



Herstelbaarheid van door stikstofdepositie aangetaste Natura 2000-habitattypen: een overzicht



Niets uit dit rapport mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotokopie, microfilm, langs elektronische of elektromagnetische weg of op welke andere wijze dan ook zonder schriftelijke toestemming van de auteurs en de opdrachtgever. Het is voor de opdrachtgever wel toegestaan de inhoud van deze rapportage met bronvermelding, te gebruiken voor andere publicaties.

Foto voorkant: Collage van beelden van herstelbeheer in uitvoering (foto's: Martijn Bellemakers, Joost Vogels & Roland Bobbink).

Citeren als: Bobbink, R., G. van Dijk, E. Remke & H. Tomassen (2022). Herstelbaarheid van door stikstofdepositie aangetaste Natura 2000-habitattypen: een overzicht. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen. Rapportnummer RP-21.117.21.95.

Opdrachtgever: Greenpeace Nederland

Informatie:

Onderzoekcentrum B-WARE BV
Radboud Universiteit Nijmegen
Mercator III, Toernooiveld 1
6525 ED Nijmegen

Contactpersoon:

Roland Bobbink
Tel: 024-2122206
r.bobbink@b-ware.eu
www.b-ware.eu

© *Onderzoekcentrum B-WARE, 2022.*

Samenvatting

De atmosferische depositie van stikstofverbindingen is in Nederland al decennialang ernstig verhoogd. De piek jaren waren in de jaren tachtig tot begin jaren negentig van de vorige eeuw. Sindsdien is de stikstofdepositie gedaald, maar na 2003 is deze daling tot stilstand gekomen. De depositie is met name hoog in het zand- en hoogveenlandschap en relatief laag in de duinen. Dit alles betekent dat de stikstofdepositie in Nederland al vier tot vijf decennia sterk verhoogd is: zo werd in 2018 op 75% van het totale oppervlak van 30 (sub)habitattypen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden de KDW (kritische depositiewaarde) overschreden. Deze langdurige overschrijding van de KDW heeft geleid tot een ernstige aantasting van de structuur en het functioneren van Natura 2000-habitats, maar ook van buiten Natura 2000-gebieden gelegen stikstofgevoelige natuur.

De effecten van deze decennialange overmaat aan stikstof op de bodem, planten en fauna zijn complex. Vooral de cumulatieve gevolgen van vermessing, al of niet in combinatie met versterkte verzuring en negatieve effecten van ammonium (ammoniak), zijn doorslaggevend voor de afname van de biodiversiteit. Dit betekent dat op voorheen (matig) voedselarme bodems en/of op verzuringgevoelige gronden de negatieve effecten het meest ernstig zijn. Herstelmaatregelen in deze gedegradeerde ecosystemen zijn, in combinatie met het (snel!) verminderen van de sterk verhoogde toevoer van stikstofverbindingen uit de lucht, van groot belang voor het behoud van de biodiversiteit.

Doel van dit rapport was om een up-to-date overzicht te presenteren van de herstelbaarheid van 26 voor stikstof gevoelige en zeer gevoelige habitat(sub)typen. Tevens is gekeken welk herstel - of deelherstel - wel of niet mogelijk is en welke nadelen er eventueel bij kunnen optreden. Hierbij zijn de stikstofgevoelige habitat(sub)typen in beschouwing genomen die ook in Bobbink (2021a) zijn behandeld, voor zover er in 2018 sprake was van een overschrijding van de KDW op meer dan 20% van het oppervlak van het habitattype. De in 2014 in het kader van het Programma Aanpak Stikstof (PAS) gepubliceerde herstelstrategieën zijn als uitgangspunt genomen, aangevuld met nieuwe kennis en ontwikkelingen op het gebied van het herstel van door stikstof aangetaste systemen. Op basis van deze kennis werd per habitattype een inschatting van de herstelbaarheid gemaakt (zie samenvattende tabel).

Voor 21 van de 26 (zeer) stikstofgevoelige habitat(sub)typen kon een evidence-based inschatting van de herstelbaarheid worden gemaakt. Voor vijf habitat(sub)typen moest de herstelbaarheid als onbekend worden geclassificeerd. Dit betekent dat zeker voor deze typen op korte termijn onderzoek nodig is om dit hiaat in kennis op te lossen. Voor bijna 60% van de geclassificeerde typen was de herstelbaarheid ongunstig (slecht of matig) en voor ruim 40% gunstig (herstelbaarheid: tamelijk goed). Dit betekent dat voor de meerderheid van de gevoelige tot zeer gevoelige habitat(sub)typen de herstelbaarheid op zijn hoogst matig is, iets wat voor het weer verhogen van de biodiversiteit in de toekomst nadelig is. Beheerde, half-natuurlijke habitats (vaak met maaibeheer) of habitats op meer gebufferde bodem blijken beter - of zonder negatieve bijwerkingen - herstelbaar te zijn dan vrijwel onbeheerde habitats of ecosystemen op licht tot matig gebufferde bodem. Hydrologische maatregelen kunnen daarbij vaak gunstig uitpakken en het habitattype minder gevoelig maken tegenover andere drukfactoren zoals een verhoogde atmosferische stikstofdepositie.

Om per habitatype tot een gefundeerde inschatting te komen van de urgentie voor de reductie van de stikstofdepositie tot onder de KDW, is de herstelbaarheid gecombineerd met het oppervlak met overschrijding van de KDW in 2018 en de mate van overschrijding. Als a) de grootte van de overschrijding ongunstig was - en over een groot oppervlak - én b) ook de herstelbaarheid ongunstig (slecht of matig) is, zijn er zeer dringend maatregelen noodzakelijk om te voorkomen dat de verslechtering van deze habitats zich voortzet. Voor de 12 habitattypen met een matige of slechte herstelbaarheid moeten op korte termijn (voor eind 2025) maatregelen genomen worden om de stikstofdepositie te reduceren tot onder het niveau van de KDW. Voor de negen habitattypen met een tamelijk goede herstelbaarheid kan de vereiste snelheid van de verlaging van de stikstofdepositie wat lager zijn. Voor deze systemen is een reductie tot onder de KDW in 2030 adequaat, zeker bij goed uitgevoerd herstelbeheer. Voor de vijf (sub)habitattypen waarvan de herstelbaarheid onbekend is, is de urgentie voor een reductie tot onder de KDW alleen ingeschat op basis van de mate van overschrijding van de KDW in 2018 en kennis over vergelijkbare systemen.

Samenvattende tabel met een overzicht van de herstelbaarheid van de in dit rapport besproken stikstofgevoelige habitattypen. H2000 type: verkorte naam Natura 2000-habitattypen (= prioritair habitatype); totaal oppervlak (ha) van het type; staat van instandhouding (2013-2018) - dat is: Natura 2000-staat van instandhouding betreffende de structuur en functie in de periode 2013-2018; KDW = kritische depositie waarde in kg N/ha/jaar; % oppervlak met overschrijding in 2018 (geel = < 30%, oranje = 30-50% en rood = > 50%); inschatting van de mate van overschrijding (gering, medium en hoog; Bobbink 2021a) en inschatting van de herstelbaarheid (tamelijk goed, matig, slecht en onbekend). De meest rechter kolom geeft de urgentie van de gewenste snelheid van de stikstofreductie: donkerrood onder KDW in 2025 en oranje in 2030.*

