



ALTERRA

WAGENINGEN UR

Kwaliteit van oppervlaktewater, poriewater en sediment in relatie tot de vegetatiekundige samenstelling van 60 aquatische referentiepunten: een statistische analyse

G.H.P. Arts
A.J.P. Smolders
J.D.M. Belgers



Alterra-rapport 1479, ISSN 1566-7197



Kwaliteit van oppervlaktewater, poriewater en sediment in relatie tot de vegetatiekundige samenstelling van 60 aquatische referentiepunten: een statistische analyse

Kwaliteit van oppervlaktewater, poriewater en sediment in relatie tot de vegetatiekundige samenstelling van 60 aquatische referentiepunten: een statistische analyse

G.H.P. Arts¹

A.J.P. Smolders²

J.D.M. Belgers¹

¹ ALTERRA, Research Institute voor de Groene Ruimte

² Onderzoekcentrum B-WARE

Alterra-rapport 1479

Alterra, Wageningen, 2007

REFERAAT

Arts, G.H.P., A.J.P. Smolders & J.D.M. Belgers, 2007. *Kwaliteit van oppervlaktewater, poriewater en sediment in relatie tot de vegetatiekundige samenstelling van 60 aquatische referentielocaties: een statistische analyse*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1479. 78 blz. ; 32. fig.; 5 tab.; 23 ref.

Het belangrijkste doel van dit onderzoek was om te onderzoeken, welke abiotische variabelen in oppervlaktewater, poriewater en sediment, statistisch de beste verklaring gaven voor de variatie in soortensamenstelling van de aquatische begroeiingen op 60 referentielocaties. Deze locaties zijn geselecteerd op basis van vegetatiekundige criteria en fungeren als referentie voor de geselecteerde, meest kwetsbare aquatische vegetatietypen. Ze zijn in 2005 en 2006 biotisch en abiotisch onderzocht. Uit de statistische analyse komt naar voren dat variabelen in het poriewater belangrijk zijn. Ook geven de wintermonsters een betere verklaring van de variatie in soortensamenstelling dan de zomermonsters. De significante variabelen in de totale dataset hebben vooral te maken met mate van buffering, nutriëntenrijkdom en rijkdom aan sulfaat. Bodemvariabelen geven de beste scheiding tussen de vegetatieklassen. Binnen een vegetatieklasse zijn andere variabelen significant, i.e. buffering en chloriderijkdom binnen de *Charetea*, sulfaat en nutriënten binnen de *Potametea* en pH, buffering en CO₂ binnen de *Littorelletea*. Dat deze variabelen kunnen worden beschouwd als sturende factoren, wordt onderbouwd met onderzoeksgegevens. Algemeen blijkt dat de meeste vegetatietypen zeer lage nutriëntengehalten vereisen.

Trefwoorden: abiotische randvoorwaarden, aquatische vegetatietypen, CANOCO, multivariate analyse, oppervlaktewater, poriewater, referenties, sediment

ISSN 1566-7197

Dit rapport is digitaal beschikbaar via www.alterra.wur.nl. Een gedrukte versie van dit rapport, evenals van alle andere Alterra-rapporten, kunt u verkrijgen bij Uitgeverij Cereales te Wageningen (0317 46 66 66). Voor informatie over voorwaarden, prijzen en snelste bestelwijze zie www.boomblad.nl/rapportenservice.

© 2007 Alterra

Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland

Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: info.alterra@wur.nl;

e-mail: Gertie.Arts@wur.nl

Onderzoekcentrum B-WARE, Toernooiveld 1, 6525 ED Nijmegen

Telefoon: 024 – 3652816, e-mail: A.Smolders@science.ru.nl

Niets uit deze uitgave mag worden veeleelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van Alterra.

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

[Alterra-rapport 1479/maart/2007]

Inhoud

Samenvatting	7
1 Inleiding	9
1.1 Probleemschets	9
1.2 Doel van het onderzoek	9
1.3 Leeswijzer	10
2 Materiaal en methoden	11
2.1 Vegetatietypen	11
2.2 Dataverzameling	11
2.3 Terreinen	12
2.4 Kwantificering van abiotische variabelen (sediment, poriewater en oppervlaktewater) voor de betreffende vegetatietypen	12
2.5 Statistische analyse	16
3 Waterplanten en waterkwaliteit: een inleiding	19
4 Resultaten	37
4.1 Algemene resultaten CCA	37
4.2 Resultaten CCA totale dataset	39
4.2.1 Totale getrapte analyse	39
4.2.2 Analyse per compartiment	42
4.3 Resultaten CCA per vegetatieklasse	46
4.3.1 <i>Charetea</i>	46
4.3.2 <i>Potametea</i>	48
4.3.3 <i>Littorelletea</i>	50
4.3.4 <i>Littorelletea</i> en <i>Scheuchzerietea</i>	53
4.4 Conclusies CCA-analyses	55
4.5 Abiotische randvoorwaarden	56
5 Discussie	65
Referenties	73
 <i>Bijlagen</i>	
A Lijst van locaties waar de betreffende vegetatietypen zijn onderzocht	75
B Codering van associaties, verbonden en opnamen in CCA	77

Samenvatting

Ten behoeve van de bedrijfssturing maakt Staatsbosbeheer gebruik van een bij hen ontwikkelde catalogus, waarin vanuit de syntaxonomische benadering, vegetatietypen worden beschreven. Van de onderscheiden typen is de abiotische onderbouwing van de standplaatscondities veelal slecht bekend. Daarom is binnen de afdeling Terreinbeheer van Staatsbosbeheer in 1999 het project terreincondities gestart met als deelproject selectie van referentiepunten. Naast het ten dienste staan van de bedrijfssturing, is het onderzoek naar de abiotische randvoorwaarden voor vegetatietypen ook sturend voor de Vogel- en Habitatrichtlijn en voor de Kaderrichtlijn Water. In het project worden volgens geformuleerde criteria locaties geselecteerd, die als referentie voor de onderscheiden vegetatietypen kunnen fungeren. Op deze referentielocaties wordt de vegetatie beschreven en worden relevante abiotische variabelen gemeten. Voor aquatische vegetatietypen zijn in 2005 de eerste referentiepunten vastgesteld en is de eerste set van abiotische gegevens van oppervlaktewater, poriewater en sediment van standplaatsen verzameld. In 2006 is dit onderzoek gecontinueerd voor een aantal andere vegetatietypen. Eind 2006 is de inventarisatie en bemonstering van de meest kwetsbare aquatische vegetatietypen binnen de Vogel- en Habitatrichtlijn gereed gekomen.

In januari 2007 werden significante relaties tussen abiotische variabelen in oppervlaktewater, poriewater en sediment, en vegetatiekundige samenstelling van de referentiepunten onderzocht met behulp van multivariate analyse: Canonical Correspondence Analysis (CANOCO). In totaal zijn 60 referentielocaties behorende tot 34 aquatische vegetatietypen, 12 verbonden (en 3 rompgemeenschappen) en vier klassen in de analyse betrokken.

De analyse richtte zich op de totale dataset van referentiepunten en op de set van referentiepunten van een specifieke vegetatieklasse. Zo werd een aparte analyse verricht van de *Potametea*, *Charetea* en *Littorelletea*. Omdat de *Scheuchzerietea* slechts een gering aantal referentiepunten omvatte, kon deze klasse niet apart, multivariaat worden geanalyseerd. Daarom zijn de *Littorelletea* apart en ook samen met de *Scheuchzerietea* geanalyseerd.

Conclusies

1. De analyse van de wintermonsters geeft de beste verklaring (hoogste percentages verklaarde variantie)
2. Van de compartimenten geeft poriewater de beste verklaring (hoogste percentages verklaarde variantie). Bij toevoeging van oppervlaktewater daalt dit percentage.
3. Indien wordt uitgegaan van oppervlaktewater, geeft toevoeging van de compartimenten poriewater en sediment weinig meer verklaarde variantie.
4. Van de bodem geeft de weergave als μmol per gram de beste verklaring (hoogste percentages verklaarde variantie).

5. Naarmate de bodem rijker wordt aan fosfaat (Olsen-P), worden vegetaties van de *Littorelletea* vervangen door vegetaties van de *Potametea*.
6. In de analyse van wintermonsters komen nutriënten meer naar boven als significante variabelen dan in de analyse van zomermonsters.
7. Bij de analyse van de totale dataset, geeft de analyse van de bodemvariabelen de beste scheiding tussen de vegetatieklassen.
8. Vegetaties van de Klasse van de *Charetea* en *Littorelletea* zijn laag in Olsen-P, maar de *Littorelletea* onderscheiden zich door hogere ammoniumgehalten in zoutextracties.
9. De significante variabelen in de totale dataset, dus tussen de vegetatieklassen, hebben vooral te maken met mate van buffering, nutriëntenrijkdom en rijkdom aan sulfaat.
10. De significante variabelen binnen de klasse van de *Charetea* hebben te maken met buffering en chloriderijkdom.
11. De significante variabelen binnen de klasse van de *Potametea* hebben vooral te maken met sulfaat (inlaat van sulfaatrijk oppervlaktewater) en nutriënten.
12. De significante variabelen binnen de klasse van de *Littorelletea* zijn pH, buffering, CO₂-gehalten in het poriewater en silicium.
13. De multivariate analyse geeft binnen de klassen van *Charetea*, *Littorelletea* en *Scheuchzerieta* een redelijk goede scheiding tussen de verschillende syntaxonomische verbonden binnen de klassen. Dit betekent dat de verschillende verbonden ook wat betreft water-, poriewater- en sedimentkwaliteit verschillen en dus verschillende milieus vertegenwoordigen.
14. De multivariate analyse geeft binnen de klasse van de *Potametea* geen goede scheiding tussen de verschillende syntaxonomische verbonden binnen de klasse. Er komen belangrijke significante variabelen uit de analyse, maar deze lopen dwars door de verschillende verbonden.
15. Van de abiotische randvoorwaarden voor de verschillende referentie-vegetatietypen vallen vooral de zeer lage nutriëntengehalten sterk op. De vereiste fosfaat- en ammoniumgehalten zijn zeer laag.

1 Inleiding

1.1 Probleemschets

Lange-termijn-meetreeksen van referentiepunten voor vegetatietypen met hun sturende abiotische variabelen zijn van zeer groot belang t.b.v. de interne bedrijfssturing van Staatsbosbeheer. Ten behoeve van deze bedrijfssturing maakt Staatsbosbeheer gebruik van een bij hen ontwikkelde catalogus (Schipper, 2002, versie 2003), waarin vegetatietypen worden beschreven. Van de onderscheiden typen blijkt de abiotische onderbouwing van de standplaatscondities veelal slecht bekend. Daarom is binnen de afdeling Terreinbeheer van Staatsbosbeheer in 1999 het project terreincondities gestart met als deelproject selectie van referentiepunten. Volgens geformuleerde criteria worden locaties geselecteerd, die als referentie voor de onderscheiden vegetatietypen kunnen fungeren. Op deze referentielocaties wordt de vegetatie beschreven en worden relevante abiotische variabelen gemeten. De afgelopen jaren zijn door Alterra en Staatsbosbeheer op deze wijze terrestrische en semi-aquatische vegetatietypen geïnventariseerd en is op referentiepunten een aantal karakteristieken gemeten. In de jaren 2005 en 2006 is de aandacht uitgebreid naar aquatische vegetatietypen en in deze twee jaren zijn ca. 60 aquatische referentielocaties geselecteerd en onderzocht. Omdat aquatische vegetatietypen wat betreft een aantal eigenschappen en omstandigheden afwijken van terrestrische vegetatietypen, is hiervoor een systematiek bediscussieerd in een gehouden workshop in 2004 (Hommel, 2004). De hierin bediscussieerde methodiek evenals de afstemming met de Kaderrichtlijn Water, zoals gerapporteerd in het verslag van deze workshop, is de basis geweest voor de aanpak van het veldwerk.

Naast de bedrijfssturing voor Staatsbosbeheer, zijn de referentiepunten tevens van groot belang voor de “Vogel- en Habitatrichtlijn” en voor de “Kaderrichtlijn water”. Uit de dataset van referentiepunten kunnen abiotische randvoorwaarden worden geselecteerd voor de betreffende vegetatieklassen en -verbonden op basis van daadwerkelijke meetwaarden op referentielocaties.

In 2005 en 2006 zijn voor de meest kwetsbare aquatische vegetatietypen geschikte referentie-meetlocaties onderzocht en geselecteerd. De zoekgebieden voor deze referentielocaties waren de SBB-terreinen binnen de zogenaamde ‘Habitat- en Vogelrichtlijngebieden’, maar ook buiten de SBB-terreinen zijn locaties geselecteerd. Voor het project was de “Vogel- en Habitatrichtlijn” sturend. Deze dataset van referentiepunten was verzameld in de afgelopen twee jaar, maar nog niet in zijn totaliteit geanalyseerd.

1.2 Doel van het onderzoek

Het doel van onderzoek is een statistische analyse uit te voeren van de gegevens van aquatische referentielocaties die zijn onderzocht in 2005 en 2006 (Arts & Smolders,

2005; 2006). Op deze manier wordt een set aan abiotische randvoorwaarden voor de verschillende klassen en verbonden verkregen. Voor de statistische analyse is gebruik gemaakt van multivariate analyse (CANOCO). Dit rapport presenteert de resultaten.

1.3 Leeswijzer

In hoofdstuk 2 wordt de werkwijze toegelicht voor dataverzameling, selectie van locaties en methodiek van vegetatiebeschrijving en bemonstering van compartimenten. De uitgevoerde multivariate analyse wordt hier methodisch beschreven. Hoofdstuk 3 geeft als achtergrondinformatie een algemeen overzicht van waterplanten en waterkwaliteit. In hoofdstuk 4 worden de resultaten van de multivariate analyses besproken. Paragraaf 4.1 geeft een overzicht van alle resultaten. Paragraaf 4.2 bespreekt de resultaten van de analyse van de gehele dataset. Paragraaf 4.3 bespreekt de resultaten van de analyse per vegetatieklasse. Hoofdstuk 5 is een discussie van de onderzoeksresultaten. Dit hoofdstuk gaat tevens in op de relatie met de Kaderrichtlijn Water. Hoofdstuk 6 geeft literatuurreferenties.

2 Materiaal en methoden

2.1 Vegetatietypen

Selectie en beoordeling

In het onderzoek zijn alle aquatische habitats van het zoete water uit de Vogel- en Habitatrichtlijn betrokken. Dit zijn de volgende habitats: 2190-Vochtige duinvalleien; 3110 - Mineraalarme oligotrofe wateren van de Atlantische zandvlakten (*Littorelletea uniflorae*); 3130 - Oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren met vegetaties behorend tot het *Littorelletea uniflorae* en/of *Isoëto-Nanojuncetea*; 3140 - Kalkhoudende oligo-mesotrofe wateren met benthische *Chara* spp. vegetaties; 3150 - Van nature eutrofe meren met vegetatie van het type *Magnopotamion* of *Hydrocharition*; 3160 - Dystrofe natuurlijke poelen en meren; 3260 - Submontane en laagland rivieren met vegetaties behorend tot het *Ranunculion fluitantis* en het *Callitriche-Batrachion*. Daarnaast zijn ook enkele vegetatietypen onderzocht van de habitats 7150 - Slenken in veengronden met vegetatie behorend tot het *Rhynchosporion*. Van deze habitats zijn alleen aquatische vegetatietypen met een geringe vervangbaarheid (zeer kwetsbare vegetatietypen) zoals aangegeven in de SBB-catalogus, in het onderzoek betrokken. Uit deze groep van aquatische vegetatietypen is in overleg met de opdrachtgever (P. Schipper en projectleider J. Streefkerk) voor 2005 en 2006 een selectie gemaakt. De selectie betrof vegetatietypen met een geringe vervangbaarheid uit de Klasse van de *Charetea*, *Potametea*, *Littorelletea* en *Scheuchzerietea*. Binnen de *Potametea* zijn in 2006 alle associaties van het Verbond van Grote waterranonkel (*Ranunculion peltati*) meegenomen, vanwege het belang van dit verbond voor de Vogel- en Habitatrichtlijn en vanwege de geringe abiotische kennis die van dit verbond voor handen was. In totaal zijn 60 referentielocaties behorende tot 34 aquatische vegetatietypen, 12 verbonden (en 3 rompgemeenschappen) en vier klassen in het onderzoek betrokken. Van de 60 referentielocaties behoren er 14 tot de Klasse van de *Charetea*, 21 tot de Klasse van de *Potametea*, 20 tot de Klasse van de *Littorelletea* en 5 tot de Klasse van de *Scheuchzerietea*. Tabel 2 presenteert alle onderzochte associaties en verbonden.

2.2 Dataverzameling

Op basis van de bestanden met vegetatie-opnamen die ten grondslag liggen aan de Vegetatie van Nederland en de Atlas van de Nederlandse Vegetatietypen, zijn potentieel geschikt locaties voor de gekozen aquatische vegetatietypen geselecteerd. Zo nodig is aanvullend informatie verzameld in de vorm van beschikbare vegetatie-opnamen in computerbestanden en rapporten en informatie en kennis beschikbaar bij terreinbeheerders en experts. Op basis van alle voorgaande beschikbare informatie, zijn locaties en terreinen geselecteerd die potentieel de referentietoestand van het betreffende vegetatietype herbergen. Van deze locaties en terreinen zijn er één of meerdere in 2005 en 2006 bezocht. Voor het opnemen van de begroeiingen op de bezochte locaties is de schaal van Londo gebruikt. Voor deze schaal is gekozen, omdat deze schaal de mogelijkheid biedt om op een nauwkeurige wijze de

vegetatie ter plaatse kwantitatief te beschrijven. De schaal van Londo die is toegepast, wordt gepresenteerd in Tabel 1.

Tabel 1: Schaal van Londo toegepast in dit onderzoek.

Code	Beschrijving	Bedekking (%)
r1	sporadisch	< 1
r2	sporadisch	1-3
r4	sporadisch	3-5
p1	weinig talrijk	< 1
p2	weinig talrijk	1-3
p4	weinig talrijk	3-5
a1	talrijk	< 1
a2	talrijk	1-3
a4	talrijk	3-5
m1	zeer talrijk	< 1
m2	zeer talrijk	1-3
m4	zeer talrijk	3-5
1		5-15
1-		5-1
1+		10-15
2		15-25
3		25-35
4		35-45
5		45-55
5-		45-50
5+		50-55
6		55-65
7		65-75
8		75-85
9		85-95

2.3 Terreinen

De terreinen die in 2005 en 2006 zijn bezocht, liggen verspreid over alle provincies in Nederland, met uitzondering van de Provincie Utrecht. Bijlage A presenteert alle locaties. De terreinen zijn in eigendom en beheer van verscheidene natuurbeheersinstanties (Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten, Limburgs Landschap, Noord-Brabants Landschap, Gelders Landschap, Landschap Overijssel, Zuid-Hollands Landschap, Gemeente Ermelo, Bosschap, Rijkswaterstaat (Dienst IJsselmeergebied), Waterschap Veluwe, Zeeuws Landschap). De meeste terreinen die in 2006 bezocht zijn, zijn in eigendom bij Staatsbosbeheer. Alle locaties maken deel uit van een habitatgebied of reservaat.

2.4 Kwantificering van abiotische variabelen (sediment, poriewater en oppervlaktewater) voor de betreffende vegetatietypen

Verzameling monsters

In augustus (zomermeting) en december (wintermeting) 2005 en 2006 werden op elke locatie twee watermonsters, drie poriewatermonsters en een mengmonster van

de onderwaterbodem verzameld. De poriewatermonsters werden anaëroob verzameld met behulp van keramische cups. Met behulp van een injectiespuit (50 ml) werd via de cups poriewater uit de onderwaterbodems opgezogen. De pH en alkaliniteit werden zo snel mogelijk na bemonstering bepaald. Vervolgens werden de watermonsters gefilterd en invroren tot aan de analyse.

Bepaling pH en alkaliniteit

De alkaliniteit (alkaliteit) of het zuurbindend vermogen van het water, wordt voornamelijk bepaald door het in het water aanwezige HCO_3^- en CO_3^{2-} . De alkaliniteit komt beneden pH 9 over het algemeen overeen met de HCO_3^- concentratie. Er zijn echter ook andere stoffen die voor alkaliniteit (zuurbuffering) kunnen zorg dragen (met name in poriewatermonsters). Het gaat hierbij vooral om colloïdale ijzer(hydr)oxiden en opgeloste humuszuren. De alkaliniteit werd bepaald door een bekende hoeveelheid monster te titreren met verdund zoutzuur ($\pm 0,01 \text{ N} = 0,01 \text{ mol l}^{-1} \text{ HCl}$) tot pH 4,20 (met behulp van een pH meter).

Bodemdestructies en -extracten

Bodemdestructies

Van gedroogde bodemmonsters werd 0,5 gram met 4 ml salpeterzuur en 1 ml waterstofperoxide in gesloten teflon cups gedestruëerd (ontsloten) in een magnetron. Hierbij wordt stapsgewijs energie toegediend waarbij alle verweerbare bodemdeeltjes oplossen. Vervolgens werden de monsters verdund tot 50 ml. Met behulp van ICP-OEC werden vervolgens de concentraties aan calcium (Ca), magnesium (Mg), zwavel (S), fosfor (P), ijzer (Fe), mangaan (Mn), silicium (Si), natrium (Na) en kalium (K). Deze methode maakt het mogelijk om de totale gehalten (verweerbare fractie) van bepaalde elementen te bepalen.

Olsen-extracties

Bij de Olsen-extractie wordt de hoeveelheid plantenbeschikbaar-P vrijgemaakt door verdringing van P door bicarbonaat. Tevens worden ijzer- en aluminiumhydroxides gehydrolyseerd waardoor geadsorbeerd P vrijkomt. Olsen-extracties werden uitgevoerd aan 5 gram droge bodem. Deze werd vermengd met 100 ml van een 0,5 mol per liter natriumbicarbonaat oplossing (bij pH 8,4) en vervolgens gedurende 30 min uitgeschud in 500 ml polyethyleenpotten. Hierna werd het extract gefilterd en werd de P (fosfor)-concentratie bepaald met behulp van ICP-OES.

Tabel 2: De onderzochte associaties en verbonden

Associatie		Verbond	
04A-a	RG Nitella flexilis	04A	Nitellion flexilis
04A1	Nitelletum translucens	04A	Nitellion flexilis
04B1	Nitellopsidetum obtusae	04B	Charion fragilis
04B2	Charetum hispidae	04B	Charion fragilis
04B3	Charetum asperae	04B	Charion fragilis
04D1a	Charetum canescentis typicum	04D	Charion canescentis
04D1b	Charetum canescentis inops, Chara connivens facies	04D	Charion canescentis
04D1b	Charetum canescentis inops, Chara baltica facies	04D	Charion canescentis
05A2	Ranunculetum baudotii	05A	Zannichellion pedicellatae
05B1a	Ranunculo fluitantis-Potametum perfoliati typicum	05B	Nymphaeion
05B1b	Ranunculo fluitantis-Potametum perfoliati inops	05B	Nymphaeion
05B2a	Potametum lucentis typicum	05B	Nymphaeion
05B2b	Potametum lucentis inops	05B	Nymphaeion
05C1	Stratiotetum	05C	Hydrocharition morsus-ranae
05C2	Utricularietum vulgaris	05C	Hydrocharition morsus-ranae
05D5b	Myriophyllo verticillati-Hottonietum inops	05D	Parvopotamion
05E1	Callitricho-Hottonietum	05E	Ranunculion peltati
05E2	Ranunculetum hederacei	05E	Ranunculion peltati
05E3	Callitricho-Myriophylletum alterniflori	05E	Ranunculion peltati
05E4	Callitricho hamulatae-Ranunculetum fluitantis	05E	Ranunculion peltati
06-a	RG Littorella uniflora-[Littorelletea]	06RG	RG Littorella uniflora
06-b-	RG Potamogeton polygonifolius-[Littorelletea]	06RG	RG Potamogeton polygonifolius
06A1a	Isoeto-Lobelietum isoetetosum	06A	Littorellion uniflorae
06A1b	Isoeto-Lobelietum eleocharitetosum multicaulis	06A	Littorellion uniflorae
06A1c	Isoeto-Lobelietum sphagnetosum	06A	Littorellion uniflorae
06A1d	Isoeto-Lobelietum inops	06A	Littorellion uniflorae
06B1	Echinodoro-Potametum graminei	06B	Potamion graminei
06B2	Sparganietum minimi	06B	Potamion graminei
06C1	Pilularietum globuliferae	06C	Hydrocotylo-Baldellion
06C3	Eleocharitetum multicaulis	06C	Hydrocotylo-Baldellion
06C4	Samolo-Littorelletum	06C	Hydrocotylo-Baldellion
10/b	DG Nymphaea alba-[Scheuchzerietea]	10DG	DG Nymphaea alba
10A1a	Sphagnetum cuspidato-obesi typicum	10A	Rhynchosporion albae
10A1b	Sphagnetum cuspidato-obesi sparganietosum angustifolium	10A	Rhynchosporion albae

Zout-extracten

In de zoutextracten worden de ionen gemeten die door natrium (kationen) of chloride (anionen) van het bodemadsorptiecomplex worden verdrongen. Vooral voor de bepaling van de ammonium- en kaliumconcentraties van de bodem zijn zoutuitschudextracten van belang. Zout-extracten werden gemaakt door 35 gram verse bodem gedurende 2 uur uit te schudden met 200 ml 0,2 mol l⁻¹ NaCl-oplossing. Vervolgens werd het monster gefiltreerd waarna de pH van het extract werd bepaald en de concentraties van de verschillende elementen werden gemeten.

Bepaling soortelijke massa en organische stofgehalte (gloeiverlies) in laboratorium

De verzamelde bodem werd goed gemengd waarna een vooraf gewogen en gemerkt aluminium bakje met een volume van 45 ml tot aan de rand werd gevuld. Dit bakje werd eerst gedurende 24 uur bij 105 °C gedroogd. Vervolgens werd het drooggewicht bepaald en kon de soortelijke massa (kg bodem per liter sediment/bodem) worden berekend. Vervolgens werd het bakje gedurende 4 uur bij 550°C uitgegloeid in een verassingsoven (gloeioven). Na afkoelen werd opnieuw gewogen. Het gewichtsverlies ten opzichte van het drooggewicht is het gloeiverlies. Vervolgens kon het gloeiverlies

berekend worden. Het gloeiverlies ten opzichte van het drooggewicht is een goede maat voor het organisch stofgehalte van de bodem.

Bepaling kooldioxide- en bicarbonaatconcentratie

Het watermonster werd in een zuur milieu gebracht (inspuiten in 1 N H₃PO₄), waarbij alle HCO₃⁻ en CO₃²⁻ in CO₂ gas wordt omgezet. Het CO₂ wordt door middel van een neutraal gas (N₂) uit de vloeistof gedreven. Door deze continue stikstofstroom wordt het monster gelijkmatig door een CO₂ meter geleid. De CO₂ meter is een infrarood spectrometer. CO₂ absorbeert infrarood licht. Het principe van de meting berust op het meten van het verschil tussen de absorptie van het monster en een referentie-cel. Water absorbeert ook infraroodlicht en daarom moet het gas eerst worden gedroogd door het gas door buisjes gevuld met magnesium-perchloraat te voeren.

Hierna werd aan de hand van een ijklijn en op grond van het koolzuurevenwicht (met behulp van de pH) de bicarbonaat- en kooldioxide concentratie berekend.

Chemische analyses

Via autoanalyserstechnieken werden de parameters NH₄⁺, NO₃⁻, PO₄³⁻, Cl colorimetrisch (door middel van een kleurreactie) geanalyseerd. De parameters Na en K werden vlam-fotometrisch bepaald.

Met de Inductively Coupled Plasma optical emission spectrometer (ICP-OES) kunnen spectraal emissielijnen van de elementen worden gedetecteerd/geanalyseerd/gekwantificeerd in een plasma. Met deze techniek werden o.a. Ca, Mg, Fe, Mn, Al, Zn, Si, S en P geanalyseerd.

Voor meer informatie over de analysemethoden wordt verwezen naar de website van het Gemeenschappelijk Instrumentarium van de Radboud Universiteit (Nijmegen) (www.instr.sci.kun.nl).

Toelichting bij de abiotische variabelen

Watermonsters (waterlaag en poriewater)

Alle concentraties worden hier gegeven in µmol L⁻¹. De alkaliniteit (Alkalin.) wordt gegeven in µequivalenten zuur L⁻¹. De zomerwaarden zijn genomen in de maand augustus. De winterwaarden in de maand december.

Bodemanalyses

Eenheden worden in tabel 3 gegeven.

St. Mass: Soortelijke massa van de bodem.

Org. Stof: Organisch Stofgehalte.

Tot: Concentraties bepaald in de destructie (ontsluiting).

(zt): Concentraties in zoutextract.

Tabel 3: Gemeten variabelen in de verschillende compartimenten van het watersysteem.

1 pH	2 pH	3 Gloeiverlies (org. stof)
Alkaliniteit	Alkaliniteit	korrelgroteverdeling
CO ₂	CO ₂	Destructie: C
HCO ₃ ⁻	HCO ₃ ⁻	N
NH ₄ ⁺	HS ⁻	P
NO ₃ ⁻	CH ₄	Ca
o-PO ₄ ⁻	NH ₄ ⁺	Mg
Ca	NO ₃ ⁻	S
Mg	o-PO ₄ ⁻	Fe
Na	Ca	Mn
Cl	Mg	Zn
SO ₄ ²⁻	Na	Al
P	Cl	Cu
Fe	SO ₄ ²⁻	Pb
Mn	P	Cd
Zn	Fe	Ni
Al	Mn	Sn
E ₄₅₀ (humuszuurkleuring)	Zn	P-fractionering
Turbiditeit	Al	(bepaling van ijzer en calcium gebonden P-fractie)
	E ₄₅₀ (humuszuurkleuring)	
	Turbiditeit	

2.5 Statistische analyse

Significante relaties tussen abiotische variabelen in oppervlaktewater, poriewater en sediment werden onderzocht met behulp van multivariate analyse: Canonical Correspondence Analysis (CANOCO).

