

Hierna volgend artikel is afkomstig uit:



De Levende Natuur

vakblad voor natuurbehoud en -beheer, sinds 1896

Doelstelling van 'De Levende Natuur'
Het informeren over ontwikkelingen in onderzoek, beheer en beleid op het gebied van natuurbehoud en natuurbeheer, die van belang zijn voor Nederland en België. De artikelen zijn vooral gebaseerd op eigen ecologisch onderzoek, ervaring of waarneming van de auteurs.

De Levende Natuur verschijnt 6x per jaar, waaronder tenminste één themanummer.

U kunt zich abonneren via onze website:

www.delevendenatuur.nl/lezersservice.php

of deze bon opsturen naar:

Abonnementenadministratie
De Levende Natuur
Antwoordnummer 3031
8000 WB Zwolle

Tel. 06 - 57 26 26 72
administratie@delevendenatuur.nl

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

naam: _____

adres: _____

postcode: _____

woonplaats: _____

telefoon: _____

e-mail: _____

Ik machtig *De Levende Natuur* om het abonnementsgeld af te schrijven van rekening:

bank/giro: _____

naam: _____

plaats: _____

datum: _____ handtekening: _____

Graag aankruisen:

- proefabonnement** – € 10,- (drie nummers)
- particulier** – € 29,50 (NL + B) – overige landen € 35,-
- instelling/bedrijf** – € 50,-
- student/promovendus** – € 9,90*

* (max. vier jaar; graag kopie college- of PhD kaart bijvoegen)
Na vier jaar gaat dit abonnement automatisch over in een regulier abonnement.

De prijsontwikkeling kan het stichtingsbestuur dwingen de tarieven aan te passen. Tevens bent u gerechtigd om uw bank opdracht te geven het bedrag binnen 30 dagen terug te boeken.

Herstel van de heischrale vegetatie van de Zuid-Limburgse hellingen

Maaïke Weijters, Nina Smits & Roland Bobbink

De soortensamenstelling van de vegetatie van de heischrale zone van de Zuid-Limburgse hellingschraallanden is de laatste decennia sterk achteruit gegaan (Smits et al., 2006). In het kader van OBN is in twee fases (2005-2009 en 2009-2013) onderzoek gedaan naar mogelijke oorzaken hiervan en is gezocht naar praktijkgerichte oplossingen om de achteruitgang terug te draaien.

Eén van de kenmerken van de hellingen in Zuid-Limburg is dat deze veelal een duidelijke gradiënt in de bodem vertonen. Boven aan de helling worden – met name in het westen van Zuid-Limburg – zure terrasafzettingen (zand, grind) van de Oer-Maas gevonden, vaak bovenaan afgedekt met löss (fig. 1). Op de steilere middengedeelten is kalkgesteente ondiep aanwezig, terwijl onderaan de helling meestal een dikke laag afgespoeld materiaal (colluvium) is terecht gekomen. Deze situatie heeft bij eeuwenlang agrarisch gebruik geleid tot een kenmerkende zonering van droge hellinggraslanden.

De bijbehorende graslandtypen zijn bovenaan de helling heide en zure kiezelkopgraslanden (*Thero-Airion*), gevolgd door een heischraal grasland (*Nardo-Galium saxatilis*), met daarna het kalkgrasland (*Mesobromion erecti*) en tenslotte onderaan Glanshaver-gemeenschappen (*Arrhenatherion elatioris*) of ruigtebegroeiingen (*Arction*) (Bobbink &

Willems, 2001; Smits et al., 2009). Zowel kalkgrasland als heischraal grasland behoren tot de in totaal 51 Natura 2000-habitat-typen waarvoor Nederland een Europese verantwoordelijkheid draagt (Janssen & Schaminée, 2003). In beide gevallen betreft het bovendien een prioritair habitattypen, waarvoor de landen extra inspanningen dienen te leveren.

Een bijzonder aspect van de Zuid-Limburgse hellinggraslanden is hun landschappelijke context. Vrijwel nergens anders in Europa is de samenhang tussen heischrale graslanden en kalkgraslanden – in hun setting met kiezelkopgraslanden, rotsrandjes boven mergelgroeven, ruigten en zomen op plekken waar voedingsstoffen ophopen, en omringd door bosgebied – op dergelijke korte afstanden van elkaar aanwezig. De gemeenschap van Betonie en Gevinde kortsteel (*Betonico-Brachypodietum*) is de Zuid-Limburgse vorm van het heischrale grasland (foto 1). Bijzondere voorkomende

soorten zijn Betonie (*Stachys officinalis*), Welriekende nachtorchis (*Platanthera bifolia*), Veldgentiaan (*Gentianella campestris*), Herfstschroeforchis (*Spiranthes spiralis*) en Groene nachtorchis (*Coeloglossum viride*). Daarnaast zijn in dit type heischraal grasland ook altijd soorten uit het kalkgrasland aanwezig, waaronder Gevinde kortsteel (*Brachypodium pinnatum*) (Swertz et al., 1996; Bobbink & Willems, 2001). De omvang en kwaliteit van het heischrale grasland in Zuid-Limburg is sinds 1950 sterk achteruit gegaan. Zo zijn bijvoorbeeld tien karakteristieke plantensoorten uit deze vegetatie (allemaal Rode lijstsoorten) vrijwel helemaal verdwenen uit de Zuid-Limburgse helling-schraallanden (foto 2) (Smits et al., 2006), ondanks de grote beheerinspanningen van de afgelopen 35 jaar.