H2000 type	Verkorte naam	Oppervlakte	Staat van instandhouding	KDW	Oppervlak met overschrijding in 2018	Mate van overschrijding	Herstelbaarheid	Urgentie daling N-depositie
		ha	(2013-2018)	(kg N/ha/jaar)	(%)			
2330	Zandverstuivingen	2774	slecht	10	100	hoog	slecht	
6230*	Heischrale graslanden	564	slecht	10	100	hoog	slecht	
7110A*	Actieve hoogvenen (hoogveenlandschap)	8	slecht	7	100	medium	slecht	
7110B*	Actieve hoogvenen (heideveentjes)	57	slecht	11	99	hoog	slecht	
7120	Herstellende hoogvenen	7079	slecht	7	100	hoog	slecht	
9190	Oude eikenbossen	2011	slecht	15	100	hoog	slecht	
2130BC*	Grijze duinen-kalkarm/heischraal	6099	matig	10	99	medium	matig	
2310	Stuifzandheide met struikhei	2430	slecht	15	78	medium	matig	
3110	Zeer zwak gebufferde vennen	70	slecht	6	100	medium	matig	
4030	Droge heiden	14287	slecht	15	66	medium	matig	
7140A	Trilveen	154	slecht	17	29	medium	matig	
7140B	Veenmosrietlanden	1525	slecht	10	100	hoog	matig	
2130A*	Grijze duinen-kalkrijk	5550	matig	15	30	gering	tamelijk goed	
2150*	Duinheide met struikhei	160	matig	15	34	gering	tamelijk goed	
2190B	Vochtige duinvaleien (kalkrijk)	1106	matig	20	22	gering	tamelijk goed	
3130	Zwak gebufferde vennen	310	slecht	8	100	hoog	tamelijk goed	
4010A	Vochtige heiden (hogere zandgronden)	1430	matig	17	33	gering	tamelijk goed	
4010B	Vochtige heiden (laagveen)	182	matig	11	100	medium	tamelijk goed	
6210	Kalkgraslanden	95	slecht	21	26	gering	tamelijk goed	
6410	Blauwgraslanden	196	matig	15	73	medium	tamelijk goed	
9160	Eiken-haagbeukenbossen	848	slecht	20	94	medium	tamelijk goed	
2180A	Duinbossen (droog)	4580	matig	15	92	medium	onbekend	
2180C	Duinbossen (binnenduinrand)	1891	matig	25	29	gering	onbekend	
2320	Binnenlandse kraaiheibegroeiingen	297	matig	15	36	gering	onbekend	
6120*	Stroomdalgraslanden	74	slecht	18	55	gering	onbekend	
9120	Beuken-eikenbossen met hulst	7476	matig	20	99	medium	onbekend	

Met name veel waardevolle habitat(sub)typen in het heide-, hoogveen- en stuifzandlandschap van de Nederlandse zandgebieden staan onder hoge stikstofdruk en zijn bij de huidige kennis zeer moeizaam - of vrijwel niet - herstelbaar. De urgentie van snelle vermindering van de stikstoftoevoer - na 4-5 decennia met te hoge stikstoftoevoer - is dan ook groot en moet op korte termijn (2025) bereikt worden om de voortdurende verslechtering te stoppen. Ditzelfde geldt ook voor twee belangrijke habitats uit het laagveengebied (trilveen en veenmosrietland) en één type uit het duingebied, met overigens wel een groot oppervlak in de Noord-Hollandse duinen en op de Waddeneilanden (grijze duinen-kalkarm). Dit alles betekent overigens niet dat bij overschrijding van de kritische depositiewaarde herstelmaatregelen zinloos zijn, zeker niet voor de habitattypen waarvan de herstelbaarheid tamelijk goed is. Goed uitgevoerde maatregelen zijn ook in de overige habitats noodzakelijk om nog aanwezige populaties van planten en dieren te behouden voor de toekomst na stikstofreductie. Kortom, de herstelmaatregelen dragen zeker bij aan de overleving van bos en natuur in Nederland.

Inhoudsopgave

Inleiding	1
Grijze duinen - kalkrijk (H2130A*)	3
Grijze duinen - kalkarm/heischraal (H2130B/C*)	5
Vochtige duinvalleien - kalkrijk (H2190B)	8
Duinheide met struikhei (H2150*)	10
Duinbossen - droog (H2180A)	12
Duinbossen - binnenduinrand (H2180C)	14
Trilvenen (H7140A)	16
Veenmosrietlanden (H7140B)	19
Vochtige heiden (laagveengebied) of moerasheide (H4010B)	22
Stroomdalgraslanden (H6120*)	24
Blauwgraslanden (H6410)	26
Stuifzandheide met struikhei (H2310)	28
Binnenlandse kraaiheibegroeiingen (H2320)	30
Zandverstuivingen (H2330)	32
Zeer zwakgebufferde vennen (H3110)	34
Zwakgebufferde vennen (H3130)	37
Vochtige heiden - hogere zandgronden (H4010A)	39
Droge heiden (H4030)	42
Heischrale graslanden (H6230*)	45
Actieve hoogvenen (hoogveenlandschap; H7110A*)	47
Actieve hoogvenen (heideveentjes; H7110B*)	49
Herstellende hoogvenen (H7120)	52
Beuken-eikenbossen met hulst (H9120)	55
Oude eikenbossen (H9190)	58
Kalkgraslanden (H6210)	60
Eiken-Haagbeukenbossen (H9160AB)	62
Concluderende opmerkingen	65
Literatuur	69

Inleiding

Introductie

De atmosferische stikstofdepositie die in de Nederlandse natuur terecht komt, is nog steeds hoog. Zowel gereduceerde als geoxideerde stikstofverbindingen komen daarbij op de vegetatie, de bodem en/of het water terecht. De gevolgen van deze al decennialange hoge stikstofdepositie zijn complex, met vele interacties en verschillende tijdschalen van doorwerking. Echter, buiten kijf staat dat de biodiversiteit van voor stikstofdepositie gevoelige en zeer gevoelige natuurtypen (ernstig) aangetast kan zijn door deze toevoer (o.a. Bobbink & Lamers 1999; Bobbink *et al.* 2010). Zeer recent is hierover een achtergrondrapport opgesteld met een overzicht van de gevolgen van stikstofdepositie op natuur, het verloop van de stikstofdepositie in Nederland in de tijd en ook de mate van overschrijding van het oppervlak van de (zeer) gevoelige habitattypen in 2030 bij het terugdringen van de stikstofdepositie volgens de doelen uit de Wet stikstofreductie en natuurverbetering (Bobbink 2021a). Ter aanvulling op dit rapport¹ is er behoefte aan een overzicht over de herstelbaarheid van aangetaste stikstofgevoelige Natura 2000-habitattypen. In het voornoemde rapport werd een eerste analyse gemaakt van de herstelbaarheid van een tiental habitat(sub)typen waarvan de kritische depositiewaarden (verder KDW) in hoge mate en over een groot oppervlak worden overschreden. Bij die selectie van habitat(sub)typen is in overweging genomen of, bij het door de regering voorgenomen beleid, van deze overschrijding over een groot oppervlak ook in 2030 nog sprake is. Verder werd kort de status van het betreffende habitatype beschreven en een expertoordeel opgesteld van de herstelbaarheid van het type.

Doel

Doel van het huidige rapport is om een meer compleet beeld te schetsen van de herstelbaarheid van voor stikstof gevoelige en zeer gevoelige habitat(sub)typen, waarbij alle in Bobbink (2021a) besproken habitat(sub)typen in beschouwing zijn genomen, voor zover in 2018 sprake was van een overschrijding van de KDW op meer dan 20% van het oppervlak van een habitatype.

Aanpak

Per habitatype of -subtype is in de vorm van een "factsheet" een wetenschappelijke evaluatie uitgevoerd van de sinds 2012 nieuw verschenen publicaties over herstelbeheer van het betreffende habitat(sub)type. De maatregelen beschreven in de PAS-herstelstrategie uit 2014² hebben daarbij als basis gediend, en de nieuwe informatie is daarmee geïntegreerd om tot een afgewogen ("evidence-based") oordeel te komen over de (eventuele) herstelbaarheid van het type onder de heersende omstandigheden. Hierbij is kort beschreven welk herstel - of deelherstel - wel of niet mogelijk is en welke nadelen er eventueel bij kunnen optreden. De mogelijkheid voor herstel ("herstelbaarheid") is tenslotte in vier categorieën ingedeeld, waarbij per categorie de kansrijkheid van herstelmaatregelen en een omschrijving is weergegeven (Tabel 1).