Aanpak van de analyse van de data met behulp van CANOCO

Vegetatie-opnamen in de schaal van Londo (als abundantieklassen) zijn eerst omgezet naar percentages door de gemiddelde percentage te nemen van de betreffende abundantieklasse. De percentages zijn vervolgens ASIN(SQRT()) getransformeerd. Milieuv variabelen zijn ln-getransformeerd, met uitzondering van de pH-waarden. Met een Detrended Correspondence Analysis was de gradiëntlengte 13. Daarom is voor verdere analyse Canonical Correspondence Analysis (CCA) gebruikt. Dit is een directe, unimodale ordinatietechniek, die gericht is op het vinden van verklarende (abiotische) variabelen voor de variatie in soortensamenstelling. De soortensamenstelling wordt bij deze techniek beschouwd als responsvariabele.

Alleen milieuv variabelen die binnen het CCA model significant waren ($p \leq 0,05$) worden gepresenteerd. Monster 4C5_18 (RG *Nitella flexilis*, Mosbulten, Breugel) is niet meegenomen, omdat dit monster geheel buiten de andere monsters werd geplaatst. Monster 5p6_6 is niet meegenomen omdat dit referentiepunt vanwege extreem lage chloridegehalten geheel buiten alle andere punten werd geplaatst. Zoals verwacht, waren alkaliniteit en bicarbonaat sterk gerelateerd. Bicarbonaat is in verdere analyses niet meer meegenomen.

In de analyse zijn milieuparameters meegenomen als Waterlaag winter, Waterlaag zomer, Poriewater winter, Poriewater zomer, Bodem $\mu\text{mol/g}$ en bodem $\mu\text{mol/l}$. Slechts van twee referentiepunten waren geen zomerconcentraties in de waterlaag beschikbaar, omdat deze plekken waren drooggevallen. Het betreft de

monsterpunten 2006-35 en 2006-37 (06-a en 06C3). In de analyse zijn de winterwatermonsters van deze referentiepunten meegenomen als karakterisering van de waterlaag. Bij waarden beneden de detectiegrens, is in de analyses de helft van de waarde van de detectiegrens meegenomen. Dit kwam in totaal ca. 10 maal voor, voor de variabelen Mn-des. NO₃-zout, P-zout, PwNO₃, PwAl, WwHCO₃, WwNH₄, WwMn, WzCO₂. Omdat van de bodem de presentatie van de gehalten per gram een grotere verklaring gaf van de relaties tussen vegetatie-opnamen en abiotische variabelen dan de gehalten per liter, worden in dit rapport van de bodem alleen de diagrammen gepresenteerd met bodem meegenomen als μmol per gram. Ratio's (bijv. S/Ca + Mg) zijn vooralsnog niet toegevoegd aan de abiotische dataset.

Bij de analyses zijn twee strategieën toegepast:

1. Getrapte analyse. Bij deze analyse wordt allereerst één compartiment meegenomen, bijvoorbeeld Waterlaag zomer. Na analyse en selectie van de verklarende parameters die significant bijdragen aan het verklarende model, worden deze significante parameters toegevoegd aan de volgende analyse met bijvoorbeeld de dataset Poriewater zomer. Daarbij worden weer significante parameters geselecteerd. Deze parameters worden weer toegevoegd aan een volgende analyse met de bodem. De selectie van significante parameters vindt plaats door middel van “forward selection”, waarbij uitgaande van de meest verklarende factor, alleen factoren die een significante meerwaarde hebben, stapsgewijs worden toegevoegd. Deze “forward selection” wordt door het programma zelf uitgevoerd. Via bovenstaande methode kan worden onderzocht of uitbreiding van de set aan parameters leidt tot een betere verklaring van de variatie in het opnamemateriaal. Dus bijvoorbeeld of de set aan poriewater iets toevoegt aan de analyse met alleen oppervlaktewater.
2. Aparte analyses per compartiment. Bij deze analyse zijn alle compartimenten apart geanalyseerd. Daarna worden alle significante parameters meegenomen en in zijn geheel opnieuw getest. De selectie van significante parameters vindt wederom plaats door middel van “forward selection”.

Het CANOCO programma geeft na analyse, correlatiecoëfficiënten en per factor een “variance inflation factor”. Sterk gecorreleerde parameters zijn te herkennen aan een hoge inflatiefactor. Daarom moet deze inflatiefactor kleiner zijn dan 20. De techniek van forward selection blijkt in de praktijk in voldoende mate bescherming te bieden tegen te sterke correlaties tussen verklarende factoren.

Beide analyse- strategieën zijn toegepast op de gehele dataset en op de data per vegetatieklasse.

Omdat de statistische analyse van de *Charetea* weinig statistisch significante variabelen opleverde, is bij deze analyses ook nog de diepte van de wateren meegenomen.

3 Waterplanten en waterkwaliteit: een inleiding

Algemeen

Het voorkomen van planten wordt door verschillende factoren bepaald. We kunnen hierbij onderscheidt maken tussen biotische en abiotische factoren. Biotische factoren die een rol spelen bij het voorkomen van planten zijn o.a. polinatie, zaadvorming, vestiging, klonale voortplanting, aanwezigheid van mycorrhiza schimmels, competitie, beheer (plaggen, maaien, begrazen, etc.).

Daarnaast spelen abiotische factoren een rol. Hierbij kan gedacht worden aan factoren als (micro-)klimaat, bodemopbouw, hydrologie en (bodem)chemische factoren.

Chemische factoren spelen een belangrijke rol bij het voorkomen van planten. Vaak is de interactie complex. Zo kunnen de chemische parameters ook elkaar beïnvloeden. De (bodem)chemie kan op verschillende manier van invloed zijn op het functioneren van planten. Zo is een aantal elementen essentieel als nutriënt (voedingstof) voor planten. Justus von Liebig (1803-1873) heeft een belangrijke rol gespeeld bij het ontstaan van dit inzicht. Volgens Arnon en Stout (1939) mogen we van een essentieel element spreken wanneer wordt voldaan aan de volgende criteria:

1. Een plant is niet in staat zijn complete levenscyclus te voltooien wanneer het element niet beschikbaar is.
2. De functie van het element kan niet worden vervangen door een ander element.
3. Het element is direct betrokken bij het metabolisme van de plant.

We kunnen hierbij onderscheid maken tussen essentiële macronutriënten en essentiële micronutriënten. Essentiële macronutriënten zijn nodig in relatief hoge concentraties. Het gaat hierbij om stikstof, fosfor, zwavel, kalium, magnesium en calcium. Daarnaast zijn er de essentiële micronutriënten waar de plant evenmin zonder kan maar waarvan veel lagere concentraties nodig zijn voor een goed functioneren van de plant. Hierbij gaat het om ijzer, mangaan, zink, koper, boor, molybdeen, chloride en nikkel.

Verder zijn er elementen die niet essentieel zijn voor de groei van planten. Planten nemen deze elementen echter wel op. In hoge concentraties kunnen deze elementen toxisch zijn voor de plant. Een goed voorbeeld van zo een element is aluminium (Al). Overigens kunnen ook de essentiële elementen toxisch zijn voor planten. Voor bijna alle essentiële elementen is het zo dat er een concentratie is waaronder een tekort ontstaat en dat er ook een concentratie is waarboven het element toxisch wordt. Voor elke soort zijn deze waarden verschillend. Zo bestaan er belangrijke genetisch vastgelegde verschillen in de cellulaire biochemie van de planten maar ook in de opname van ionen uit het bodemvocht. Daarnaast kunnen plantenwortels stoffjes uitscheiden die de oplosbaarheid van sommige elementen in de bodem beïnvloeden. Zo kunnen wortels ‘phytosideroforen’ uitscheiden om de oplosbaarheid

van fosfor en ijzer te vergroten. Ook mycorrhiza schimmels kunnen een grote invloed hebben op de opname van voedingsstoffen door planten.

Het is duidelijk dat de concentratie van bepaalde elementen in de bodem van invloed kan zijn op het voorkomen van soort. Soorten die erg gevoelig zijn voor aluminiumtoxiciteit zullen bijvoorbeeld niet voorkomen op bodems met hoge concentraties aan vrij aluminium. Daarnaast zullen soorten met een hoge fosfaatbehoefte het slecht doen op bodems met een lage fosfaatbeschikbaarheid, etc. Het is dan ook te verwachten dat het voorkomen van plantensoorten is gerelateerd aan de concentraties van verschillende elementen in de bodem. De concentraties van verschillende elementen in de bodem kunnen op verschillende manieren worden gemeten. In het kader van dit onderzoek hebben we de elementen op drie verschillende manieren gemeten; te weten door middel van een bodemdestructie, door middel van een keukenzoutextractie en ten slotte door het analyseren van het bodemvocht. Het bodemvocht (poriewater) is in het veld bemonsterd met behulp van teflon poriewaterbemonsteraars (Rhizon's).

Aan de hand van een bodemdestructie (ontsluiting met een sterk zuur) kunnen de totale concentraties van de elementen worden gemeten. Hierbij wordt de maximale concentratie van een element bepaald dat door middel van verweringsprocessen uit de bodem kan vrijkomen. Deze concentratie zegt echter niet zonder meer iets over de beschikbaarheid van een element. Zo kan de totale concentratie aan fosfor in een bodem erg hoog zijn terwijl de beschikbaarheid van P voor planten laag is. Dit laatste is het geval in bodems die van nature erg rijk zijn aan apatiet (een calcium/fosfor mineraal). Verder bevatten nagenoeg alle bodems van nature veel aluminium. Dit aluminium is echter steeds aanwezig in sterk gemineraliseerde vorm en lost bij een circumneutrale pH niet of nauwelijks op. Alleen wanneer bodems sterk verzuren komt het aluminium vrij en kan het toxisch worden voor planten.

Een andere manier om de elementconcentraties in de bodem te meten is door het maken van een zoutextract van de bodem. Hierbij wordt bodem uitgeschud met een NaCl (keukenzout) oplossing. De natrium- en chlorideionen verdringen hierbij alle (zwak) aan de bodem geabsorbeerde ionen. Het zoutextract geeft dus veel lagere concentraties dan het destructiemonster maar geeft hogere concentraties dan de concentraties die gemeten worden in het bodemvocht.

De elementconcentraties in het zoutextract of het poriewater worden sterk beïnvloed door chemische processen in de bodem. Een belangrijk proces hierbij is chemische reductie. Onder natte zuurstofloze (anaërobe) condities is de beschikbaarheid van ijzer bijvoorbeeld hoger dan onder aërobe omstandigheden. Dit komt omdat ijzer onder aërobe omstandigheden in de driewaardige vorm (Fe^{3+}) aanwezig is. Deze driewaardige ijzervorm is zeer slecht oplosbaar. Onder anaërobe omstandigheden wordt het driewaardige ijzer gereduceerd tot de tweewaardige vorm (Fe^{2+}). Deze tweewaardige ijzervorm is veel beter oplosbaar waardoor de ijzerconcentratie in het bodemvocht en het zoutextract onder anaërobe omstandigheden toeneemt. Daarnaast kan ijzer (zowel in tweewaardige als in driewaardige vorm) complexen aangaan met goed oplosbare humuszuren. Met name organische bodems zijn rijk aan

humuszuren. Hierdoor is de ijzerconcentratie vaak hoger in organische bodems ook als deze aëroob zijn.

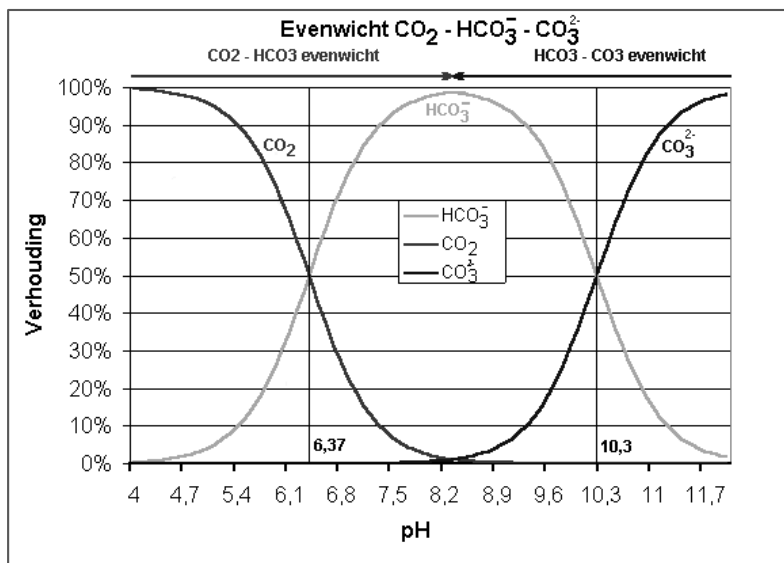
Waterplanten en buffercapaciteit

Bij de verspreiding van waterplantenvegetaties speelt de buffercapaciteit (alkaliniteit, zuurbufferend vermogen) van het systeem een belangrijke rol (Bloemendaal en Roelofs, 1988). De alkaliniteit wordt vrijwel volledig bepaald door de (bi)carbonaatconcentratie en speelt een belangrijke rol bij het tegengaan van pH schommelingen (verzuring). Daarnaast bepaalt het in belangrijke mate de beschikbaarheid van anorganisch koolstof (kooldioxide en bicarbonaat), een zeer belangrijke voedingsstof. Men kan daarom stellen dat alkaliniteit in belangrijke mate de verspreiding van waterplanten bepaalt (Bloemendaal en Roelofs, 1988). Overigens is de alkaliniteit zeer sterk gecorreleerd met de calcium- en/of magnesiumconcentratie waardoor in sommige CANOCO-diagrammen calcium of magnesium als belangrijke parameter naar voren komt. Dit is slechts een kwestie van toeval. Het programma selecteert automatisch voor één van de parameters. Alkaliniteit is echter in de meeste gevallen de sturende factor.

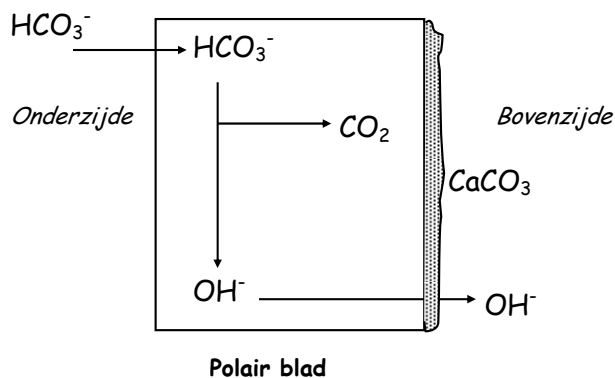
C-voeding

De pH bepaalt in belangrijke mate de vorm waarin anorganisch koolstof aanwezig is (Bloemendaal en Roelofs, 1988, Figuur 1). Bij pH 4,2 is alle anorganische koolstof aanwezig in de vorm van kooldioxide (CO_2) en bij pH 8,4 is alle anorganische koolstof aanwezig in de vorm van bicarbonaat (HCO_3^-). Bij pH 6,4 is er precies evenveel anorganisch koolstof aanwezig in de vorm van kooldioxide als in de vorm van bicarbonaat. Waterplanten kunnen op verschillende manieren in hun koolstofbehoefte voorzien. De meeste ondergedoken waterplanten nemen met hun bladeren kooldioxide op uit de waterlaag. Voorwaarde hiervoor is dat de totaal anorganisch koolstofconcentratie voldoende hoog is en dat de pH niet te hoog is.

In wateren met een hoge pH (>7) en een hoge alkaliniteit ((zeer) harde wateren) zijn de waterplanten dominant die behalve kooldioxide ook bicarbonaat als anorganische koolstof bron kunnen gebruiken (Figuur 2) (Bloemendaal en Roelofs, 1988). Deze bicarbonaatgebruikers nemen bicarbonaat op uit het water. Dit bicarbonaat wordt in de plant gesplitst in kooldioxide en het hydroxide ion (OH^-). Het kooldioxide wordt gebruikt in de fotosynthese terwijl het hydroxide ion wordt uitgescheiden in het water. De opname van kooldioxide vindt plaats aan de onderzijde van het blad, terwijl de afgifte van hydroxide plaatsvindt aan de bovenzijde. Hierdoor ontstaat een zogenaamd polair blad. De afgifte van hydroxide aan de bovenzijde van het blad veroorzaakt de neerslag van kalk op de bladeren, waardoor deze planten worden gekenmerkt en in het veld kunnen worden herkend. Omdat de opname van bicarbonaat een actief proces is dat energie kost, zijn deze planten alleen in het voordeel wanneer de alkaliniteit van het water hoog is. In zachtere wateren waarin kooldioxide dominant is worden deze soorten vaak verdrongen door planten die efficiënt kooldioxide kunnen opnemen. Tot de soorten die bicarbonaat kunnen gebruiken behoren schedefonteinkruid (*Potamogeton pectinatus*), glanzig fonteinkruid (*Potamogeton lucens*), aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*) en stijve waterranonkel (*Ranunculus circinatus*).



Figuur 1. De relatie tussen de pH en het relatieve aandeel van de verschillende vormen van anorganisch koolstof in oplossing



Figuur 2. Schema van het bicarbonaatgebruik door waterplanten. Voor ieder gefixeerd molecuul CO_2 staan de planten een OH^- ion af. Hierdoor ontstaat een polair blad met ladingsverschillen tussen de bovenzijde en de onderzijde van het blad.

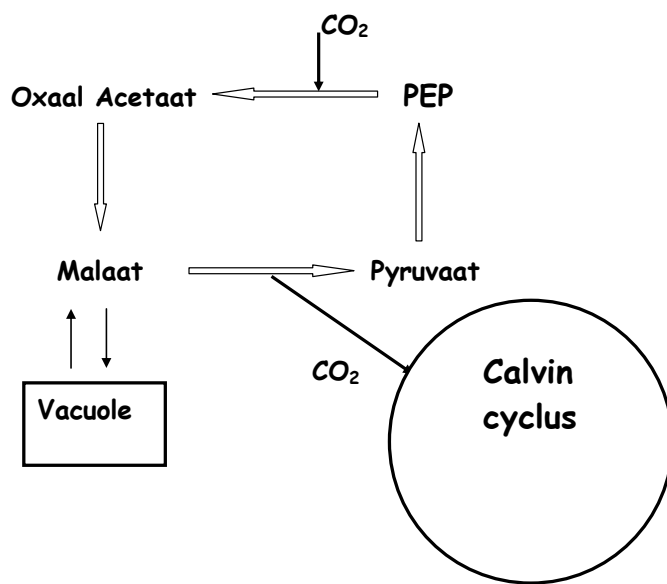
Zeer zure wateren worden gekenmerkt door zeer lage of juist zeer hoge kooldioxideconcentraties (Bloemendaal en Roelofs, 1988; Smolders e.a. 2002). Wanneer het carbonaatgehalte van de bodem relatief hoog is of wanneer er sprake is van een organische bodem waarin anaërobe afbraak van organisch materiaal plaatsvindt (denk bijvoorbeeld aan hoogvenen) dan bevat de verzuurde waterlaag vaak relatief veel kooldioxide. Planten die het goed doen in verzuurde wateren met een hoge kooldioxideconcentratie zijn knolrus (*Juncus bulbosus*) en veenmos (*Sphagnum*) soorten. Wanneer er sprake is van een zeer koolstofarme minerale bodem met een verzuurde waterlaag, dan is de kooldioxideconcentratie van de waterlaag volledig afhankelijk van de diffusie van kooldioxide uit de atmosfeer naar de waterlaag. Er zijn maar weinig waterplanten die onder deze extreem C-arme omstandigheden kunnen leven. Een soort als Klein blaasjeskruid (*Utricularia minor*) kan dit wel. Deze soort haalt de benodigde koolstof uit organisch materiaal

(bacteriën, watervlooien, en dood organisch materiaal), dat het met behulp van de blaasjes uit het water vangt.

Ook zachte (zwak gebufferde) wateren worden gekenmerkt door een kooldioxidearme waterlaag. In deze systemen bevat de bodem meestal veel meer kooldioxide dan de waterlaag. De concentratie is in de bodem meestal 10-100 maal hoger dan in de waterlaag. In deze wateren kunnen zich alleen soorten handhaven met een gespecialiseerde koolstofhuishouding die is gericht op de opname van CO₂ uit de bodem (Smolders e.a., 2002). Het gaat hier om planten met een zogenaamde isoetide groeivorm (bijvoorbeeld biesvaren (*Isoetes lacustris*), oeverkruid (*Littorella uniflora*), drijvende waterweegbree (*Luronium natans*) en waterlobelia (*Lobelia dortmanna*). Deze soorten zijn klein, sprietig, persistent en groeien slechts langzaam. Ze worden gekenmerkt door een hoge wortel:spruit ratio (meer wortel biomassa dan spruit biomassa) die samenhangt met de opname van kooldioxide uit de bodem. De planten zijn voorzien van een systeem van luchtholten (aerenchym). Uit de bodems diffundeert kooldioxide via de wortels naar de spruit waar het wordt gebruikt voor de fotosynthese. Het zuurstof dat hierbij vrijkomt, diffundeert via de wortels de bodem in (zie Figuur 3) waar het de afbraak van organisch materiaal stimuleert waarbij kooldioxide vrijkomt. Verder bezitten een aantal isoetiden (onder andere oeverkruid en biesvaren) het zogenaamde CAM metabolisme (Figuur 4). Bij deze vorm van C-fixatie leggen de planten 's nachts gefixeerde C vast als malaat (appelzuur). Overdag maken ze het C weer vrij waarna het wordt gebruikt voor de fotosynthese. Ook dit CAM metabolisme is een aanpassing aan C-arme milieus.



Figuur 3. Radiaal zuurstofverlies rondom de wortels van Oeverkruid (*Littorella uniflora*). De blauwkleuring indiceert de locaties waar de wortels zuurstof lekken.

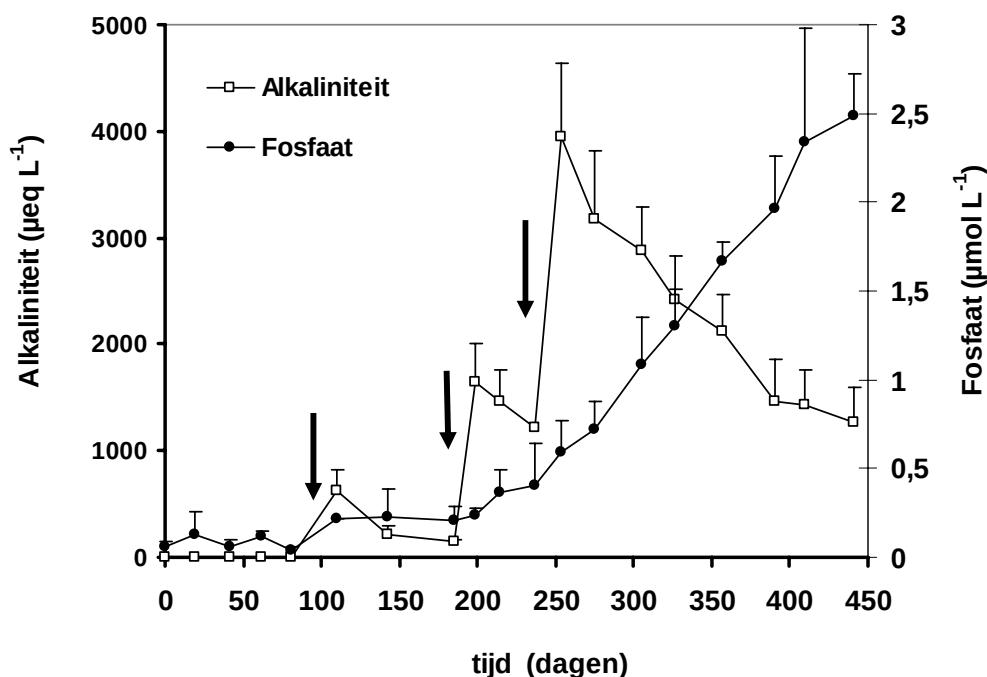


Figuur 4. CAM (Crassulacean Acid Metabolism)

Overigens komen isoetide planten ook voor in voedselarme harde wateren (hoge pH en matig hoge bicarbonaatconcentraties). Denk hierbij vooral aan kalkrijke duinplassen. Ook hier bevat de waterlaag weinig kooldioxide waardoor competitie met planten die CO_2 uit de waterlaag opnemen achterwege blijft.

Waterhardheid en decompositie

De waterhardheid heeft ook op een andere manier invloed op de samenstelling van aquatische vegetaties. De afbraak van organisch materiaal wordt sterk versneld door een toename van de alkaliniteit van een organische bodem (Bloemendaal en Roelofs, 1988; Smolders et al., 2006; Figuur 5). In zure of zwakgebufferde veenbodems wordt de afbraak geremd door de zuurgraad van de bodem. Onder zure omstandigheden wordt de afbraak van organisch materiaal geremd doordat de interne pH van de organisch partikeltjes laag is. Een hogere alkaliniteit van het bodemvocht buffert de interne pH van de partikeltjes waardoor de afbraak op gang komt. Anaërobe afbraak van organisch materiaal genereert op haar beurt weer alkaliniteit waardoor er een positieve terugkoppeling ontstaat op de afbraak. Uiteraard resulteert deze afbraak in het vrijkomen van nutriënten (o.a. ammonium en fosfaat) waardoor ook de trofiegraad van het systeem toeneemt.



Figuur 5. Relatie tussen de P-nalevering van een zwak gebufferde veenbodem en de alkaliniteit van het bovenstaande water. Op het tijdstip dat is gemarkeerd met een pijl werd de alkaliniteit van het bovenstaande water stapsgewijs verhoogd. Door de toename van de buffercapaciteit van het systeem kwam veenafbraak op gang waardoor de fosfaatconcentratie in het poriewater geleidelijk toenam (Smolders et al., 2006).

Sulfaat en nitraat

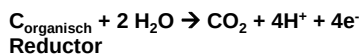
Alternatieve elektronenacceptoren

Voor de afbraak van organisch materiaal onder anaërobe omstandigheden is niet alleen een voldoende hoge alkaliniteit van belang maar ook de aanwezigheid van zogenaamde alternatieve elektronenacceptoren (Figuur 6). Dit komt omdat de afbraak van organisch materiaal in wezen een redoxreactie is. Bij een redoxreactie vindt uitwisseling van elektronen plaats tussen een reductor die deze afstaat en een oxidator die ze opneemt. Welke oxidator met welke reductor een reactie aangaat hangt af van de mate waarin elektronen gebonden zijn. Een redoxreactie kan alleen plaatsvinden wanneer er zowel een oxidator als een reductor aanwezig is. Elektronen kunnen in tegenstelling tot protonen namelijk niet vrij in de natuur voorkomen. Micro-organismen zoals schimmels en bacteriën gebruiken meestal redoxreacties om stoffen om te zetten of af te breken. De energie die hierbij vrijkomt, gebruiken ze onder andere voor groei (Drever, 1997). Zuurstof (O_2) is een zeer sterke oxidator en zal daarom indien het aanwezig is, altijd als zodanig optreden.

Bij de oxidatie van organisch materiaal (afbraak) komen elektronen vrij en het organische materiaal fungeert dus als de reductor (Figuur 6). Omdat zuurstof de sterkste elektronenacceptor is zal bij de afbraak van organisch materiaal vooral zuurstof als elektronenacceptor optreden zolang het aanwezig is. Dit betekent dat in droge bodems onder invloed van zuurstof oxidatiereacties zullen optreden. De diffusie van zuurstof in water verloopt echter 10 000 maal langzamer dan in lucht. Hoewel zuurstof door wind en stromingen nog wel door het oppervlakte water

gemengd kunnen worden, zijn met water verzadigde bodems om deze reden altijd zuurstofarm of zelfs volledig zuurstofloos. Zuurstof kan in afwezigheid van planten vanuit de waterlaag maximaal tot in de bovenste 10 mm van het sediment doordringen (Drever, 1997). Achtereenvolgens zullen daarom in afwezigheid van zuurstof o.a. nitraat (NO_3^-), mangaan (Mn^{4+}), ijzer (Fe^{3+}), sulfaat (SO_4^{2-}) en koolstofdioxide (CO_2) als alternatieve oxidatoren optreden (Figuur 6). Hierbij worden ze gereduceerd tot respectievelijk stikstofgas (N_2), stikstofoxide (N_2O) of ammonium (NH_4^+), mangaan (Mn^{2+}), ijzer (Fe^{2+}), sulfide (S^{2-}) en methaan (CH_4). De redoxpotentiaal Eh (uitgedrukt in mV), een maat voor de elektronenactiviteit, daalt naar mate de reacties moeilijker verlopen en de micro-organismen er minder energie uit kunnen halen.

Afbraak van organisch materiaal:



Electronen kunnen niet vrij voorkomen in de natuur. Deze reactie kan dus alleen verlopen indien er tegelijkertijd een reactie plaatsvindt waarbij de electronen worden geconsumeerd.

