

Vennen herstellen gedeeltelijk van verzuring

vennen
verzuring
herstel
interne eutrofiëring
kiezelwieren

Het gevaar van interne eutrofiëring

De atmosferische depositie van stikstof- en zwavelverbindingen in Nederlandse vennen is de laatste decenia sterk afgenomen. De sulfaat- en ammoniumconcentraties en de zuurgraad in de vennen zijn verminderd, terwijl de beschikbaarheid van fosfaat is toegenomen. Kiezelwieren indiceren herstel van verzuring, maar de soortensamenstelling is door interne eutrofiëring anders dan in de referentietoestand. De stikstofdepositie is nog steeds boven de kritische belasting en zal dat ook de komende jaren blijven. Duurzaam herstel blijft daardoor problematisch.

In de jaren zeventig van de vorige eeuw bleken veel Scandinavische meren te worden verzuurd door verontreiniging met door de lucht aangevoerde zwavelverbindingen uit westelijk en centraal Europa. Dat uitte zich vooral in vissterfte. Lager in de voedselketen traden veranderingen in de hoeveelheden van algen en zoöplankton op (Almer *et al.*, 1978). Deze bevindingen stimuleerden het onderzoek naar 'zure regen' elders in Europa en in Noord-Amerika.

Ook werd begonnen met onderzoek naar de effecten op ondiepe, verzuringsgevoelige meren (vennen en duin-

meren, zie kader) in Nederland, een van de sterkst door verzuring beïnvloede landen (Leuven *et al.*, 1986; Hettelingh *et al.*, 2008). Door vergelijking van historische en recente gegevens van de Oisterwijkse vennen bleken er door verzuring belangrijke veranderingen te hebben plaatsgevonden in de samenstelling van de vegetatie en algengemeenschappen (Coesel *et al.*, 1978; Van Dam & Kooyman-van Blokland, 1978).

In 1978 werd daarom een monitoringsprogramma in een aantal vennen gestart om de effecten te volgen van het anti-verzuringsbeleid, dat met het SO₂-beleidskaderplan schoorvoetend van start ging (Ginjaar 1979). Aanvankelijk ging het alleen om de effecten van zwavelverbindingen, maar na de publicatie van het evaluatierapport (Manuel *et al.*, 1984) kwam het beleid pas goed op gang en werd er ook veel aandacht besteed aan ammoniak, dat – vooral in gebieden met intensieve veehouderij – een sterke bijdrage levert aan de verzuring. Ook het Europees beleid ging in die periode van start (UN-ECE, 1979).

Dit artikel is een samenvatting van de gedetailleerde beschrijvingen van methoden en resultaten door Van Dam & Mertens (2011). De bedoeling is om na te gaan in hoeverre herstel van de chemische en ecologische waterkwaliteit als gevolg van de uitgevoerde beleidsmaatregelen daadwerkelijk is opgetreden.

HERMAN VAN DAM &
ADRIENNE MERTENS

Dr. H. van Dam Adviseur Water en Natuur, Spyridon Louisweg 141, 1034 WR Amsterdam
herman.vandam@waternatuur.nl
Ing. A. Mertens Grontmij Nederland B.V.

Vennen

Vennen worden gevoed door de neerslag en al of niet door (zeer lokaal) toestromend grondwater. Ze zijn daardoor niet of zwak gebufferd en gevoeliger voor veranderingen in de samenstelling van de neerslag dan de meeste andere Nederlandse oppervlaktewateren. Ze liggen op de van oorsprong voedselarme zandgronden in het oosten en zuiden des lands. Door ontginning zijn veel vennen verdwenen, maar vooral in natuurgebieden zijn er nog veel over. Vanwege hun bijzondere, kwetsbare flora en fauna, gebonden aan voedselarme omstandigheden, hebben ze vaak een hoge natuurwaarde, ook in de Europese context (Schaminée *et al.*, 2010).

Foto Tjitte Jan Hogeterp
doorhetoogvandelens.nl
Davidsplassen bij Dwingeloo.

Aanpak

Tabel 1 namen, ligging en hydromorfologische eigenschappen en gemodelleerde totale zwavel- en stikstofdepositie (in kmol ha⁻¹y⁻¹) van de locaties. Drie vennen (vet) zijn jaarlijks geïnventariseerd, de rest elke vier jaar. Cursief gedrukte waarden overschrijden de kritische depositie (Arts *et al.*, 2002; Bobbink *et al.*, 2010).

Table 1 names, situation and hydromorphological properties and modelled total sulphur and nitrogen deposition (in kmol ha⁻¹y⁻¹) of locations. Yearly sampled locations are printed in bold; the rest is sampled every fourth year. Values in italics are above the critical load (Arts *et al.*, 2002, Bobbink *et al.*, 2010).

