

PDF hosted at the Radboud Repository of the Radboud University Nijmegen

The following full text is a publisher's version.

For additional information about this publication click this link.

<http://hdl.handle.net/2066/123401>

Please be advised that this information was generated on 2021-03-05 and may be subject to change.

Hierna volgend artikel is afkomstig uit:

De Levende Natuur

Doelstelling van 'De Levende Natuur' Het informeren over ontwikkelingen in onderzoek, beheer en beleid op het gebied van natuurbehoud en natuurbeheer, die van belang zijn voor Nederland en België.

De artikelen zijn vooral gebaseerd op eigen ecologisch onderzoek, ervaring of waarneming van de auteurs. De Levende Natuur verschijnt 6x per jaar, waaronder tenminste 1 themanummer. **Meer informatie op:**



www.delevendenatuur.nl

JA ik wil graag een abonnement op *De Levende Natuur*

naam: _____

adres: _____

postcode: _____ woonplaats: _____

e-mail: _____ tel.: _____

Ik machtig *De Levende Natuur* om het totale aangekruiste bedrag van mijn rekening af te schrijven:

bank/giro: _____

datum: _____ handtekening: _____

Graag aankruisen:

- proefabonnement** – € 9,90 (drie nummers)
- particulier** – € 29,50 (NL + B) – overige landen € 35,-
- instelling/bedrijf** – € 50,-
- student/promovendus** – € 9,90* * (max. vier jaar; graag kopie college- of PhD kaart bijvoegen)

Na vier jaar gaat dit abonnement automatisch over in een regulier abonnement.

De prijsontwikkeling kan het stichtingsbestuur dwingen de tarieven aan te passen.

Tevens bent u gerechtigd om uw bank opdracht te geven het bedrag binnen 30 dagen terug te boeken.

**U kunt zich
abonneren via
onze website**

U kunt ook bijgaande bon uitprinten
en ingevuld opsturen naar:

Abonnementenadministratie
De Levende Natuur,
Antwoordnummer 134
6700 VB Wageningen.

Tel. 0317 - 46 64 39
administratie@delevendenatuur.nl

www.delevendenatuur.nl



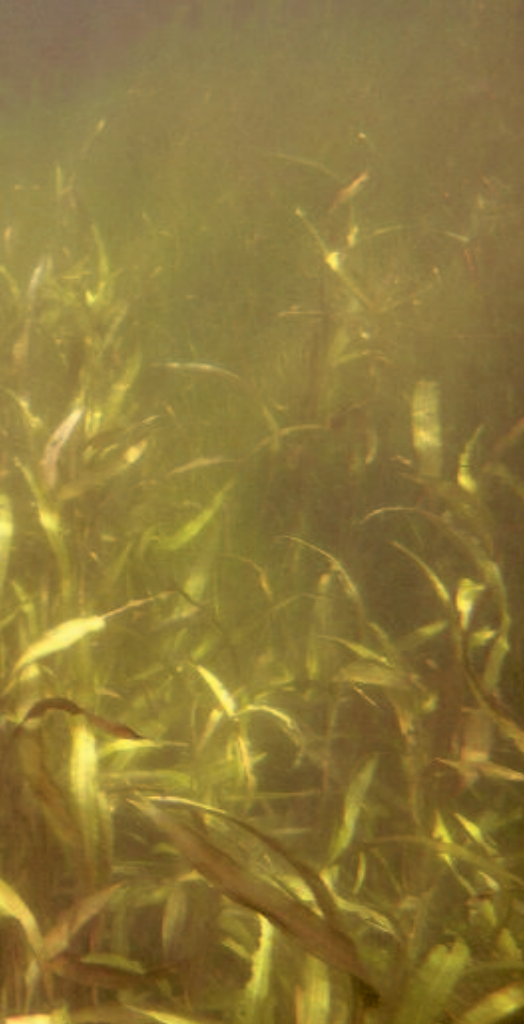


Foto 1. Vegetatie met ondergedoken, waterlaag vullende waterplanten in een relatief CO₂-rijk water (1a, boven) en vegetatie met isoetide waterplanten in CO₂-arm water (1b, onder) (foto's : Esther Lucassen).

