de nieuwe petgaten vindt nog steeds nalevering van fosfaat uit de bodem plaats. Deze nalevering wordt niet veroorzaakt door het hoge bicarbonaatgehalte van het inlaatwater. Het inlaatwater komt immers eerst bij de oude petgaten waar deze nalevering niet plaatsvindt. De nalevering van fosfaat in de nieuwe petgaten is waarschijnlijk te wijten aan de grote nutriëntenbeschikbaarheid in de bodem. Het afplaggen van de oevers in deze petgaten heeft waarschijnlijk gezorgd voor het vrijkomen van fosfaat. Daarnaast is er ook een grote windinvloed in dit gebied. De petgaten zijn erg groot en er is geen begroeiing op de legakkers. De wind kan de bodem opwervelen waarbij de opgeslagen nutriënten worden afgegeven aan de waterkolom. Hierdoor is de mobilisatie van nutriënten groter dan in een beschutte plas. In de winter van 2006 en 2007 is de nutriëntenconcentratie in de oude petgaten iets verhoogd. Dit geeft aan dat de viswerende keringen een belangrijke rol in de waterkwaliteit van deze petgaten speelde. Door deze keringen zijn de petgaten verkleind, waardoor minder invloed van wind aanwezig was. Daarnaast was er in de petgaten ook sprake van minder bodemwoelende vis. In deze rustigere omgeving kregen waterplanten de kans zich te ontwikkelen.

De concentratie chlorofyl-a is erg hoog in De Deelen. Hoewel dit gehalte in de nieuwe petgaten groter is dan in de oude petgaten, is de soortensamenstelling in het hele gebied gelijk. Het gebied wordt gedomineerd door groenalgen, maar de groep cyanobacteriën is nog te groot. De herstelmaatregelen hebben geen merkbare invloed op de soortensamenstelling van het fytoplankton gehad. Verschillen in soortensamenstelling bleken vooral seizoensgebonden te zijn. Voor zoöplankton is nagenoeg hetzelfde gevonden. Ook hierbij hebben de herstelmaatregelen of de monsterplek niet geleid tot verschillen in soortensamenstelling.

Ondanks de nutriëntenverlaging in het oppervlaktewater heeft De Deelen nog steeds een te hoge nutriënten concentratie in het bodemvocht. Bodemvocht geeft een indruk van de interne belasting van het systeem. Het bodemvocht lijkt ook een sterk verklarende variabele te zijn wanneer het om vegetatiesamenstelling gaat (Smolders *et al.*, 2001; Lamers *et al.*, 2006; Arts *et al.*, 2007). Door de microbiële processen in de bodem is de samenstelling van het bodemvocht onderhevig aan de verschillende seizoenen. Ook kan de samenstelling per plaats verschillen omdat bacteriën zich niet homogeen over de gehele bodem verspreiden. Om een juist beeld van de situatie te krijgen moeten daarom voldoende monsters genomen worden op verschillende plekken binnen een watersysteem.

Het visstandbeheer heeft geen duidelijk effect op het doorzicht van de petgaten gehad. Het doorzicht in de petgaten is niet verbeterd. In de oude petgaten was het doorzicht al voldoende voor lichtinval tot op de bodem. Hier moet het doorzicht daarom geen remmende factor voor de groei van waterplanten zijn. Dit bleek ook toen in 2005 en 2006 deze petgaten vol gegroeid waren met planten. In de nieuwe petgaten is dit

bodemzicht niet het geval en daar zal dus nog extra aandacht aan besteed moeten worden. De visstand in de petgaten is nu wel dusdanig laag dat deze populatie niet veel effect op de troebelheid zal uitoefenen. Er zijn verschillende studies bekend waarbij het doorzicht van het water binnen één seizoen verbeterde (Van den Haterd & Ter Heerdt, 2007; Søndergaard *et al.*, 2007). Hoewel, in veel studies bleek dat het doorzicht na een aantal jaar weer verslechterde (Gulati & Van Donk, 2002). Dat het doorzicht in De Deelen helemaal geen reactie op het visbeheer laat zien, kan door een aantal factoren veroorzaakt worden. Het is erg lastig om een representatieve hoeveelheid vis te berekenen door het afvangen. De vis is niet volledig afgevangen en helemaal in begroeide stukken is het afvangen erg lastig. Visstanden kunnen daarom afwijkende resultaten laten zien. De viskerende schermen waren het eerste jaar van het experiment niet helemaal visdicht, hierdoor zou het kunnen dat er opnieuw vis is ingetrokken. Een andere verklaring kan zijn dat de troebelheid niet (alleen) door de vissen werd veroorzaakt. De troebelheid in de nieuwe petgaten wordt hoogst waarschijnlijk door de grote windinvloed veroorzaakt. Van de turbiditeit in de petgaten is weinig bekend, wel heeft het Deskundigenteam laagveen- en zeekleilandschappen naar de troebelheid tussen verschillende petgaten gekeken. Hieruit bleek dat alle vier de petgaten in 2003 erg troebel waren. De oude petgaten waren in 2004 al een stuk minder troebel, terwijl in de nieuwe petgaten geen verbetering is waargenomen. In 2005 waren alle petgaten een stuk helderder (Lamers *et al.*, 2006), hoewel volgens de data uit dit rapport het doorzicht niet is toegenomen. Daarnaast zijn er geen verschillen in nutriëntenconcentraties of zoöplankton samenstellingen gevonden tussen de leeg geviste petgaten en de petgaten waar een standaard visstand is gehanteerd.

Het visstandbeheer heeft echter wel invloed op de biomassa “eveness” van de vispopulatie gehad. In de nieuwe petgaten zit door de uitdunningsvisserij minder brasem. De verhouding is door de visserij anders komen te liggen, maar tussen 2004 en 2006 niet erg veranderd. De hoeveelheid brasem is in het leeg geviste petgat iets toegenomen en in het petgat met de standaard visstand iets afgenomen. In beide nieuwe petgaten is brasem in verhouding met de andere vissoorten na de uitdunningsvisserij sterk afgenomen. In de oude petgaten is vooral het percentage snoek verminderd na de visserij. Hier is de oude grote snoek eruit gevisst, zodat de meer actievare kleine snoek de kans heeft gekregen. De totale hoeveelheid vis in het leeg geviste petgat is nog meer gedaald, terwijl die in het petgat met de standaard visstand erg is gegroeid. In dit petgat is brasem ook toegenomen, maar daarnaast zijn ook de hoeveelheden snoek en zeelt erg toegenomen. De beheersvisserij heeft de onderlinge verhoudingen tussen de vissoorten wel iets meer gelijk getrokken, maar het ligt nog niet op het gewenste niveau. Van de algehele vissoortensamenstelling van het gebied is niets te zeggen, doordat alleen de visstanden in bewerkte petgaten zijn opgenomen.

De experimenten met het enten van waterplanten hebben laten zien dat de omstandigheden in de nieuwe petgaten nog niet voldoende zijn voor de planten om er langere tijd te kunnen overleven. Dit heeft te maken met het slechte doorzicht in deze petgaten. Doordat de petgaten in een zeer open gedeelte liggen en veel groter zijn dan de oude petgaten heeft de wind hier meer invloed op het systeem. Door opwerveling van de bodem is het water te troebel voor onderwatervegetatie. Dit bleek ook bij andere enclosure-experimenten (Claassen, 2000; Claassen & Brans, 2006). Deze petgaten waren ook bij de Canoco analyse gecorreleerd met de nutriëntenpijl. Dit geeft aan dat er in de nieuwe petgaten hogere nutriënten gehalten voorkomen. De experimenten in de oude petgaten laten echter het gewenste resultaat zien, vooral voor de geënte krabbenscheer. Deze plant bleek het beste bestand tegen de omstandigheden in de oude petgaten en breidde zich zelfs uit naar andere vakken van de enclosures. Ook buiten de enclosures kwamen spontaan waterplanten te voorschijn. De twee oude petgaten hebben twee jaar (2005 en 2006) zo vol met waterplanten gestaan dat het bijna onmogelijk werd om er met een boot door te varen (Thannhauser, pers. med.). De verklarende parameters voor deze petgaten bestonden vooral uit “schone” parameters, zoals zicht en EGV. Helaas is deze volle vegetatie in 2007 niet meer terug gekomen na dat de viswerende schermen aan het begin van het petgat zijn weggehaald. De planten in de enclosures deden het nog onveranderd goed. Hieruit valt op te maken dat de chemische kwaliteit in de oude petgaten goed genoeg is om onderwatervegetatie mogelijk te maken. De planten buiten de enclosures hebben door het weghalen van de visschermen waarschijnlijk toch met meer windwerking of stroming van het water te maken gekregen waardoor de planten uiteindelijk het petgat zijn

uitgespoeld. Er is overigens geen verschil gevonden in enclosure begroeiing tussen leeggeviste petgaten en petgaten waar een standaard visstand is gehanteerd.

Het instellen van een variabel peilbeheer in De Deelen heeft ertoe geleid dat minder water uit de zandwinplas in het gebied wordt gelaten. Het water uit de zandwinplas heeft nu weliswaar een gunstig effect door de lage nutriëntenconcentratie, toch is het belangrijk dat er niet te veel van dit water De Deelen ingelaten wordt. Door het hoge bicarbonaatgehalte in de zandwinplas kan te veel van dit water interne eutrofiëring in De Deelen veroorzaken. Dit is tot nu toe nog niet het geval in De Deelen en waarschijnlijk is de belasting van bicarbonaat op het gebied te laag door de geringe hoeveelheid inlaatwater. Een ander belangrijk aspect om een variabel peilbeheer in te voeren was de verlandingsvegetatie een kans te geven. Doordat het water in de zomer lager staat hebben verlandingsplanten zoals riet beter de kans uit te breiden richting het water. Door de lagere waterstand dringt het daglicht beter door op de bodem van de plassen. Door deze betere lichtomstandigheden hebben ondergedoken waterplanten zich de kans om te ontwikkelen. Helaas treedt in De Deelen de verlanding nog steeds niet of nauwelijks op. In de petgaten zijn geen diasporen van watervegetatie gevonden (Lamers *et al.*, 2006). Dit komt vaker voor bij petgaten in voormalig grasland. De kans dat er zaden vanuit andere waterlichamen het gebied bereikt is erg klein (Beltman *et al.*, 2005). Verlanding vanuit het water zal daarom moeizaam verlopen. Verlanding vanuit de oever wordt waarschijnlijk verhinderd door de hoge nutriëntenconcentratie in het oeverbodenvocht. Of dit op alle plekken het geval is zal verder onderzoek moeten uitwijzen. Vooral ammonium is in hoge concentraties in het oevervocht aanwezig. Bij concentratie hoger dan 100 μM is ammonium toxisch voor waterplanten. Door Lamers *et al.* (2006) is een negatieve relatie tussen ammoniumconcentraties in het oevervocht en de soortenrijkdom van de vegetatie gevonden. Het peilbeheer zal dan ook weinig invloed hebben op de verlanding wanneer dit soort factoren als hoge nutriëntenconcentraties een rol blijven spelen. Naast deze abiotische omstandigheden kan herbivorie van vogels, zoals meerkoeten en ganzen, ook een rol spelen in het niet opgang komen van de vegetatie. Hier is in dit onderzoek geen aandacht besteed, omdat geen vogelgegevens over specifieke locaties in De Deelen zijn. Het Deskundigenteam laagveen- en zeekleilandschappen stelt nu een onderzoek in wanneer herbivorie een beperkende factor voor de vestiging en groei van water- en oeverplanten zijn (Sarneel *et al.*, 2007).

De Deelen voldoet nog niet aan de gewenste kwaliteit, vooral in de nieuwe petgaten is dit het geval. De wind lijkt de grootste sturende factor in het gebied te zijn, welke ervoor zorgt dat herstelmaatregelen wel of niet aanslaan. De externe belasting is teruggebracht en in de beschutte oude petgaten is een duidelijke verbetering waargenomen. In de nieuwe petgaten is de interne belasting hoger en is de windinvloed groter. De nieuwe petgaten staan meer onder invloed van wind en hier zijn de herstelexperimenten dan ook niet succesvol. Het peilbeheer heeft nog geen waarneembaar effect op de verlanding in het gebied gehad. Wel zorgt het ervoor dat de kritische belasting van macro-ionen niet bereikt wordt. Hiervoor is het peilbeheer zeker zinvol (geweest). Het visbeheer heeft ervoor gezorgd dat de biomassa-verhoudingen tussen de vissoorten verbeterd zijn. Of dit zo blijft zal verder onderzoek naar de visstand moeten uitwijzen. Het afvissen op zichzelf heeft in de nieuwe petgaten geen invloed op het doorzicht gehad. In de oude petgaten heeft het hoogst waarschijnlijk de groei van waterplanten mede ondersteund. Een onverwachte positieve uitkomst van het visbeheer was de invloed van de viskerende schermen. Hoewel deze het eerste jaar niet helemaal visdicht waren, hebben ze de windinvloed in de petgaten verlaagd. Het weghalen van de viswerende schermen in de oude petgaten heeft dit nogmaals benadrukt. Na het weghalen is een verhoogde nutriëntenconcentratie in de petgaten gemeten, de onderwatervegetatie is weggebleven en het chlorofyl-a gehalte is weer toegenomen. Of deze trend doorzet zal uit een langere meetreeks duidelijk moeten worden. Het visbeheer is dus op onverwachte wijze zinvol geweest. De experimenten met het enten van waterplanten hebben bewezen dat de waterkwaliteit in de oude petgaten goed genoeg zijn voor waterplanten. In de nieuwe petgaten is vooral het geringe doorzicht een probleem. Wanneer er voldoende waterplanten in een plas worden geënt kunnen deze ook voor een omslag van troebel naar helder water zorgen (Witteveen + Bos, 2007). Het percentage bedekking van een plas om deze omslag te laten plaatsvinden lopen uiteen. Een bedekking 5-10% is al voldoende om een daling in het chlorofyl-a gehalte te kunnen waarnemen (Portielje & Van der Molen, 1999). Voor een volledig succesvolle biomanipulatie is een

bedekking van >50% nodig (Reynolds, cmf Hilt *et al.*, 2006). De geënte waterplanten in De Deelen hadden in de oude petgaten een voldoende bedekking om zich in stand te kunnen houden. In de nieuwe petgaten, die veel groter zijn, was deze bedekking mogelijk onvoldoende.

In 2015 moet De Deelen aan de Goede Ecologische Potentie van de KRW-richtlijnen voldoen. Op het moment worden hiervoor bij Wetterskip Fryslân nog niet alle parameters op de hiervoor juiste manier gemonitord. De berekening die in dit rapport is gedaan is dan ook op minimale gegevens gebaseerd. Voor De Deelen is aan de natuurlijke maatlat voor het watertype M27 matig grote ondiepe laagveenplassen getoetst. Het variabel peilbeheer in De Deelen maakt dat er niet veel verschillen zijn tussen de natuurlijke maatlaten en de maatlaten voor sterk veranderde of kunstmatige plassen. De Deelen behoort ook bij de EHS en is als VR-gebied aangewezen, daarom gelden hier strengere eisen dan voor andere gebieden. Dit wil niet zeggen dat De Deelen al aan de normen van de KRW voldoet. Let wel, voor de EKR zijn alleen nog maar concept normen opgesteld, deze vereisen op bepaalde onderdelen nog enige aanpassing.

Na verdere herstelmaatregelen moeten de volgende KRW-normen wel of niet haalbaar zijn. De norm voor chlorofyl-a gehalte is haalbaar in het oude gedeelte van De Deelen, wanneer deze begroeid zijn met vegetatie. In het nieuwe gedeelte speelt fosfaatnalevering waarschijnlijk een te grote rol. Van de bloei van het fytoplankton in De Deelen is weinig bekend, maar de norm lijkt haalbaar te zijn. Van het percentage oeverbegroeiing zijn geen cijfers bekend, maar wanneer het oevervocht zo nutriëntenrijk blijft is het niet waarschijnlijk dat deze norm gehaald wordt. Door het gebrek aan gegevens is het nu nog niet mogelijk om een GEP op te stellen. Het percentage submerse begroeiing is in de oude petgaten in ieder geval haalbaar, deze hebben dat immers al eens bewezen. In de nieuwe petgaten is het alleen haalbaar wanneer de windinvloed vermindert en het doorzicht verbetert. Omdat De Deelen geen zaadbank heeft is het niet waarschijnlijk dat de norm voor het aantal soorten wordt gehaald. De afwezigheid van een zaadbank komt vaak voor bij petgaten in voormalig grasland (Beltman *et al.*, 2005). Het is mogelijk om deze parameter daarom in het vervolg minder zwaar mee te laten rekenen in de eindscore. Van macrofauna is wederom weinig bekend. De punten welke hiervoor bemonsterd zijn liggen in het nieuwe gedeelte en scoorde matig. Het lijkt daarom dat na verdere herstelmaatregelen de macrofauna norm gehaald kan worden. Betreft de visstand is het lastig iets over de haalbaarheid van de norm te zeggen. De locaties die voor deze parameter zijn bemonsterd hebben ingrepen in de visstand ondergaan en zijn daarom niet representatief voor het hele gebied. Verder gaat de norm voor vissen alleen uit van percentages van biomassa, dit zegt niets over de werkelijke hoeveelheid vis. Wanneer er weinig vis in een meer zit hoeft brasem geen probleem te zijn ook al is het meer dan 8% van de gehele vispopulatie. Op dit moment komen er nog te weinig plantminnende en zuurstof tolerante vissoorten zoals de zeelt en de ruisvoorn voor. Voor de vissen norm zal de default van niet natuurlijke wateren worden aangehouden. Deze default norm is iets soepeler dan de norm voor natuurlijk water en daarom realistischer voor het gebied. De petgaten op zich halen nu de GET van het aantal verschillende vissoorten niet, maar de vissoorten van de vier petgaten opgeteld haalt de GET bijna. De GET voor verschillende vissoorten is 14 en tijdens de bemonstering zijn De Deelen 13 soorten gevonden. De bemonsteringsmethode kan niet garanderen dat ook werkelijk alle vissoorten die in De Deelen aanwezig zijn ook zijn gevangen. Normen voor de fysisch-chemische parameters zijn al voor een deel gehaald en kunnen allemaal gehaald worden. Alleen de norm voor doorzicht geeft nog een probleem. Volgens de norm moet er een doorzicht van minimaal 90 cm zijn. De Deelen is op bepaalde plekken 's zomers geen 90 cm diep, en deze zullen daarom ook nooit dat doorzicht bereiken. Dit probleem in de EKR methode kan op twee manieren opgelost worden. De eerste is de meet methode veranderen. In plaats van de secchischijf methode te gebruiken kan ook naar de optische dichtheid gekeken worden. De tweede methode is het aanpassen van de norm voor meren ondieper dan 90 cm. De GEP zal voor deze meren bodemzicht worden. Voor meren dieper dan 90 cm geldt de norm van 90 cm nog steeds. Deze laatste methode is het meest aan te raden, omdat hier geen aanpassingen van het monitoringsprogramma van waterschappen vereist. Daarnaast maakt het voor de ontwikkeling van onderwatervegetatie niet uit of het 60 cm doorzicht is of 90 cm. Voor deze ontwikkeling is bodemzicht in ondiepere meren voldoende.

Wanneer De Deelen met andere laagveengebieden in Nederland wordt vergeleken blijkt dat de chemische kwaliteit redelijk is. Het inlaatwater heeft de laagste nutriëntenconcentratie wanneer dit wordt vergeleken met ander inlaatwater van Friese laagveengebieden. Het bicarbonaatgehalte van het inlaat water is wel erg hoog vergeleken met het inlaat water van andere gebieden. Hoe dan ook lijkt dit geen negatief effect op De Deelen te hebben. De nutriëntenconcentraties in het oppervlaktewater liggen rond een landelijk gemiddelde. De nutriëntenconcentratie in het oevervocht is echter wel erg hoog.

De biologische kwaliteit van De Deelen is laag. De vegetatie is maar marginaal aanwezig en uit diaspoor analyse blijkt dat de zaadbank in De Deelen geen diasporen van waterplanten bevat (Lamers *et al.*, 2006). Ook worden er in De Deelen nog steeds meer blauwalgen gevonden dan in andere gebieden en is de macrofauna biodiversiteit laag. Dit kan komen doordat deze parameters enige tijd nodig hebben om zich aan de chemische kwaliteit aan te passen.

10. Conclusies en aanbevelingen

Het opstellen van een water- en stoffenbalans is alleen voor het gebied de Boornbergumer Petten gelukt. Om deze balansen ook voor De Deelen en de Rottige Meente op te stellen ontbraken de juiste gegevens. De Boornbergumer Petten heeft te maken met een omvangrijke wegzijging. Daarnaast is de nutriënten belasting in 2005 erg laag. In deze periode werkte het helofytenfilter naar behoren waardoor de nutriënten input in het gebied laag was. Het inlaatwater bereikt niet de kritische nutriëntenbelasting om een omslag van helder naar troebel te veroorzaken. Omdat de Boornbergumer Petten de laatste twee jaar niet meer zo helder is als in 2005, is het waarschijnlijk dat het helofytenfilter in rendement is gedaald. In de winters 2005/2006 en 2006/2007 is het riet in het filter wegens de slechte rietkwaliteit niet meer gemaaid.

De herstelmaatregelen in De Deelen vanaf 2003 hebben de kwaliteit van het gebied iets verbeterd. Er wordt nu alleen nog water vanuit de nabijgelegen zandwinplas ingelaten. Dit inlaatwater bevat erg weinig nutriënten, waardoor de externe belasting is gedaald. Door het instellen van een variabel peilbeheer wordt nu minder gebiedsvreemd water binnengelaten. Door deze maatregel wordt ook de kritische belasting van macro-ionen niet wordt overschreden. Het peilbeheer heeft overigens geen effect op de verlanding in het gebied gehad. Het negatieve effect van afkalving van de oevers heeft in De Deelen zich ook niet voor gedaan. De experimenten met het visstandbeheer hebben niet tot een kwaliteitsverbetering van het water geleidt. Het doorzicht in het gebied is door deze maatregel dan ook niet verbeterd. De biomassa verhoudingen tussen vissoorten zijn wel verbeterd. Er zit nu minder brasem in het gebied, waardoor andere vissoorten beter de kans krijgen zich te ontwikkelen. Het afsluiten van de petgaten voor deze proef bleek erg gunstig te zijn voor de watervegetatie. In de oude petgaten ontstond een uitbundige groei van waterplanten. Toen het scherm weer werd weggehaald, verdwenen ook de waterplanten. De experimenten met het enten van waterplanten heeft aangetoond dat de waterkwaliteit in de oude petgaten goed genoeg voor planten om te kunnen overleven en uitbreiden. In de nieuwe petgaten heeft de proef niet geleid tot waterplantengroei, vooral omdat het doorzicht hier te slecht is en de wind veel invloed op de plas heeft.

Uit de kwaliteitsevaluatie blijkt vooral dat er een groot verschil in kwaliteit binnen het gebied bestaat. De (oude) petgaten in het zuidoosten van het gebied hebben een betere kwaliteit dan de (nieuwe) petgaten in het noordwesten van het gebied. Dit heeft een aantal oorzaken. De oude petgaten hebben van zichzelf een lagere nutriëntenbelasting, omdat deze al langer geen agrarische functie meer hebben. Het gebied en de legakkers bij deze petgaten zijn begroeid, hierdoor ondervinden ze minder invloed van de wind. Daarnaast staan deze petgaten onder de gunstige invloed van het inlaatwater uit de zandwinplas, wat minder nutriënten bevat dan het gebiedseigen water. De nieuwe petgaten daarentegen zijn recenter nog als landbouwgrond gebruikt, waardoor er extra nutriënten in opgehoopt kunnen zijn. Dit blijkt uit de hoge nutriëntenconcentratie in het oevervocht. De legakkers van deze petgaten en het gebied eromheen zijn erg kaal, hierdoor heeft de wind vrij spel. De wind zorgt ervoor dat de bodem in deze petgaten omgewoeld wordt. Zo versterkt het de mobilisatie van nutriënten en verhindert het vestigen van waterplanten.

De Deelen voldoet nog niet aan de gewenste kwaliteit, maar heeft stukken met hoge natuurpotenties. In het nieuwe Deel zijn de natuurpotenties een stuk lager. Om de KRW-doelen te kunnen halen zullen nog een aantal herstelmaatregelen nodig zijn. Wanneer deze worden uitgevoerd zullen de volgende doelen haalbaar zijn. De KRW-doelen voor fytoplankton en macrofauna moeten echter in het hele gebied haalbaar zijn. De doelen voor macrofyten zijn moeilijker haalbaar en waarschijnlijk alleen in het oude gedeelte. De KRW-doelen voor vissen zijn alleen voor percentages biomassa geformuleerd, dit zegt weinig over de biomassa van vis in een gebied. In de oude petgaten zit qua biomassa weinig vis, maar het percentage brasem is nog te hoog. Voor De Deelen zijn alleen visgegevens bekend uit de petgaten waar visstandbeheer heeft plaatsgevonden. Deze geven mogelijk geen representatief beeld van de visstand in het hele gebied. Voor de KRW-norm voor vissen zal de default norm voor niet-natuurlijke wateren gebruikt kunnen worden. Deze norm is realistischer voor De Deelen. De

KRW-doelen voor de fysisch-chemische parameters zijn al voor een deel gehaald en waar dat nog niet het geval is zal het na enige maatregelen haalbaar zijn. Er zit hier wel een kanttekening bij de norm voor het doorzicht. Bij deze norm wordt nu nog geen rekening gehouden met plassen ondieper dan 90 cm. Om deze doelen in 2015 te kunnen halen moeten er nog wel een aantal maatregelen getroffen worden. Deze zullen zich voornamelijk richten op het verminderen van de windinvloed. Om ook nog meer zicht te krijgen op de nutriëntenhuishouding van het gebied is extra onderzoek nodig. De maatregelen en het aanvullende onderzoek zullen bij de aanbevelingen besproken worden.

10.1 Aanbevelingen

Om de waterkwaliteit en de ecologische kwaliteit in De Deelen verder te verbeteren is een aantal maatregelen nodig. De maatregelen kunnen het beste vanaf de oostkant van het gebied worden uitgevoerd. Deze kant heeft al een betere kwaliteit en staat onder invloed van het 'schone' inlaatwater. De oostkant van het gebied heeft daarom meer kans van slagen. Wanneer de kwaliteit in het oosten goed is, kan overwogen worden om de maatregelen in de rest van het gebied uit te voeren. Op deze manier geeft de oostkant een kwaliteitbuffer welke hopelijk uitbreidt naar de rest van het gebied.

