

Herstelbeheer in het heidelandschap: effectiviteit, knelpunten en duurzaamheid

Roland Bobbink ¹, Emiel Brouwer ², Johan ten Hoopen ³ & Edu Dorland ¹



Foto R. Bobbink

Herstelbeheer in het heidelandschap:
effectiviteit, knelpunten en duurzaamheid

- 1 Leerstoelgroep Landschapsecologie, Faculteit Biologie, Universiteit Utrecht, Postbus 800.84, 3508 TB Utrecht (R.Bobbink@bio.uu.nl & E.Dorland@bio.uu.nl)
- 2 Leerstoelgroep Aquatische Ecologie en Milieubiologie, Radboud Universiteit Nijmegen, Toernooiveld 1, 6525 ED, Nijmegen (Emielb@sci.kun.nl)
- 3 Landschap Overijssel, Huis De Horte, Poppenallee 39, 7722 KW Dalfsen (J.TenHoopen@landschap-ov.nl)

Samenvatting

In deze bijdrage staat de effectiviteit van effectgerichte maatregelen (EGM) in het heidelandschap centraal. De ecologische positie van de verschillende onderdelen in dit landschap en hun gevoeligheid voor de Ver-thema's is eerst kort geschetst. Zowel zwak tot zeer zwak gebufferde wateren, en droge en natte soortenrijke heischrale milieus komen aan bod, waarbij is voortgebouwd op de kennis van het OBN-onderzoek uit de periode 1989 -'96.

In het heidelandschap komen op veel plaatsen kleine, ondiepe wateren voor, die meestal zuur, maar soms (zeer) zwak gebufferd zijn. Dit laatste type is behalve voor vermessing ook zeer gevoelig voor verzuring, en daardoor in de tweede helft van de vorige eeuw sterk aangetast. Het verwijderen van het slib, gevolgd door gedoseerde inlaat van gebufferd grondwater, is een prima maatregel gebleken om de oorspronkelijke bodem- en watercondities te herstellen, met name de buffercapaciteit en de mate en vorm waarin stikstof en koolstof beschikbaar zijn. Op aldus herstelde locaties keerden kenmerkende plantensoorten massaal terug; voor het eerst sinds decennia zijn er nu weer vennen in Nederland met een roze waas van tienduizenden *Waterlobelia*'s.

Beperkte verspreidingsmogelijkheden in het gefragmenteerde Nederlandse landschap kunnen een belemmering zijn voor volledig herstel na EGM. Zo is gebleken dat na herstel van de abiotiek van aangetaste droge heischrale milieus via kleinschalig plaggen en indien nodig bekalking, veel verdwenen doelsoorten toch niet terug kwamen. Uit herintroductie-experimenten is nu duidelijk geworden dat deze soorten op deze herstelde locaties kunnen kiemen en zich permanent kunnen vestigen. De afwezigheid van vitale zaden en het ontbreken van goede verspreidingsmogelijkheden belemmert dus inderdaad het herstel van deze vegetatie ernstig.

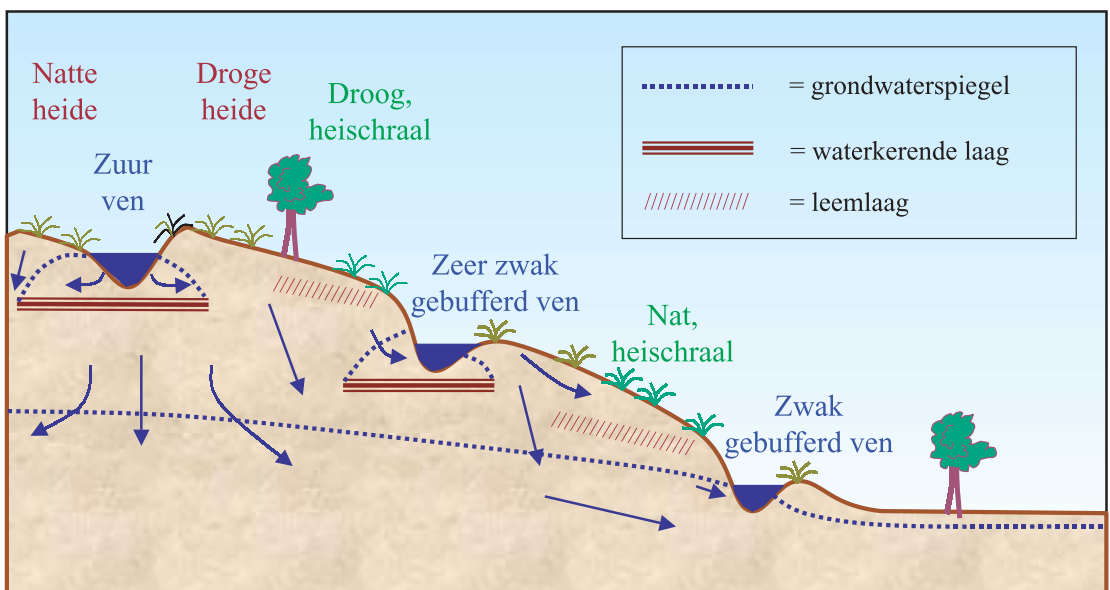
Soortenrijke natte heiden waren vaak aanwezig rond de oevers van (zeer) zwak gebufferde heidevennen. Volledig vegetatieherstel van dit ecosystemencomplex blijkt moeilijk, wanneer de lokale kwelstroom verzuurd is. In najaar 1997 is daarom onderzoek gestart om via bekalking van het inzigtgebied ("catchment liming") zowel de wateren als de omliggende natte heiden te herstellen. Gevonden is dat de abiotiek binnen 2-3 jaar sterk verbetert en zwakgebufferde omstandigheden weer worden aangetroffen, zowel in de natte heidebodem als het oppervlaktewater. De nog aanwezige waterplanten van zeer zwak gebufferd water reageerden hierop snel en positief, terwijl in de natte heide een aantal doelsoorten in bedekking toeneemt, maar hervestiging van verdwenen soorten is (nog) niet gevonden.

In enkele tientallen onderzochte wateren en heischrale milieus is herstelbeheer in het kader van EGM nu meer dan 10 jaar geleden uitgevoerd. Mede dankzij een zorgvuldig vervolgbeheer houden de herstelde en goed ontwikkelde vegetatiecomplexen goed stand, en zijn nog altijd veel kenmerkende doelsoorten aanwezig. Ook is hierbij geconstateerd dat door de sterk verminderde atmosferische depositie, de herstelde ecosystemen veel minder snel herverzuren en dat ook de vermestingsnelheid in het laatste decennium duidelijk afneemt. Hierdoor wordt de duurzaamheid van OBN steeds groter! Tenslotte wordt aanbevolen om in de toekomst bij OBN in het heidelandschap meer aandacht te besteden aan de heidefauna, het herstel van stuifzand, het al of niet terugkomen van kenmerkende (korst)mossen en het landschapspectief.

Inleiding

Sinds de start van de zogenaamde effectgerichte maatregelen (EGM) in 1989 is onder leiding van twee deskundigenteams uitgebreid onderzoek uitgevoerd naar het herstel van natuurwaarden in het heidelandschap, waarbij eerst voor zo ver nodig aandacht is besteed aan het ontrafelen van sturende factoren en processen. Het is niet verbazingwekkend dat in eerste instantie veel aandacht is besteed aan dit deel van Nederland. Hier komen immers veel landschapselementen voor die gevoelig tot zeer gevoelig zijn voor de negatieve effecten van verzuring en/of vermesting (Bobbink & Lamers, 1999), de twee Ver-thema's waar effectgerichte maatregelen oorspronkelijk door LNV voor zijn opgezet. Sinds de incorporatie in 1995 van deze effectgerichte maatregelen in het Overlevingsplan Bos en Natuur, nu

Figuur 1. Schematische weergave van het Nederlandse heidelandschap, met kenmerkende aquatische en terrestrische landschapselementen.



kortweg OBN genoemd, is ook verdroging of verlaging van de grondwaterstand als belangrijke degraderende invloed van het menselijk handelen erbij betrokken.

In het Nederlandse heidelandschap op de Pleistocene zandgronden komt een veelheid van landschapselementen voor. De hoger gelegen inzigggebieden worden vooral gekenmerkt door zure, ongebufferde ecosystemen als droge en natte heiden en zure vennen met al of niet spontane hoogveenontwikkeling. De soortensamenstelling van deze systemen is wel karakteristiek, maar relatief arm aan soorten. Op de randen en richting beekdalen, of op plaatsen met meer leem in de bodem, wordt de capaciteit van de bodem om zuur te neutraliseren (de buffercapaciteit) steeds groter, wat zich uit in zwak tot zeer zwak gebufferde wateren en meer soortenrijke droge en natte heischrale milieus (Fig. 1). Hoewel deze, juist wat meer gebufferde ecosystemen qua oppervlakte minder dan 10% van het landschap innemen, zijn of, helaas, waren het wel de meest diverse delen van het heidelandschap, zowel wat plant als dier betreft (De Smidt, 1981). Uiteraard is deze indeling schematisch, maar wel van belang voor een goede analyse van de oorzaken van de achteruitgang en de mogelijkheid of onmogelijkheid van eventueel herstelbeheer. Naast genoemde ecosystemen komen op de Pleistocene zandgronden in nauwe samenhang met het heidelandschap ook verschillende typen bos voor; het herstelbeheer in deze terreindelen wordt elders besproken in dit symposiumverslag (Kuyper *et al.*, 2004). Voor eventueel herstelbeheer in (vastgelegd) stuifzand wordt verwezen naar het recent verschenen OBN-preadvies Stuifzanden (Bakker *et al.*, 2003).

Het is uiteraard onmogelijk om in dit verhaal een volledig overzicht te geven van alle resultaten die in het onderzoek naar herstelbeheer in het heidelandschap door twee OBN-deskundigenteams (Zwakgebufferde oppervlaktewateren & Droge en vochtige schraallanden [tot 2001: Droge en vochtige schraallanden, heiden en kalkgraslanden geheten]) en in meer dan 12 jaar zijn bereikt. Daarom wordt in dit hoofdstuk slechts summier ingegaan op die gegevens betreffende de effectiviteit van herstelbeheer, die al ruimschoots voor het voetlicht zijn gekomen in voorgaande OBN-symposia of in allerlei samenvattende rapporten, artikelen of folders. Eerst wordt aandacht besteed aan nieuw gevonden resultaten betreffende knelpunten in het herstelbeheer van biodiversiteit in het heidelandschap, zowel in aquatische als terrestrische terreindelen. Daarna wordt de effectiviteit van een nieuwe maatregel, namelijk herstel op landschapschaal via bekalking van het inzigggebied, geschetst. Vervolgens worden de lange-termijn effecten van uitgevoerde maatregelen beschreven, wat nu goed mogelijk is, aangezien veel experimentele herstelmaatregelen al meer dan 10 jaar geleden voor het eerst zijn uitgevoerd. Daardoor kan ook iets geconcludeerd worden over de duurzaamheid van deze OBN-herstelmaatregelen. Uiteraard wordt dit verhaal besloten met enkele slotopmerkingen en een korte toekomstvisie van OBN in het heidelandschap.

Herstelbeheer van wateren in het heidelandschap

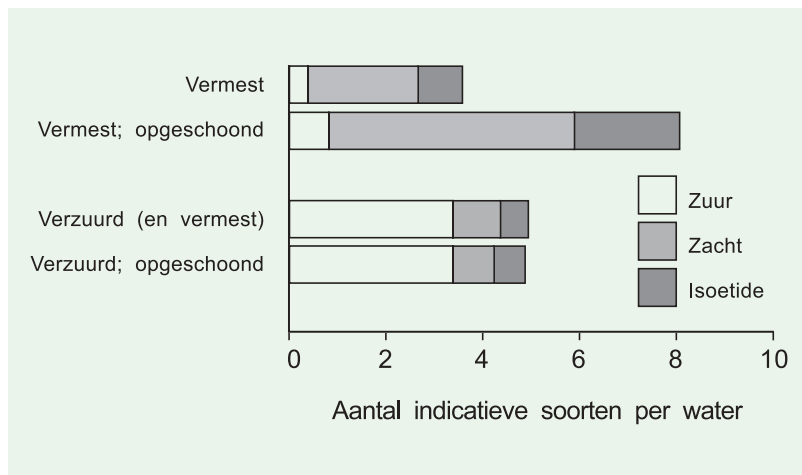
In het Nederlandse heidelandschap komen op veel plaatsen vennen of andere wateren voor. Deze wateren zijn van origine veelal hydrologisch geïsoleerd of gevoed door lokaal kwelwater, vaak ondiep (< 3 m) en relatief klein (< 100 ha). De waterlaag is voedselarm en niet of maar weinig gebufferd. Hierdoor zijn ze zeer gevoelig voor verzuring en vermessing; veel van deze wateren behoren wat dit betreft tot de meest gevoelige ecosystemen van Europa (Roelofs, 1986; Bobbink *et al.*, 2003). Globaal kunnen de kenmerkende wateren van het heidelandschap in een drietal hoofdgroepen worden ingedeeld: zure heidevennen (met of zonder hoogveenverlandings), zeer zwak gebufferde wateren en zwak gebufferde wateren (o.a. Brouwer *et al.*, 1998; Arts *et al.*, 2002). Uiteraard heeft ieder van deze hoofdgroepen een kenmerkende begroeiing met, veelal ernstig bedreigde, waterplanten en, soms sterk verschillende, sturende factoren en processen. Het aandeel bedreigde soorten waterplanten uit de twee laatst genoemde hoofdgroepen is zowel op nationale als Europese schaal erg hoog, namelijk respectievelijk 70 en 50 % van het totaal aantal soorten (Brouwer *et al.*, 1996).

Uitgebreid EGM/OBN onderzoek uit de periode 1989 tot 1997 heeft geleid tot een set van herstelmaatregelen die abiotiek en biodiversiteit in door verzuring of vermessing aangetaste systemen kunnen herstellen. De resultaten hiervan zijn ondermeer vastgelegd in twee OBN-eindrapporten (Bellemakers *et al.*, 1993; Brouwer *et al.*, 1996), in de twee OBN-symposiumverslagen (Cals *et al.*, 1993; Brouwer *et al.*, 1998) en een samenvatting met sleutel voor het beheer (Arts & van Duinhoven, 2000). Dit alles maakt het nu goed mogelijk de toestand van het ven of water vooraf vast te stellen ('diagnose') en dan de daarbij aansluitende herstelmaatregel te selecteren. Gebleken is dat in van nature al zure heidevennen die verder verzuurd zijn, beter **geen herstelbeheer** kan worden uitgevoerd, uitgezonderd lokaal een lichte bekalking voor het op peil houden van populaties van bedreigde amfibieën (o.a. Heikikker) en macrofauna en het kleinschalig plaggen van de oevers voor het herstel van natte, zure heide. De soortenrijke waterplantenvegetatie van **gedegradeerde, zwakgebufferde wateren**, die niet gevoelig zijn voor (her)verzuring, bleek daarentegen wel goed te herstellen door het **verwijderen van de sliblaag** en het plaggen en vrijstellen van de oevers (Brouwer *et al.*, 1996 & 1998). Zo is 5 jaar na uitvoering de verbreiding en aantallen kenmerkende waterplanten uit het zwak gebufferd milieu (isoëtide of niet) in de vijf onderzochte natuurgebieden van deze hoofdgroep sterk toegenomen (Fig. 2).