Gebied		Opp.	Diepte	S-depositie			N-depositie		
Ven	nabij	(ha)	(m)	1997	2010	2030	1997	2010	2030
<i>Drenthe</i>									
Klippo	Dwingeloo	0,5	1,1	0,35	0,22	0,23	<i>1,16</i>	0,86	0,81
Diepveen	Dwingeloo	0,8	1,2	0,35	0,22	0,23	<i>1,15</i>	<i>0,85</i>	<i>0,80</i>
Poort 2	Dwingeloo	0,02	1,3	0,35	0,22	0,23	<i>1,16</i>	<i>0,86</i>	<i>0,81</i>
Ven Echtenerzand	Ruinen	0,2	> 1	0,37	0,23	0,24	<i>1,24</i>	<i>0,93</i>	<i>0,87</i>
<i>Veluwe</i>									
Gerritsfles	Apeldoorn	6,8	1,2	0,45	0,28	0,29	1,43	1,04	0,98
Kempesfles	Harskamp	0,9	1,0	0,45	0,28	0,29	<i>1,31</i>	<i>0,95</i>	<i>0,90</i>
Deelense Was	Hoenderloo	0,5	1,3	0,51	0,31	0,33	<i>1,39</i>	<i>1,00</i>	<i>0,95</i>
<i>Brabant</i>									
Achterste Goorven	Oisterwijk	2,4	1,9	0,50	0,30	0,32	2,72	2,07	1,90
Schaapsven	Oisterwijk	1,6	1,0	0,58	0,34	0,36	<i>1,75</i>	<i>1,27</i>	<i>1,19</i>
Wolfspuutven	Oisterwijk	0,7	0,6	0,64	0,38	0,40	<i>1,58</i>	<i>1,15</i>	<i>1,08</i>
Groot Huisven	Oisterwijk	3,4	1,7	0,58	0,356	0,37	<i>1,46</i>	<i>1,06</i>	<i>0,99</i>

Locaties

Er zijn elf geïsoleerde vennen geselecteerd in beschermde natuurgebieden en een schietterrein, in regio's die verschillen in de mate van verzurende depositie: Drenthe, Veluwe en Brabant (tabel 1). De geselecteerde vennen hebben geen of slechts zeer weinig contact met grondwater. Het regenwater stagneert op ondoorlatende lagen en het neerslagoverschot stroomt ondergronds af. Alleen het Achterste Goorven heeft een afvoerslootje (naar het Voorste Goorven). Het peil fluctueert enkele decimeters met de seizoenen. In droge jaren valt in sommige vennen een groot deel van de bodem droog.

Uit literatuuronderzoek en studie van oude kaarten en archiefstukken blijkt dat de locaties verhoudingsgewijs weinig door menselijke activiteiten zijn verstoord. Wel zijn er begin 20e eeuw in de omgeving van de meeste vennen dennen geplant die overigens de laatste tien jaar deels weer verwijderd zijn. Behalve soms opschonen en plaggen van de oevers zijn er sinds 1978 geen ingrijpen-

de beheermaatregelen uitgevoerd, zoals baggeren of bekalken van het inzigtgebied.

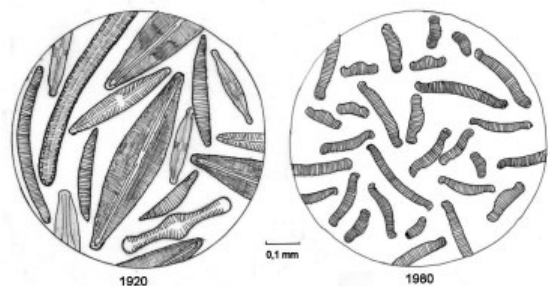
Waterchemie

De drie jaarlijks bemonsterde vennen werden vanaf 1978 elk kwartaal bemonsterd, de vierjaarlijks bemonsterde vennen in elk meetjaar ten minste één maal in de nazomer of vroege herfst. Behalve pH werden o.a. macro-ionen (waaronder sulfaat en chloride) en nutriënten (totaal-fosfaat pas vanaf 1994) geanalyseerd, tot ongeveer 2000 in het laboratorium van het Waterleidingbedrijf Midden-Nederland, daarna in de betreffende waterschapslaboratoria, zoveel mogelijk volgens NEN-standaardmethoden.

Kiezelwieren (diatomeeën)

Kiezelwieren (figuur 1) zijn hier als bioindicatoren gekozen omdat ze veel informatie geven over diverse milieufactoren, zoals zuurgraad en nutriëntenconcentraties. Omdat er in verzuringsgevoelige meertjes een paar honderd soorten kunnen voorkomen zijn ze veel gebruikt om de invloed van zure neerslag op oppervlaktewateren aan te tonen (Battarbee *et al.*, 2010).

Van alle locaties zijn oude kiezelwierenmonsters bestudeerd uit de collecties van Naturalis en Alterra, voornamelijk uit de jaren twintig van de vorige eeuw. De jaarlijks bemonsterde vennen werden vanaf 1978 jaarlijks twee maal bemonsterd en de overige vennen in de onderzoeksjaren een maal. Dit gebeurde door met een planktonnet voorzichtig door waterplanten en over de bovenste bodemlaag te gaan (figuur 2). Zo zijn ook de oude monsters destijds verzameld. Van het materiaal werden preparaten gemaakt en bestudeerd, conform Van Dam & Mertens (2010). In elk monster werden 400 exemplaren gedetermineerd volgens een consistente taxonomie, voornamelijk volgens Krammer & Lange-



Bertalot (1986-1991), waaruit de procentuele bijdrage van elke soort werd berekend. Uit de soortensamenstelling werd de pH berekend volgens Ter Braak & Van Dam (1989) en ecologische spectra volgens Van Dam & Arts (1993). De Ecologische KwaliteitsRatio (EKR) volgens de Kaderrichtlijn Water werd berekend volgens Van der Molen *et al.* (2012).