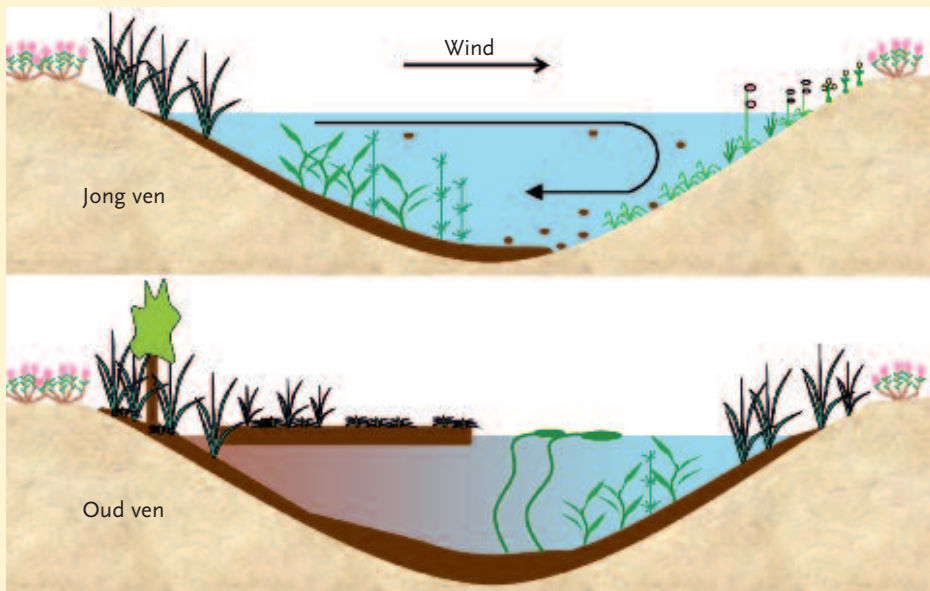
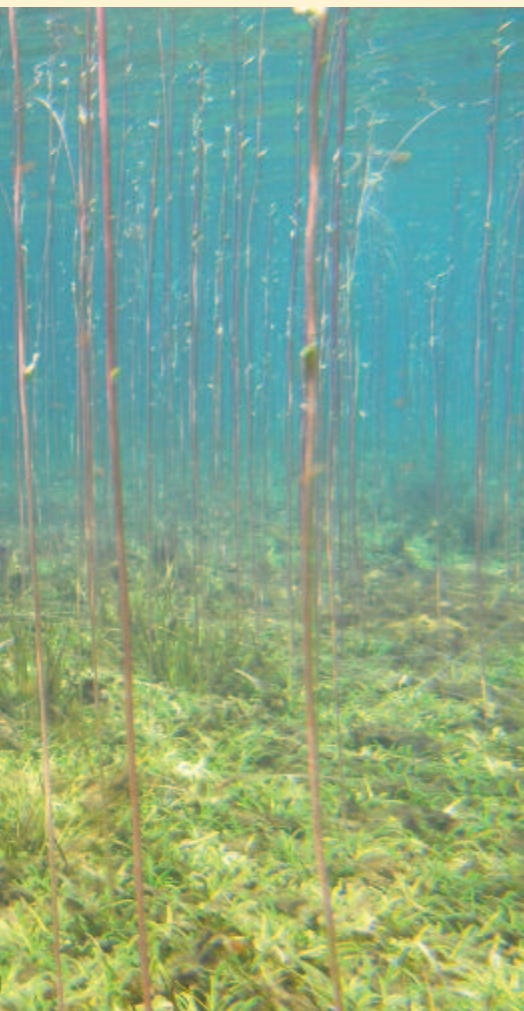


Fig. 1. Schematische weergave van de successie in een heideven.

Boven: een schaars begroeid beginstadium, waar de wind vat op heeft.

Onder: een ven gevorderd successiestadium met een grote variatie in vegetatiestructuren.

ten zijn en dat soorten de mogelijkheden moeten hebben om deze gebieden te bereiken en zich vervolgens te vestigen. Een zware opgave voor natuurbeheerders van onze doorgaans zwaar onder druk staande natuurreservaten, en in kleine reservaten eenvoudig weg niet mogelijk.

Dynamiek en successie in vennen

In open water ontwikkelt een begroeiing zich geleidelijk. Veel kenmerkende soorten komen juist in dit kale beginstadium voor, maar de soortenrijkdom is vaak beperkt. Wanneer zich voldoende organische stof heeft opgehoopt neemt de interne variatie toe en vindt in sommige delen ontwikkeling van verlandingsvegetaties plaats die ook voorkomen in laagvenen of hoogvenen (foto 1). Dit moet dan wel voedselarm organisch materiaal zijn, wat niet belast is met stikstof, fosfor of zwavel. De rijkdom aan bijzondere planten en dieren bereikt in dit stadium een hoogtepunt. Later ontwikkelt zich broekbos, wat heel rijk kan zijn aan o.a. mossen, paddenstoelen en insecten. De afzonderlijke successiestadia kunnen soms honderden jaren aanwezig zijn, maar veel stadia duren vermoedelijk hooguit tientallen jaren. In een intact landschap zijn de verschillende stadia, voor elk ventype, op bereikbare afstand van elkaar aanwezig; flora en fauna kunnen deze plekken koloniseren ruim voordat ze weer over hun hoogtepunt heen zijn. Daarnaast zijn er ook geïsoleerde vennen, waar de soortenrijkdom minder is.

In een natuurlijk landschap ontstaan vennen bijvoorbeeld door rivierloopverlegging, overstromingen, blokkades in beekdalen (stuifzandruggen, beverdammen), grond-

waterstandstijging (kustaangroei, groot-schalige hoogveenontwikkeling) of uitstui-ving. Om ons land bewoonbaar te maken zijn deze processen betoelgd, waardoor er nu niet meer spontaan nieuwe vennen ontstaan. Anderzijds is het leven van een deel van de bestaande vennen opgerekt, bijvoorbeeld door deze uit te venen of te gebruiken als visvijver. In onze huidige natuurreservaten zijn ook deze activiteiten tot stilstand gekomen, waardoor zonder ingrijpen op den duur geen vennen meer overblijven. Wat is nu dan de beste manier om onze vennen te behouden?