Knelpunt: (her)verzuring van wateren

Een knelpunt in het herstel van gedegradeerde (zeer) zwak gebufferde wateren vormen de maatregelen in al verzuurde of verzuringsgevoelige wateren (Bobbink *et al.*, 1996; Brouwer *et al.*, 1996). Vele tientallen herstelprojecten, waarbij de

Figuur 2.
Gemiddeld aantal indicatorsoorten aangetroffen in vijf vermeste, niet verzuringsgevoelige en in zes verzuurde of verzuringsgevoelige wateren, voor en 5 jaar na uitvoering van EGM (verwijderen van de sliblaag) in referentieprojecten. Soorten van zuur water, isoëtide soorten of overige zachtwatermacrofyten zijn apart aangegeven.



sliblaag verwijderd werd, leverden teleurstellende resultaten op als gevolg van het onvoldoende bestrijden van (her)verzuring, hoewel al uit het onderzoek in EGM-referentieterrijnen duidelijk was geworden dat opschonen zonder aanvullende anti-verzuringsmaatregel, geen duurzame toename van de kenmerkende waterplanten opleverde (Fig. 2). In principe zijn er drie mogelijkheden om de buffercapaciteit van een ven of water te herstellen: a) directe toevoer van bufferstoffen (“bekalking”) van de waterlaag, b) inlaat van schoon, maar gebufferd (grond)water en c) bekalking van het inzigggebied, waardoor het verzuurde zeer lokale kwelwater weer licht gebufferd wordt. Zoals al eerder aangetoond in binnen- en buitenland bleek op iets langere termijn (> 3-4 jaar) directe bekalking geen optie te zijn, omdat een groot deel van de kalk niet oplost en na uitzakken op het sediment of de opgeschoonde waterbodem terecht kwam, en daarmee zogenaamde interne eutrofiëring van het systeem veroorzaakte (o.a. Bellemakers *et al.*, 1993; Roelofs *et al.*, 1995; Brouwer *et al.*, 2000). Daarom wordt in deze bijdrage uitgebreid ingegaan op het herstel van (zeer) zwak gebufferde wateren in combinatie met inlaat van gebufferd water of bekalking van het inzigggebied (zie later) als anti-verzuringsmaatregel.

Inlaat van gebufferd, voedselarm grondwater als herstelmaatregel

Bij het duurzaam herstel van verzuringsgevoelige wateren is het dus van groot belang om, na verwijdering van het slib, de buffercapaciteit te herstellen en/of op peil te houden. Verwijdering van organisch materiaal en voorzuivering van inlaatwater bleek in het verzuringsgevoelige Beuven een zeer succesvolle maatregelcombinatie om het voedselarme ven te herstellen en geleidelijke verzuring te voorkomen (o.a. Bellemakers *et al.*, 1993; Brouwer *et al.*, 1996). Echter, veel verzuringsgevoelige wateren zijn reeds verzuurd en vaak is schoon, gebufferd oppervlaktewater niet voorhanden. Daarom zijn de mogelijkheden verkend om

gebufferd, voedselarm grondwater van 20-60 m diepte te gebruiken. Het voordeel van het gebruik van grondwater als buffering, is dat a) er geen kalk op of in de waterbodem ophoopt, b) de dosering nauwkeurig regelbaar is (de waterhardheid mag zeker niet te hoog worden!) en c) er op elk gewenst tijdstip water ingelaten kan worden. In vergelijking met directe bekalking wordt een pH-schok voorkomen en blijft de koolzuurconcentratie veel lager, waardoor de kans op woekering van Knolrus (*Juncus bulbosus*) aanzienlijk lager is (Roelofs *et al.*, 1994). Het zeer zwak gebufferde watertype waarin grondwater wordt ingelaten, heeft van nature een buffercapaciteit van ongeveer 100 $\mu\text{eq l}^{-1}$. Er is voor gekozen om in het winterseizoen water in te laten voor een buffering tot een iets hoger niveau (ca. 300 $\mu\text{eq l}^{-1}$), omdat op korte termijn herverzuring te verwachten was.

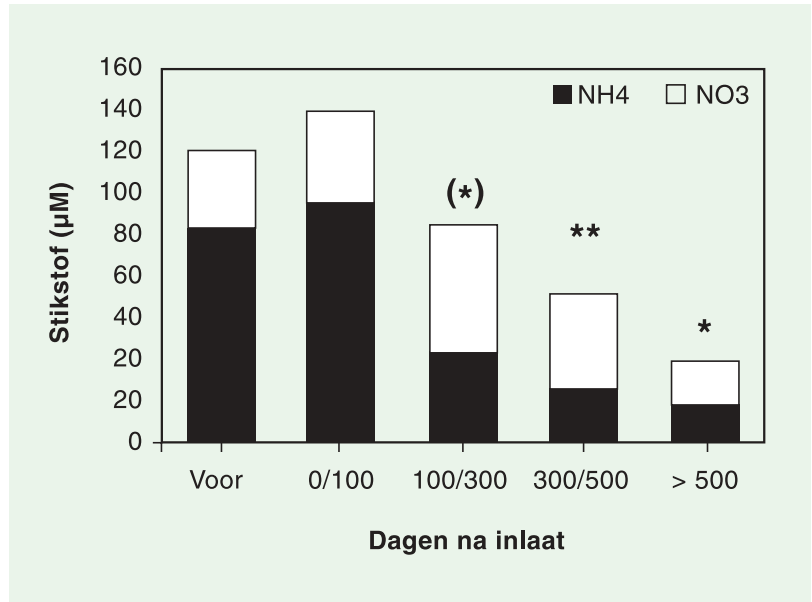


De effecten van inlaat van schoon, gebufferd grondwater zijn, na verwijdering van het slib (Fig. 3) en opschonen van de oevers, in de periode 1994-1999 onderzocht in de volgende terreinen: Bergvennen (Rietven & Eilandven) in Overijssel, Oisterwijkse vennen (Goorven & Witven) en de Landschotse heide (Keyenhurk) in Brabant. De waarnemingen in deze terreinen zijn vergeleken met aangrenzende vennen waar tegelijkertijd de sliblaag is verwijderd, maar die in de onderzoeksperiode geen of vrijwel geen gebufferd water hebben ontvangen. Voor een gedetailleerd overzicht van de effectiviteit van deze maatregel op waterchemie, sedimentkwaliteit en waterplantenvegetatie, zie Brouwer *et al.* (2000) & Brouwer (2001).

Vrijwel direct na de start van waterinlaat is een stijging van de pH en de buffercapaciteit van de waterlaag tot het gewenste niveau gevonden. Door de stijging van de pH verschuift het koolstofevenwicht in het water, waardoor ook, zoals verwacht, de concentratie kooldioxide snel daalde. Op iets langere termijn veranderde door de hogere pH ook de stikstofhuishouding van het systeem: de nitrificatie werd gestimuleerd, vooral in de zomermaanden bij hogere temperatuur, zodat nitraat al snel de dominante stikstofvorm in de waterlaag werd.

Figuur 3.
Beeld van het verwijderen van slib in de Bergvennen (winter 93/94) (links) (foto R. Bobbink) en het inlaatpunt van kalkrijk water in het Rietven (Bergvennen) bij laagwater (foto E. Brouwer).

Vervolgens kan stikstof uit het ven verdwijnen door omzetting van dit nitraat in gasvormig stikstof (denitrificatie). Na 300 dagen is de totale stikstofconcentratie in het water hierdoor aanzienlijk gedaald (Fig. 4).



Figuur 4. Gemiddelde ammonium- (donker) en nitraatconcentraties (licht) (μM) in drie herstelde (zeer) zwak gebufferde wateren (Bergvennen, Oisterwijk & Keyenhurk) na inlaat van schoon, gebufferd grondwater; significante verschillen, vergeleken met de waarden voor uitvoeren: (*) = $p < 0,10$; * = $p < 0,05$ & ** = $p < 0,01$.

Echter, door instroom van verzuurd regen- of lokaal kwelwater vindt in de herfst of vroege winter weer herverzuring plaats. Dit betekent dat in de eerste jaren na restauratie de inlaat van gebufferd, schoon grondwater moest worden herhaald. Herverzuring van de waterlaag bleek niet op te treden wanneer de basenverzadiging ("buffercapaciteit") van de waterbodem al voldoende hoog was, zoals in niet verzuurde (maar wel verzuringsgevoelige) vennen als het Beuven of de Banen het geval was. Het is te verwachten dat na een aantal jaren van gedoseerde waterinlaat de waterbodem voldoende gebufferd is om herverzuring van de waterlaag in de herfst te voorkomen of sterk af te remmen, zeker nu de totale toevoer van verzurende stoffen vergeleken met 1980 met 55-60% gedaald is (o.a. Hammingh, 2002). In de drie onderzochte referentieterreinen bleek na 3-4 jaar de basenverzadiging van de waterbodem al flink hoger dan in nabij gelegen wateren of vennen zonder waterinlaat. Op de lange termijn zal er dus een stabielere waterkwaliteit ontstaan, zeer zwak gebufferd, met lage stikstofconcentraties én met nitraat als dominante stikstofvorm, overeenkomstig het oorspronkelijke watertype (Bloemendaal & Roelofs, 1988; Arts, 2002).

Al in het eerste groeiseizoen na inlaat van gebufferd grondwater is een duidelijke reactie van de waterplantengroei gevonden. Verzuring indicerende soorten als Knolrus en aquatische veenmossen (*Sphagnum* spp.) nemen snel af als gevolg van het gebrek aan kooldioxide in de waterlaag. In veel gevallen is onder de verwij-

derde sliblaag nog een tamelijk intacte zaadvoorraad van kenmerkende waterplanten aanwezig. Bedreigde isoëtide waterplanten als Oeverkruid (*Littorella uniflora*) en Waterlobelia (*Lobelia dortmanna*) breiden zich eerst geleidelijk, maar daarna massaal uit. De grootste populaties van beide soorten bevinden zich momenteel dan ook in vennen waar gedoseerd gebufferd water wordt ingelaten! Een voorbeeld van deze spectaculaire ontwikkeling na uitbaggeren en herhaalde waterinlaat zijn de monitoringsgegevens van Waterlobelia voor en na OBN in de verschillende vennen van het Bergvennencomplex (Fig. 5). Hierin is duidelijk te zien dat er in het Rietven, waar het inlaatwater direct terecht komt, na 1995 een enorme populatie van Waterlobelia tot ontwikkeling is gekomen, nadat er vanaf 1960 geen Waterlobelia meer was waargenomen. Ook in het Eilandven, dat het licht gebufferde water uit het Rietven ontvangt begint rond 1999-2000 buffering van het water en uitbreiding van Waterlobelia op te treden. In het ongebufferde, zure Pluzenvan is geen hervestiging van Waterlobelia te verwachten. De populatie van Waterlobelia in het Ronde ven is altijd aanwezig gebleven door invloed van lokaal kwelwater, maar na opschonen, met uitsparen van de restpopulatie, is ook deze sterk uitgebreid. Zowel de ruime aanwezigheid van voedselarme zandbodem als de versterkte kwel in een reeks natte jaren hebben hier vermoedelijk aan bijgedragen. Naast deze isoëtide waterplanten zijn gemiddeld ook 3-5 andere Rode-Lijst soorten uit (zeer) zwak gebufferd water sterk toegenomen in de drie referentiegebieden (6 wateren) waar deze maatregel is uitgevoerd (Tabel 1).

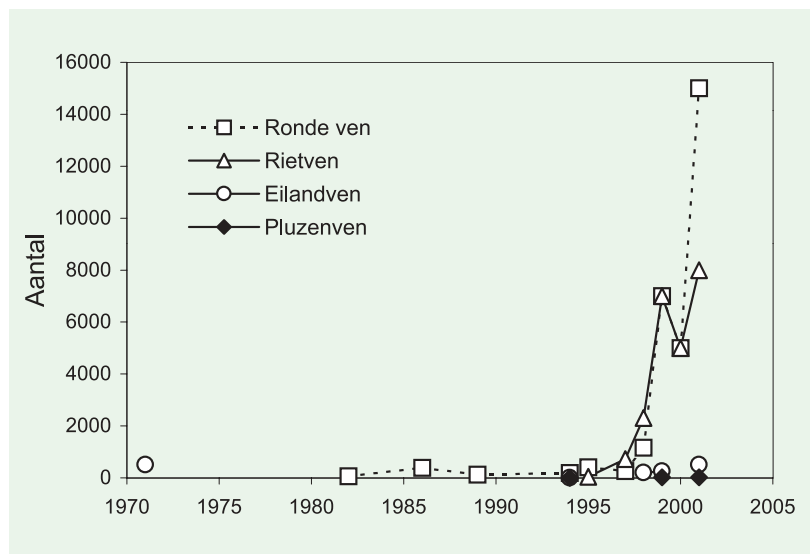
Tabel 1.
Hervestiging van waterplanten uit zuur of zwak gebufferd water in verzuurde of verzuringsgevoelige wateren na verwijdering van het sediment met of zonder inlaat van gebufferd grondwater (monitoring na ca. 5 jaar). Codes: 0 = stabiel; ↑ = toename; ↑↑ = sterke toename; ↓ = afname; ▲ = nieuw gevestigd; ▲▲ = nieuw gevestigd, > 100 individuen; † = verdwenen na EGM.

| | Zonder inlaat | | | | | | Met inlaat | | |
|------------------------------|---------------|---|---|---|---|---|------------|----|----|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 |
| Zuurminnend | | | | | | | | | |
| Knolrus | 0 | ↑ | 0 | 0 | 0 | 0 | ↓ | ↓ | 0 |
| Ondergedoken veenmos | 0 | 0 | 0 | 0 | ↓ | | ↓ | 0 | |
| (Zeer) zwak gebufferd | | | | | | | | | |
| Drijvende egelskop | † | ↑ | | | | | ▲▲ | ▲ | |
| Drijvende waterweegbree | 0 | | | | | ▲ | | | |
| Duizendknoopfonteinkruid | | ↑ | | | | | | ▲ | ↑↑ |
| Haaksterrenmos | | | | | | | | | ▲ |
| Kruipende moerasweegbree | | | | | | | | | ▲ |
| Moerashertshooi | | | | † | | ↑ | | ↑ | ↑↑ |
| Oeverkruid | | | | ↓ | 0 | | ↑↑ | ↑ | |
| Ongelijkbladig fonteinkruid | | | | | | | | | ▲▲ |
| Pilvaren | | | | | | | ▲ | ▲ | |
| Vlottende bias | | ↑ | | | | | | | ▲ |
| Waterlobelia | | | | | 0 | | ▲▲ | ▲▲ | |
| Waterpostelein | | | | | | | ▲ | ▲ | |
| Witte waterranonkel | | | | | | | | ▲ | |

Terreinen: 1 = Schaopedobbe (voor catchment liming); 2 = Schaopepoel; 3 = Steenhaarplas 4 = Keyenhurk (voor grondwaterinlaat); 5 = Ronde ven; 6 = van Esschenven; 7 = Rietven; 8 = Keyenhurk (na grondwaterinlaat); 9 = Goorven.