10.1.1 Maatregelen

De wind blijkt een belangrijke factor in De Deelen te zijn. Om herstelmaatregelen te laten slagen zal deze factor zo veel mogelijk beperkt moeten worden. De nieuwe petgaten hebben erg brede legakkers, wanneer deze begroeid raken zal dit een deel van de windinvloed verminderen. Het aanplanten van jonge bomen op deze legakkers zal de windwerking in de toekomst wegnemen.

Waterplanten blijken sneller voor te komen in kleine beschutte petgaten dan in grote windgevoelige petgaten. De petgaten smaller maken zal daarom waterplanten stimuleren. Dit kan door het plaatsen van vooroevers. Dit kan in de vorm van een palenrij of als schermen van doek. De vooroevers worden een meter van de werkelijke oever geplaatst. Hierdoor blijft het water langs de oever rustig en krijgt verlandingsvegetatie de kans zich te ontwikkelen. Er kan ook één scherm in het midden van het petgat in de lengterichting worden geplaatst. Hiermee wordt van één breed petgat twee smalle petgaten gemaakt. De schermen moeten in de lengterichting geplaatst worden om de dispersie van watervegetatie niet te verhinderen. Door het smaller maken van de petgaten zal eveneens de windinvloed hierop verminderen.

Omdat het water in De Deelen nog steeds te troebel is zal de komst van watervegetatie moeizaam zijn. Om dit doorzicht te verbeteren en tegelijkertijd te zorgen voor aanwezige vegetatie kunnen de entproeven opgeschaald worden. Krabbenscheer (*Stratiotes aloides*) bleek in de enclosure experimenten het sterkste te zijn. De vervolg experimenten kunnen dan ook het beste alleen met deze soort worden voort gezet. Wanneer voldoende waterplanten in een petgat voorkomen, zullen deze beter in staat zijn zichzelf in stand te houden. Met een stabiele watervegetatie zal het doorzicht verbeteren en zal zelfs de visstand vooruit gaan. Deze maatregel vereist veel entbare planten. Het is aan te raden om deze maatregel eerst in een gedeelte uit te voeren waar de kwaliteit al redelijk goed is, bijvoorbeeld de oude petgaten.

Er zal geen nieuw visbeheer meer in De Deelen plaatsvinden. Het visbeheer heeft te weinig gewenst resultaat laten zien om dit experiment te herhalen.

10.1.2 Monitoring en aanvullend onderzoek

Om de belasting van het gebied in de gaten te houden is een kloppende water- en stoffenbalans nodig. Om dit te bewerkstelligen zal het gemaal De Petten geijkt moeten worden, zodat het juiste debiet bij de frequentie berekend kan worden. Om een waterbalans van een heel jaar te kunnen maken zullen alle in- en uitlaten in het gebied bemeten moeten worden. Duidelijke afspraken maken over het noteren wanneer en hoe lang een bepaalde inlaat open heeft gestaan hoort hierbij. Wanneer alleen een waterbalans van een periode zonder afvoer gemaakt wordt hoeft de uitlaat natuurlijk niet bemeten te worden. Waterbalansen van hydrologisch

geïsoleerde gebieden, zoals De Deelen en de Boornbergumer Petten, moeten eigenlijk min of meer gestandaardiseerd kunnen worden door de gegevens overzichtelijker op te slaan in de organisatie. Wanneer een waterbalans dan gemaakt moet worden kan de persoon deze gegevens eenvoudig verkrijgen en hoeft dan alleen nog maar de balans op te stellen.

Om een inzicht te krijgen van de interne belasting in De Deelen kan eenmalig een bodemvocht onderzoek plaatsvinden. Bij dit onderzoek is het van belang om op minstens vijf plekken in een petgat meerdere malen per jaar monsters te nemen. Vervolgens kan er doormiddel van het model PCLake de kritische nutriëntenbelasting voor het gebied berekend worden.

Het monitoringprogramma van Wetterskip Fryslân zal zo snel mogelijk aangepast moeten worden aan de KRW-richtlijnen. Op het moment ontbreken de parameters bloei van fytoplankton, percentage oeverbegroeiing, macrofauna en vissen. Deze zullen opgenomen moeten worden in het standaard meetnet. Wanneer deze wel bekend zijn kan de EKR van het gebied jaarlijks bijgehouden worden. Over de visstand in het gebied zijn tot nu toe alleen maar gegevens uit de vier petgaten waar de visbeheerproef is uitgevoerd. Voor andere delen van het gebied ontbreken deze gegevens of zijn verouderd. Om de EKR van het gebied te kunnen bepalen zijn representatieve visstandgegevens nodig. De monitoring van de visstand zal eens in de drie jaar plaatsvinden om eventuele verschuivingen in de soortensamenstelling en in de hoeveelheid te kunnen waarnemen.

Dat de wind een rol speelt in de kwaliteit van De Deelen staat vast, maar de grote van deze invloed is niet bekend. Om hier meer inzicht in te krijgen kunnen de volgende herstelmaatregelen in haaks op elkaar staande petgaten uitgevoerd worden. Doordat de petgaten dan verschillend op de meest voorkomende windrichting liggen worden de verschillen in het wel of niet aanslaan van maatregelen duidelijk. Een petgat waarvan de wind de grootste tijd van het jaar over de lengte strijkt zal meer invloed ondervinden dan wanneer de wind in de breedte over een petgat strijkt. Hierbij kunnen de verschillen in turbiditeit gemeten worden.

De grootte en diepte van de petgaten kan van grote invloed zijn op de ontwikkeling van waterplanten. Om te kijken hoe groot de correlatie tussen deze factoren is zal een analyse van verschillende petgaten nodig zijn. Hiervoor zijn een aantal petgaten van verschillende lengte en breedte maten en verschillende dieptes nodig. Vervolgens wordt er van deze petgaten een uitgebreide vegetatieopname gemaakt. De data van de vegetatieopname kan dan vervolgens in Canoco afgezet worden tegen de verschillende fysische parameters van de petgaten.

Literatuur

- Arts G.H.P., Smolders A.J.P., Belgers J.D.M., 2007. *Kwaliteit van oppervlaktewater, poriewater en sediment in relatie tot de vegetatiekundige samenstelling van 60 aquatische referentiepunten: een statistische analyse*. Alterra rapport 1479, Wageningen, 78pp.
- Altenburg W., Brongers M., 1999. *De Deelen en Slúshoeke: beheersdoelstelling voor de periode 1999 -2009*. A&W-rapport 172. In opdracht van Staatsbosbeheer Fryslân, 44pp.
- Beltman B., Van der Broek T., Vergeer P., 2005. Het beperkte succes van laagveenrestauratie. *Landschap*, **22** (4): 173-179.
- Bloemendaal F.H.J.L., Roelofs J.G.M. (red.), 1998. *Waterplanten en waterkwaliteit*. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, Utrecht.
- Bonhoff G.H., Waardenburg H.W., Burger K., 2006. *Visstandbeheerproeven in natuurgebied De Deelen: Eindrapport*. Rapport nr. 04-122, Bureau Waardenburg bv, Adviseurs voor ecologie & milieu, 32pp.
- Broers P., Greijdanus M., 2001 [website]. *Platform ecologisch herstel meren, een informele contactgroep van waterbeheerders, onderzoekers en adviseurs*. Viewed on January 11, 2008 at <http://www.shallowlakes.net/platform-ehm/index.html>.
- Claassen T.H.L., 2000. Restoration of small water bodies by introducing aquatic plants. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **27**: 586-592.
- Claassen T.H.L., Brans B., 2006. *Gradiëntonderzoek in de Alde Feanen 2004-2005*. Wetterskip Fryslân, Leeuwarden, 11pp.
- Claassen T.H.L., Thannhauser-Douwma M., 2003. *Overzicht van waterkwaliteitsonderzoek in De Deelen, in de periode 1987-2003*. Wetterskip Fryslân, Leeuwarden, 31pp.
- Claassen T.H.L., Thannhauser-Douwma M., 2004. Waterkwaliteitsverbetering en natuurontwikkeling in De Deelen. *H₂O*, **37** (10): 18-22.
- Grontmij nv, 1991. *De Deelen specifiek ecologisch beheersprogramma, projectvoorstel voor integrale eutrofiëringsbestrijding*. Ecologisch beheersprogramma's voor laagveenmoerassen in Friesland. Nieuwegein, 47pp.
- Gulati R.D., Van Donk E., 2002. Lakes in the Netherlands, their origin, eutrophication and restoration: state-of-art review. *Hydrobiologia*, **478**: 73-106.
- Heinis F., Evers C.H.M., 2007. *Toelichting op ecologische doelen voor nutriënten in oppervlaktewateren*. Project nr. 9R6513/R/NEV/DenB, Royal Haskoning, 's-Hertogenbosch, 46pp.
- Hill M.O., Šmilauer P., 2005. TWINSpan for Windows version 2.3. Centre for Ecology and Hydrology & University of South Bohemia, Huntingdon & Ceske Budejovice.

Hilt S., Gross E.M., Hupfer M., Morscheid H., Mählmann J., Melzer A., Poltz J., Sandrock S., Scharf E.M., Schneider S., Van de Weyer K., 2006. Restoration of submerged vegetation in shallow eutrophic lakes – A guideline and state of the art in Germany. *Limnologica*, **36**: 155-171.

Iwaco, 1990. *Onderzoek naar de waterbalans en beheersalternatieven voor De Deelen*. Rapport nr. 220.4930, Groningen, 50pp.

Janse J.H., 1997. A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. *Hydrobiologia*, **342/343**: 1-8.

Kingma M., 1997. *Evaluatie van herstelmaatregelen in de Deelen*. Waterschap Friesland, Van Hall Instituut, Leeuwarden. 87pp.

Kok C.J., Van der Velde G., 1991. The influence of selected water quality parameters on the decay rate and exoenzymatic activity of detritus of *Nymphaea alba* L. floating leaf blades in laboratory experiments. *Oecologia*, **88**: 311-316.

Lamers L. [Ed.], Geurts J., Bontes B., Sarneel J., Pijnappel H., Boonstra H., Schouwenaars J., Klinge M., Verhoeven J., Ibelings B., Van Donk E., Verberk W., Kuijper B., Esselink H., Roelofs J., 2006. *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren, Eindrapportage 2003-2006 (Fase 1)*. Rapport DK nr. 2006/dk057-O. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede, 259pp.

Lamers L.P.M., Van den Munckhof P.J.J., Klinge M., Verhoeven J.T.A. (2004). *Verdroogd, vermist, verstard en versnipperd; hoe moet dat nu met onze laagveenwateren? -Een onderzoeksplan voor systeemherstel*. In: Van Duinen G-J, Bobbink R, Van Dam Ch, Esselink H, Hendriks R, Klein M, Kooijman A, Roelofs J & Siebel H. (Red.), *Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit; 15 jaar herstelmaatregelen in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur*. Rapport Expertisecentrum LNV nr. 2004/305, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede. Pag. 109-170.

Michielsen B., Lamers L., Smolders F., 2007. Interne eutrofiëring van veenplassen belangrijker dan voorheen erkend? *H₂O*, **8**: 51-54.

Ministerie van Landbouw, Natuur en Visserij, 1996. *Gebiedsvisie De Deelen e.o.* Groningen, 21 pp.

Mooij W.M., Janse J.H., De Senerpont Domis L.N., Hülsmann S., Ibelings B.W., 2007. Predicting the effect of climate change on temperate shallow lakes with the ecosystem model PCLake. *Hydrobiologia*, **584**: 443-454.

Oldenkamp, 1995. *Beschrijving en evaluatie van de herstelmaatregelen in De Deelen*. Waterschap Friesland, Van Hall Instituut, Leeuwarden, 58pp.

Plantinga J.E., 1995. *De Rottige Meente; waterkwaliteit en inrichtingsaspecten van een laagveenmoeras*. Waterschap Friesland, 100pp.

Portielje R., Van der Molen D.T., 1999. Relationships between eutrofication variables: From nutrient loading to transparency. *Hydrobiologia*, **408/409**: 375-387.

Pot R. [Ed.], 2005. *Default-MEP/GEP's voor sterk veranderde en kunstmatige wateren*. Concept versie 8 (30 november 2005), 171pp.

Pot R., 2007. *Protocol toetsen en beoordelen; document met toelichting en voorbeelden voor de toepassing van de KRW-maatlatten biologie in Nederland*. Roelf Pot, Oosterhesselen, in opdracht van RIZA, 38pp.

Rip W.J., Ouboter M.R.L., Los H.J., 2007. Impact of climate fluctuations on Characeae biomass in a shallow, restored lake in The Netherlands. *Hydrobiologia*, **584**: 415-424.

Roelofs, J.M.G., 1991. Inlet of alkaline water into peaty lowlands: effects on water quality and on *Stratiotes aloides* L. *Stands. Aquatic botany*, 39: 267-293.

Sarneel J., Dioniso Pires M., Christianen M., Geurts J., Mulderij G., Bakker L., Schouwenaars J., Klinge M., Verhoeven J., Verberk W., Esselink H., Ibelings B., Van Donk E., Roelofs J., Lamers L., 2007. *Onderzoek ten behoeve van het herstel en beheer van Nederlandse laagveenwateren: Tussentijds OBN-rapportage (Fase 2, eerste onderzoeksjaar)*. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, 109pp.

Scheffer M., 1998. *Ecology of Shallow Lakes*. 1st ed., Chapman & Hall, London.

Scheffer M., Carpenter S.R., 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends Ecol. Evol.*, **18** (12): 648-656.

Scheffer M., Carpenter S., Foley J.A., Folke C., Walker B., 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, **413**: 591-596.

Scheffer M., Hosper S.H., Meijer m.-L., Moss B., Jeppesen E., 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends Ecol. Evol.*, **8** (8): 275-278.

Scheffer M., Van Nes E.H., 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. *Hydrobiologia*, **584**: 445-466.

Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Den Hartog C., Roelofs J.G.M., 2003. Mechanisms involved in the decline of *Stratiotes aloides* L. in The Netherlands: sulphate as a key variable. *Hydrobiologia*, **506-509**: 603-610.

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** (2): 93-111.

Smolder 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.

Søndergaard M., Jeppesen E., Lauridsen T.L., Skov C., Van Nes E.H., Roijacker R., Lammens E., Portielje R., 2007. Lake restoration: successes, failures and long-term effects. *Journal of Applied Ecology*, **44**: 1095-1105.

Thannhauser-Douwma M., 1998. *Ontwikkelingen in de Rottige Meente en de Brandemeer: Waterkwaliteitsonderzoek en beheersmaatregelen*. , Wetterskip Fryslân, Leeuwarden.

Thannhauser-Douwma M., 2000. *De Deelen; 1995 tot en met 1998, waterkwaliteitsonderzoek in verband met herstelmaatregelen*. projectcode 300-T044, Wetterskip Fryslân, Leeuwarden, 32pp.

Ter Braak C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, **67** (5): 1167-1179.

Van de Haterd R.J.W., Ter Heerdt G.N.J., 2007. Potential for the development of submerged macrophytes in eutrophicated shallow peaty lakes after restoration measures. *Hydrobiologia*, **584**: 277-290.

Van Geest G.J., Roozen F.C.J.M., Coops H., Roijackers R.M.M., Buijse A.D., Peeters E.T.H.M., Scheffer M., 2003. Vegetation abundance in lowland flood plain lakes determined by surface area, age and connectivity. *Freshwater Biology*, **48**: 440-454.

Van Katwijk M.M., Ter Braak C.J.F., 2003. *Handleiding voor het gebruik van multivariate analysetechnieken in de ecologie*. Ecoscience, Universiteit Nijmegen (Versie 1.0).

Van Puijenbroek P.J.T.M., Janse J.H., Knoop J.M., 2004. Intergrated modelling for nutrient loading and ecology of lakes in The Netherlands. *Ecological Modeling*, **174**: 127-141.

Verhagen R., Bouwhuis H., Molenaar W., 2007. *Laagveenmoerassen in Fryslân: Evaluatie van herstelmaatregelen en beschrijving van KRW-doelen*. Project nr. 14792-163574, Oranjewoud , 116pp.

Vernooij S., Kampen J., 2007. *Monitoring van de visstand in een aantal wateren binnen het beheersgebied van Wetterskip Fryslân, 2006*. Project nr. 20060289, Aqua Terra, Stellendam, Geldermalsen, 83pp.

Wetterskip Fryslân, 2003. Herstelmaatregelen en waterkwaliteitsonderzoek in De Deelen 1987-2003. *Excursie Platform ecologisch herstel meren en plassen*.

Witteveen + Bos, 2007. *Ecologische systeemanalyse en diagnose van meren en plassen voor de KRW*. Concept verslag 31pp.

Bijlagen

1. Hoogtekaart
2. Laagveengebieden in Friesland en gebiedskaarten
3. Enclosure werklĳst
4. Analyse methoden
5. EKR normen en gescoorde waarden
6. Fysisch-chemische parameters
7. Uitkomsten enclosure experiment
8. Afkortingenlijst soorten en monsters

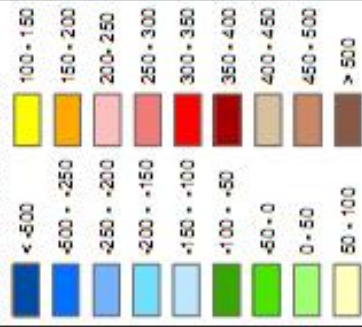
Bijlage 1. Hoogtekaart van Friesland

Hoogtekaart (AHN) van Friesland

Legenda

- Natuurgebieden
- Open water
- Provincie grenzen

Hoogte in cm t.o.v. NAP



Project:

Themaproject
Laagveengebieden

Datum:

27 oktober 2006

Auteur:

M. Schaeffer

Schaal:

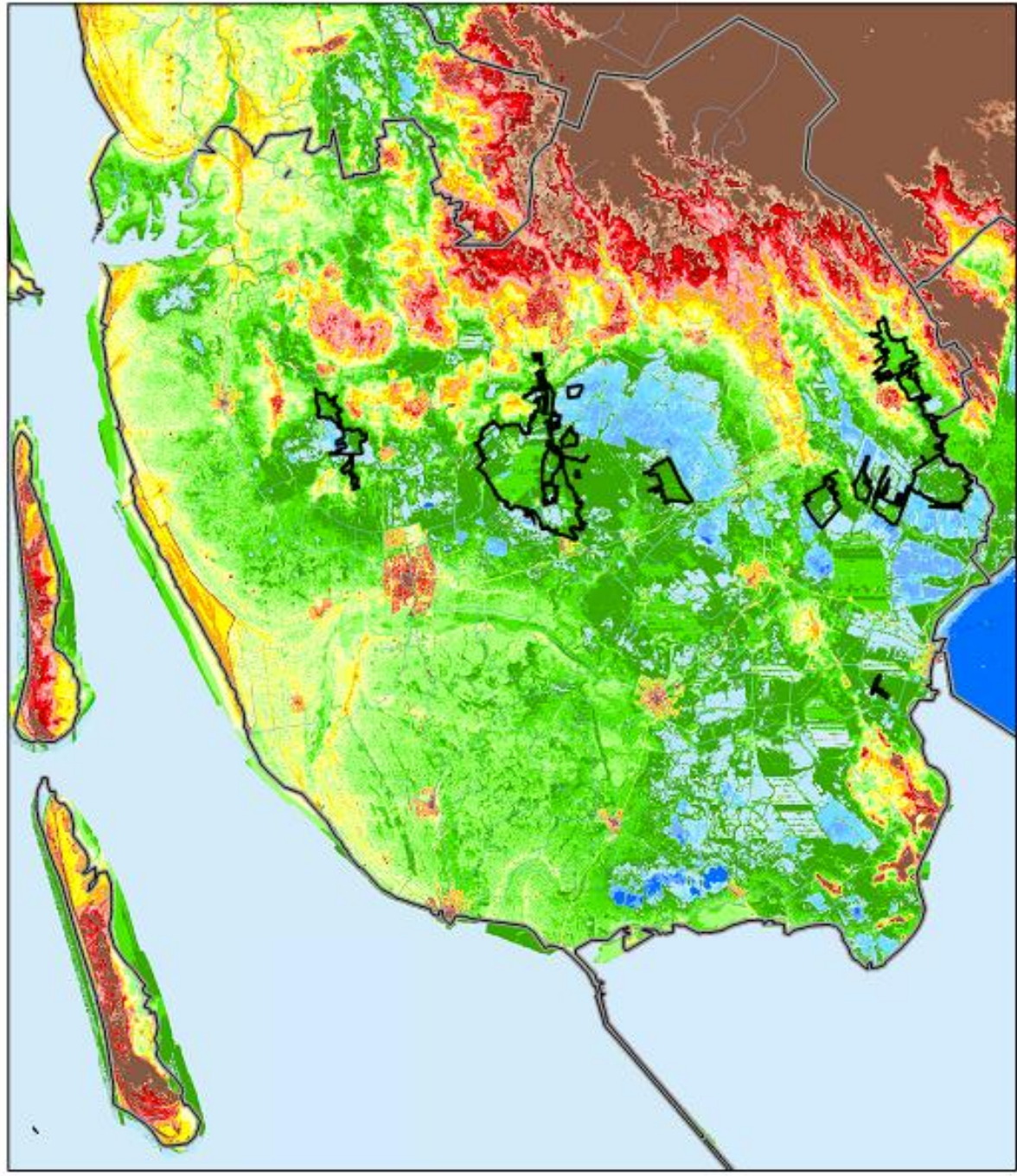
1:400.000



Postbus 35

6900 AA Leeuwarden

www.waterskipfysica.nl WATERSKIPIFYSICA



Bijlage 2 Laagveengebieden in Friesland

Overzichtskaart laagveenmoerassen

Legenda

 Natuurgebieden

1. Rottige Meente
2. Lendevallei
3. Brandemeer
4. Easterskar
5. Hege Mieden - Bancopolder
6. De Deelen
7. Boomburgummer Petten
8. Kraenlannen
9. Petgatten de Feanhoop
10. Alde Feanen
11. Bultenfjild
12. De Petten

Project: Themaraapportage
Laagveenmoerassen

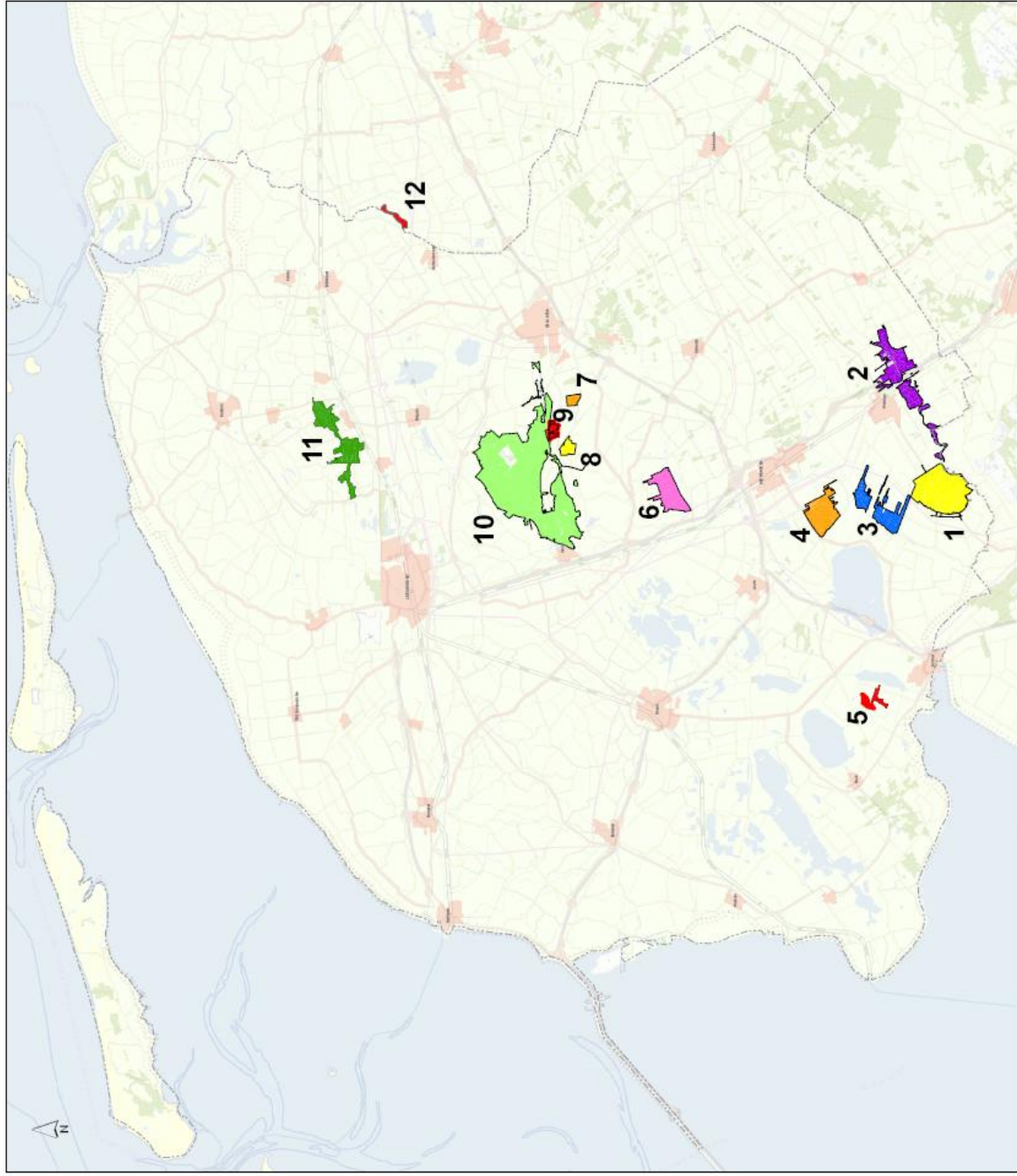
Datum: 23 november 2006

Auteur: M. Schaeffer

Schaal: 1:400.000

0 5 10 kilometers

Postbus 36
8900 AA Leeuwarden
www.wetterskipfryslan.nl





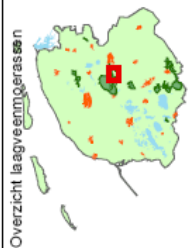


© Alle rechten voorbehouden aan Wettekskip Fryslân.
© De auteursrechten en databankrechten van de ondergrond
zijn voorbehouden aan de Topografische Dienst Kadaster, Emmen, 2006.