Atmosferische depositie en temperatuur

De totale verzurende depositie op vennen is nog steeds onzeker. Door het RIVM zijn modelberekeningen uitgevoerd (Arts *et al.*, 2002). De resultaten voor de hier besproken vennen zijn vermeld in tabel 1. De depositie is in Drenthe duidelijk lager dan in Brabant. De Veluwe neemt een tussenpositie in. Per regio is de depositie per ven verschillend, afhankelijk van de afstand tot lokale emissiebronnen, de grootte van het ven en de openheid van het omringende landschap. Voor stikstof worden de kritische depositiewaarden, ook in de toekomst, overschreden. Voor zwavel ligt de depositie sinds ongeveer 2000 beneden het kritische niveau.

De natte depositie van zwavelverbindingen – volgens Van Dam *et al.* (2013) is dit 50-70% van de totale depositie – is gedurende de onderzoeksperiode met 88% gedaald en die van stikstofverbindingen (70-80% van de totale depositie) met ongeveer 50% ($p < 0,001$, figuur 3). Daarnaast is de luchttemperatuur in het zomerhalfjaar



Figuur 1 vermindering van diversiteit van kiezelwieren door verzuring van vennen.

Figure 1 decrease of diatom species diversity by acidification of moorland pools.

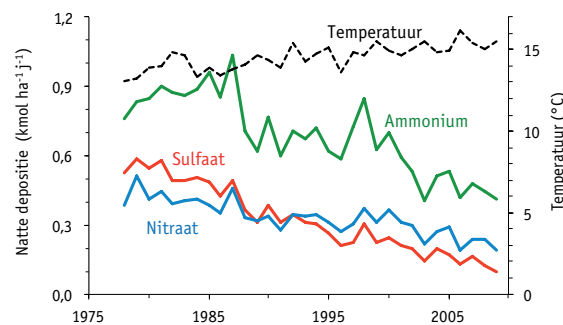
Figuur 2 bemonstering van kiezelwieren in het Achterste Goorven in 2004 (Foto: Martijn Bellemakers).

Figure 2 sampling of diatoms in Achterste Goorven in 2004 (Photo: Martijn Bellemakers).

sinds 1978 significant ($p < 0,001$) met twee graden gestegen (figuur 3). De gemiddelde watertemperatuur in vennen is 2°C hoger dan de luchttemperatuur (Van Dam & Mertens 2011).

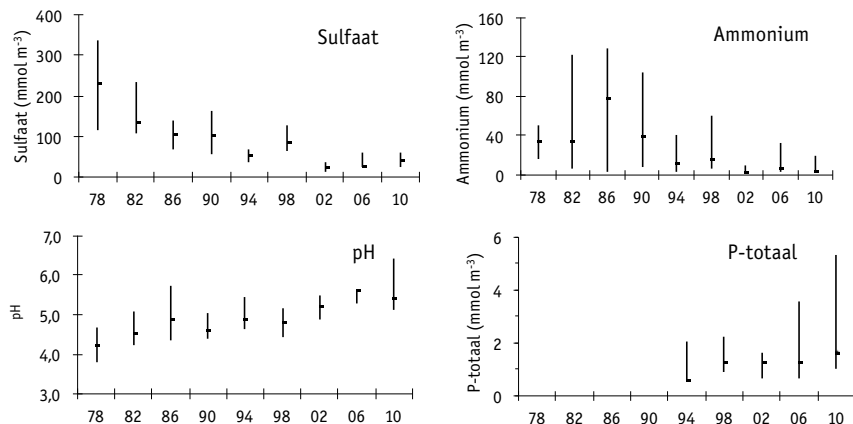
Veranderingen waterchemie

De mediane sulfaatconcentraties zijn tussen 1978 en 2010 afgenomen van 230 naar 40 mmol m^{-3} (figuur 4). In 1978 waren de concentraties uitzonderlijk hoog door oxidatie van de in het sediment geaccumuleerde (en van luchtverontreiniging afkomstige) zwavelverbindingen, nadat grote delen van de venbodems in de extreem droge



Figuur 3 gemiddelde jaarlijkse natte depositie op neerslagstations Witteveen-Valthermond, De Bilt en Gilze-Rijen (gegevens RIVM) en gemiddelde luchttemperatuur april-september in De Bilt (gegevens KNMI). Alle veranderingen zijn significant ($p < 0,001$).

Figure 3 mean annual wet deposition at precipitation monitoring stations (data: RIVM) and mean April-September air temperature in De Bilt (data: KNMI). All changes are significant ($p < 0,001$).



Figuur 4 veranderingen van mediane en 25- en 75-percentielwaarden van enkele chemische variabelen in het oppervlaktewater van 11 geïsoleerde vennen tussen 1978 en 2010. Met uitzondering van totaal-fosfaat zijn alle veranderingen significant ($p < 0,05$).