Concluderend kan gesteld worden dat gedoseerde inlaat van kalkrijk, voedselarm grondwater een effectieve én voor veel vennen noodzakelijke manier is om de negatieve gevolgen van verzuring en vermessing op de abiotiek van deze systemen terug te draaien en zodoende de bijbehorende plantengroei terug te laten keren. De eerste gegevens van het onderzoek naar de invloed van dit herstelbeheer op de macrofauna in referentieprojecten lijken op wat langere termijn (> 5 jaar) positief (H.H. van Kleef, mond. meded.; Van Kleef et al., 2001). Om een juiste dosering te bereiken, is in de eerste jaren wel altijd enige monitoring van de pH en de buffercapaciteit van de waterlaag noodzakelijk. In een aantal, voorheen zeer zwak gebufferde heidevennen, is de lokale kwelstroom verzuurd, waardoor helaas een zuur watertype is ontstaan, sterk gedomineerd door Knolrus en Waterveenmos (*Sphagnum cuspidatum*). Het integrale herstel van deze heidevennen en de direct daar omheen liggende, voorheen soortenrijke, natte heide middels bekalking van het inziggebied wordt besproken na de volgende paragraaf.

Figuur 5.
Aantallen individuen van *Waterlobelia* (*Lobelia dortmanna*) in de verschillende vennen van het Bergvennencomplex sinds 1960 (gegevens Landschap Overijssel). De herstelmaatregelen zijn uitgevoerd in de winter van 1993-'94. Voor een overzicht van het vennencomplex, zie Brouwer et al. (1996). Het Pluzenven is vanouds het meest zure ven, terwijl er vrijwel geen water is doorgestroomd van het Rietven naar het Ronde ven.



Knelpunten bij het herstelbeheer van voorheen soortenrijke heischrale milieus

In het Noordwest-Europese heidelandschap komen zowel natte als droge heiden en heischrale graslanden voor (Fig. 1) (De Smidt, 1981; Gimingham et al., 1979; Odé et al., 2001). Beide systemen omvatten zowel soortenarme als relatief soortenrijke vegetaties. De soortenarme vegetaties komen vooral voor op zure bodems, terwijl de soortenrijkere vegetaties te vinden zijn op meer gebufferde bodems. Elk van deze systemen heeft zijn eigen problematiek wat betreft bedreigingen en herstel. In de soortenarme, zure heiden (zowel droge als natte syste-

men) speelt vooral de sterk toegenomen hoeveelheid van beschikbare nutriënten een rol, naast verdroging in de natte systemen. Deze toename is met name een gevolg van atmosferische depositie van stikstofverbindingen en mineralisatie door verdroging. Hierdoor zijn veel kenmerkende heide- en schraalgraslandsoorten verdrongen door snelgroeïende grassen zoals Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) of Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*), die konden profiteren van de toegenomen nutriëntenbeschikbaarheid (o.a. Roelofs, 1986; Aerts & Berendse, 1988; Aerts & Heil, 1993; Bobbink *et al.*, 1998b). In soortenrijke heiden en heischrale graslanden is naast vermisting vooral bodemverzuring een groot probleem. Deze verzuring is veelal veroorzaakt door de depositie van zwavel- en stikstofverbindingen, maar in natte systemen óók door verminderde invloed van (licht) gebufferd grondwater (Roelofs *et al.*, 1993). Verzuring van heiden en heischrale graslanden is vaak onderbelicht gebleven, omdat men (met name de natte) heiden altijd al als zure systemen beschouwde (pH 4.0-4.5) en veronderstelde dat de vegetatie van deze systemen aan zure omstandigheden zou zijn aangepast. Inmiddels is echter gebleken dat het verdwijnen van veel karakteristieke en bedreigde plantensoorten van deze voorheen soortenrijke milieus een gevolg is van bodemverzuring, waardoor de abiotiek van deze terreinen niet langer geschikt bleek voor kieming en vestiging van deze soorten (voor details, zie o.a. De Graaf *et al.*, 1994; Roelofs *et al.*, 1996; Bobbink *et al.*, 1998a).

Over sturende factoren en processen én de effectiviteit van EGM in gedegradeerde, voorheen soortenrijke heischrale milieus is eveneens al eerder in detail gerapporteerd in OBN- symposia en eindrapporten (Roelofs *et al.*, 1993; De Graaf *et al.*, 1994; Bobbink *et al.*, 1998a). Afhankelijk van de abiotische uitgangssituatie (nat of droog), de oorzaak van de achteruitgang (verzuring en/of eutrofiëring, verdroging) en de nog aanwezige plantensoorten zijn de verschillende herstelmaatregelen in de praktijk getoetst in een twintigtal referentieterreinen. Bij het herstel van droge heischrale graslanden en voorheen soortenrijke droge heidevegetaties is gebleken dat **kleinschalig plaggen** in **niet-verzuurde** situaties of **bekalking na plaggen** onder verzuurde omstandigheden effectieve maatregelen zijn voor herstel van bodemchemie en de vegetatie. Hierbij dient opgemerkt te worden dat relictpopulaties van doelsoorten niet weg geplagd worden! Tegelijkertijd is geconstateerd dat hervestiging van Rode-Lijst soorten problematisch is in terreinen waar al enkele jaren geen restpopulaties van deze bedreigde soorten meer aanwezig waren. Dit knelpunt in het herstelbeheer wordt veroorzaakt door de kortlevende zaadvoorraad en het geringe verspreidingsvermogen van deze bedreigde plantensoorten en de geïsoleerde positie van de meeste natuurterreinen in het Nederlandse landschap. Als mogelijke aanvullende maatregel die dit knelpunt in de effectiviteit van herstel in de toekomst kan ondervangen, is nu experimentele herintroductie van plantensoorten uit het heischrale milieu (bijvoorbeeld Valkruid (*Arnica montana*)) op plekken waar de bodemchemie reeds voldoende hersteld is, onderzocht.

Kleinschalig plaggen in combinatie met **hydrologische maatregelen** in soortenrijke natte heiden en heischrale graslanden heeft geleid tot verbetering van de bodemchemie en tot herstel van de soortenrijke vegetatie, vaak met (her)vestiging van veel bedreigde heischrale soorten, waaronder meerdere Rode-Lijst soorten. Het succes van deze maatregel werd sterk bepaald door mogelijkheden om de toestroom en het vasthouden van zwak tot matig gebufferd, lokaal kwelwater te vergroten (De Graaf *et al.*, 1994; Bobbink *et al.*, 1998a). Een duidelijk knelpunt bij het herstelbeheer in deze terreinen is de situatie, waarin het lokale kwelwater verzuurd is door de langdurige atmosferische depositie of de lokale hydrologie niet te beïnvloeden is vanwege regionale omstandigheden. In deze situatie treedt vrijwel alleen herstel op van de zure, relatief soortenarme variant van de natte heide. Het bekalken van het inzigtgebied (“catchment liming”) is hierbij een optie voor EGM om op integrale wijze dit knelpunt voor zowel de buffering van het eens zeer zwak gebufferde heideven als de omliggende verzuurde natte heide op te lossen (zie later).

Herintroductie als aanvullende herstelmaatregel

Plaggen, al of niet in combinatie met bekalking, in voorheen soortenrijke (droge) heiden en heischrale graslanden heeft vaak geleid tot herstel van de bodemchemie. Populaties van een groot aantal algemenere plantensoorten voor deze milieus hebben hiervan kunnen profiteren en breidden zich uit. Veel bedreigde plantensoorten die uit deze gebieden verdwenen waren, keerden helaas niet terug, terwijl dit juist de doelsoorten van dergelijke herstelmaatregelen zijn (Bobbink *et al.*, 1996 & 1998a). Een probleem bij deze soorten is dat zij voornamelijk kort levende zaden hebben en daardoor vrijwel nooit meer in de zaadvoorraad aanwezig zijn. Ook zijn de afstanden tussen restpopulaties te groot om natuurlijke verspreiding mogelijk te maken. Deze factoren bemoeilijken het volledig herstel van de soortensamenstelling van soortenrijke (droge) heiden en heischrale graslanden.

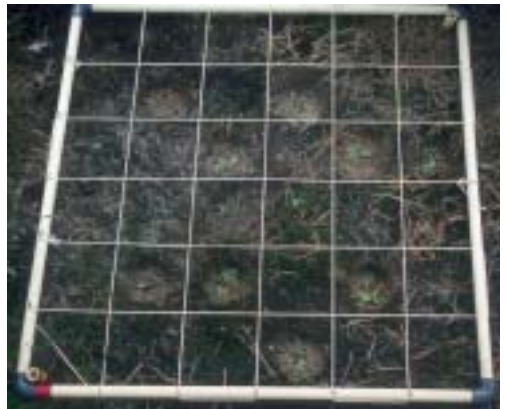
Herintroductie, het doelbewust terugbrengen van een soort in een gebied waarin hij vroeger ook voorkwam, zou een manier kunnen zijn om het succes van EGM in deze terreinen te verhogen. Omdat de meningen over het toestaan van herintroductie nogal uiteen lopen, is een aantal voorwaarden geformuleerd waaraan dergelijke herintroductie moet voldoen (IUCN, 1987; Dorland *et al.*, 2000). De belangrijkste hiervan zijn:

- Herintroductie dient pas plaats te vinden wanneer de oorzaken die tot het verdwijnen van de soort hebben geleid, zijn onderzocht en (op termijn) opgeheven. Deze oorzaken moeten daarbij een direct of indirect gevolg zijn van menselijk handelen.
- De zaadvoorraad van het gebied waar de herintroductie gepland is, dient te worden onderzocht. Worden hierin kiemkrachtige zaden van de gewenste

soort aangetroffen dan ontbreekt de noodzaak om tot herintroductie van de soort over te gaan.

- Pas wanneer er duidelijk sprake is van een aantoonbaar slechte dispersie en deze slechte dispersie niet verbeterd of opgelost kan worden, mag men tot herintroductie overgaan.
- Herintroductie dient binnen het huidige of historische verspreidingsgebied plaats te vinden.
- Het gebied waar de introductie plaats vindt, moet zodanig groot zijn dat een duurzaam voortbestaan van de populatie verwacht mag worden.
- Het zaad moet afkomstig zijn van een voldoende grote populatie. Dit om te voorkomen dat aan die populatie schade wordt toegebracht en om zaad te verkrijgen uit een populatie met zo min mogelijk inteelt.

In 1997 is in de natuurreservaten de Borkeld (Overijssel) en het Holtherzand (Drenthe) gestart met experimentele herintroductie van Valkruid volgens bovenstaande voorwaarden. In beide terreinen kwamen behalve droge heide vegetaties, ook (vochtige) soortenrijke heischrale graslanden voor. Valkruid is in beide terreinen eind zeventiger jaren of net begin tachtiger jaren van de vorige eeuw verdwenen, vermoedelijk als gevolg van bodemverzuring. In 1990 en 1991 zijn deze terreinen binnen het kader van EGM geplagd en, indien nodig, bekalkt. Als gevolg van deze maatregelen was de bodemchemie zodanig hersteld dat goede kieming en vestiging van Valkruid mogelijk zouden moeten zijn (Bobbink *et al.*, 1996). Helaas is Valkruid in de jaren na het herstel niet teruggekomen, wel ontwikkelde zich een soortenarme heide of heischrale vegetatie.



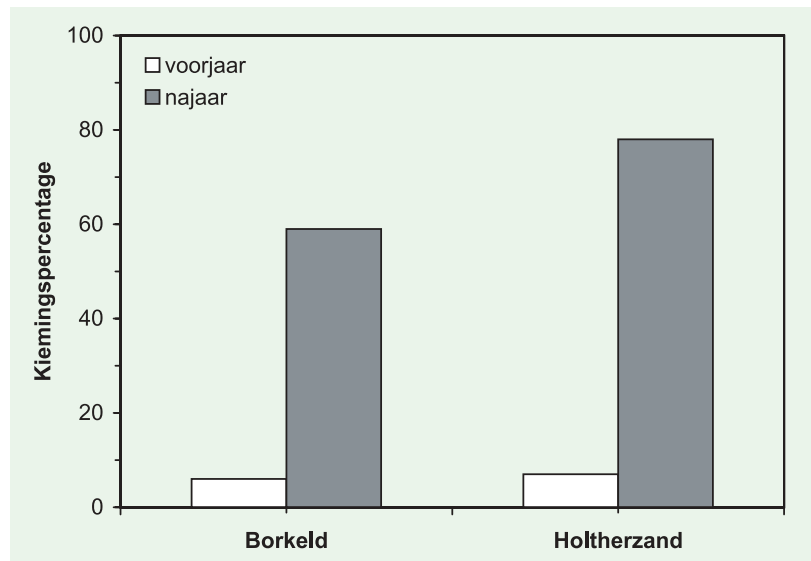
Figuur 6.
In een aantal vlakken binnen een raster van 60 x 60 cm zijn kiemplanten van Valkruid (*Arnica montana*) uitgezet. Voor het uitzetten werden in de vlakjes circels met een diameter van 6 cm ondiep geplagd (Foto R. Bobbink).

Om te onderzoeken wat het succes van herintroductie onder dit soort omstandigheden zou kunnen zijn, zijn in het voorjaar van 1997 in deze terreinen zowel zaden als jonge kiemplanten (3-4 weken oud) uitgezet (Fig. 6) (Dorland *et al.*, 2000). Om eventuele seizoensverschillen in kieming en vestiging te onderzoeken, is de herintroductie herhaald in het najaar van dat jaar.

In beide terreinen bleek Valkruid alleen goed te kiemen als de zaden in het najaar werden uitgelegd (Fig. 7). Voorjaarskieming was daarentegen erg laag. Dit kan worden verklaard doordat ook onder natuurlijke omstandigheden het grootste gedeelte van de geproduceerde zaden die in juli en augustus door de wind worden verspreid, al dat najaar kiemen. De bodemchemie was in elk geval geschikt voor succesvolle kieming van Valkruid. De overleving van de zaden en zaailingen die in het voorjaar waren uitgelegd, was juist hoger (Fig. 8). Blijkbaar zijn de planten die vroeg in het jaar zijn uitgezet beter bestand tegen vorst.

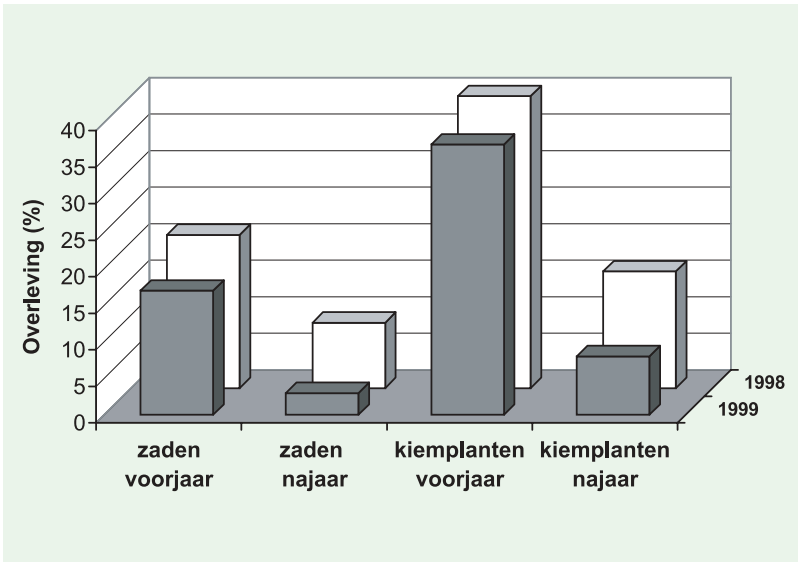
Behalve vorst bleken ook perioden met hoge temperaturen in combinatie met weinig neerslag een negatief effect op de overleving van Valkruid te hebben, vooral net na kieming. Vanaf 1999 hebben zelfs een aantal individuen gebloeid en vanaf 2000 zijn er ook kiemplanten gevonden, afkomstig van het zaad van de geïntroduceerde planten. Toch waren de nieuwe populaties Valkruid, vooral op Holtherzand, nog niet groot genoeg om overleving op de lange termijn veilig te stellen. Daarom zijn in 1999 in beide terreinen aanvullende herintroducties uitgevoerd. Zowel de relatief hoge kieming als de goede overleving laten zien dat de bodemchemie van beide terreinen na EGM inderdaad geschikt is voor de vestiging van de zeer gevoelige doelsoort Valkruid, en daarmee ook, zeer waarschijnlijk, van andere verdwenen soorten. Vergelijken met herintroducties in het buitenland, kan dit resultaat in Nederlandse heischrale milieus zeker als positief worden gezien. Overleving boven de 10% is eerder uitzondering dan regel (Primack, 1996). Dat deze soorten niet op natuurlijke manier in beide terreinen zijn teruggekeerd, kan dus worden verklaard doordat er geen zaden meer in de zaadvoorraad aanwezig waren en dat zaden van naburige populaties deze terreinen door de te grote onderlinge afstand niet (op tijd) konden bereiken.