Er is inmiddels ruime ervaring met het terugzetten van de successie naar de pionierfase. Maatregelen als het verwijderen van slib en het plaggen van oevers zijn al geruime tijd 'regulier' verklaard (www.natuurkennis.nl). Veel moeilijker is het om ervoor te zorgen dat de natuurlijke successie vervolgens niet uit de rails gaat lopen; er moet gecompenseerd worden voor bekende factoren als verdroging, vermessing en verzuring. Bijkomend probleem is dat in het huidige, versnipperde natuurlandschap de kolonisatiesnelheden ver achterlopen bij de successiesnelheden: fasen in de venontwikkeling zijn al voorbij voordat een groot deel van de bijbehorende soorten deze plek heeft kunnen bereiken. Er ligt hier dus een uitdaging op microschaal (het handhaven van de juiste standplaatscondities), op mesoschaal (het handhaven van een intact vensysteem, inclusief de interne variatie) en op macroschaal (het handhaven van de verschillende fasen op landschapsschaal, inclusief het realiseren van voldoende bereikbaarheid). In het onderstaande zijn praktische handreikingen geformuleerd die kunnen helpen



Foto 2. Zuidrand van de Vaarvennen bij Valkenswaard, met een rijk ontwikkelde vegetatiestructuur bestaande uit open water met Knolrus (*Juncus bulbosus*), veenmosdrijftillen, lage helofytenvegetaties met Snavelzegge (*Carex rostrata*) en Draadzegge (*C. lasiocarpa*) en gagelstruwelen (foto: Emiel Brouwer).

bij de eerste twee uitdagingen. Daar waar herstel op landschapsschaal mogelijk is, kan deze uitdaging beter worden aangepaan op het niveau van complete natuureren. Het gaat dan om herstel van de ruimtelijke afwisseling tussen verschillende ecosystemen, waarbij hydrologie en geologie een grote rol spelen.

In de afgelopen dertig jaar is het inzicht in de sturende factoren en benodigde standplaatscondities enorm toegenomen, waardoor we ook weten hoe we een standplaats kunnen herstellen of behouden. Een dergelijk herstel vindt al meer dan 20 jaar plaats (Brouwer et al., 2009; Natuurmonumenten, 2012). De verleiding is hierbij groot gebleken om te streven naar één referentiebeeld voor een compleet ven, waardoor interne gradiënten onvoldoende worden hersteld. In het navolgende proberen we de ontwik-

kelde kennis toe te passen op het beheer van vennen, waarbij behoud van de natuurlijke variatie in ruimte en tijd centraal staat.

Belangrijkste standplaatscondities

De inzichten in standplaatscondities zijn hier samengevat in drie thema's. Het eerste thema is het onderscheid tussen zure en (zeer) zwak gebufferde vennen. Zure vennen hebben doorgaans een pH tussen 3 en 5, terwijl deze in meer gebufferde vennen tussen 5 en 7 ligt. Minstens even belangrijk is echter de giftige werking van aluminium en ammonium. Zo lang er meer nitraat dan ammonium aanwezig is, en meer calcium dan aluminium, kunnen planten van gebufferde vennen ook overleven in zuur water (Schuurkes et al., 1986; Maessen et al., 1992). Het tweede thema is de ontdekking dat, door de zeer lage diffusiesnelheden van

gassen, onder water gemakkelijk gebrek aan koolstof voor de fotosynthese ontstaat (Bloemendaal & Roelofs, 1988). Grofweg zijn er hierbij drie toestanden te onderscheiden. In sterk gebufferd water (meer dan 1000 micromol bicarbonaat per liter) wordt in tijden van gebrek aan kooldioxide (CO_2) het aanwezige bicarbonaat als koolstofbron gebruikt. Wanneer de concentratie bicarbonaat lager is, kan dit bicarbonaat niet meer als koolstofbron worden gebruikt en zijn waterplanten volledig aangewezen op kooldioxide. Boven grofweg 100 micromol CO_2 per liter komen gespecialiseerde onderwaterplanten voor die efficiënt CO_2 kunnen opnemen met de bladeren (foto 1a). In water met lagere concentraties kunnen alleen waterplanten met een bladrozet overleven die met hun sterk ontwikkelde wortelstelsel CO_2 uit de waterbodem vrijmaken en opnemen: isoetide waterplanten (foto 1b).

Het derde thema vat alle factoren samen die samenhangen met de doorluchting van de bodem. Bij weinig doorluchting en dus een lage redoxpotentiaal, hopen onder andere sulfide, ammonium en tweewaardig ijzer zich gemakkelijk op tot toxische concentraties (Smolders et al., 2006). Aan de andere kant is zo'n zuurstofloze bodem juist een voorwaarde voor methaanproductie en drijftilvorming.

De drie genoemde sturende principes verklaren voor een groot deel de verspreiding van de verschillende vegetatiestructuren in vennen (tabel 1). Uiteraard is er veel meer kennis over de relatie tussen standplaatscondities en vegetatie, maar hier is geprobeerd de essentie samen te vatten, zodat ook niet specialisten deze kunnen toepassen.