¹ Getiteld: "Effecten van stikstofdepositie nu en in 2030: een analyse".

² Voor verscheidene habitattypen zijn er sindsdien updates verschenen, die, wanneer beschikbaar, zijn gebruikt. Alle herstelstrategieën zijn overigens in de vorm van een pdf-file beschikbaar op: <https://www.natura2000.nl/meer-informatie/herstelstrategieen>. Een samenvattend overzicht van alle herstelstrategieën is gegeven in Jansen *et al.* (2020b).

Tabel 1. Indeling van de herstelbaarheid van door stikstof aangetaste habitattypen in vier categorieën.

Categorie herstelbaarheid	Omschrijving
<u>Slecht</u> (kansarm)	Het herstel is tot nu toe (vrijwel) niet mogelijk gebleken
<u>Matig</u> (matig kansarm)	Bij het uitgevoerde herstelbeheer treedt wel enig herstel op, maar veel aangetaste aspecten worden niet opgelost
<u>Tamelijk goed</u> (tamelijk kansrijk)	Er treedt wel herstel op in processen en biodiversiteit, maar dit is in een aantal aspecten onvolledig of herstel is kansrijk voor bepaalde processen en kansarm voor één aspect, bijvoorbeeld biodiversiteit.
<u>Goed</u> (kansrijk)	Het uitgevoerde herstelbeheer heeft geleid tot een ecosysteem dat goed overeenkomt met een niet aangetaste versie
<u>Onbekend</u>	Er is geen onderzoek uitgevoerd naar de herstelbaarheid van stikstofaantasting

Opbouw van het rapport

Dit rapport bestaat uit 26 “factsheets”, waarin per voor stikstof (zeer) gevoelig habitat(sub)type de herstelbaarheid wordt geëvalueerd. De volgorde - per landschap - in dit rapport is dezelfde als in hoofdstuk 4 van Bobbink (2021a). Per habitat(sub)type wordt eerst kort een kenschets gegeven van het betreffende type. Voor een algemene en meer complete beschrijving van de habitattypen in Nederland, zie Janssen & Schaminée (2003) en de profielbeschrijvingen op <https://www.natura2000.nl/profielen/habitattypen>. Vervolgens wordt in het kort de status van het betreffende habitat(sub)type in Nederland, vooral wat betreft aantasting door stikstofdepositie, beschreven. Daarna volgt het belangrijkste onderdeel waarin op de herstelbaarheid van het type wordt ingegaan, met speciale aandacht voor sinds 2012 nieuw verschenen of verkregen inzichten wat herstelbeheer betreft. Dit alles leidt tot een concluderend gedeelte, waarbij de herstelbaarheid van het type is ingedeeld in één van de hiervoor weergegeven categorieën (Tabel 1). Het rapport wordt afgesloten met een kort hoofdstuk met een synthese van de conclusies per habitat(sub)type en een samenvattende tabel met de herstelbaarheid van door stikstof aangetaste habitat(sub)typen.

Grijze duinen - kalkrijk (H2130A*)

Kenschets

De volledige naam van het habitatype H2130* is 'vastgelegde kustduinen met kruidvegetaties', maar de verkorte naam is "grijze duinen". Het betreft min of meer gesloten duingraslanden met grassen, kruiden, mossen en korstmossen. Deze ontstaan vanuit kale, overstoven zandvlaktes na een langzame successie van tientallen jaren. De bodem is zeer nutriëntenarm (co-limitatie van stikstof en fosfor) en bevat weinig organisch stof. De vegetatie wordt daarnaast door droogte gelimiteerd. Kalkrijke grijze duinen komen in Nederland vooral zuidelijk van Bergen tot aan het Zwin en de grens met België voor, maar lokaal ook in de niet-ontkalkte jonge duinen van enkele Waddeneilanden. Een bijzondere vorm is het duingrasland van het 'zeedorpenlandschap'. Binnen Europa heeft Nederland een grote verantwoordelijkheid voor dit prioritaire habitatype vanwege het grote areaal en de hoge soortendiversiteit (Figuur 1). In Nederland worden 3 subtypen onderscheiden, een kalkrijke (subtype A; oppervlakte 5550 ha), een kalkarme (subtype B) en een heischrale variant (subtype C). De kalkarme en heischrale variant (B en C) bestrijken gezamenlijk een oppervlakte van 6099 ha.



Figuur 1. Beeld van een nog soortenrijk kalkrijk grijsduin (foto: Gerard Oostermeijer).

Aantasting

Jong kalkrijk droog duingrasland wordt gekarakteriseerd door een vrijwel niet-ontkalkte bodem. In kalkrijke bodems is fosfor (P) gebonden aan calcium (Ca) in de vorm van calciumfosfaat (CaHPO_4), en daarmee matig tot slecht beschikbaar voor planten (Kooijman *et al.* 1998; Kooijman & Besse 2002). Van nature treden er verzuringsprocessen in de bodem op, deze leiden tot een geleidelijke ontkalking van de bodem en uiteindelijk tot een daling van de pH. De natuurlijke ontkalking in kalkrijke duinen zonder verstuiving wordt geschat tussen 6-9 cm per eeuw (Stuyfzand 1993). In de laatste halve eeuw is de ontkalking van de bodem in sterke mate versneld door de depositie van zwavel- en stikstofverbindingen en door het rigoureuus bestrijden van verstuiving. De

belangrijkste bedreiging van jong kalkrijk duingrasland is dan ook versnelde verzuring. Dit proces leidt tot het oplossen van calciumfosfaat in de bodem, waardoor P dat voorheen was vastgelegd beschikbaar komt voor de vegetatie (Kooijman & Besse 2002). Dit resulteert bij een verhoogde toevoer van stikstofverbindingen in een versnelde toename van hoog groeiende grassen en een afname van kruiden, mossen en korstmossen (Kooijman *et al.* 1998; 2005; 2009). Als gevolg van de vermestende effecten van stikstofdepositie treedt vergrassing ook op in niet-verzuurde kalkrijke grijze duinen (van den Berg *et al.* 2005), maar de kalkrijke grijze duinen zijn met een KDW van 15 kg N/ha/jaar wel minder gevoelig voor stikstof dan de kalkarme grijze duinen (Kooijman *et al.* 2020b).

Herstelbaarheid

Maaien en afvoeren van bovengrondse vegetatie, begrazing, terugzetten van struweel, ondiep afplaggen/chopperen en diep afgraven zijn herstelmaatregelen (in orde van toenemende zwaarte) die ingezet kunnen worden (Smits & Kooijman 2014a). Deze vaak ingrijpende maatregelen zijn alleen duurzaam wanneer bodemverzuring wordt gestopt door de koppeling met dynamisch duinbeheer, waarbij er door het reactiveren van stuifkuilen voldoende inwaai van vers stuivend, iets kalkrijker, zand is (Aggenbach *et al.* 2018). Vooralsnog is onduidelijk in hoeverre sterk ingrijpende maatregelen op een duurzame en verantwoorde wijze herhaalbaar zijn. Er is vrijwel geen kennis over de effecten van het herhaaldelijk uitvoeren van deze ingrijpende maatregelen op bodemprocessen, behoud van de zaadbank in de bodem en hervestiging van ongewervelden. De meest toegepaste maatregel in de grijze duinen is begrazing met runderen, paarden of schapen. Dit heeft een grote invloed op de aanwezige stofstromen en op de vorming van bodem en vegetatie. Hoe begrazing ingrijpt op deze processen en in welke mate dit effect heeft op het habitatype grijze duinen is tot op heden niet goed bekend. Een brongerichte aanpak gericht op verlaging van de stikstofdepositieniveaus is derhalve een hoofdvoorwaarde voor een duurzaam herstel van alle subtypen behorende tot de 'grijze duinen'.