De oxidator wordt ook wel elektronenacceptor genoemd

Oxidatoren (met een voorbeeld van een bijbehorende reactie):

Afmnemende affiniteit ↓	Zuurstof:	$\text{O}_2 + 4 \text{H}^+ + 4 \text{e}^-$	->	$2 \text{H}_2\text{O}$
	Denitrificatie:	$2 \text{NO}_3^- + 12 \text{H}^+ + 10 \text{e}^-$	->	$\text{N}_2 + 6 \text{H}_2\text{O}$
	Nitraatreductie naar ammonium:	$\text{NO}_3^- + 10 \text{H}^+ + 8 \text{e}^-$	->	$\text{NH}_4^+ + 3 \text{H}_2\text{O}$
	Mangaanreductie:	$\text{MnO}_2 + 4 \text{H}^+ + 2 \text{e}^-$	->	$\text{Mn}^{2+} + 2 \text{H}_2\text{O}$
	Ijzerreductie:	$\text{Fe}(\text{OH})_3 + 3 \text{H}^+ + \text{e}^-$	->	$\text{Fe}^{2+} + 3 \text{H}_2\text{O}$
	Sulfaatreductie:	$\text{SO}_4^{2-} + 8 \text{H}^+ + 8 \text{e}^-$	->	$\text{S}^{2-} + 4 \text{H}_2\text{O}$
	Methaanvorming:	$\text{CO}_2 + 8 \text{H}^+ + 8 \text{e}^-$	->	$\text{CH}_4 + 2 \text{H}_2\text{O}$

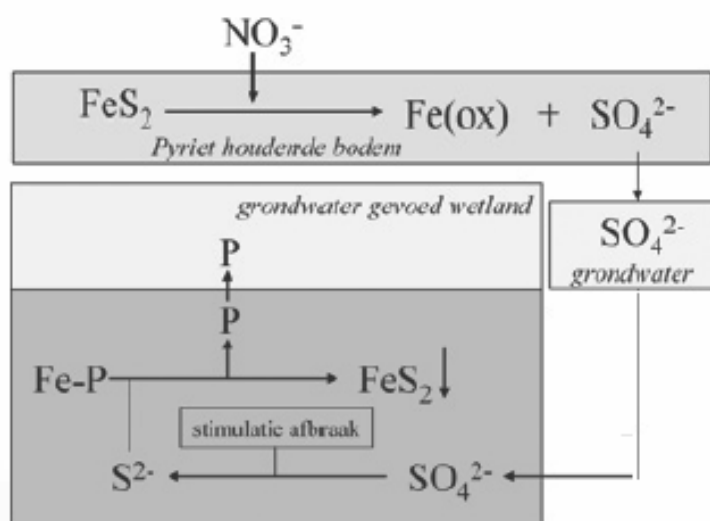
Figuur 6. De rol van (alternatieve) elektronenacceptoren bij de afbraak van organisch materiaal.

Nitraat en sulfaat in grondwater

Indien onder anaërobe omstandigheden (lees onderwaterbodem) dit soort alternatieve elektronenacceptoren afwezig zijn, verloopt de anaërobe afbraak van organisch materiaal slecht. Nitraat, ijzer en sulfaat zijn kwantitatief de belangrijkste alternatieve elektronenacceptoren. Hoge nitraatconcentraties komen voor in wateren (sloten) die beïnvloed door afstromend grondwater uit landbouwgronden maar ook in wateren waar nitraatrijk grondwater opkwelt. In een land als Nederland meten we niet zelden nitraatconcentraties op mMol niveau in het freatische grondwater. Deze hoge concentraties worden met name veroorzaakt door de uitspoeling van nitraat uit overbemeste landbouwgronden en uit (naald)bossen. Deze laatste vangen veel droge en natte stikstofdepositie in de vorm van ammonium en nitraat. Het ammonium wordt in de bosbodems genitrificeerd tot nitraat. Na decennia van hoge stikstof-depositieniveaus is ook het freatische grondwater in veel bossen verzadigd met nitraat.

In de ondergrond kan nitraat uit het water verdwijnen door anaërobe denitrificatiereacties waarbij het reageert met organisch materiaal, sideriet of pyriet. Hierbij wordt het nitraat omgevormd tot stikstofgas. Indien het nitraat reageert met pyriet zal er echter een aanrijking van het grondwater plaatsvinden met sulfaat (zie Figuur 7). We constateren in het Nederlandse grondwater dan ook niet alleen een sterke toename van de nitraatconcentraties maar ook een toename van de sulfaatconcentraties. Van nature komt in Nederland sulfaatrijk grondwater voor wanneer er sprake is van brakke kwel. Dit speelt vooral in het westen van het land en lokaal op de Waddeneilanden.

De toename van de nitraat en de sulfaatconcentraties in het grondwater hebben belangrijke gevolgen voor grondwatergevoede wateren, omdat hierdoor de aërobe afbraak van organisch materiaal wordt versterkt. Met name wanneer de bodem uit veen bestaat kan dit leiden tot een ernstige eutrofiëring van het water als gevolg van een versnelde afbraak van het veen.



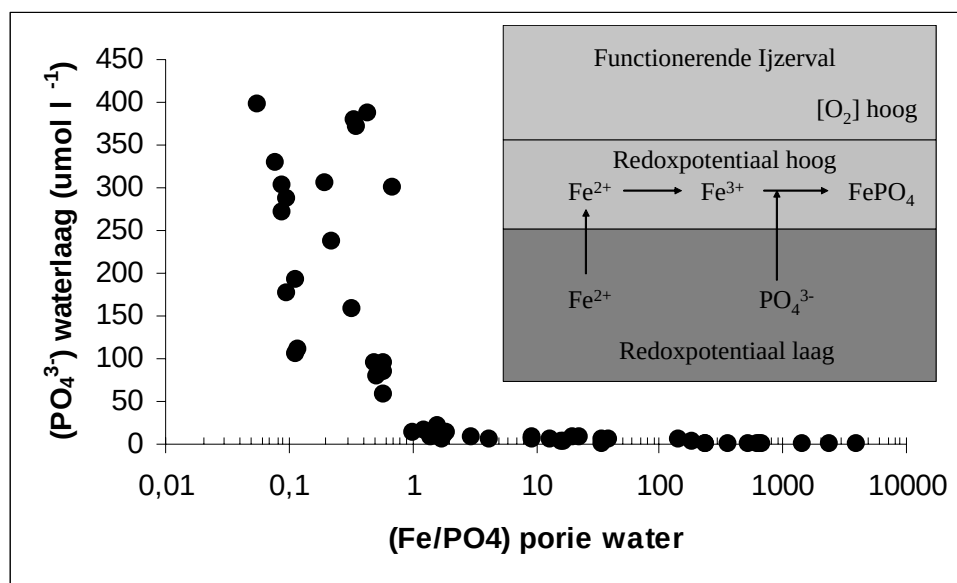
Figuur 7. Uitspoeling van nitraat kan tot hogere sulfaatconcentraties in het grondwater leiden. Een hoge sulfaatbelasting kan resulteren in eutrofiëring van natte en gedeeltelijk natte natuur door fosfaatmobilisatie (Smolders e.a. 2006b).

Sulfaat en eutrofiëring

Sulfaat zal in anaërobe bodems fungeren als alternatieve elektronenacceptor waardoor het de afbraak van organisch materiaal versnelt. Het bij de sulfaatreductie gevormde sulfide reageert verder met in de bodem aanwezig ijzercomplexen waarbij ijzersulfiden worden gevormd (Figuur 8). Op deze wijze kan uiteindelijk het overgrote deel van het in de bodem aanwezige ijzer worden gebonden als ijzersulfide (Smolders e.a., 1993; Lamers e.a. 1996; Smolders et al., 2006). Ijzer speelt een belangrijke rol bij de immobilisatie van fosfaat in de bodem. Het fosfaat vormt met ijzer verbindingen zoals $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2$ en FePO_4 . Verder wordt een deel van het fosfaat geabsorbeerd aan ijzer(hydr)oxiden. Naarmate een groter deel van het ijzer in de bodem gebonden is aan sulfide zal er minder fosfaat gebonden kunnen worden in de bodem waardoor de fosfaatconcentraties in het poriewater sterk toenemen

(Smolders, 1993; Lamers e.a., 1996; Smolders et al., 2006). De ijzerconcentraties in het poriewater zullen zeer laag worden.

Hoge ijzerconcentraties in het poriewater gaan de nalevering van fosfaat naar de waterlaag tegen omdat ijzer en fosfaat gezamenlijk neerslaan op de overgang van de anaërobe bodem naar de aërobe waterlaag (Figuur 8). Wanneer door een toename van sulfaatreductie de ijzergehalten in het poriewater dalen en de fosfaatconcentraties stijgen, zal ook de nalevering van fosfaat naar de waterlaag toenemen. Wanneer alle ijzer in de bodem gebonden is aan sulfide kan er zich ook sulfide ophopen in het poriewater. Dit sulfide is giftig voor vele wortelende waterplanten.

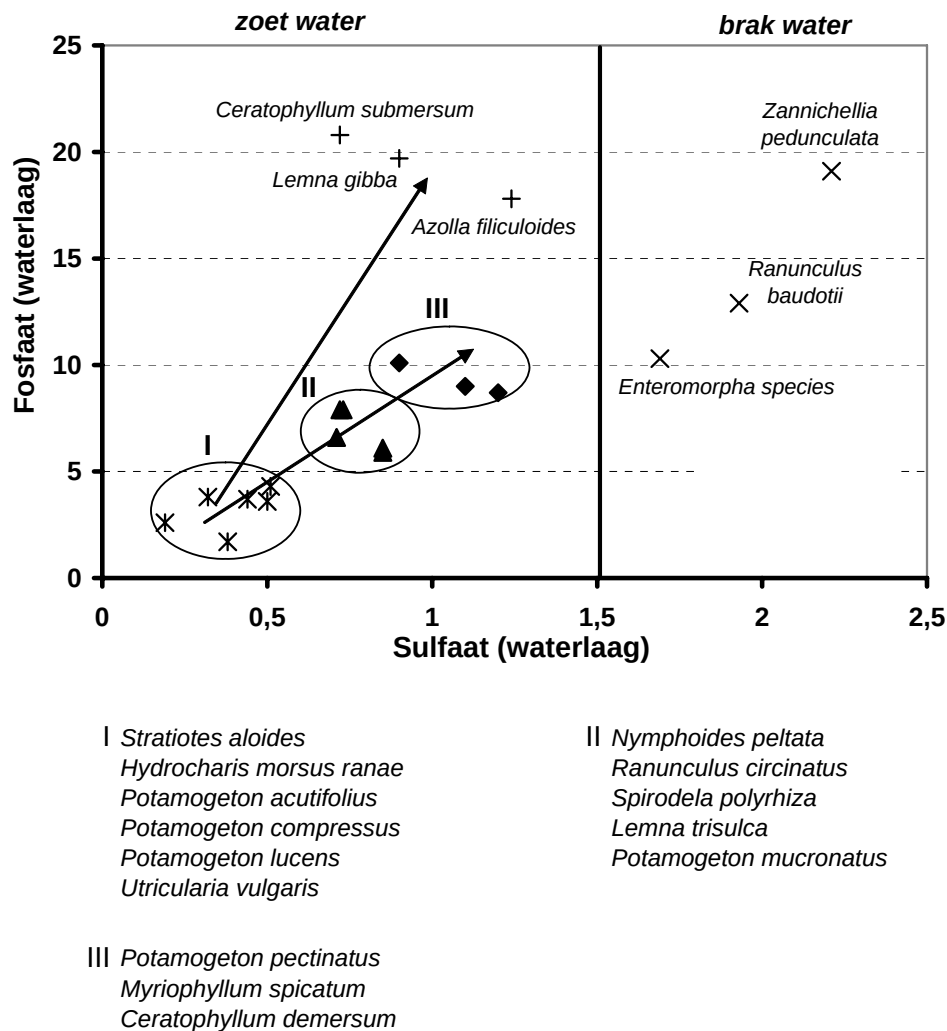


Figuur 8. De relatie tussen de ijzer:fosfaat ratio van het poriewater en de nalevering van fosfaat naar de waterlaag (Smolders e.a., 2001).

De hoge sulfaatconcentraties zijn er ook de oorzaak van waarom brakke waterplantenvegetaties doorgaans veel voedselrijker zijn dan zoete waterplantenvegetaties. Om hoge zoutconcentraties te kunnen verdragen hebben planten speciale aanpassingen nodig. Deze aanpassingen zijn er op gericht om de osmotische waarde van de plant gelijk te houden aan die van de omgeving. Ook de meeste alg- en kroossoorten zijn niet in staat om in een brak milieu te overleven. Hierdoor hebben de brakwaterplanten weinig last van de concurrentie om licht van woekerende soorten met een horizontale groeistrategie (Bloemendaal en Roelofs, 1998).

Op basis van het uitgebreide onderzoek naar de relatie tussen de abiotiek en het voorkomen van waterplanten zoals dat begin jaren tachtig is uitgevoerd aan de Radboud Universiteit Nijmegen (De Lyon en Roelofs, 1986) hebben we een analyse uitgevoerd naar de relatie tussen sulfaat en fosfaat in de waterlaag voor de soorten die voorkomen in bodems met een redoxpotentiaal < 150 mV (reductieve bodems) (Figuur 9). We zien dat er een duidelijke relatie bestaat tussen de gemiddelde sulfaatconcentratie en de gemiddelde fosfaatconcentratie in de waterlaag, waarbij de verschillende soorten voorkomen (Figuur 9). Het is bekend dat de krabbe-

scheervegetaties in de jaren zeventig en tachtig te lijden hebben gehad van de toename van de sulfaatconcentraties in de waterlaag (Smolders e.a., 2003), wat heeft geleid tot een sterke eutrofiëring van de systemen (Figuur 10) en een verandering van de waterplantenvegetatie in de voorheen door Krabbescheer gedomineerde wateren.



Figuur 9. Relatie tussen de gemiddelde sulfaatconcentratie en de gemiddelde fosfaatconcentratie waarbij verschillende soorten waterplanten voorkomen. De primaire data zijn uit De Lyon en Roelofs, (1986).



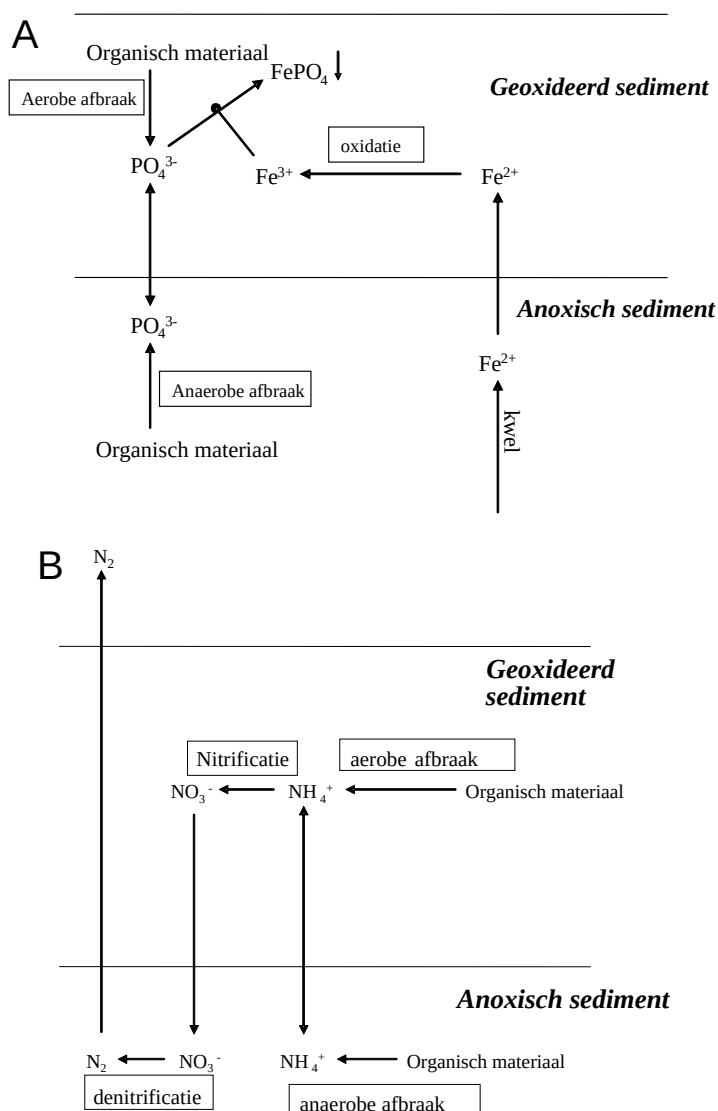
*Figuur 10. Krabbescheervegetatie die compleet overgroeid is met kroosvaren (*Azolla filiculoides*) als gevolg van een sterke toename van de fosfaatconcentratie in het oppervlaktewater.*

Waterplanten en trofie

De trofiegraad speelt een belangrijke rol bij de verspreiding van waterplantenvegetaties. In de Nederlandse situatie is fosfor meestal beperkend voor de groei. Stikstoflimitatie komt slechts zelden voor. Dit heeft vooral te maken met de nog relatief hoge atmosferische stikstofdepositie en de uitspoeling van nitraat uit bemeste landbouwgronden. Bovendien kan stikstof in natuurlijke systemen worden gefixeerd uit de atmosfeer door N-fixerende blauwalgen. Meestal is het dan ook de fosforbeschikbaarheid die bepalend is voor de trofiegraad.

Een belangrijk verschil tussen waterplanten en landplanten is dat waterplanten de nutriënten zowel uit de bodem als uit de waterlaag kunnen opnemen. De vegetaties die behoren tot de *Littorelletea* worden gekenmerkt door relatief lage fosfor(P)concentraties in zowel de waterlaag als de bodem. De soorten die kenmerkend zijn voor deze vegetatietypen hebben doorgaans een (zeer) lage intrinsieke groeisnelheid. Wanneer de P-beschikbaarheid van het systeem toeneemt, zullen ze weggeconcentreerd worden door soorten met een hogere intrinsieke groeisnelheid, d.w.z. door soorten die bij een zelfde nutriëntenbeschikbaarheid een hogere groei kunnen

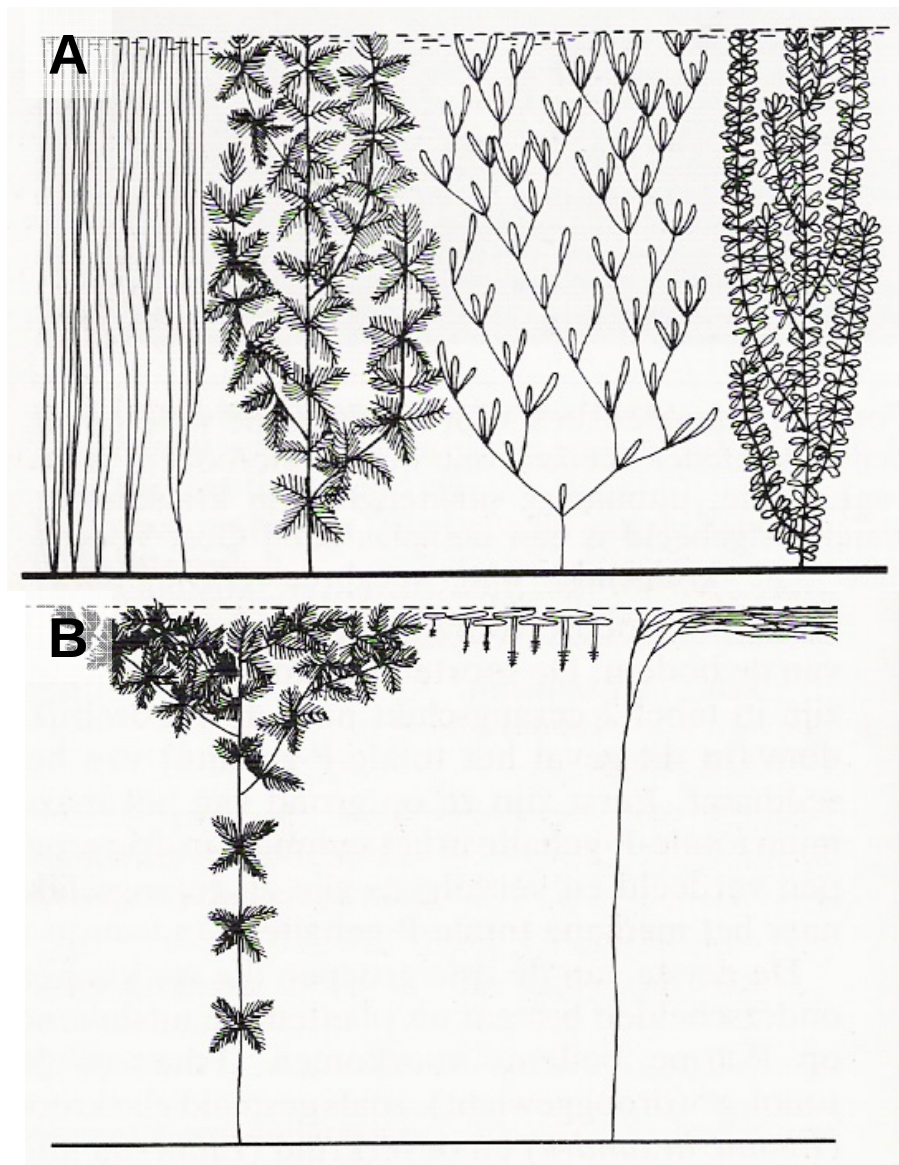
realiseren. Uit de CANOCO-analyses komt dit ook duidelijk naar voren. Wanneer de bodem rijker wordt aan fosfaat (bijvoorbeeld Olsen-P) worden de *Littorelletea* vaak vervangen door vegetaties behorende tot de *Potametea*.



Figuur 11. Schematische weergave van de oligotrofiërende werking van een goed ontwikkelde isoetide vegetatie (naar Smolders e.a., 2002).

Doordat de isoetide planten uit de *Littorelletea* vegetaties zuurstof in de bodem pompen (Figuur 3) beïnvloeden ze ook de trofiegraad van de bodem (Figuur 11). Vooral wanneer er sprake is van een dichte vegetatie hebben de planten samen een dusdanig hoog radiaal zuurstof verlies dat ze de complete bodem kunnen oxideren. In met name minerale bodems kunnen deze soorten door het hoge radiale zuurstofverlies de bodem, en daarmee het ijzer, in oxidatieve toestand houden. Hierdoor blijft het fosfaat in de bodem goed gebonden. Bovendien leidt het oxideren van de toplaag van de bodem tot extra stikstofverliezen. In de oxidatieve toplaag wordt ammonium geoxideerd tot nitraat. Dit nitraat kan vervolgens in de diepere

bodemlagen worden gedenitrificeerd tot stikstofgas. De soorten uit het oeverkruidverbond zijn door verzuring en/of eutrofiëring sterk achteruitgegaan. Hierdoor zijn ze met hun intrinsiek lage groeisnelheid in het voordeel omdat ze goed kunnen gedijen bij een zeer lage beschikbaarheid aan voedingsstoffen en wordt concurrentie met andere soorten vermeden.



Figuur 12. Schematische weergave van een typische verticale (A) en een typische horizontale (B) groeistrategie van een aantal plantesoorten. Groeistrategie A komt voor in voedselarm water met een voedselrijke bodem. Groeistrategie B komt voor in voedselrijk water (uit Bloemendaal en Roelofs, 1988).

Wanneer de bodem voedselrijker wordt en de waterlaag voedselarm blijft zullen soorten dominant worden die een zogenaamde verticale groeistrategie vertonen (Figuur 12a). Deze soorten vullen de verschillende lagen van de waterkolom vanaf de bodem op. Wanneer ook het nutriëntengehalte van de waterlaag toeneemt, vindt er een verschuiving plaats van een verticale naar een horizontale groeistrategie. De soorten met een horizontale groeistrategie groeien door de waterlaag naar het

wateroppervlak waar ze zijscheuten vormen die het wateroppervlak bedekken (Figuur 12b). Ook zijn er soorten die helemaal niet meer wortelen en op het wateroppervlak drijven (denk aan kroossoorten). Soorten met een horizontale groeistrategie concurreren vooral om licht in water dat door de sterke toename van de nutriëntenconcentraties troebel dreigt te worden (algenbloei). Ze nemen de nutriënten meestal gemakkelijker op uit de waterlaag.

Naarmate het trofieniveau toeneemt, verschijnen er steeds meer planten die niet in het sediment wortelen, maar vrij in het water zweven, zoals puntkroos (*Lemna trisulca*). Bij de hoogste trofieniveaus komen bijna uitsluitend drijvende soorten voor zoals klein kroos (*Lemna minor*), veelwortelig kroos (*Spirodela polyrrhiza*) en grote kroosvaren (*Azolla filiculoides*). Deze soorten hebben een wel zeer uitgesproken horizontale groeistrategie. De verschuiving van een vegetatie met een verticale naar een met een horizontale groeistrategie gaat gepaard met een afname van de maximale biomassa. Alleen het bovenste lichte gedeelte van de waterkolom wordt nog maar gebruikt.

Deze kroossoorten dichten de waterlaag af waardoor deze anaëroob wordt en de nalevering van fosfaat en ammonium uit de bodem nog eens extra toeneemt. Vaak treedt er zelfs een ophoping van het giftige sulfide in de anaërobe waterlaag op. Hierdoor ontstaat een vicieuze cirkel waardoor een stagnante, zeer eutrofe, stinkende en giftige waterlaag ontstaat waardoor nagenoeg alle bijzondere plantensoorten verdwijnen.

In voedselarme wateren met een homogene bodem komen meestal maar weinig plantensoorten voor. De soortenrijkdom neemt echter sterk toe naarmate de bodem heterogener is (Bloemendaal en Roelofs, 1988). Dit komt omdat iedere wortelende plant specifieke eisen stelt aan haar standplaats. Voedselarme wateren met een heterogene bodem zijn vaak te herkennen aan vegetaties met een karakteristiek mozaïekpatroon. Heterogene bodems kunnen ontstaan in meanderende beken en in kwelmilieus of door menselijke activiteiten.

Effecten van stikstof op (water)planten

Waterplanten kunnen stikstof in twee vormen opnemen: ammonium of nitraat. Sommige waterplanten hebben een uitgesproken voorkeur voor één van de twee stikstofvormen. Anderen waterplanten nemen beide stikstofvormen op. Daarnaast bestaan er nog verschillen voor het medium waaruit ze het stikstof opnemen (bodem en/of water). Ammonium is minder mobiel dan nitraat omdat het wordt gebonden aan het bodemadsorptiecomplex. Onder aërobe condities wordt ammonium genitrificeerd tot nitraat. Dit kan alleen plaatsvinden in minerale onderwaterbodems met een isoetide vegetatie. Hier pompen de planten voldoende zuurstof in de bodem om het ammonium te nitrificeren. In de meeste onderwaterbodems is ammonium echter de dominante stikstofvorm. Dit ammonium hecht goed aan het bodemabsorptiecomplex en hoopt gemakkelijk op in de bodem. In systemen met een goed geaëreerde waterlaag treden stikstof verliezen op omdat een deel van het ammonium uit de bodem in de zuurstofhoudende waterlaag wordt genitrificeerd tot nitraat. Vervolgens kan het nitraat weer in de anaërobe bodem worden denitrificeerd tot stikstofgas. In natuurlijke systemen kan ammonium zich ook in de waterlaag

ophopen wanneer de nitrificatie onder anaërobe en/of zure omstandigheden (denk aan verzuurde oppervlaktewateren) wordt geremd. Wanneer drijvende, niet wortelende waterplanten als gevolg van voedselverrijking dominant worden kan ammoniumaccumulatie nog makkelijker optreden omdat de zuurstofconcentratie van het water door deze planten omlaag wordt gebracht.

In lage concentraties is ammonium een belangrijke stikstofbron. In hoge concentraties kan ammonium echter een negatieve invloed hebben op de vegetatieontwikkeling (Bloemendaal en Roelofs, 1988; Smolders e.a., 2000). De toxiciteit van ammonium is afhankelijk van de temperatuur, de pH en de gevoeligheid van de plant zelf. De temperatuur beïnvloedt de snelheid waarmee planten ammonium opnemen. Daarnaast heeft het invloed op het dissociatie evenwicht van ammonium (NH_4^+) en ammoniakgas (NH_3) waarbij geldt dat bij hogere temperaturen ammonium meer gasvormig wordt. Bij lage pH waarden komt vooral ammonium voor terwijl bij hogere pH waarden de hoeveelheid ontgedissocieerd ammonium (ammoniak) toeneemt. Met name ammoniak is zeer giftig voor planten. Zelfs een kortstondige toename van de pH (bij voorbeeld als gevolg van een hoge fotosynthese activiteit van waterplanten) kan in combinatie met hoge temperaturen (bijvoorbeeld in de zomer) leiden tot acute ammoniaktoxiciteit waarbij veel waterplanten in korte tijd afsterven (Bloemendaal en Roelofs, 1998).

Wanneer planten ammonium opnemen scheiden ze voor elk molecuul ammonium een waterstofion (H^+) uit. Wanneer de pH van het omringende milieu hoog is kunnen planten over het algemeen gemakkelijk ammonium opnemen zonder dat dit schadelijk is voor de plant. Bij een lage bodem pH kan ammonium opname echter leiden tot verzuring van de wortels omdat ze de protonen die vrijkomen bij de ammoniumopname niet snel genoeg kunnen afgeven. Verzuring van de wortels is voor veel gevoelige planten, een belangrijke oorzaak waarom ze niet op zure ammoniumrijke bodems kunnen groeien (Lucassen e.a., 2003).