	Water zuur (pH<5)				Water gebufferd (pH>5)			
	>100	>100	<100	<100	>100	>100	<100	<100
Kooldioxide (micromol/liter)	>100	>100	<100	<100	>100	>100	<100	<100
Redoxpotentiaal bodem (mV)	>100	<0	>100	<0	>100	<0	>100	<0
Waterlaagvullers								
Knolrus/veenmos	Donker	Licht						
Isoetiden							Donker	
Isoetide knolrus			Donker					
Diepgroeiende helofyten	Donker		Donker		Donker		Donker	
Drijftillen		Donker		Licht		Donker		Licht
Nymphaeiden	Licht		Licht		Licht		Licht	

Tabel 1. Overzicht van de standplaatseisen van de belangrijkste vegetatiestructuren in Nederlandse vennen. Hierbij is uitgegaan van een voedselarme waterlaag en een veel voorkomende diepte van 0,5 tot 2 meter. Donkergroen = optimale standplaats, lichtgroen = suboptimale standplaats. Bijvoorbeeld eerste kolom: in zuur water met veel kooldioxide en een goed doorluchte bodem komen vooral Knolrus (*Juncus bulbosus*), veenmos en tot diep in het water groeiende helofyten voor.

BIOGEOCHEMISCHE PROCESSEN OP MESOSCHAAL

Op de schaal van een compleet ven komt vaak een reeks aan standplaatscondities voor en in de loop der tijd wijzigen deze geleidelijk. Zo kunnen oeverkruidvegetaties zich lang handhaven op geëxponeerde locaties, terwijl op luwe plekken vegetaties met waterlaag vullende planten zich geleidelijk ontwikkelen richting drijftillen of helofytenvegetaties. De hydrologie speelt vaak een bepalende rol in deze interne variatie, bijvoorbeeld door aanvoer van gebufferd, fosfaathoudend oppervlaktewater enerzijds en door lokale grondwaterstromen met zuur, of juist gebufferd, ijzerhoudend grondwater anderzijds. Het sturen van de onderliggende biogeochemische processen is vaak minder moeilijk dan het in eerste instantie lijkt.

Een eerste stap is het verkrijgen van inzicht in de (potentiële) variatie in ruimte en tijd, waarbij de in tabel 1 gepresenteerde vegetatiestructuren als uitgangspunt kunnen dienen. Er is gekozen voor vegetatiestructuren, omdat deze een directe binding hebben met de standplaatscondities, eenvoudig te herkennen zijn en van essentieel belang zijn als habitat voor macrofauna en als substraat voor sier- en kiezelwieren (Brook, 1981).

Gradiënten in buffering zijn eenvoudig meetbaar, maar voor een plantenkenner ook eenvoudig af te leiden uit de soortensamenstelling. Minder bekend is dat ook gradiënten in de beschikbaarheid van kooldioxide (CO₂) vaak vrij gemakkelijk waarneembaar zijn. In het vegetatie seizoen zijn deze meestal af te leiden uit de vegetatiestructuren (fig. 1, foto 2). Indien de waterlaag voedselarm en helder is, en de bodem geen toxische hoeveelheden ammonium of sulfide bevat (tabel 1), zal de waterlaag naarmate deze meer CO₂ bevat steeds verder opgevuld raken met waterplanten. Maar ook door eenvoudigweg op de structuur van het ven te letten, kan de koolstofhuishouding al aardig worden ingeschat (fig. 2). Kooldioxide komt vrij bij afbraak van organisch materiaal uit de waterbodem of wordt aangevoerd als koolzuurrijk grondwater. Daarnaast is er diffusie van CO₂ naar de atmosfeer. Grote, open wateren kennen een relatief grote afvoer naar de lucht en hebben een relatief klein contactoppervlak met randen waar grondwater kan toestromen. De CO₂ beschikbaarheid in zandwiningen is daarom vaak laag. Dat geldt ook voor grotere vennen, waarin dan ook vaak isoetiden groeien. Dat zijn ondergedoken waterplanten met een wortelrozet en een sterk

Kooldioxide (micromol/liter)

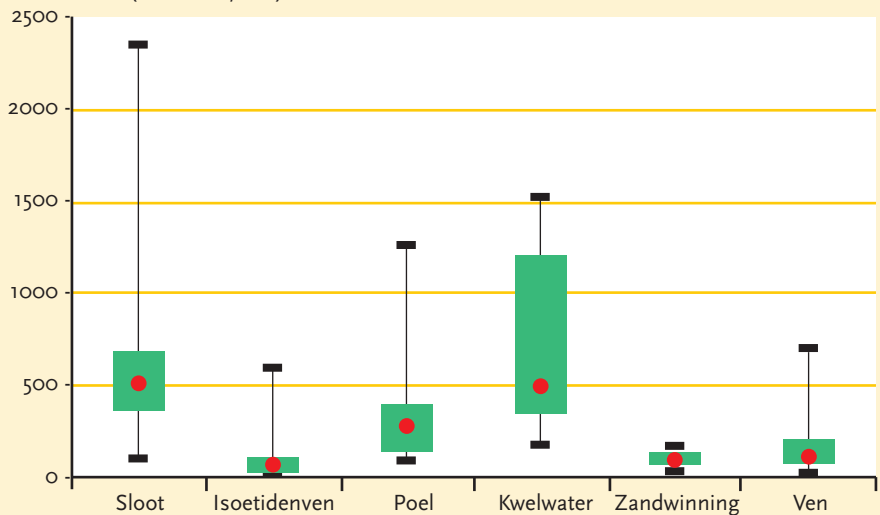


Fig. 2. Concentraties kooldioxide in de waterlaag van vijf typen wateren en van oppervlaktewater op kwelplekken. Gegevens uit meer dan 100 Nederlandse en Vlaamse wateren, uit de periode 1995-2012.