Figure 4 changes of median values and 25- and 75-percentiles of selected chemical variables in the surface water of 11 isolated shallow poorly buffered lakes between 1978 and 2010. With exception of total-phosphate all changes are significant ($p < 0,05$).

zomer van 1976 waren drooggevallen (Van Dam 1988). Geleidelijk aan nam sulfaat af en na latere droge perioden (bijvoorbeeld 1996-1997) was de toename door oxidatie veel kleiner. Gedurende perioden van verhoogde sulfaatconcentraties in het oppervlaktewater na droge zomers verloren de vensystemen sulfaat naar het grondwater bij hoge waterstanden in de winter. De gemiddelde afname van sulfaat (gecorrigeerd voor veranderingen in het biologisch vrijwel inerte chloride) in de vennen bedroeg $6,0 \text{ mmol m}^{-3} \text{ j}^{-1}$, en is daarmee veel groter dan de afname van $0,7\text{--}3,4 \text{ mmol m}^{-3} \text{ j}^{-1}$ in de diepere meren van andere Europese landen (Skjelkvåle et al., 2005). Dit verschil heeft vooral te maken met de in verhouding veel grotere invloed van de aan het sediment gebonden sulfaatreductie in de ondiepe vennen.

Ammonium was, net als in de depositie, maximaal in 1986 met een mediaan van 80 mmol m^{-3} en nam af tot waarden rond 5 mmol m^{-3} (figuur 4). De afnamesnelheid tussen 1986 en 2002 (gecorrigeerd voor chlorideveranderingen in de neerslag) bedraagt $2,4 \text{ mmol m}^{-3} \text{ j}^{-1}$. Nitraat ligt meestal beneden de detectielimiet van 4

mmol m^{-3} . De lage nitraatconcentraties zijn een gevolg van de geremde nitrificatie van ammonium bij de destijds lage pH-waarden van de vennen (Roelofs, 1983) en de kennelijk snelle denitrificatie van nitraat in de huidige situatie. In andere Europese meren is stikstofvoornamelijk aanwezig als nitraat. De afname daarvan bedraagt in Midden-Europa ongeveer $1 \text{ mmol m}^{-3} \text{ j}^{-1}$, terwijl geen verandering of zelfs toename wordt geconstateerd in de Alpen, Scandinavië en Groot-Brittannië (Skjelkvåle et al., 2005).

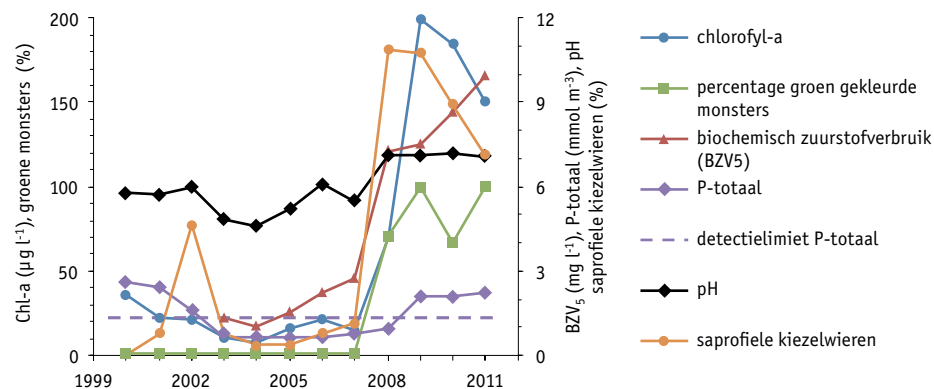
De mediane pH is toegenomen van 4,3 in 1978 tot 5,4 in 2010, parallel aan de alkaliniteit. Na correctie voor chlorideveranderingen in de neerslag is de jaarlijkse afname van de protonenconcentratie $0,7 \text{ mmol m}^{-3}$, tegen $0,0,3 \text{ mmol m}^{-3}$ in de rest van Europa (Skjelkvåle et al., 2005). De chemische samenstelling van de (ondiepe) vennen is dus aanzienlijk veranderd, veel meer dan die in de diepere zwak gebufferde meren elders in Europa. Dat is



niet alleen het gevolg van de door de beleidsmaatregelen verminderde verzurende atmosferische depositie, maar zeer waarschijnlijk ook door de sterke invloed van processen als sulfaatreductie en denitrificatie, die in het sediment plaatsvinden en sterk zijn toegenomen door de temperatuurstijging in de laatste decennia (Feijtel et al., 1989; Holmer & Storkholm, 2001; Veraart et al., 2011).

Interne eutrofiëring

Door de intensieve bacteriële afbraak van organisch materiaal is de fosfaatafgifte door het sediment toegenomen, wat tot (interne) eutrofiëring leidt (Van Kleef et al., 2010). Dat is het meest duidelijk in Kliplo, een klein ven bij Dwingeloo, dat aanvankelijk veel minder dan de overige vennen door verzuring is beïnvloed. Omdat de oevers in verhouding steil zijn blijft de bodem ook in zeer droge zomers geïnundeerd, waardoor er geen zwaveloxidatie plaatsvindt en zwavel in het sediment accu-



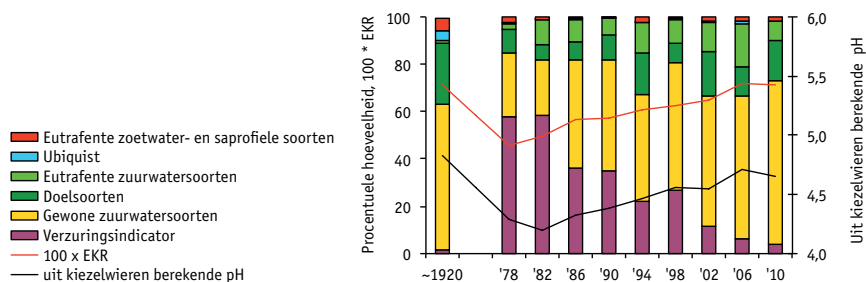
Figuur 5 veranderingen van maandelijkse gemiddelden van enkele chemische en biologische variabelen in het oppervlaktewater van Kliplo.