In dit artikel wordt een overzicht gegeven van het onderzoek dat sinds 2005 in het kader van OBN is uitgevoerd naar de mechanismen die leiden tot de geconstateerde achteruitgang van de heischrale zone van de Zuid-Limburgse hellingen. Hiervoor is het onderzoek uitgebreid naar een groter deel van de habitatgebieden met aandacht voor de bodemchemie en nitraatvorming. Doel van dit onderzoek is om tot maatregelen te komen die tot instandhouding en zo mogelijk herstel van de heischrale vegetaties kan leiden.

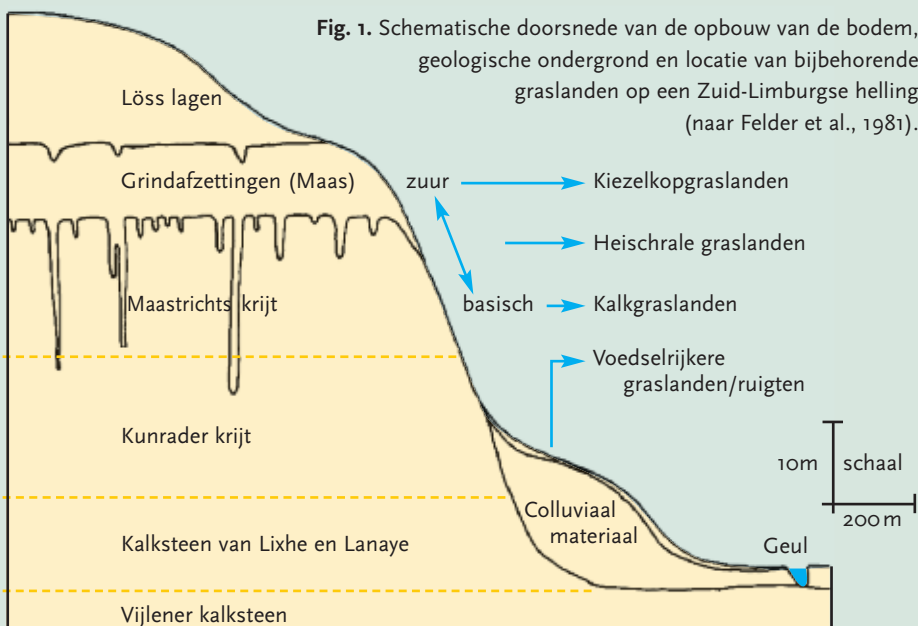


Fig. 1. Schematische doorsnede van de opbouw van de bodem, geologische ondergrond en locatie van bijbehorende graslanden op een Zuid-Limburgse helling (naar Felder et al., 1981).

Foto 2. Rozenkransje, tot eind jaren zeventig nog aanwezig op de Kunderberg (foto: J.H. Willems, genomen in 1979).





Foto 1. Blauwe knoop (*Succisa pratensis*) op de Winkelberg (foto: N.A.C. Smits).

Bodemchemie

Om een completer beeld te krijgen van de abiotiek van de hellingschraallanden is, in aanvulling op de bodemchemische gegevens verkregen uit de eerste fase OBN (Smits et al., 2010a), de bodem van een aantal terreinen in 2010 en 2011 zowel in het voorjaar als in het najaar bemonsterd. Het betreft de volgende terreinen: Strooberg, Winkelberg, Hoefijzer, Koeberg, Berg-hofweide, Kannerhei en de Belgische Tien-deberg (van Noordwijk et al., 2013 voor locaties en uitgebreide meetgegevens). Vergelijkbaar met de methode uit de eerste fase van OBN werden bodemonsters (0-10 cm) verzameld over de gehele gradiënt, voor zover aanwezig, van kiezelkopgrasland, via de heischrale zone tot in het gedeelte met kalkgraslandvegetatie. Uit deze metingen blijkt dat de pH gemeten in het kiezelkopgrasland- en heischrale grasland deel van de helling gemiddeld 5,0 en 5,5 is. In de kalkgraslandzone is de pH beduidend hoger ($p < 0,001$, pH gemiddeld 7,5).

De concentratie uitwisselbare basische kationen gemeten in het kiezelkopdeel van de helling is laag (gemiddeld $9614 \mu\text{eq/l}$ bodem), en in het heischrale- en kalkgraslandgedeelte van de hellingen hoger (respectievelijk $16439 \mu\text{eq/l}$ bodem en $31483 \mu\text{eq/l}$ bodem).