Conclusie

Alleen het actief reactiveren van stuifkuilen lijkt voor het kalkrijke deel van de Nederlandse kust (Noord- en Zuid-Holland, niet in het Deltagebied) een, ook op lange termijn, redelijk succesvolle en effectieve maatregel te zijn (Aggenbach *et al.* 2018). Lokaal ontstaan in deze vaste-landsduinen ook autonoom secundaire stuifkuilen. Onzeker bij deze verstuingen is, vergelijkbaar met de kalkarme variant van de grijze duinen, of bij een versnelde successie het ontstaan van soortenrijke, oude duingraslanden haalbaar is. Daarom is de herstelbaarheid als tamelijk goed beoordeeld.

Grijze duinen - kalkarm/heischraal (H2130B/C*)

Kenschets

De volledige naam van het habitattype H2130* is: 'vastgelegde kustduinen met kruidvegetaties', maar de verkorte naam is "grijze duinen". Het betreft min of meer gesloten duingraslanden met grassen, kruiden, mossen en korstmossen. Deze ontstaan vanuit kale, overstoven zandvlaktes na een langzame successie van tientallen jaren. Korstmosrijke oude stadia kunnen 50-70 jaar nodig hebben om zich te ontwikkelen (Ellenberg 1996). In Nederland worden 3 subtypen onderscheiden, een kalkrijke (A), een kalkarme (B) en een heischrale variant (C). Bij het kalkarme en heischrale subtype is de bodem zeer nutriënten-arm (vooral stikstoflimitatie) en bevat weinig organisch stof. De vegetatie wordt naast stikstof ook door droogte gelimiteerd. Het subtype grijze duinen heischraal (C) kan ook op licht vochtige grond voorkomen. Kalkarme grijze duinen (B) komen over het gehele Nederlandse kustgebied voor, van Schiermonnikoog tot aan het Zwin en de grens met België. Binnen Europa heeft Nederland een grote verantwoordelijkheid voor dit prioritaire type vanwege het grote areaal en de hoge soortendiversiteit. Kalkrijke grijze duinen (A) komen alleen voor ten zuiden van Bergen. Heischrale grijze duinen (C) beslaan een relatief kleine oppervlakte (146 ha), terwijl de kalkarme variant (B) het grootste oppervlak van de duintypen inneemt (6099 ha). Aangezien subtype C en subtype B bovendien dezelfde KDW hebben, worden deze subtypen hier samen besproken.



Figuur 2. Beeld van kalkarme, korstmosrijke grijze duinen in een situatie met zeer weinig stikstofdepositie (< 3 kg N/ha/jaar; Remke 2009) in Estland (links; foto: Eva Remke) en rechts de vergrassing van kalkarme grijze duinen (foto: Roland Bobbink).

Aantasting

De kalkarme grijze duinen zijn door de lange historie van stikstofdepositie, maar ook door verminderde begrazing door konijnen en deels vee en door kustbeschermingsmaatregelen, meer en meer vast komen te liggen. Het open duinlandschap is hierdoor vergrast en de bedekking van mossen en struweel is toegenomen, terwijl de soortenrijkdom aan korstmossen sterk achteruitgegaan is (Figuur 2). Bovendien verzuurt de bodem door de hoge stikstofdepositie veel sneller en gaat de verzuring bij langdurige depositie vaak ook door tot een hogere zuurgraad (lagere pH) dan onder natuurlijke omstandigheden het geval is. Door het overschot aan stikstof treedt uiteindelijk verzadiging van de bodem op en vindt uitspoeling van nitraat naar het grondwater plaats. Het uitgespoelde nitraat kan elders in de duinen, zoals natte duinvalleien,

zorgen voor extra stikstofbelasting. Kortom, grijze duinen (kalkarm/heischraal) zijn bewezen zeer gevoelig voor stikstofdepositie (KDW = 10 kg N/ha/jaar).

Herstelbaarheid

In de laatste twee decennia is veel aandacht besteed aan het bevorderen van de dynamiek in de duinen; zowel langs de zeereep alsook in de binnenduinen waar de meeste grijze duinen liggen. Voor alle duinregio's zijn handvatten ontwikkeld voor het aanleggen en reactiveren van stuifkuilen (Figuur 3; Aggenbach *et al.* 2018, Aggenbach *et al.* 2020). Verder is ook de kennis over het aanleggen van kerven in de zeereep, om kalkrijker zand het binnenduin in te laten stuiven, vergroot (Kuipers *et al.* 2016). Ondanks alle positieve invloed van stuivend zand op de korte termijn, zijn hiermee nog geen soortenrijke duingraslanden volledig ontwikkeld. Wel lijkt een weg tot succes ingezet, met name in de kalkrijke variant (zie hiervoor de bespreking van subtype H2130A). Reactivering van stuifkuilen is om onbekende redenen niet altijd succesvol (vooral in kalkarme duinregio's, subtype B). Ook wordt de successie door de hoge stikstofdepositie versneld, waarbij kaal zand snel vastgelegd wordt door korstvorming (algen). Door begrazing door vee kan vergrassing teruggedrongen worden en kunnen wat meer soortenrijke graslanden ontstaan, hoewel hiermee de verzuring niet wordt opgelost (Smits & Kooijman 2014b). Afhankelijk van het type grazer, de begrazingsduur en de veedichtheid werkt de inzet van begrazing voor verschillende soortgroepen positief of negatief. Het is niet mogelijk om met begrazing een soortenrijk (vooral rijk aan korstmossen) grasland te ontwikkelen dat vergelijkbaar is met een grasland in een omgeving met een lage (onder KDW) stikstofdepositie.



Figuur 3. Gereactiveerde stuifkuilen op Terschelling - in een bijna 100% begroeid duinlandschap ontstaan nieuwe pioniersituaties met kale zandvlaktes en overstuivingen met kalkrijker zand (foto: Eva Remke).

Conclusie

Door het onderhouden van "*shifting mosaics*"³ in een duinlandschap met zowel verstuingen als ook stagnerende situaties, kunnen verschillende successiestadia van duingraslanden hersteld en onderhouden worden. Verstuingen komen autonoom niet op gang in de kalkarme duinen en het is onbekend of deze door maatregelen overal aangelegd kunnen worden (Aggenbach *et al.* 2020). Aangezien de ontwikkeling van oudere, soortenrijke duingraslanden 50-70 jaar kan duren, ontbreekt kennis over de definitieve herstelbaarheid. Het is niet mogelijk om met begrazing een

³ Met shifting mosaics wordt bedoeld dat er zowel in locatie als tijd een grote variatie aan habitat- en vegetatietypen aanwezig is.

soortenrijk (vooral rijk aan korstmossen) grasland te ontwikkelen dat vergelijkbaar is met een grasland in een omgeving met een lage (onder de KDW) stikstofdepositie.

De herstelbaarheid van de soortenrijkdom is daarom vooralsnog slecht, zeker wat korstmossen betreft. Hierdoor moet de algehele herstelbaarheid van dit habitatype als matig worden aangemerkt, hoewel op lange termijn (decennia) herstel mogelijk meer compleet zou kunnen zijn bij ammoniakconcentraties onder de kritische niveaus⁴ en herstel van de oorspronkelijke mineralensamenstelling in de bodem via overstuiving. Hoe langer de overbelasting met stikstof heeft voortgeduurd, des te onzekerder de kans op volledig herstel van kwaliteit en biodiversiteit is.