De zwarte lijnen geven de maximale range aan, de groene rechthoeken de range met de waarnemingen van het tweede en derde kwartiel, de rode punt de mediaan.

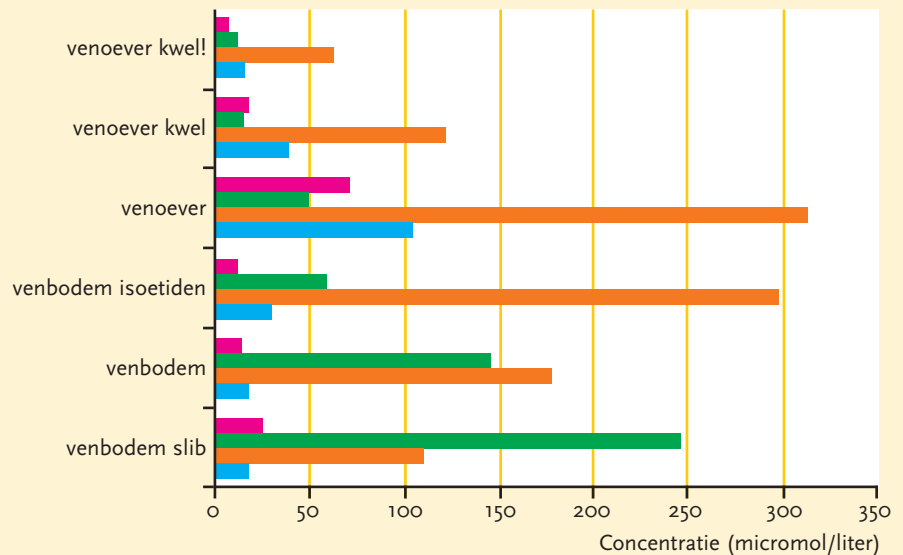


Fig. 3. Concentraties van vier ionen in het porievocht van zes typen standplaatsen in vennen; drie typen venbodem (32x slib, 40x venbodem, 20x isoetiden) en zeer ondiep grondwater uit drie typen venoevers (25x oever, 11x kwel, 12x kwel!).

Venoever kwel! = venoever waar zich zeldzame soorten bevinden die in Nederland doorgaans gebonden zijn aan kwelsituaties.

■ Nitrat ■ Ammonium ■ Sulfaat ■ Aluminium

ontwikkeld wortelstelsel zoals Oeverkruid (*Littorella uniflora*), Waterlobelia (*Lobelia dortmanna*) en Biesvarens (*Isoetes* spp.). Kleinere poelen bevatten gemiddeld meer CO₂ en de hoogste concentraties zijn gemeten in sloten (fig. 2). Deze trekken relatief veel kwelwater aan en de verliezen naar de lucht zijn klein. Ook informatie over de bodemcondities is voor een deel af te leiden uit veldwaarnemingen. Het ligt voor de hand dat sliblagen op de venbodem rijk zijn aan schadelijke gereduceerde verbindingen zoals ammonium (fig. 3, venbodem slib). In zo'n reductieve sliblaag wordt sulfaat omgezet in gif-

tige sulfiden. In het porievocht van zo'n slibbodem is de gemeten sulfaatconcentratie dan ook lager dan in een gemiddelde venbodem (fig. 3). Onder ongestoorde condities wordt eerder een venige bodem gevormd, die zelden toxische concentraties ammonium of sulfide bevat in het poriewater. In de venoever is de bodem minder reductief, omdat deze af en toe droogvalt. De zwavelconcentraties zijn hier juist hoog en de ammoniumconcentraties relatief laag. Dit wordt veroorzaakt door pyrietoxidatie waarbij sulfaat in oplossing gaat, respectievelijk door omzetting van ammonium in nitraat. Toch is een gemiddelde waarde van