Ook een chronische hoge belasting met stikstof is voor veel (water)planten schadelijk. Vrij ammonium is altijd schadelijk voor de cellen en ophoping van ammonium moet dan ook te allen tijde voorkomen worden. Zo kan vrij ammonium de lipiden in het celmembraan van plantencellen verzadigen en zo de permeabiliteit vergroten en de flexibiliteit verminderen en kan het de respiratie (ademhaling) van de cellen remmen. Ammoniumtoxiciteit kan op deze wijze de vitaliteit van planten sterk laten afnemen, hetgeen zelfs kan leiden tot afsterven van planten (Bloemendaal & Roelofs, 1988; Smolders e.a., 2003). Kenmerken voor ammoniumschade zijn zwart-bruine necrose vlekken met name op oudere bladeren. Wanneer er meer ammonium binnenkomt dan de plant nodig heeft voor de groei zullen planten om ammoniumtoxiciteit te voorkomen stikstofrijke aminozuren aanmaken (o.a. arginine en asparagine) die ze opslaan in de cellen. Deze detoxificatie kost veel energie en koolhydraten waardoor deze minder beschikbaar zijn voor de plant. Wanneer de aanvoer van koolwaterstoffen ontoereikend is kan deze detoxificatie het celmetabolisme remmen. Zo is voor Krabbescheer (*Stratiotes aloides*) bekend dat deze nooit voorkomt in wateren waarvan de ammoniumconcentratie hoger is dan $40 \mu\text{mol L}^{-1}$ (Smolders e.a. 2000).

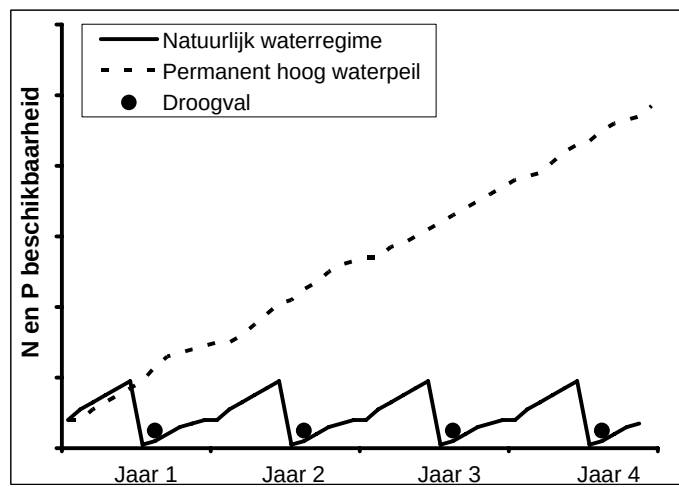
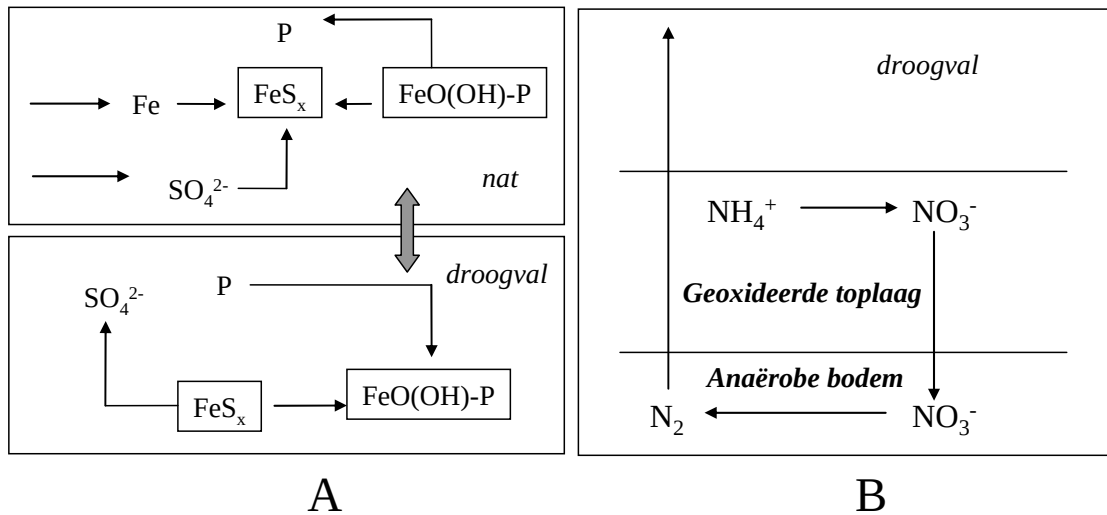
De effecten van hoge nitraatconcentraties in het water op de waterplantenvegetatie wordt nog niet goed begrepen. Een hoge nitraatconcentratie in het oppervlakte water kan een negatieve invloed hebben op de vegetatieontwikkeling omdat het een meststof is. Dit geldt vooral voor systemen waarin fosfaat niet beperkend is. Ook kan de assimilatie van nitraat door planten leiden tot verstoringen in het metabolisme van waterplanten die juist zijn aangepast aan de opname van ammonium via de wortels. In systemen waar veel organisch materiaal ligt opgeslagen lijkt dit meer voor te komen. In combinatie met verslechterde lichtcondities, die in eutrofe systemen vaak heersen, en een anaëroob sediment kan een hoge nitraatconcentratie op deze wijze bijdragen aan de achteruitgang van sommige wortelende waterplanten (Boedeltje e.a., 2005).

Tijdelijke droogval

Van nature wordt de winter gekenmerkt door een hoge waterstand en de (na)zomer door een lage. In het koude jaargetijde staat de sulfaatreductie op een laag pitje omdat het proces van sulfaatreductie een microbieel proces is en dus sterk temperatuursafhankelijk is. Gedurende de zomerperioden kunnen met name ondiepe wateren droogvallen waardoor zuurstof de bodem kan binnendringen en er oxidatiereacties in de bodem kunnen optreden. Deze oxidatiereacties zorgen voor een verlaging van de nutriëntengehalten in het systeem (Figuur 13). Ammonium wordt onder invloed van zuurstof geoxideerd tot nitraat. Dit nitraat wordt dieper in de bodem gedenitrificeerd waardoor er dus netto een verlies van stikstof optreedt. Dit proces wordt gekoppelde nitrificatie-denitrificatie genoemd. Ook worden bij droogval ijzersulfide verbindingen geoxideerd waardoor opnieuw ijzer(hydr)oxiden ontstaan en sulfaat vrijkomt. Wanneer vervolgens het waterniveau weer stijgt, zal het mobiele sulfaat grotendeels uitspoelen terwijl de immobiele ijzer(hydr)oxiden in de bodem achterblijven. Als gevolg hiervan neemt de hoeveelheid ijzer die beschikbaar is voor het immobiliseren van fosfaat toe en wordt de fosfaatbeschikbaarheid verlaagd. Omdat de oxidatieprocessen alle zuurgenererend zijn wordt ook de alkaliniteit van het systeem verlaagd.

Het is een hardnekkig misverstand dat het tijdelijk droogvallen van venige bodems zou leiden tot een versnelde oxidatieve afbraak van het veen. Alleen bij het langdurig (jarenlang) droogvallen van veenbodems is dit het geval. Het tijdelijk droogvallen van veenbodems leidt vaak juist tot een netto afname van de veenafbraak (Lamers e.a., 1998).

Tijdelijke droogval kan dus de trofiegraad van aquatische systemen verlagen (Smolders e.a., 2003b; Figuur 13). Wel zullen hier uiteraard de waterplanten voorkomen die aangepast zijn aan tijdelijk uitdroging. Vaak gaat het dan om soorten die voor de droogval hun generatieve cyclus hebben voltooid of om soorten die zich om kunnen vormen in een speciale landvorm (bijvoorbeeld aarvederkruid (*Myriophyllum spicatum*) en oeverkruid (*Littorella uniflora*). Dat droogval ook voor aquatische systemen een belangrijke speelt blijkt wel uit het feit dat de zaden van vele waterplanten slechts kunnen kiemen in een periode waarin de bodem droogvalt (Bloemendaal en Roelofs, 1988).



Figuur 13. Schematisch overzicht van de effecten van periodieke droogvallen op het trofieniveau van aquatische systemen.

4 Resultaten

4.1 Algemene resultaten CCA

Tabel 4 presenteert het percentage verklaarde variantie voor de verschillende CCA-analyses.

Over het algemeen zijn de verklaarde percentages variantie hoog. In vergelijking met de analyse van de totale dataset, is in de analyse per vegetatieklasse de verklaarde variantie nog hoger. Van de variantie per CCA-analyse wordt ook een groter deel verklaard door de weergegeven variabelen (ca. 0.4 voor de analyses per vegetatieklasse en ca. 0.2 voor de analyses van de totale dataset).

De analyse van de wintermonsters geeft de beste verklaring (hoogste percentages verklaarde variantie). Van de compartimenten geeft poriewater de beste verklaring (hoogste percentages verklaarde variantie). Bij toevoeging van oppervlaktewater daalt dit percentage.

Indien wordt uitgegaan van oppervlaktewater, geeft toevoeging van de compartimenten poriewater en sediment weinig meer verklaarde variantie. Van de bodem geeft de weergave als μmol per gram de beste verklaring (hoogste percentages verklaarde variantie). Daarom is er voor gekozen om in de hoofdstukken 4.2 en 4.3 de bodem alleen te presenteren als μmol per gram.

Tabel 4: Het percentage verklaarde variantie voor de verschillende CCA-analyses.

Littorelletea					Litt + Scheu		Potametea				Charetea		totale vegetatiedataset																	
Analyse	tot						tot						tot tot																	
Waterlaag	zo	zo	wi	wi	zo	wi	zo	zo	wi	wi	wi	zo	zo	wi	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo
Poriewater	zo	zo	wi	wi	zo	wi	zo	zo	wi	wi	wi	zo	zo	wi	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo	zo
Bodem per g	g		g		g	g	g		g			g	g					g												
Bodem per L		L		L	L			L		L	L							L								L				
% as1	44	44	38	44	38	30	33	38	54	26	26	38	52	35	20	23	28	27	18	23	18	20	15	17	14	16				
cumulatief % 2 assen	78	79	66	79	66	54	61	72	100	49	49	71	100	69	36	43	49	50	34	43	35	37	28	33	26	28				
cumulatief % 3 assen	100	100	86	100	84	71	81	100	0	69	68	100	0	100	52	60	68	70	49	60	49	54	41	47	37	41				
cumulatief % 4 assen	0	0	100	0	100	86	100	0	0	86	85	0	0	0	67	75	84	88	62	74	63	68	53	59	47	52				

Tabel 5 presenteert alle significante variabelen in alle CCA-analyses die zijn uitgevoerd. CCA-analyses zijn uitgevoerd voor alle afzonderlijke compartimenten (oppervlaktewater, poriewater, bodem in μmol per g en bodem in μmol per liter; methode 2) en voor combinaties van verschillende compartimenten (methode 1) alsmede voor de vier vegetatieklassen (volgens methode 1). Of wordt uitgegaan van methode 1 of van methode 2, blijkt qua resultaten niet zo veel te verschillen. Wél verschillen de verklarende modellen en daarmee de significante variabelen voor de verschillende vegetatieklassen onderling en zijn deze weer verschillend van het model voor de totale dataset. Dit blijkt duidelijk uit Tabel 5.

Echter, een aantal variabelen komt in meerdere analyses als significant naar voren. Dat zijn siliciumgehalten in zoutextracten en destructie monsters van de bodem, de pH van de waterlaag in de zomer, het sulfaatgehalte van oppervlaktewater in zomer en winter en de totaal-fosfaatgehalten in de waterlaag in de winter (Tabel 5). Zoals blijkt uit hoofdstuk 3, zijn pH en totaal-fosfaat belangrijke sturende variabelen in oppervlaktewater. De betekenis van het siliciumgehalte is niet geheel duidelijk. Uit de dataset blijkt geen correlatie van het siliciumgehalte met fosfaatgehalten. Mogelijk is er een correlatie met het sulfaatgehalte. Dit was alleen het geval bij de analyse van *Scheuchzerietea* en *Littorelletea* volgens methode 1.

Tabel 5: Alle significante variabelen in alle uitgevoerde CCA-analyses

	<i>Littorelletea</i>				<i>Litt + Scheu</i>	<i>Potametea</i>				<i>Charetea</i>	<i>totale vegetatiedataset</i>							
Analyse	zo	zo	wi	wi	zo	zo	wi	wi	zo	zo	zo	wi	zo	zo	zo	zo	zo	zo
Waterlaag	zo	zo	wi	wi	zo	zo	wi	wi	wi	zo	zo	wi	zo	zo	zo	zo	zo	zo
Poriewater	zo	zo	wi	wi	zo	zo	wi	wi	wi	zo	zo	wi	zo	zo	zo	zo	zo	zo
Bodem per g	g	g			g	g			g	g								
Bodem per L	L	L	L	L					L	L	L							
Variabele																		
Si_zout	x		x		x												x	x
Si_des		x		x	x												x	x
PzFe	x	x			x					x							x	x
Wz pH	x	x			x						x							
Ca_des			x	x														
PwCO2			x	x														
PwPO4			x	x	x													
NH4 zout					x													
WzSO4						x	x		x		x			x	x	x	x	x
WwSO4					x			x	x		x			x			x	x
WzNa						x												
NO3_zout						x		x	x									
NH4_zout								x	x					x	x			
P_zout							x	x	x	x								
WwTP								x	x	x							x	x
PwCa										x								
PzCa										x								
PwMg														x				
PwCl										x				x				
PzCl										x								
WzTP											x							
WzPO4											x			x				
WzK											x			x				
WwCa					x									x	x	x	x	x
WwMg											x			x				
WwNO3											x			x			x	x
PwSi														x			x	x
pH_zout														x			x	x
OS_lab														x	x		x	x
Wz Mg											x			x	x			
WzSi											x			x				
WwSi											x							
PzALK														x				
PzMn														x				
PzK														x				
PwALK														x				
PwNH4														x				
S_des															x			x
S_zout																x		
Fe_des														x	x			
Ols_P														x	x		x	x
PzSi																x	x	x
Mg_zout																	x	x
Zn_des					x													
Ww_K					x													

4.2 Resultaten CCA totale dataset

Voor de totale dataset is zowel een getrapte analyse uitgevoerd (methode 1) als een analyse per compartiment (methode 2). In paragraaf 4.2.1 zullen de volgens methode 1 uitgevoerde analyses voor zomer en winter worden besproken en in paragraaf 4.2.2 de analyses per compartiment (methode 2). Voor de bespreking van de resultaten per compartiment, is een keuze gemaakt voor de diagrammen met de hoogste verklaarde variantie (waterlaag winter, poriewater winter en bodem als μmol per gram).

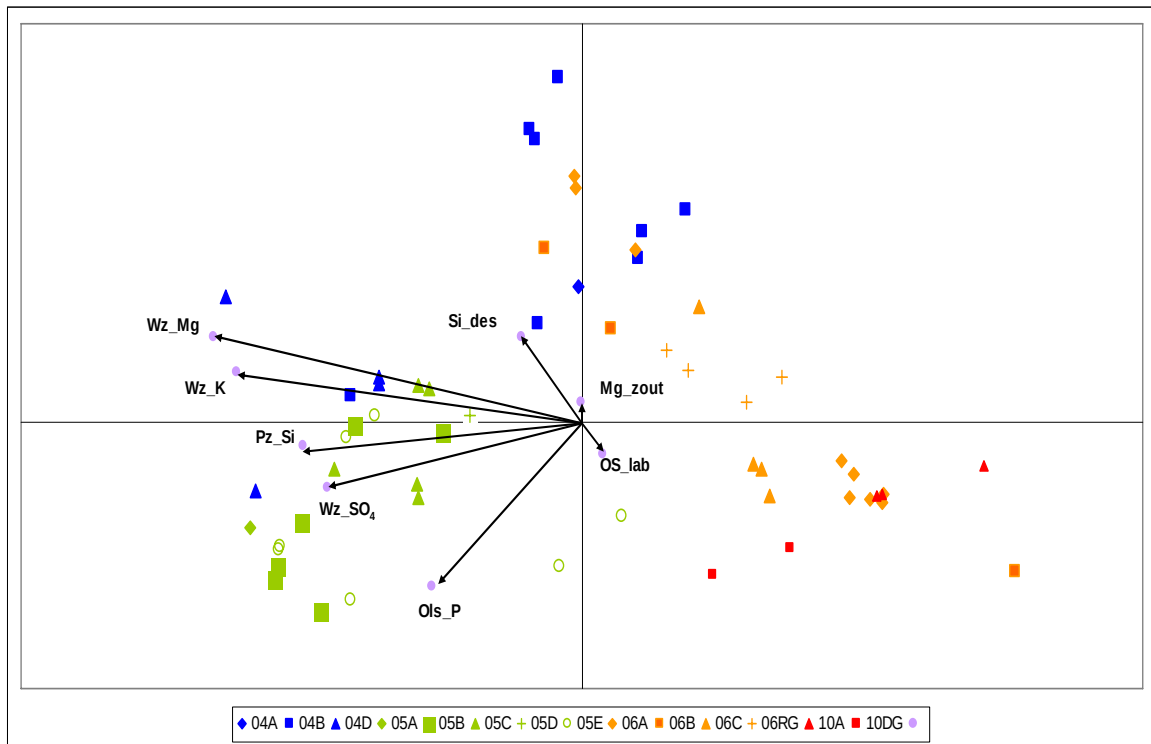
4.2.1 Totale getrapte analyse

Zomer

Referentiepunt 4C5_18 (RG *Nitella flexilis* in de *Mosbulten*) viel op basis van de floristische samenstelling geheel buiten de ligging van alle andere referentiepunten. Dit wordt veroorzaakt doordat de opname gedomineerd wordt door slechts één soort en deze soort niet voorkomt in de opnamen van de andere referentiepunten. Ook 5P6_6 (*Ranunculetum hederacei* in Hargergat) viel er geheel buiten. Bij dit laatste punt kenmerkt het zomermonster zich door extreem hoge chloride- en fosfaatgehalten. Deze afwijkende monsters zijn in de verdere analyse van de totale dataset noodgedwongen niet meegenomen.

De CCA-analyse voor de zomer (waterlaag zomer, poriewater zomer en bodem μmol per g) resulteerde in een verklarend model, waarin de volgende statistisch significante variabelen zijn opgenomen:

Wz_Mg : magnesiumgehalte in het oppervlaktewater in de zomer
Wz_K : kaliumgehalte in de waterlaag in de zomer
Pz_Si : siliciumgehalte in poriewater in de zomer
Wz_SO4 : sulfaatgehalte in de waterlaag in de zomer
Ols_P : concentratie plantenbeschikbaar P in de bodem
Si_des : siliciumgehalte na destructie
OS_lab : organische stof laboratoriumbepaling
Mg_zout : magnesiumgehalten in zoutextracten



Figuur 14. CCA totale dataset zomer; 04A=*Nitellion flexilis*; 04B =*Charion fragilis*; 04D =*Charion canescentis*; 05A =*Zannichellion pedicellatae*; 05B=*Nymphaion*; 05C =*Hydrocharition morsus-ranae*; 05D=*Parvopotamion*; 05E=*Ranunculion peltati*; 06A =*Littorellion uniflorae*; 06B =*Potamion graminei*; 06C=*Hydrocotylo-Baldellion*; 06RG=*Rompgemeenschap van Littorella uniflora*; 10A=*Rhynchosporion albae*; 10DG=DG *Nymphaea alba*.

Interpretatie

Uit het CCA-diagram (Figuur 14) blijkt duidelijk dat naarmate de bodem rijker wordt aan fosfaat (bijv. Olsen-P), vegetaties van de *Littorelletea* worden vervangen door vegetaties van de *Potametea*. In de richting waarin het water voedselrijker wordt, wordt het ook sulfaatrijker (sulfaatgehalte in de waterlaag) en meer gebufferd (magnesiumgehalte in de waterlaag) en ook rijker aan silicium in het poriewater. De *Charetea* vallen in het diagram uiteen in twee groepen. Het meest voedselrijk is het *Charetum canescentis*. Dit verbond is geplaatst in de richting waarin fosfaat (gemeten als Olsen-P) toeneemt. Dit is een verbond van brakke milieus met hoge sulfaatconcentraties, die vaak ook voedselrijker zijn dan zoete wateren (zie ook hoofdstuk 3). Het siliciumgehalte in destructiemonsters lijkt hier wel degelijk op een mineraal sediment te wijzen, omdat de pijl van deze variabele tegengesteld is aan die van het organisch stofgehalte van de bodem. Deze diagonale as scheidt de minerale referentiepunten uit de *Littorelletea* van de referentiepunten met een meer organisch sediment uit de *Littorelletea* en de *Scheuchzerietea*. De pijlen voor silicium in destructiemonsters en het organisch stofgehalte in het sediment zijn echter klein en daarom niet van zeer grote betekenis.

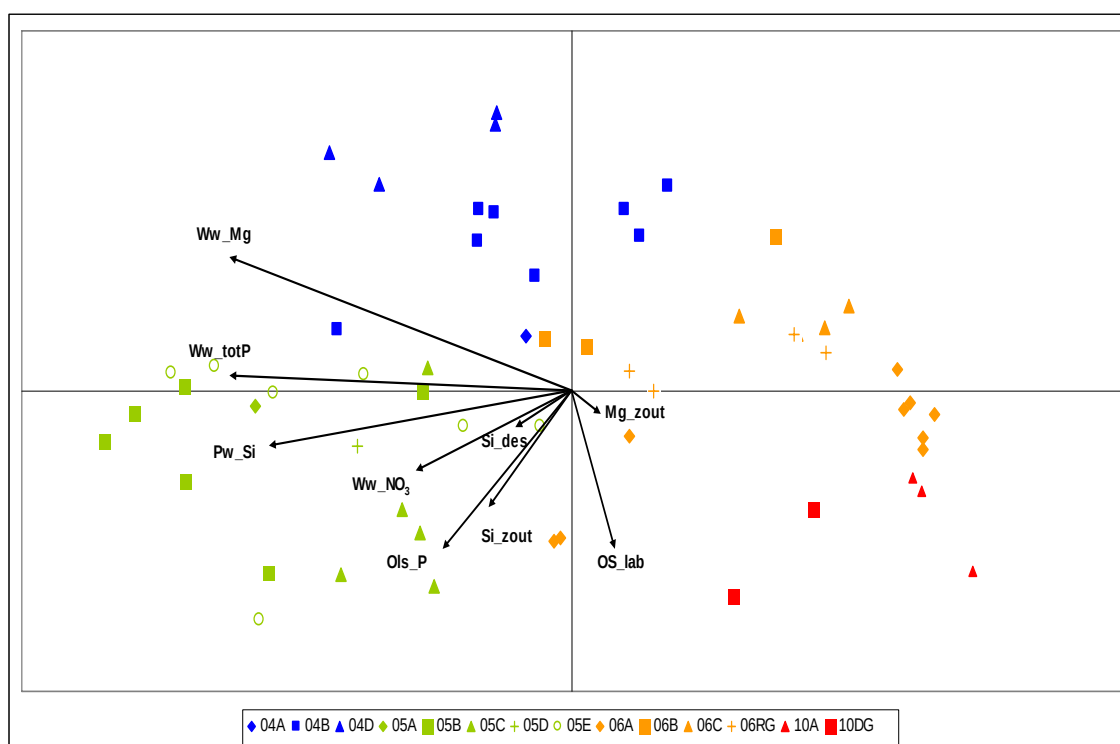
Winter

Referentiepunt 4C5_18 (RG *Nitella flexilis* in de Mosbulten) viel op basis van de floristische samenstelling geheel buiten de ligging van alle andere referentiepunten.

Dit wordt veroorzaakt doordat de opname gedomineerd wordt door slechts één soort en deze soort niet voorkomt in de opnamen van de andere referentiepunten. Ook 5P6_6 (*Ranunculetum hederacei* in Hargergat) viel er geheel buiten. Bij dit laatste punt kenmerkt het wintermonster zich door extreem hoge chloridegehalten. Deze afwijkende monsters zijn in de verdere analyse van de totale dataset noodgedwongen niet meegenomen.

De CCA-analyse voor de winter (waterlaag winter, poriewater winter en bodem μmol per g) resulteerde in een verklarend model, waarin de volgende statistisch significante variabelen zijn opgenomen:

Ww_Mg : magnesiumgehalte in de waterlaag in de winter
Ww_totP : totaalfosfaatgehalte in de waterlaag in de winter
Pw_Si : siliciumgehalte in poriewater in de winter
Ww_NO₃ : nitraatgehalte in de waterlaag in de winter
Ols_P : concentratie plantenbeschikbaar P in de bodem
Si_zout : siliciumgehalte in zoutextracten van de bodem
OS_lab : organische stof laboratoriumbepaling
Mg_zout : magnesiumgehalten in zoutextracten



Figuur 15. CCA totale dataset winter; 04A=*Nitellion flexilis*; 04B=*Charion fragilis*; 04D=*Charion canescentis*; 05A=*Zannichellion pedicellatae*; 05B=*Nymphaion*; 05C=*Hydrochariton morsus-ranae*; 05D=*Parvopotamion*; 05E=*Ranunculon peltati*; 06A=*Littorellion uniflorae*; 06B=*Potamion graminei*; 06C=*Hydrocotylo-Baldellion*; 06RG=*Rompgemeenschap van Littorella uniflora*; 10A=*Rhynchosporion albae*; 10DG=DG *Nymphaea alba*.

Interpretatie

Het CCA-diagram (Figuur 15) voor de winter-monsters lijkt veel op het CCA-diagram voor de zomer-monsters, maar bij de winter-monsters komen nutriënten prominenter naar voren. Naast Olsen-P is ook het totaal-fosfaatgehalte van de waterlaag belangrijk. Ook komt het nitraatgehalte van het oppervlaktewater in de winter naar voren. Het sulfaatgehalte komt uit deze analyse niet als significant naar voren. Het diagram voor de wintermonsters geeft een goede scheiding tussen de verschillende vegetatieklassen. De *Potametea* komen er logischerwijs uit als de meest voedselrijke en meest gebufferde vegetatieklasse. Dat geldt vooral voor het *Nymphaeion*. Het *Liitorellion uniflorae* bevindt zich aan het andere uiterste van de fosfaatas (de eerste as).

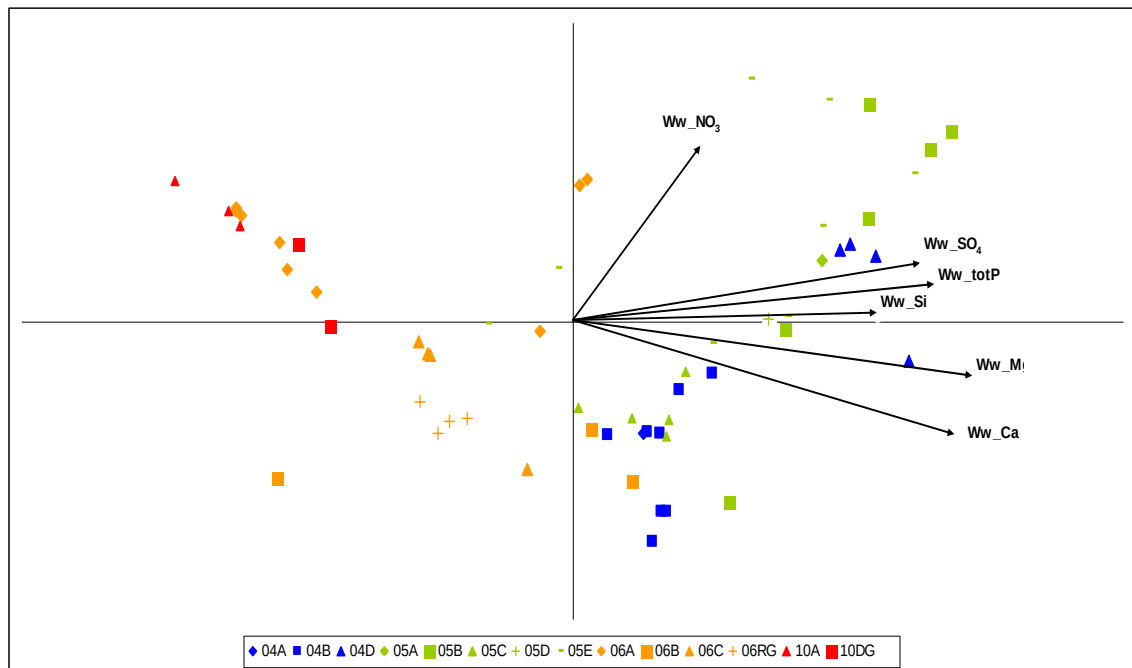
4.2.2 Analyse per compartiment

Oppervlaktewater winter

Referentiepunt 4C5_18 (RG *Nitella flexilis* in de Mosbulten) viel op basis van de floristische samenstelling geheel buiten de ligging van alle andere referentiepunten. Dit wordt veroorzaakt doordat de opname gedomineerd wordt door slechts één soort en deze soort niet voorkomt in de opnamen van de andere referentiepunten. Dit afwijkende monster is in de verdere analyse van de totale dataset noodgedwongen niet meegenomen.