Figuur 7.
Kiemingspercentage van Valkruid-zaden (*Arnica montana*), uitgelegd in het voorjaar of in het najaar van 1997 in de Borkeld of het Holtherzand (nu deels Scharreveld).

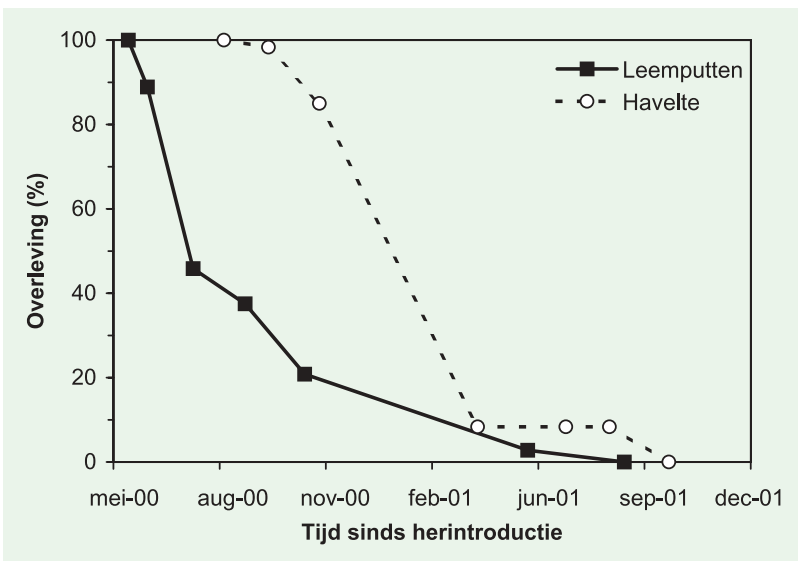


Dat het echt noodzakelijk is om de bodemchemie voldoende hersteld te hebben voor herintroductie zinvol is, blijkt uit een tweetal aanvullende experimenten. In twee natte heideterreinen (Havelte-Oost in Drenthe en Leemputten in Gelderland) zijn als proef kiemplanten van Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*) uitgezet in 2000 in net geplagde delen van deze natte heideterreinen. De overleving van de kiemplanten was na anderhalf jaar bijzonder laag te noemen: slechts enkele individuen werden teruggevonden (< 5%) (Fig. 9). De pH van de geplagde proefvelden waarin de planten waren uitgezet, lag tussen 4,3 en 4,5 en was, in combinatie met

te hoge ammoniumconcentraties na plaggen (zie later), dus niet geschikt voor hervestiging van deze soort uit het natte heischrale milieu. Ook uitzaaioproeven van Valkruid op een voormalige groeiplaats van deze soort waar alleen was geplagd en niets tegen verzuring was gedaan (Hunehuis, Drenthe) lieten dit zien: van de in 1994 uitgelegde 400 zaden kiemde weliswaar 20-25%, maar de overleving was heel slecht en na 4 jaar waren nog slechts drie individuen (< 1 %) in leven, alhoewel geen individu groter dan 1 cm in doorsnede was geworden!



Figuur 8. Overleving (%) van kiemplanten van Valkruid (*Arnica montana*) na uitzaaien of uitzetten (in het voorjaar of in het najaar van 1997) in Borkeld of Holtherzand (nu Scharreveld) in de twee daarop volgende jaren.



Figuur 9. Overleving (%) van kiemplanten na uitzaaien van Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*) in 2000 in Havelte-Oost en Leemputten in twee geplagde vergraste natte heidevegetaties, waar niets tegen verzuring was gedaan.

De positieve resultaten met de experimentele herintroductie van Valkruid geven aan dat wanneer herintroductie onder gecontroleerde omstandigheden en volgens eerder genoemde voorwaarden wordt uitgevoerd, het een goede manier kan zijn om populaties van verdwenen doelsoorten te herstellen of te vergroten. Overigens is goede kennis van de eisen die de te introduceren soort aan zijn standplaats stelt onontbeerlijk. Op die manier kan goed worden beoordeeld of de oorzaken van het verdwijnen van de soort zijn weggenomen. Bovendien zal herintroductie altijd moeten worden vergezeld van monitoring en optimaal vervolgbeheer om zo ook het voortbestaan van de populatie op lange termijn mogelijk te maken.

Ammoniumaccumulatie na het plaggen van natte heide

Een additioneel knelpunt bij het herstelbeheer van natte heischrale milieus is gerelateerd aan het plaggen van dit systeem. Plaggen wordt als beheersmaatregel tegen vermessing in heideterreinen weer veel gebruikt sinds de jaren '80 van de vorige eeuw. Door het verwijderen van de bovenste bodemlaag, waarin zich veel nutriënten hebben opgehoopt, wordt de nutriëntenbeschikbaarheid effectief ver-



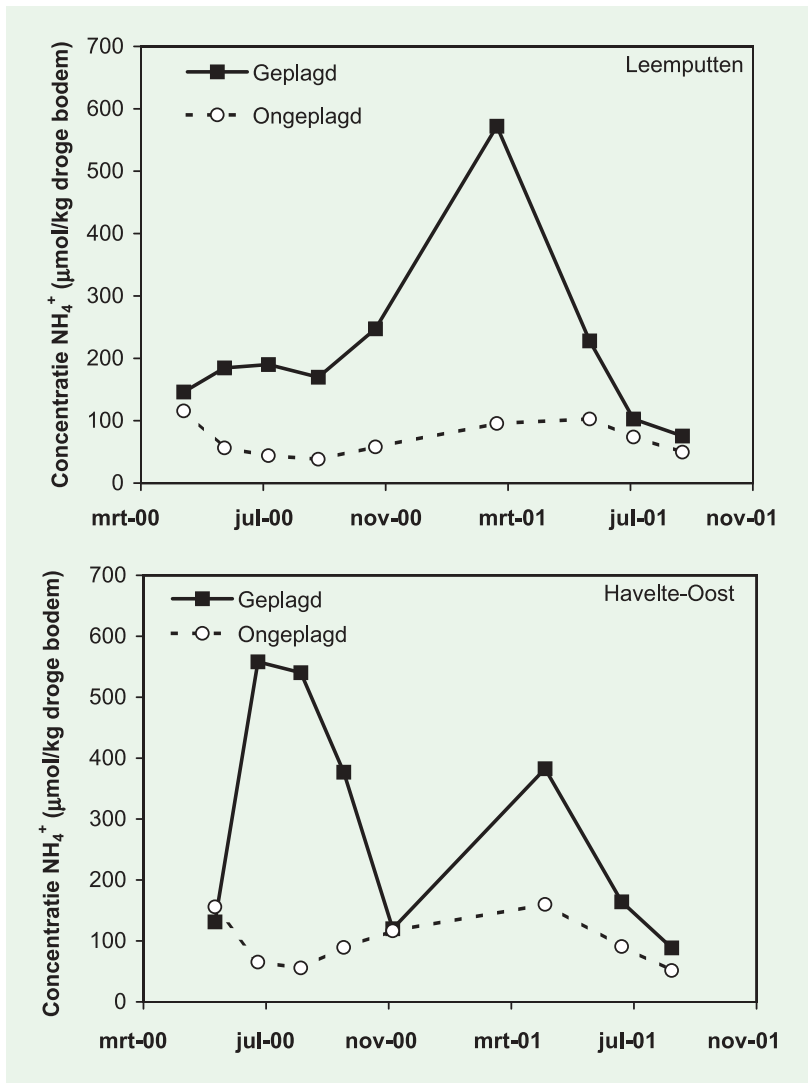
Figuur 10.
Veel voorheen soortenrijke
natte heiden worden nu
gedomineerd door grassen,
zoals op deze foto door
Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*) (Foto R. Bobbink).

laagd (Werger *et al.*, 1985; Anoniem, 1988; Britton *et al.*, 2000). Op deze manier wordt gepoogd de dominantie van grassen, in natte heide vooral Pijpenstrootje (Fig. 10), een halt toe te roepen. Hoewel deze maatregel in veel terreinen heeft geleid tot de terugkeer van (bedreigde) heidesoorten, is dit zeker niet overal het geval geweest (Roelofs *et al.*, 1996; Bobbink *et al.*, 1998a). In deze natuurgebieden is er na het plaggen een vegetatie ontstaan die relatief soortenarm is en wordt gedomineerd door Gewone Dopheide (*Erica tetralix*) en vrijwel geen bedreigde doelsoorten vestigen zich definitief. In het kader van het Stimuleringsprogramma Biodiversiteit van NWO wordt nu gepoogd de oorzaken van dit gebrek aan succes te achterhalen en vervolgens oplossingen voor dit probleem te vinden.

Eén van de problemen die bij plaggen een rol spelen, is de diepte van het plaggen. Om zo effectief mogelijk de vermessing tegen te gaan zou net tot op de minerale, nutriëntenarme bodem moeten worden geplagd. De dikte van de organische laag varieert echter nogal tussen terreindelen en dieper plaggen kost natuurlijk ook meer geld. Het gevolg hiervan is dat vaak veel organische stof achterblijft. De afbraak van dit organisch materiaal zorgt voor een toename van de ammoniumconcentratie in de bovenste bodemlaag. Hieraan wordt nog verder bijgedragen doordat er natuurlijk geen opname meer is door de vegetatie in deze geplagde terreinen. Een derde oorzaak van de waargenomen ammoniumaccumulatie is mogelijk het negatieve effect dat plaggen op nitrificatie heeft. Normaal gesproken zet-

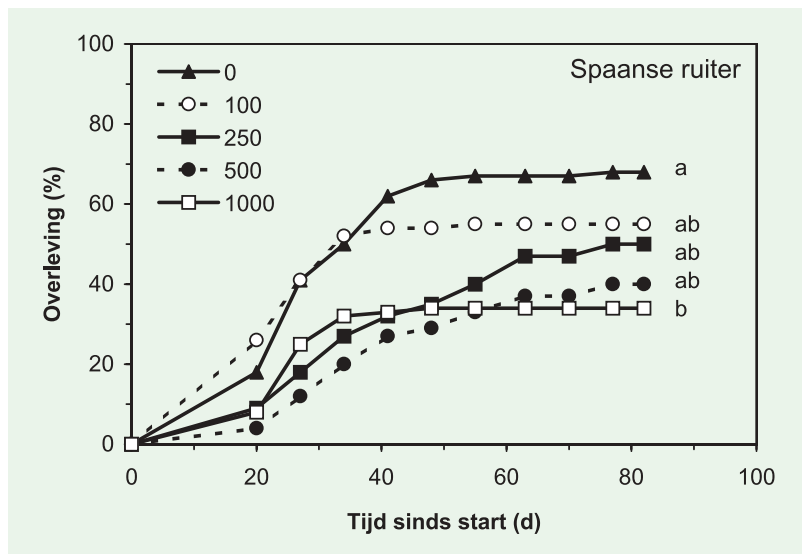
ten nitrificerende bacteriën ammonium om in nitraat, hoewel dit proces in verzuurde heideterreinen wordt geremd door de lage pH (Roelofs *et al.*, 1985). Maar omdat deze bacteriën zich voornamelijk in de bovenste bodemlagen bevinden (Troelstra *et al.*, 1990), mag verondersteld worden dat plaggen de nitrificatie nog verder verlaagt.

Deze ammoniumophoping na plaggen is zowel in droge als in natte heiden aangetroffen (De Graaf *et al.*, 1998b; Dorland *et al.*, 2003a). De ophoping die vervolgens plaats vindt, kan waarden bereiken van rond de 600 $\mu\text{mol/kg}$ droge bodem in natte heiden (Fig. 11) en zelfs tot wel 1000 $\mu\text{mol/kg}$ droge bodem in droge systemen. De sterk verhoogde ammoniumconcentratie in de toplaag van de bodem



Figuur 11. Ammoniumconcentratie in de bodem (0-5 cm) in $\mu\text{mol kg}^{-1}$ droge bodem in al of niet geplagde vergraste natte heide in Leemputten (Gelderland) (boven) en in Havelte-Oost (onder).

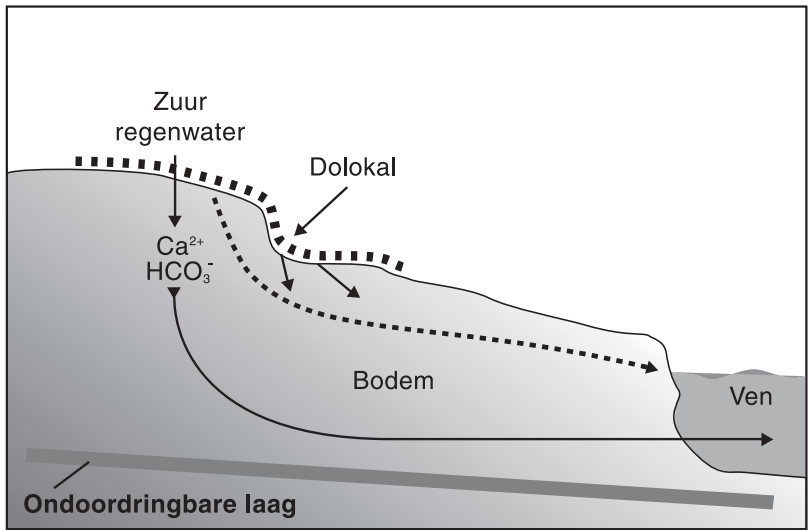
Figuur 12. Overleving van Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*) op heidegrond (na plaggen) bij verschillende concentraties toegevoegd ammonium ($\mu\text{mol l}^{-1}$). Lijnen met de zelfde letter zijn niet significant verschillend.



na plaggen duurt veelal anderhalf tot twee jaar. Van verschillende plantensoorten die kenmerkend zijn voor soortenrijke natte heiden en heischrale graslanden is vastgesteld dat dergelijke ammoniumconcentraties toxisch zijn, vooral in combinatie met lage bodem pH (Fig. 12) (De Graaf *et al.*, 1998a; Lucassen *et al.*, 2003). Vooral de groep planten die kenmerkend is voor zwak gebufferde omstandigheden in natte heischrale milieus (groep 2 & 3 in Bobbink *et al.*, 1998a) is erg gevoelig voor ammoniumtoxiciteit, maar ook in groep 1 met zuurresistente plantensoorten (o.a. Klokjesgentiaan (*Gentiana pneumonanthe*) en Moeraswolfsklauw (*Lycopodiella inundata*) komen gevoelige soorten voor (Dorland, 2004). Gedurende de periode met hoge ammoniumconcentraties is de bodemchemie weinig geschikt voor kieming en zeker niet voor definitieve vestiging van bedreigde plantensoorten uit soortenrijke natte heischrale milieus, terwijl de meer algemene soorten, zoals de al eerder genoemde Pijpenstrootje en Gewone dopheide, maar ook Knolrus en Riet (*Phragmites australis*), uitstekend bestand zijn tegen deze condities. Het gevolg is een soortenarme natte heidevegetatie waarin vrijwel alle doelsoorten ontbreken. Dit alles is er waarschijnlijk de oorzaak van dat in zure natte heiden na plaggen rond restpopulaties van Klokjesgentiaan in Overijssel vaak in het begin wel veel kiemplantjes worden aangetroffen, maar dat er toch vaak heel weinig definitieve vestiging plaatsvindt (mond. meded. L. van Tweel).