50 micromol ammonium per liter nog altijd ver boven de natuurlijke waarde, en daar komt nog een gelijke hoeveelheid stikstof bij in de vorm van nitraat. Op plekken waar grondwater periodiek naar het ven toestroomt, zijn de bodemcondities beduidend gunstiger; de stikstof- en zwavelconcentraties zijn hier gemiddeld ruim 2x zo laag (fig. 3). Dergelijke locaties zijn herkenbaar aan soorten als Wilde gagel (*Myrica gale*) en Veldrus (*Juncus acutiflorus*). Dit is echter een gemiddelde; wanneer het inzijsgebied voornamelijk uit bos bestaat of beïnvloed wordt door de landbouw spoelt er juist veel nitraat uit, dat in de ondergrond ook weer sulfaat kan mobiliseren. Het toestromende grondwater is dan rijk aan nitraat en/of sulfaat. Meer bijzondere soorten lijken op de oevers met grondwateraanvoer alleen voor te komen als de stikstof- en zwavelbelasting juist erg laag is. Helaas bestaan er geen referentiemetingen van de periode vóór de luchtverontreiniging, maar de waarden komen in de buurt van waarden die in enigszins vergelijkbare wateren in schone gebieden in Ierland, Noorwegen en Frankrijk gemeten zijn. De gepresenteerde meetwaarden zijn afkomstig van groeiplaatsen van o.a. Veenbloembies (*Scheuchzeria palustris*), Draadzegge (*Carex lasiocarpa*) en Galigaan (*Cladium mariscus*). De soortensamenstelling op de venoever levert dus informatie over de interne gradiënten in bodem- en waterkwaliteit in vennen.

Van inzicht naar beheer

Het ontstane inzicht in de standplaatscondities en in de interne variatie in vennen kan gebruikt worden om deze variatie zich op natuurlijke wijze verder te laten ontwikkelen. Helaas kan dat niet zonder extra beheerinspanningen die compenseren voor met name de nog altijd te hoge stikstofdepositie en de aangetaste hydrologie in veel terreinen (Natuurmonumenten, 2012). Een verminderde kweldruk zorgt onder andere voor minder aanvoer van kooldioxide (en dus zwakkere koolstofgradiënten), ijzer (en hierdoor meer sulfidevorming en fosfaatmobilisatie) en basische kationen (en dus zwakkere buffergradiënten).

De aanvoer van stikstof via lucht en/of grondwater en de mobilisatie van fosfaat kan worden gecompenseerd door andere bronnen van fosfaat en stikstof zo veel mogelijk te verwijderen. Dit gaat helaas wel vaak ten koste van de interne variatie of van omliggende natuurwaarden. Zo kan de aanvoer van nitraat en sulfaat sterk worden gereduceerd, indien het bos in het inzijsge-

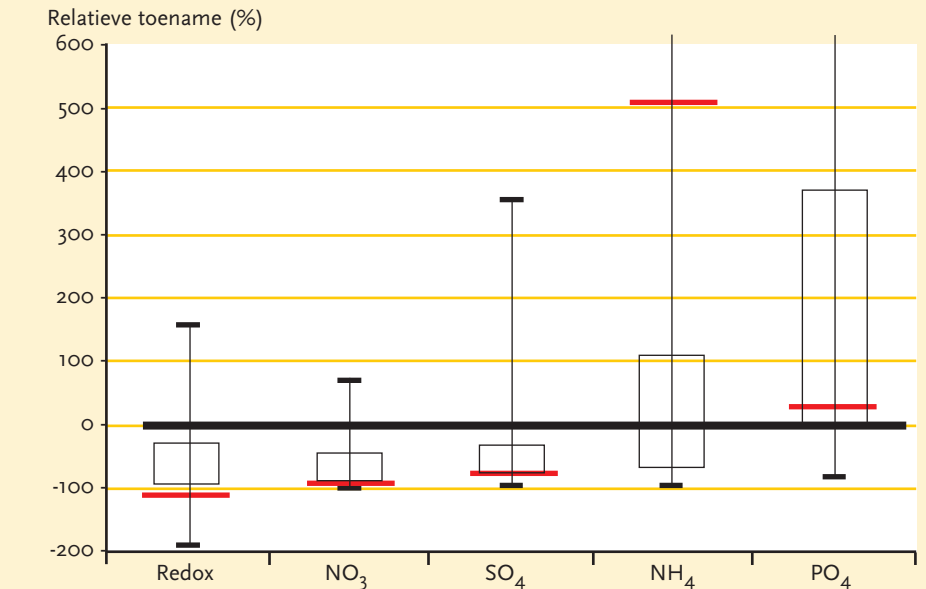


Fig. 4. Gemiddelde veranderingen in de waterbodems na verwijderen van isoetiden (rode lijn) en bij permanente inundatie (boxplots). Dit na 8 weken en in vergelijking met isoetidenrijke bodems respectievelijk droog gezette en weer vernatte bodems (zwarte nullijn). Resultaten van twee aparte proeven waarbij van 10 bodems wel en niet isoetiden zijn verwijderd en waarbij 41 bodems wel en niet tijdelijk zijn droog gezet.

bied wordt gekapt (van Mullekom et al., 2009). Bos vangt veel meer stikstof in dan een lage vegetatie: dit spoelt als nitraat uit naar het grondwater. Als er in de ondergrond gereduceerd zwavel aanwezig is, kan dit door nitraat worden omgezet in het mobiele sulfaat. Ook kan de nutriëntenbelasting laag worden gehouden door te grote aantallen watervogels (ganzen, meeuwen, eenden) te weren. In systemen met een fluctuerend waterpeil kan middels een groter oppervlak droogvallende oever de stikstofafvoer en fosfaatvastlegging worden bevorderd (fig. 4).