De CCA-analyse voor de winter (waterlaag winter) resulteerde in een verklarend model, waarin de volgende statistisch significante variabelen zijn opgenomen:

- Ww_Mg : magnesiumgehalte in de waterlaag in de winter
- Ww_Ca : calciumgehalte in de waterlaag in de winter
- Ww_totP : totaal-fosfaatgehalte in de waterlaag in de winter
- Ww_SO4 : sulfaatgehalte in de waterlaag in de zomer
- Ww_NO3 : nitraatgehalte in de waterlaag in de winter
- Ww_Si : siliciumgehalte in oppervlaktewater in de winter



Figuur 16. CCA oppervlaktewatermonsters winter. 04A=*Nitellion flexilis*; 04B=*Charion fragilis*; 04D=*Charion canescentis*. 05A=*Zannichellion pedicellatae*; 05B =*Nymphaion*; 05C =*Hydrochariton morsuranae*; 05D=*Parvopotamion*; 05E=*Ranunculion peltati*. 06A=*Littorellion uniflorae*; 06B=*Potamion graminei*; 06C=*Hydrocotylo-Baldellion*; 06RG=*Rompgemeenschap van Littorella uniflora*; 10A=*Rhynchosporion albae*; 10DG=DG *Nymphaea alba*.

Interpretatie

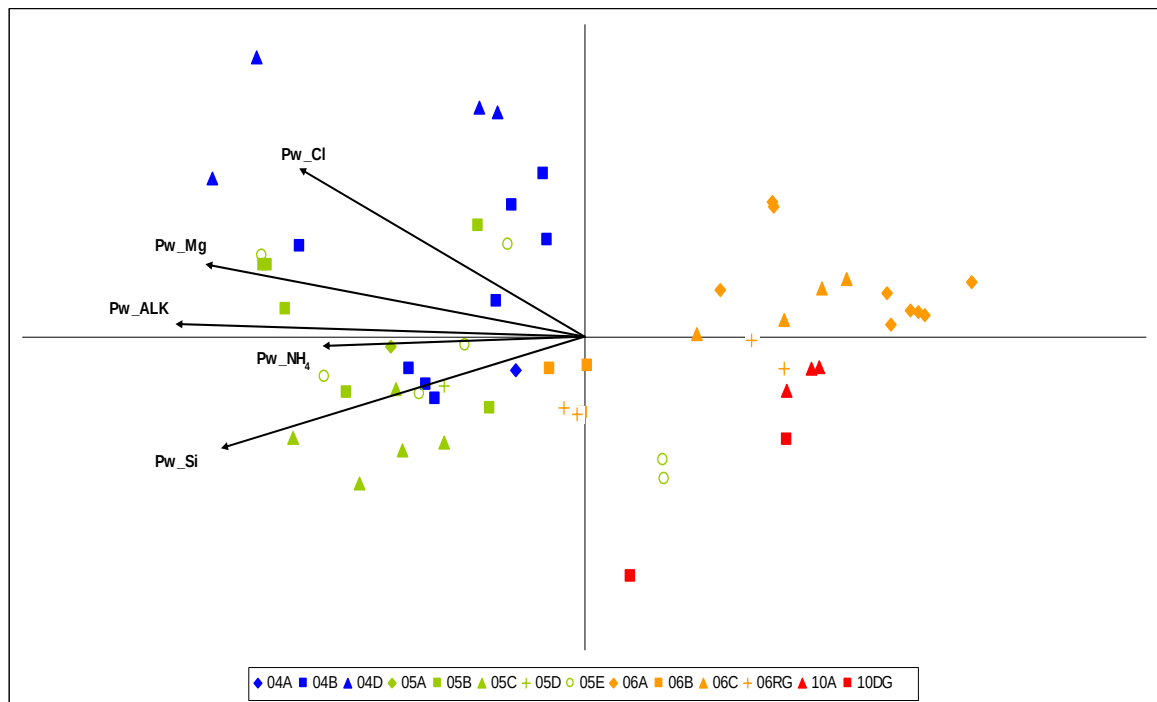
In deze analyse in van de winterwatermonsters (Figuur 16), blijkt de eerste as vooral gecorreleerd te zijn met de mate van buffering van de wateren en het fosfaatgehalte. Het nitraatgehalte is het meest met de tweede as gecorreleerd. De eerste as scheidt de minst gebufferde en meest voedselarme systemen (*Littorelletea* en *Schenckzerietea*) van de meer gebufferde en soms ook meer voedselrijkere (*Charetum canescentis*) vegetatietypen.

Poriewater winter

Referentiepunt 4C5_18 (RG *Nitella flexilis* in de Mosbulten) viel op basis van de floristische samenstelling geheel buiten de ligging van alle andere referentiepunten. Dit wordt veroorzaakt doordat de opname gedomineerd wordt door slechts één soort en deze soort niet voorkomt in de opnamen van de andere referentiepunten. Ook 5P6_6 (*Ranunculetum hederacei* in Hargergat) viel er geheel buiten, vanwege extreem hoge chloridegehalten. Deze afwijkende monsters zijn in de verdere analyse van de totale dataset noodgedwongen niet meegenomen.

De CCA-analyse voor de winter (poriewater winter) resulteerde in een verklarend model, waarin de volgende statistisch significante variabelen zijn opgenomen:

- Pw_Si : siliciumgehalte in poriewater in de winter
- Pw_Cl : chloridegehalte in poriewater in de winter
- Pw_Mg : magnesiumgehalte in poriewater in de winter
- Pw_ALK : alkaliniteit van poriewater in de winter
- Pw_NH4 : ammoniumgehalten in het poriewater



Figuur 17. CCA poriewatermonsters winter. 04A=*Nitellion flexilis*; 04B=*Charion fragilis*; 04D=*Charion canescentis*. 05A=*Zannichellion pedicellatae*; 05B=*Nymphaion*; 05C=*Hydrochariton morsus-ranae*; 05D=*Parvopotamion*; 05E=*Ranunculion peltati*; 06A =*Littorellion uniflorae*; 06B=*Potamion graminei*; 06C=*Hydrocotylo-Baldellion*; 06RG=*Rompgemeenschap van Littorella uniflora*; 10A=*Rhynchosporion albae*; 10DG=DG *Nymphaea alba*.

Interpretatie

In het diagram van het poriewater (Figuur 17) is de eerste as vooral gecorreleerd met de mate van buffering van de wateren (alkaliniteit in het poriewater en magnesiumgehalten in het poriewater) en de voedselrijkdom (ammoniumgehalte in het poriewater). Ook het chloridegehalte van het poriewater is een belangrijke variabele en scheidt het meest chloriderijke *Charetum canescentis* van de chloride-arme *Scheuchzerieta* en *Littorelletea*.

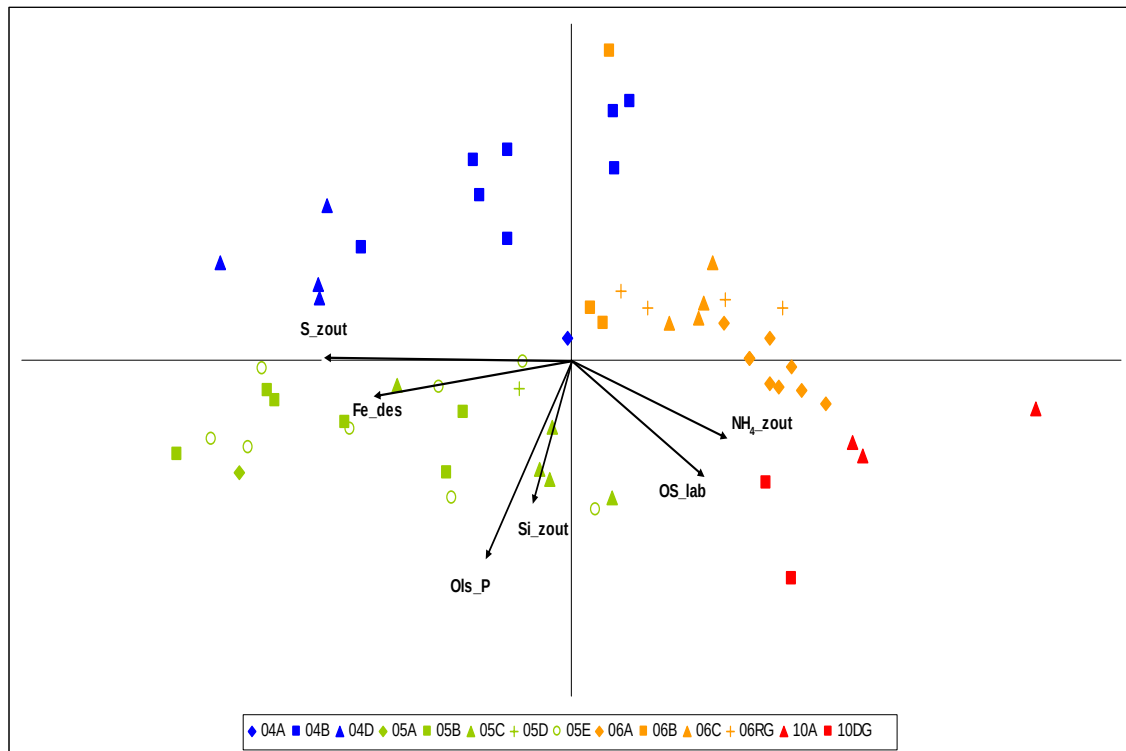
Bodemcompartiment

Referentiepunt 4C5_18 (RG *Nitella flexilis* in de Mosbulten) viel op basis van de floristische samenstelling geheel buiten de ligging van alle andere referentiepunten. Dit wordt veroorzaakt doordat de opname gedomineerd wordt door slechts één soort en deze soort niet voorkomt in de opnamen van de andere referentiepunten. Dit afwijkende monster is in de verdere analyse van de totale dataset noodgedwongen niet meegenomen.

De CCA-analyse voor de bodem ($\mu\text{mol per g}$) resulteerde in een verklarend model, waarin de volgende statistisch significante variabelen zijn opgenomen:

- Ols_P : concentratie plantenbeschikbaar P in de bodem
- Si_zout : siliciumgehalte in zoutextracten van de bodem
- S_zout : zwavelgehalte in zoutextracten van de bodem
- NH4_zout : ammoniumgehalten in zoutextracten

Fe_des : ijzergehalte in destructiemonsters
 OS_lab : organische stof



Figuur 18. CCA bodem. 04A= *Nitellion flexilis*; 04B= *Charion fragilis*; 04D= *Charion canescentis*. 05A= *Zannichellion pedicellatae*; 05B= *Nymphaion*; 05C= *Hydrocharition morsus-ranae*; 05D= *Parvopotamion*; 05E= *Ranunculion peltati*; 06A= *Littorellion uniflorae*; 06B= *Potamion graminei*; 06C= *Hydrocotylo-Baldellion*; 06RG= *Rompgemeenschap van Littorella uniflora*; 10A= *Rhynchosporion albae*; 10DG= *DG Nymphaea alba*.

Interpretatie

Het diagram van het bodemcompartiment (Figuur 18) laat duidelijk zien dat de *Charetea* gekarakteriseerd worden door een lage plantenbeschikbare fosfaatfractie (Olsen-P), door lage ammoniumgehalten in zoutextracten en door lage organische stofgehalten van de bodem. Het verschil met de *Littorelletea* is dat deze weliswaar ook laag zijn in P, maar hoge ammoniumgehalten in zoutextracten kunnen herbergen. De *Scheuchzerietea* worden juist gekarakteriseerd door hoge ammoniumgehalten en hoge organische stofgehalten. Het diagram laat zien dat het bodemcompartiment een heel erg goede scheiding aangeeft tussen de verschillende vegetatieklassen.

4.3 Resultaten CCA per vegetatieklasse

4.3.1 *Charetea*

Referentiepunt 4C5_18 (RG *Nitella flexilis* in de Mosbulten) viel op basis van de floristische samenstelling geheel buiten de ligging van alle andere referentiepunten. Dit wordt veroorzaakt doordat de opname gedomineerd wordt door slechts één soort en deze soort niet voorkomt in de opnamen van de andere referentiepunten. Dit referentiepunt is in de verdere analyse weggelaten.

De CCA-analyse van de *Charetea* leverde opvallend genoeg, weinig statistisch significante variabelen op. De *Charetea*-vegetaties kwamen voor over de gehele range aan sulfaatconcentratie in de waterlaag (zie ook paragraaf 4.4). Waterdiepte was geen verklarende variabele.

Zomer

De CCA-analyse voor de zomer (waterlaag zomer, poriewater zomer en bodem μmol per g) (Figuur 19) resulteerde in een verklarend model, waarin de volgende statistisch significante variabelen zijn opgenomen:

Pz_Fe : Poriewater zomer ijzer

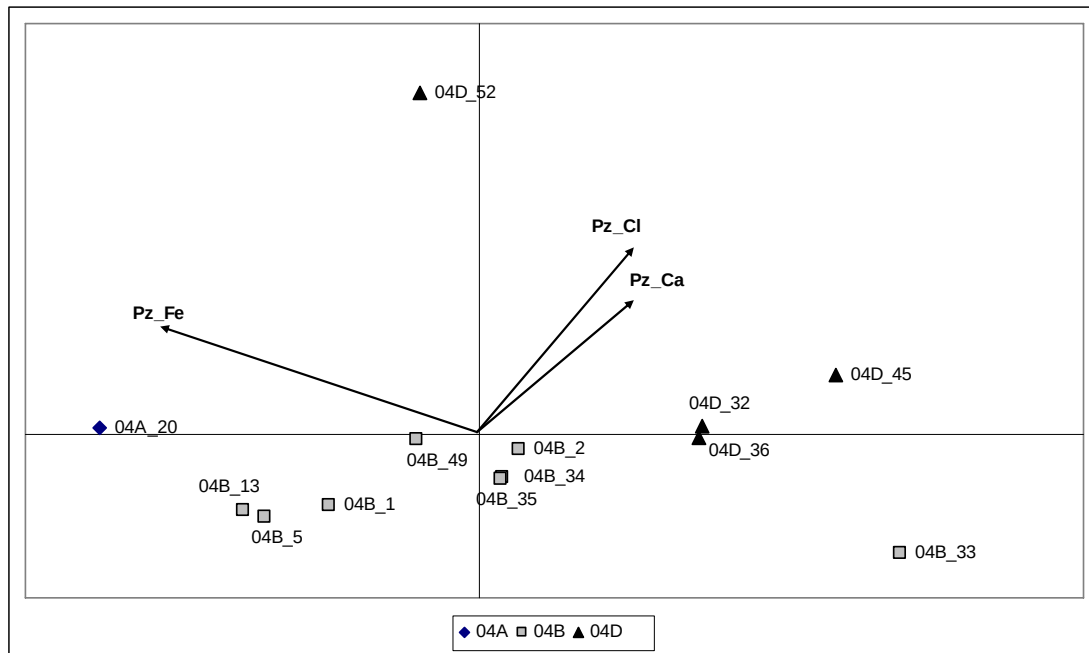
Pz_Cl : Poriewater zomer chloride

Pz_Ca : Poriewater zomer calcium

Weggelaten monster: 4C5-18. Dit is de rompgemeenschap van *Nitella flexilis* in de Mosbulten. Deze gemeenschap viel ver buiten de andere referentiepunten, kan waarschijnlijk niet beschouwd worden als referentiepunt en is daarom weggelaten.

Interpretatie

Het calciumgehalte komt naar voren en is door de sterke correlatie met bicarbonaat, te beschouwen als een maat voor de buffering van het systeem. Daarnaast komt ook het chloridegehalte als indicatie dat er verschillen zijn tussen enerzijds zoete systemen (04A_20, *Nitellatum translucentis*) en de brakkere vegetatietypen van het *Charetum canescentis* (04D). De *Chara baltica*-facies van het *Charetum canescentis* (-4D_52) valt buiten de andere referenties van het *Charetum canescentis*, mede door verschillen in bovengenoemde factoren en het ijzergehalte in het poriewater.



Figuur 19. CCA Charetea zomer. 04A=*Nitellion flexilis*; 04 B= *Charion fragilis*; 04D=*Charion canescentis*.

Winter

Referentiepunt 4C5_18 (RG *Nitella flexilis* in de Mosbulten) viel geheel buiten de ligging van alle andere referentiepunten. Dit referentiepunt is in de verdere analyse weggelaten.

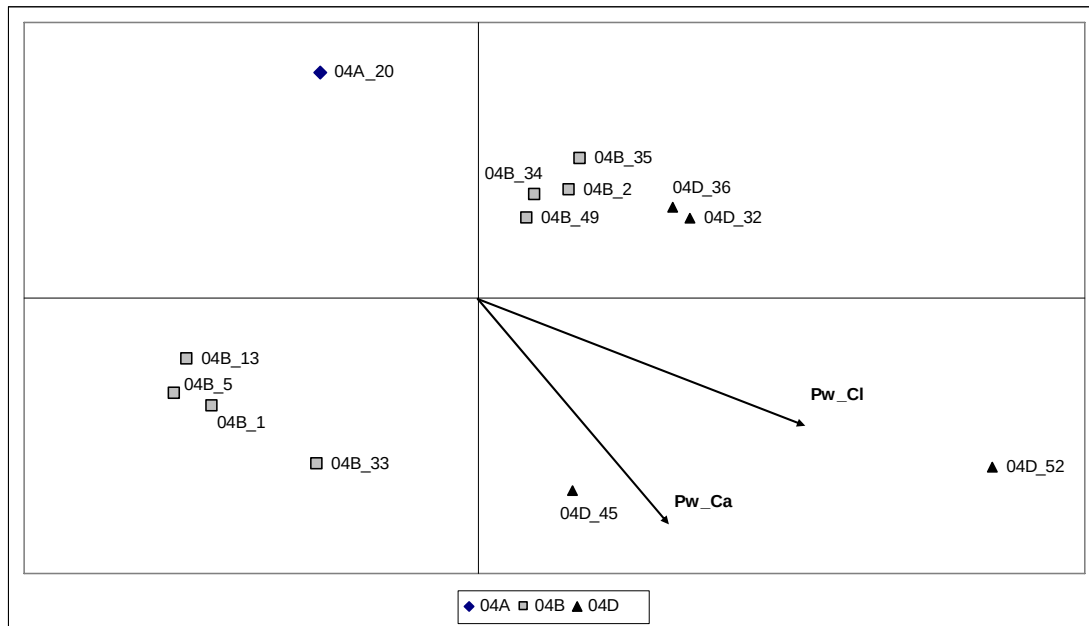
De CCA-analyse voor de winter (waterlaag winter, poriewater winter en bodem $\mu\text{mol per g}$) (Figuur 20) resulteerde in een verklarend model, waarin de volgende statistisch significante variabelen zijn opgenomen

Pw_Cl : Poriewater winter chloride

Pw_Ca : Poriewater winter calcium

Interpretatie

Voor de analyses van de wintermonsters komen evenals voor de zomermonsters, het calciumgehalte en het chloridegehalte in het poriewater naar voren als significante variabelen. Ook in dit diagram komt het *Nitelletum translucentis* (04A_20), als meest zoete en minst gebufferde referentietype naar voren en het *Charetum canescentis* als meest gebufferde en meest chloriderijke. Het *Charion fragilis* valt uiteen in twee groepen, vooral bepaald door de ligging van referentiepunten van het *Charetum hispidae* in het kwadrant linksonder.



Figuur 20. CCA *Charetea winter*. 04A=*Nitellion flexilis*; 04 B= *Charion fragilis*; 04D=*Charion canescentis*.

4.3.2 *Potametea*

Zomer

Referentiepunten 5P6_1, 5P6_2 (*Callitriche-Myriophylletum alterniflori* in Tongerense beek) en 5P6_6 (*Ranunculetum hederacei* in Hargergat) vielen geheel buiten de ligging van alle andere referentiepunten. De eerste twee locaties (5P6_1, 5P6_2) worden gekenmerkt door extreem hoge gehalten aan magnesium in het water in de zomer. De tweede locatie (5P6_6) kenmerkt zich door zeer hoge gehalten aan chloride en fosfaat in de waterlaag. Deze referentiepunten zijn in de verdere analyse weggelaten.

De CCA-analyse voor de zomer (waterlaag zomer, poriewater zomer en bodem $\mu\text{mol per g}$) (Figuur 21) resulteerde in een verklarend model, waarin de volgende statistisch significante variabelen zijn opgenomen:

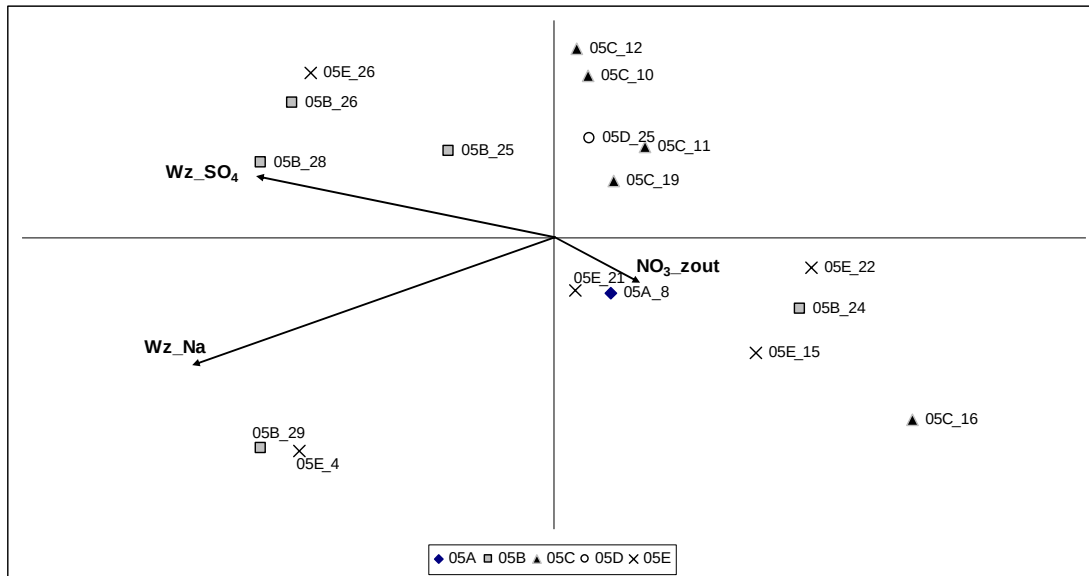
Wz_Na : Waterlaag zomer natriumgehalte

Wz_SO4 : Waterlaag zomer sulfaatgehalte

NO3_zout : nitraatgehalte in zoutextractie van de bodem

Interpretatie

Het natriumgehalte, het sulfaatgehalte en het nitraatgehalte in zoutextracties van de bodem komen naar voren als significante variabelen in de analyse van de zomermonsters en vegetatie-opnamen van de *Potametea*. In de rechterkwadranten liggen referentiepunten met lage natrium- en sulfaatgehalten in het oppervlaktewater en in de linkerkwadranten de referentiepunten met hoge natrium- en sulfaatgehalten, vaak ook als gevolg van inlaat of doorstroming met sulfaatrijk oppervlaktewater (Biesbosch, Randmeren, Tongelreep). De significante variabelen brengen geen mooie scheiding aan tussen de verbonden.



Figuur 21. CCA Potametea zomer. 05A=*Zannicbellion pedicellatae*; 05B = *Nymphaion*; -5C=*Hydrocharition morsus-ranae*; 05D=*Parvopotamion*; 05E= *Ranunculion peltati*.

Winter

Referentiepunten 5P6_1, 5P6_2 (*Callitriche-Myriophylletum alterniflori* in Tongerense beek), 5P6_6 (*Ranunculetum hederacei* in Hargergat) en 5P6_38 (*Potametum lucentis* in Peizermaden) vielen geheel buiten de ligging van alle andere referentiepunten. De eerste twee locaties (5P6_1, 5P6_2) worden gekenmerkt door extreem hoge gehalten aan magnesium in het water in de winter. De tweede locatie (5P6_6) kenmerkt zich door zeer hoge gehalten aan chloride en fosfaat in de waterlaag. Deze referentiepunten zijn in de verdere analyse weggelaten. 5P6_38 valt er buiten vanwege hoge waarden aan sulfaat in de waterlaag in de winter.

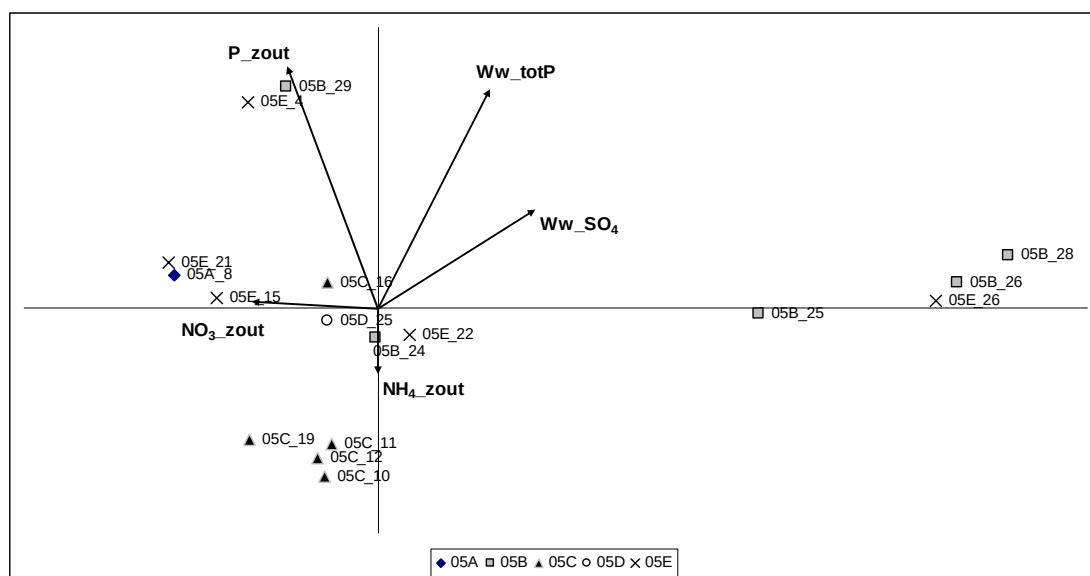
De CCA-analyse voor de winter (waterlaag winter, poriewater winter en bodem $\mu\text{mol per g}$) (Figuur 22) resulteerde in een verklarend model, waarin de volgende statistisch significante variabelen zijn opgenomen:

- P_zout : P in zoutextractie bodem
- Ww_totP : totaal fosfaat in waterlaag in de winter
- Ww_SO4 : Waterlaag winter sulfaatgehalte
- NO3_zout : nitraatgehalte in zoutextractie van de bodem
- NH4_zout : ammoniumgehalte in zoutextractie van de bodem

Interpretatie

Ook in het diagram met de wintermonsteranalyses worden de referentiepunten met sulfaatrijk oppervlaktewater duidelijk gescheiden van de overige referentiepunten. Monsterpunten 05B_29 (Ketelmeer inham) en 05E_4 (Schoorl, Hargergat) zijn relatief het rijkst aan fosfaat, zowel in oppervlaktewater als in bodem (zoutextract). Overige referentiepunten worden gekenmerkt door een grotere beschikbaarheid van stikstof in de bodem (nitraat en ammonium in zoutextracten). Het *Stratiotenum* en *Utricularietum vulgaris* worden tegengesteld aan de pijlen voor fosfaat geplaatst, hetgeen aangeeft dat deze gemeenschappen lage fosfaatgehalten in oppervlaktewater

en zoutextracties vertegenwoordigen, hetgeen ook blijkt uit de figuur voor fosfaat in oppervlaktewater in paragraaf 4.4.



Figuur 22. CCA Potametea winter. 05A=*Zannichellion pedicellatae*; 05B=*Nymphaion*; -5C=*Hydrocharition morsus-ranae*; 05D=*Parvopotamion*; 05E= *Ranunculon peltati*.

4.3.3 Littorelletea

Zomer

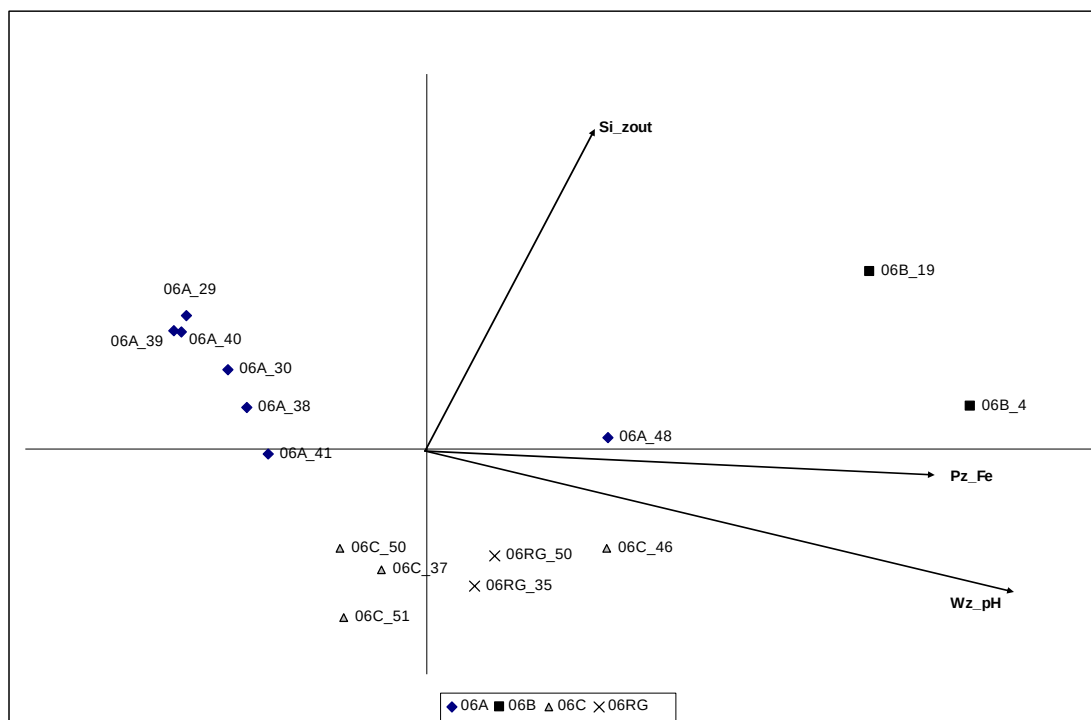
In de CCA-analyse werd een aantal referentiepunten geheel buiten de ligging van de andere referentiepunten geplaatst. Deze referentiepunten zijn in de verdere analyse noodgedwongen weggelaten. Het betrof de referentiepunten: 6L5_3 en 6L5_42 (RG *Potamogeton polygonifolius* op Texel en in Staverden), 6L5_44 (*Sparganietum minimi* Staverden), 6L5_53 en 6L5_54 (*Isoeto-Lobeliatum* in De Banen). De punten 6L5_3 en 6L5_42 liggen geheel buiten de ruimte waarin de andere referentiepunten in het diagram worden geplaatst. Deze punten hebben een extreem hoge waarde aan silicium in de zoutextracties. Referentiepunt 6L5_44 valt er buiten vanwege hoge waarden voor totaal-fosfaat, aluminium en kalium in de waterlaag in de zomer. Bovendien is het kaliumgehalte in destructiemonsters erg hoog. Ook op de punten 6L5_53 en 6L5_54 is het kaliumgehalte in de waterlaag in de zomer erg hoog.