⁴ Dit heet internationaal "critical levels", zie Sutton *et al.* (2009)

Vochtige duinvalleien - kalkrijk (H2190B)

Kenschets

Vochtige duinvalleien (H2190) ontstaan op locaties waar jonge duinruggen een strandvlakte afsluiten (primaire duinvalleien) of daar waar uitstuiving van oudere plekken in het duin tot op het grondwater plaatsvindt (secundaire duinvalleien). Onder dit habitatype vallen relatief jonge successiestadia. Latere stadia met heide, struweel of bos vallen niet onder dit habitatype. Binnen de Europese Unie is in Nederland sprake van een zeer goed ontwikkeld habitat (Figuur 4). In Nederland komen drie subtypen voor. Vochtige duinen kalkrijk (B) heeft een oppervlakte van 1106 ha. De subtypen vochtige duinen kalkarm (A en C) bestrijken gezamenlijk een oppervlakte van 534 ha. Naast de kalkrijkdom zijn ook de natte omstandigheden kenmerkend voor het habitatype H2190B, waarbij de standplaatsen in de winter onder water staan en in het voorjaar droogvallen. In de kalkrijke duinen zorgt vooral het kalkgehalte van de bodem voor de neutrale tot basische condities. In de kalkarme duinen is aanvoer van basenrijk grondwater nodig voor de instandhouding van kalkrijke duinvalleivegetaties.



Figuur 4. Kalkrijk, nat duinvallei in de Westhoek, België (foto: Roland Bobbink).

Aantasting

Basenminnende vegetaties in natte duinvalleien zijn van oorsprong stikstof gelimiteerd, wat ze zeer gevoelig (KDW = 20 kg N/ha/jaar) maakt voor atmosferische stikstofdepositie (Lammerts & Grootjans 1997; Kooijman *et al.* 2009). Door atmosferische stikstofdepositie worden meer productieve soorten, zoals kruipwilg en duinriet bevoordeeld (Lammerts *et al.* 1999), waardoor sneller en eerder opbouw van organische stof plaatsvindt in de bodem. Hierdoor wordt de levensduur van het pioniersstadium drastisch bekort en moet actief beheer worden toegepast in situaties waarin dat oorspronkelijk niet nodig was. Verder is door de opgehoogde bodem door accumulatie van organisch stof de buffering van basenrijk grondwater minder effectief geworden (Sival & Grootjans 1996). Op plekken die vrijwel het gehele jaar door kalkrijk grondwater worden gevoed, wordt de zuurgraad mede gebufferd door het hoge bicarbonaatgehalte van het grondwater. Op deze systemen heeft verzuring door atmosferische depositie een heel gering effect. Hierdoor blijft het milieu geschikt voor basenminnende doelsoorten van oude

successiestadia, zelfs wanneer de vallei vooral door neerslagwater wordt gevoed (Grootjans *et al.* 1995).

Verdroging (door bijvoorbeeld waterwinning, peilverlaging in het achterland, etc.) alsook extreme meteorologische fluctuaties (een reeks extreem droge of extreem natte jaren) hebben op deze natte systemen een zeer grote invloed en kunnen voor een volledige omslag naar een ander habitatype zorgen. Door de aanvoer van nutriëntenrijk grondwater uit dichtbijgelegen infiltratieplassen, kunnen duinvalleien eutrofiëren (Stuyfzand & Moberts 1987; Stuyfzand & Lüers 1995).

Herstelbaarheid

Maaien en afvoeren van de vegetatie van vochtige duinvalleien kan de stapeling van organisch materiaal wel remmen, maar niet volledig tegenhouden. Begrazing kan ook ingezet worden, dit heeft echter een geringere invloed op de strooiselophoping in het systeem dan maaien en afvoeren. In vochtige duinvalleien is het verwijderen van organische stof (plaggen) een succesvolle maatregel, ook op de langere termijn, onder voorwaarde dat deze valleien gevoed worden door kwel van kalk- of basenrijk grondwater (Grootjans *et al.* 2002). In valleien waar inzijing het overheersende hydrologische proces is, blijkt het succes van de afvoer van organisch materiaal kortstondig te zijn. Binnen tien jaar zijn de meeste Rode Lijst-soorten weer verdwenen (Grootjans *et al.* 2002; 2007). Onder de huidige hoge stikstofdepositie moet plaggen veelvuldig herhaald worden - zeer waarschijnlijk iedere tien tot vijftien jaar (Kooijman *et al.* 2004). Het is zeer onzeker, of met de hoge verstoringsintensiteit door plaggen een soortenrijk systeem duurzaam in stand gehouden kan worden (Grootjans *et al.* 2014).

Conclusie

Het duurzaam behoud van duinvalleien moet via twee sporen verlopen. Enerzijds via de ontwikkeling van nieuwe duinvalleien vanuit kustontwikkeling (De Leeuw *et al.* 2008), anderzijds door het tegengaan van versnelde verzuring en vermesting van bestaande, oudere duinvalleien. Bestaande duinvalleien zijn onder de huidige depositielast vooral in de kalkarme duinen zeer moeilijk duurzaam in stand te houden. De ontwikkeling van nieuwe duinvalleien vanuit kustontwikkeling kan op korte termijn op slechts een klein oppervlak gerealiseerd worden en ook dan heeft een te hoge stikstofdepositie weer een negatieve invloed. De herstelbaarheid is voor de kalkrijke duinvalleien tamelijk goed, mits deze duinvalleien niet verdroogd zijn en er natuurlijke grondwaterstandsschommelingen plaatsvinden. De herstelbaarheid is zeer onzeker in duinvalleien waar plaggen iedere tien tot vijftien jaar nog nodig is door te hoge stikstofdepositie, wegens de hoge verstoringsfrequentie.

Duinheide met struikhei (H2150*)

Kenschets

In de Nederlandse duinen komen twee typen duinheiden voor: 'duinheide met kraaihei' (H2140AB, 1462 ha) en 'duinheide met struikhei' (H2150, 160 ha). Alleen als er geen kraaihei voorkomt, wordt een terrein als duinheide met struikhei, H2150, gekarteerd. Duinheide met kraaihei komt zowel op vochtige als droge standplaatsen voor en het optimum van het verspreidingsgebied ligt in Noord-Europa. In Nederland wordt het prioritaire habitatype vooral aangetroffen in de noordelijke kuststreek (noordelijk van Castricum aan Zee). Duinheide met struikhei komt in onze duinen vooral fragmentair voor, het optimum van het verspreidingsgebied ligt in het Verenigd Koninkrijk en Frankrijk. Het habitatype treedt van nature alleen op in de oudere delen van de duinen, waar al enigszins bodemverzuring is opgetreden. In vergelijking tot de binnenlandse droge heiden gaat het om betrekkelijk jonge ecosystemen.

Aantasting

Duinheiden met struikhei (Figuur 5) komen op voedselarme tot matig voedselrijke, droge bodems voor. Ze zijn zeer waarschijnlijk stikstof gelimiteerd. Toevoer van stikstof tot boven het kritische depositieniveau (KDW = 15 kg N/ha/jaar, op 34% van het oppervlak is in 2018 de KDW overschreden) leidt tot een toename van vaatplanten (o.a. zandzegge), een afname van de kenmerkende korstmossen en mossen en een verlaging van de C:N-ratio in het plantenmateriaal van deze twee groepen (Bobbink & Hettelingh 2011, Bähring *et al.* 2016). Bij het huidige stikstofdepositieniveau wordt de vorming van duinheide vanuit droge duingraslanden sterk beperkt. Hoog opgroeiende grassen nemen in verzuurde en vermeste droge duingraslanden een sterk dominante positie in en verhinderen daarmee de kiemingsmogelijkheden voor struikhei. Hierdoor gaat de successie meer in de richting van een soortenarm, zuur en gesloten duingrasland en minder in de richting van duinheide. Er komen momenteel nauwelijks nieuwe duinheiden bij, terwijl er een groot oppervlak is aan duinen met een onnatuurlijke, oude, dicht aaneengesloten begroeiing van buntgras en helm. Dit betekent dat de bestaande duinheiden geleidelijk verder verouderen, terwijl jongere duinheiden die nog niet volledig ontkalkt en dichtgegroeid zijn, steeds zeldzamer worden. Nieuwe duinheiden ontstaan onder deze omstandigheden niet of nauwelijks.