Meetpunten
laagveenmoeras
Petgatten de Feanhoop,
Kraenlannen en
Boornbergummer Petten

Legenda

- laagveenmoeras
- Meetpunten**
 - inlaat
 - uitlaat
 - petgat
 - sloot
 - waterplas
 - zandwinplas



Overzicht laagveenmoerasen

Project : Themarapportage
Laagveenmoerasen
Datum : 12 februari 2007
Auteur : J. Feenstra
Formaat : A4 liggend
Schaal : 1:25.000

WETTEKSKIP
F R Y S L Â N
Postbus 36
8900 AA LEEUWARDEN
(058) 292 22 22
www.wettekskipfryslan.nl



Meetpunten laagveenmoerassen Rottige Meente	Legenda laagveenmoeras Meetpunten inlaat uitlaat uitlaat helofytenfilter helofytenfilter lange aanvoersloot petgat sloot waterplas zandwinplas	Overzicht laagveenmoerassen 	Project : Themarapportage Laagveenmoerassen Datum : 12 februari 2007 Auteur : J. Feenstra Formaat : A4 liggend Schaal : 1:25.000	 WETTERSKIP FRYSLÂN Postbus 36 8900 AA LEEUWARDEN (058) 292 22 22 www.wetterskipfryslan.nl
--	---	--	---	--

© Alle rechten voorbehouden aan Wetterskip Fryslân.
 © De auteursrechten en databankrechten van de ondergrond zijn voorbehouden aan de Topografische Dienst Kadaster, Emmen, 2006.

Bijlage 3. Enclosure opnamen werklĳst

Werklijst macrofyten enclosures Deelen

Enclosure code :..... Zichtdiepte (cm) :.....
 Petgat code :..... Sapropelium (cm) :.....
 Datum :.....
 Onderzoekers :.....

Opmerkingen :

Bedekking emers	%	
Bedekking drijfslag	%	
Bedekking submers	%	
Bedekking totaal	%	
Bedekking flab	%	
Volume submers	%	

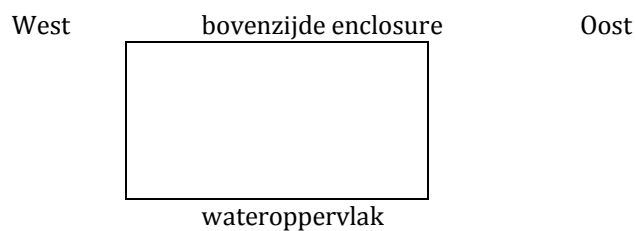
Tansley codering en bedekkingspercentage

Geënte planten	Tansley	%	Spontane planten	Tansley	%
Potamogeton obtusifolius			Elodea nuttallii		
Stratiotes aloïdes					
Utricularia					

Schets enclosures

1 = Blanco	2 = Stratiotes aloïdes	3 = Utricularia	4 = Pot. obtusifolius
Zuid			Noord

Waterpeil (in cm t.o.v. bovenzijde enclosures)



Bijlage 4. Analyse methoden

Methode code (LIMS code)	Methodeomschrijving	Intern voorschrift	Referentiemethode	Meetprincipe
Monsterneming				
monk	Administratiekosten per monster	n.v.t.	n.v.t	n.v.t.
	Bemonstering van oppervlaktewater t.b.v. chemisch/fysisch en microbiologisch onderzoek	SPV V002	NEN 6600-2 (chemisch/fysisch) NEN 6559 (microbiologisch)	n.v.t.
	Het nemen van waterbodemmonsters	SPV V003	NEN 5104, NEN 5706, NPR 5741, NEN 5742, NEN 5743	n.v.t.
	Het nemen van grondwatermonsters (uit peilbuizen)	SPV V004	NEN 5744/NEN 5745	n.v.t.
	Bemonstering van fytoplankton	SPV V006	Eigen methode	n.v.t.
	Bemonstering van zoöplankton	SPV V008	Eigen methode (NEN-EN 15110)	n.v.t.
	Verrichten van grondboringen, plaatsen van peilbuizen en het inmeten hiervan, het maken van boorbeschrijvingen en het nemen van grondmonsters	SPV V022	NEN 5104, NEN 5706, NPR 5741, NEN 5742, NEN 5743, NEN 5766	n.v.t.
In situ metingen				
filv	Filtratie in het veld (0.45 urn)	SPV V004	NEN 5744/NEN 5745	n.v.t.
egvv	Elektrisch geleidend vermogen	SPV V019	NEN-ISO 7888	EGV-elektrode
wtem	Temperatuur	SPV V019	NEN 6414	Pt-100 voeler
zicht	Zichtdiepte	SPV V019	NEN 6606	secchischijf
phv	Zuurgraad	SPV V019	NPR 6616	pH-elektrode
02	Zuurstof opgelost	SPV V019	NEN-ISO 5814	zuurstof-elektrode

Methode code (LIMS code)	Methodeomschrijving	Intern voorschrift	Referentiemethode	Meetprincipe
Chemisch/fysisch onderzoek				
filt	Voorbewerking filtratie (0.45 urn)	-	-	-
nh4	Ammonium (als N)	SPV A029	NEN 6646	spectrofotometrie
nh4g	Ammonium (als N)	SPV A101	Eigen methode (NEN-ISO 5664)	titrimetrie
ican2	Anionen (F en Br)	SPV A085	NEN-EN-ISO 10304-1	iochromatografie
bez1	Bezinkselvolume 1 uur	SPV A007	NEN 6623	imhoffglas en gravimetrie
hco3	Bicarbonaat (waterstofcarbonaat)	SPV A079	Eigen methode (NEN 6531)	titrimetrie
bzv	Biochemisch zuurstof verbruik	SPV A010	NEN-EN 1899-1	elektrometrie
czv	Chemisch zuurstof verbruik	SPV A023	NEN 6633	potentiometrie
cl	Chloride	SPV A002	NEN-EN-ISO 15682	spectrofotometrie
clg	Chloride	SPV A002	Eigen methode (NEN-EN-ISO 15682)	spectrofotometrie
dsgl	Droge stof / gloeirest	SPV A008	NEN-EN 12880 / NEN-EN 12879	gravimetrie
egv	Elektrisch geleidend vermogen	SPV A079	NEN-ISO 7888	conductometrie
gs	Gesuspendeerde stoffen (glasvezelfilter)	SPV A098	NEN-EN 872	gravimetrie
ickt	Kationen (Li, Na, K, Mg, Ca)	SPV A088	Eigen methode (NEN-EN-ISO 14911)	iochromatografie
nkj	Kjeldahl stikstof (als N)	SPV A009	NEN 6645/NEN 6646	spectrofotometrie
nkjg	Kjeldahl stikstof (als N)	SPV A009	Eigen methode (NEN 6645/NEN 6646)	spectrofotometrie
nkjt	Kjeldahl stikstof (als N) (Kjeltec)	SPV A055	NEN-ISO 5663	titrimetrie
kg	Korrelgrootte, <2 μ m (lutum) en <16 μ m (slib)	SPV A092	NEN 5753	gravimetrie
no3	Nitraat (als N)	SPV A031	NEN-EN-ISO 13395	spectrofotometrie
no2	Nitriet (als N)	SPV A030	NEN-EN-ISO 13395	spectrofotometrie
zwst	Onopgeloste stoffen (membraan)	SPV A001	NEN 6484	gravimetrie
zwst	Onopgeloste stoffen (papierfilter)	SPV A001	NEN 6621	gravimetrie
gl.z	Gloeirest van de onopgeloste stoffen (papierfilter)	SPV A001	NEN 6621	gravimetrie
opo	Opgelost ortho-fosfaat (als P)	SPV A022	NEN-EN-ISO 15681-2	spectrofotometrie
so4	Sulfaat	SPV A014	NEN-ISO 22743	spectrofotometrie
so4g	Sulfaat	SPV A014	Eigen methode (NEN-ISO 22743)	spectrofotometrie

Methode code (LIMS code)	Methodeomschrijving	Intern voorschrift	Referentiemethode	Meetprincipe
cna	Totaal cyanide	SPV A054	NEN-EN-ISO 14403	spectrofotometrie
cnag	Totaal cyanide	SPV A054	NEN 6655	spectrofotometrie
tpo	Totaal fosfaat (als P)	SPV A028	NEN 6645/NEN-EN-ISO 15681-2	spectrofotometrie
tpog	Totaal fosfaat (als P)	SPV A028	Eigen methode (NEN 6645/ NEN-ISO 15681-2)	spectrofotometrie
tp	Totaal fosfaat (als P)	SPV A072	Eigen methode (NEN-EN-ISO 15681-2)	spectrofotometrie na UV destructie
tn	Totaal stikstof (als N)	SPV A071	Eigen methode (NEN 6643)	spectrofotometrie na UV destructie
vetd	Vet (extractie met petroleumether)	SPV A058	NEN 6671	gravimetrie
ph	Zuurgraad	SPV A079	NPR 6616	potentiometrie
phhg	Zuurgraad (pH-H ₂ O)	SPV A079	NEN-ISO 10390	potentiometrie
phkg	Zuurgraad (pH-KCl)	SPV A079	NEN-ISO 10390	potentiometrie
Hydrobiologisch onderzoek				
chla	Chlorofyl-a en Faeofytine	SPV A003	NEN 6520	spectrofotometrie
diat	Diatomeeën (bemonsteren en determineren)	SPV V005 SPV A080	Eigen methode Eigen methode	microscopie
fyto	Fytoplankton	SPV A047	Eigen methode	microscopie, object-dekglas methode
fyto-c	Fytoplankton	SPV A106	Eigen methode (NEN-EN 15204)	microscopie, cuvetmethode
klhy	Klachtmonsters hydrobiologie	SPV A107	Eigen methode	microscopie
lfyt	Levend fytoplankton	SPV A047	Eigen methode	microscopie
mcfa	Macrofauna (bemonsteren en determineren)	SPV V010 SPV A053	Eigen methode Eigen methode (STOWA)	microscopie
mcfy	Macrofyten	SPV V011	Eigen methode	in-situ determinatie/microscopie
mifd	Microfyten (drijfslaag)	SPV A047	Eigen methode	microscopie
mies	Microscopisch slib	SPV A061	Eigen methode	microscopie
mtox	Microtox (EC20)	SPV A093	NEN-EN-ISO 11348-3	spectrofotometrie
mtoxg	Microtox (poriewater) (EC20)	SPV A093	NEN-EN-ISO 11348-3	spectrofotometrie
zoop	Zoöplankton	SPV A045	Eigen methode	microscopie

Bijlage 5. EKR normen en gescoorde waarden per meetpunt

(Heinis & Evers, 2007; Pot, 2007)

		Fytoplankton		macrofyten			Macrofauna
		chlorofyl- a (ug/l)	Bloei aanwezig (uitgedrukt in EKR)	abundantie groevormen. Oeverbegroeiing (%)	abundantie groevormen. Submerse vegetatie (%)	macrofyten aantal soorten	verhouding kenmerkende, positieve en negatieve soorten
EKR	deel-maatlat						
1	ZGET	7,4	uniek per organisme	80-100	50-100	38-53	1
0,6	GET	11,8		60-80	30-50	22-37	0,6
0,4	matig	25		40-60	5-30	11-21	0,4
0,2	ontoereikend	50		20-40	1-5	6-10	0,3
0	slecht	100		0-20	<1	0-5	0

		Vissen				
		aantal soorten	aandeel brasem	BA+BV % van alle eurytopen	aandeel plant- minnende vis	aandeel zuurstof tolerante vis
EKR	deel-maatlat					
1	ZGET	17-19	0,5-2	35-40	65-80	20-30
0,6	GET	14-17	2-8	30-35	40-65	10-20
0,4	matig	11-14	8-25	20-30	20-40	3-10
0,2	ontoereikend	8-11	25-50	10-20	8-20	1-3
0	slecht	0-8	50-100	0-10	0-8	0=1

		Fysisch-chemische kwaliteitselementen						
		thermische omstandig- heden. Dagwaarde (°C)	zuurstofhuis houding. Verzadiging (%)	zoutgehalte. Saliniteit. (mg Cl/l)	zuurgraad .pH	totaal P (mg P/l)	totaal N (mg N/l)	doorzicht. SD (m)
EKR	deel-maatlat							
1	ZGET	<= 23	60-120	<= 200	5,5-7,5	<= 0,03	<= 0,99	>= 2,0
0,6	GET	<= 25	60-120	<= 200	5,5-7,5	<= 0,06	<= 1,3	>= 0,9
0,4	matig	25-27,5	60-50/120- 130	200-250	7,5-8,0/< 5,5			0,9-0,6
0,2	ontoereikend	27,5-30	50-40/130- 140	250-300	8,0-8,5			0,6-4,45
0	slecht	> 30	< 40/> 140	> 300	> 8,5			< 0,45

2003	Vissen						EKR biologisch
	aantal soorten	aandeel brasem	BA+BV % van alle eurytopen	aandeel plantminnende vis	aandeel zuurstof tolerante vis	EKR	
EKR							
1,0							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0,0							0,11
2004							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,02
2005							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,14
2006							
1							
0,8							
0,6							
0,4	0,00	0,28	0,16	1,00	0,00	0,29	
0,2				0,23			
0	0,15	0,13	0,18		0,00	0,14	0,04
2007							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,16

2003	Fysisch-chemische kwaliteitselementen							EKR F-CH
	thermische omstandigheden. Dagwaarde (°C)	zuurstofhuis houding. Verzadiging (%)	zoutgehalte. Saliniteit. (mg Cl/l)	zuurgraad. pH	totaal P (mg P/l)	totaal N (mg N/l)	doorzicht SD (m)	
EKR								
1,0	0,86	0,93	0,96					
0,8								
0,6								
0,4				0,45	0,54			0,61
0,2						0,32		
0,0							0,20	
2004								
1	0,85	0,92	0,96					
0,8								
0,6								0,65
0,4				0,54	0,49	0,55		
0,2							0,20	
0								
2005								
1	0,87	0,92	0,97					
0,8								
0,6								
0,4				0,51		0,50		0,59
0,2					0,19		0,19	
0								
2006								
1	0,85	0,95	0,97					
0,8								
0,6								
0,4								0,53
0,2				0,31		0,32		
0					0,14		0,19	
2007								
1	0,85	0,88	0,97					
0,8								
0,6								0,63
0,4				0,53	0,52	0,50		
0,2								
0							0,19	

2003	Fytoplankton			Macrofyten				Macrofauna
EKR	chlorofyl- a (ug/l)	Bloei aanwezig (uitgedrukt in EKR)	EKR	abundantie groevormen. Oever-begroeiing (%)	abundantie groevormen. Submerse vegetatie (%)	macrofyten aantal soorten	EKR	EKR
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2								
0	0,14		0,14		0,20	0,04	0,12	
2004								
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2	0,35		0,35					
0					0,00	0,04	0,02	
2005								
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2								
0	0,09		0,09		0,20	0,15	0,18	
2006								
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2								
0	0,18		0,18		0,20	0,19	0,19	
2007								
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2								
0	0,19		0,19		0,20	0,15	0,18	

2003	Vissen						EKR biologisch
EKR	aantal soorten	aandeel brasem	BA+BV % van alle eurytopen	aandeel plantminnende vis	aandeel zuurstof tolerante vis	EKR	
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,12
2004							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,02
2005							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,09
2006							
1							
0,8							
0,6	0,06	0,34	0,21	1,00	1,00	0,52	
0,4				0,41	0,42		
0,2	0,27		0,23			0,30	
0		0,15					0,18
2007							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,18

2003	Fysisch-chemische kwaliteitselementen							EKR F-CH
	thermische omstandigheden. Dagwaarde (°C)	zuurstofhuishouding. Verzadiging (%)	zoutgehalte. Saliniteit. (mg Cl/l)	zuurgraad. pH	totaal P (mg P/l)	totaal N (mg N/l)	doorzicht. SD (m)	
EKR								
1	0,86	0,92	0,96					
0,8								
0,6								
0,4				0,47	0,58			0,62
0,2						0,39		
0							0,19	
2004								
1	0,86	0,91	0,96					
0,8								
0,6								
0,4				0,58		0,53		0,61
0,2					0,42			
0							0,20	
2005								
1	0,87	0,95	0,97					
0,8								
0,6								
0,4					0,32	0,49		0,59
0,2				0,38				
0							0,19	
2006								
1	0,86	0,92	0,98					
0,8								
0,6								
0,4				0,51				0,58
0,2					0,22	0,39		
0							0,19	
2007								
1	0,86	0,90	0,99					
0,8								
0,6					0,63			0,66
0,4				0,51		0,57		
0,2								
0							0,19	

795

2003	Fytoplankton			Macrofyten				Macrofauna
EKR	chlorofyl- a (ug/l)	Bloei aanwezig (uitgedrukt in EKR)	EKR	abundantie groevormen. Oeverbegroeiing (%)	abundantie groevormen. Submerse vegetatie (%)	macrofyten aantal soorten	EKR	EKR
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2								
0	0,16		0,16		0,20	0,11	0,16	
2004								
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2	0,39		0,39		0,20	0,11	0,16	
0								
2005								
1								
0,8								
0,6								
0,4					0,44			
0,2	0,26		0,26			0,19	0,31	
0								
2006								
1					0,86			
0,8								
0,6								
0,4	0,55		0,55					
0,2						0,19	0,52	
0								
2007								
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2	0,28		0,28		0,25			
0						0,15	0,20	

795

2003	Vissen						EKR biologisch
EKR	aantal soorten	aandeel brasem	BA+BV % van alle eurytopen	aandeel plantminnende vis	aandeel zuurstof tolerante vis	EKR	
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,16
2004							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,16
2005							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,26
2006							
1					0,95		
0,8				0,63			
0,6			0,49			0,531	
0,4	0,27	0,31					
0,2							
0	0,06	0,55	0,46	1,00	1,00	0,61	0,52
2007							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,20

795

2003	Fysisch-chemische kwaliteitselementen							EKR F-CH
	thermische omstandigheden. Dagwaarde (°C)	zuurstofhuishouding. Verzadiging (%)	zoutgehalte. Saliniteit. (mg Cl/l)	zuurgraad. pH	totaal P (mg P/l)	totaal N (mg N/l)	doorzicht. SD (m)	
EKR								
1	0,86	0,90	0,96					
0,8					0,70			0,66
0,6						0,46		
0,4				0,58			0,20	
0,2								
0								
2004								
1	0,86	0,87	0,95		0,80			
0,8						0,74		0,74
0,6					0,55		0,40	
0,4								
0,2								
0								
2005								
1	0,87	0,90	0,96					
0,8					0,69	0,64		0,70
0,6							0,27	
0,4				0,56				
0,2								
0								
2006								
1	0,86	0,85	0,95					
0,8					0,76	0,64		0,70
0,6							0,36	
0,4				0,45				
0,2								
0								
2007								
1	0,86	0,86	0,96					
0,8					0,67	0,60		0,69
0,6							0,41	
0,4				0,49				
0,2								
0								

796

2003	Fytoplankton			Macrofyten				Macrofauna
EKR	chlorofyl- a (ug/l)	Bloei aanwezig (uitgedrukt in EKR)	EKR	abundantie groevormen. Oever- begroeiing (%)	abundantie groevormen. Submerse vegetatie (%)	macrofyten aantal soorten	EKR	EKR
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2								
0	0,10		0,10		0,20	0,11	0,16	
2004								
1								
0,8								
0,6								
0,4	0,48		0,48					
0,2								
0					0,00	0,08	0,04	
2005								
1								
0,8								
0,6								
0,4					0,52			
0,2	0,36		0,36					
0						0,15	0,34	
2006								
1					0,92			
0,8								
0,6								
0,4	0,57		0,57					
0,2								
0						0,26	0,59	
2007								
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2	0,25		0,25					
0								

2003	Vissen						EKR biologisch
EKR	aantal soorten	aandeel brasem	BA+BV % van alle eurytopen	aandeel plantminnende vis	aandeel zuurstof tolerante vis	EKR	
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,10
2004							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,04
2005							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,34
2006							
1							
0,8	0,06	0,48	0,54	1,00	1,00	0,62	
0,6			0,58	0,48	0,47	0,41	
0,4							
0,2	0,27	0,25					0,57
0							0,41
2007							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,25

2003	Fysisch-chemische kwaliteitselementen							EKR F-CH
EKR	thermische omstandigheden. Dagwaarde (°C)	zuurstofhuishouding. Verzadiging (%)	zoutgehalte. Saliniteit. (mg Cl/l)	zuurgraad. pH	totaal P (mg P/l)	totaal N (mg N/l)	doorzicht. SD (m)	
1	0,86	0,91	0,96		0,62			0,65
0,8								
0,6								
0,4				0,60		0,43		
0,2								
0							0,18	
2004								
1	0,86	0,89	0,95		0,80	0,81		0,75
0,8								
0,6								
0,4				0,46			0,47	
0,2								
0								
2005								
1	0,87	0,90	0,96		0,76	0,76		0,74
0,8								
0,6								
0,4				0,55			0,41	
0,2								
0								
2006								
1	0,86	0,90	0,95		0,69	0,67		0,66
0,8								
0,6								
0,4							0,34	
0,2				0,20				
0								
2007								
1	0,86	0,85	0,96		0,57			0,65
0,8								
0,6								
0,4				0,44		0,53		
0,2							0,38	
0								

221

2003	Fytoplankton			Macrofyten				Macrofauna
EKR	chlorofyl- a (ug/l)	Bloei aanwezig (uitgedrukt in EKR)	EKR	abundantie groeivormen. Oeverbegroeiing (%)	abundantie groeivormen. Submerse vegetatie (%)	macrofyten aantal soorten	EKR	EKR
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2								
0	0,08		0,08					
2004								
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2	0,28		0,28					
0								
2005								
1								
0,8								
0,6								
0,4		0,50						
0,2			0,25					
0	0,00				0,20	0,08	0,14	0,48
2006								
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2								
0	0,00		0,00		0,00	0,00	0,00	
2007								
1								
0,8								
0,6								
0,4								
0,2								
0	0,18		0,18		0,20	0,11	0,16	

221

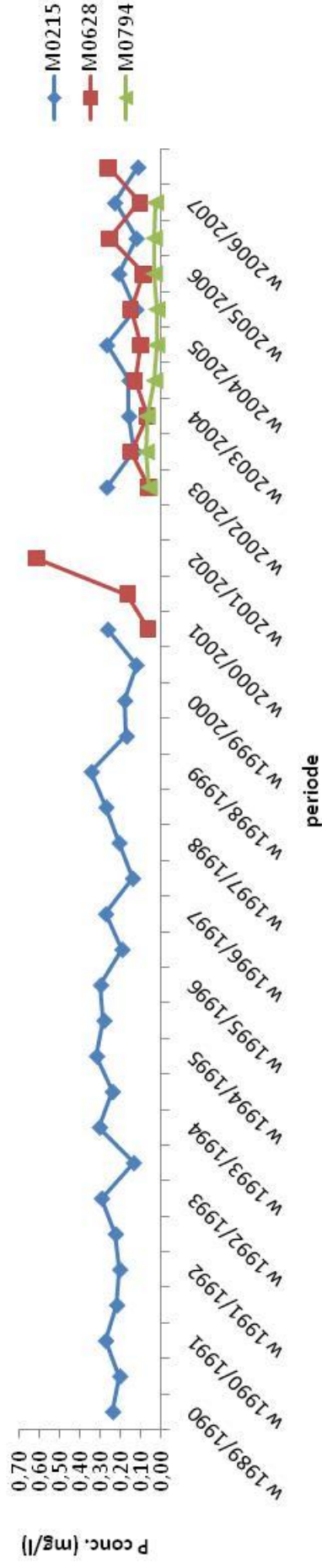
2003	Vissen						EKR biologisch
EKR	aantal soorten	aandeel brasem	BA+BV % van alle eurytopen	aandeel plantminnende vis	aandeel zuurstof tolerante vis	EKR	
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,08
2004							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,28
2005							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,14
2006							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,00
2007							
1							
0,8							
0,6							
0,4							
0,2							
0							0,16

221

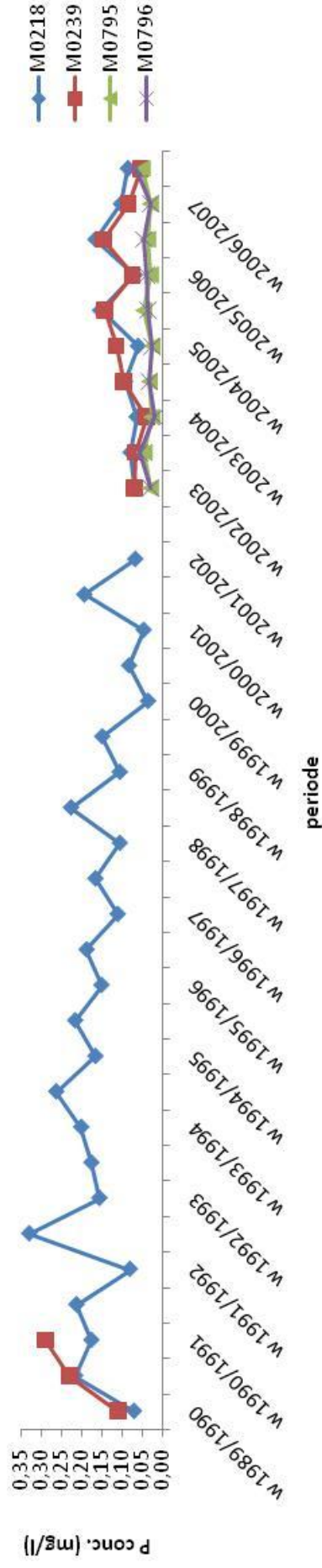
2003	Fysisch-chemische kwaliteitselementen							EKR F-CH
EKR	thermische omstandigheden. Dagwaarde (°C)	zuurstofhuishouding. Verzadiging (%)	zoutgehalte. Saliniteit. (mg Cl/l)	zuurgraad. pH	totaal P (mg P/l)	totaal N (mg N/l)	doorzicht. SD (m)	
1	0,85	0,92	0,96					
0,8								
0,6								
0,4				0,47	0,57	0,41		0,64
0,2							0,27	
0								
2004								
1	0,85	0,87	0,96					
0,8					0,67			0,70
0,6				0,59		0,59		
0,4							0,35	
0,2								
0								
2005								
1	0,86	0,89	0,96					
0,8								0,64
0,6				0,55	0,48	0,54		
0,4							0,21	
0,2								
0								
2006								
1	0,86	0,91	0,96					
0,8								0,60
0,6				0,42	0,42			
0,4						0,39	0,24	
0,2								
0								
2007								
1	0,86	0,87	0,96					
0,8								0,64
0,6				0,51	0,52	0,47		
0,4							0,29	
0,2								
0								