Figure 5 changes of annual mean monthly values of selected biological and chemical data from lake Kliplo.

muleert (Marnette & Stein, 1993). Hierdoor wordt het aan het ijzer gebonden fosfaat verdrongen: een tweede bron van interne eutrofiëring (Smolders et al., 2006). De maandelijkse metingen geven aan dat vooral sinds 2008 fosfaat uit het sediment vrijkomt. Kennelijk wordt dit meteen opgenomen door kleine groenalgen. Het water is sindsdien permanent groen gekleurd, de chlorofylconcentraties en het (nachtelijke) zuurstofverbruik zijn hoog, terwijl fosfaat in de waterlaag niet sterk toeneemt (figuur 5).

De gemiddelde pH – die in 1978-2005 varieerde tussen 4,6 en 6,1 – liep daarna op tot 7,1-7,2, met maximale waarden van 8,7 in de zomer. Ook in enkele andere vennen zijn intussen zulke hoge waarden gemeten. Het kan heel goed zijn dat de veranderingen zijn gestimuleerd door de hoge temperaturen in 2006 en 2007, de twee warmste jaren sinds het begin van de temperatuurmetingen in Nederland (www.knmi.nl). Hierdoor zal de sulfaatreductie zijn toegenomen en de zuurbufferende capaciteit (alkaliniteit) verhoogd, waardoor de pH is gestegen. Tevens veroorzaakt koolzuropname door algen pH-stijging. Ook in 68 Zuid-Nederlandse vennen zijn tekenen van interne eutrofiëring waargenomen (Van Kleef et al., 2010).

Foto **Jerry van Dijk** jerryvandijk.com. Ven in de Grootte Peel.



Figuur 6 veranderingen in de gemiddelde procentuele hoeveelheden van ecologische groepen kiezelwieren, uit kiezelwieren berekende pH en EKR in 11 geïsoleerde vennen.

Figure 6 changes of mean percentage abundance of ecological groups of diatoms, diatom-inferred pH and ecological quality ratio in 11 isolated shallow lakes.

Kiezelwieren

In 130 monsters zijn in totaal 145 soorten en variëteiten uit 6 ecologische groepen aangetroffen (figuur 6).

In de monsters van rond 1920 behoorden de meest kiezelwieren tot de gewone soorten uit zuur water, bijvoorbeeld *Frustulia saxonica*, en ook de doelsoorten, zoals *Brachysira procera*, waren goed vertegenwoordigd. Doelsoorten zijn de meer bijzondere soorten uit zwak gebufferde, voedselarme tot matig voedselarme vennen (KRW-type M12) of uit hoogveenvennen (type M26). Soorten van alkalische eutrofe wateren – eutrafente zoetwatersoorten en saprofiële soorten, bijvoorbeeld *Nitzschia paleaeformis* – waren vooral aanwezig in vennen met kleinschalige menselijke activiteiten, zoals het vangen van eenden en wassen van schapen.

In 1978 en 1982 werden de meeste vennen gedomineerd door *Eunotia exigua*, een zeer bekende indicator van antropogeen verzuurde meren, onder andere door lozing van zuur mijnwater (Say & Whitton, 1981). Vanaf 1986 namen de gewone soorten uit zuur water geleidelijk weer toe. De doelsoorten werden gedeeltelijk vervangen door een groep van soorten die karakteristiek is voor zuur, maar min of meer eutroof water, zoals *E. naegelii*. Soorten uit alkalische zoete wateren en saprofiële soorten komen in het algemeen met geringe hoeveelheden voor, maar recent zijn deze in het (intern) geëutrofeer-

de Kliplo sterk toegenomen (figuur 5). Uit multivariate analyse blijkt dat er een (net) niet-significante relatie is tussen de soortensamenstelling van alle vennen en de fosfaatconcentraties (Van Dam & Mertens 2011).

Hoewel de uit de kiezelwieren berekende pH-waarden en de EKR's weer teruggekeerd zijn tot historische waarden, geeft de veranderde soortensamenstelling aan dat er slechts gedeeltelijk sprake is van herstel. De laatste decennia zijn de vennen minder zuur, maar wel eutrofer geworden.