De CCA-analyse voor de zomer (waterlaag zomer, poriewater zomer en bodem $\mu\text{mol per g}$) resulteerde in een verklarend model, waarin de volgende statistisch significante variabelen zijn opgenomen:

Wz_pH : pH in de waterlaag in de zomer
Pz_Fe : ijzergehalte in poriewater in de zomer
Si_zout : siliciumgehalte in zoutextracten

Interpretatie

De horizontale as (Figuur 23) kan vooral gezien worden als een pH-as en een ijzer-as. De zuurgraad is een belangrijke variabele in zwak gebufferde wateren (zie ook hoofdstuk 3). Het *Potamion-graminei* wordt in de rechterkwadranten van het diagram geplaatst in de richting van toenemende pH en toenemende gehalten aan ijzer in het poriewater. Het *Littorellion uniflorae* wordt aan de tegenovergestelde zijde van het diagram geplaatst, met uitzondering van referentiepunt 06A_48 (Beuven), hetgeen een referentiepunt betreft, met inslag van het *Potamion graminei*. Het belang van het siliciumgehalte in zoutextracten is niet helemaal duidelijk. Het kan een maat zijn voor het minerale karakter van het sediment. Het diagram geeft een redelijk goede scheiding in de drie verbonden binnen de *Littorelletea*. Ook de rompgemeenschappen van *Littorella uniflora* worden in de nabijheid van elkaar geplaatst.



Figuur 23. CCA *Littorelletea* zomer. 06A=*Littorellion uniflorae*; 06B=*Potamion graminei*; 06C=*Hydrocotylo-Baldellion*; 06RG=Rompgemeenschap van *Littorella uniflora*.

Winter

In de CCA-analyse werd een aantal referentiepunten geheel buiten de ligging van de andere referentiepunten geplaatst. Deze referentiepunten zijn in de verdere analyse noodgedwongen weggelaten. Het betrof de referentiepunten: 6L5_3 en 6L5_42 (RG *Potamogeton polygonifolius* op Texel en in Staverden), 6L5_44 (*Sparganietum minimi* Staverden), 6L5_53 en 6L5_54 (*Isoeto-Lobeliatum* in De Banen). De punten 6L5_3 en 6L5_42 liggen geheel buiten de ruimte waarin de andere referentiepunten in het diagram worden geplaatst. Deze punten hebben een extreem hoge waarde aan silicium in de zoutextracties. Referentiepunt 6L5_44 valt er buiten vanwege hoge waarden voor kalium in destructiemonsters in de winter. Op de punten 6L5_53 en 6L5_54 is het ammoniumgehalte in de waterlaag in de winter erg hoog.

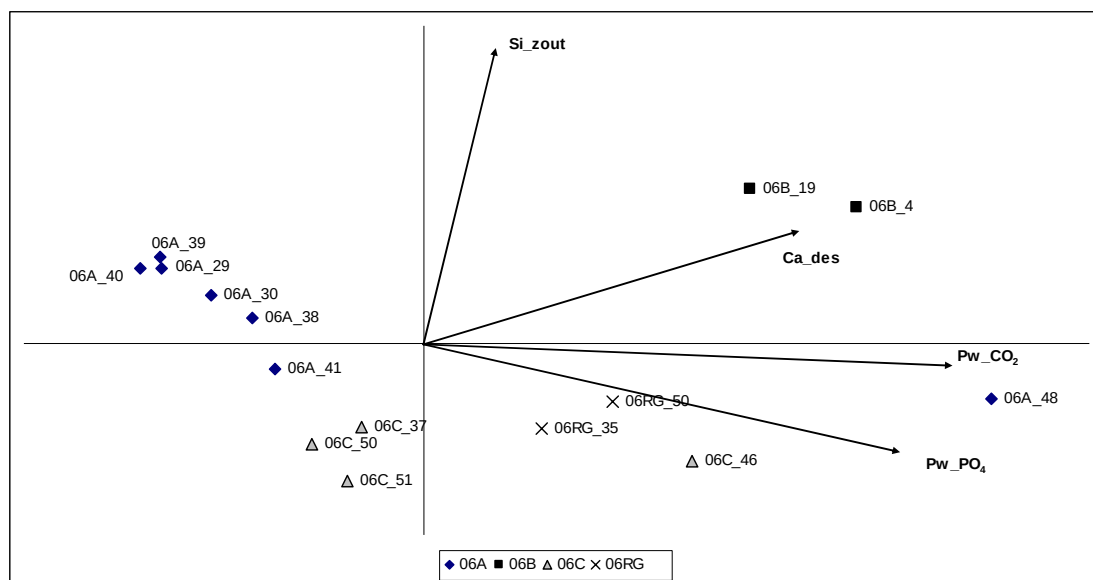
De CCA-analyse voor de winter (waterlaag winter, poriewater winter en bodem μmol per g) resulteerde in een verklarend model, waarin de volgende statistisch significante variabelen zijn opgenomen:

Pw_CO2 : CO₂ gehalte van het poriewater
 Pw_PO4 : fosfaatgehalte van het poriewater
 Ca_des : calciumgehalte na destructie
 Si_zout : siliciumgehalte in zoutextracties

Interpretatie:

In dit diagram (Figuur 24) vertegenwoordigt de horizontale as belangrijke variabelen voor zwak gebufferde wateren (zie ook hoofdstuk 3), namelijk het CO₂-gehalte en het fosfaatgehalte in poriewater, en ook calciumgehalten na destructie. Het CO₂-gehalte is beperkend in het *Littorellion uniflorae* en een deel van het *Hydrocotylo-Baldellion*, hetgeen duidelijk naar voren komt in onderstaande diagram. Evenals in het voorgaande diagram is de verticale as vooral gecorreleerd met het siliciumgehalte in zoutextracten van de bodem. Het *Potamion graminei* en referentiepunt 06A_48 (Beuven), worden aan de rechterzijde van het diagram geplaatst in de richting van toenemende buffering (af te lezen aan het calciumgehalte) en toenemend fosfaatgehalte in het poriewater. Het belang van het siliciumgehalte in zoutextracten is niet helemaal duidelijk. Het kan een maat zijn voor het minerale karakter van het sediment.

Het diagram geeft een redelijk goede scheiding in de drie verbonden binnen de *Littorelletea*. Ook de rompgemeenschappen van *Littorella uniflora* worden in de nabijheid van elkaar geplaatst.



Figuur 24. CCA *Littorelletea* winter. 06A=*Littorellion uniflorae*; 06B=*Potamion graminei*; 06C=*Hydrocotylo-Baldellion*; 06RG=Rompgemeenschap van *Littorella uniflora*.

4.3.4 *Littorelletea* en *Scheuchzerietea*

Omdat de *Scheuchzerietea* slechts 5 referentiepunten betrof, kon voor deze vegetatieklasse geen aparte CCA worden uitgevoerd. Daarom is er voor gekozen om de opnamen en abiotische kwaliteit van deze referentiepunten tezamen te analyseren met de klasse van de *Littorelletea*.

In de CCA-analyse werd een aantal referentiepunten geheel buiten de ligging van de andere referentiepunten geplaatst. Deze referentiepunten zijn in de verdere analyse noodgedwongen weggelaten. Het betrof de referentiepunten 6L5_53 en 6L5_54 (*Isoeto-Lobelietum* in De Banen). Op deze punten is het ammoniumgehalte in de waterlaag in de winter erg hoog.

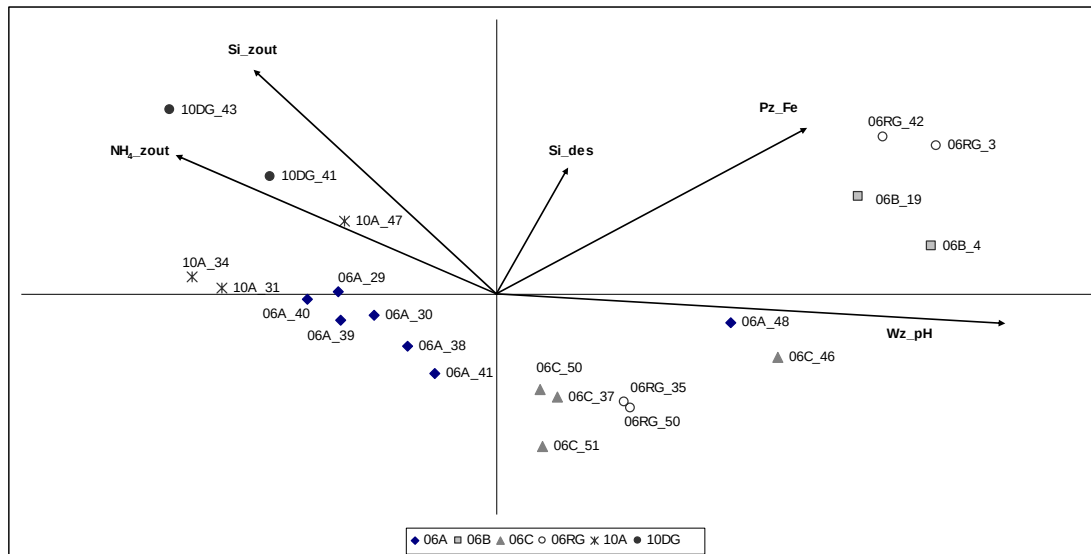
Zomer

De CCA-analyse (voor de waterlaag zomer, poriewater zomer en bodem $\mu\text{mol per g}$) resulteerde in een verklarend model, waarin de volgende statistisch significante variabelen zijn opgenomen:

- Wz_pH : pH in de waterlaag in de zomer
- Pz_Fe : ijzergehalte in poriewater in de zomer
- Si_zout : siliciumgehalte in zoutextracten van de bodem
- Si_des : silicium in destructiemonsters
- NH4_zout : NH₄-gehalte in zoutextracten van de bodem

Interpretatie

De analyse van *Scheuchzerietea* samen met de *Littorelletea* leidt niet tot geheel andere significante variabelen dan de analyse van *Littorelletea* apart (Figuur 25). Alleen komt in de gezamenlijke analyse het NH₄-gehalte in zoutextracten van de bodem als extra significante variabele naar voren. De horizontale as kan vooral gezien worden als een pH-as. De zuurgraad is een belangrijke variabele in zwak gebufferde wateren (zie ook hoofdstuk 3). De overige variabelen zijn zowel met de x-as als met de y-as gecorreleerd, hebben een vector op beide assen. Diagonaal over het diagram loopt een gradiënt van rechtsonder naar linksboven: van het *Hydrocotylo-Baldellion* via het *Littorellion uniflorae* naar het *Rhynchosporion albae*. In deze richting neemt het ammoniumgehalte en het siliciumgehalte in zoutextracten toe, en neemt ook de pH in de waterlaag af.



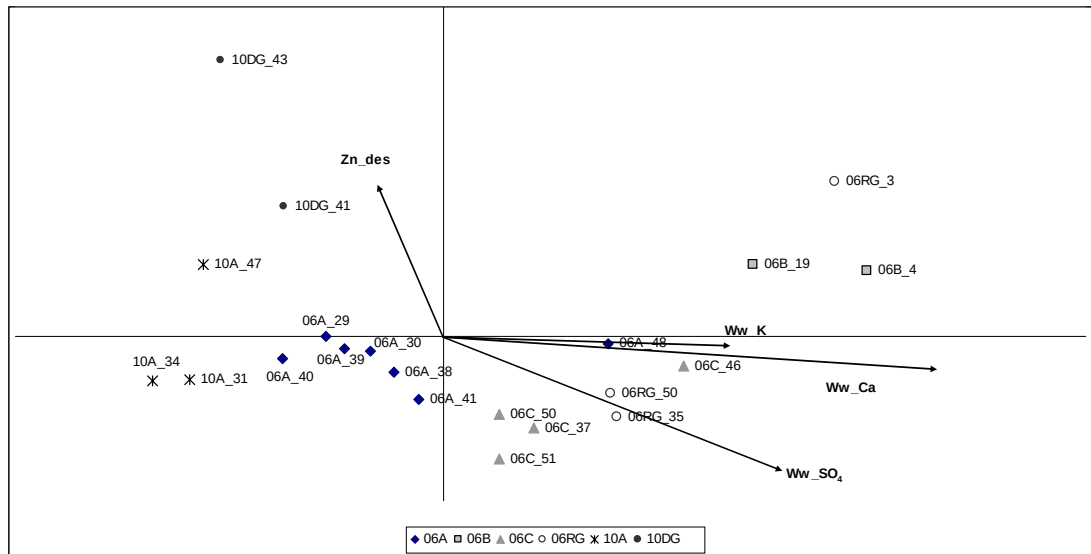
Figuur 25. CCA *Littorelletea* en *Scheuchzerieta* zomer. 06A=*Littorellion uniflorae*; 06B=*Potamion graminei*; 06C=*Hydrocotylo-Baldellion*; 06RG=*Rompgemeenschap van Littorella uniflora*; 10A=*Rhynchosporion albae*; 10DG=DG *Nymphaea alba*.

Winter

In de CCA-analyse werd een aantal referentiepunten geheel buiten de ligging van de andere referentiepunten geplaatst. Deze referentiepunten zijn in de verdere analyse noodgedwongen weggelaten. Het betrof de referentiepunten 6L5_53 en 6L5_54 (*Isoeto-Lobelietum* in De Banen vanwege hoge ammoniumgehalten), 6L5_42 (RG *Potamogeton polygonifolius* in Staverden) en 6L5_44 (*Sparganietum minimi* Staverden). De locatie 6L5_44 kenmerkt zich door een zeer hoge waarde voor kalium in destructiemonsters. Op de punten 6L5_53 en 6L5_54 is het ammoniumgehalte in de waterlaag in de winter erg hoog.

De CCA-analyse (voor de waterlaag winter, poriewater winter en bodem $\mu\text{mol per g}$) resulteerde in een verklarend model, waarin de volgende statistisch significante variabelen zijn opgenomen:

- Zn_des : zinkgehalte in destructiemonsters
- Ww_Ca : calciumgehalte in de waterlaag
- Ww_SO4 : sulfaatgehalte in de waterlaag
- Ww_K : kaliumgehalte in de waterlaag



Figuur 26. CCA *Littorelletea* en *Scheuchzeriotea* winter. 06A=*Littorellion uniflorae*; 06B=*Potamion graminei*; 06C=*Hydrocotylo-Baldellion*; 06RG=*Rompgemeenschap van Littorella uniflora*; 10A=*Rhynchosporion albae*; 10DG=DG *Nymphaea alba*.

Interpretatie

De analyse voor de wintermonsters van de *Littorelletea* en *Scheuchzeriotea* tezamen verschilt van de analyse van de zomermonsters en van de analyse van de wintermonsters van de *Littorelletea* (Figuur 26). Calcium en sulfaat komen als belangrijke variabelen in het oppervlaktewater naar voren. Deze pijlen wijzen richting calcium-sulfaattype zachte wateren (*Potamion graminei* en *Hydrocotylo-Baldellion*). Er is in het diagram een diagonale gradiënt zichtbaar van rechtsonder (*Potamion graminei* en *Hydrocotylo-Baldellion*) via *Littorellion uniflora* naar *Scheuchzeriotea* linksboven.

4.4 Conclusies CCA-analyses

- De analyse van de wintermonsters geeft de beste verklaring (hoogste percentages verklaarde variantie)
- Van de compartimenten geeft poriewater de beste verklaring (hoogste percentages verklaarde variantie). Bij toevoeging van oppervlaktewater daalt dit percentage.
- Indien wordt uitgegaan van oppervlaktewater, geeft toevoeging van de compartimenten poriewater en sediment weinig meer verklaarde variantie.
- Van de bodem geeft de weergave als μmol per gram de beste verklaring (hoogste percentages verklaarde variantie).
- Naarmate de bodem rijker wordt aan fosfaat (Olsen-P), worden vegetaties van de *Littorelletea* vervangen door vegetaties van de *Potametea*.
- In de analyse van wintermonsters komen nutriënten meer naar boven als significante variabelen dan in de analyse van zomermonsters.
- Bij de analyse van de totale dataset, geeft de analyse van de bodemvariabelen de beste scheiding tussen de vegetatieklassen.

- Vegetaties van de Klasse van de *Charetea* en *Littorelletea* zijn laag in Olsen-P, maar de *Littorelletea* onderscheiden zich door hogere ammoniumgehalten in zoutextracties.
- De significante variabelen in de totale dataset, dus tussen de vegetatieklassen, hebben vooral te maken met mate van buffering, nutriëntenrijkdom en rijkdom aan sulfaat.
- De significante variabelen binnen de klasse van de *Charetea* hebben te maken met buffering en chloriderijkdom.
- De significante variabelen binnen de klasse van de *Potametea* hebben vooral te maken met sulfaat (inlaat van sulfaatrijk oppervlaktewater) en nutriënten.
- De significante variabelen binnen de klasse van de *Littorelletea* zijn pH, buffering, CO₂-gehalten in het poriewater en silicium.
- De multivariate analyse geeft binnen de klassen van *Charetea*, *Littorelletea* en *Scheuchzerietea* een redelijk goede scheiding tussen de verschillende syntaxonomische verbonden binnen de klassen. Dit betekent dat de verschillende verbonden ook wat betreft water, poriewater- en sedimentkwaliteit verschillen en dus verschillende milieus vertegenwoordigen.
- De multivariate analyse geeft binnen de klasse van de *Potametea* geen goede scheiding tussen de verschillende syntaxonomische verbonden binnen de klasse. Er komen belangrijke significante variabelen uit de analyse, maar deze lopen dwars door de verschillende verbonden.

4.5 Abiotische randvoorwaarden

Onderstaande figuren (Figuur 27A-B-C-D) presenteren de gemiddelde waarden van belangrijke abiotische parameters voor de verschillende verbonden (horizontale lijnen) met de spreiding van de bemonsterde locaties (verticale lijnen). Alle waarden in de waterlaag en het poriewater zijn in $\mu\text{mol L}^{-1}$. Alle waarden voor de bodem zijn in $\mu\text{mol g}^{-1}$ behalve Olsen-P en waarden voor de zoutextracten ($\mu\text{mol kg}^{-1}$) en Organisch stofgehalte (%) en massa volume (kg L^{-1}).

De zuurgraad verschilt kenmerkend tussen de verschillende verbonden. De meeste verbonden kunnen gekenmerkt worden als circumneutraal, waarbij vooral de *Littorelletea* aan de zwak zure kant liggen. Uit het figuur blijkt dat naast de echte zure gemeenschappen uit de *Scheuchzerietea*, ook het *Isoeto-Lobeliatum* als zuur kan worden gekenmerkt. Ook de buffering van het *Isoeto-Lobeliatum* is zeer gering. Deze gemeenschap is ten opzichte van vroeger naar de zure kant opgeschoven.

Opvallend in onderstaande figuren is de zeer lage nutriëntenbeschikbaarheid op de referentiepunten. Voor de meeste referentiepunten liggen de fosfaatgehalten in de waterlaag in de zomer ver beneden de $1 \mu\text{mol L}^{-1}$, ongeveer in de range van enkele tienden $\mu\text{mol L}^{-1}$. Dit is erg laag. Voor de *Littorelletea* komt dit overeen met abiotische randvoorwaarden gepresenteerd in Arts et al. (1990) en Arts (2002). Ook de ammoniumgehalten in de waterlaag zijn zeer laag, grotendeels beneden $5 \mu\text{mol L}^{-1}$. Verder valt op dat de fosfaatconcentraties in het water voor de verbonden

Nymphaeion (05B) en *Ranunculion peltatii* (05E) en de associaties *Charetum canescentis* en *Ranunculetum baudotii* (05A2) gemiddeld aanzienlijk hoger liggen ($> 1 \mu\text{mol L}^{-1}$) dan de concentraties voor de overige vegetatietypen. Voor het *Charetum canescentis* (04D1) en het *Ranunculetum baudotii* (05A2) gaat het om de referentiepunten van brakke milieus waar tevens de hoogste zwavelgehalten in het sediment worden gemeten.

De fosfaat- en ammoniumconcentraties zijn het hoogste in het poriewater van het *Stratiotetum* (05C1). Deze gemeenschap is karakteristiek voor relatief voedselrijke wateren. We zien echter dat de concentraties fosfaat en ammonium in de waterlaag voor deze gemeenschap veel lager liggen en niet sterk afwijken van de concentraties van de overige gemeenschappen. Dit strookt met de bevinding dat *Krabbescheer* (*Stratiotes aloides*) het best gedijt in helder water. Veel *Krabbescheervegetaties* zijn in het verleden verdwenen door een ernstige eutrofiëring van de waterlaag waardoor de vegetaties compleet overgroeid raakten door kroosdekken en draadalg. Bovendien blijkt *Stratiotes aloides* ook nog eens erg gevoelig te zijn voor ammonium (Smolders e.a., 2003). Bij concentratie hoger dan $20 \mu\text{mol L}^{-1}$ vindt er al een excessieve ophoping van vrije stikstofrijke aminozuren op in de planten en bij concentraties hoger dan $40 \mu\text{mol L}^{-1}$ komt de soort zelfs helemaal niet meer voor. De analyses laten zien dat de goed ontwikkelde referentievegetaties uit het *Stratiotetum* worden gekenmerkt door een voedselrijke bodem met een voedselarme waterlaag. De co-dominantie van kroossoorten in *Krabbescheervegetaties*, zoals vaak aangetroffen in de Nederlandse situatie, duidt duidelijk op een eutrofiëring van de waterlaag (Smolders e.a., 2003).

De gemiddelde Olsen-P concentraties (maat voor plantenbeschikbare P-fractie) zijn laag voor de verbonden *Charion fragilis* (04B), *Littorellion uniflorae* (06A), *Potamion gramineae* (06B), *Hydrocotylo-Baldellion* (06C). Het gaat hier om oligotrofe vegetaties die gekenmerkt worden door een relatief lage biomassaproductie. Alhoewel de biomassa per vierkante meter niet is meegenomen bij de monsternamen, lijkt het er sterk op dat de Olsen-P concentratie in het sediment een goede maat kan zijn voor het soort vegetatie dat zich kan ontwikkelen op het sediment (oligotroof met lage biomassa versus voedselrijker met hogere biomassa aan waterplanten).

De vegetaties behorende tot de *Rhynchosporion albae* verbond (10A), de *Scheuchzerietea* (10DG) en de vegetaties uit het *Hydrocharition morsus-ranae* (05C) worden gekenmerkt door hoge organische stofgehalten. Het gaat hier deels om vegetaties die ook een aanzienlijke hoeveelheid organisch materiaal kunnen produceren, vervolgens onvolledig afbreekt. In het geval van de door *Stratiotes* gedomineerde vegetaties gaat het om week sapropelium. Het massa volume (drooggewicht per liter bodem) is voor deze vegetaties ook relatief laag, hetgeen samenhangt met het organische karakter van deze bodems. Het gemiddelde totaal fosfor gehalte en de Olsen-P concentraties van deze bodems is relatief hoog. Dit wordt mede beïnvloed door de het lage massa volume van de bodems. Voor de zure bodems van de verbonden 10A en 10 DG speelt waarschijnlijk mee dat een groot deel van de nutriënten in de bodems efficiënt worden geïmmobiliseerd aan het organisch materiaal en moeilijk kunnen worden opgenomen door planten die hierop groeien. Ook de gemiddelde ammoniumconcentraties in het zoutextract zijn voor deze bodems namelijk erg hoog. Dit terwijl

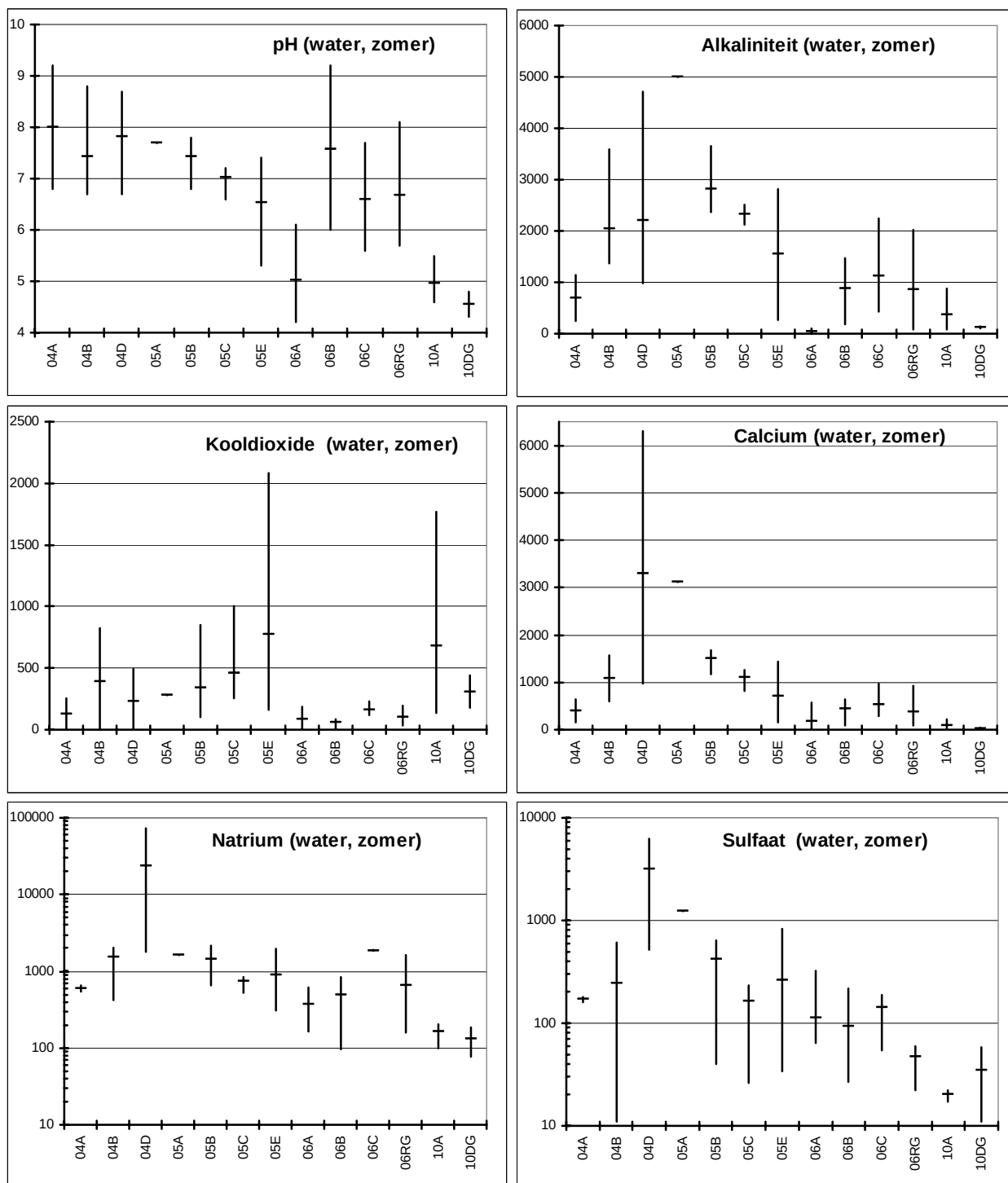
de fosfaat- en de ammoniumconcentraties in het bodemvocht hier niet hoger zijn dan voor de overige vegetatietypen.

In Figuur 28 worden nog een aantal correlaties weergegeven tussen een aantal chemische parameters. We zien dat de pH, de alkaliniteit en de calciumconcentratie van het oppervlaktewater, zoals verwacht, sterk met elkaar zijn gecorreleerd. De natrium- en de chlorideconcentratie zijn zeer sterk met elkaar gecorreleerd. Dit laat zien dat in de Nederlandse situatie de analyse van een van de twee ionen in principe volstaat. De wateren met een brak karakter hebben behalve een hoge natriumconcentratie ook een hoge sulfaatconcentratie. Voor de overige wateren geldt dat de sulfaatconcentratie niet is gecorreleerd met de natriumconcentratie. De relatie tussen de pH enerzijds en de bicarbonaat- en de kooldioxideconcentratie anderzijds laat duidelijk zien dat in zure wateren kooldioxide de dominante anorganische koolstofbron is en dat in wateren met een hoge pH, bicarbonaat de dominante koolstofbron is.