De nitraatconcentratie is op alle hellingen laag, met concentraties lager dan $50 \mu\text{mol/l}$ bodem en verschilt niet tussen de verschillende vegetatiezones. In de ammoniumconcentraties is echter wel een duidelijke gradiënt zichtbaar, waarbij de concentraties in de kiezelkopgraslandzone (gemiddeld $358 \mu\text{mol/l}$ bodem) significant hoger ($p < 0,001$) zijn dan die gemeten in de heischrale zone (gemiddeld $206 \mu\text{mol/l}$ bodem) en de kalkgraslandzone (gemiddeld $92 \mu\text{mol/l}$ bodem) (fig. 2). Hierbij valt ook op dat de concentratie stikstof het hoogst is boven aan de helling, in

de kiezelkopgraslanden. Dit wordt waarschijnlijk veroorzaakt door inspoeling van stikstof vanuit het bovenliggende agrarisch gebruikte plateau. Verder valt op dat in een groot deel van de hier onderzochte locaties (65%) meer dan $200 \mu\text{mol}$ ammonium/kg bodem werd gemeten, en daarmee vallen deze binnen het bereik van aangetoonde negatieve effecten van ammonium elders in heischrale graslanden (o.a. Dorland et al., 2003; de Graaf et al., 1998). Daarnaast blijkt de ammonium/nitraat ratio in de heischrale zone van de helling significant ($p = 0,005$) hoger te zijn dan in de kalkgraslandzone (gemiddeld 7,3 in de kalkgraslandzone, 15 in het heischrale deel en 24 in de kiezelkopgraslanden).

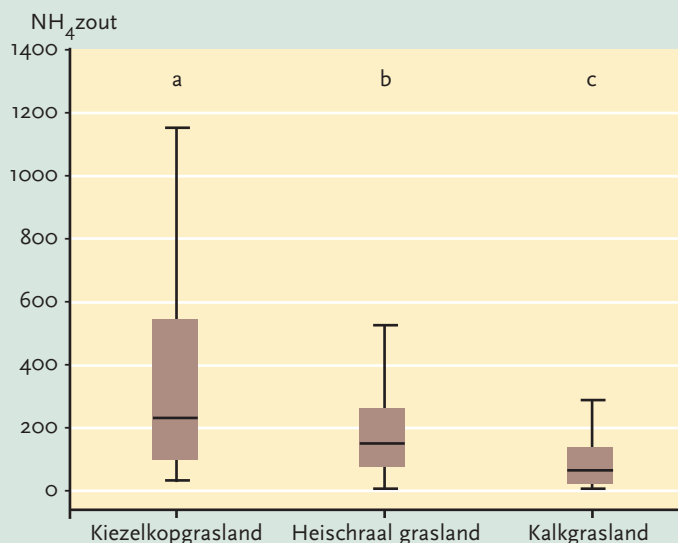


Fig. 2. De anorganische ammoniumconcentratie in de bodem ($\mu\text{mol NH}_4$ per l droge bodem) van de drie vegetatiezones van de Limburgse hellingschraallanden. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

Uit onderzoek in heischraal grasland op de hogere zandgronden is gebleken dat (ophoping van) ammonium een negatieve invloed kan hebben op de doelsoorten kenmerkend voor heischrale graslanden, en bovendien tonen studies van Dorland et al. (2004) in heischraal grasland op de hogere zandgronden en Stienstra et al. (1994) in kalkgrasland aan dat nitrificatie een belangrijke rol kan spelen in deze milieus.

De concentratie voor plantenbeschikbaar fosfaat (Olsen-P) verschilt niet tussen de verschillende vegetatiezones op de helling en is over het algemeen laag met gemiddelde concentraties minder dan $300 \mu\text{mol/l}$ bodem, zoals gebruikelijk is in voedselarme graslanden (database Onderzoekcentrum B-WARE).

Remming nitrificatie in heischrale deel van de gradiënt

Uit de ammonium/nitraat ratio blijkt dat de omzetting van ammonium naar nitraat (nitrificatie) in de heischrale zone van de hellingschraallanden mogelijk niet (voldoende) verloopt, waardoor teveel (schadelijk) ammonium aanwezig blijft in de bodem. Nitrificatie is een bacterieel proces waarbij ammonium in twee stappen geoxideerd wordt tot nitraat (de Boer & Kowalchuk, 2001). Dit proces wordt voornamelijk uitgevoerd door autotrofe, ammoniumoxiderende bacteriën. Wanneer deze microbiële omzetting van ammonium naar nitraat vrijwel niet plaats vindt, wordt ammonium de dominante vorm van stikstof voor de plantengroei. De bodem-pH in de heischrale zone, met waarden tussen de 4,8 en 6,0, is echter zeker niet te laag voor nitrificatie. Normaliter wordt de nitrificatiesnelheid pas sterk minder als de pH onder de 4,2 ligt (o.a. Ulrich, 1983; Bobbink & Lamers, 1999). Dit alles is verder extra van belang aangezien de gereduceerde vorm van stikstof (ammoniak of ammonium) al decennia lang de dominante vorm van stikstof is in de atmosferische depositie in Nederland.