Ook in meren in zuidwest Finland en Groot-Brittannië is herstel van kiezelwieren in de laatste decennia waargenomen. In enkele Finse meren kwam de verzuringsindicator *Eunotia exigua* in 2001 veel minder voor dan in 1985. De gemiddelde uit kiezelwieren berekende pH steeg van 5,6 tot 6,1 (Kwandrans, 2007). In de twaalf meren van het UK Acid Monitoring Network trad tussen 1988 en 2008 een significant chemisch en biologisch herstel op, maar de meeste meren zijn nog ver van de referentiesituatie verwijderd (Kernan et al., 2010; Battarbee et al., 2012). De (diepere) meren in het UK zijn echter minder verzuurd dan de ondiepe Nederlandse vennen, zoals blijkt uit de veel lagere hoeveelheden van *E. exigua*. En enkele soorten – in Nederland geclassificeerd als doelsoorten – die zeldzaam waren in de referentiemonsters uit Groot-Brittannië, komen in recente monster algemener voor. Mogelijk kan dit worden toegeschreven aan (lichte) eutrofiëring door atmosferische depositie van stikstofverbindingen (Kernan et al., 2010). In negen van tien Zuid-Zweedse meren indiceerden de chemische gegevens herstel van verzuring tussen 1984 en 1997, maar de kiezelwieren niet (Ek & Korsman 2001). De buitenlandse meren worden kortom net als de vennen minder zuur, maar de ontwikkeling van de kiezelwieren duidt niet op ernstige eutrofiëring door toegenomen sedimentafbraak.

Conclusies

Dankzij (inter)nationale beleidsmaatregelen (VROM, 1976; UN-ECE, 1999) is de atmosferische depositie van stikstof- en zwavelverbindingen in Nederlandse vennen de laatste drie decennia met respectievelijk 50 en 90% afgenomen. Tegelijkertijd zijn de sulfaat- en ammoniumconcentraties in de vennen sterk verminderd, veel sneller dan in diepe meren elders in Europa. Dat kan worden verklaard uit de in het sediment plaatsvindende processen van sulfaatreductie en denitrificatie. De toegenomen afbraak van het sediment, ook versterkt door klimaatverandering, zal interne eutrofiëring met fosfaat hebben veroorzaakt, vooral in vennen met steile oevers, waar het sediment in droge jaren niet droogvalt. De kiezelwieren indiceren herstel van de verzuring sinds de jaren tachtig van de vorige eeuw, maar de soortensamenstelling is anders dan in de referentietoestand, als gevolg van interne eutrofiëring.

De nutriënten zijn opgeslagen in het sediment, als een ongewenste erfenis van de atmosferische depositie in het verleden. Zorgvuldige verwijdering van het sediment (baggeren) zou verdere eutrofiëring kunnen voorkomen. Echter, dit is geen duurzame maatregel, zolang de atmosferische stikstofdepositie ruim boven de kritische belasting blijft. De atmosferische depositie in 2030 zal slechts 10-15% lager zijn dan de huidige (Velders *et al.*, 2012). Bovendien is het de vraag of het middel hier niet erger is dan de kwaal: de in het sediment plaatsvindende sulfaatreductie en denitrificatie, die de concentraties van zwavel- en stikstofverbindingen verlagen zullen immers sterk afnemen door baggeren. Een minder rigoureuze maatregel is wellicht het tijdelijk droogpompen van vennen. Hierdoor wordt fosfaat vastgelegd en kan stikstof deels worden afgevoerd (Westendorp *et al.*, 2012). Dat is na een aantal droge zomers in vennen met zwak hellende oevers al op natuurlijke wijze gebeurd.

Foto **Marije Louwsma**.
Deelense Was.



Een goed ven hoort op de wind te liggen (Van Dam, 1987). Bomen en struiken rond het ven verhogen de droge depositie van zwavel- en stikstofverbindingen en verhogen de concentraties daarvan in lokaal toestromend grondwater. Bovendien veroorzaken bomen tot aan de waterand oevererosie (Murgatroyd & Ternan, 1983), waardoor de oevers steeds steiler worden en het positieve effect van droogvallen op de fosfaatvastlegging en stikstofafvoer wordt verminderd. Verder verwijderd windwerking de organische deeltjes op de aan de wind geëxponeerde plaatsen, die bezinken op luwe plekken, waardoor de voor de plantengroei belangrijke koolstofgradiënten in stand blijven (Brouwer & Lucassen 2013). Daarom is het gewenst om eventuele bomen en struiken zoveel mogelijk te verwijderen. Het treffen van maatregelen is echter maatwerk per locatie, waarbij eerst de te verwachten effecten goed in kaart gebracht moeten worden.

Summary

Partial recovery of moorland pools from acidification: the danger of internal eutrophication

Herman van Dam & Adrienne Mertens

moorland pools, acidification, recovery, internal eutrophication, diatoms

Recovery of acidification was monitored by regular sampling of surface water chemistry and diatoms in 11 shallow isolated Dutch moorland pools between 1978 and 2010. Atmospheric sulphur deposition declined by nearly 90% and that of nitrogen by about 50%.

Sulphate and ammonium concentrations decreased and pH increased. Particularly in pools with permanently inundated sediments large amounts of reduced sulphur is stored in the bottom, promoting the release of phosphate and the bloom of green algae. The processes are enhanced by the increase of the water temperature (2°C).

Het lijkt alsof de chemie en de algen in de vennen zich sneller aanpassen aan de verminderde depositie dan terrestrische organismen.