Het kan daarom raadzaam zijn om naast kleinschalig plaggen ook extra beheersmaatregelen uit te voeren die met name rond restpopulaties de extreme ophoping van ammonium kunnen voorkomen of verlagen. De eerste resultaten van het bekijken van geplagde natte heiden laten een veel geringere toename van ammonium zien, een hogere bodem-pH en nitraat als dominante stikstofvorm (Dorland *et al.*, 2003b). Ook op de geplagde oevers van de Bergvennen, bijvoorbeeld rond

het Eilandven, die nu onder invloed zijn gekomen van licht gebufferd water, doen veel van de doelsoorten (o.a. Klokjesgentiaan) het nu opeens erg goed. Bekalking of een andere manier van het verhogen van de buffercapaciteit lijkt dus een goede aanvulling te zijn van (kleinschalig) plaggen om het succes van EGM met betrekking tot vestiging van doelsoorten in soortenrijke natte heiden en heischrale graslanden te verhogen!



Figuur 13. Schematisch overzicht van bekalking van het inzigtgebied. De pijlen stellen de (oppervlakkige) waterstromen voor.

Op weg naar integraal herstel: bekalking van het inzigtgebied

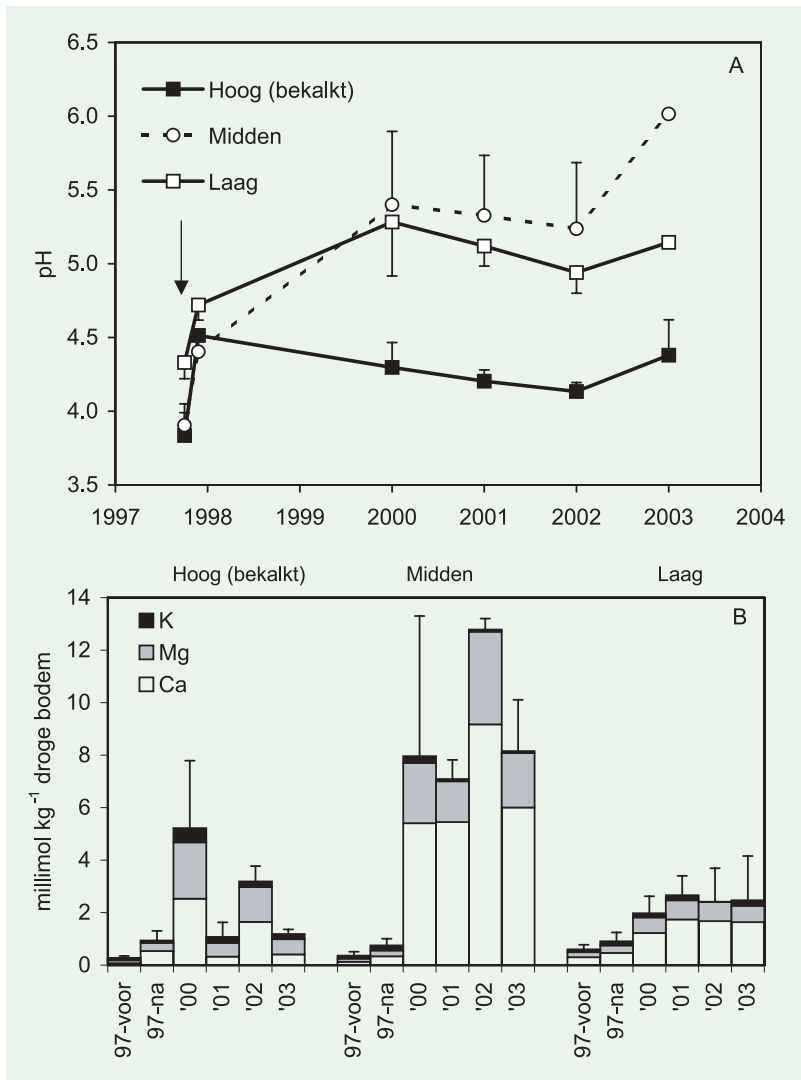
Maatregelen die zich richten op herstel van de oorspronkelijke hydrologie van natte heiden en heischrale graslanden kunnen worden belemmerd door de aanwezigheid van verzuurde bodems of verzuurd lokaal kwel- of grondwater. In deze gevallen treedt er geen herstel op van de bodemcondities en keren soorten die kenmerkend zijn voor meer gebufferde bodems niet terug. Bekalking van de inzigtgebieden (ook wel “catchment liming” genoemd) kan in deze gevallen een uitkomst zijn. Bij deze maatregel worden, liefst geplagde, hooggelegen delen van het terrein bekalkt. Onder invloed van regenwater en de zure bodem lost de kalk geleidelijk op en komen calcium- en bicarbonaat-ionen in het grondwater terecht. De opgeloste ionen kunnen vervolgens door uitwisselingsprocessen met de bodem de buffercapaciteit en pH van de bodem verhogen. Deze effecten vinden niet alleen plaats op de plek waar de kalk is uitgestrooid, maar ook in de lagergelegen terreindelen en in de vennen. Dit komt doordat de opgeloste ionen via het grondwater en via afstromend (regen)water worden vervoerd (Fig. 13).

Het uiteindelijke doel van bekalking van het inziggebied is dan ook het integrale herstel van de bodemchemie en buffercapaciteit van zowel de voorheen zeer zwak gebufferde vennen als de eromheen gelegen natte heiden of heischrale graslanden.

Eind 1997 is op experimentele schaal gestart met het bekalken van de inziggebieden van twee natte heide/ven complexen: de Schaopedobbe in Friesland en de Bieze op de Veluwe. Aangezien beide terreinen al sinds 1990 dienen als OBN-referentiegebied, waren voldoende gegevens beschikbaar over de chemische samenstelling van de bodem en van het venwater (De Graaf *et al.*, 1994; Brouwer *et al.*, 1996; Bobbink *et al.*, 1996). Daarnaast waren ook de belangrijkste (lokale) grondwaterstromen in deze terreinen bekend. Dit zijn belangrijke voorwaarden voor het succesvol kunnen toepassen van deze herstelmaatregel. Na de eerdere herstelwerkzaamheden in 1990 (afvoer van de organische toplaag door plaggen en verwijdering van het sediment) ontwikkelde zich in beide terreinen een relatief soortenrijke natte-heidevegetatie, maar soorten van minder zure omstandigheden bleven weg. Ook het venwater bleef zuur en met name in de Bieze waren Knolrus (*Juncus bulbosus*) en veenmos dominant aanwezig en vond na een aanvankelijk herstel van een kenmerkende waterplantenvegetatie uit een zeer zwak gebufferd milieu weer een achteruitgang plaats. In beide terreinen zijn de hoger gelegen delen bekalkt. De afstand van de rand van de bekalkte gebieden tot aan het ven was ca. 10 m in de Schaopedobbe, terwijl deze afstand in de Bieze gemiddeld groter was (15 – 50 m). De hoeveelheden kalk die zijn uitgestrooid varieerden tussen 2,3 en 6,25 ton ha⁻¹. Voor verdere details over opzet en alle resultaten, zie Brouwer *et al.* (2000) en Dorland *et al.* (2000 & 2004).

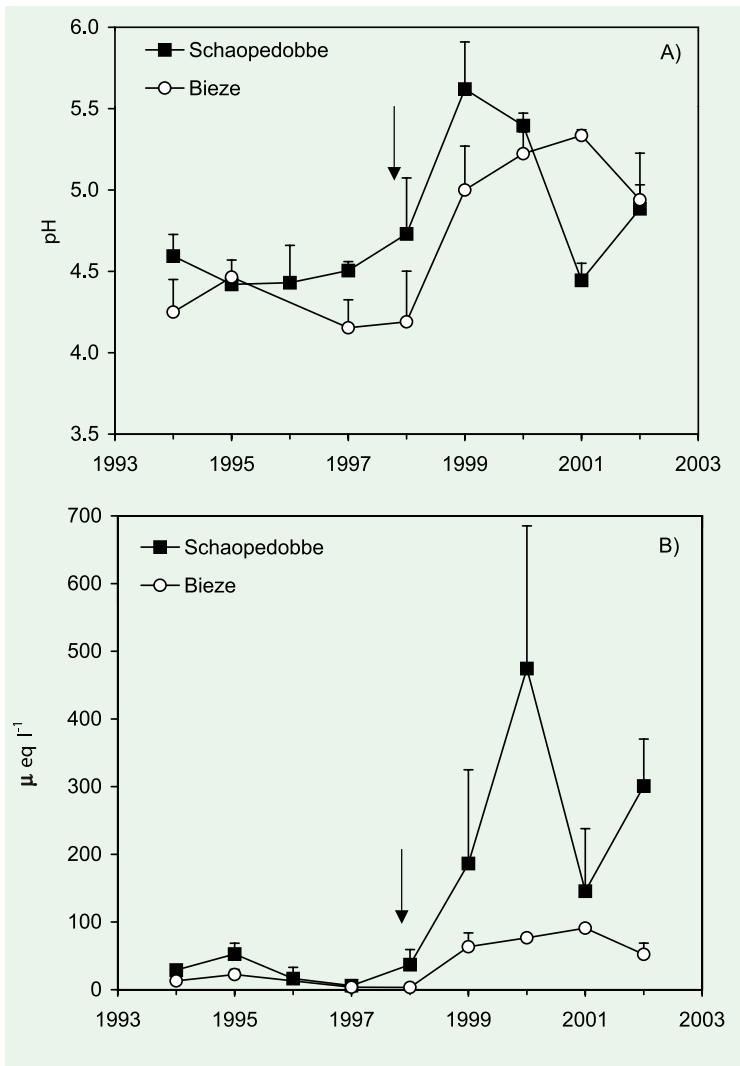
Voor het bekalken lagen de pH-waarden in de bodem beneden de 4,5 zoals kenmerkend is voor verzuurde heiden. Na het bekalken van het inziggebied steeg de waarde tot 5,0 – 5,5 (Fig. 14a). Deze positieve effecten op de pH waren 5 jaar na het toedienen van de kalk nog steeds zichtbaar, hoewel de waarden wel enigszins een dalende trend lieten zien. Ook de hoeveelheid basische kationen (Ca + Mg + K) nam sterk toe na bekalking, wat voornamelijk was toe te schrijven aan een stijging van de calciumconcentratie (Fig. 14b). Opmerkelijk hierbij was dat niet alleen de pH en concentratie basische kationen van de delen die direct bekalkt waren aanzienlijk stegen, maar juist ook van de lager gelegen terreindelen. Het verwachte horizontale transport van met calcium verrijkt grondwater bleek inderdaad een belangrijke rol te spelen. Andere (positieve!) chemische veranderingen in de bodem waren de daling van de Al/Ca ratio en totale concentratie mineraal N.

Het effect van bekalking van het inziggebied op de waterkwaliteit van de vennen is zeer opmerkelijk. Vanwege de toestroom van met calcium en bicarbonaat verrijkt (grond)water, stegen zowel de pH als de buffercapaciteit (alkaliniteit)



Figuur 14. Verloop van A) de pH-H₂O en B) de hoeveelheid uitwisselbare basische kationen (Ca+K+Mg) (mmol kg⁻¹ droge grond) in de heidebodems van hoog (bekalkt) tot net bij de waterlijn (laag) van de Schaopedobbe, juist voor en na bekalking van het inziggebied.

(Fig. 15). De pH steeg in beide terreinen van waarden tussen 4-4,5 naar waarden van iets boven de 5. De buffercapaciteit nam toe van ca. 20 naar ca. 90 $\mu\text{eq l}^{-1}$, waarden die kenmerkend zijn voor zeer zwak gebufferde wateren (Brouwer *et al.*, 1996). De termijn waarop deze reacties zichtbaar waren, was duidelijk afhankelijk van de afstand tussen de bekalkte delen en het venwater. Zo was de pH-stijging in de Schaopedobbe, waar de afstand tot het ven het kleinst was (10 – 20 m), al na enkele maanden aantoonbaar, terwijl er in de Bieze (40-90 m) een jaar voor nodig was. Bovendien daalde de koolzuurconcentratie als gevolg van de pH-stijging.



Figuur 15. Verloop van de pH (boven) en de buffercapaciteit (alkaliniteit $\mu\text{eq l}^{-1}$; onder) van de waterlaag van het Bieze-ven en de Schaopedobbe voor en na bekalking van het inziggebied in het najaar van 1997.

knoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*) zich juist sterk hadden uitgebreid en nu in grote aantallen en op veel plaatsen worden aangetroffen (Fig. 16).

Concluderend kan worden gesteld dat bekalking van het inziggebied als maatregel op landschapsschaal positieve effecten heeft op zowel de bodemchemie van de natte heide als op de waterchemie van de vennen. Niet alleen de pH, maar ook de buffercapaciteit stijgt en de voorheen zeer zwakgebufferde condities kunnen door deze manier van bekalking worden hersteld. De vegetatie van de venntjes herstelde snel, terwijl dat proces in de natte heide wat trager maar wel positief lijkt te verlopen. Deze resultaten zijn in 2002 voor EC-LNV aanleiding geweest bekalking van het inziggebied op te waarderen van een experimentele maatregel tot proefmaatregel. In de toekomst kan deze beheersmaatregel wellicht worden

Al deze veranderingen leidden tot bodemcondities die gunstig zijn voor de groei en bloei van plantensoorten van zeer zwak gebufferde standplaatsen. Tot nu toe is er echter nog geen hervestiging van verdwenen bedreigde plantensoorten in de herstelde natte heide gevonden. Wel is recent (na 2001) gevonden dat de aantallen van onder meer Klokjesgentiaan en Moeraswolfsklauw flink aan het toenemen zijn. Aangezien veranderingen in de plantensamenstelling in voedselarme systemen meestal langzaam verlopen, is de verwachting dat in de komende jaren een terugkeer van meer bedreigde plantensoorten zal worden gevonden. In tegenstelling tot de natte heidevegetatie waar veranderingen tot nu toe gering zijn, liet de watervegetatie wel duidelijke veranderingen zien. Vanaf 1999 werd in de vennen of poeltjes van beide terreinen een aanzienlijke vermindering van de veenmos- en Knolrusgroei gemeten, terwijl Vlottende bies (*Eleogiton fluitans*) en Duizend-

opgeschaald en worden toegepast voor het herstel van grotere landschapscomplexen met zeer zwakgebufferde, verzuringgevoelige vennen en hun begeleiden- de natte heidevegetaties.