Bijlage 6. Resultaten fysisch-chemische parameters

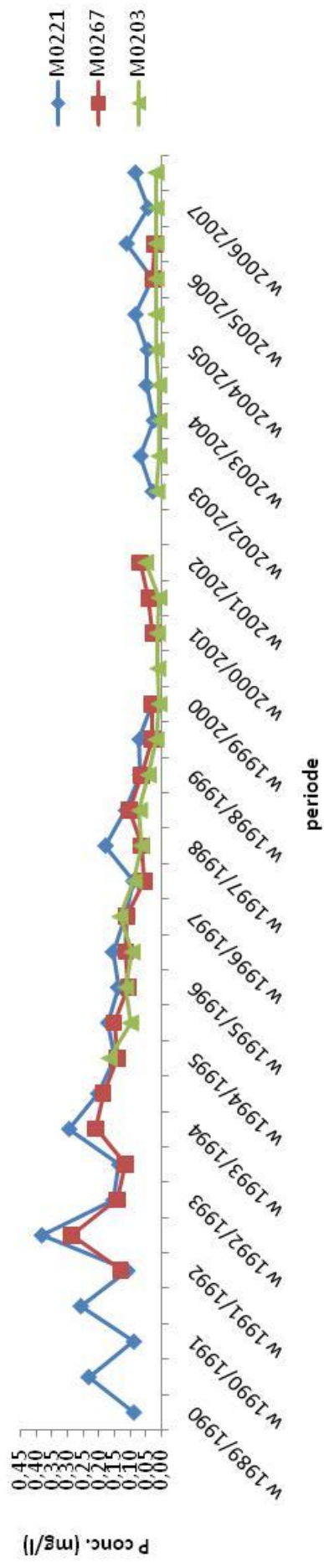
Totaal fosfaat concentratie in-, uitlaat water



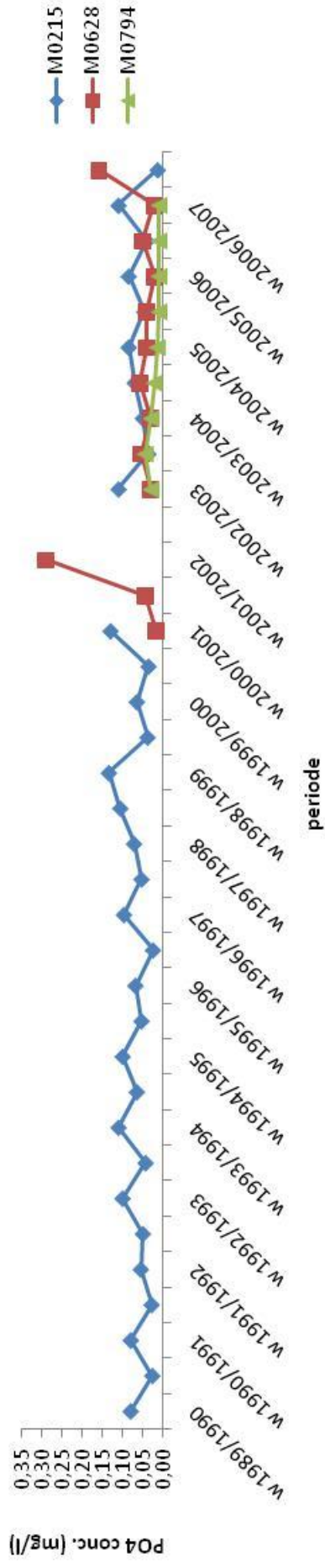
Totaal fosfaat concentratie petgaten



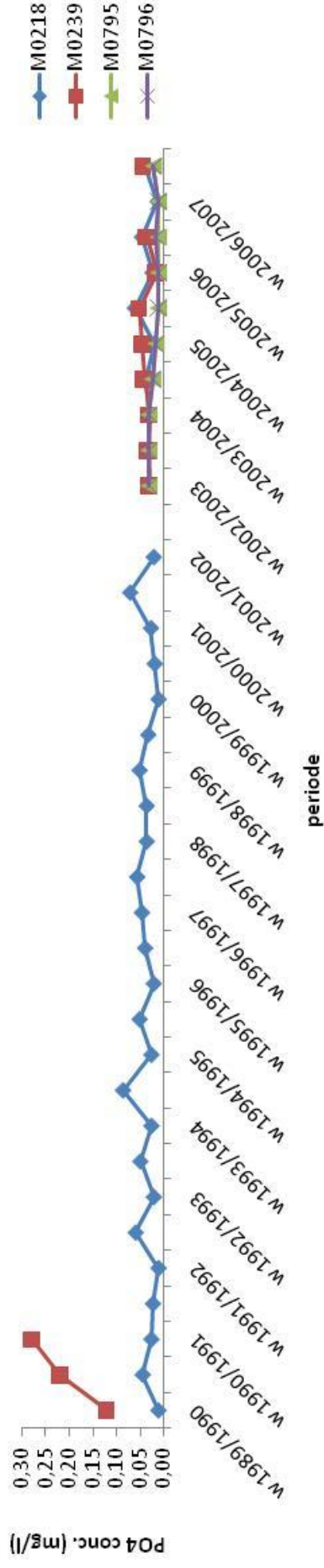
Totaal fosfaat concentratie open water



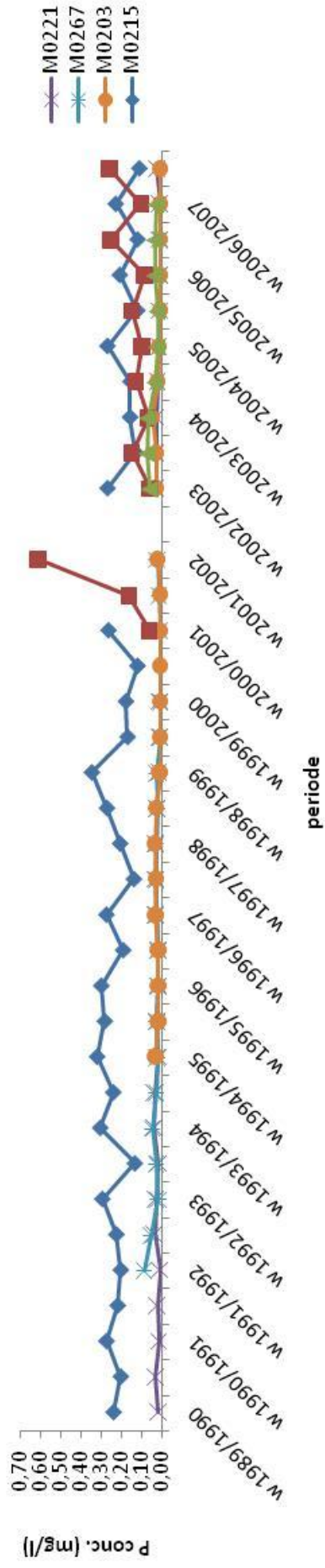
Ortho fostaat concentratie in-, uitlaat water



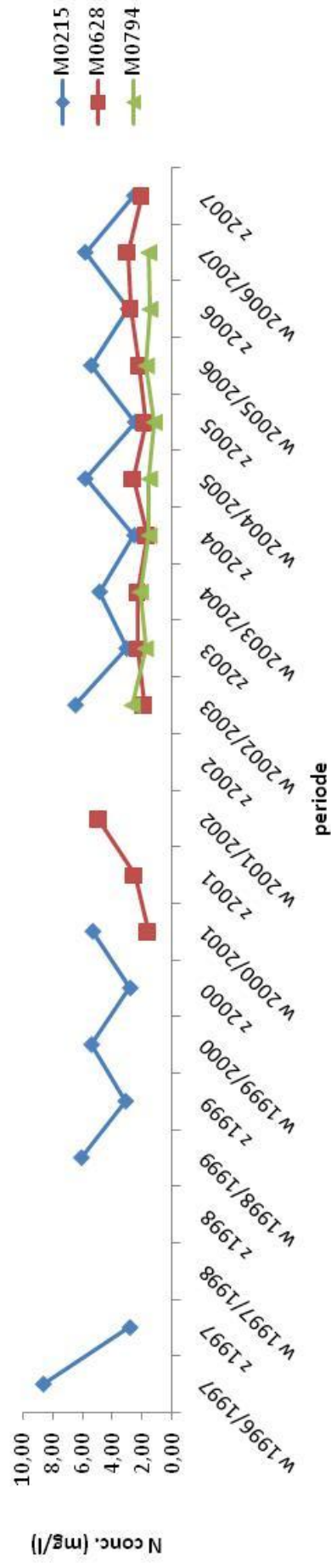
Ortho fostaat concentratie petgaten



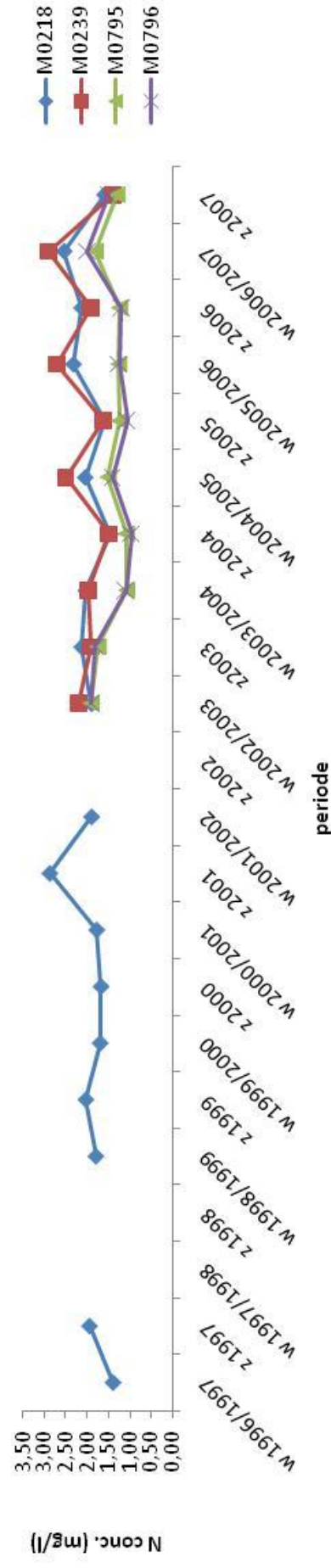
Ortho fosfaat concentratie open water



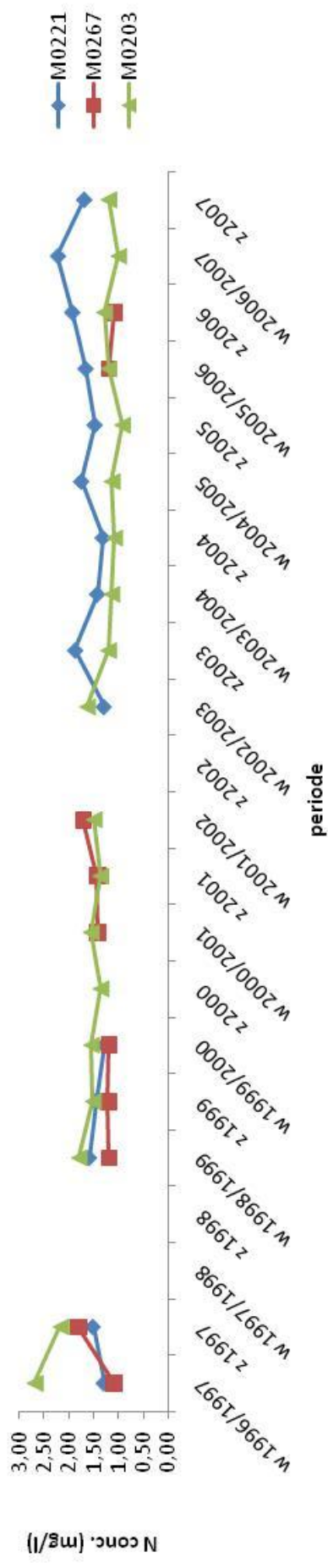
Totaal stikstof in-, uitlaat water



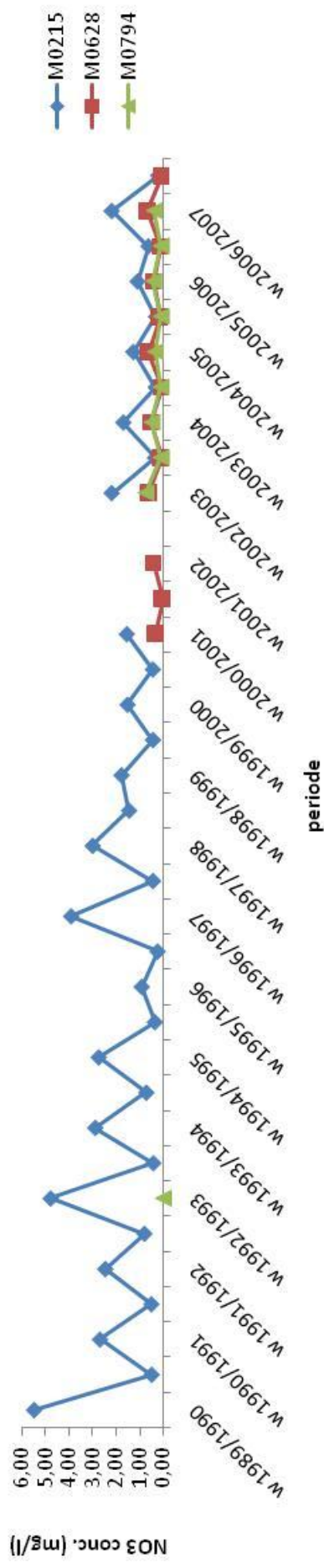
Totaal stikstof petgaten



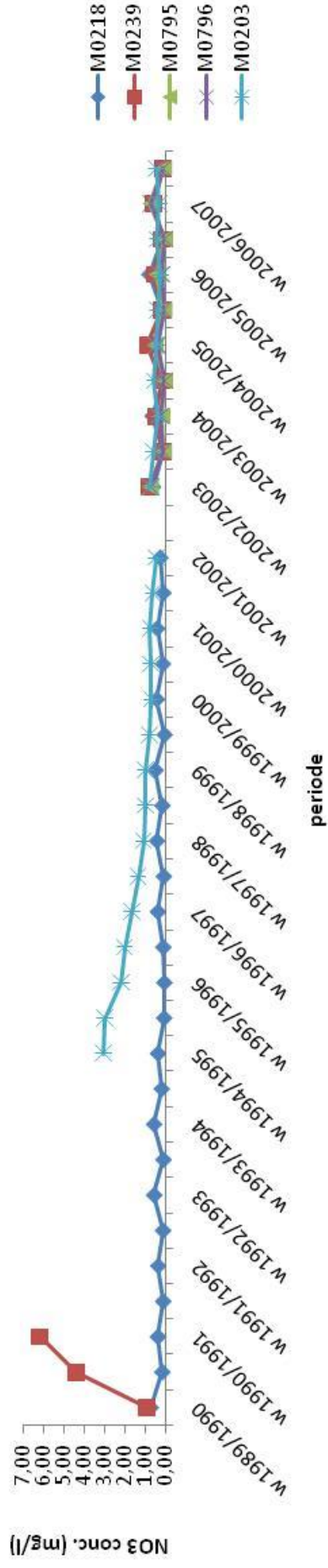
Totaal stikstof open water



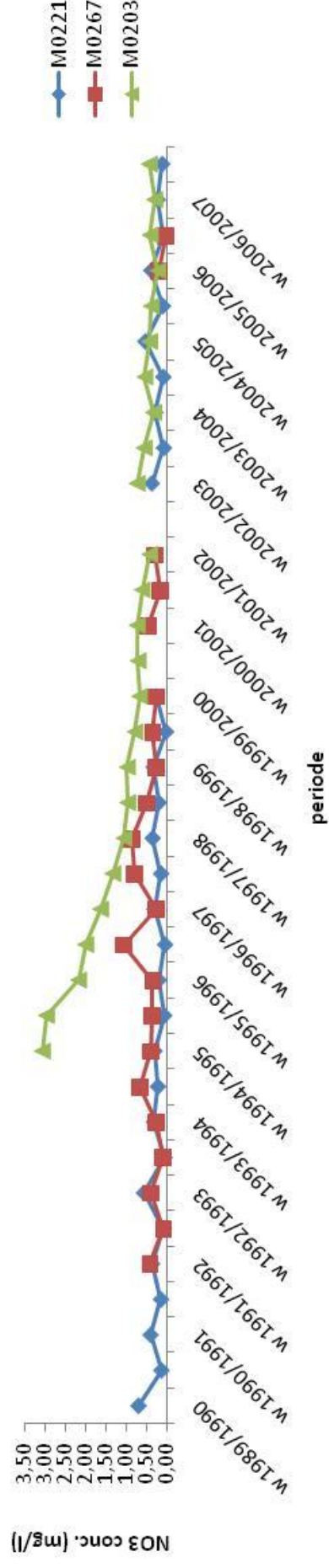
Nitraat concentratie in-, uitlaat water



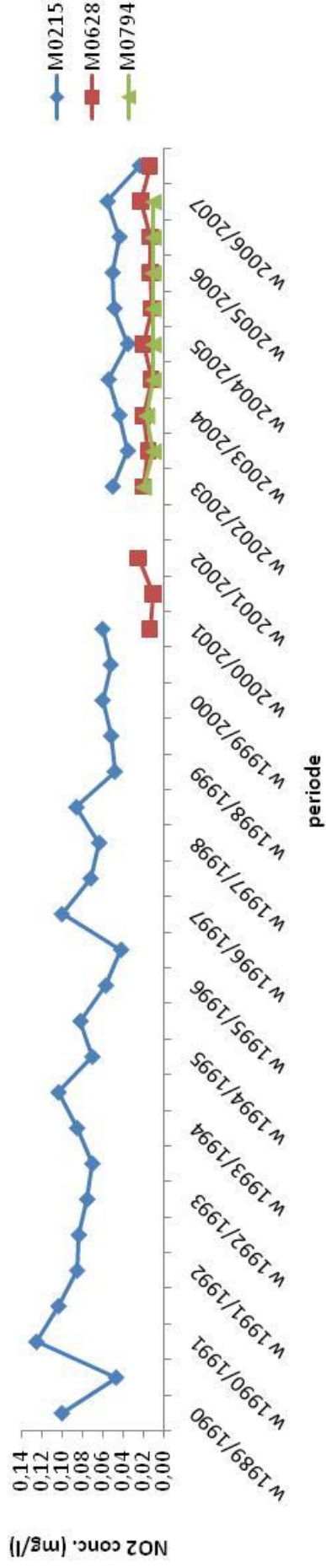
Nitraat concentratie petgaten



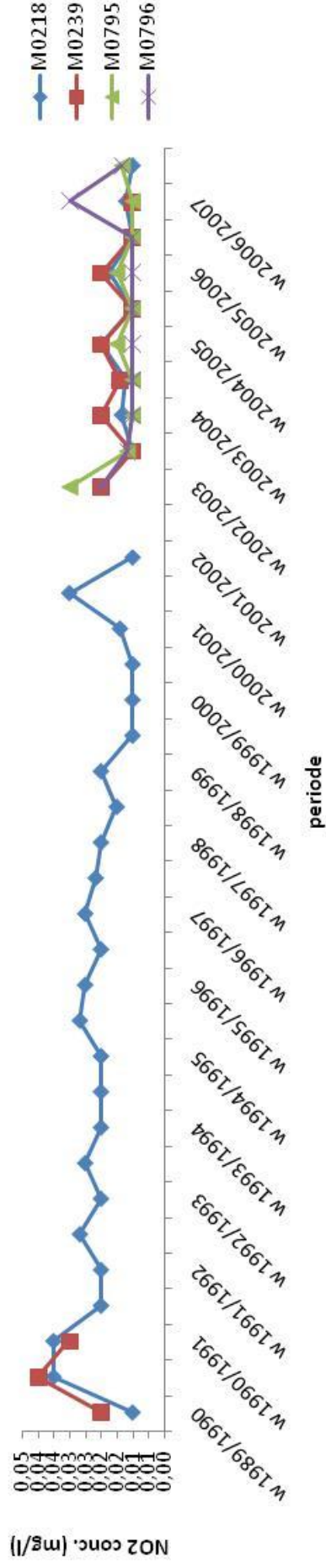
Nitraat concentratie open water



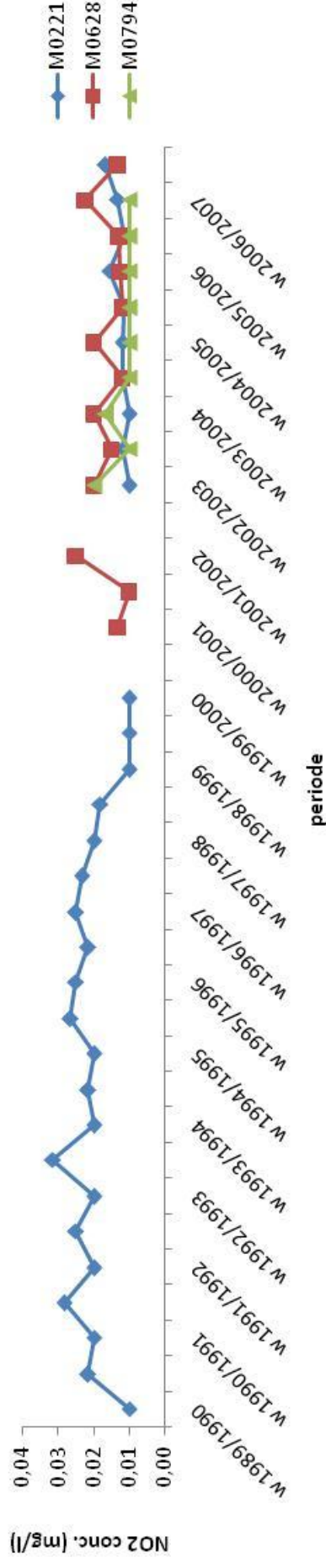
Nitriet concentratie in-, uitlaat water



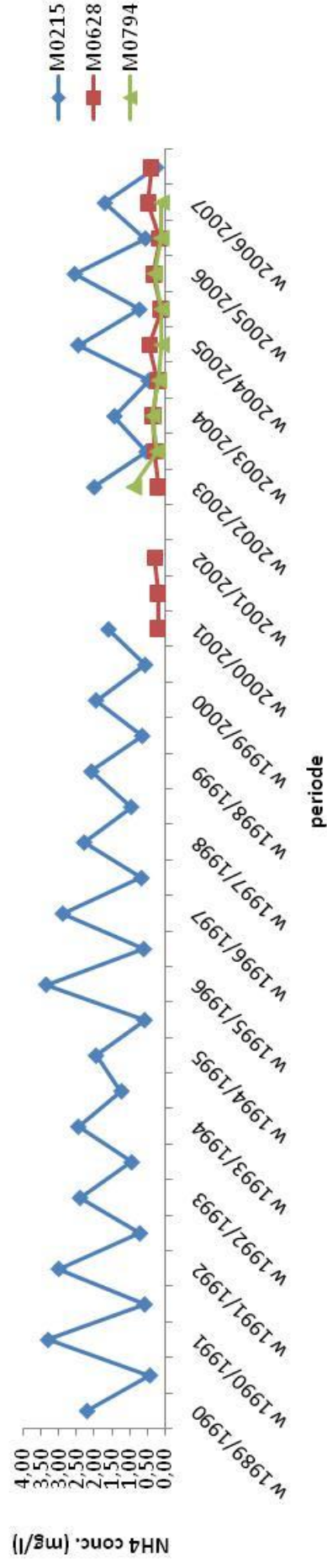
Nitriet concentratie petgaten



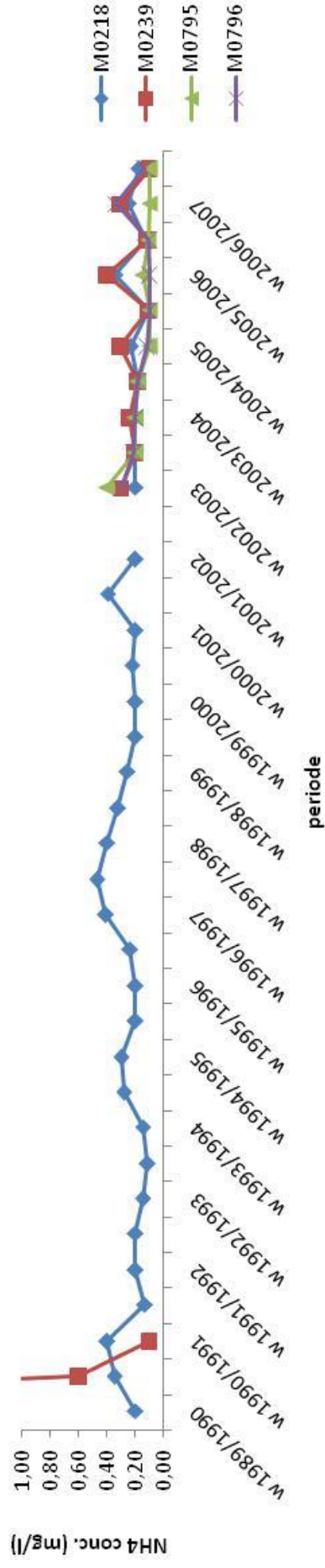
Nitriet concentratie open water



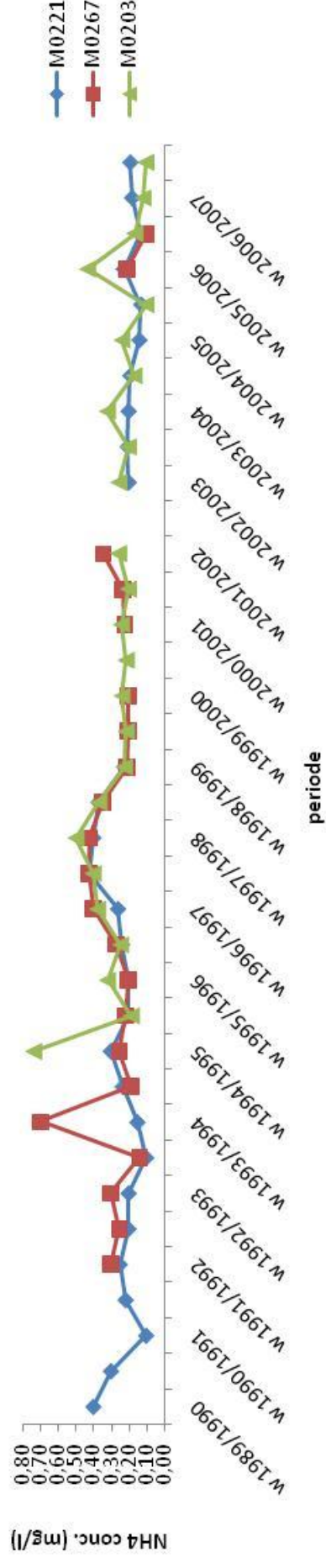
Ammonium concentratie in-, uitlaat water