Totstandkoming

Dit artikel is gebaseerd op een Engelstalig artikel (Van Dam & Mertens 2013). Het achterliggende onderzoek is gefinancierd door de Provincie Drenthe, de Waterschappen Reest & Wieden, Vallei & Veluwe, De Dommel, Grontmij en de Adviseur Water en Natuur. Staatsbosbeheer, Natuurmonumenten, Brabants Landschap en het Ministerie van Defensie verleenden toegang tot hun terreinen. Het RIVM (Dr. E. van der Swaluw) verschaftte gegevens over de neerslagsamenstelling. Prof. Dr. R.W. Battarbee (UCL, Londen), Dr. E. Brouwer (Onderzoekcentrum B-WARE) en twee anonieme referenten gaven commentaar op het manuscript.

Diatom samples from 1978 were dominated by acidification indicators, which declined gradually until 2010. They were replaced by common acid water species, low alkalinity species and eutraphentic acid water species. The latter ones were scarcely present in reference samples from the 1920s.

Chemical and biological changes in the Dutch pools are more prominent than those in other European soft water lakes, probably due to their shallowness and consequently the greater impact of sediment associated processes on surface water chemistry.

Definitive recovery is not possible in due time, as the nitrogen deposition will be above the critical load in the next few decades. Locally dry deposition may be reduced by cutting near-shore trees. Chopping of trees also contributes to decreased bank erosion and, indirectly, to immobilization of phosphate and removal of nitrogen. Also temporary drainage may reduce nutrient concentrations.

Literatuur

- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström & E. Hornström, 1978.** Sulfur pollution and the aquatic ecosystem. In: J.O. Nriagu (Ed.). Sulfur in the environment. II. Ecological impact. New York. Wiley.
- Arts, G.H.P., H. van Dam, F.G. Wortelboer, P.W.M. van Beers & J.D.M. Belgers, 2002.** De toestand van het Nederlandse ven. Wageningen/Amsterdam/Bilthoven. Alterra/ AquaSense/ RIVM.
- Battarbee, R.W., D.F. Charles, C. Bigler, B.F. Cumming & I. Renberg, 2010.** Diatoms as indicators of surface-water acidity. In: J.P. Smol & E.F. Stoermer (Eds.). The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences (2nd ed.). Cambridge. Cambridge University Press.
- Battarbee, R.W., G.L. Simpson, E.M. Shilland, R.J. Flower, A. Kreiser, H. Yang & G. Clarke, 2012.** Recovery of UK lakes from acidification: An assessment using combined palaeoecological and contemporary diatom assemblage data. *Ecological Indicators*, 10.1016/j.ecolind.2012.10.024.
- Bobbink, R., H. Tomassen, M. Weijters & J.P. Hettelingh, 2010.** Revisie en update van kritische N-depositiewaarden voor Europese natuur. *De Levende Natuur* 111: 254-258.
- Braak, C.J.F. ter & H. van Dam, 1989.** Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178: 209-223.
- Brouwer, E. & E.C.H.E.T. Lucassen, 2013.** Behoud van variatie in vennen met behulp van biogeochemische inzichten. *De Levende Natuur* 114: 146-151.
- Coesel, P.F.M., R. Kwakkestein & A. Verschoor, 1978.** Oligotrophication and eutrophication tendencies in some Dutch moorland pools, as reflected in their desmid flora. *Hydrobiologia* 61: 21-31.
- Dam, H. van, 1987.** Verzuring van vennen: een tijdsverschijnsel. Proefschrift Landbouwniversiteit, Wageningen.
- Dam, H. van, 1988.** Acidification of three moorland pools in The Netherlands by acid precipitation and extreme drought periods over seven decades. *Freshwater Biology* 20: 157-176.
- Dam, H. van & G.H.P. Arts, 1993.** Ecologische veranderingen in Drentse vennen sinds 1900 door menselijke beïnvloeding en beheer. Assen/Leersum /De Bilt. Provincie Drenthe/DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek/Grontmij.
- 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. Amsterdam/Haren/Wageningen. Adviseur Water en Natuur/Koeman en Bijkerk/Alterra.
- Dam, H. van & H. Kooyman-van Blokland, 1978.** Man-made changes in some Dutch moorland pools, as reflected by historical and recent data about diatoms and macrophytes. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 63: 587-607.
- Dam, H. van & A. Mertens, 2010.** Kiezelwieren. In: R. Bijkerk (red.). *Handboek hydrobiologie*. STOWA, Amersfoort.
- Dam, H. van & A. Mertens, 2011.** Monitoring herstel verzuring en klimaatverandering vennen 1978-2010: temperatuur, hydrologie, chemie, kiezelwieren. Amsterdam. Adviseur Water en Natuur.
- Dam, H. van & A. Mertens, 2013.** Partial recovery of shallow acid-sensitive lakes from acidification. *Environmental Scientist* 22(2): 36-40.
- 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. Amsterdam/Haren/Wageningen. Adviseur Water en Natuur/Koeman en Bijkerk bv/ Alterra.
- Ek, A.S. & T. Korsman, 2001.** A paleolimnological assessment of the effects of post-1970 reduction of sulfur deposition in Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 1692-1700.
- Feijtel, T.C., Y. Salingar, C.A. Hordijk, J.P.R.A. Sweerts, N. van Breemen & T.E. Cappenberg, 1989.** Sulfur cycling in a Dutch moorland pool under elevated atmospheric S-deposition. *Water, Air, and Soil Pollution* 44: 215-234.
- Ginjaar, L. 1979.** SO₂-beleidskaderplan. Tweede Kamer der Staten-Generaal. Zitting 1979-1980 (15834). Den Haag. Staatsuitgeverij.
- Hettelingh, J.P., H. Posch & J. Slootweg, 2008.** Critical load, dynamic modelling and impact assessment in Europe. Bilthoven. Netherlands Environmental Assessment Agency.
- Holmer, M. & P. Storkholm, 2001.** Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. *Freshwater Biology* 46: 431-451.
- Kernan, M., R.W. Battarbee, C.J. Curtis, D.T. Monteith & E.M. Shilland (Eds.), 2010.** Recovery of lakes and streams in the UK from the effects of acid rain. UK Acid Waters Monitoring Network 20 year interpretative report. London. Environmental Change Research Centre, University College London.
- Kleef, H.H. van, E. Brouwer, R.S.E.W. Leuven, H. van Dam, A. de Vries-Brock, G. van der Velde & H. Esselink, 2010.** Effects of reduced nitrogen and sulphur deposition on the water chemistry of moorland pools. *Environmental Pollution* 158: 2679-2685.
- Krammer, K. & H. Lange-Bertalot, 1986-1991.** Bacillariophyceae. In: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig & D. Mollenhauer (Eds.). *Süßwasserflora von Mitteleuropa* 2/1-4. Stuttgart. Fischer.
- Kwandrans, J., 2007.** Diversity and ecology of benthic diatom com-