Herstelbaarheid

Voor duinheide met struikhei lijken minder ingrijpende maatregelen als maaien of begrazen vooral bij lagere stikstofdeposities (8-10 kg N/ha/jaar) redelijk succesvol te werken (Beije & Smits 2014; Blindow *et al.* 2017). De invloed van deze maatregelen op de fauna is echter niet onderzocht. Na plaggen of chopperen ontwikkelt zich nauwelijks een soortenrijke mos- en korstmosvegetatie, maar vooral een mosvegetatie gedomineerd door grijs kronkelsteeltje (Aggenbach *et al.* 2020; Blindow *et al.* 2017). Deze maatregelen verlagen weliswaar de stikstofvoorraad in de bodem en de uitspoeling van nitraat naar het grondwater, maar pakken negatief uit op de soortendiversiteit. In hoeverre hierdoor ook een nutriëntenonbalans ontstaat, zoals in oude heide in het binnenland, is niet bekend (Vogels *et al.* 2011; Vogels *et al.* 2017b). Branden (in de winter) kan redelijk effectief zijn, met name om de uitbreiding van kraaihei ten koste van struikhei tegen te gaan, mits in combinatie met begrazing om eventuele vergrassing tegen te houden. Waarschijnlijk resulteert ook deze maatregel in een langjarige dominantie van grijs kronkelsteeltje in de moslaag. Branden wordt als maatregel nauwelijks toegepast en er is daarom weinig over bekend. Herstel via branden is daarom onzeker. Voor korstmossen, waaronder de typische soorten als open rendiermos, bruin heidestaartje en girafje, is niet alleen een verhoogde ammoniakconcentratie

(jaargemiddeld > 1 µgram NH₃ per m³ lucht) en dus wat hogere stikstofdepositie een probleem, maar ook te sterk ingrijpende herstelmaatregelen. Korstmossen verlangen lichte, stabiele standplaatsen zonder sterk ingrijpende mechanische verstoringen, dus alleen maaien of lichte begrazing komen in aanmerking, maar zijn gelet op de hoge stikstofdepositie in de meeste gevallen onvoldoende.



Figuur 5. Duinheide op Texel (Bollekamer) in mei 2020. Door de droogte van de afgelopen twee jaren is alleen een deel van de struikhei in de laagtes in leven gebleven (foto: Eva Remke).

Conclusie

Duinheide met struikhei kan in zijn geheel - soortenrijkdom, bodemgesteldheid en plantenchemie - alleen met minder ingrijpende maatregelen, zoals maaien, begrazen en mogelijk ook branden, redelijk succesvol hersteld worden. De herstelbaarheid is daarom als tamelijk goed beoordeeld, omdat herstel van de korstmossen nu nog zeer onvolledig is. Dit herstel is zeer waarschijnlijk alleen duurzaam bij een verdere afname van het huidige stikstofdepositieniveau (inclusief lagere ammoniakconcentratie).

Duinbossen - droog (H2180A)

Kenschets

Het habitatype duinbossen (H2180) omvat "oude" duinbossen met loofbomen met een goed ontwikkelde structuur en soortensamenstelling. Er komen drie verschillende varianten voor: 1) droge duinbossen met vooral berk en zomereik (subtype A; oppervlakte van 4580 ha), 2) vochtige bossen in duinvalleien (subtype B; oppervlakte van 849 ha) en 3) binnenduinrandbossen (subtype C; oppervlakte van 1891 ha). Droge duinbossen (H2180A; Figuur 6) komen vooral voor in de oude duinen, op de hogere delen van de strandwallen en op de meest diep ontkalkte delen in de binnenduinrand van de jonge duinen. Het zijn de oudste bossen in het duingebied, deels met een verleden als hakhoutbos. Ze zijn meestal relatief zuur en hebben dan een slechte strooiselvertering. De meest soortenrijke vegetaties zijn te vinden op de strandwallen, met hun iets lemiger zandgronden. In het jongere midden- en buitenduin is de vegetatieontwikkeling meestal niet zo ver voortgeschreden dat zich al droge duinbossen hebben ontwikkeld. Daarbij komt dat de mogelijkheden voor bosontwikkeling hier sterk geremd worden door de invloed van zeewind en de inwaai van zand en zout.

De grote ecologische variatie binnen droge duinbossen hangt voor een belangrijk deel samen met de grote range van de zuurgraad. Het gaat hierbij in de eerste plaats om verschillen in initieel kalkgehalte (ten noorden/zuiden van Bergen), maar ook de verschillende mate van ontkalking speelt hierbij een grote rol (den Ouden *et al.* 2010).



Figuur 6. Droog eikenbos in de Manteling, Walcheren. Rand van het bos in de richting van de zeereep met op de voorgrond nog duingrasland (foto: Eva Remke).

Aantasting

Over de invloed van stikstofdepositie op duinbossen is bijna geen verklarend onderzoek uitgevoerd, waardoor veel speculatief is. Alleen van vergelijkbare bossen in het binnenland kunnen mechanismen afgeleid worden. Het ontkalkingsproces vindt onder natuurlijke omstandigheden plaats en het is zeer aannemelijk, dat het proces ook in deze bossen versneld is door de verzurende

invloed van stikstofdepositie. In hoeverre duinbossen in de praktijk hiervan werkelijk nadeel ondervinden, is echter niet duidelijk. Eén van de vegetatietypen die hinder zouden kunnen ondervinden, is de korstmosrijke subassociatie van het berken-eikenbos. Veel kenmerkende soorten hiervan, zowel korstmossen als paddenstoelen, zijn in de afgelopen decennia sterk achteruitgegaan. De oorzaak wordt voor een deel gezocht in atmosferische stikstofdepositie; daarnaast speelt hierbij mogelijk ook spontane successie een rol, zeker ten aanzien van de paddenstoelen (Stortelder *et al.* 1999; Bijlsma 2011). Duinbossen staan aan het eind van de successie, waar ontkalking van de bodem al ver voortgeschreden is, waardoor er meer fosfaat beschikbaar is voor de vegetatie. Hierdoor zijn de bossen waarschijnlijk vooral stikstof gelimiteerd en kan toevoer van stikstof uit de lucht de vegetatiegroei versnellen (KDW = 15 kg N/ha/jaar).

Herstelbaarheid

Over de herstelmaatregelen voor dit habitatype is eveneens nauwelijks kennis beschikbaar (Huiskes *et al.* 2014). Om (versnelde) verzuring tegen te gaan, zou in de soortensamenstelling van de bossen ingegrepen kunnen worden. Sommige loofbomen kunnen als mineralenpomp werken en calcium, magnesium etc. uit de diepere bodemlagen met de wortels opnemen. Met het vallend blad kan hierdoor het kationencomplex van de bovengrond weer aangevuld worden (Desie 2020). Verder kan door aangepast bosrandbeheer de grote hoeveelheid stikstof die in het randgebied van het bos valt, verlaagd worden. Een geleidelijk opgaande bosrand leidt namelijk tot een significante verlaging van de stikstofdepositie aan de rand van het bos in vergelijking met een bosrand met een abrupte overgang in vegetatiehoogte (Wuyts *et al.* 2009).