Om te bepalen of er sprake is van een geremde nitrificatie zijn in de drie vegetatiezones in vier natuurreservaten (Bemelerberg, Hoefijzer, Zure Dries, Tiendeberg) bodemonsters van de bovenste 10 cm verzameld in winter/voorjaar 2005 en 2008.

Foto 3. Overzicht van het experiment in de kassen van de botanische tuin in Utrecht (foto's: N.A.C. Smits).

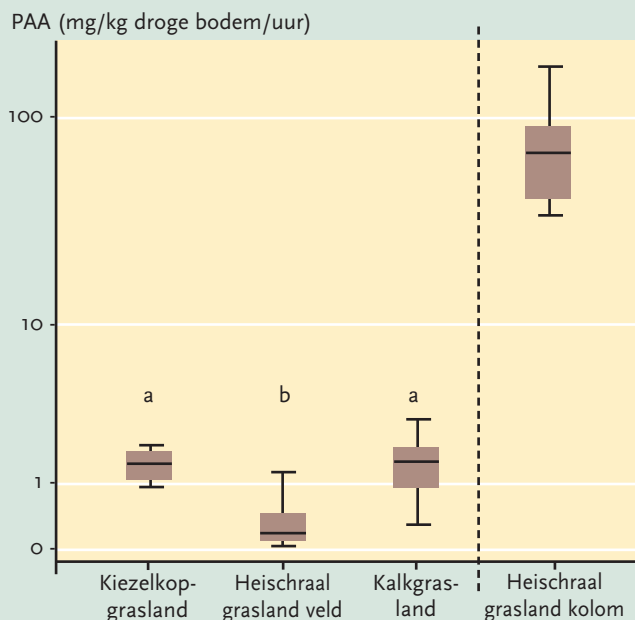


Fig. 3. De PAA (Potentiële ammoniumoxiderende activiteit) van de drie vegetatietypen (linker deel figuur). Rechts de PAA-metingen uit het kolom-experiment. De Y-as is logaritmisch en geeft de potentiële nitrificatiesnelheid weer in mg per kg bodem per uur. Verschillende letters geven significant verschillende groepen weer.

Hetzelfde is gedaan in 2010 en 2011 in het heischrale deel van de hellingen van de Tiendeberg, Berghofweide, Hoefijzer, Winkelberg en Koeberg. De potentiële ammoniumoxiderende activiteit (PAA) is berekend door de toename van concentraties van NO_2^- plus NO_3^- in de tijd te bepalen met behulp van een lineaire regressie.

In de kiezelkopgraslanden werd een gemiddelde PAA van $1,26 \text{ mg/kg/uur}$ gemeten en in de kalkgraslandzone van $1,48 \text{ mg/kg/uur}$; dit in tegenstelling tot de heischrale zone waar een PAA van slechts $0,38 \text{ mg/kg bodem/uur}$ werd gemeten (Smits et al., 2010b; fig. 3). Van één terrein (Winkelberg) zijn in 2005 de aanwezige bacteriën in de bodem van de drie vegetatiezones met behulp van moleculaire technieken door

het NIOO geïdentificeerd om te zien of de geremde nitrificatie in PAA veroorzaakt werd door verschillende groepen van nitrificerende bacteriën. Hieruit blijkt dat in alle drie vegetatiezones de gevonden bacteriën tot dezelfde *Nitrospira* groep behoorden (Smits et al., 2010a). Met andere woorden: de gevonden verschillen in bacteriële nitrificatie-activiteit kunnen hoogstwaarschijnlijk niet worden verklaard door verschillen in samenstelling tussen de aanwezige populaties bacteriën.

Invloed van vegetatie op remming nitrificatie

Om te onderzoeken in hoeverre de aanwezigheid van vegetatie van invloed kan zijn op de nitrificatieactiviteit van de bodem, is er in de winter 2007/2008 een vier maanden



durend kasexperiment uitgevoerd (foto 3). Er zijn hiervoor karakteristieke plantensoorten van zowel heischraal grasland als kalkgrasland vanuit zaad opgekweekt in oktober 2007. De gebruikte heischrale soorten zijn Schermhavikskruid (*Hieracium umbellatum*), Tandjesgras (*Danthonia decumbens*), Betonie (*Stachys officinalis*) en Blauwe knoop (*Succisa pratensis*) en de kalkgraslandsoorten Ruige leeuwentand (*Leontodon hispidus*), Bevertjes (*Briza media*), Grote tijm (*Thymus pulegioides*) en Kleine pimpernel (*Sanguisorba minor*). Bij de selectie is geprobeerd voor beide bodemsoorten zoveel mogelijk dezelfde families te gebruiken. In beide groepen zitten vertegenwoordigers van de Asteraceae, Poaceae en Lamiaceae. Alleen de families van de vierde soort zijn verschillend: Blauwe knoop behoort tot de Caprifoliaceae, terwijl Kleine pimpernel tot de Rosaceae behoort. Vervolgens is eind oktober 2007 grond verzameld onder heischrale vegetatie en kalkgraslandvegetatie van de Bemelerberg. De jonge zaailingen zijn uitgeplant (4 per pot) in zowel heischrale grond (n=4) als kalkgraslandgrond (n=5). Daarnaast zijn voor elk bodemtype ook vijf blanco's meegenomen (bodem zonder planten). De nitrificatieactiviteit is gemeten (conform de PAA methode) zowel aan het begin als aan het einde van het experiment.