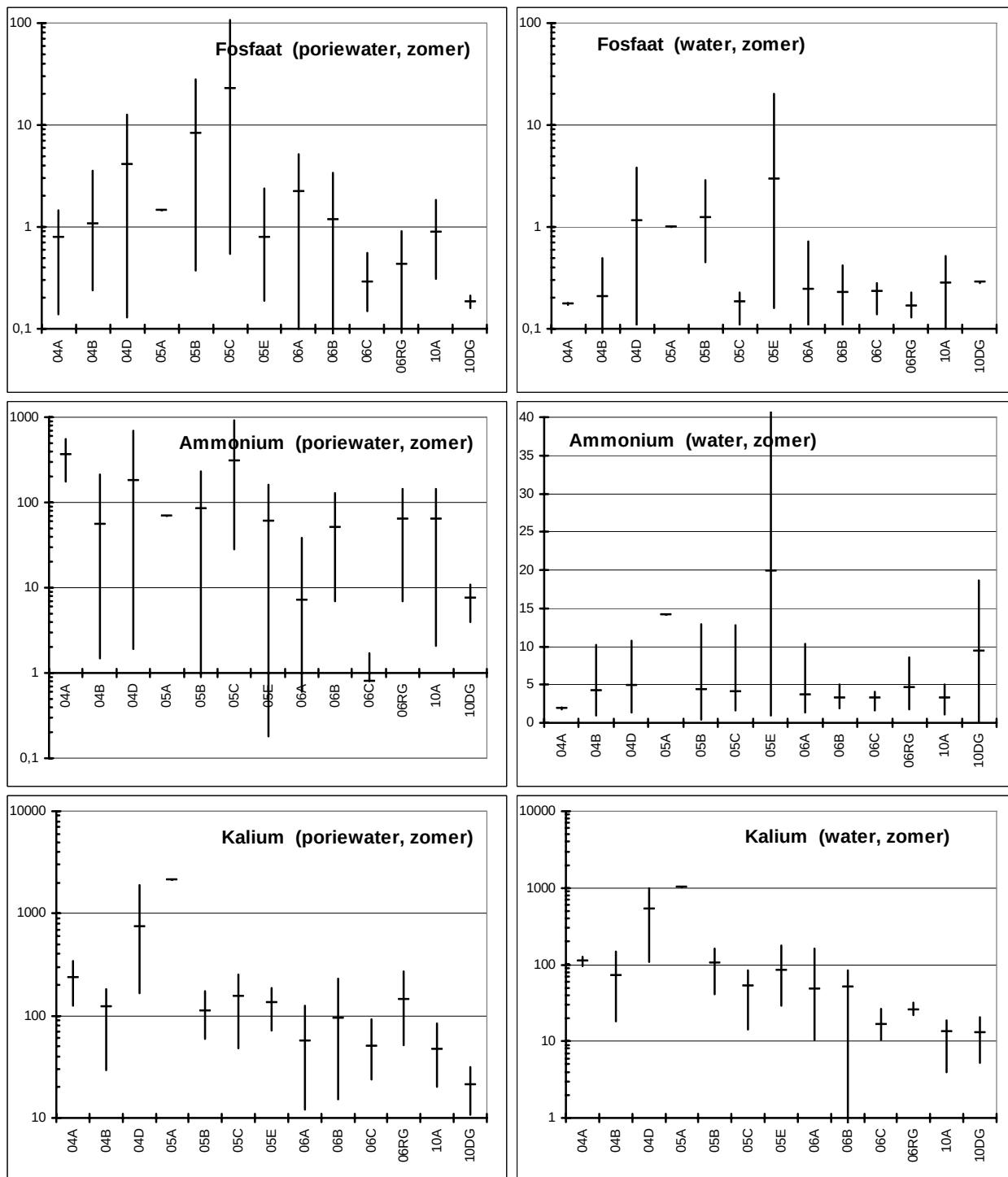
Zie pagina: 59 t/m 62

Figuur 27 A-B-C-D-: Gemiddelde waarden van belangrijke abiotische parameters voor de verschillende verbonden (horizontale lijnen) met de spreiding van de bemonsterde locaties (verticale lijnen). Voor de codering van de verbonden zie Tabel 2 en Bijlage B.

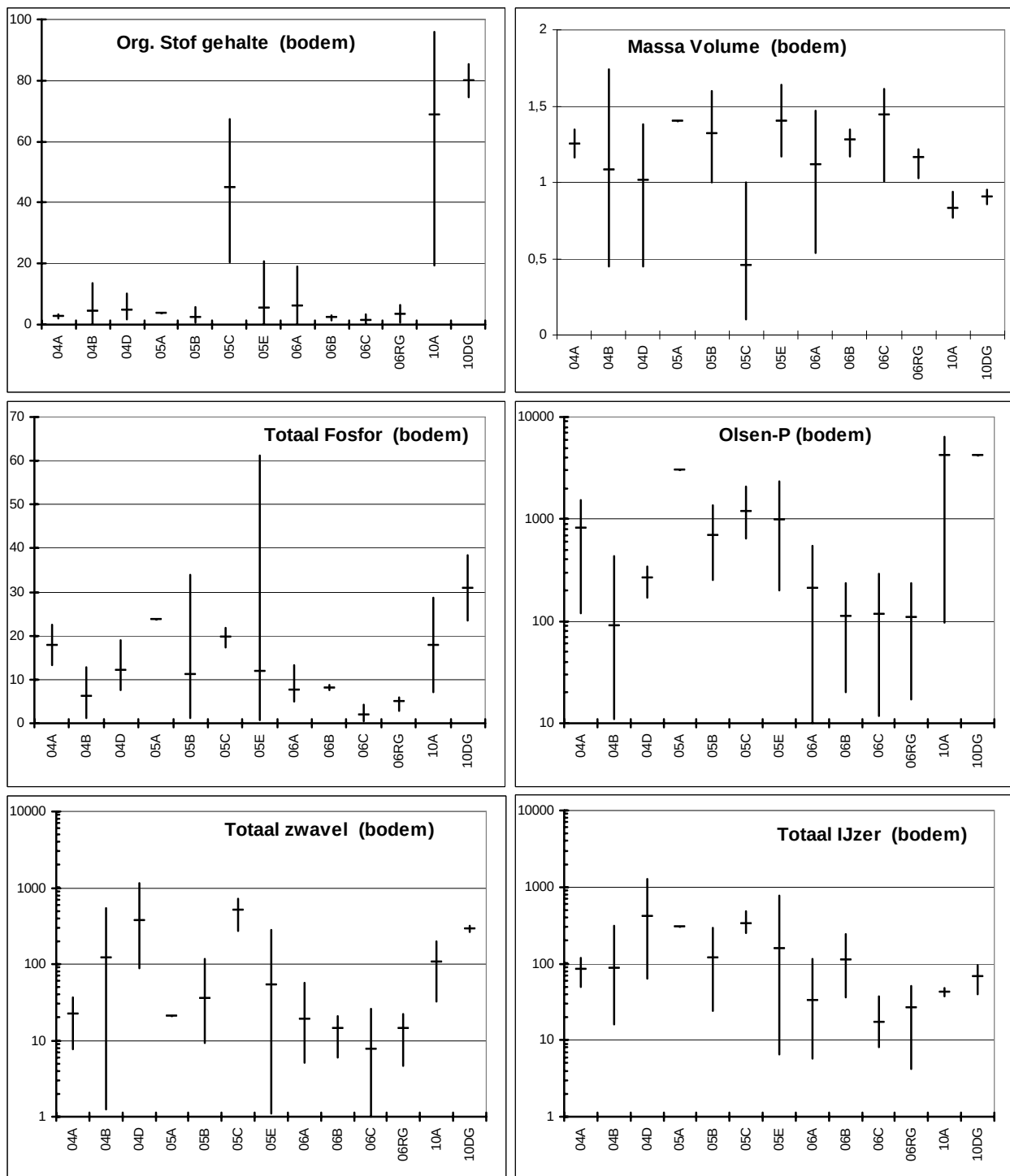
A



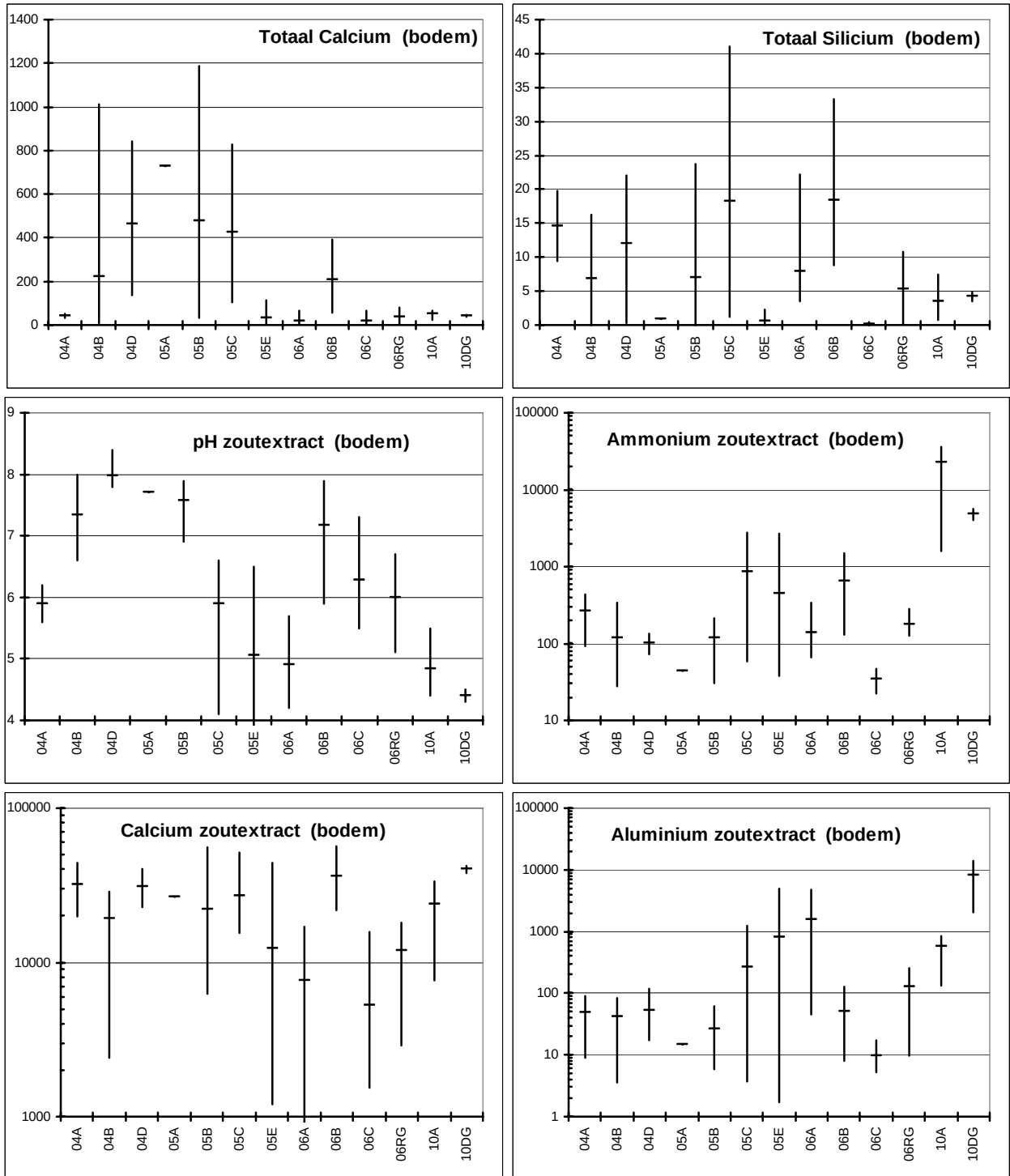
B

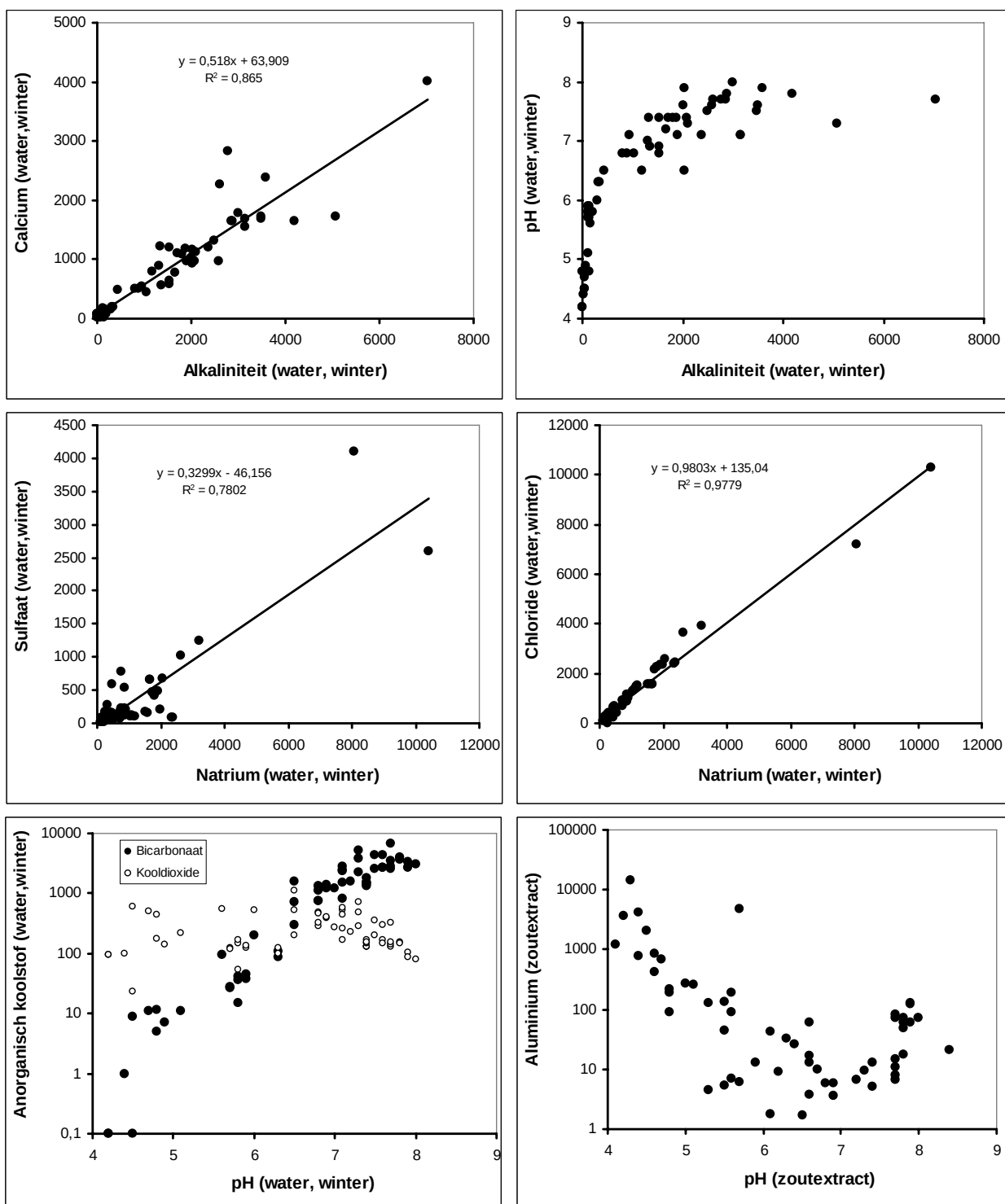


C



D





Figuur 28. Relaties tussen chemische parameters. Waarden voor het oppervlaktewater in de winter zijn in $\mu\text{mol L}^{-1}$, waarden voor de zoutextracten zijn in $\mu\text{mol kg}^{-1}$.

5 Discussie

Referenties en de relatie met de Kaderrichtlijn Water

Sinds 1999 wordt binnen de afdeling Terreinbeheer van Staatsbosbeheer het project terreincondities uitgevoerd met als deelproject de selectie van referentiepunten voor vegetatietypen. Staatsbosbeheer wil graag referenties voor specifieke vegetatietypen afleiden en inzicht verkrijgen in de achtergrond van processen die sturend zijn voor het voorkomen van deze typen. Het onderzoek naar referentiepunten staat ten dienste van de bedrijfssturing van Staatsbosbeheer, maar het geheel aan referentiepunten en abiotische omstandigheden, waaronder de diverse vegetatietypen voorkomen, moet ook sturend zijn voor de Vogel- en Habitatrichtlijn en voor de Kaderrichtlijn Water. Een belangrijke conclusie uit het onderzoek is, dat referenties nog steeds in Nederland te vinden zijn en dat voor bestudering van deze referenties niet altijd naar het buitenland hoeft te worden uitgeweken.

Voor aquatische ecosystemen zijn in 2005 en 2006 de meest kwetsbare vegetatietypen onderzocht. Dit rapport geeft een analyse van de resultaten. Deze kwetsbare vegetatietypen zijn geselecteerd op grond van hun zeldzaamheidsklasse (zeldzaamheid van voorkomen in ons land). Om de vegetatie ter plaatse van het onderzoekspunt te kunnen classificeren als een referentiepunt, moest de floristische samenstelling aan stringente eisen voldoen. In de begroeiing dienden kensoorten van verschillende syntaxonomische niveaus aanwezig zijn. Tot de kensoorten of kencombinaties van associaties en subassociaties behoren onder meer zeldzame tot zeer zeldzame waterplanten. Dit rapport laat zien dat deze syntaxonomische benadering leidt tot de selectie van een goede set aan referentiepunten die zowel syntaxonomisch als ten aanzien van water en bodemkwaliteit, tot de beste locaties behoren in ons land.

Referenties voor specifieke vegetatietypen kunnen op meerdere wijzen worden afgeleid. Voor de Kaderrichtlijn Water kunnen de volgende methoden worden toegepast: a. Ruimtelijke gegevens (zoals gegevens van de beste of minimaal of niet-beïnvloede locaties in binnen- en buitenland); b. Palaeoecologische gegevens; c. Voorspellende modellen; d. Historische gegevens; e. Expert Judgment (Anonymous, 2003). Binnen Europa worden al deze methoden gebruikt ten behoeve van het beschrijven van referenties voor de Kaderrichtlijn Water. Echter, het gebruik van ruimtelijke data en expert judgment zijn de meest toegepaste methoden (Owen et al., 2002).

Ten behoeve van de implementatie van de Kaderrichtlijn Water dienen voor alle kwaliteitselementen maatlatten te worden ontwikkeld, waarmee de toestand van een waterlichaam kan worden getoetst. Het afleiden van deze maatlatten is in Nederland vooral gebaseerd op expert judgment en heeft plaats gevonden in expertgroepen. (Van der Molen, 2004). Voor het afleiden van de maatlatten voor macrofyten en daarbinnen de deelmaatlat soortensamenstelling, is uitgegaan van kenmerkende plantengemeenschappen voor de verschillende watertypen die in relatie tot de

Kaderrichtlijn Water in ons land worden onderscheiden (Van den Berg, 2004). Uitgangspunt daarbij is geweest, dat indien in een water een scala aan kenmerkende plantengemeenschappen goed ontwikkeld voorkomt, er sprake is van een referentietoestand (Van den Berg, 2004). Alle kensoorten van de kenmerkende syntaxa en begeleidende soorten met een presentie van minimaal 20%, zijn opgenomen in de soortenlijst. Op basis van expert judgment zijn begeleidende soorten die een minder goede toestand representeren geschrapt en zo nodig ontbrekende soorten toegevoegd. Elke soort wordt gewogen naar kenmerkendheid en zo mogelijk ook milieufactoren (zoals nutriënten, maar dit kan per watertype verschillen). Naast de deelmaatlat soortensamenstelling is er voor macrofyten een deelmaatlat groeivormen, waarin de dominantie van groeivormen als kroos, ondergedoken waterplanten, drijvende waterplanten, Flab en helofyten wordt gescoord. De score van een waterlichaam wordt getoetst relatief ten opzichte van de totaal-score van het watertype in de referentietoestand. Daarbij is de totaal-score in de referentietoestand niet 100%, omdat nooit alle kenmerkende plantengemeenschappen tegelijkertijd aanwezig zijn.

Het verschil tussen de selectie van referentiepunten voor specifieke aquatische vegetatietypen enerzijds, en de afleiding van referenties voor de Kaderrichtlijn water anderzijds, is naast een verschil in methodiek, ook in belangrijke mate een verschil in schaalniveau (Figuur 29). Op de workshop voorafgaand aan het onderzoek naar referenties voor aquatische vegetatietypen, is dit ook besproken en inzichtelijk gemaakt (zie het verslag van deze workshop: Hommel, 2004). Figuur 29 visualiseert de schalen waarop de Kaderrichtlijn Water en de Vogel- en Habitatrichtlijn betrekking hebben. Daarbij is de Vogel- en Habitatrichtlijn van toepassing op de gebieden, waarin de betreffende habitats liggen. De referenties voor vegetatietypen zijn referenties op habitatniveau. De abiotische randvoorwaarden voor deze vegetatietypen worden op habitatniveau beschreven. De referenties voor de Kaderrichtlijn Water spelen zich af op het niveau van wateren en waterlichamen en betreffen altijd een scala aan vegetatietypen. Deze wateren en waterlichamen zijn grote eenheden van minimaal 50 ha of bij een stromend water 10 km lengte. Bovendien worden in het onderzoek naar de selectie van referentiepunten voor specifieke aquatische vegetatietypen abiotische condities gemeten, waaruit abiotische randvoorwaarden en sturende factoren voor de verschillende vegetatietypen kunnen worden gedestilleerd. De maatlatten voor de kwaliteitselementen in de Kaderrichtlijn Water zijn biotische maatlatten. Ze geven voor de verschillende toestanden van een waterlichaam (zeer goed, goed, matig, slecht en zeer slecht) de eisen die gesteld worden aan de levensgemeenschap. Daarnaast dient te worden voldaan aan de overige relevante factoren, waaronder nutriënten. De normen voor deze nutriënten worden in een apart traject afgeleid. Daarbij is uitgegaan van bestaande en beschikbare gegevens. De maatlat voor de soortensamenstelling van macrofyten in ondiepe meren blijkt goed gecorreleerd te zijn met het totaal-fosfaatgehalte in de waterlaag (Van de Berg, unpublished data). Echter, deze correlaties worden maar voor enkele factoren uitgewerkt (Chlorofyl-a, totaal-fosfaat), onder meer vanwege de beperking aan beschikbare gegevens. In de Kaderrichtlijn Water wordt vooral een verband gelegd tussen kwaliteitselementen en de hydromorfologie. Samenvattend kan gesteld worden dat in de Kaderrichtlijn Water de abiotische randvoorwaarden

voor de verschillende kwaliteitselementen, waaronder de macrofyten, niet zo goed zijn uitgewerkt.



Figuur 29. Schaal waarop de Kaderrichtlijn Water betrekking heeft en schaal waarop de Vogel- en Habitatrichtlijn van toepassing is. De Vogel- en Habitatrichtlijn is van toepassing op de gebieden waarin de betreffende habitats liggen.

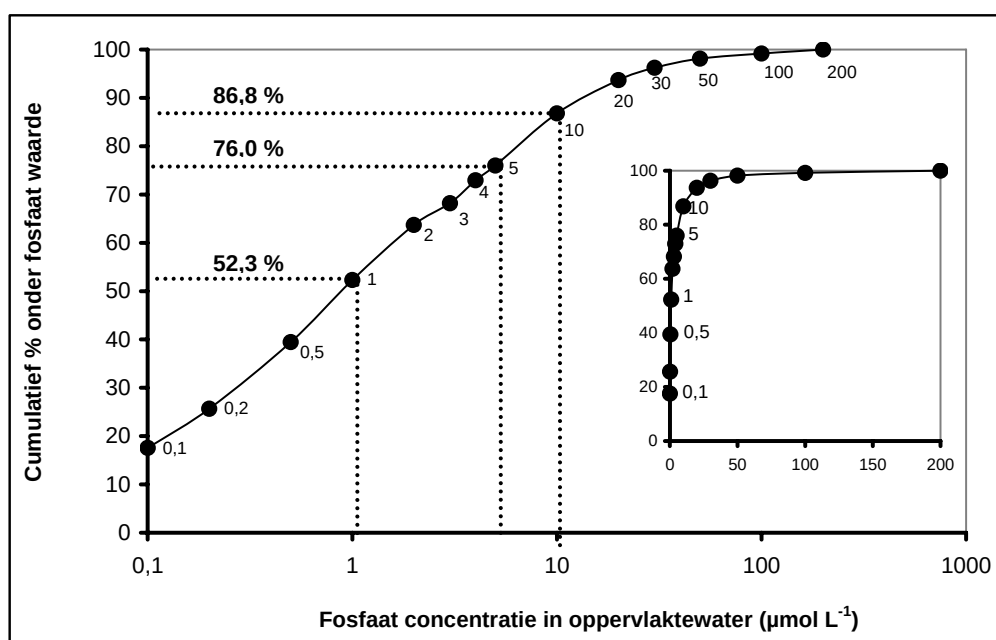
De Habitats uit de Vogel- en Habitatrichtlijn zijn naar de Kaderrichtlijn-watertypen te vertalen via een tussenstap van de Natuurdoeltypen. Deze omzetting is niet één op één. Dit wordt veroorzaakt doordat de Kaderrichtlijn-watertypen hoofdzakelijk zijn ingedeeld op basis van morfologie (diepte, grootte, stroming). Grootte en diepte zijn voor aquatische vegetaties in veel mindere mate sturend dan de kwaliteit van oppervlaktewater, poriewater en sediment. Alleen als grootte en diepte van invloed zijn op de waterkwaliteit, kan dit effecten hebben. De indeling in habitats en natuurdoeltypen heeft veel meer een biotische basis (vegetaties, levensgemeenschappen).

Resultaten van de CANOCO-analyse

Uit de resultaten blijkt dat de water- en bodemwaterkwaliteit van de SBB referentiepunten voor de meest kwetsbare aquatische vegetatietypen worden gekenmerkt door een (zeer) lage N- en P-beschikbaarheid. Het gaat hier om waarden die (ver) onder de gemiddelde waarden liggen die gevonden worden in Nederlandse oppervlaktewateren en onderwaterbodems. Enerzijds betekent dit dat een goede water(bodem)kwaliteit, geschikt voor de zeldzamere vegetatietypen, in Nederland nog steeds haalbaar is. Anderzijds wordt hierdoor het beeld bevestigd dat een goede waterkwaliteit (lage beschikbaarheid aan nutriënten) ook absoluut noodzakelijk is om de ontwikkeling van deze vegetatietypen mogelijk te maken.

Tussen 1979 en 1983 heeft er aan de Radboud Universiteit Nijmegen een uitgebreid onderzoek plaatsgevonden naar de abiotische randvoorwaarde voor het voorkomen van waterplanten (zie De Lyon en Roelofs, 1986). In totaal zijn hiervoor 628 wateren geselecteerd waarbij is getracht om voor elke soort minimaal 20 groeiplaatsen te monstren. De locaties zijn zo goed mogelijk verspreid over Nederland gekozen. Er

zijn hierbij alleen wateren gekozen waarin wortelende waterplanten groeiden. In totaal zijn er voor de 628 geselecteerde wateren 1220 fosfaatmetingen gedaan in het oppervlaktewater (meestal winter- en zomermetingen). In Figuur 30 hebben we cumulatief het percentage fosfaatmetingen dat onder een bepaalde meetwaarde viel uitgezet. We kunnen hieruit concluderen dat voor de wateren met wortelende waterplanten ca. 40% een fosfaatconcentratie heeft van $0.5 \mu\text{mol L}^{-1}$ of lager, meer dan 50% fosfaatconcentraties heeft die lager zijn dan $1 \mu\text{mol L}^{-1}$, 76% fosfaatwaardes heeft die lager zijn dan $5 \mu\text{mol L}^{-1}$ en bijna 87% fosfaatwaardes heeft die lager zijn dan $10 \mu\text{mol L}^{-1}$. Ook deze dataset laat dus zien dat aquatische vegetaties met wortelende waterplanten voor het overgrote deel voorkomen in wateren met relatief lage fosfaatconcentraties.



Figuur 30. Cumulatief percentage dat onder de op de x-as uitgezette fosfaatconcentratie valt voor 1220 oppervlaktewatermonsters van 628 locaties met wortelende waterplanten. De data zijn afkomstig van een onderzoek naar de relatie tussen de abiotiek en het voorkomen van verschillende soorten waterplanten in Nederland dat tussen 1979 en 1983 is uitgevoerd aan Radboud Universiteit Nijmegen (zie ook De Lyon en Roelofs, 1986).

Een belangrijke bron van nutriënten vormt uiteraard de landbouw. Uit de overbemeste landbouwgronden die ons land kenmerken spoelt niet alleen het zeer mobiele nitraat uit maar vormt tegenwoordig ook de uitspoeling van fosfaat een belangrijk probleem. In het algemeen kan worden gesteld dat op dit moment vooral in de natuurgebieden die voldoende geïsoleerd liggen van de intensieve landbouwgronden of in gebieden waar het inlaatwater een relatieve lange weg aflegt, waardoor een natuurlijke zuivering kan optreden, een voldoende goede waterkwaliteit kan ontstaan die de ontwikkeling van de kwetsbare aquatische vegetatietypen mogelijk maakt.

De nitraat/sulfaat problematiek: interne eutrofiëring.