In vennen met steilere oevers of in systemen waar peilfluctuatie niet wenselijk is, kan hetzelfde worden bereikt door een vegetatie van isoetide waterplanten (fig. 4). Het door de bladeren geproduceerde zuurstof wordt via de wortels in de bodem gepompt, waardoor hetzelfde effect optreedt als bij droogval van de onderwaterbodems. Ammonium wordt in contact met zuurstof omgezet in nitraat. Dit nitraat wordt vervolgens omgezet in gasvormig stikstof, waardoor de stikstofverliezen de overmatige atmosferische aanvoer van stikstof ruimschoots kunnen compenseren (Risgaard-Petersen & Jensen, 1997). Ook zorgt aanvoer van zuurstof voor een betere vastlegging van fosfaat aan ijzer. In figuur 4 lijkt dit niet op te gaan voor de aanwezigheid van isoetiden, maar dat komt doordat de bodem waar de isoetiden verwijderd waren zo ijzerrijk was, dat er na verwijdering ook onder zuurstofloze condities nog een aanzienlijke fosfaatbinding plaats vond.

In vennen met een stabiel peil is vaak sprake van een doorstroomsysteem; aan één zijde van het ven vindt periodiek aanvoer van grondwater plaats en aan de andere zijde vindt inzijsing of afvoer van oppervlaktewater plaats. Deze doorstroom kan worden bevorderd door het waterpeil in het ven iets te verlagen. Zodra het waterpeil onder de stijghoogte van het omringende grondwater daalt, zal doorstroom gaan plaatsvinden. Niet alleen de oever zal hiervan profiteren (fig. 3), maar ook de waterkwaliteit in het hele ven. Het grondwater in de voor figuur 3 doorgemeten venoevers bevatte gemiddeld ongeveer 30 micromol opgelost ijzer per liter en ongeveer 1 micromol fosfaat. Ook is meer kooldioxide en buffering aanwezig in dit grondwater. Meer doorstroom betekent dus een voedselarmere ven en versterking van de interne gradiënten; althans zo lang het grondwater niet verontreinigd is met nitraat, sulfaat of fosfaat. De gradiënten in buffering, fosfaatbeschikbaarheid en koolstofbeschikbaarheid vormen de basis voor een grote variatie in soortensamenstelling en structuur van de vegetatie en ook de successie zal overal anders verlopen. Deze variatie in tijd en ruimte is op zijn beurt weer essentieel voor veel diersoorten.

Koolstofgradiënten in een ven kunnen ook worden versterkt door bijvoorbeeld de windwerking op de open delen en de geëxponeerde oevers te vergroten, maar er tegelijkertijd voor te zorgen dat luwe delen ook luw blijven. De wind veroorzaakt waterstroming aan het oppervlak en een onder-

stroom in tegengestelde richting, waardoor organische deeltjes in luwe delen bezinken en daar voor hogere CO₂ concentraties zorgen (fig. 1). Ook de watervegetatie zelf kan bijdragen aan het versterken van gradiënten, bijvoorbeeld doordat velden van diepgroeiende helofyten of ondergedoken waterplanten menging voorkomen. Op plekken met veel CO₂ kunnen zich ook drijftillen ontwikkelen uit opdrijvend organisch materiaal of uit zwevende veenmospakketten. De benodigde methaanproductie zal alleen plaatsvinden als de waterbodem zelden uitdroogt en als er geen extra sulfaat en nitraat wordt aangevoerd met grond- en oppervlaktewater.

In tegenstelling tot de stikstofdepositie is de verzurende depositie sinds 1990 sterk teruggelopen waardoor het probleem van verzuring vooral een erfenis uit het verleden is. Uit het verzuurde inzigggebied wordt zuur water zonder basische kationen nageleverd. Het weer herstellen van de basenverzadiging in dit inzigggebied is bij de huidige depositie een duurzame maatregel (Dorland et al., 2005). De sterk verminderde zuurdepositie draagt wel bij aan een nieuw probleem, in combinatie met klimaatopwarming. In slibrijke, verzuurde vennen lijkt de sliblaag momenteel door de hogere temperaturen en hogere pH versneld af te breken, waardoor eutrofiëring van de waterlaag optreedt (van Dam et al., 2013). In dergelijke gevallen wordt het kiezen tussen verwijdering van de sliblaag of accepteren van, wellicht tijdelijke, eutrofiëring. Ook kan bekalking van het inzigggebied van vennen met een dikke sliblaag in theorie bijdragen aan deze eutrofiëring, een extra reden om deze maatregel alleen uit te voeren in combinatie met het verwijderen van slib.

Van ingrijpen naar bijsturen

Met het bovenstaande hopen we duidelijk te hebben gemaakt dat ook zonder uitgebreide meetprogramma's een redelijk inzicht te verkrijgen is in de (potentiële) interne variatie in een ven en op welke processen deze is gebaseerd. Behalve ingrijpende maatregelen om de vennen voedselarm te houden, zoals het verwijderen van de hele sliblaag of het gefaseerd opschonen van de oevers, zijn er diverse andere mogelijkheden om de successie in vennen te sturen. Behoud van variatie is daarbij een belangrijk doel. Deze variatie wordt aangestuurd door verschillen in buffering en concentratie kooldioxide in de waterlaag en door de mate van doorluchting (redoxpo-

tentiaal) van de waterbodem. In het veld zijn interne gradiënten zichtbaar als verschillende vegetatiestructuren.