Al na vier maanden bleken de soorten van het heischrale grasland in kalkgraslandgrond een negatief effect te hebben op de nitrificatieactiviteit vergeleken met de kalksoorten en de blanco's (fig. 4).

Dit betekent dat de vegetatie de nitrificatie in het heischrale deel van de hellingen negatief beïnvloedt. Waarschijnlijk gebeurt dit door afgifte van nitrificatieremmende stoffen door de plantenwortels (Smits et al., 2010b). Op basis van PAA metingen en bodemchemische metingen uit het najaar van 2010 en voorjaar 2011 zijn twee locaties gekozen waar de nitrificatie duidelijk geremd was, namelijk het heischrale deel van de Koeberg en de Tiendeberg. Vervolgens zijn op deze twee locaties ieder 20 bodemkernen verzameld. Eerst werd de vegetatie verwijderd door ondiep te plaggen (circa 5 cm). De kernen, bestaande uit een PVC-ring van 16 cm hoog en een diameter van 16 cm, zijn vervolgens in de grond geslagen.

De bodemkolommen zijn in een donkere klimaatkamer geplaatst bij 20°C, in bakken met een gaasbodem. Op deze manier is voorkomen dat de bodemkolommen te nat werden. Vervolgens is gedurende zeven weken ammonium toegevoegd (overeenkomstig de hoeveelheid NH₄ in regenwater in Zuid-Limburg) om een tekort daaraan te voorkomen. Het porievocht werd maandelijks bemonsterd tot maart 2012. Aan het eind van de proef zijn de bodemkolommen geanalyseerd met de PAA-methode.

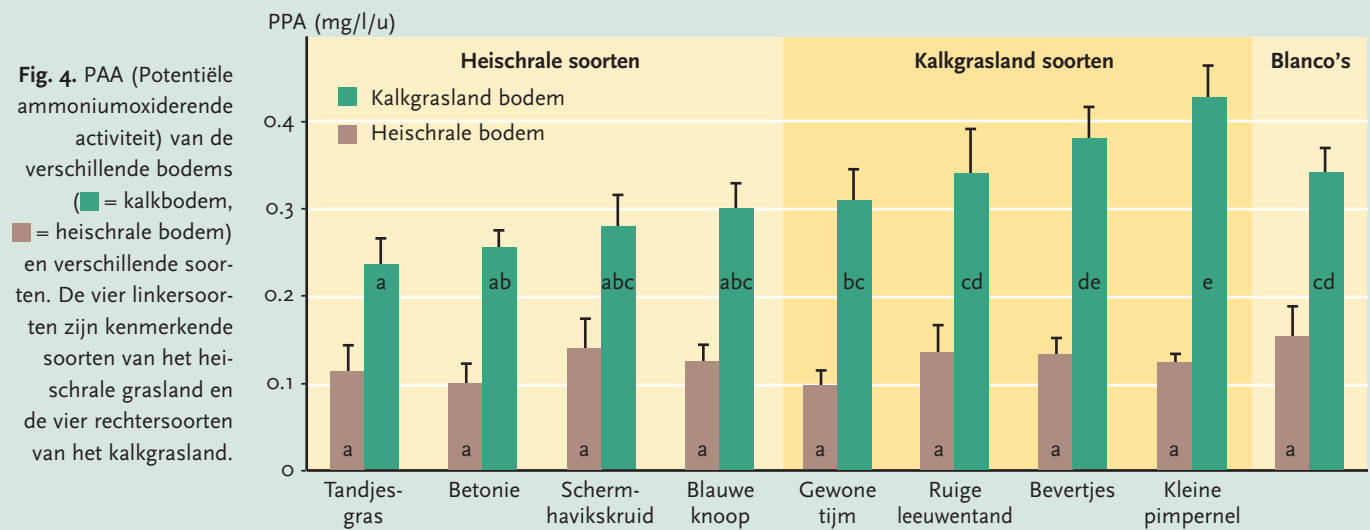
Uit dit experiment komt duidelijk naar voren dat de nitrificatie in de kernen zonder vegetatie niet geremd werd. Tijdens de proef is stikstof in de vorm van ammonium opgebracht, maar in het porievocht en in het water dat onder uit de kernen lekte zijn hoge concentraties nitraat gemeten. Het