Duurzaamheid van EGM in het heidelandschap

Zwakgebufferde en zeer zwakgebufferde wateren

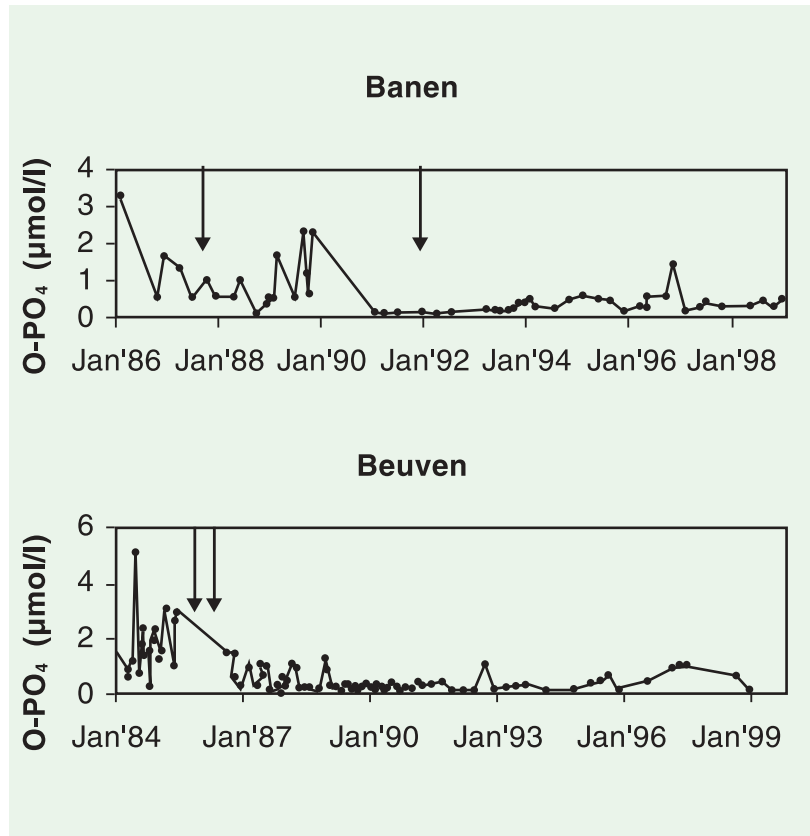
Eind jaren tachtig van de vorige eeuw, of net in het begin van de jaren negentig, zijn veel, toen vaak experimentele, maatregelen voor het eerst uitgevoerd in het heidelandschap. In het begin waren de EGM vooral gericht tegen verzuring en vermesting, later ook tegen verdroging. Nu, zo'n 10-15 jaar later is het dan ook een goed moment om aandacht te besteden aan de duurzaamheid van de EGM in het heidelandschap betreffende abiotiek en vegetatie.

Al in de tachtiger jaren van de vorige eeuw zijn er (zelfs pre-EGM) herstelmaatregelen uitgevoerd tegen aantasting van zwakgebufferde wateren in het Pleistocene deel van Nederland. Een aantal zwak gebufferde wateren (niet verzuurd) bleek aangetast door inlaat van fosfaatrijk water of door te veel aanvoer van kalkrijk en/of sulfaatrijk water. Zo zijn in het Brabantse Beuven herstelmaatregelen (afsluiten toevoer, slibverwijdering, inlaat voorgereinigd oppervlaktewater) al uitgevoerd in 1985-'86, en in de Banen (Limburg) is de toestroom van Maaswater afgesloten in 1987 en is het sediment, met uitsparing van oude veenresten, verwijderd in de winter van 1991-'92. Het lange termijn verloop van de fosfaatconcentratie in de waterlaag van deze twee uitgestrekte zwak gebufferde wateren is gegeven in figuur 17. Hierin is goed te zien dat na uitvoering van de herstelmaatregelen de fosfaatconcentratie in het water veel lager is geworden en dat daarna deze concentratie ook steeds (> 10 jaar) voldoende laag is gebleven om helder water te

Figuur 16.
Beeld van een verzuurd poeltje (links) met Knolrus (*Juncus bulbosus*) en Waterveenmos (*Sphagnum cuspidatum*) voor bekalking van het inrijgebied en ca. 3,5 jaar er na (rechts) met veel Vlottende bies (*Eleogiton fluitans*) en Duizendknoopfonteinkruid (*Potamogeton polygonifolius*) (Bieze; foto's: R. Bobbink & E. Dorland). Deze laatste vegetatie kwam eerst nog maar in 5% van de poeltjes voor en na "catchment liming" in ca. 60% van de poeltjes!

houden, en er zeker geen nieuwe vermisting met fosfaat is opgetreden. De meest recente gegevens uit de 21^{ste} eeuw laten zien dat dat nog steeds het geval is; een stabiele, niet-vermestte zwakgebufferde waterlaag is nu al 10-17 jaar aanwezig!

Figuur 17.
Fosfaatbeschikbaarheid ($\mu\text{mol l}^{-1}$ reactief fosfaat) in het water van de Banen en het Beuven. De pijlen geven het moment van de maatregelen aan: afsluiting van gebiedsvreemd water (eerste pijl) en opschonen (tweede pijl) in de Banen, en afsluiten toevoer (eerste pijl) en slibverwijdering (tweede pijl) in het Beuven (met inlaat voorgereinigd water, indien nodig).



Ook de ontwikkeling van de vegetatie is zeker in vrijwel alle situaties waarin het herstel specifiek is toegesneden op de gedegradeerde situatie, als duurzaam te beschouwen. Veelal is over grote oppervlakte van de onderzochte wateren in referentieterreinen een doelvegetatie van kenmerkende waterplanten binnen enkele jaren tot ontwikkeling gekomen en tot op heden aanwezig gebleven. Het zou te ver voeren om de vegetatiebeschrijving van alle referentieterreinen hier te bespreken, maar een overzicht van Rode-Lijst soorten die in 2001 nog uitgebreid aanwezig waren in een viertal, zwak gebufferde wateren (niet verzuurd of niet-verzuuringsgevoelig) is gegeven in tabel 2. Dit maakt duidelijk dat in deze terreintypen OBN heeft geleid tot een duurzaam herstel dat naar verwachting nog vele jaren zal standhouden, zeker nu directe vermisting via het oppervlaktewater is uitgesloten.

| Jaar van opschoning | Beuven 1986 | Gritjeplak 1991 | Badhuiskuil 1990 | Broekse wielen 1991 |
|------------------------------------|----------------|--------------------|---------------------|------------------------|
| Doelvegetatie (% oppervlak) | >75 | >75 | 25-50 | 50-75 |
| Armbloemige waterbies | | x | | |
| Bruine snavelbies | ? | | | |
| Draadgentiaan | | | x | |
| Draadzegge | x | | | |
| Drijvende waterweegbree | x | | | x |
| Dwergbloem | | | x | |
| Dwergrus | | | x | |
| Dwergglas | | | x | |
| Galigaan | | x | | |
| <i>Gesteeld glaskroos</i> | x | x | | |
| Kleine zonnedauw | x | | | |
| Knopbies | | x | | |
| Koprus | | | x | |
| Kruipende moerasweegbree | x | | | |
| Moerashertshooi | x | | | |
| Moerassmele | x | | | |
| Moeraswolfsklauw | x | | | |
| Oeverkruid | x | x | x | x |
| Ondergedoken moerasscherm | | | | x |
| Ongelijkbladig fonteinkruid | | x | x | |
| <i>Pilvaren</i> | x | x | | |
| Stekelbiesvaren | x | | | |
| Stomp fonteinkruid | x | | | |
| Stijve moerasweegbree | | x | x | x |
| Teer vederkruid | | x | x | x |
| Vlottende bies | ? | | | x |
| Wateraardbei | | x | x | |
| Waterlobelia | x | | | |
| Witte snavelbies | ? | | | |
| Totaal | 13 (16) | 10 | 10 | 6 |

Tabel 2.
Voorkomen van Rode-Lijst
soorten in “oude” EGM-pro-
jecten in 2001. Soort in cur-
sief: inmiddels niet meer op
Rode Lijst. ? = waarschijnlijk
wel aanwezig.

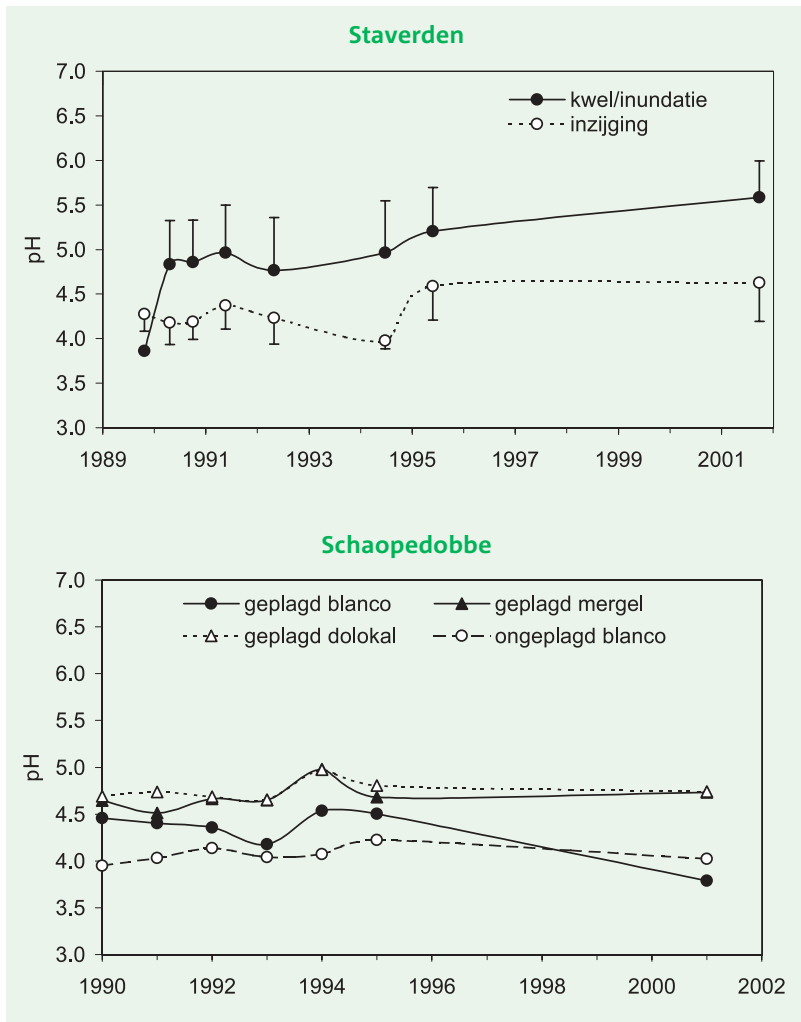
Over de duurzaamheid van de bestrijding van verzuring is op dit moment nog niet alles te zeggen. Doordat de meeste maatregelen in de jaren 1994–'98 zijn uitgevoerd, is niet duidelijk of het herstel van verzuurde situaties langer dan 6-8 jaar is. Wel zijn er sterke aanwijzingen dat ook deze herstelmaatregelen als duurzaam te typeren zijn. Zo is steeds minder (frequent) inlaatwater nodig om de buffercapaciteit in het gerestaureerde Beuven op peil te houden, iets wat ook al bij de restauratie van de Bergvennen aan het optreden is. Dit heeft in verzuurde vennen te maken met het opladen van de buffercapaciteit van de waterbodem, maar ook met afname van de verzurende atmosferische depositie. Zo is de toevoer van potentieel zuur in Nederland in de periode 1980 tot 2000 gemiddeld met 55-60% gereduceerd, vooral door een sterke daling van de emissies van SO_x in binnen- en buitenland (Hammingh, 2002). Door deze, zeer noodzakelijke, brongerichte maatregelen is de duurzaamheid van EGM in (zeer) zwak gebufferde wateren als groot te beschouwen, en is waarschijnlijk te verwachten dat in de meeste herstelde terreinen van dit type herhaling van de maatregel in de nabije toekomst niet nodig is. Echter, deze aanzienlijke vermindering van atmosferische depositie betekent nog niet dat de vegetatie van (zeer) zwak gebufferde wateren spontaan herstelt. Door de langdurige atmosferische depositie is een laag organisch sediment opgehoopt

op de oorspronkelijk minerale waterbodems van deze wateren. Daardoor blijft éénmalig herstel van de abiotische randvoorwaarden noodzakelijk! Door dit alles is herstel op dit moment echter wel zeer kansrijk en duurzaam!

Droge en natte heiden en heischrale graslanden

Ook over de duurzaamheid van de maatregelen in voorheen soortenrijke droge en natte heiden en heischrale graslanden is nu iets te zeggen, aangezien in de periode 2001 – 2002 onderzoek is uitgevoerd naar de langetermijneffecten van OBN in de oorspronkelijke referentieterrainen (De Graaf *et al.*, 2004). De voorlopige conclusies van dit onderzoek bevestigen heel duidelijk de trends zoals beschreven in het vorige symposiumboek en in de tweede paragraaf van dit verhaal. Opmerkelijk is dat in alle terreinen waar bekalkt (of beleemd) is of hydrologische maatregelen zijn uitgevoerd, de pH van de bodem en de hoeveelheid uitwisselbare basische kationen ('basenbezetting') na 10-12 jaar nog steeds hoger zijn dan in de alleen geplagde situaties in hetzelfde terrein, hoewel er in met name de droge heischrale graslanden wel een dalende trend in deze parameters is waar te nemen. In figuur 18 is een voorbeeld van deze langetermijn monitoring voor een droog en een nat heidschraalland gegeven. Hierin is te zien dat door bekalking met dolok of mergel in de Schaopedobbe de pH duidelijk gedurende de hele meetperiode hoger is dan in de ongeplagde proefvelden. Na alleen plaggen is de pH wat verhoogd, waarschijnlijk door de verwijdering van de wat zuurdere stooisellaag, maar aan het eind van de monitoringsperiode is de pH weer gelijk aan de onbehandelde controle. In het Verbrande bos in Staverden is te zien dat door het plaggen en de hydrologische maatregelen (afsluiten drainage en opstuwen kwelwater) een mozaïek van bodemomstandigheden is ontstaan: in de droge inzigzone blijft de bodem pH min of meer stabiel rond de 4,2-4,3 en lijkt in 2001 iets hoger uit te komen, mogelijk door de relatief hoge grondwaterstanden in de laatste jaren. In de delen van het terrein waar kwelinvloed is of inundatie van het slootwater, blijft de pH duidelijk hoog (pH > 5,0) en lijkt ook in de tijd geleidelijk iets toe te nemen. De maatregel, uitgevoerd in de winter van 1989 – '90, is wat dit betreft dus zeker als duurzaam te beschouwen en herhaling is niet aan de orde.