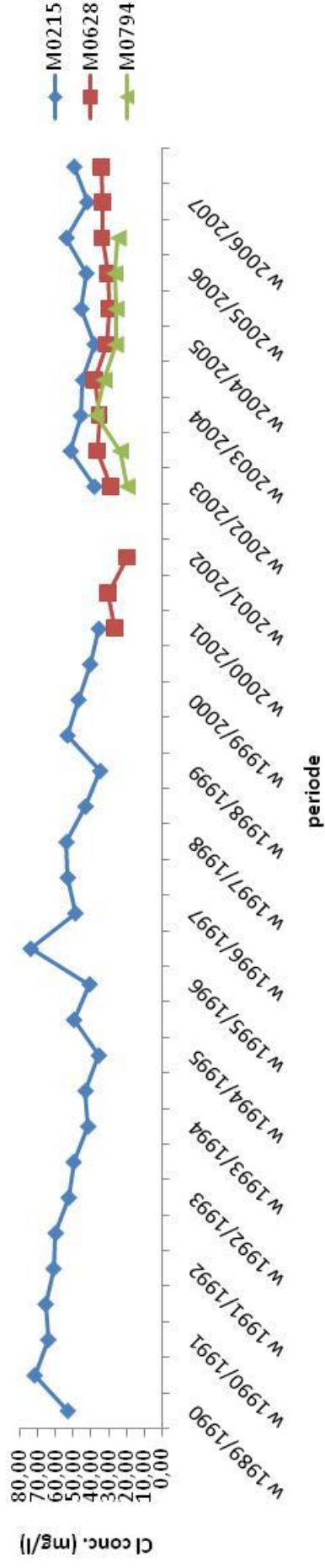
Ammonium concentratie petgaten



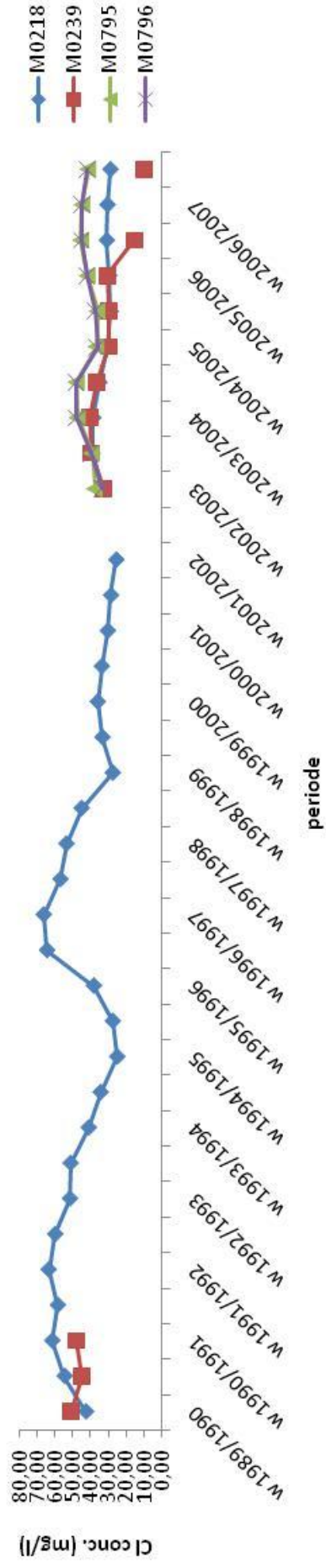
Ammonium concentratie open water



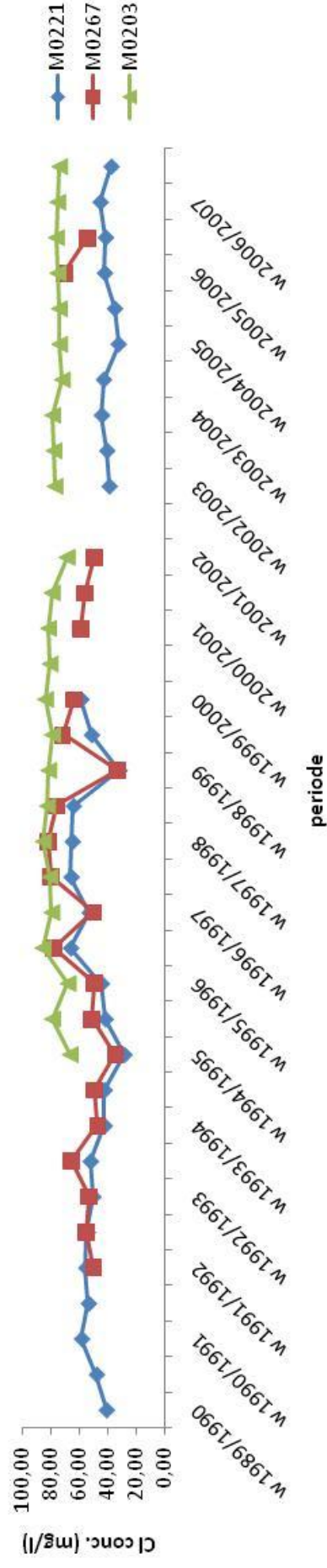
Chloride concentratie in-, uitlaat water



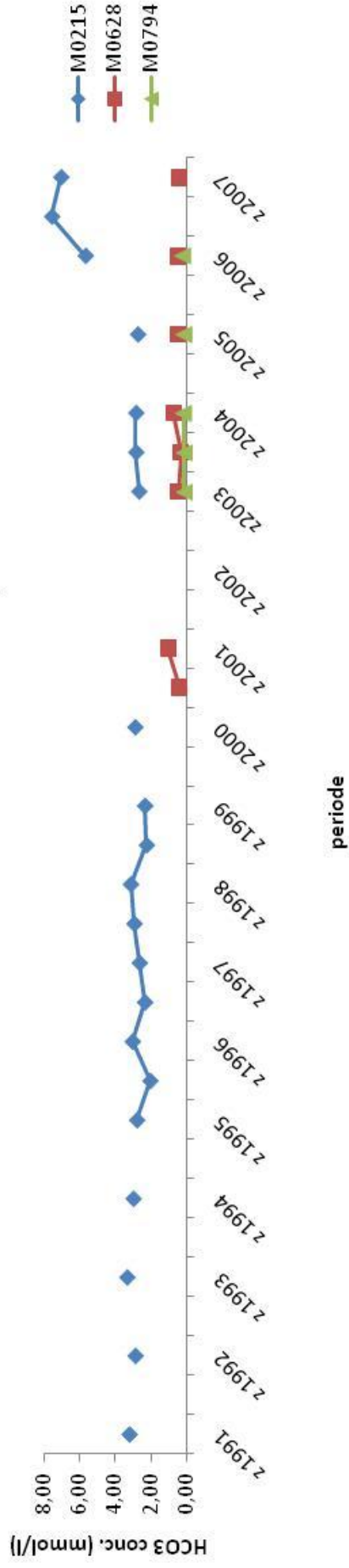
Chloride concentratie petgaten



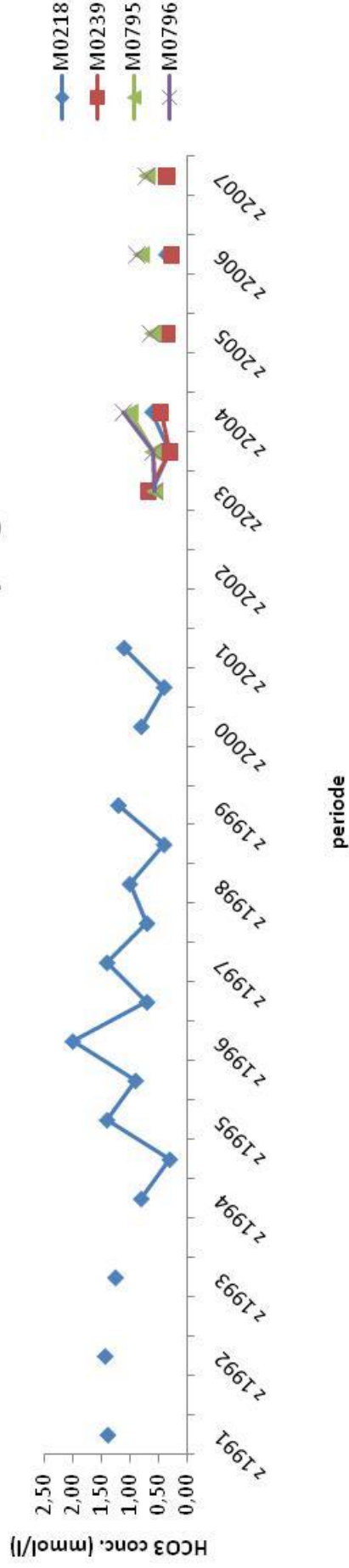
Chloride concentratie open water



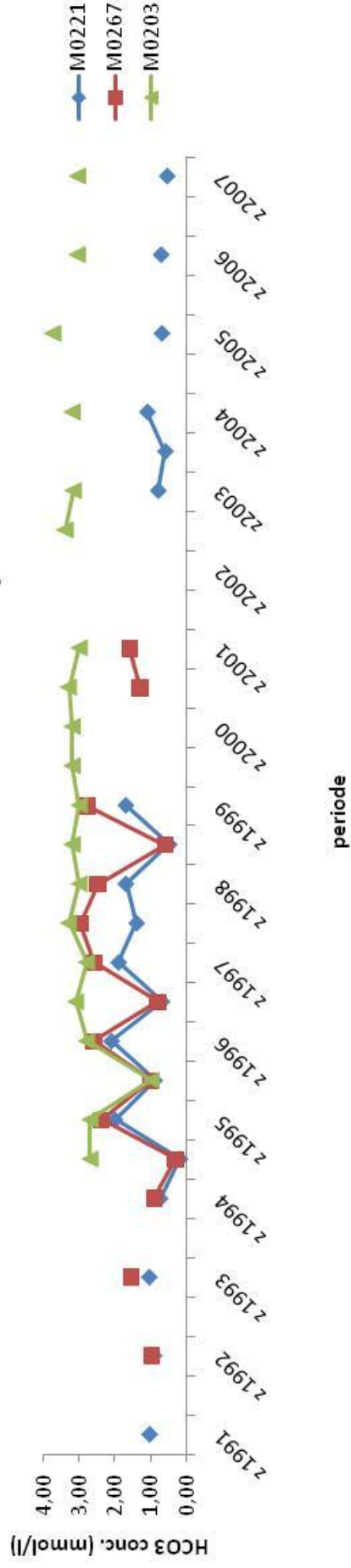
Bicarbonaat concentratie in-, uitlaatwater



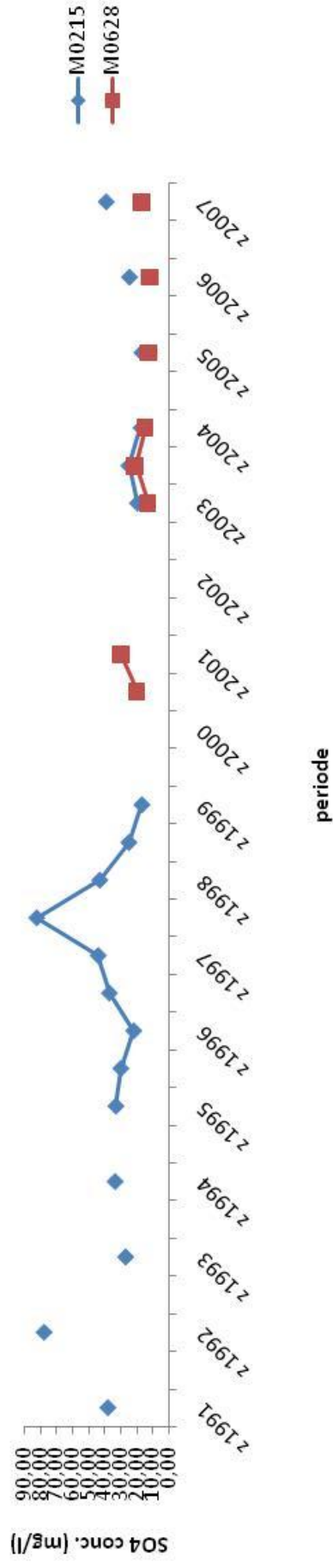
Bicarbonaat concentratie petgaten



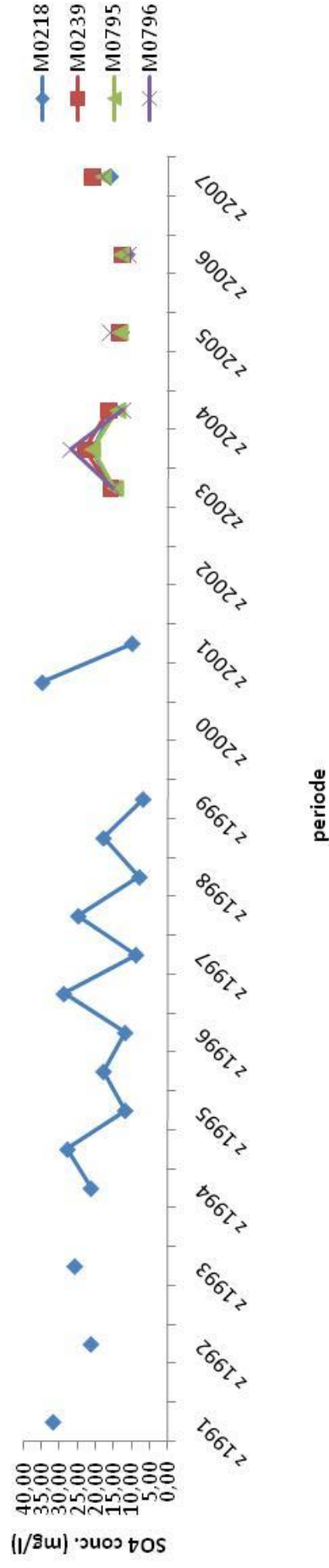
Bicarbonaat concentratie open water



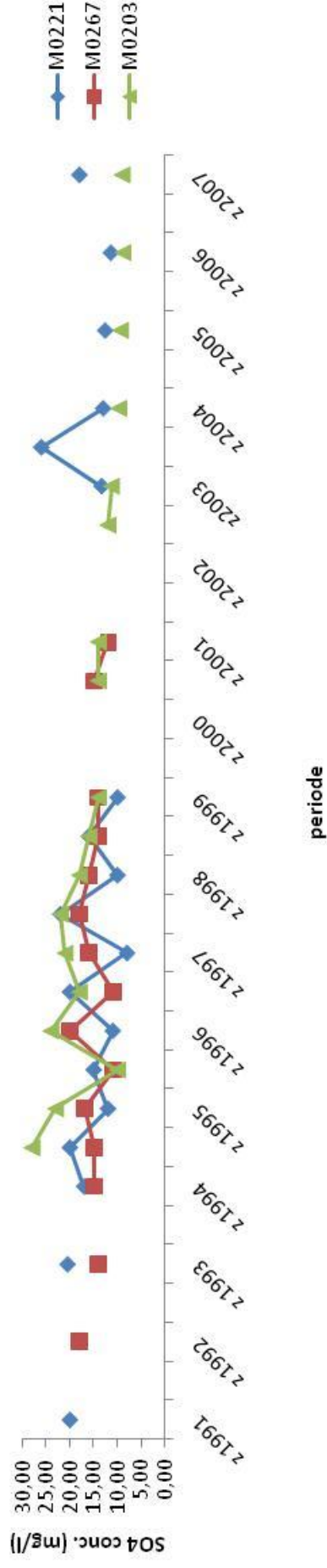
Sulfaat concentratie in-, uitlaat water



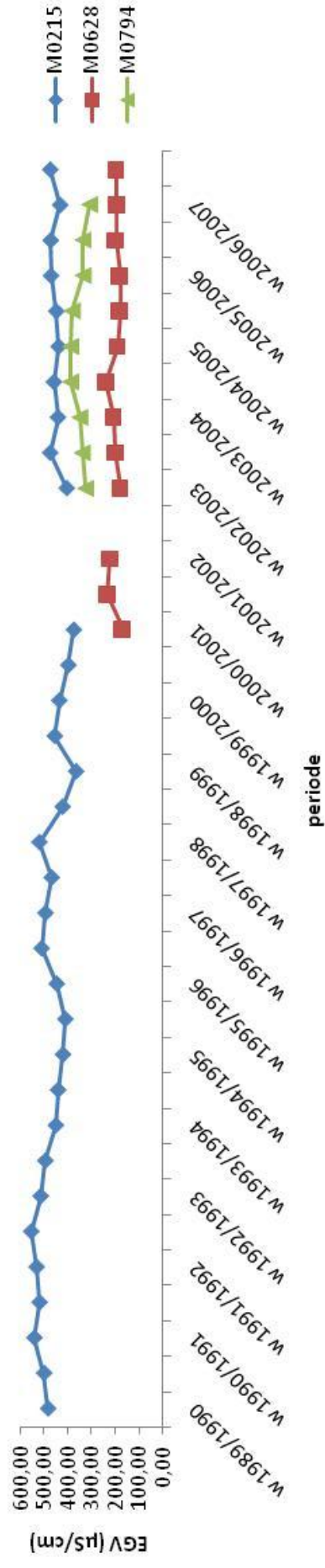
Sulfaat concentratie petgaten



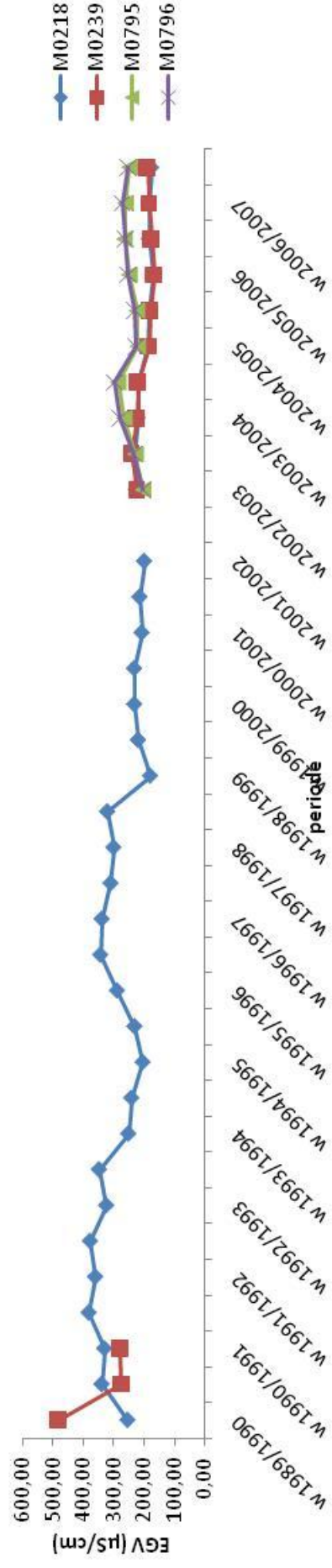
Sulfaat concentratie open water



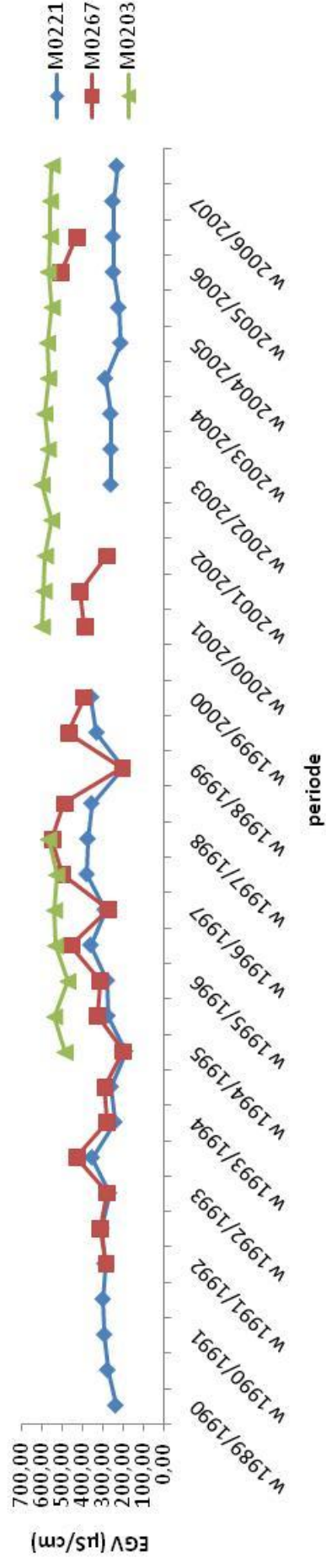
EGV in-, uitlaatwater

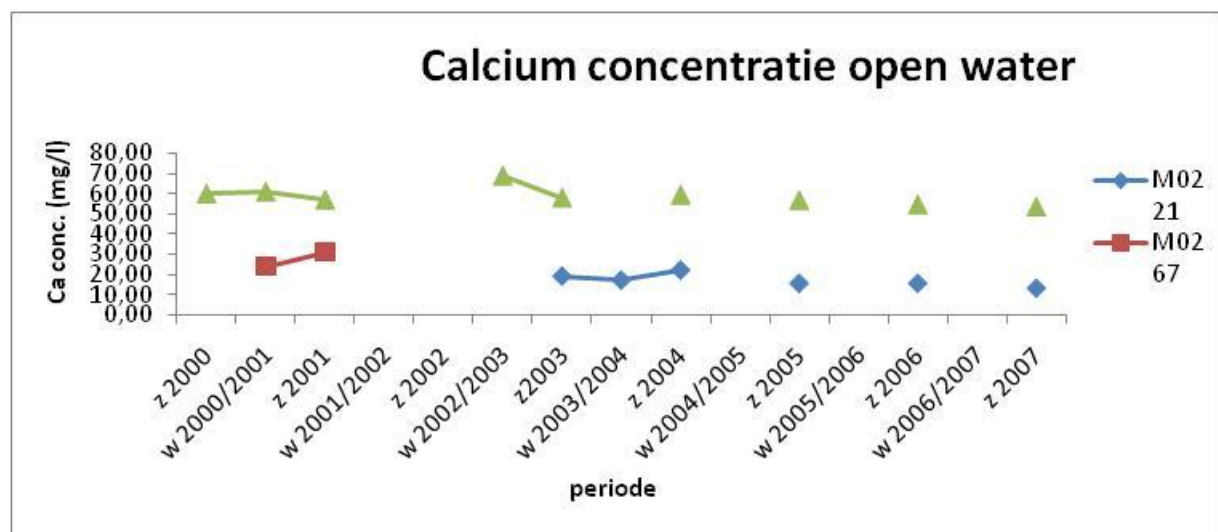
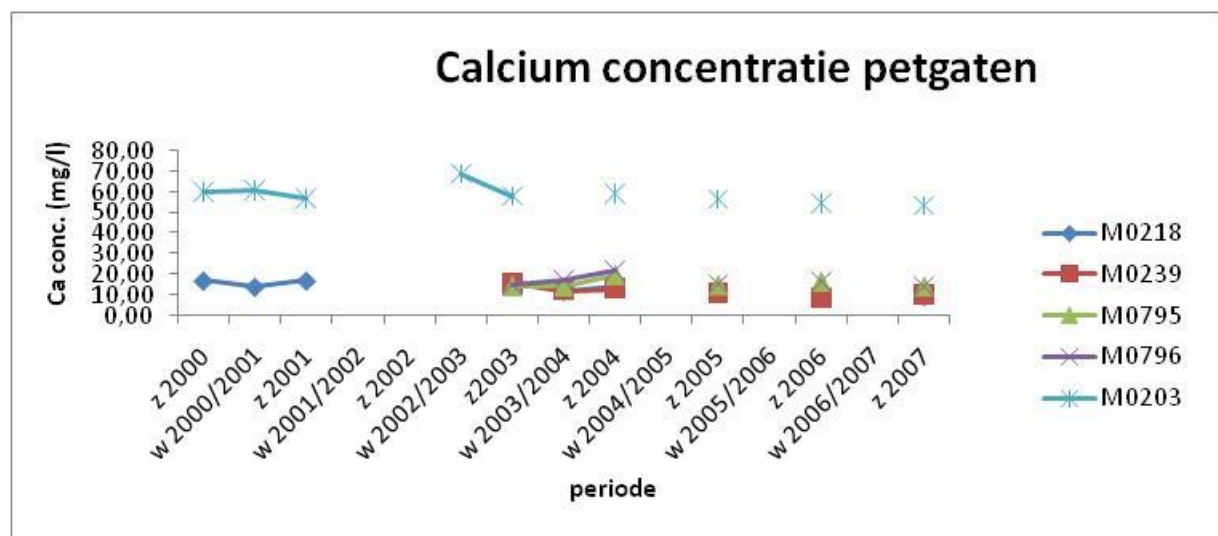
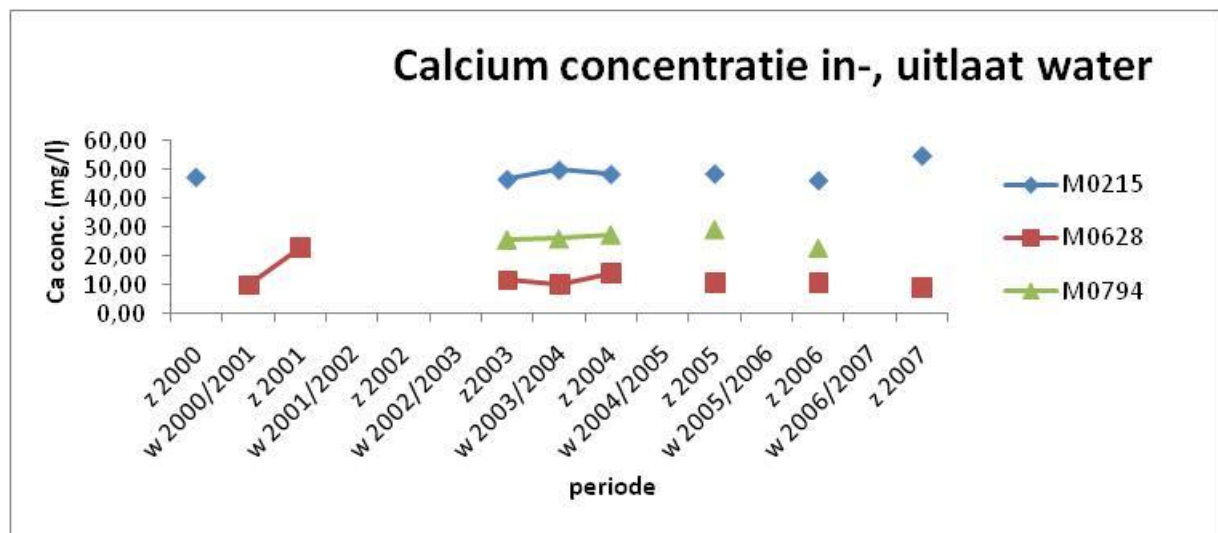