Conclusie

De kennis van en ervaringen met droge duinbossen zijn onvoldoende om de aantasting door stikstofdepositie alsook de effectiviteit en duurzaamheid van herstelmaatregelen goed te kunnen beoordelen. Uit een vergelijking met overeenkomstige bossen in het binnenland is het wel aannemelijk dat verzuring en vermesting een belangrijke negatieve invloed uitoefenen (zie habitatype H9190). De herstelbaarheid van deze bossen is onbekend, maar mogelijk vergelijkbaar slecht als de binnenlandse eikenbossen op droog zand.

Duinbossen - binnenduinrand (H2180C)

Kenschets

De tot dit habitattype (H2180C; oppervlakte 1891 ha) behorende duinbossen (abelen- of essen-iepenbos, meidoorn-berkenbos) zijn over het algemeen sterk door de mens beïnvloede (park)bossen die overwegend voorkomen op wat jongere, kalkhoudende bodems. Ze zijn vaak onderdeel van landgoederen die in de 18e eeuw aan de binnenduinrand werden aangelegd op afgegraven duingronden. Door vergraving zijn hier diepere, nog niet ontcalcite zanden weer aan de oppervlakte gekomen. De grondwaterstanden zijn hier te diep voor de vestiging van 'natte' soorten, maar vaak wel zo ondiep dat capillaire opstijging vanuit het grondwater zorgt voor een iets betere vochtvoorziening en zuurbuffering. De standplaatscondities (goed gedraineerde, iets vochthoudende, basenrijke, rulle en humeuze bodems in combinatie met een open bosstructuur die zorgt voor voldoende licht) zijn zeer geschikt voor de groei van allerlei van oorsprong uitheemse bolgewassen die hier in het verleden op grote schaal zijn aangeplant en nu deel uitmaken van de zogenaamde 'stinzenflora'.



Figuur 7. Gemengd loofbos met eik, gewoon esdoorn en berk in de Manteling, Walcheren. De ruige ondergroei is waarschijnlijk het gevolg van verhoogde stikstofdepositie en verdroging (foto: Eva Remke)

Aantasting

Door de invloed van verzuring kan het aanwezige kalk geleidelijk oplossen en daarna uitspoelen als calcium en bicarbonaat. Indien er geen nieuwe kalk aangevoerd wordt, kan de bodem door atmosferische depositie versneld verzuren. Alleen door de afbraak van basenrijk strooisel, instuivend, kalkrijk zand of toestromend basenhoudend grondwater, kan dit verzuringsproces tegengegaan worden. Veel bossen langs het binnenduinrand zijn verdroogd door het aanleggen van greppels en sloten, meestal in samenhang met het onderhoud van de landgoederen. Een natuurlijke aanvoer van basen via het grondwater is daardoor niet meer mogelijk. De kenmerkende soorten die in dit habitattype voorkomen - inclusief de stinzenplanten - gaan door de sterke verzuring van de bodem alsook door verdroging achteruit. Door verdroging wordt de mineralisatie van de bodem met veel organische stof versneld en kunnen zich ruigten met veel eutrofe soorten

ontwikkelen (Figuur 7). De hoge stikstofdepositie (KDW voor het habitatype is 25 kg N/ha/jaar) versnelt deze eutrofiëring en zorgt voor een verdere verarming van de kruidlaag. In deze bossen is er echter geen causaal-analytisch onderzoek gedaan om dit te staven.

Herstelbaarheid

Om verzuring tegen te gaan is de meest duurzame maatregel het herstel van de natuurlijke grondwaterstanden en de toestroom van basenhoudend grondwater (Beije *et al.* 2014b). Een verhoging van de grondwaterstand moet zeer langzaam gebeuren, aangezien anders oude bomen afsterven. Het wortelstelsel van oudere bomen moet de kans krijgen zich geleidelijk te kunnen aanpassen. Daarnaast kan door gericht beheer en boomkeuze de basenrijkdom van de bodem verhoogd worden. Boomsoorten zoals ratelpopulier, iep, linde of esdoorn kunnen als kalkpomp fungeren (Hommel *et al.* 2007). Soorten zoals eik, beuk en naaldbomen werken als 'verzuurders' en verlagen de zuurgraad van de bodem verder. Er is echter niets bekend over de efficiëntie en snelheid van deze maatregel.

Bekalken lijkt, behalve in de sterk beheerde stinzenbossen, een ongeschikte maatregel voor bossen aan de binnenduinrand. Bekalking van een groot aantal bossen in het binnenland blijkt op de korte termijn niet succesvol om bodemverzuring tegen te gaan (Olsthoorn *et al.* 2006). Uit recent onderzoek in het binnenland blijkt dat een lichte bekalking op de lange termijn wel effectief kan zijn tegen verzuring, zonder negatieve effecten voor het boscossysteem (Bobbink *et al.* 2018). De effectiviteit van bekalken van bossen aan de binnenduinrand is niet onderzocht en mogelijk succes is daarmee onbekend. Het toevoegen van een langzaam verwerend steenmeel wordt in binnenduinranden niet onderzocht, maar is ook voor bossen in het binnenland geen bewezen herstelmaatregel.

Conclusie

Hoe effectief en duurzaam de hierboven beschreven maatregelen zijn tegen de gevolgen van verzuring, is niet goed te kwantificeren en ook experimenteel nog niet bewezen. De effecten van eutrofiëring kunnen alleen door zeer ingrijpende maatregelen (verwijderen van delen van het bos samen met plaggen) tenietgedaan worden. De herstelbaarheid van deze bossen aan de duinrand is onbekend en wordt daarom als zeer onzeker beschouwd.

Trilvenen (H7140A)

Kenschets

Trilvenen (H7140A) behoren tot het habitatype overgangs- en trilvenen (H7140) en vormen één van de ontwikkelingsstadia in de verlanding van open water in sloten, plassen en petgaten. In beekdalen en op overgangen tussen zandgronden en het laagveenlandschap komen trilvenen voor op door basenrijke kwel gevoede veenbodems. Basenrijke trilvenen behoren tot de meest soortenrijke en bedreigde habitattypen van Nederland, en kennen een zwaartepunt in het NW-Europese laagland (Europees belang van het Nederlandse habitat is groot). De vegetatie van trilvenen bestaat uit basenminnende vaatplanten als waterdrieblad, holpijp, paddenrus, groenknolorchis en ronde zegge, die een al dan niet drijvende wortelmat vormen. In trilvenen vormt de moslaag een belangrijk onderdeel van de vegetatie en bestaat in goed ontwikkelde vormen vooral uit slaapmossen als rood, groen en geel schorpioenmos en sterrengoudmos (Figuur 8).



Figuur 8. Een door slaapmossen gedomineerde mosvegetatie van een basenrijk trilveen (foto: Gijs van Dijk).

Aantasting

De kritische depositiewaarde (KDW) is voor het habitatsubtype trilvenen vastgesteld op 17 kg N/ha/jaar en wordt over bijna 30% van het oppervlak overschreden (van Diggelen *et al.* 2018; Bobbink 2021a). Stikstofdepositie kan direct of indirect leiden tot verzuring van de bodem, maar ook tot vermessing door de verhoogde beschikbaarheid van ammonium en nitraat en kan zelfs leiden tot ammonium-toxiciteit voor de mossen (Paulissen *et al.* 2016). De gevoeligheid van trilvenen voor atmosferische stikstofdepositie wordt in hoge mate bepaald door de basenrijkdom van de bodem en de grondwaterstand. In goed functionerende trilvenen met een hoge grondwaterstand is de zuurbuffercapaciteit (de concentratie HCO_3^-) (nog) hoog genoeg en wordt deze aangevuld waardoor een hoge zuurlast gecompenseerd kan worden. Een hogere stikstofdepositie leidt hierdoor niet direct tot een lagere pH in basenrijke trilvenen, terwijl dit in het subtype veenmosrietlanden (H7140B; met een lagere zuurbuffercapaciteit) wel het geval is (van Diggelen *et al.* 2018; van Dijk *et al.* 2021a). Uit onderzoek blijkt dat Nederlandse trilvenen

met een goede kwaliteit bij een vergelijkbare basenverzadiging gemiddeld een lagere pH hebben dan trilvenen in het buitenland, zeer waarschijnlijk als gevolg van de hogere stikstofdepositie.