Over het algemeen wijkt de richting van de recente ontwikkeling (1996 – 2001) van de vegetatie niet af van de ontwikkeling zoals die tot in 1996 werd waargenomen na EGM in de verschillende terreintypen (Bobbink *et al.*, 1998a). De verschillen in vegetatiesamenstelling tussen de onderzochte herstelmaatregelen zijn duidelijker geworden, vergeleken met de situatie in 1996; er zijn bijna overal na 10-12 jaar gesloten, "rijpe" droge en natte heidevegetaties en heischrale graslanden ontstaan. Vrijwel alle kenmerkende soorten van soortenrijke heide die in 1996 werden aangetroffen, hebben zich tot 2002 kunnen handhaven. Op veel plaatsen is er zelfs sprake van sterke uitbreiding in aantal individuen van deze doelsoorten. Zo zijn op verscheidene locaties weer echte "pareltjes" in diversiteit van het heidelandschap



Figuur 18. Verloop van de bodem pH-H₂O in de verschillende zones (kwel/inundatie of inzijg) na plaggen en hydrologische ingreep in het Verbrande Bos bij Staverden en in al of niet bekalste heidevelden na plaggen en in de ongeplagde situatie in de Schaopedobbe. Beide projecten zijn uitgevoerd in de winter van 1989-'90.

ontstaan, vooral in niet verzuurde situaties of door combinatie van plaggen en antiverzuringmaatregelen (Fig. 19)! Zo werd op een plagplaats in Havelte-Oost een aantal nieuwe karakteristieke heischrale soorten aangetroffen, waaronder Liggende vleugeltjesbloem (*Polygala vulgaris*) en Heidekartelblad (*Pedicularis sylvatica*). Echter, soorten die uit het betreffende gebied verdwenen waren voor uitvoering van EGM, zijn helaas ook in 2001 nog steeds afwezig, en ondanks adequaat herstelde abiotiek niet teruggekeerd. Dit benadrukt nog eens het potentiële belang van herintroductie en het belang van het behouden en vitaliseren van restpopulaties. De kenmerkende soorten uit zure heiden, zoals ondermeer Struikheide (*Calluna vulgaris*) en Gewone dopheide (*Erica tetralix*), hebben zich overal kunnen handhaven, dan wel sterk kunnen uitbreiden. Vergrassing is opvallend genoeg (maar zie later) vrijwel nergens opgetreden. Een opvallend resultaat in een drietal droge heischrale terreinen is de verschuiving van heischraal terrein



Figuur 19. Een overzicht van een vochtig heischraal grasland met veel Blauwe knoop (*Succisa pratensis*), zoals in Havelte-Oost tot ontwikkeling is gekomen na plaggen in 1990 van een vergraste, maar niet verzuurde situatie (foto R. Bobbink). De vegetatie is nu soortenrijk, met 46 soorten (18 x 5 m), inclusief 6 Rode-Lijst soorten.

naar een door Struikheide gedomineerde droge heide op geplagde stukken. Dit bleek het gevolg te zijn van het achter-wege blijven van het kenmerkende 1-2 jaarlijkse maai-beheer. Op de ongeplagde heischrale proef-velden, die wel jaarlijks zijn gemaaid, hebben geen spectaculaire verschuivingen in de vegetatie plaatsgevonden.

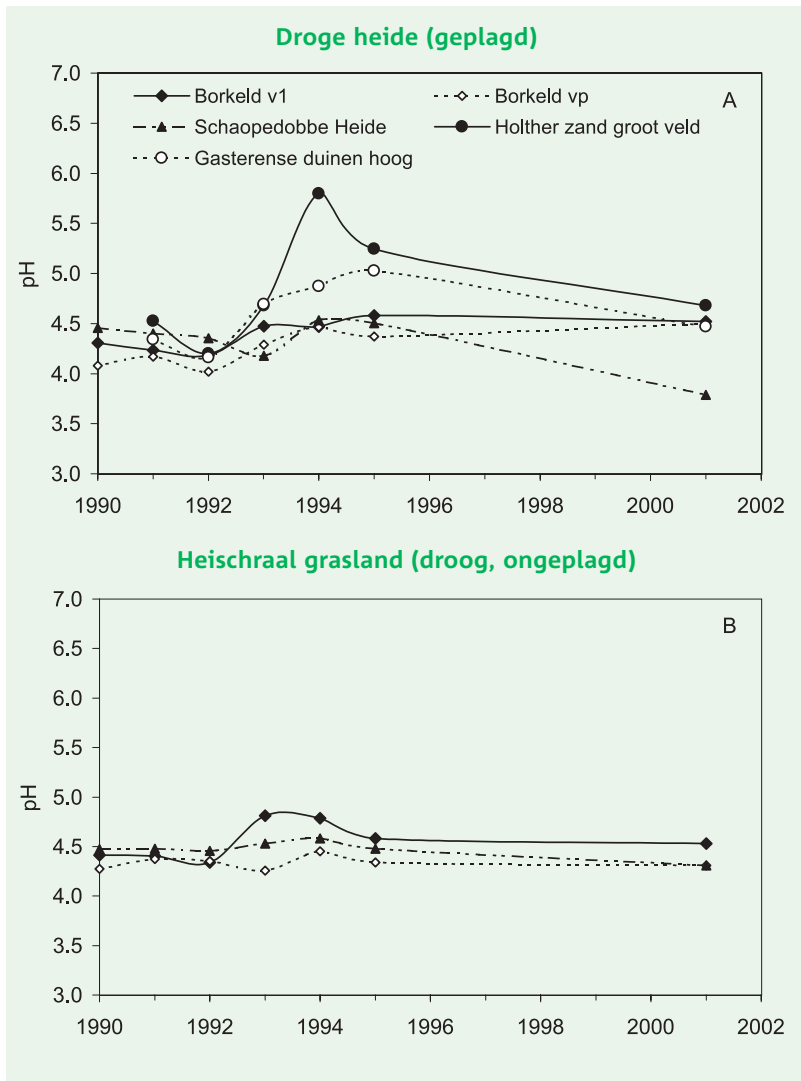
Opmerkelijk is nog dat op de Borkeld twee kiemplanten van de Jeneverbes (*Juniperus communis*) zijn aangetroffen: één net in een in 1989 geplagde situatie, ver buiten het oude jeneverbesveld, en één er net buiten. De laatste jaren wordt er vaker melding

gemaakt van kieming en vestiging van Jeneverbes-sen in het heidelandschap, terwijl dat in de decennia daarvoor nauwelijks meer gebeurde. Dit is vermoedelijk ook een aanwijzing dat de verzurende depositie in het heidelandschap steeds minder negatieve invloed lijkt te hebben.

Belang van brongerichte maatregelen

Tenslotte is het hier gepast om iets te zeggen over het belang van brongerichte maatregelen voor het herstel van het heidelandschap. Uit de gegevens van 18 referentiesituaties in het Nederlandse heidelandschap komt zonneklaar naar voren dat in periode van 1990 tot in 2001 er vrijwel nergens een dalende trend in de bodem-pH en in de bezetting met basische kationen is vastgesteld (De Graaf *et al.*, 2004) (Fig. 20). In alle zes ongeplagde referenties (droge zure heide & heischraal) is nergens een daling van de pH in deze periode gevonden, noch in de bestudeerde natte terreinen met of zonder herstelbeheer. In veel gevallen werd zelfs een lichte stijging in bodem-pH (ca. 5%) gevonden! Alleen in twee terreindelen van de Schaopedobbe en een klein percentage van Havelte-Oost is na plaggen een dalende trend (5 –10%) in pH over de meetperiode gevonden. Dit is een duidelijke indicatie dat de sterke reductie in verzurende depositie (55 – 60%) in de periode 1980 tot 2000 (Hammingh, 2002) nu ook echt vruchten begint af te werpen in de praktijk en de heraan-tasting van herstelde terreinen significant lager is dan in de jaren tachtig, toen de noodzaak van EGM zeer nijpend was. De daling in verzurende depositie wordt vooral veroorzaakt door de sterke daling (80%) in de emissies van zwavel, maar ook het ammoniakbeleid lijkt vanaf midden negentiger jaren van de vorige eeuw te gaan werken! Gemiddeld over Nederland is de stikstofdepositie in de periode 1990-2001 met ca. 20-25% gedaald (Hammingh, 2002), hoewel er lokaal in de concentratiegebieden ook wel reducties van 40% zijn aangetoond (Boxman, 2002). Dit lijkt ook zijn effect te hebben in het heidelandschap: de hervergrassing 10-12 jaar na plaggen is opmerkelijk laag, en ook zijn de niveau's van beschikbaar-stikstof in de bodem

tien jaar na plaggen nog opvallend laag, alhoewel om dit goed te kwantificeren eigenlijk de mineralisatiesnelheid zou moeten worden vergeleken. Maar vergeleken met bodemdata uit de jaren tachtig zijn de waarden zeker laag te noemen. Concluderend kan gesteld worden dat de brongerichte maatregelen van de laatste twee decennia nu duidelijk vruchten beginnen af te werpen en de duurzaamheid van succesvol herstelbeheer hierdoor aanzienlijk verhoogd is. Dit betekent overigens niet dat herstelmaatregelen in de toekomst niet meer noodzakelijk zijn. Het herstel van de buffercapaciteit in verzuurde systemen gaat zeker niet vanzelf, terwijl ook de in het heidelandschap geaccumuleerde hoeveelheid stikstof niet zo maar verdwijnt.



Figuur 20. Verloop van de pH-H₂O in de bodem van 1990 tot in 2001 in 5 geplagde EGM terreinen met droge heide en 3 droge, ongeplagde heischrale graslanden. De toename van de pH in het Holtherzand wordt waarschijnlijk veroorzaakt doordat het terrein (voor het eerst sinds vele jaren) 2-3 maanden geïnundeerd is geweest.

Slotopmerkingen

Oplossingen van knelpunten

De effectiviteit van effectgerichte maatregelen (EGM) in het Nederlandse heidelandschap staat centraal in deze bijdrage. Zowel zwak tot zeer zwak gebufferde wateren, als droge en natte (voorheen) soortenrijke heischrale milieus zijn aan bod gekomen, waarbij is voortgebouwd op de kennis van het EGM/OBN-onderzoek uit de periode 1989–'96. Geconcludeerd kan worden dat voor de meeste knelpunten in het herstelbeheer zo langzamerhand een oplossing is gevonden. Een combinatie van maatregelen is vaak noodzakelijk en het meest succesvol gebleken. Zo is de bestrijding van (her)verzuring na verwijdering van het slib in (zeer) zwak gebufferde wateren uitstekend te controleren met de inlaat van gebufferd (grond)water. De heldere, zwak gebufferde waterlaag en de rijkdom aan kenmerkende waterplantenvegetaties zijn op deze wijze goed herstellen. Ook in terrestrische delen van het heidelandschap zijn veelal gecombineerde ingrepen vereist, zoals kleinschalig plaggen en bekalken in droge omstandigheden, of gecombineerd met hydrologische maatregelen in natte systemen.

In droge heischrale graslanden en voorheen soortenrijke heide, en soms ook in natte situaties, blijft de terugkeer van bedreigde soorten een groot probleem. Herintroductie-experimenten hebben aangetoond dat na adequate EGM de bodem veelal geschikt is voor hervestiging, maar dat de soorten niet terug kunnen komen door afwezigheid van een langlevende zaadvoorraad en het geringe verspreidingsvermogen van de meeste soorten in het te gefragmenteerde Nederlandse landschap. Kortom, het lijkt nu tijd om naast abiotisch herstel, ook de mogelijkheid van herintroductie (onder randvoorwaarden!) als optie voor EGM te gaan overwegen, iets wat buiten Nederland meestal geen discussie meer is.

Bekalking van het inzigggebied is een nieuwe en kansrijke herstelmaatregel gebleken om op landschapsschaal de negatieve gevolgen van verzuring in zowel natte heide als zeer zwak gebufferde heidevelden te bestrijden. De bodem en het water zijn na 1-3 jaar weer op het oude bufferniveau en de kenmerkende vegetatie begint zich goed uit te breiden. Zeer verheugend is verder dat de duurzaamheid van EGM steeds groter wordt. Na 10-15 jaar is de abiotiek in zowel natte als droge delen nog steeds duidelijk verbeterd, en ook zijn meer “volledige” gemeenschappen ontstaan. Vergeleken met 5-6 jaar na EGM zijn de populaties van de bedreigde plantensoorten in vrijwel alle situaties groter geworden. Dit komt mede doordat de brongerichte maatregelen tegen verzuring (55-60% reductie) en vermisting (20-30% reductie) steeds meer vruchten beginnen af te werpen, iets wat vooral goed is waar te nemen in situaties waar eerst de erfenis van de laatste decennia is verwijderd of teruggedraaid.

Toekomst

Uiteraard is zeker niet alles “optimaal” in het Pleistocene heidelandschap, al is met inzet van EGM op de juiste plaats én wijze veel te bereiken voor abiotiek en plantenwereld. Vaak lijkt de fauna mee te profiteren van kleinschalig en adequaat herstelbeheer, zeker vergeleken met de ernstig verzuurde en/of vermeste uitgangssituaties. Echter, het verdient zeker aanbeveling om in de nabije toekomst op systematische wijze aandacht te besteden aan de effecten van EGM, maar ook meer regulier beheer, op de eens zo kenmerkende heidefauna (met name insecten). Een inhaalslag wat betreft fauna is zeker noodzakelijk!

In deze bijdrage is verder niet ingegaan op (mogelijke) problemen bij het reguliere beheer van soortenarme, zure droge heide, inclusief het plaggen van deze, veelal uitgestrekte delen van het heidelandschap. Het herstellen of handhaven van structureerrijke heide, ondermeer van groot belang voor de fauna, lijkt daarbij niet altijd te lukken. Een landelijke studie naar het al of niet succesvol beheren van deze situaties lijkt zeker weer eens op zijn plaats. De vorige vond al meer dan 15 jaar geleden plaats (Anoniem, 1988)! Ook is tot nu toe (te) weinig aandacht besteed aan het herstel van de (voorheen) korstmosrijke begroeiingen (droge heide, stuifzand) in het heidelandschap. De trends in biodiversiteit van deze groep van organismen zijn tot nu toe zeker niet positief (Aptroot & Van Herk, 2001). Ook voor mossen, en met name levermossen, uit meer natte heischrale milieus is meer aandacht nodig. Het lijkt daarom raadzaam om in de nabije toekomst binnen OBN aandacht te gaan besteden over het wel of niet terugkeren van (korst)mossen in droge ecosystemen (duinen – heide – kalkgraslanden), en wel op een deskundigteams-overstijgende wijze! Oorspronkelijk is het EGM-programma opgezet voor groepen van meer of minder gelijksoortige ecosystemen, zoals zwak gebufferde oppervlaktewateren of droge duinen (met nu acht deskundigteams). De tijd is nu rijp om, naast maatwerk voor specifieke situaties, ook OBN op een meer geïntegreerde wijze voor “hele” landschappen te gaan opzetten, waarbij de maatregelen in de verschillende onderdelen van het landschap in elkaar’s context worden aangepast, c.q. uitgevoerd.

In 1988 werd al gesteld dat de heide toekomst had. In onze ogen is het nu ook mogelijk dat naast paars, steeds meer andere kleuren aanwezig zijn in het heidelandschap, zeker door de sterk verbeterende situatie betreffende verzurende depositie, al is op veel plaatsen nog EGM noodzakelijk om de negatieve gevolgen éénmalig te verwijderen. Kortom, het wordt weer steeds bonter op de heil!