EGV petgaten

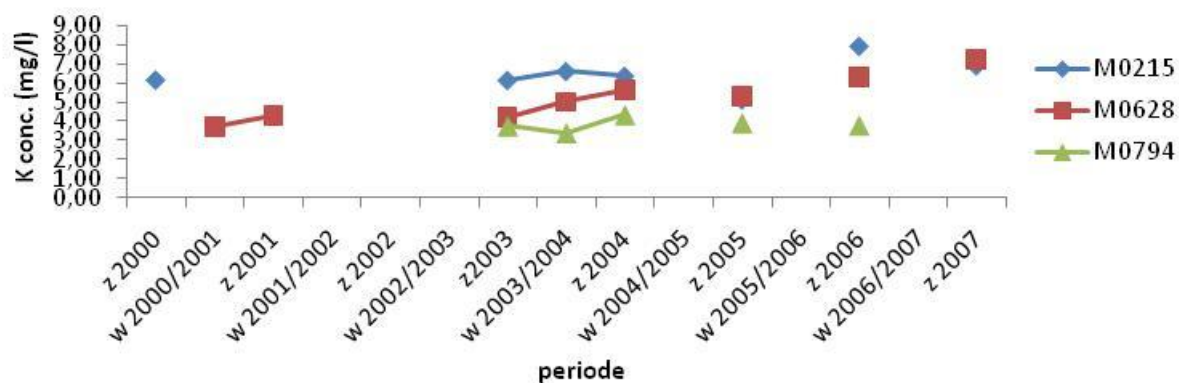


EGV open water

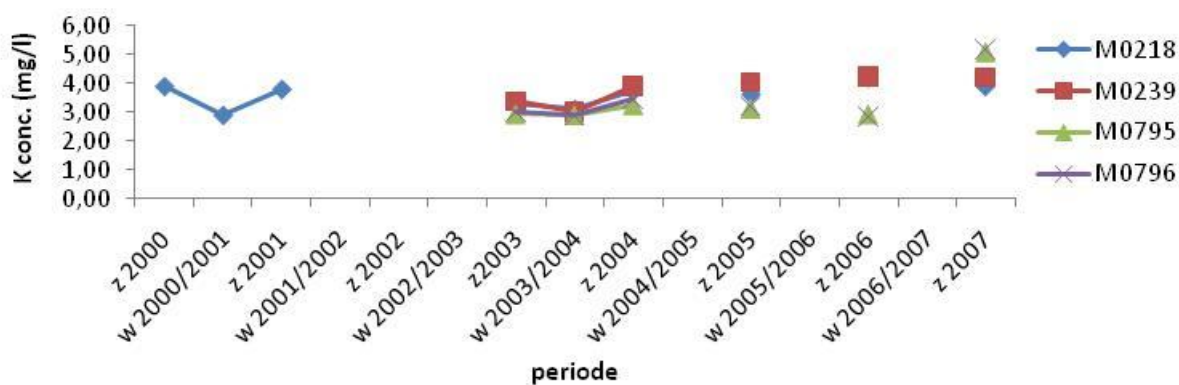




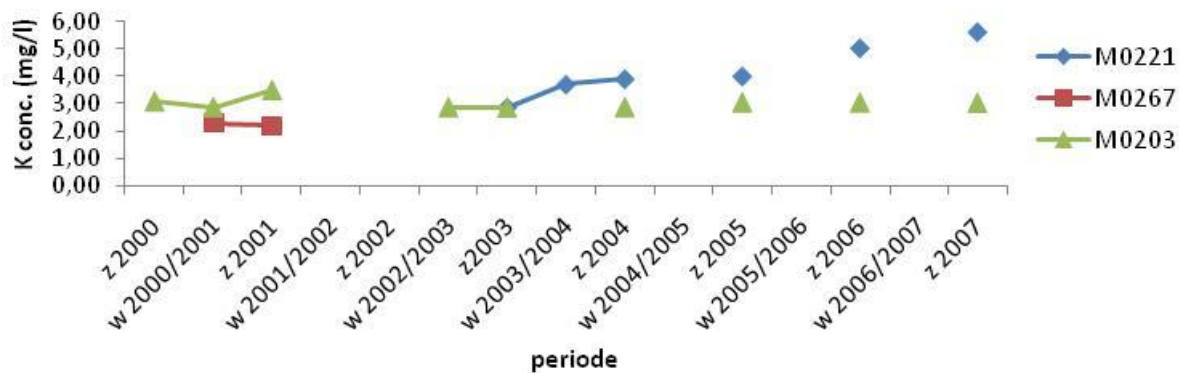
Kalium concentratie in-, uitlaat water



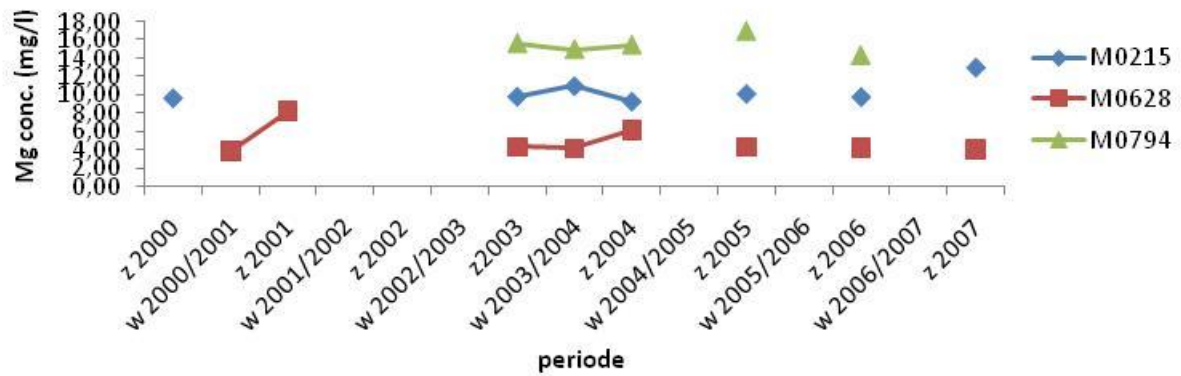
Kalium concentratie petgaten



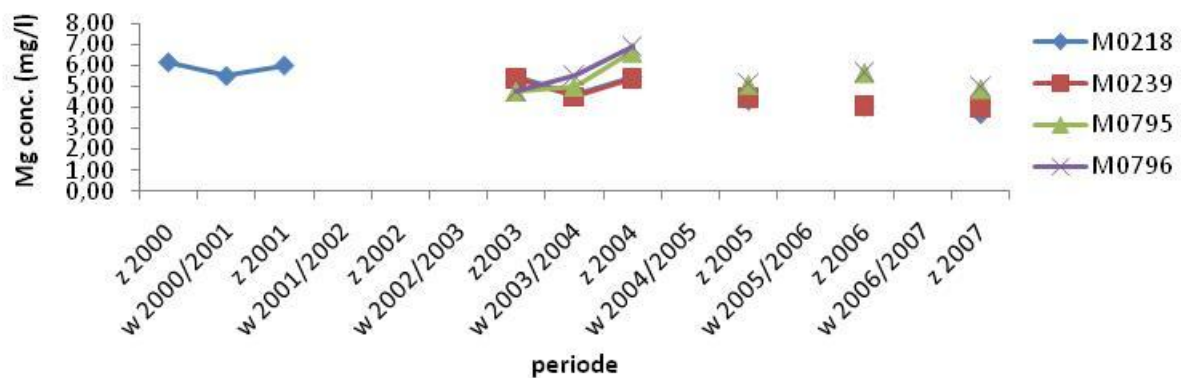
Kalium concentratie open water



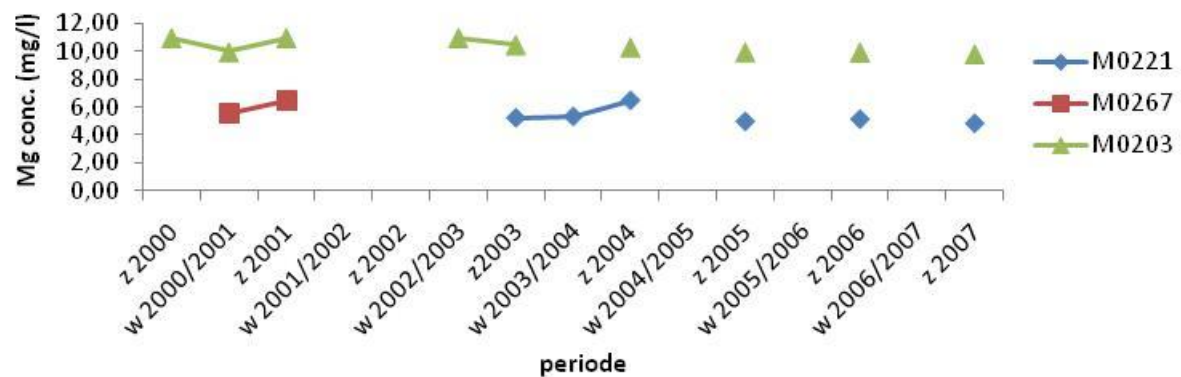
Magnesium concentratie in-, uitlaat water