Door de afname van de zuurdepositie en in mindere van stikstofdepositie, en door hydrologisch herstel in het inzigggebied, is in veel vennen de noodzaak om in te grijpen gelukkig afgenomen. De successie hoeft in veel gevallen niet meer door opschonen te worden teruggezet tot een pionierstadium, maar kan worden bijgestuurd door minder ingrijpende maatregelen als gefaseerd opschonen van de oevers of aanpassen van het peilbeheer. Bij verdere verbetering van de kwaliteit van ons oppervlaktewater en verdere afname van de stikstofdepositie kan zelfs het contact met gebufferd, matig voedselarm oppervlaktewater weer worden hersteld in een aantal vennen. De interne variatie kan door deze minder ingrijpende maatregelen beter worden behouden en we hopen enkele middelen te hebben aangereikt om deze variatie zelfs te kunnen versterken. Een groot deel van de karakteristieke flora en vooral fauna zal hiervan kunnen profiteren.

Literatuur

- Bloemendaal, F.H.J.L. & J.G.M. Roelofs (eds), 1988.** Waterplanten en Waterkwaliteit. Utrecht: Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging. ISBN 90-5011-014-2
- Brook, A.J., 1981.** The Biology of Desmids. Botanical Monographs, deel 16. University of California Press.
- Brouwer, E., H. van Kleef, H. van Dam, J. Loermans, G.H.P. Arts & D. Belgers, 2009.** Effectiviteit van herstelbeheer in vennen en duinplassen op de middellange termijn. Onderzoekcentrum B-ware, Stichting Bargerveen, Alterra, Waternatuur; in opdracht van Dienst Kennis, Ministerie van LNV. Rapport nr. 2009.1
- Dam, H. van, G.H.P. Arts, R. Bijkerk, H. Boonstra, J.D.M. Belgers & A. Mertens, 2013.** Natuurkwaliteit Drentse vennen opnieuw gemeten: bijna een eeuw ecologische veranderingen. In opdracht van: Provincie Drenthe. Herman van Dam, Adviseur Natuur en Water, rapport 1010. Koeman en Bijkerk b.v., rapport 2012-076, Alterra rapport 2351.
- Dorland, E., L. van den Berg, E. Brouwer, J.G.M. Roelofs & R. Bobbink, 2005.** Catchment liming to restore Degraded, Acidified Heathlands and Moorland Pools. Restoration Ecology 13(2): 302-311.
- Maessen, M., J.G.M. Roelofs, M.J.S. Bellemakers & G.M. Verheggen, 1992.** The effects of aluminium, aluminium/calcium ratios and pH on aquatic plant species from poorly buffered environments. Aquatic Botany 43: 115-127.

Mullekom, M. van, A.J.P. Smolders, E. Brouwer, W. Geraedts & J.G.M. Roelofs, 2009. Herstel van schraalgraslanden in het Hierdense beekdal. Vakblad Natuur Bos en Landschap 6 (8): 2-7.

Natuurmonumenten, 2012. Evaluatie vennen. Uitgave: Natuurmonumenten Afdeling kwaliteitszorg, 's-Graveland.

Peters, B.W.E., E. Kater & G.W. Geerling, 2006. Cyclisch beheer in uiterwaarden - Natuur en veiligheid in de praktijk. Radboud Universiteit, Nijmegen.

Risgaard-Petersen, N. & K. Jensen, 1997. Nitrification and denitrification in the rhizosphere of the aquatic macrophyte *Lobelia dortmanna* L. Limnology and Oceanography 42: 529-537.

Schuurkes, J.A.A.R., C.J. Kok & C. den Hartog, 1986. Ammonium and nitrate uptake by aquatic plant species from poorly buffered and acidified waters. Aquatic Botany 24: 131-146.

Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen, G. van der Velde & J.G.M. Roelofs, 2006. Internal eutrophication: how it works and what to do about it; a review. Chemistry and Ecology 22: 93-111.

Summary

Biogeochemistry as a tool to maintain variation in moorland pools

The biodiversity of atlantic moorland pools and shallow softwater lakes has become seriously threatened due to acidification, eutrophication and drainage. In the past thirty years, a set of restoration measures has been developed and applied in these lakes. Also, new insight was gained in essential processes such as carbon limitation and internal eutrophication. Thus we were able to restore species rich, early phases in the development of these lakes. The focus now shifts towards the recovery of late successional stages and the restoration of the internal variation within lakes. In this article, several measures are suggested: 1) removal of nitrogen and immobilisation of phosphorus by short periods of drying or by stimulating a vegetation of isoetid macrophytes. 2) Reinforcing internal gradients in carbon availability by selective removal of organic sediments and/or high vegetation on the shores. 3) Reinforcing internal gradients in pH, nutrients and carbon by restoring groundwater quantity and quality, which may include restoration measures in the catchment area or adaptations in the water level.

Dr. E. Brouwer & Dr. E.C.H.E.T. Lucassen
Onderzoekcentrum B-ware
Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen
E.Brouwer@b-ware.eu
E.Lucassen@b-ware.eu