Aandachtspunten bij herstelmaatregelen in het heidelandschap

- In van nature zure heidevennen die verder verzuurd zijn, kan beter geen herstelbeheer worden uitgevoerd, uitgezonderd lokaal een lichte bekalking voor het op peil houden van populaties van bedreigde amfibieën. De soortenrijke waterplantenvegetatie van gedegradeerde, zwak gebufferde wateren, die niet gevoelig zijn voor (her)verzuring, bleek daarentegen wel goed en duurzaam te herstellen door het verwijderen van de sliblaag en het plaggen en vrijstellen van de oevers.
- Verwijdering van de sliblaag gevolgd door gedoseerde inlaat van kalkrijk, voedselarm (grond)water is een effectieve én noodzakelijke manier om de abiotiek en kenmerkende waterplantenflora te herstellen in al verzuurde of verzuringsgevoelige zwak gebufferde wateren. Om een juiste dosering van de waterinlaat te bereiken, is in de eerste jaren altijd enige monitoring van de pH en buffercapaciteit van de waterlaag nodig.
- Rond de oevers van zeer zwak gebufferde heidevennen waren vaak soortenrijke natte heiden aanwezig. Volledig herstel van dit vegetatiecomplex was moeilijk, wanneer de lokale kwelstroom verzuurd was. Bekalking van het (bij voorkeur geplagde) inzigggebied is een goede maatregel gebleken om (zeer) zwak gebufferde omstandigheden in zowel het venwater als in de natte heidebodem te herstellen. Kenmerkende waterplanten keerden snel terug, terwijl ook de natte heidevegetatie positief beïnvloed werd.
- In voorheen soortenrijke natte heiden en natte heischrale graslanden leidt kleinschalig plaggen in combinatie met hydrologische maatregelen tot verbetering van de bodemchemie en tot (gedeeltelijk) herstel van de soortenrijke vegetatie. Het succes van deze maatregel wordt sterk bepaald door mogelijkheden om de toestroom en het vasthouden van zwak tot matig gebufferd, lokaal (kwel)water te vergroten en door de aanwezigheid van restpopulaties. In verzuurde, voorheen soortenrijke natte heiden, waar hydrologische maatregelen niet mogelijk zijn, is bekalking direct na kleinschalig plaggen een goed alternatief!
- Voor het herstel van verzuurde droge heischrale graslanden en voorheen soortenrijke droge heidevegetaties is kleinschalig plaggen in combinatie met bekalking een effectieve maatregel om de abiotiek te herstellen. Relictpopulaties van doelsoorten dienen nooit weg geplagd te worden! Doelsoorten die al enige tijd uit de natuurterreinen waren verdwenen, keerden echter nauwelijks terug, ook niet na 10-12 jaar.

- De afwezigheid van kiemkrachtige zaden in de bodem en het ontbreken van goede verspreidingsmogelijkheden in het gefragmenteerde landschap belemmeren de hervestiging van veel doelsoorten in gedegradeerde heischrale milieus. Herintroductie van deze soorten (bijvoorbeeld door het inbrengen van plagsel uit soortenrijke heideterreinen of uitzaaien) is een mogelijkheid om deze soorten terug te krijgen. Wel is het noodzakelijk de bodemchemie voldoende te herstellen, voordat herintroductie plaatsvindt. Bovendien zal herintroductie altijd moeten worden vergezeld van monitoring en optimaal vervolfbeheer om zo ook het voortbestaan van de populatie op lange termijn mogelijk te maken.
- Aanbevolen wordt om in de toekomst bij OBN in het heidelandschap meer aandacht te besteden aan de heidefauna, het herstel van stuifzand, het al of niet terugkomen van kenmerkende (korst)mossen en het landschapsperspectief.

Dankwoord

Bij deze willen wij collega's en studenten van de afdeling Aquatische Oecologie en Milieubiologie (Katholieke Universiteit Nijmegen) en de leerstoelgroep Landschapsecologie (Universiteit Utrecht) bedanken die hebben mee geholpen of bijgedragen aan het onderzoek naar de effectiviteit van herstelmaatregelen in het heidelandschap. Ook de discussies met de leden van twee OBN-deskundigenteams (Zwak gebufferde wateren & Droge en vochtige schraallanden) zijn bijzonder nuttig geweest bij de opzet en uitwerking van deze bijdrage. Uiteraard was dit allemaal niet mogelijk geweest zonder de mogelijkheid "op locatie" te mogen werken in natuurterreinen van de volgende organisaties: Staatsbosbeheer, de Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten, de provinciale Landschappen (it Fryske Gea, het Drentse Landschap, Landschap Overijssel, het Geldersch Landschap, het Brabants Landschap en het Limburgs Landschap), DGW&T, gemeente Ermelo en een enkele privé-eigenaar. De uitstekende contacten en stimulerende samenwerking met vele mensen uit deze organisaties zijn van groot belang geweest bij de opzet, de uitvoering en de afronding van dit EGM-onderzoek in het kader van het Overlevingsplan Bos en Natuur. We hopen dat het heidelandschap op een aantal plaatsen zo niet alleen meer paars of groen blijft!

Literatuur

- **Aerts, R. & Berendse, F.**, 1988. The effect of increased nutrient availability on vegetation dynamics in wet heathlands. *Vegetatio* 76: 63-69.
- **Aerts, R. & Heil, G.W.**, 1993. Heathland: Patterns and Processes in a changing environment. *Geobotany* 20, Kluwer, Dordrecht, 223 pp.
- **Anoniem**, 1988. De heide heeft toekomst! Werkgroep Heidebehoud en Heidebeheer. Staatsbosbeheer, Utrecht.
- **Aptroot, A. & van Herk, C.M.**, 2001. Veranderingen in de kortsmosflora van de Nederlandse heiden en stuifzanden. *De Levende Natuur* 102: 150-155.
- **Arts, G.H.P.**, 2002. Deterioration of atlantic soft water macrophyte communities by acidification, eutrophication and alkalinisation. *Aquatic Botany* 73: 373-393.
- **Arts, G.H.P., Van Dam, H., Wortelboer, F.G., Van Beers, P.W.M. & Belgers, J.D.M.**, 2002. De toestand van het Nederlandse ven. Rapport 542, Alterra/AquaSense, Wageningen.
- **Arts, G.H.P. & Van Duinhoven, G.**, 2000. Sleutelen aan vennen. Brochure OBN-09. EC/LNV, Wageningen.
- **Bakker, T., Everts, H., Jungerius, P., Ketner-Oostra, R., Kooijman, A., Van Turnhout, C. & Esselink, H.**, 2003. Preadvies stuifzanden. Rapport EC-LNV nr 2003/228-O, Ede/Wageningen.
- **Bloemendaal, F.H.J.L. & Roelofs, J.G.M. (Eds.)**, 1988. Waterplanten en waterkwaliteit. KNNV, Utrecht.
- **Bobbink, R., Ashmore, M., Braun, S., Fluckiger, W. & Van den Wyngaert, I.J.J.**, 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: Achermann, B. & Bobbink, R. (Eds.) Empirical critical loads for Nitrogen. Environmental Documentation No. 164. Air, Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Bern. Pp. 43-170.
- **Bobbink, R., De Graaf, M.C.C., Roelofs, J.G.M. & Van der Ven, P.J.M.**, 1996. Vervolgonderzoek naar knelpunten bij effectgerichte maatregelen tegen verzuring en verdroging in droge en vochtige heischrale milieus. Vakgroep Oecologie, K.U. Nijmegen. Pp. 30.
- **Bobbink, R., De Graaf, M.C.C., Verheggen, G.M. & Roelofs, J.G.M.**, 1998a. Heeft heischrale milieu in Nederland nog toekomst? In: Bobbink, R., Roelofs, J.G.M. & Tomassen, H.B.M. (Eds.): Effectgerichte maatregelen en behoud biodiversiteit in Nederland, Afdeling Aquatische Oecologie en Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen. Pp. 131-161.
- **Bobbink, R., Hornung, M. & Roelofs, J.G.M.**, 1998b. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology* 86: 717-738.
- **Bobbink, R. & Lamers, L.P.M.**, 1999. Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties - een overzicht. Rapport R13 Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.

- **Boxman, A.W.**, 2002. Is stikstofverzadiging in Nederlandse bossen omkeerbaar? *Vakblad Natuurbeheer* 8: 127-130.
- **Britton, A.J., Marrs, R.H., Carey, P.D. & Pakeman, R.J.**, 2000. Comparison of techniques to increase *Calluna vulgaris* cover on heathland invaded by grasses in Breckland, South East England. *Biological Conservation* 95: 227-232.
- **Brouwer, E.**, 2001. Restoration of Atlantic softwater lakes and perspectives for characteristic macrophytes. Proefschrift, Katholieke Universiteit Nijmegen.
- **Brouwer, E., Bobbink, R., Roelofs, J.G.M., & Verheggen, G.M.**, 1996. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren; eindprogramma monitoringsprogramma, tweede fase. Vakgroep Oecologie, Werkgroep Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- **Brouwer, E., Roelofs, J.G.M., Bobbink, R. & Verheggen, G.M.**, 1998. Herstelbeheer in verzuurde en geëutrofiëerde zachte wateren: waar en wanneer zinvol? In: Bobbink, R., Roelofs, J.G.M. & Tomassen, H.B.M. (Eds.), *Effectgerichte maatregelen en behoud van biodiversiteit in Nederland*. Afdeling Aquatische Oecologie & Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen. Pp. 29-52.
- **Brouwer, E., Verheggen, G.M., & Roelofs, J.G.M.**, 2000. Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring van oppervlaktewateren. Eindrapport monitoringsprogramma derde en laatste fase. Afdeling Aquatische Oecologie & Milieubiologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen.
- **Cals, M.J.R., Bellemakers, M.J.S., Maessen, M., & Roelofs, J.G.M.**, 1993. Voorwaarden en perspectieven voor herstel van verzuurde en geëutrofiëerde oppervlakte wateren. In: M. Cals, M. De Graaf, & J. Roelofs (Eds.), *Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen*. Vakgroep Oecologie, Katholieke Universiteit Nijmegen, Nijmegen. Pp. 31-62.
- **Dorland, E.**, 2004. Ecological restoration of wet heathlands and matgrass swards – bottleneck and solutions. Proefschrift, Universiteit Utrecht.
- **Dorland, E., Bobbink, R., Brouwer, E., Peters, C.J.H., Van der Ven, P.J.M., Vergeer, Ph., Verheggen, G.M. & Roelofs, J.G.M.**, 2000. Herinstructie en bekalking van het inzijsgebied. Aanvulling bij effectgerichte maatregelen in het heischrale milieu. Universiteit Utrecht & Katholieke Universiteit Nijmegen, Utrecht/Nijmegen.
- **Dorland, E., Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M.**, 2001. Overleving van Valkruid na herinstructie. *Vakblad Natuurbeheer* 40: 137-139.
- **Dorland, E., Bobbink, R., Messelink, J.H. & Verhoeven, J.T.A.**, 2003a. Soil ammonium accumulation after sod cutting hampers the restoration of degraded wet heathlands. *Journal of Applied Ecology* 40: 804-814.

- **Dorland, E., Van den Berg, L., Bobbink, R. & Roelofs, J., 2003b.** Bekalking bij het herstel van gedegeneerde heiden en heischrale graslanden. *De Levende Natuur* 104: 144-148.
- **Dorland, E., Van den Berg, L.J.L., Brouwer, E., Roelofs, J.G.M. & Bobbink, R., 2004.** Catchment liming to restore degraded, acidified heathlands and moorland pools. *Restoration ecology* (in druk).
- **Gimingham, C.H., Chapman, S.B. & Webb, N.R., 1979.** European heathlands. In: Specht, R.L. (Ed.) *Ecosystems of the world*, 9A. Elsevier, Amsterdam. Pp. 365-386.
- **Graaf, M.C.C. de, Bobbink, R., Roelofs, J.G.M. & Verbeek, P.J.M., 1998a.** Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology* 135: 185-196.
- **Graaf, M.C.C. de, Verbeek, P.J.M., Bobbink, R. & Roelofs, J.G.M., 1998b.** Restoration of species-rich dry heaths: the importance of appropriate soil conditions. *Acta Botanica Neerlandica* 47: 89-111.
- **Graaf, M.C.C. de, Verbeek, P.J.M., Robat, S.A., Bobbink, R., Roelofs, J.G.M., De Goeij, A.A.M. & Scherpenisse, M.C., 2004.** Langetermijn effecten van herstelbeheer in heide en heischrale graslanden. OBN-Rapport, EC/LNV, Ede.
- **Graaf, M.C.C. de, Verbeek P.J.M., Cals, M.J.R. & Roelofs, J.G.M., 1994.** Effectgerichte Maatregelen in matig mineraalrijke heide en schraallanden. Eindrapport monitoringsrapport eerste fase. Vakgroep Oecologie, K. U. Nijmegen.
- **Hammingh, P. (Ed.) 2002.** Jaaroverzicht luchtkwaliteit 2001, RIVM, Bilthoven, 725301009.
- **IUCN, 1987.** Translocation of living organisms – IUCN position statement. IUCN, Gland.
- **Kleef, H.H. van, Leuven, R.S.E.W., Esselink, H., Felix, R.P.W.H. & Van der Velde, G., 2001.** Herstelbeheer in vennen: macrofauna in gevaar? *De Levende Natuur* 102: 173-176.
- **Kuyper, Th.W., Bartelink, H.H., Van Dobben, H.F., Klap, J.M. & Weersink, H., 2004.** Behoud van natuurwaarden in droge, voedselarme bossen: hoe effectief zijn effectgerichte maatregelen? In: G.A. van Duinen *et al.* (Eds.) *Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit*. Expertisecentrum LNV, Ede. Pp. 15-31.
- **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.

- **Odé, B., Groen, C.L.G. & De Blust, G.,** 2001. Het Nederlandse en Vlaamse heidelandschap. *De Levende Natuur* 102: 145-149.
- **Primack, R.B.,** 1996. Lessons from ecological theory: dispersal, establishment, and population structure. In: Falk, D.A., Millar, C.I. & Olwell, M. (Eds.) *Restoring diversity: strategies for reintroduction of endangered plants*, pp. 209-223. Island Press, Washington (DC).
- **Roelofs, J.G.M.,** 1983. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters in the Netherlands 1. Field observations. *Aquatic Botany* 17: 139-155.
- **Roelofs, J.G.M.,** 1986. The effect of airborne sulphur and nitrogen deposition on aquatic and terrestrial heathland vegetation. *Experientia* 42, 372-377.
- **Roelofs, J.G.M., Brandrud, T.E. & Smolders, A.J.P.,** 1994. Massive expansion of *Juncus bulbosus* L. after liming of acidified SW Norwegian lakes. *Aquatic Botany* 48: 187-202.
- **Roelofs, J.G.M., De Graaf, M.C.C., Verbeek, P.J.M. & Cals, M.J.R.,** 1993. Methodieken voor herstel van verzuurde en geëutrofiëerde heiden en schraallanden. In: Cals, M., De Graaf, M. & Roelofs, J. (Eds.) *Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiëring in natuurterreinen*. Proc. symp. K.U. Nijmegen.
- **Roelofs, J.G.M., Kempers, A.J., Houdijk, L.F.M. & Jansen, J.,** 1985. The effect of air-borne ammonium sulphate on *Pinus nigra* var. *maritima* in The Netherlands. *Plant and Soil* 84: 45-56.
- **Roelofs, J.G.M., Schuurkes, J.A.A.R. & Smits, A.J.M.,** 1984. Impact of acidification and eutrophication on macrophyte communities in soft waters. II Experimental studies. *Aquatic Botany* 18: 389-411.
- **Roelofs, J.G.M., Smolders, A.J.P., Brandrud, T. E. & Bobbink, R.** 1995. The effect of acidification, liming and reacidification on macrophyte development, water quality and sediment characteristics of soft-water lakes. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 967-972.
- **Smidt, J.T. de,** 1981. De Nederlandse heidevegetaties. *Wetenschappelijke Mededelingen KNNV* 144.
- **Webb, N.R.,** 1998. The traditional management of European heathlands. *Journal of Applied Ecology* 35: 987-990.
- **Werger, M.J.A., Prentice, I.C. & Helsper, H.P.H.,** 1985. The effect of sod-cutting to different depths on *Calluna* heathland regeneration. *Journal of Environmental Management* 20: 181-188.
- **Troelstra, S.R., Wagenaar, R. & De Boer, W.,** 1990. Nitrification in Dutch heathland soils. 1. General soil characteristics and nitrification in undisturbed soil cores. *Plant and Soil* 127: 79-192.