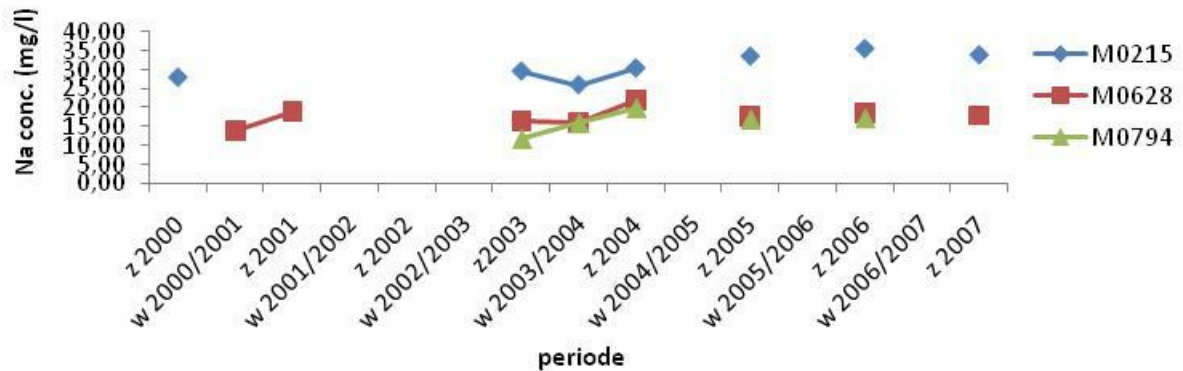
Magnesium concentratie petgaten



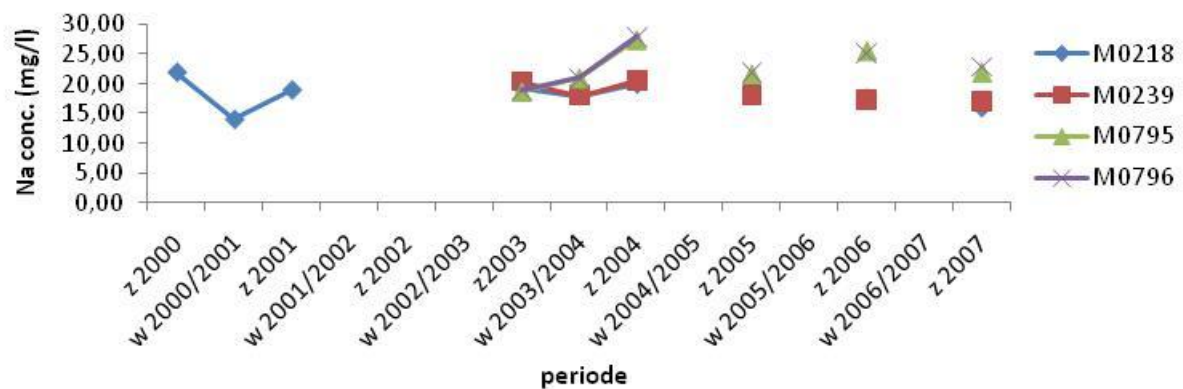
Magnesium concentratie open water



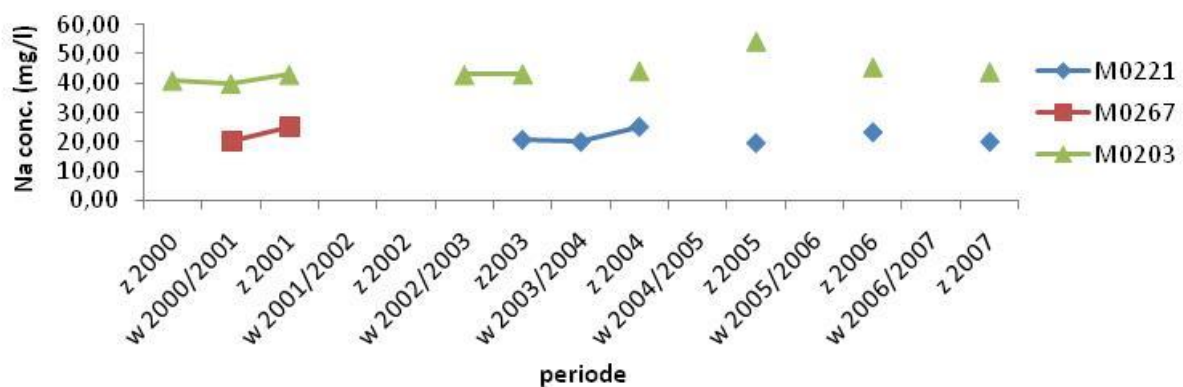
Natrium concentratie in-, uitlaat water



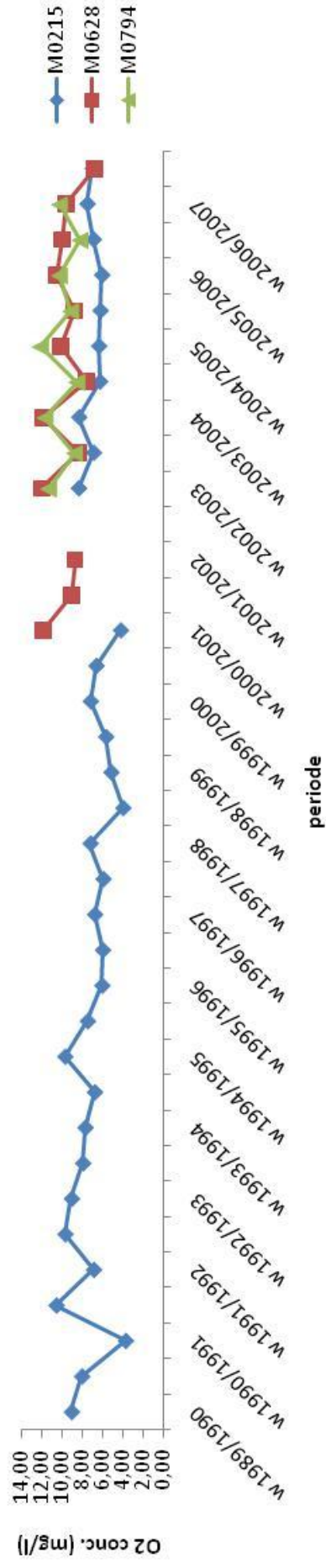
Natrium concentratie petgaten



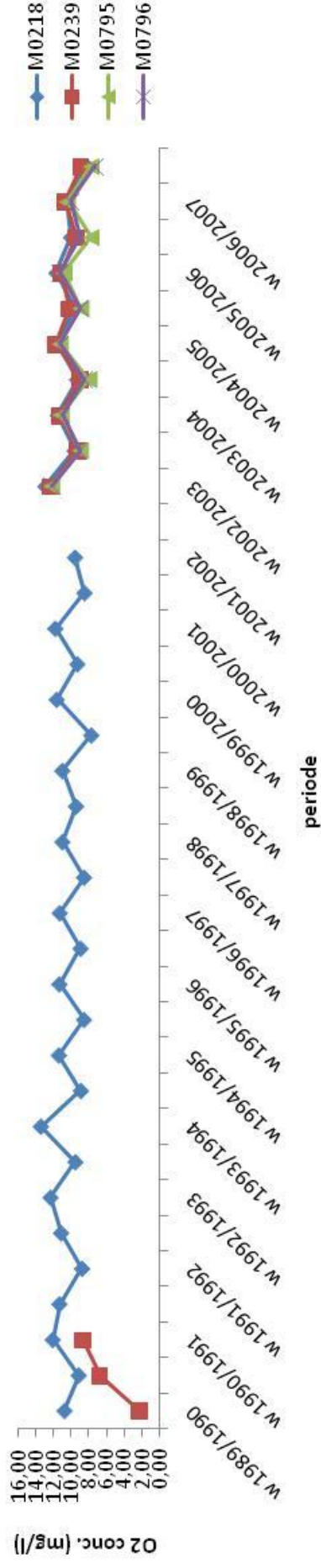
Natrium concentratie open water



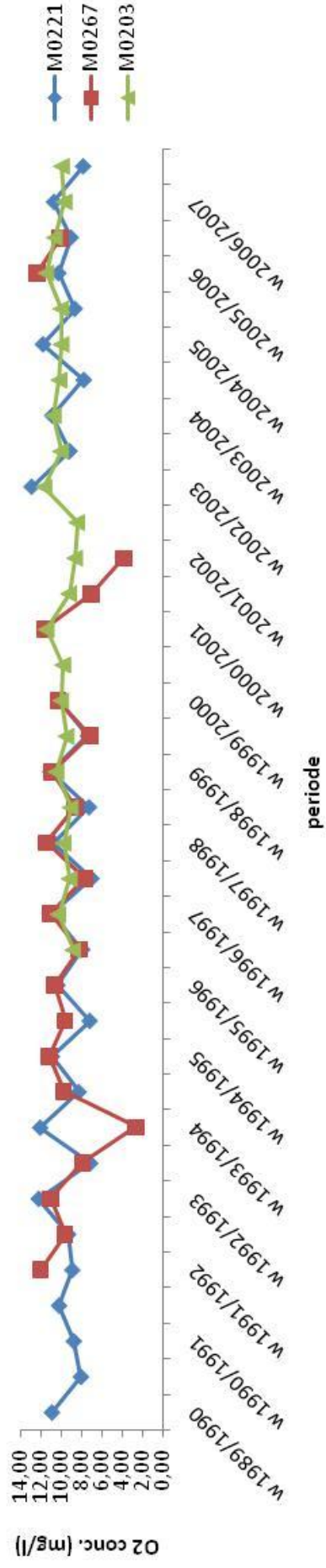
Zuurstof concentratie in-, uilaat water



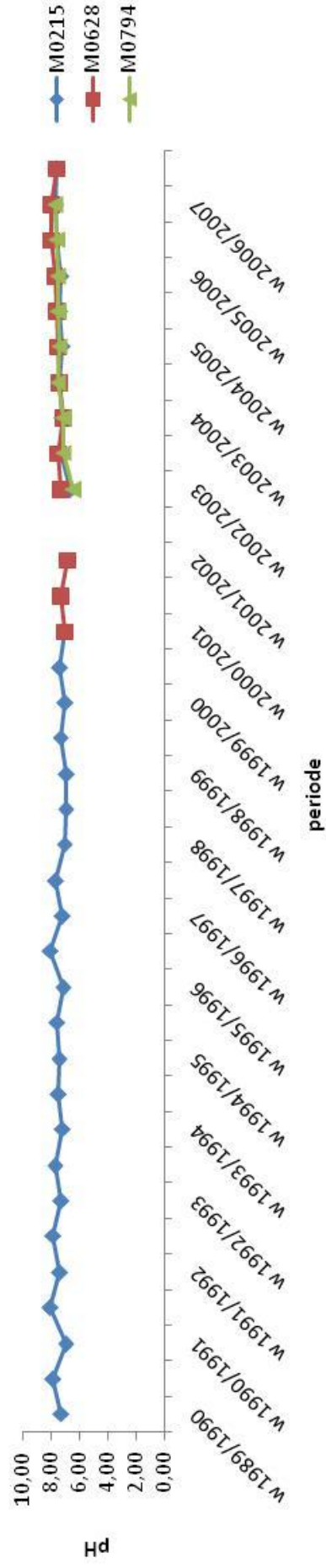
Zuurstof concentratie petgaten



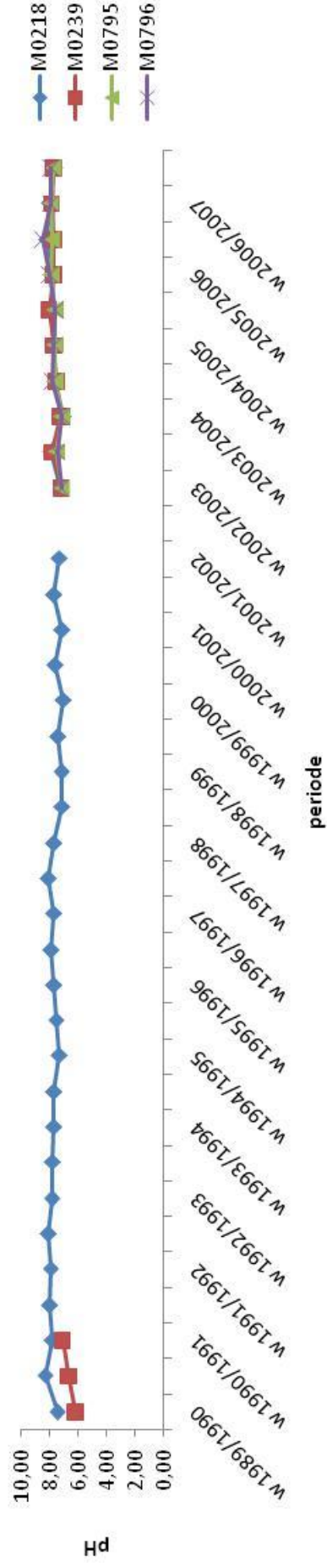
Zuurstof concentratie open water



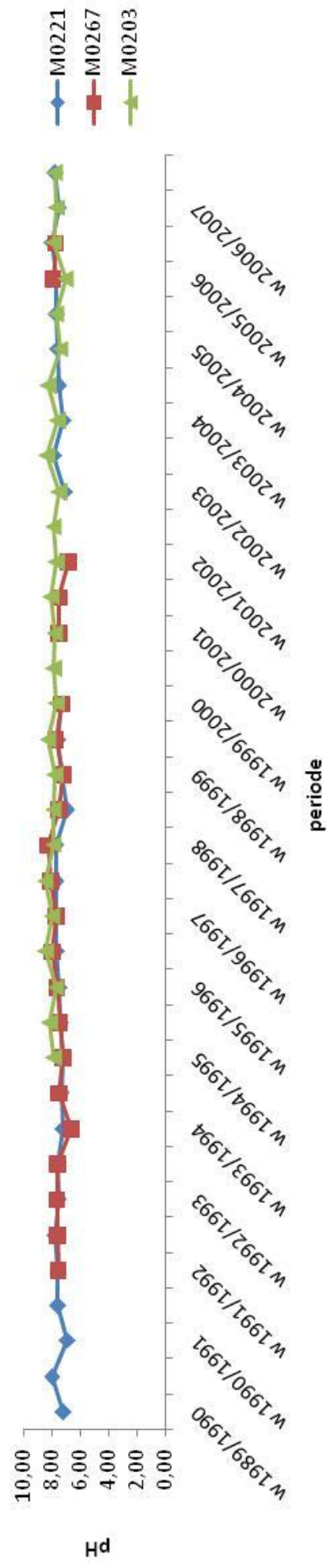
Zuurgraad in-, uitlaat water



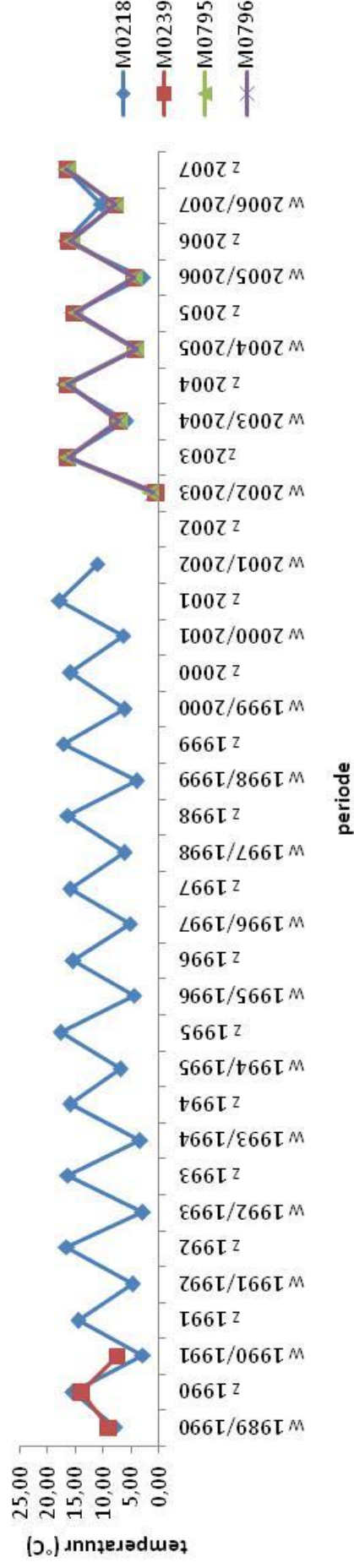
Zuurgraad petgaten



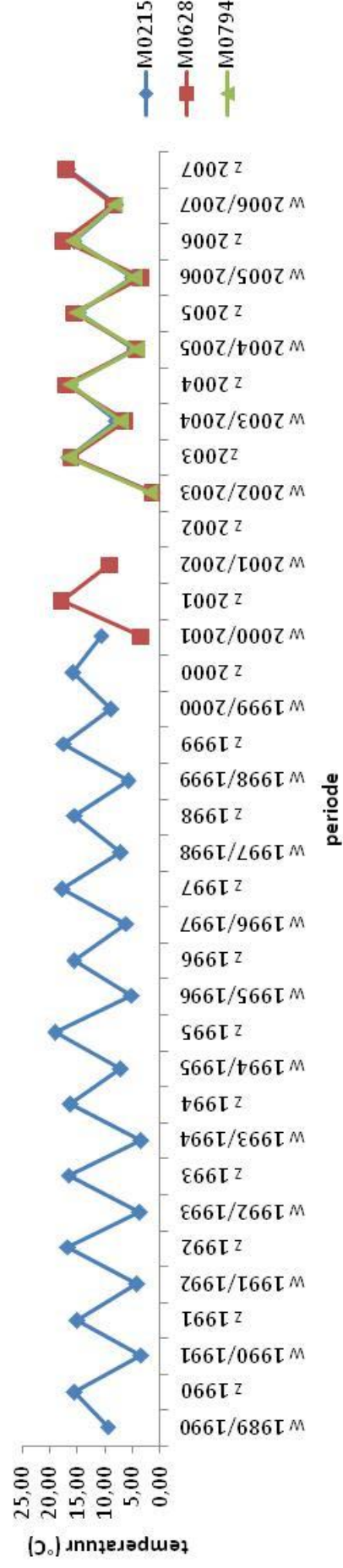
Zuurgraad open water



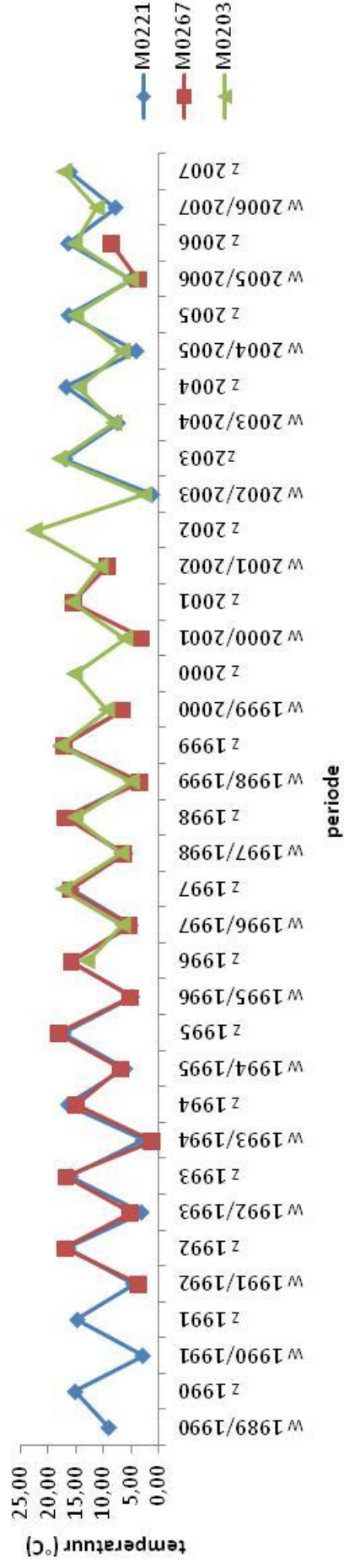
Temperatuur in-, uitlaat water



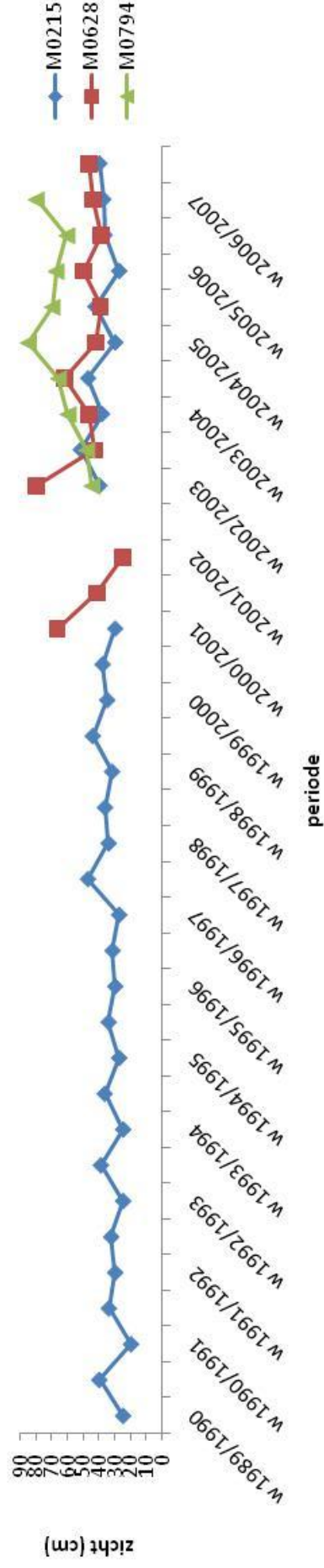
Temperatuur petgaten



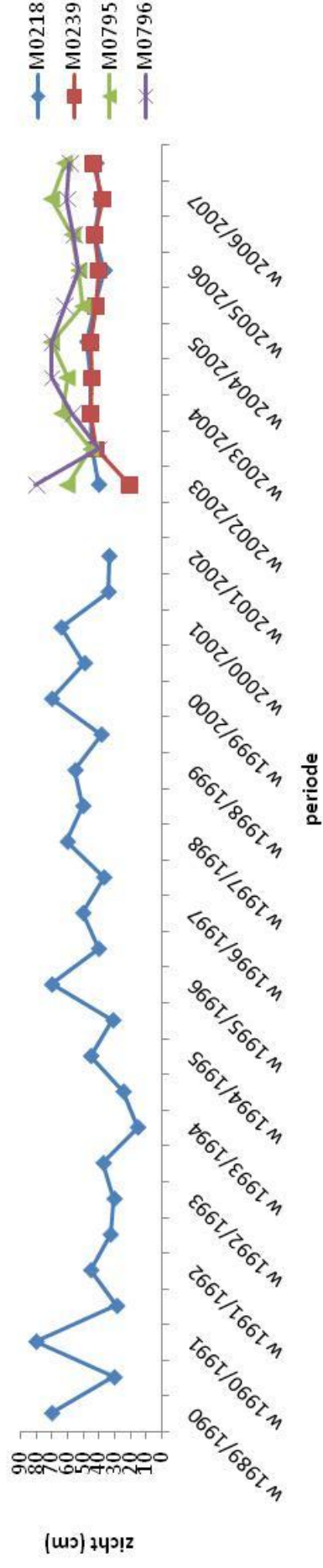
Temperatuur open water



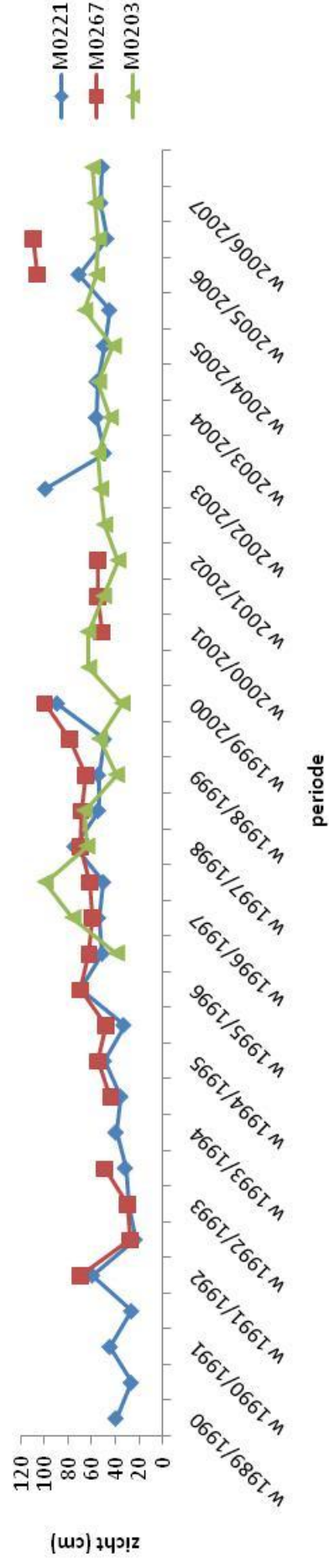
Doorzicht in-, uitlaat water



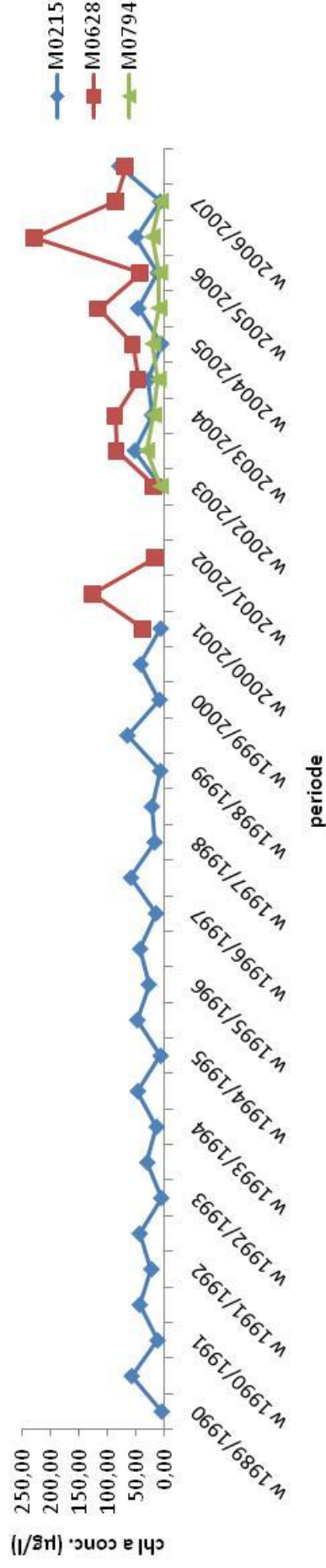
Doorzicht petgaten



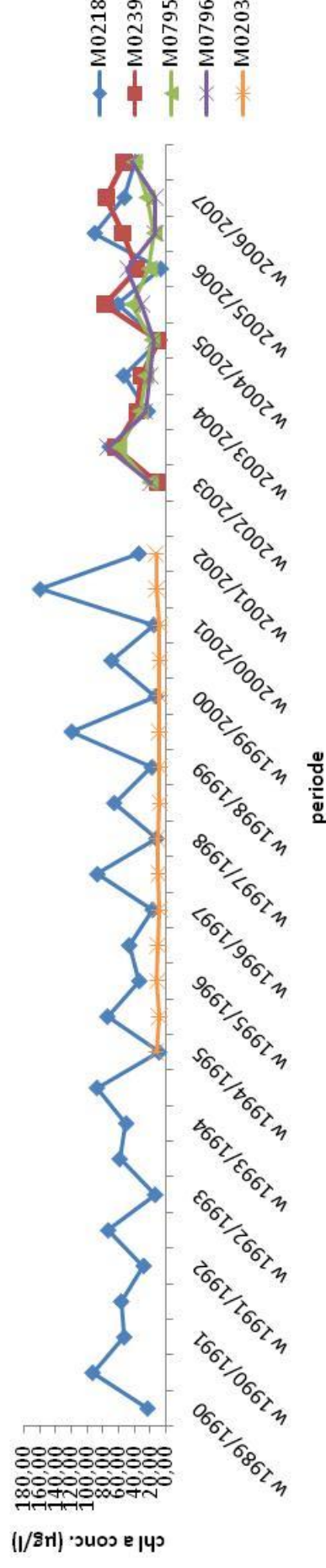
Doorzicht open water



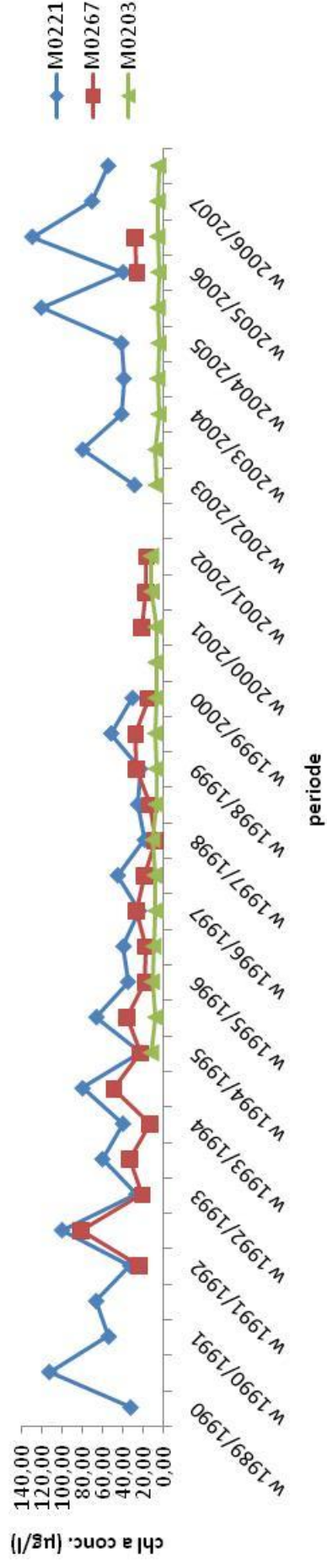
Chlorofyl a concentratie in-. uitlaat water