opgebrachte ammonium is in de kolommen omgezet in nitraat. Uit de PAA-metingen aan het eind van de proef is gebleken dat de nitrificatie in de kolommen niet of nauwelijks geremd werd, in vergelijking met de metingen uitgevoerd op bodems die direct daarvoor uit het veld verzameld werden (fig. 3). In de kolommen die lange tijd zonder vegetatie en onder constante optimale condities voor bacteriegroei zijn behandeld, werd een PAA-snelheid van gemiddeld 68 mg NO₃+NO₂ per kg bodem/uur gemeten in de kolommen afkomstig van de Koeberg en 76 mg/kg bodem/uur in de kolommen afkomstig van de Tiendeberg. In de metingen van de bodem in veldsituatie was dit respectievelijk 1,2 en 0,18 mg/kg bodem/uur. Het verwijderen van de vegetatie heeft geleid tot een zeer sterke toename van de potentiële nitrificatiesnelheid. De voor een goede nitrificatie benodigde bodemorganismen zijn dus wel in de bodem van de Koeberg en Tiendeberg aanwezig, maar in de veldsituatie niet of nauwelijks actief.

Discussie

Uit de gegevens over de bodemchemie van de hellingen blijkt dat de concentratie ammonium en de ammonium/nitraat-ratio hoog zijn in de heischrale zone in vergelijking met het kalkgraslanddeel van de hellingen. Hoge ammoniumconcentraties zijn toxisch voor veel kenmerkende heischrale graslandsoorten die nu op de Rode Lijst staan. Ook uit experimenteel onderzoek in vergelijkbare systemen is bekend dat een hoge ammoniumconcentratie de kieming en vestiging van kenmerkende soorten kan remmen (Dorland et al., 2003; de Graaf et al., 1998). De ophoping van ammonium in de bodem wordt waarschijnlijk veroorzaakt door remming van de nitrificatie. Uit het onderzoek blijkt dat een te lage bodem-pH of de afwezigheid van nitrificerende bacteriën hier geen verklaring voor geeft. Uit het pot-experiment blijkt dat de vegetatie hierbij een grote rol speelt, terwijl uit het bodemkolom-experiment blijkt dat het verwijderen van de vegetatie tot een enorme toename in nitrificatiesnelheid leidt. Deze resultaten vormen een sterke aanwijzing dat de voor nitrificatie benodigde micro-organismen wel in de bodem aanwezig zijn, maar dat hun activiteit wordt geremd door de vegetatie. Voor diverse grassoorten was dit al bekend (o.a. Subbarao et al., 2006). Dit verklaart ook waarom proeven met het enten van heischrale bodems om de nitrificatie op gang





te brengen in het veld en kolommen niet tot resultaat hebben geleid (van Noordwijk et al., 2013).

In het verleden (rond 1920) was de gemiddelde stikstofdepositie in Nederland lager dan 5 kg N/ha/jaar (de Haan et al., 2008). In deze situatie was stikstof in onbemeste graslanden schaars, waarbij het remmen van de nitrificatie een voordeel opleverde. Ammonium spoelt namelijk veel moeilijker uit dan het mobiele nitraat. Mogelijk ligt hier de oorsprong van het remmen van de nitrificatie door de heischrale graslandsoorten op de Limburgse hellingen. Helaas hebben de Limburgse hellingschraallanden al decennia lang te kampen met een (te) hoge stikstofdepositie, oplopend tot waarden van 30-40 kg N/ha/jaar in de jaren '90 van de vorige eeuw (de Haan et al., 2008), en met huidige waarden in de Zuid-Limburgse hellingschraallanden variërend tussen de 17 en 20 kg N/ha/jaar (depositiekaarten PBL 2014). Onder deze condities zorgt het remmen van de nitrificatie voor een ophoping van ammonium in de bodem, met potentieel negatieve gevolgen voor de vegetatie (Bobbink & Lamers, 1999).

Mogelijke maatregelen

De uiteindelijke oplossing voor het stoppen van de achteruitgang van de soorten op heischrale hellingen en het verhogen van de kans op herstel is het verminderen van de stikstofdepositie tot onder de kritische depositiewaarde voor heischrale graslanden van 12 kg N/ha/jaar (van Dobben et al., 2012). Echter, het in de bodem opgehoopte ammonium blijft dan nog aanwezig, waardoor het het verlagen van de depositie niet voldoende is voor het stoppen van de achteruitgang.

De achteruitgang van de kwaliteit van de heischrale hellingen vraagt daarom ook om extra maatregelen op de korte termijn. Hier toe is een kleinschalig aanvullend experiment uitgevoerd op de Koeberg en Winkelberg, waarbij de bodem ondiep (4-6 cm van de top laag) is afgeschraapt. Met het ondiep afschrapen wordt de grootste voorraad ammonium uit de bodem verwijderd, en wordt tegelijkertijd een nieuw kiem- en vestigingsbed gecreëerd voor van de hellingen verdwenen doelsoorten. De eerste resultaten laten zien dat de nitraatconcentraties in de bodem van beide hellingen aanzienlijk toenemen en dat een heischrale testsoort (Valkruid) kan kiemen en zich – althans op korte termijn – vestigen. Het is echter nog niet duidelijk hoe lang deze effecten zichtbaar blijven.