Met name de nitraatuitspoeling vormt een belangrijk probleem. In grote delen van Nederland worden nu hoge nitraatconcentraties in het grondwater gemeten. Ook uit bossen kan veel nitraat uitspoelen. Bossen vangen namelijk veel ammonium/ammoniak in. Dit wordt in de bosbodems omgezet (geoxideerd) in nitraat, dat dan vervolgens weer kan uitspoelen. Uiteraard kan dit tot problemen leiden voor aquatische systemen waar stikstoflimitatie heerst. Daarnaast houdt nitraat het ijzer in een geoxideerde toestand waardoor het grondwater armer wordt aan ijzer. Dit heeft belangrijke gevolgen voor aquatische systemen die grondwater ontvangen. Ijzer speelt in veel systemen een belangrijke rol vanwege de fosfaatimmobiliserende werking. Gereduceerd ijzer (relatief goed oplosbaar) dat via het grondwater wordt aangevoerd oxideert wanneer het in contact komt met de zuurstofhoudende waterlaag. Dit geoxideerde ijzer haalt als het ware alle fosfaat uit het bodemvocht en de waterlaag, waardoor de fosfaatbeschikbaarheid laag blijft.

Nitraatuitspoeling naar het grondwater is vooral schadelijk wanneer nitraat in de ondergrond in aanraking komt met pyriethoudende afzettingen. Pyriet (FeS_2) en andere ijzersulfiden bestaan uit gereduceerd ijzer en zwavel en deze verbindingen komen veel voor in van origine marine afzettingen. Nitraat kan in deze afzettingen het pyriet oxideren en zo sulfaat vrijmaken. Aanvankelijk werd dit verschijnsel als gunstig ervaren omdat op deze manier nitraat uit het grondwater werd verwijderd en naar de atmosfeer verdween als stikstof- (N_2) en lachgas (N_2O). Men sprak van de pyrietbuffer. Ondertussen weten we echter dat sulfaat vele malen schadelijker is voor het aquatische milieu dan nitraat. Juist de mogelijke reactie van nitraat met pyriet in de ondergrond is één van de meest zorgwekkende aspecten van nitraatuitspoeling.

Sulfaat kan via grondwaterstromen of via inlaat van oppervlaktewater in aquatische systemen terecht komen. Hier zal het reageren met het organische materiaal dat hier gevormd wordt uit dode plantenresten. Het sulfaat wordt dan gereduceerd tot sulfide. Sulfide reageert weer met ijzerverbindingen (o.a. ijzer(hydr)oxiden) waarbij ijzersulfide (FeS) en pyriet (FeS_2) wordt gevormd. Fosfaat dat eerder aan ijzer was gebonden, komt hierbij vrij. Wanneer alle ijzer in de bodem is vastgelegd als ijzersulfide kan er ook giftig sulfide ophopen in de onderwaterbodem, te ruiken als rotte-eierengeur. Slechts weinig water- en moerasplanten zijn hier tegen bestand. Daarnaast stimuleert een toename van de sulfaatconcentratie de anaërobe afbraak van organisch materiaal, doordat het als alternatieve elektronenacceptor voor zuurstof optreedt. Indien dit soort alternatieve elektronenacceptoren afwezig zijn, verloopt de anaërobe afbraak van organisch materiaal slecht.

Indirect kan nitraatuitspoeling dus leiden tot een fosfaatprobleem door de beschikbaarheid van fosfaat in anaërobe onderwaterbodems te verhogen (Figuur 31). Om een belangrijke verbetering van de oppervlaktewaterkwaliteit te kunnen garanderen is het van het allergrootste belang dat de nitraatproblematiek in Nederland effectief wordt aangepakt. De Europese doelstelling van 50 mg L^{-1} nitraat in het grondwater is gestoeld op de drinkwatervoorziening maar is vanuit een ecologisch standpunt bekeken nog steeds veel te hoog. Het navrante is dat in Nederland zelfs de Europese doelstelling op dit moment op veel locaties niet wordt

The diagram illustrates the biogeochemical cycle of iron and sulfur in a forest ecosystem, showing the flow of nutrients and the formation of iron pyrite (FeS_2) in the soil.

Top Section: Inputs and Initial Processes

- Atmosphere:** O_2 (oxygen) is shown entering the system, and NH_4^+ (ammonium) is shown entering the soil.
- Forest:** A forest of trees is shown, with arrows indicating the flow of NH_4^+ and NO_3^- (nitrate) into the soil.
- Tractor:** A tractor is shown in a box, with an arrow indicating the flow of NO_3^- into the soil.

Middle Section: Soil Processes

- Pyrite-containing ground layer:** A box labeled "Pyriet houdende grondlaag" shows the reaction $\text{FeS}_2 \rightarrow \text{Fe (ox)} + \text{SO}_4^{2-}$. It receives NH_4^+ and NO_3^- from the forest and tractor.
- Iron oxidation:** A box shows the reaction $\text{Fe (ox)} \rightarrow \text{Fe}^{2+}(\text{s})$. It receives Fe (ox) from the pyrite-containing layer.

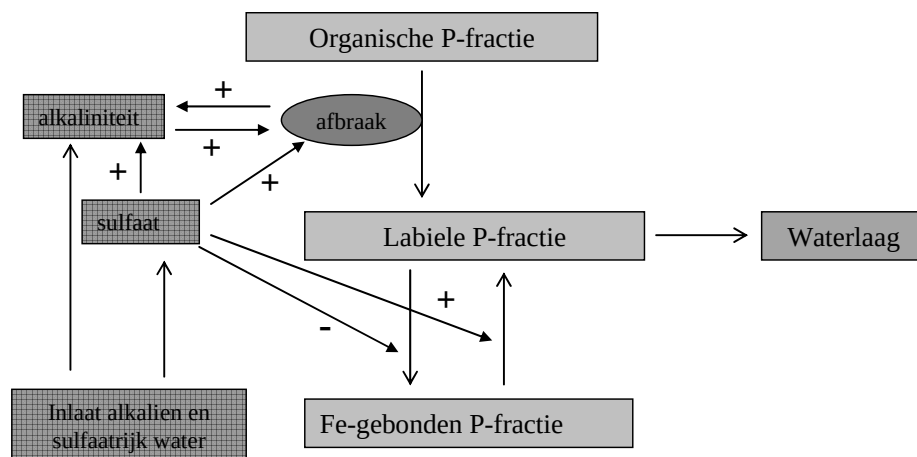
Bottom Section: Groundwater and Soil Chemistry

- Groundwater:** A box labeled "grondwater" shows the flow of SO_4^{2-} (sulfate) and Fe^{2+} (ferrous iron) between the soil and the groundwater.
- Soil Chemistry:** A box shows the flow of P (phosphorus) and HCO_3^- (bicarbonate) between the soil and the groundwater.
- Pyrite Formation:** A box shows the flow of Fe-P (iron-phosphorus) and FeS_2 (iron pyrite) between the soil and the groundwater.

Figuur 31. Schematisch overzicht van de gekoppelde nitraat/sulfaat problematiek. Nitraatuitspoeling kan indirect tot de mobilisatie van fosfaat leiden.

Daar waar water uit de omgeving wordt ingelaten in een natuurgebied is defosfateren van het inlaatwater een goede maatregel om de directe fosfaatbelasting te verminderen. Wanneer het water echter veel sulfaat, bevat kan inlaat van dit water op indirecte wijze leiden tot de mobilisatie van fosfaat. (Figuur 32). Door een verstandig waterpeilregime kan worden geprobeerd om de inlaat van vervuild oppervlaktewater uit de omgeving te verminderen. Het is vaak te prefereren om het waterpeil in het gebied verder uit te laten zakken dan om oppervlaktewater van een slechte kwaliteit

in te laten. Bij het voorgaande dient te worden opgemerkt, dat indien wordt gekozen voor zuivering van inlaatwater (via defosfatering of via een lange aanvoerroute), dit dient te worden beschouwd als een tijdelijke maatregel. Voor duurzaam herstel van ecosystemen zijn ook duurzame maatregelen nodig, zoals verbetering van de kwaliteit



van het oppervlaktewater.

Figuur 32. Schematische overzicht van de effecten van alkalinen en sulfaatrijk water op de fosfaatbeschikbaarheid (labiele P-fractie) en de nalevering van P naar de waterlaag.

Juist voor onderwaterbodems speelt de kwaliteit van het oppervlaktewater een belangrijke rol (Figuur 32). De concentratie fosfaat die uiteindelijk in het bodemwater ophoopt, hangt af van zowel de afbraak van organisch materiaal, waarbij organisch gebonden-P vrijkomt, als de mate waarin ijzer nog in staat is om fosfaat in de bodem te immobiliseren. De afbraak van organisch materiaal wordt ook sterk gestimuleerd door een toename van de alkaliniteit (bufferend vermogen, hardheid) van het bodemwater. Van nature wordt de afbraak van organisch materiaal geremd door een lage interne pH van de bodempartikels. Een toename van de alkaliniteit leidt tot een buffering van de interne pH van de bodempartikels waardoor de afbraak van organisch materiaal wordt gestimuleerd. Ook sulfaatreductie leidt tot een netto productie van alkaliniteit (de zogenaamde interne alkalinisatie). Helaas worden in grote delen van het land watertekorten in de zomer aangevuld door de inlaat van veelal hard (alkalinen) en sulfaatrijk water. Meestal is dit nodig omdat in de winter veel overtollig regenwater versneld wordt afgevoerd. Onder invloed van hard en sulfaatrijk water wordt echter zowel de afbraak van organisch materiaal gestimuleerd als de ijzer-fosfaatbinding verstoord waardoor relatief hoge concentraties fosfaat in het bodemwater ophopen en naar de waterlaag kunnen diffunderen.

Baggeren en schonen van sloten

Het baggeren van sloten en plassen is een goede maatregel om de voedingstoffenrijkdom van het systeem terug te dringen. De nutriënten die zich in de loop van de tijd in de bodem hebben opgehoopt kunnen op deze wijze worden afgevoerd. Een groot probleem is meestal de kosten die verbonden zijn aan het baggeren.

Het schonen van sloten is ook belangrijk om een goede waterkwaliteit in stand te houden. Het gebaggerde materiaal dient daarbij zo te worden gedeponeerd of verwerkt, dat uitspoeling vanuit dit materiaal naar de sloot niet leidt tot her-eutrofiëring.

Actief Biologisch Beheer

Actief Biologisch Beheer is een maatregel waarbij door een drastische uitdunning van de visstand de consumptie van algen door watervlooien wordt vergroot en de bodemwoeling door grote vis afneemt. Een overmaat aan benthivore en planktivore vis staat een herstel van de helderheid van het water in de weg. Planktivore vis (zoals kleine brasem) eet watervlooien, de natuurlijke consument van algen, waardoor algen onbeperkt kunnen groeien. Benthivore vis (o.a. grote brasem) woelt de bodem om op zoek naar voedsel en maakt daarbij het water nog troebeler. In meren met veel brasem is het terugdringen van de fosfaatbelasting niet voldoende om het water weer helder te maken. Een drastische uitdunning van de visstand doet het doorzicht van het water toenemen. Wanneer daarna waterplanten weer kunnen groeien, komt het systeem in een andere toestand.

Dit alles suggereert dat door middel van actief biologisch beheer ook bij een hogere beschikbaarheid aan nutriënten een goede waterplantenvegetatie zich kan ontwikkelen. De meetdata zoals gepresenteerd in dit rapport en in Arts & Smolders (2006; 2007) laten zien dat in ieder geval voor de meeste kwetsbare aquatische vegetatietypen lage nutriëntengehalten een essentiële voorwaarde zijn. De marges waarbinnen actief biologisch beheer kan bijdragen aan het herstel van dit soort vegetaties zijn dus erg smal. Het valt te verwachten dat vooral voor de algemenere eutrofere vegetatietypen actief biologisch beheer een bijdrage kan leveren en dat voor de meest kwetsbare vegetatietypen een lage nutriëntenbeschikbaarheid een belangrijke randvoorwaarde is.

Referenties

Anonymous, 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters, Working Group 2.3 Reference conditions for inland surface waters (REFCOND). EU Common Implementation Strategy (CIS) for the Water Framework Directive: 86.

Arnon, D.I. and Stout, P.R. (1939). The essentiality of certain elements in minute quantity for plants with special reference to copper. *Plant Physiology* 14: 371-375.

Arts, G.H.P., 2002. Deterioration of Atlantic soft-water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalisation. *Aquat. Bot.* 1566: 1-21.

Arts, G.H.P. & A.J.P. Smolders, 2006. Selectie van referentiepunten voor aquatische vegetatietypen t.b.v. het Staatsbosbeheer-project terreincondities. Fase 2 aquatisch: resultaten inventarisatie 2005.

Arts, G.H.P. & A.J.P. Smolders, 2007. Selectie van referentiepunten voor aquatische vegetatietypen t.b.v. het Staatsbosbeheer-project terreincondities. Fase 2 aquatisch: resultaten inventarisatie 2006.

Arts, G.H.P., G. van der Velde, J.G.M. Roelofs & C.A.M. van Swaay, 1990. Successional changes in the soft-water macrophyte vegetation of sub-atlantic, Sandy, lowland regions during this century. *Freshwater Biology* 24: 287-294.

Berg, M.S. van den (red.), 2004. Achtergrond document Referenties en Maatlatten Waterflora. Rapport expertteam macrofyten en fytoplankton.

Bloemendaal F.H.J.L. en Roelofs J.G.M. (1988). *Waterplanten en Waterkwaliteit*. Koninklijke Natuurhistorische Vereniging, Utrecht. 189 pp.

Boedeltje G., Smolders A.J.P. & Roelofs J.G.M. (2005). Combined effects of water column nitrate enrichment, sediment type and irradiance on growth and foliar nutrient concentrations of *Potamogeton alpinus*. *Freshwater Biology* 50: 1537-1547.

De Lyon M.J.H. en Roelofs J.G.M.. (1986). *Waterplanten in relatie tot waterkwaliteit en bodemgesteldheid. Deel 1 and 2*. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen, 106 + 126 pp.

Drever J.I. (1997) *The geochemistry of natural waters, surface and ground water environments*. 3th edition, Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ 07458.

Hommel, 2004. Verslag Workshop methodieontwikkeling referentiepunten aquatische vegetatietypen. Verslag Workshop 12-13-2004. Alterra.

- Lamers L.P.M., Smolders A.J.P., Brouwer E. en Roelofs J.G.M.. (1996) Sulfaatverrijkt water als inlaatwater? - De rol van waterkwaliteit bij maatregelen tegen verdroging. *Landschap* 13: 169-180.
- Lamers, L.P.M., Van Roozendaal S.M.E en Roelofs J.G.M.. (1998). Acidification of freshwater wetlands: combined effects of non- airborne sulfur pollution and desiccation. *Water, Air and Soil Pollution* 105: 95-106.
- Lucassen E.C.H.E.T., Bobbink R., Smolders A.J.P., Van der Ven P.J.M., Lamers L.P.M. & Roelofs J.G.M., (2003). Interactive effects of low pH and high ammonium levels responsible for the decline of *Cirsium dissectum* (L.) Hill. *Plant Ecology* 165: 45-52.
- Molen, D.T. van der (red.), 2004. Referenties en concept-maatlatten voor meren voor de Kaderrichtlijn Water. STOWA-rapport 2004-42. 450 pp.
- Owen, R., Duncan, W., Pollard, P., 2002. Background document REFCOND project, Definition and establishment of Reference Conditions. Scottish Environment Protection Agency.
- Smolders A.J.P., en Roelofs J.G.M.. (1993). Sulphate mediated iron limitation and eutrophication in aquatic systems. *Aquatic Botany* 46: 247-253.
- Smolders A.J.P., van Riel M.C. en Roelofs J.G.M., (2000). Accumulation of free-amino acids as an early indication for physiological stress (nitrogen overload) due to elevated ammonium levels in vital *Stratiotes aloides* L. stands. *Archiv für Hydrobiologie* 150: 169-175.
- Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Moonen M., Zwaga K. en Roelofs J.G.M., (2001). Controlling phosphate release from phosphate-enriched sediments by adding various iron compounds. *Biogeochemistry* 54: 219-228.
- Smolders A.J.P., Lucassen E.C.H.E.T. en Roelofs J.G.M. (2002). The isoetid environment: biogeochemistry and threats. *Aquatic Botany* 73: 325-350.
- Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., den Hartog C. en 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., Lucassen, E.C.H.E.T. en Roelofs, J.G.M. (2003b). Waterpeil-regulatie in broekbossen: bron van aanhoudende zorg. *H₂O* 36 (24): 17-19.
- Smolders A.J.P., Lamers L.P.M., Lucassen E.C.H.E.T., Van der Velde G. en Roelofs J.G.M. (2006). Internal eutrophication: 'How it works and what to do about it', a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93-111.

Bijlage A Lijst van locaties waar de betreffende vegetatietypen zijn onderzocht

Bemonsteringslocaties			
Nummering SBB-catalogus	Lokatie	X-coor	Y-coor
04B3 Charetum asperae	Terschelling, Griltjeplak	143.02	599.61
04D1a Associatie van Brakwaterglansblad, Chara canescens	Bij Markiezaatmeer, drinkpoel voor het vee	78.526	387.163
06C1 Pilvaren-associatie	Terschelling, Griltjeplak	142.96	599.506
06C3 Associatie van Veelstengelige waterbies	Terschelling, plasje ZW van Badhuisplak	146.08	601.109
06C4 Associatie van Waterpunge en Oeverkruid	Terschelling, plasje ZW van Badhuisplak	146.083	601.113
06-a - RG Littorella uniflora-[Littorelletea]	Achterhoek, Beekvliet, Stelkampsveld	229.678	459.312
06C3 - Eleocharitetum multicaulis	Achterhoek, Beekvliet, Stelkampsveld	229.609	459.344
04B2 Associatie van Stekelharig kransblad	Sprang-Capelle, Petgat de Dullaert	127.91	410.985
05B1a Associatie van Doorgroeid fonteinkruid, typische subassociatie	Ketelmeer, inham	182.019	510.94
05B1b Associatie van Doorgroeid fonteinkruid, inops	Ketelmeer, bij Ketelhaven	180.488	510.485
05B2a Associatie van Glanzig fonteinkruid, typicum, Pot praelongus	Peizermaden, brede sloot	229.943	576.998
05B2b Associatie van Glanzig fonteinkruid, soortenarme, Pot lucens	Peizermaden, sloot	229.997	576.838
05C2 Associatie van Groot blaasjeskruid	Naad van Brabant, De Hoven	128.42	411.396
	Weerribben, sloot 't Jurries bij de Bokvaart	190.821	533.977
10/b DG Witte waterlelie-[Klasse van hoogveenslenken]	Oude putten, laatste put tegen bosrand aan	163.412	395.332
	Boxtel, Ven aan de Heidijk	151.401	404.414
05E1 Callitricho-Hottonietum	Naad van Brabant, De Hoven	128.421	411.372
	De Heest, Drentse Aa	239.475	561.328
05E4 Associatie van Vlottende watteranonkel	Swalm, Groenewoud/De Hout	201.601	360.534
	Tongelreep, Burgemeester Mollaan, bij viaduct	161.33	379.223
05E2 Associatie van Klimopwatteranonkel	Schoorl, Hargergat	105.5	526.336
	Schoorl, Hargergat	105.549	526.39
05E3 Callitricho-Myriophylletum alterniflori	Veluwe, Tongerense Beek	191.962	483.715
	Veluwe, Tongerense Beek	191.97	483.693
05D5b - Myriophyllo verticillati-Hottonietum inops	Peizermaden, brede sloot	229.951	577.002
10A1a Waterveenmos-associatie, typische subassociatie	Boswachterij Dwingelo, ven N van Zandveen	226.026	538.537
	Drenthe, Boswachterij Smilde, Heideterrein Uilenhorst	219.409	546.688
05A2 Associatie van Zilte watteranonkel	Drinkput, Stelleweil, St. Philipsland	68.567	407.458
04A1 Nitelletum translucens	IJsbahn Nuenen	166.132	388.377
04A-a RG Nitella flexilis	Mosbulten, Heikantsven	165.891	392.991
04B1 Nitellopsidetum obtusae	Naardermeer, centrale deel	136.272	479.460
04B2 Charetum hispidae (duin)	Texel, kolkje 's Hertogenboschpad	115.621	570.643
	Lidstengpoel = Vissepij (Voorne)	64.662	436.431
04B3 Charetum asperae	Naardermeer, oostelijk van centrale deel	136.373	479.564
	Naardermeer, Kooimeer	137.313	478.990
	Texel, Dulenvlak	110.556	559.575
04D1b Charetum canescens inops (Chara connivens facies))	Naardermeer, Kooimeer	137.182	478.732
04D1b Charetum canescens inops (Chara connivens met canescens	Bij Markiezaatmeer, plasje bij Vogelkijkhut	78.261	387.139
04D1b Charetum canescens inops (Chara baltica facies)	Texel, sloot aan rand van reservaat Dijkmanshuizen	119.286	564.236
05B1b Ranunculo fluitantis-Potametum perfoliati inops	Steurgat, Biesbosch, Middelste gat van 't zand	117.737	416.178
	Steurgat, Biesbosch, Middelste gat van 't zand	117.748	415.766
05C1 Stratiotetum	Weerribben, De Draaien	190.618	534.228
	Weerribben, Pomproef	190.759	534.300
	Weerribben, Vak 21	190.054	533.981
06B1 Echinodoro-Potametum graminei	Lidstengpoel = Vissepij (Voorne)	64.657	436.431
	IJsbahn Nuenen	166.093	388.404
06-b RG Potamogeton polygonifolius	Texel, Dulenvlak	110.514	559.559
	Leemputten van Staverden	178.766	476.038
06A1a Isoeto-Lobelietum isoetetosum	Beuven, net ten O van vogelkijkhut	173.251	379.176
	De Banen	183.883	364.488
	De Banen	183.778	364.622
06A1b Isoeto-Lobelietum eleocharitetosum multicaulis	Bergvennen, Rietven	265.232	494.448
06A1c Isoeto-Lobelietum sphagnetosum	Bergvennen, Ronde Ven	265.244	494.73
06A1d Isoeto-Lobelietum inops	Karregat, Nuland	157.231	415.787
	Karregat, Nuland	157.213	415.77
	Bergvennen, Eilandven	265.18	494.87
	Bergvennen, Ronde Ven	265.269	494.725
06B2 Sparganietum minimi	Leemputten van Staverden	178.619	476.158
06-a RG Littorella uniflora	Beuven, oostelijk centrale deel	173.309	379.042
10A1b Sphagnetum cuspidato-obesi sparganietosum angustifolii	Dwingelerveld (Kliplo)	225.878	539.126

Bijlage B Codering van associaties, verbonden en opnamen in CCA

Associatie	Associatie	Verbond	Nr. CCA	Verbond	Lokatie
04A1	Nitellum translucentis	04A	04A_20	Nitellum flexilis	IJsbach
04A-a	RG Nitella flexilis	04A	04A_18	Nitellum flexilis	Mosbulten
04B1	Nitellopsidum obtusae	04B	04B_33	Charion fragilis	Naardermeer
04B2	Charetum hispidae	04B	04B_1	Charion fragilis	Texel
04B2	Charetum hispidae	04B	04B_13	Charion fragilis	Sprang-Capelle, Petgat de Dullaert
04B2	Charetum hispidae	04B	04B_5	Charion fragilis	Oostvoorne
04B3	Charetum asperae	04B	04B_49	Charion fragilis	Terschelling, Gritjeplak
04B3	Charetum asperae	04B	04B_2	Charion fragilis	Texel
04B3	Charetum asperae	04B	04B_34	Charion fragilis	Naardermeer
04B3	Charetum asperae	04B	04B_35	Charion fragilis	Naardermeer2
04D1a	Charetum canescens typicum	04D	04D_45	Charion canescens	Markiezaatmeer
04D1b	Charetum canescens inops (Chara connive	04D	04D_32	Charion canescens	Markiezaatmeer
04D1b	Charetum canescens inops (Chara connive	04D	04D_36	Charion canescens	Naardermeer
04D1b	Charetum canescens inops (Chara baltica f	04D	04D_52	Charion canescens	Texel
05A2	Ranunculetum baudotii	05A	05A_8	Zannichellion pedicellatae	Drinkput, Stelleweide, St. Philipsland
05B1a	Ranunculo fluitantis-Potamogeton perfoliati typ	05B	05B_29	Nymphaeion	Ketelmeer, inham
05B1b	Ranunculo fluitantis-Potamogeton perfoliati inc	05B	05B_26	Nymphaeion	Steurgat2
05B1b	Ranunculo fluitantis-Potamogeton perfoliati inc	05B	05B_28	Nymphaeion	Ketelmeer, bij Ketelhaven
05B1b	Ranunculo fluitantis-Potamogeton perfoliati inc	05B	05B_25	Nymphaeion	Steurgat
05B2a	Potamogeton lucentis typicum	05B	05B_24	Nymphaeion	Peizermaden, brede sloot
05B2b	Potamogeton lucentis inops	05B	05B_38	Nymphaeion	Peizermaden, sloot
05C1	Stratiotetum	05C	05C_10	Hydrocharition morsus-ranae	Weerribben
05C1	Stratiotetum	05C	05C_11	Hydrocharition morsus-ranae	Weerribben
05C1	Stratiotetum	05C	05C_12	Hydrocharition morsus-ranae	Weerribben
05C2	Utricularietum vulgaris	05C	05C_16	Hydrocharition morsus-ranae	Naad van Brabant, De Hoven
05C2	Utricularietum vulgaris	05C	05C_19	Hydrocharition morsus-ranae	Weerribben, sloot 't Jurries bij de Bokvaart
05D5b	Myriophyllo verticillati-Hottonietum inops	05D	05D_25	Parvopotamion	Peizermaden, brede sloot
05E1	Callitriche-Hottonietum	05E	05E_15	Ranuncion peltati	Naad van Brabant, De Hoven
05E1	Callitriche-Hottonietum	05E	05E_22	Ranuncion peltati	De Heest, Drentse Aa
05E2	Ranunculetum hederacei	05E	05E_4	Ranuncion peltati	Schoorl, Hargergat
05E2	Ranunculetum hederacei	05E	05E_6	Ranuncion peltati	Schoorl, Hargergat2
05E3	Callitriche-Myriophylletum alterniflori	05E	05E_1	Ranuncion peltati	Veluwe, Tongerense Beek
05E3	Callitriche-Myriophylletum alterniflori	05E	05E_2	Ranuncion peltati	Veluwe, Tongerense Beek2
05E4	Callitriche hamulatae-Ranunculetum fluitanti	05E	05E_21	Ranuncion peltati	Swalm, Groenewoud/De Hout
05E4	Callitriche hamulatae-Ranunculetum fluitanti	05E	05E_26	Ranuncion peltati	Tongelreep, Burgemeester Molleen,
06A1 d	Isoeto-Lobelietum inops	06A	06A_38	Littorellion uniflorae	Bergvennen
06A1a	Isoeto-Lobelietum isoetetosum	06A	06A_48	Littorellion uniflorae	Beuven
06A1a	Isoeto-Lobelietum isoetetosum	06A	06A_53	Littorellion uniflorae	De Banen 2
06A1a	Isoeto-Lobelietum isoetetosum	06A	06A_54	Littorellion uniflorae	De Banen
06A1b	Isoeto-Lobelietum eleocharitetosum multicaul	06A	06A_41	Littorellion uniflorae	Bergvennen
06A1c	Isoeto-Lobelietum sphagnetosum	06A	06A_40	Littorellion uniflorae	Bergvennen
06A1d	Isoeto-Lobelietum inops	06A	06A_29	Littorellion uniflorae	Karregat 2
06A1d	Isoeto-Lobelietum inops	06A	06A_30	Littorellion uniflorae	Karregat
06A1d	Isoeto-Lobelietum inops	06A	06A_39	Littorellion uniflorae	Bergvennen
06B1	Echinodoro-Potamogeton graminei	06B	06B_19	Potamion graminei	IJsbach
06B1	Echinodoro-Potamogeton graminei	06B	06B_4	Potamion graminei	Oostvoorne
06B2	Sparganietum minimi	06B	06B_44	Potamion graminei	Staverden leemputten
06C1	Pilularietum globuliferae	06C	06C_46	Hydrocotylo-Baldellion	Terschelling, Gritjeplak
06C3	Eleocharitetum multicaulis	06C	06C_50	Hydrocotylo-Baldellion	Terschelling, plasje ZW van Badhuisplak
06C3	Eleocharitetum multicaulis	06C	06C_37	Hydrocotylo-Baldellion	Achterhoek, Beekvliet,
06C4	Samolo-Littorelletum	06C	06C_51	Hydrocotylo-Baldellion	Terschelling, plasje ZW van Badhuisplak
06a	RG Littorella uniflora-[Littorelletea]	06RG	06RG_50	RG Littorella uniflora	Beuven
06-a	RG Littorella uniflora-[Littorelletea]	06RG	06RG_35	RG Littorella uniflora	Achterhoek, Beekvliet
06-b-	RG Potamogeton polygonifolius	06RG	06RG_42	RG Potamogeton polygonifolius	Staverden leemputten
06-bRG	RG Potamogeton polygonifolius	06RG	06RG_3	RG Potamogeton polygonifolius	Texel
10A1a	Sphagnetum cuspidato-obesi typicum	10A	10A_31	Rhynchosporion albae	Drenthe, Boswachterij Smilde,
10A1a	Sphagnetum cuspidato-obesi typicum	10A	10A_34	Rhynchosporion albae	Boswachterij Dwingelo, ven N van Zandveen
10A1b	Sphagnetum cuspidato-obesi sparganietosum	10A	10A_47	Rhynchosporion albae	Kiplo
10/b	DG Nymphaea alba-[Scheuchzerietea]	10DG	10DG_41	DG Nymphaea alba	Oude putten, laatste put tegen bosrand aan
10/b	DG Nymphaea alba-[Scheuchzerietea]	10DG	10DG_43	DG Nymphaea alba	Bortel, Ven aan de Heidijk