Chlorofyl a concentratie petgaten

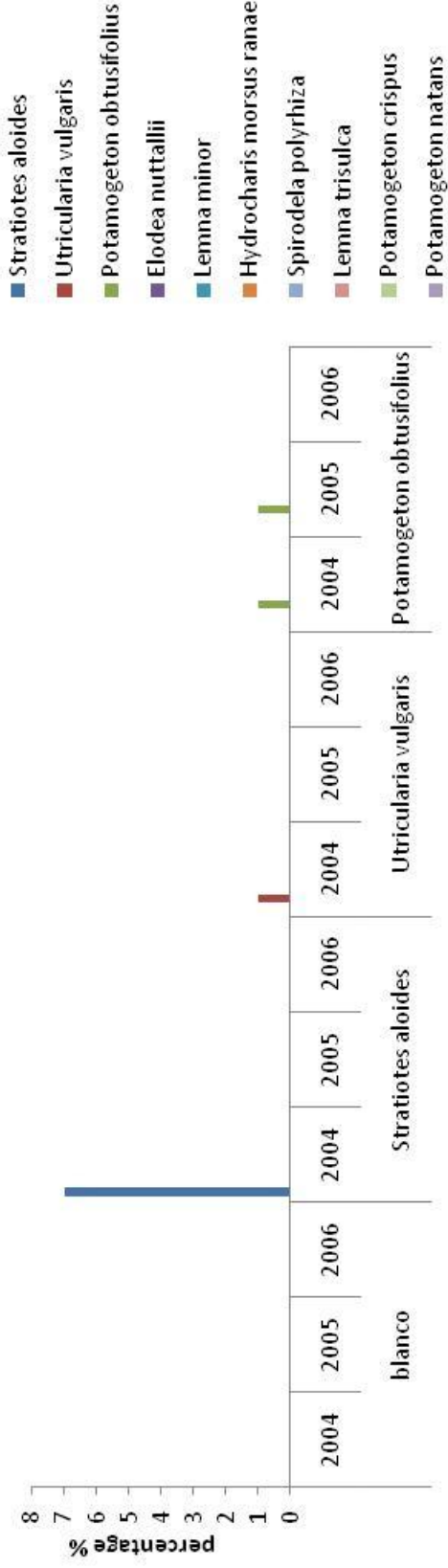


Chlorofyl a concentratie open water

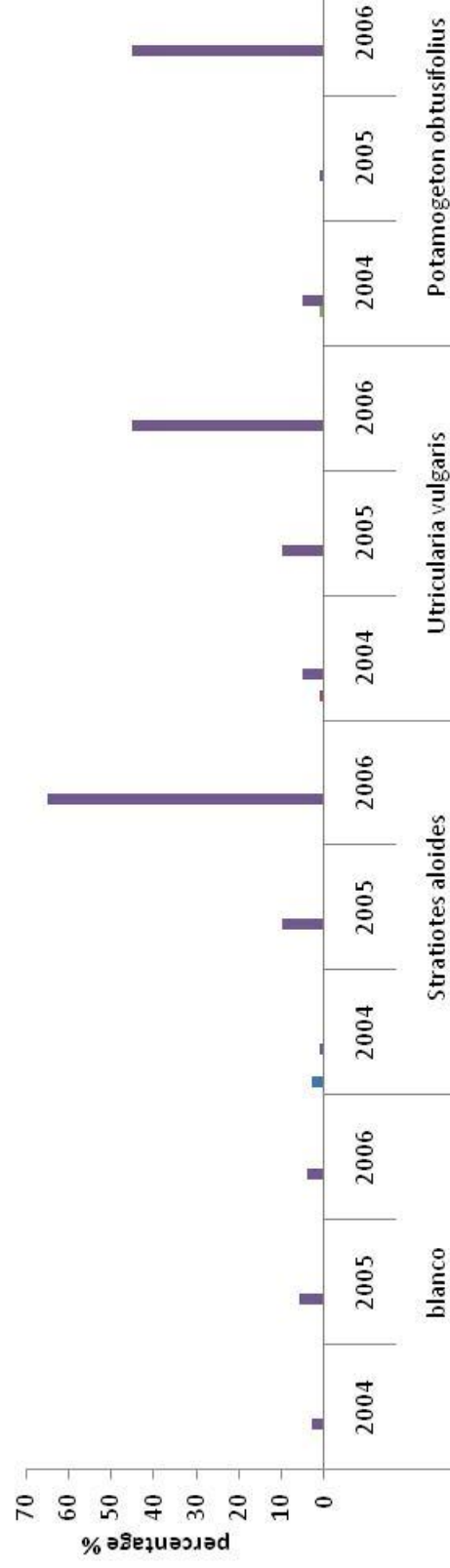


Bijlage 7. Uitkomsten enclosure experiment

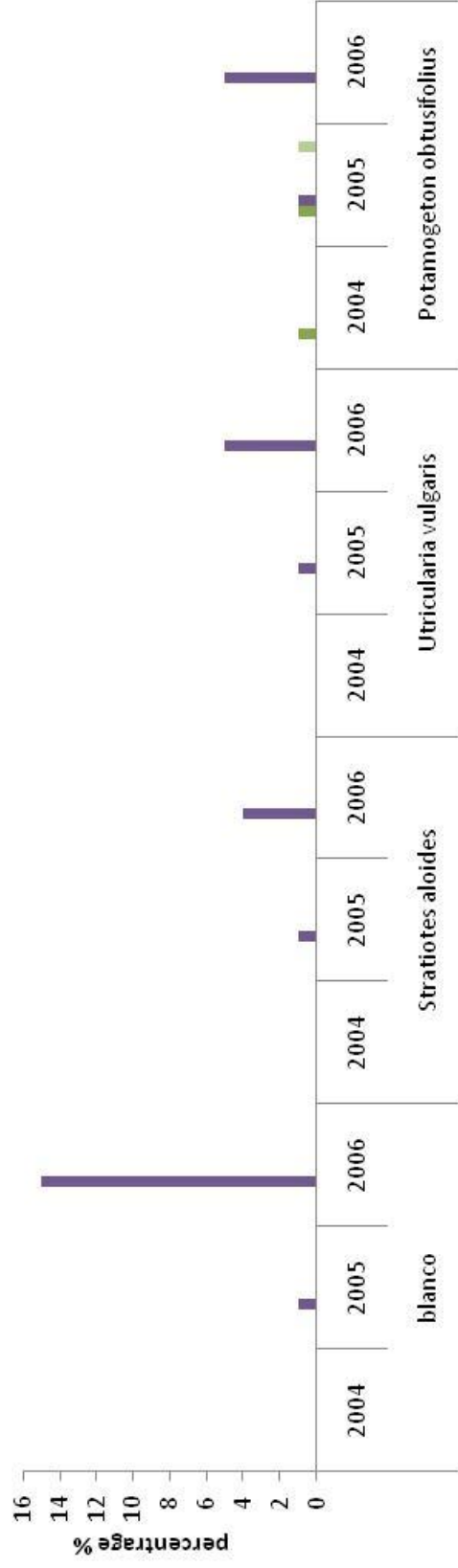
Enclosure 797



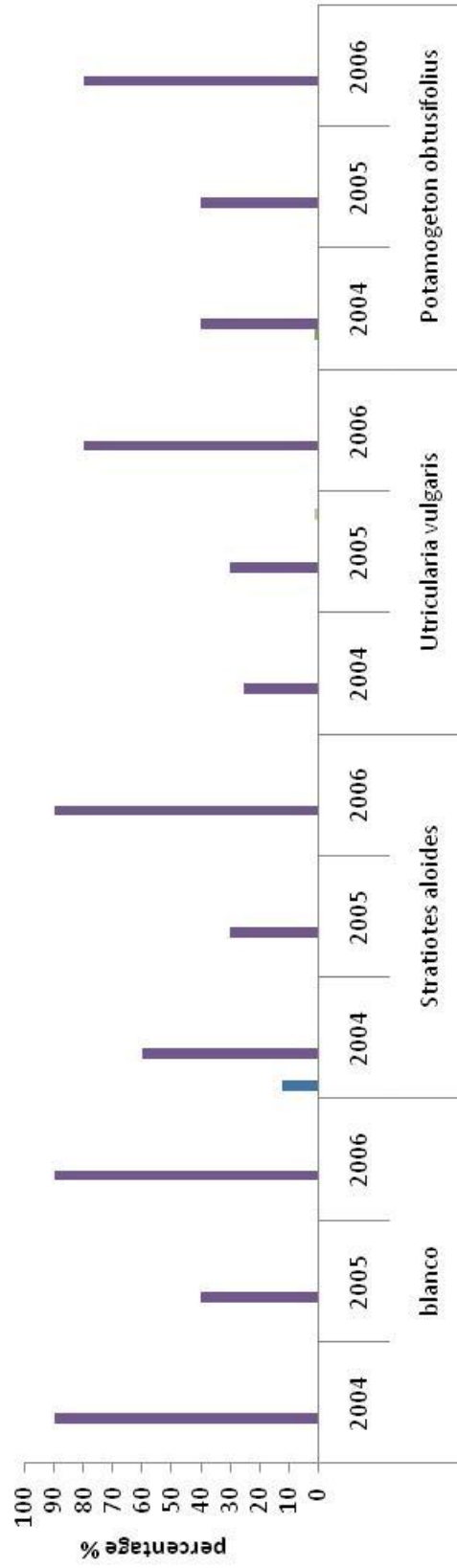
Enclosure 798



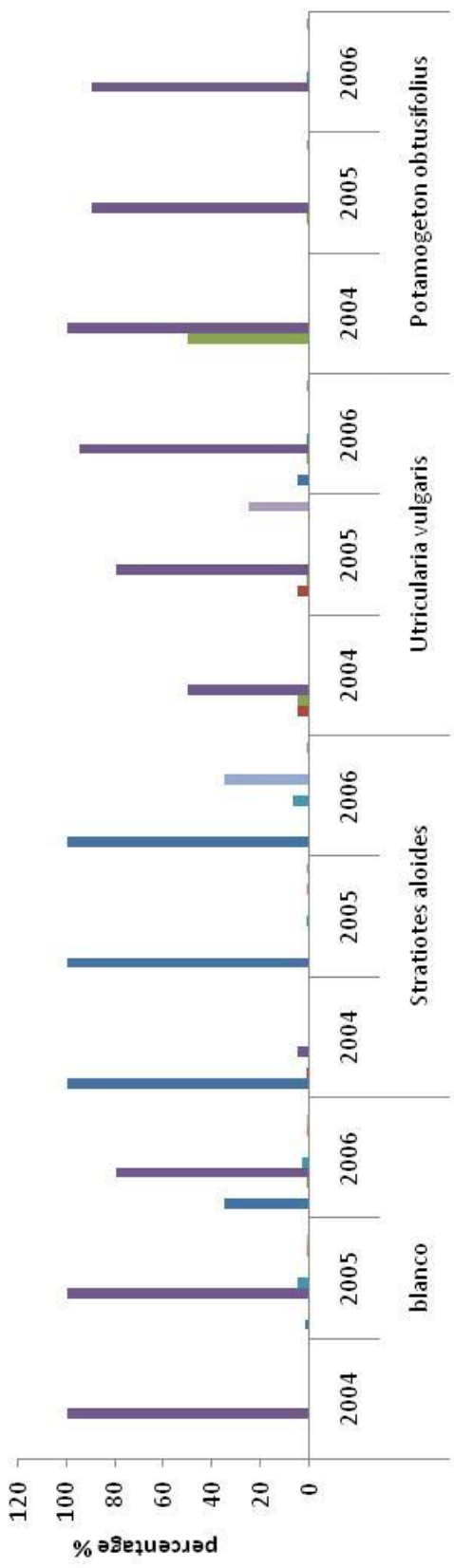
Enclosure 799



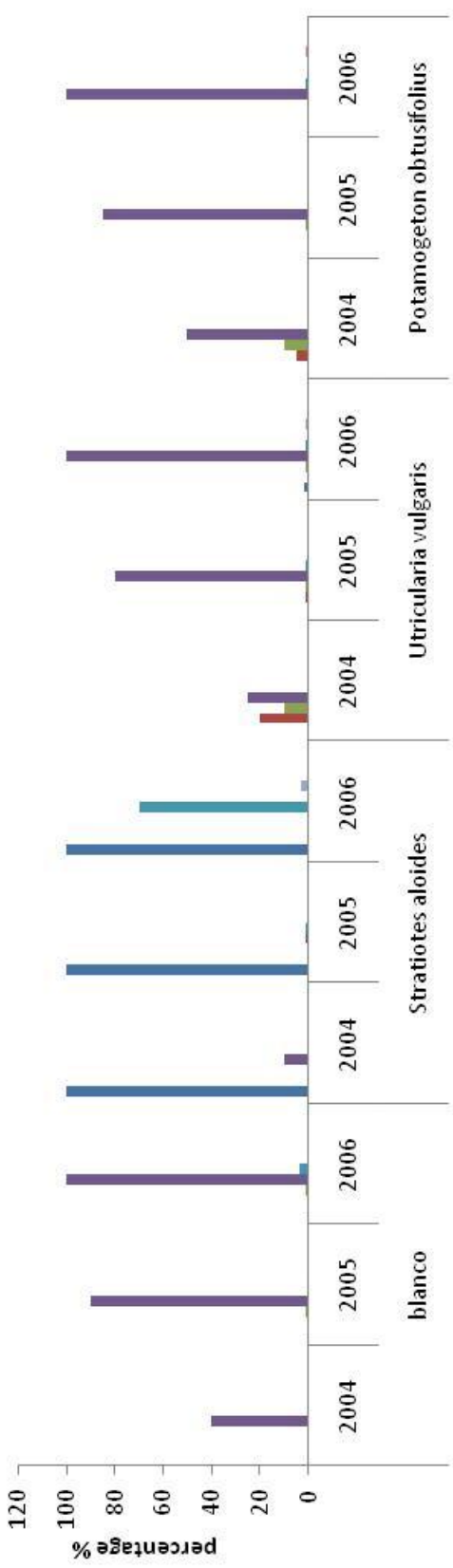
Enclosure 800



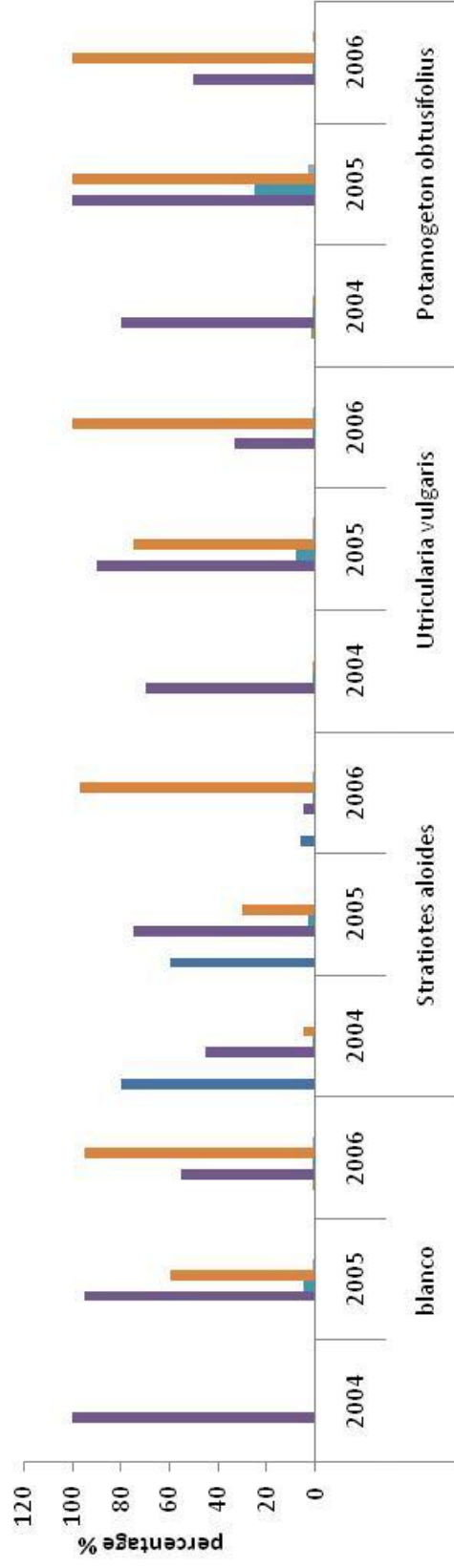
Enclosure 801



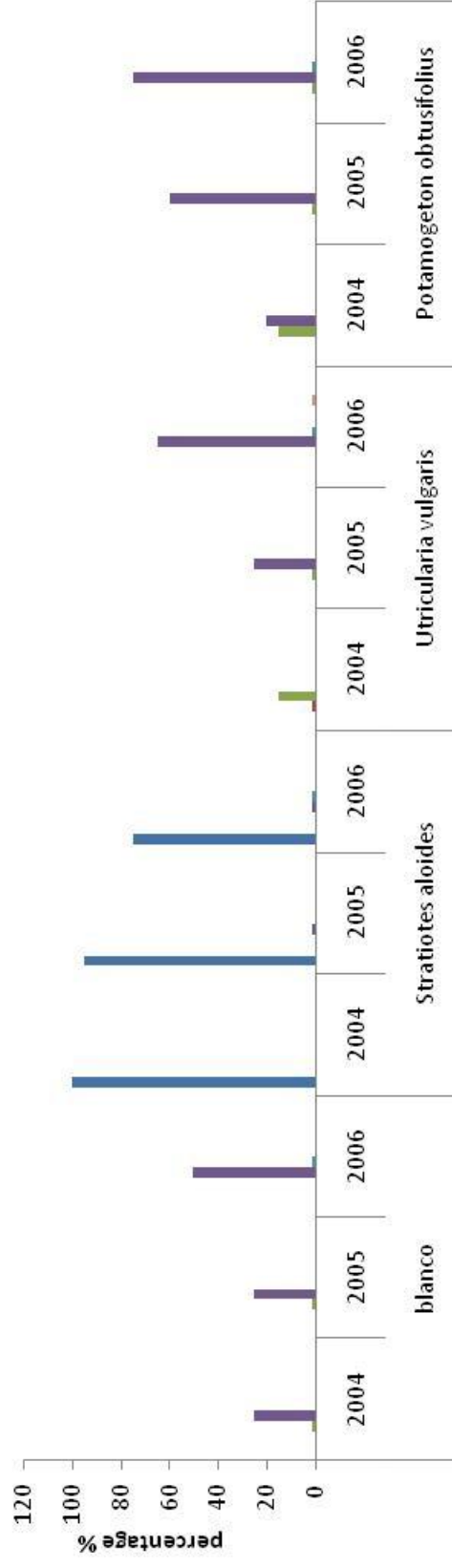
Enclosure 802



Enclosure 803



Enclosure 804



Bijlage 8. Afkortingenlijst soorten en monsters

Macrofyten

soort	afkorting
Agrostis stolonifera	Agro sto
Alisma plantago-aquatica	Alis pla
Angelica sylvestris	Ange syl
Berula erecta	Beru ere
Bidens cernua	Bide cer
Bidens frondosa	Bide fro
Calystegia sepium	Caly sep
Carex acuta	Care acu
Carex paniculata	Care pan
Carex pseudocyperus	Care pse
Carex riparia	Care rip
Cirsium palustre	Cirs pal
Eleocharis palustris	Eleo pal
Elodea nuttallii	Elod nut
Epilobium hirsutum	Epil hir
Epilobium sp	Epil sp
Eupatorium cannabinum	Eupa can
Galium palustre	Gali pal

soort	afkorting
Ranunculus sceleratus	Ranu sce
Riccia fluitans	Ricc flu
Rorippa amphibia	Rori amp
Rorippa palustris	Rori pal
Rumex hydrolapathum	Rume hyd
Rumex maritimus	Rume mar
Scirpus maritimus	Scir mar
Scutellaria galericulata	Scut gal
Solanum dulcamara	Sola dul
Sparganium erectum	Spar ere
Spirodela polyrhiza	Spir pol
Stachys palustris	Stac pal
Stratiotes aloides	Stra alo
Typha angustifolia	Typh ang
Typha latifolia	Typh lat

Gnaphalium uliginosum	Gnap uli
Hydrocharis morsus-ranae	Hydr mor
Hydrocotyle vulgaris	Hydr vul
Iris pseudacorus	Iris pse
Juncus articulatus	Junc art
Juncus bufonius	Junc buf
Juncus bulbosus	Junc bul
Juncus conglomeratus	Junc con
Juncus effusus	Junc eff
Juncus subnodulosus	Junc sub
Lemna minor	Lemn min
Lotus pedunculatus	Lotu ped
Lycopus europaeus	Lyco eur
Lysimachia thyrsoflora	Lysi thy
Lysimachia vulgaris	Lysi vul
Lythrum portula	Lyth por
Lythrum salicaria	Lyth Sal
Mentha aquatica	Ment aqu
Myosotis palustris	Myos pal
Myosotis scorpioides	Myos sco
Nuphar lutea	Nuph Lut
Persicaria amphibia	Pers amp
Persicaria hydropiper	Pers hyd
Peucedanum palustre	Peuc pal
Phalaris arundinacea	Phal aru
Phragmites australis	Phra aus
Polygonum amphibium	Poly amp
Potamogeton crispus	Pota cri
Potamogeton obtusifolius	Pota obt
Ranunculus flammula	Ranu fla

monsterpunt	jaar	sample	monster nr.
218	2003	21803	1
218	2004	21804	2
218	2005	21805	3
218	2006	21806	4
218	2007	21807	5
239	2003	23903	6
239	2004	23904	7
239	2005	23905	8
239	2006	23906	9
239	2007	23907	10
795	2003	79503	11
795	2004	79504	12
795	2005	79505	13
795	2006	79506	14
795	2007	79507	15
796	2003	79603	16
796	2004	79604	17
796	2005	79605	18
796	2006	79606	19
221	2005	22105	20
221	2006	22106	21
221	2007	22107	22

Fytoplankton

fytoplankton	afkorting
C Anabaena	Anab
C Anabaena compacta	Anab com
C Anabaena flos-aquae	Anab flo
C Anabaena spiroides	Anab spi
C Aphanizomenon flos_aquae	Apha flo
C Aphanizomenon issatchenkoi (= Aphan. gracile)	Apha iss
C Aphanizomenon sp	Apha sp
C Aphanocapsa- Aphanothece groep	Aphc gr
C Aphanocapsa conferta	Aphc con
C Aphanocapsa delicatissima	Aphc del
C Aphanocapsa elachista	Aphc ela
C Aphanocapsa sp	Aphc sp
C Aphanothece	Apht
C Aphanothece cf. minutissima	Apht min
C Aphanothece microscopica	Apht mic
C Chroococcales	Chro
C Chroococcus limneticus	Chro lim
C Chroococcus sp	Chro sp
C Cyanodiction planctonicum	Cyan pla
C Cyanodiction reticulatum	Cyan ret
C Cyanodiction spec	Cyan sp
C Cyanogranis ferruginea	Cygr fer
C Hormogonales	Horm
C Lemmermaniella flexa	Lemm fle
C Limnotrix redekei (= Oscillatoria redekei)	Limn red
C Merismopedia minima	Meri min
C Merismopedia minutissima	Meri miu
C Merismopedia tenuissima	Meri ten
C Microcystis aeruginosa	Micr aer
C Microcystis sp	Micr sp
C Microcystis wesenbergii	Micr wes
C Planktolyngbya limnetica (= Lyngbya limnetica)	Plan lim
C Planktothrix agardhii (= Oscillatoria agardhii)	Plan aga
C Pseudanabaena galeata	Pseu gal
C Pseudanabaena sp	Pseu sp
C Pseudoanabaena acicularis	Pseu aci
C Pseudoanabaena limnetica (= Oscillatoria limnetica)	Pseu lim
C Pseudoanabaena mucicola (= Phormidium mucicola)	Pseu mun
C Romeria gracilis	Rome gra
C Snowella lacustris	Snow lac
C Synechococcus sp	Syne sp
C Woronichinia naegeliana	Woro nae
G Actinastrum hantzschii	Acti han
G Actinastrum sp	Acti sp
G Ankistrodesmus falcatus	Anki fal
G Ankistrodesmus fusiformis	Anki fus
G Ankistrodesmus spiralis	Anki spi
G Ankyra ancora	Anky anc

fytoplankton	afkorting
G Ankyra juday	Anky jud
G Ankyra lanceolata	Anky lan
G Ankyra sp	Anky sp
G Botryococcus braunii	Botr bra
G Carteria sp	Cart sp
G Catena virides	Cate vir
G Chlamydomonas sp	Chla sp
G Chlorella sp	Chlo sp
G Chlorococcales	Chlc
G Chlorogonium sp	Chlg sp
G Chlorophyceae	Chlp
G Chlorophyta indet	Chph ind
G Closteriopsis acicularis	Clos aci
G Closteriopsis longissima	Clos lon
G Closterium	Clot
G Closterium acutum var. variabile	Clot acu
G Closterium limneticum	Clot lim
G Closterium pronum	Clot pro
G Closterium tumidulum	Clot tum
G Coelastrum astroideum	Coel ast
G Coelastrum microporum	Coel mic
G Coelastrum sp	Coel sp
G Coelastrum sphaericum	Coel sph
G Cosmarium sp	Cosm sp
G Crucigenia quadrata	Cruc qua
G Crucigenia rectangularis	Cruc rec
G Crucigenia sp	Cruc sp
G Crucigenia tetrapedia	Cruc tet
G Crucigeniella apiculata	Crug api
G Crucigeniella crucifera	Crug cru
G Crucigeniella pulchra	Crug pul
G Crucigeniella rectangular	Crug rec
G Desmatractum delicatissimum	Desm del
G Desmatractum indutum	Desm ind
G Desmidiaceae	Desm
G Dicellula geminata	Dice gem
G Dichotomococcus curvatus	Dich cur
G Dichotomococcus sp	Dich sp
G Dictyosphaerium pulchellum	Dict pul
G Dictyosphaerium subsolitarium	Dict sub
G Didymocystis sp	Didy sp
G Didymogenes palatinum	Didy pal
G Diplochlois sp.	Dipl sp
G Echinocoleum elegans	Echi ele
G Elakatothrix sp	Elak sp
G Euastrum	Euas
G Eudorina elegans	Eudo ele
G Franceia geminata	Fran gem
G Franceia ovalis	Fran ova

fytoplankton	afkorting
G Gloeotila pelagica	Gloe pel
G Gloeotila sp	Gloe sp
G Golenkinia radiata	Gole rad
G Granulocystopsis coronata	Gran cor
G Kirchneriella contorta	Kirc con
G Kirchneriella irregularis	Kirc irr
G Kirchneriella lunaris	Kirc lun
G Kirchneriella obesa	Kirc obe
G Kirchneriella sp	Kirc sp
G Koliella sp	Koli sp
G Lagerheimia ciliata	Lage cil
G Lagerheimia genevensis	Lage gen
G Lagerheimia marsonii	Lage mar
G Lagerheimia subsalsa	Lage sub
G Lagerheimia wratislaviensis	Lage wra
G Monoraphidium arcuatum	Mono arc
G Monoraphidium circinale	Mono cir
G Monoraphidium contortum	Mono con
G Monoraphidium griffithii	Mono gri
G Monoraphidium irregulare	Mono irr
G Monoraphidium komarkovae	Mono kom
G Monoraphidium minutum	Mono min
G Monoraphidium sp	Mono sp
G Monoraphidium tortille	Mono tor
G Nephrochlamys willeana	Neph wil
G Oocystis sp	Oocy sp
G Pandorina morum	Pand mor
G Pediastrum biradiatum	Pedi bir
G Pediastrum boryanum	Pedi bor
G Pediastrum duplex	Pedi dup
G Pediastrum simplex	Pedi sim
G Pediastrum tetras	Pedi tet
G Phacotus lenticularis	Phac len
G Planctonema lauterbornii	Plan lau
G Planktosphaeria gelatinosa	Plak gel
G Pseudodictyosphaerium sp	Psdi sp
G Pseudoquadrigula spp	Psdo sp
G Pseudotetrastrum punctatum	Pste pun
G Pteromonas aculeata	Pter acu
G Pteromonas angulosa	Pter ang
G Quadricoccus ellipticus	Quad ell
G Radiococcus sp	Radi sp
G Raphidocelis sp	Raph sp
G Scenedesmus acuminatus	Scen acu
G Scenedesmus armatus	Scen arm
G Scenedesmus costato_granulatus	Scen cos
G Scenedesmus disciformis	Scen dis
G Scenedesmus gutwinskii	Scen gut
G Scenedesmus obtusus	Scen obt

fytoplankton	afkorting
G Scenedesmus opoliensis	Scen opo
G Scenedesmus smithii	Scen smi
G Scenedesmus sp	Scen sp
G Scenedesmus subspicatus	Scen sub
G Scenedesmus tenuispina	Scen ten
G Schroederia setigera	Schr set
G Schroederia sp	Schr sp
G Schroederia spiralis	Schr spi
G Siderocelis ornata	Side orn
G Siderocelis sp	Side sp
G Spermatozopsis exultans	Sperm exu
G Staurastrum planctonicum	Stau pla
G Staurastrum sp	Stau sp
G Testastrum komarekii	Test kom
G Tetraedron caudatum	Tetr ceu
G Tetraedron minimum	Tetr min
G Tetraedron regulare var. torsum	Tetr reg
G Tetrastrum heteracanthum	Tetr het
G Tetrastrum peterfii	Tetr pet
G Tetrastrum sp	Tetr sp
G Tetrastrum staurogeniaeforme	Tetr sta
G Tetrastrum triangulare	Tetr tri
G Treubaria schmidlei	Treu sch
G Treubaria setigera	Treu set
G Treubaria triappendiculata	Treu trp
G Volvocales	Volv
K Asterionella formosa	Aste for
K Aulacoseira	Aula
K Aulacoseira granulata	Aula gra
K Aulacoseira subarctica	Aula sub
K Centrales indet	Cent ind
K Cyclotella meneghiniana	Cycl men
K Fragilaria berolinensis	Frag ber
K Nitzschia closterium	Nitz clo
K Nitzschia sp	Nitz sp
K Pennales indet	Penn ind
K Rhizosolenia longiseta	Rhiz lon
K Skeletonema potamos	Skel pot
K Skeletonema subsalsum	Skel sub
K Stephanodiscus parvus	Step par
R Alg indet	Alg ind
R Algen indet. > 2.5 < 5 µm	2,5 < 5
R Algen indet. > 5 µm	>5
R Centritractaceae	Cent
R Centritractus belenophorus	Cent bel
R Centritractus sp	Cent sp
R Chrysochromulina parva	Chry par
R Chrysococcus	Chrs
R Chrysococcus biporus	Chrs bip

fytoplankton	afkorting
R Chrysococcus ellipticus	Chrs ell
R Chrysococcus granulatis	Chrs gra
R Chrysococcus triporus	Chrs tri
R Chrysococcus triporus	Chr trp
R Chrysophyceae	Chrscea
R Cryptomonas rostratiformis	Cryp ros
R Cryptomonas sp	Cryp sp
R Cryptophyceae	Cryp cea
R Dichotomococcus lunatus	Dich lun
R Dinobryon bavaricum	Dino bav
R Dinobryon divergens	Dino div
R Dinobryon sociale	Dino soc
R Dinophyceae	Dico cea
R Euglena acus	Eugl acu
R Euglena sp	Eugl sp
R Euglenophyceae	Eugl cea
R Flag.v.onz.syst.plaats	Flag sys
R Flagellaten indet.<2.5 æm (Mu-algen)	Flag <2,5
R Flagellaten indet.> 2.5 < 5 æm	Flag >2,5
R Flagellaten indet.> 5 µm	Flag >5
R Goniochloris contorta	Goni con
R Goniochloris mutica	Goni mut
R Goniochloris smithii	Goni smi
R Goniochloris sp	Goni sp
R Goniochloris tripus	Goni tri
R Gonyostomum semen	Gony sem
R Gymnodiniaceae	Gymn cea
R Kephyrion / Pseudokephyrion	Keph
R Lepocinclis sp	Lepo sp
R Mallomonas akrokomos	Mall akr
R Mallomonas sp	Mall sp
R Ophiocytium capitatum	Ophi cap
R Peridinium sp	Peri sp
R Phacus sp	Phac sp
R Plagioselmis nannoplanctica	Plag nan
R Pleurochloridaceae	Pleu cea
R Pseudopedinella sp	Pspe sp
R Strombomonas sp	Stro sp
R Tetraplektron sp	Tetk sp
R Trachelomonas sp	Trac sp
R Trachelomonas volvocina	Trac vol
R Trachydiscus sp	Tray sp
R Xanthophyceae	Xant cea

monsterpunt	datum	monster	
		monster	nr.
218	1-05-03	218_503	1
218	23-07-03	218_703	2
218	17-09-03	218_903	3
218	28-04-04	218_404	4
218	22-06-04	218_604	5
218	21-07-04	218_704	6
218	15-09-04	218_904	7
218	12-05-05	218_505	8
218	4-08-05	218_805	9
218	29-09-05	218_905	10
218	3-05-06	218_506	11
218	26-07-06	218_706	12
218	18-10-06	218_1006	13
221	17-09-03	221_903	14
221	2-05-05	221_505	15
221	25-07-05	221_705	16
221	19-09-05	221_905	17
239	1-05-03	239_503	18
239	23-07-03	239_703	19
239	17-09-03	239_903	20
239	28-04-04	239_404	21
239	21-07-04	239_704	22
239	15-09-04	239_904	23
239	12-05-05	239_505	24
239	4-08-05	239_805	25
239	29-09-05	239_905	26
239	3-05-06	239_506	27
239	26-07-06	239_706	28
239	20-09-06	239_906	29
795	1-05-03	795_503	30
795	23-07-03	795_703	31
795	17-09-03	795_903	32
795	28-04-04	795_404	33
795	21-07-04	795_704	34
795	15-09-04	795_904	35
795	12-05-05	795_505	36
795	4-08-05	795_805	37
795	29-09-05	795_905	38
795	3-05-06	795_506	39
795	26-07-06	795_706	40
795	20-09-06	795_906	41
796	1-05-03	796_503	42
796	23-07-03	796_703	43
796	17-09-03	796_903	44
796	28-04-04	796_404	45
796	21-07-04	796_704	46
796	15-09-04	796_904	47
796	12-05-05	796_505	48
796	4-08-05	796_805	49
796	29-09-05	796_905	50
796	3-05-06	796_506	51
796	26-07-06	796_706	52

Zoöplankton

soort	afkorting
Alona	Alon
Bosmina coregoni	Bosm cor
Bosmina	Bosm
Bosmina longirostris	Bosm lon
Bosmina longispina	Bosm los
CALANOIDA	Cala
Ceriodaphnia	Ceri
Chydorus	Chyd
Cladocera (juvenielen)	Clad juv
Copepodiet indet	Cope ond
COPEPODA indet (nauplius)	Cope nau
CYCLOPOIDA	Cycl
Daphniidae	Daph dae
Daphnia spp <0,7 mm	Daph <0,7
Daphnia spp 0,7-1 mm	Daph0,7-1
Daphnia spp 1-1,3 mm	Daph1-1,3
Daphnia spp 1,3-1,6 mm	Daph1,3-1,6
Daphnia spp 1,6- 2 mm	Daph1,6-2
Daphnia spp >2mm	Daph >2
Daphnia	Daph
Diaphanosoma brachyurum	Diap bra
Disparalona rostrata	Disp ros
Eurycercus lamellatus	Eury lam
Graptoleberis testudinaria	Grap tes
HARPACTICOIDA	Harp
Iliocryptus agilis	Illo agi
Leptodora kindtii	Lept kin
Pleuroxus uncinatus	Pleu unc
Polyphemus pediculus	Poly ped
Scapholeberis mucronata	Scap muc

locatie	datum	monster	
		monster	nr.
218	1-5-2003	218_403	1
218	26-5-2003	218_503	2
218	23-7-2003	218_703	3
218	31-3-2004	218_304	4
218	28-4-2004	218_404	5
218	21-7-2004	218_704	6
218	14-4-2005	218_405	7
218	12-5-2005	218_505	8
218	13-6-2005	218_605	9
218	4-8-2005	218_805	10
218	5-4-2006	218_406	11
218	3-5-2006	218_506	12
218	26-7-2006	218_706	13
239	1-5-2003	239_403	14
239	26-5-2003	239_503	15
239	23-7-2003	239_703	16
239	31-3-2004	239_304	17
239	28-4-2004	239_404	18
239	21-7-2004	239_704	19
239	14-4-2005	239_405	20
239	12-5-2005	239_505	21
239	13-6-2005	239_605	22
239	4-8-2005	239_805	23
239	5-4-2006	239_406	24
239	3-5-2006	239_506	25
239	26-7-2006	239_706	26
795	1-5-2003	795_403	27
795	26-5-2003	795_503	28
795	23-7-2003	795_703	29
795	31-3-2004	795_304	30
795	28-4-2004	795_404	31
795	21-7-2004	795_704	32
795	14-4-2005	795_405	33
795	12-5-2005	795_505	34
795	13-6-2005	795_605	35
795	4-8-2005	795_805	36
795	5-4-2006	795_406	37
795	3-5-2006	795_506	38
795	26-7-2006	795_706	39
796	1-5-2003	796_403	40
796	26-5-2003	796_503	41
796	23-7-2003	796_703	42
796	31-3-2004	796_304	43
796	28-4-2004	796_404	44
796	21-7-2004	796_704	45
796	14-4-2005	796_405	46
796	12-5-2005	796_505	47
796	13-6-2005	796_605	48
796	4-8-2005	796_805	49
796	5-4-2006	796_406	50
796	3-5-2006	796_506	51
796	26-7-2006	796_706	52

RAPPORT STATUS	Definitief
TITEL Evaluatie van de waterkwaliteit en herstelmaatregelen in De Deelen	AUTEUR(S) / OPGESTELD DOOR B.G.A. Rijkens
SAMENSTELLING Afdeling Beleid en Plannen Wetterskip Fryslân	DATUM Februari 2008
SAMENVATTING EN CONCLUSIES Op dit moment zijn de laagveengebieden in Friesland de hoogst gelegen gebieden in het landschap. Doordat de systemen van kwelrijke gebieden in wegzijgingsgebieden zijn veranderd, dreigen de gebieden te verdrogen. Om de verdroging tegen te gaan wordt vaak gebiedsvreemd water het gebied ingelaten. Door de andere samenstelling van dit water kan eutrofiëring in het laagveengebied ontstaan. Deze processen van verdroging en eutrofiëring tasten de natuurwaarden van een gebied aan. In De Deelen zijn vanaf 2000 nieuwe herstelmaatregelen van kracht, welke in dit rapport worden geëvalueerd. De data zijn getoetst aan de Ecologische Kwaliteitsratio (EKR). Dit zijn de in Nederland opgestelde normen om aan de Kader Richtlijn Water (KRW) te voldoen. Daarnaast is de biologische data met het programma Twinspan geanalyseerd en met behulp van het programma Canoco aan verklarende milieuv variabelen gekoppeld. Hieruit bleek dat de macrofyten een duidelijke splitsing veroorzaakten tussen de nieuwe petgaten en de oude petgaten met de binnenvaart. Bij fytoplankton en zoöplankton bleken seizoensvariaties te overheersen. Om De Deelen met twee andere gebieden te kunnen vergelijken is getracht een water- en stoffenbalans van deze gebieden op te stellen. Dit is alleen voor de Boornbergumer Petten gelukt. In het gebied zelf is een duidelijk verschil in water- en biologische kwaliteit waargenomen tussen de oude en de nieuwe petgaten. Het water uit de aangrenzende zandwinplas heeft er voor gezorgd dat de externe belasting van het gebied is afgenomen. Hiermee zijn ook de nutriëntenconcentraties in het gebied zelf gedaald. Visbeheerproeven in vier afgesloten petgaten hebben het doorzicht in De Deelen niet verbeterd. Wel is de brasem in verhouding met andere soorten afgenomen. Door het afsluiten van de petgaten werd de windinvloed in deze petgaten minder. Dit had een positief effect op de vegetatie in de oude petgaten. Deze waren in twee zomers zo vol gegroeid dat het bijna onmogelijk werd om er met een boot doorheen te varen. De experimenten met geënte waterplanten zijn in de oude petgaten goed aangeslagen. In de nieuwe petgaten heeft de geënte vegetatie geen stand gehouden. De belangrijkste oorzaak voor dit kwaliteitsverschil lijkt de invloed van de wind op de waterbodem te zijn. Daarnaast hebben de nieuwe petgaten van zichzelf al een grotere interne belasting welke voor nalevering van fosfaat kan zorgen. De grote windinvloed op deze petgaten versteekt dat effect. Op dit moment voldoet De Deelen nog niet aan de normen van de KRW. De verwachting is dat voor het oude gedeelte van het gebied de meeste normen in 2015 haalbaar zijn. Alleen het aantal soorten macrofyten en vissen zal moeilijk te halen zijn. Om deze doelen ook werkelijk te halen zullen nog enkele maatregelen nodig zijn om de windinvloed op het gebied te verminderen.	
BIBLIOGRAFISCHE REFERENTIE Rijkens B.G.A., 2008. <i>Evaluatie van de waterkwaliteit en herstelmaatregelen in De Deelen</i>. Wetterskip Fryslân, Leeuwarden	
TREFWOORDEN waterkwaliteit De Deelen ecologische kwaliteitsratio nutriëntenbelasting herstelmaatregelen Friesland	RAPPORT / PROJECTCODE /DIGITALE OPSLAG Verslagen Milieukunde nr. 320 Radboud Universiteit Nijmegen WF digitale map: G:\ABPL\Onderzoek en rapportages\Stages\Brechtje Rijkens
 WETTERSKIP FRYSLÂN	 Radboud Universiteit Nijmegen