Wanneer de abiotiek op orde is, kan op de kale grond vers maaisel van goed ontwikkelde doelvegetatie worden opgebracht. De kans is dan groot dat de eerder verdwenen soorten zich op deze nieuwe, geschikte locaties, kunnen vestigen. Uiteraard is het hierbij noodzakelijk dat de doelsoorten zich in het maaisel bevinden, eventueel aangevuld met zaden van reeds verdwenen of zeer zeldzame soorten. Uit een grootschalig experiment op de Verlengde Winkelberg, weliswaar op loess-leem, is gebleken dat het herstel van de bodemchemie, gecombineerd met het inbrengen van doelsoorten, tot groot succes kan leiden, ook voor heischrale graslandsoorten (van Noordwijk et al., 2013).

Wanneer blijkt dat deze maatregel ook effectief is voor het herstel van de heischrale zone van de hellingschraallanden, kan deze maatregel kleinschalig worden toegepast op gedegradeerde delen van het

heischrale grasland (dus zonder doelsoorten). Zo kan ervoor gezorgd worden dat de nog aanwezige kwetsbare heischrale soorten niet van de hellingen verdwijnen, maar dat de aanwezige populaties juist worden versterkt. Deze maatregel kan als overbrugging dienen tussen de tijd die het kost om de N-depositie te verlagen en de huidige situatie waarbij de heischrale zone van een deel van de hellingschraallanden door de verstoorde N-huishouding in gedegradeerde toestand blijft.

De verwachting is dat de heischrale graslanden weer in oude glorie hersteld kunnen worden door gerichte inzet van zowel brongerichte maatregelen als het éénmalig afschrapen van de oude stikstofvoorraad in de bodem, gecombineerd met het toevoegen van de gewenste soorten.

Literatuur

- Bobbink, R. & L.P.M. Lamers, 1999.** Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties - een overzicht. Rapportnr. TCB R13(1999), Den Haag.
- Bobbink, R. & J.H. Willems, 2001.** Preadvies kalkgraslanden. Rapport OBN-16. Expertisecentrum LNV, Wageningen.
- Boer, W. de & G.A. Kowalchuk, 2001.** Nitrification in acid soils: micro-organisms and mechanisms. *Soil Biology & Biochemistry* 33: 853-866.
- Dobben, H.F. van, R. Bobbink, D. Bal & A. van Hinsberg, 2012.** Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitat-typen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra-rapport 2397. Alterra, Wageningen.
- Dorland, E., R. Bobbink, J.H. Messelink & J.T.A. Verhoeven, 2003.** Soil ammonium accumulation after sod cutting hampers the restoration of degraded wet heathlands. *Journal of applied ecology* 40 (5): 804-814.

Dorland, E., L.J.L. van den Berg, A.J. van den Berg, M.L. Vermeer, J.G.M. Roelofs & R. Bobbink, 2004. The effects of sod cutting and additional liming on potential net nitrification in heathland soils. *Plant and Soil* 265: 267-277.

Felder, W.M., P.W. Bosch & O.S. Kuijl, 1981. De geologie van het Gerendal en omgeving. Publicaties van het Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, reeks 30: 1-2.

Graaf, M.C.C. de, R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & J.M. Verbeek, 1998. Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology* 135: 185-196.

Haan, B.J. de, J. Kros, R. Bobbink, J.A. van Jaarsveld, W. de Vries & H. Noordijk, 2008. Ammoniak in Nederland. PBL-publicatie 500125003. Planbureau voor de Leefomgeving (PBL), Bilthoven.

Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée, 2003. Europese Natuur in Nederland. Habitattypen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Noordwijk, C.G.E. van, M.J. Weijters, N.A.C. Smits, R. Bobbink, A.T. Kuiters, E. Verbaarschot, R. Versluijs, J. Kuper, W. Floor-Zwart, H.P.J. Huiskes, E. Remke & H. Siepel, 2013. Uitbreiding en herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallanden, Eindrapport 2e fase O+BN onderzoek. Rapportnr. 2013/OBN177-HE. Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken.

Smits, N.A.C., T. van Noordwijk, H.P.J. Huiskes, R. Bobbink, H. Esselink, L. Kuiters, J.H.J. Schaminée, H. Siepel & J.H. Willems, 2006. Herstel van hellingschraallanden in Zuid-Limburg. *Natuurhistorisch Maandblad* 95(8): 181-185.

Smits, N.A.C., R. Bobbink, T. van Noordwijk, H. Siepel, H. Esselink, L. Kuiters, H.P.J. Huiskes, W.A. Ozinga & J.H.J. Schaminée, 2009. Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en het herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallandcomplexen. OBN rapport DKI 2009/dk118-O.