munities in relation to acidity, acidification and recovery of lakes and rivers. Diatom Monographs 9. Ruggell. Gantner Verlag.

Leuven, R.S.E.W., G.H.P. Arts & J.A.A.R. Schuurkes (red.), 1986. Waterverzuring in Nederland en België, oorzaken, effecten en beleid. Nijmegen. Laboratorium voor Aquatische Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen.

Manuel, A.R., R.M. van Aalst, H. Bastiaens, A.H.M. Bresser, A. Don & J. Zoetelief, 1984. Verzuring door atmosferische depositie - evaluatierapport. Publikatierreeks Milieubeheer 84/2.

Marnette, E.C.L. & A. Stein, 1993. Spatial variability of chemical compounds related to S-cycling in two moorland pools. Water Research 27: 1003-1012.

Molen, D.T. van der, R. Pot, C.H.M. Evers & L. van Nieuwerburgh (red.), 2012. Referenties en maatlatten voor natuurlijke watertypen voor de Kaderrichtlijn Water 2015-2021. Amersfoort. STOWA.

Murgatroyd, A.L. & J.L. Ternan, 1983. The impact of afforestation on stream bank erosion and channel form. Earth Surface Processes and Landforms 8: 357-369.

Roelofs, J.G.M., 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in The Netherlands. I. Field observations. Aquatic Botany 17: 139-155.

Say, P.J. & B.A. Whitton (eds.), 1981. Heavy metals in northern England, environmental and biological aspects. Department of Botany, University of Durham.

Schaminée, J.H.J., J.G.H.P. Dirx & J.A.M. Jansen, 2010. Grenzeloze natuur: de internationale betekenis van Nederland voor soorten, ecosystemen en landschappen. Zeist. KNNV Uitgeverij.

Skjelkvåle, B.L., J. Stoddard, D.S. Jeffries, K. Torseth, T. Hogåsen, J. Bowman, J., Mannio, D.T. Monteith, R. Mosello, M. Rogora, D. Rzychon, J. Vesely, J., Wieting, A. Wilander & A. Worsztynowicz, 2005. Regional scale evidence for improvements in surface water chemistry 1990-2001. Environmental Pollution 137: 165-176.

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

UN-ECE, 1979. Geneva Convention on Long-range Transboundary Air Pollution.

UN-ECE, 1999. Protocol to the 1979 Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution to Abate Acidification, Eutrophication and Ground-Level Ozone.

Velders, G.J.M., J.M.M. Aben, B.A. Jimmink, G.P. Geilenkirchen, E. van der Swaluw, W.J. de Vries, J. Wesseling & M.C. van Zanten, 2012. Grootchalige concentratie- en depositiekaarten Nederland. Bilthoven. RIVM.

Veraart, A.J., J.J.M. de Klein & M. Scheffer, 2011. Warming can boost denitrification disproportionately due to altered oxygen dynamics. PLoS ONE 6(3. e18508).

VROM 1976. Indicatief meerjarenprogramma 1976-1980 ter bestrijding van de luchtverontreiniging. Tweede Kamer der Staten-Generaal, Zitting 1976-1977 14314(1/2).

Westendorp, P.J., R. Loeb, G. Roskam, E.C.H.E.T. Lucassen, M. Thannhauser, F. Ebbens, H. Hut & A.J.P. Smolders, 2012. Tijdelijke droogval als waterkwaliteitsmaatregel. Amersfoort. STOWA.



Foto Tjitte Jan Hogeterp
doorhetoogvandemens.nl.
Ven bij Dwingeloo.