Smits, N.A.C., M.M. Hefting, M. Kamst-van Agterveld, H.J. Laanbroek, A.J. Paalman & R. Bobbink, 2010a. Nitrification along a grassland gradient: inhibition found in matgrass swards. *Soil Biology and Biochemistry* 42: 635-641.

Smits, N.A.C., R. Bobbink, H.J. Laanbroek, A.J. Paalman & M.M. Hefting, 2010b. Repression of potential nitrification activities by matgrass sward species. *Plant & Soil* 337: 435-445.

Stienstra, A.W., P. Klein Gunnewiek & H.J. Laanbroek, 1994. Repression of nitrification in soils under a climax grassland vegetation. *FEMS Microbiol. Ecol.* 14: 45-52.

Subbarao, G.V., T. Ishikawa, O. Ito, K. Nakahara, H.Y. Wang & W.L. Berry, 2006. A bioluminescence assay to detect nitrification inhibitors released

from plant roots: a case study with *Brachiaria humidicola*. *Plant and Soil* 288: 101-112.

Swertz, C.A., J.H.J. Schaminée & E. Dijk, 1996. De vegetatie van Nederland Deel 3. Plantengemeenschappen van graslanden, zomen en heiden. Hoofdstuk 19. Nardetea. Opulus Press, Uppsala/Leiden.

Ulrich, B., 1983. Interaction of forest canopies with atmospheric constituents: SO₂, alkali and earth alkali cations and chloride. In: Ulrich, B. & S. Pankrath (eds). Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems. Reisel Publishing Company.

Summary

The restoration of matgrass sward-vegetation in Southern Limburg (The Netherlands)

The biodiversity of calcareous grasslands and matgrass swards on hillsides in Southern Limburg is still declining, despite the great commitment of the local site-managers and long-term research input. Both communities are Natura-2000 habitat types for which The Netherlands has a European conservation responsibility. Both grassland types are part of a gradient in soil pH, with low pH at the top and high pH at the bottom of the slope. This gradient in pH results in different grassland types along the slope, with acid grassland at the top, matgrass sward in the middle part and calcareous grassland at the bottom of the slope. This article summarizes the research conducted from 2005-2013 to identify the cause of the deterioration of the matgrass sward parts of these unique slopes, funded by the Dutch national research programme on restoration (OBN). The soil of the matgrass vegetation had significantly higher ammonium concentrations and a higher ammonium to nitrate ratio, compared to the calcareous grassland vegetation. This might be one of the major causes of the still declining species richness of these sites. By measuring the PAA (potential ammonium oxidizing activity) it was clearly shown that the nitrification in the matgrass swards was hampered compared to both the acid and calcareous parts of the hilly gradient. Study of the DNA of the soil bacteria showed that there was no difference in bacterial composition over the gradient with the three vegetation types. The hampered nitrification rates in the matgrass swards were thus not caused by the absence of typical nitrifying bacteria. In addition, the soil pH was much too high, between 4.8-6.0, to be the cause of the reduced rate of nitrification. In order to study the potential effect of the vegetation, a greenhouse experiment was conducted in which characteristic plant species of the matgrass vegetation and of

calcareous grassland both were grown at soil sampled from underneath matgrass sward and calcareous grassland. The PAA indicated that the plant species of matgrass swards hampered the nitrification process. In a climate chamber study with intact soil cores it was clearly shown that the soil pore-water showed high concentrations of nitrate while only ammonium was added in the artificial rain, and the PAA measured at the end of the experiment showed much higher nitrification-rates than measured at the same sites in field conditions. This experiment showed that after removal of the matgrass-sward vegetation a strong increase in nitrification activity occurred.

The hampering of the nitrification rate by the matgrass vegetation could be considered as an advantage for these plants under N-poor conditions by preventing the transition of ammonium to nitrate, and thus reducing the leaching of mobile nitrate. However, the slopes in Southern Limburg are currently coping with high atmospheric inputs of N, especially in its reduced form (NH₃). This high N deposition, combined with hampered nitrification caused by the vegetation itself, have led to an accumulation of ammonium and a high ammonium to nitrate ratio in the soil of the matgrass vegetation. Two things are crucial for the restoration of these unique slopes, namely the reduction of the atmospheric N inputs and the removal of the accumulated ammonium. To reach the latter, it is a possibility to remove ca. 5 cm of topsoil – with vegetation – at strongly degraded sites. After restoring the abiotic conditions, green hay from an intact species-rich donor-site should be added and also disappeared species can be reintroduced as seeds. Small-scale field experiments are being conducted at this moment to test this method.

M.J. Weijters

Onderzoekcentrum B-WARE,
Radboud Universiteit Nijmegen,
Postbus 6558, 6503 GB Nijmegen
m.weijters@b-ware.eu

N.A.C. Smits

Alterra Wageningen UR,
Postbus 47, 6700 AA Wageningen
nina.smits@wur.nl

R. Bobbink

Onderzoekcentrum B-WARE,
Radboud Universiteit Nijmegen,
Postbus 6558, 6503 GB Nijmegen
r.bobbink@b-ware.eu