Tijdens de natuurlijke successie van trilvenen vermindert de aanvoer van basen wanneer de veenlaag zo dik is geworden dat deze geïsoleerd raakt van het basenrijke oppervlaktewater. Indien de zuurbuftercapaciteit versneld afneemt en/of de verdroging en vermessing toenemen, leidt dit tot een versnelde successie in trilvenen tot zuurdere en/of voedselrijkere vegetatietypen. In goed ontwikkelde trilvenen is nu fosfor limiterend voor de vaatplantengroei (Cusell *et al.* 2014), waardoor trilvenen minder gevoelig zijn voor het eutrofiërende effect van stikstofdepositie. Verrijking met stikstof kan op termijn wel degelijk tot eutrofiëring leiden wanneer via (versnelde) successie het trilveen overgaat in een andere vegetatietype, waaronder veenmosrietlanden, waarin fosfor niet meer limiterend is (van Diggelen *et al.* 2018).

Herstelbaarheid

Om de negatieve effecten van atmosferische stikstofdepositie in trilvenen tegen te gaan zijn er twee essentiële voorwaarden: 1) behoud of herstel van een hoge zuurbuftercapaciteit en de mineralisatie en verzuring in de veenbodem te beperken door de invloed van kwel en/of oppervlaktewater hoog te houden en waterstanden tot in maaiveld te behouden (Mettrop *et al.* 2014, van Diggelen *et al.* 2018) en 2) behoud van de lage fosforbeschikbaarheid door fosforconcentraties in het aan te voeren grond- en/of oppervlaktewater laag te houden.

Effectieve maatregelen om de (versnelde) successie als gevolg van een verhoogde nutriëntenbeschikbaarheid af te remmen en actief nutriënten af te voeren, zijn zomermaaien en opslag verwijderen (van Dobben *et al.* 2014). Daarnaast is het van belang om op landschapsschaal verschillende successiestadia van het laagveenlandschap in stand te houden zodat er in ruimte en tijd verschillende stadia van trilvenen aanwezig kunnen zijn.

Er zijn enkele succesvol bewezen herstelstrategieën, waaronder het verbeteren van de waterkwaliteit (met name verlaging van fosforconcentraties) en realisatie van waterstanden aan maaiveld door verhoging van de invloed van basenrijk, fosforarm grond- en/of oppervlaktewater. Kanttekening hierbij is dat hydrologisch herstel op landschapsschaal in het merendeel van de Nederlandse laagveengebieden niet meer, of slechts in beperkte mate, mogelijk is door sterke veranderingen in het landschap en afname van de grondwaterinvloed (Kooijman *et al.* 2021).

Uit recent, nog lopend onderzoek blijkt dat versterking van de invloed van basenrijk, fosfor- en sulfaatarm oppervlaktewater via bevoeiing ofwel periodieke inundatie kansen biedt om de basenrijkdom lokaal te herstellen (Aggenbach *et al.* 2021, Koks *et al.* 2021), de versnelde successie en verzuring door veenmossen af te remmen (Koks *et al.* 2021) en de fosforlimitatie in trilvenen te stimuleren (Kooijman *et al.* 2020a). Een belangrijke kanttekening hierbij is wel dat er geschikt oppervlaktewater (basenrijk en nutriëntarm) aanwezig moet zijn, maar dit is vaak niet het geval (Kooijman *et al.* 2021, van Dijk *et al.* 2021b). Daarnaast kan intensieve bevoeiing leiden tot een verhoogde toevoer van bijvoorbeeld stikstof, fosfor of sulfaat via het oppervlaktewater. Aanvullend onderzoek zal nog uit moeten wijzen of, waar en op welke wijze bevoeiing ofwel inundatie toegepast kan worden om verzuring en eutrofiëring door stikstofdepositie te voorkomen en te mitigeren. Tot op heden zijn er nog geen onderzoeken beschikbaar waarin directe bekalking tot een succesvol en duurzaam herstel van trilvenen hebben geleid.

Conclusie

Het behoud van trilvenen (H7140A) wordt bedreigd door verzuring en vermessing door stikstofdepositie. Een kansrijke herstelmaatregel betreft het versterken van de invloed van

basenrijk en nutriëntenarm (met name fosfaat- en sulfaatarm) grond- en/of oppervlaktewater om hiermee zowel verdroging als verzuring te voorkomen ofwel te verminderen. Een kanttekening hierbij is dat deze maatregel niet overal haalbaar is door de afwezigheid van basenrijk nutriëntenarm water. Een reductie van de stikstofdepositie tot onder de KDW is daarom van belang. De herstelbaarheid van het habitatype trilvenen wordt als matig beoordeeld.

Veenmosrietlanden (H7140B)

Kenschets

Veenmosrietlanden (H7140B; 1525 ha) behoren tot het habitatype overgangs- en trilvenen (H7140) en bestaan uit latere successiestadia voortkomend uit de verlanding van open water in sloten, plassen en petgaten. Door toenemende verzuring als gevolg van toenemende regenwaterinvoer in verlandingsvegetaties (een natuurlijk proces in laagveensystemen) kunnen in combinatie met maaibeheer veenmosrietlanden ontstaan. De vegetatie van veenmosrietlanden bestaat uit een gesloten moslaag met dominantie van veenmossen met een ijle rietlaag en een varenrijke kruidlaag (Figuur 9). Kenmerken soorten voor veenmosrietlanden zijn glanzend veenmos, elzenmos, kamvaren, ronde zonnedauw en veenmosorchis. De grote vuurvlinder is als typische faunasoort van dit habitatype benoemd. Veenmosrietlanden (H7140B) komen meer verspreid voor dan trilvenen (H7140A), maar komen buiten Nederland weinig voor waardoor Nederland in Europees verband extra verantwoordelijkheid draagt voor dit habitatype.

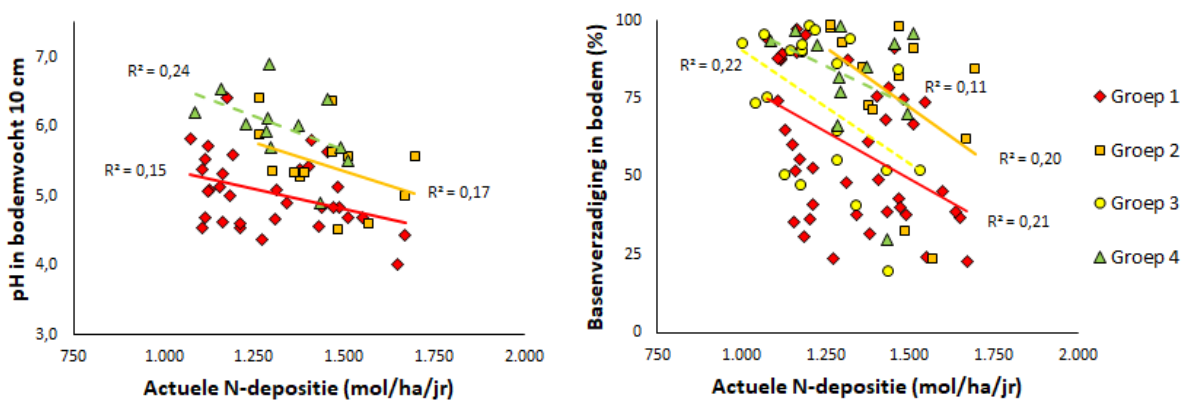


Figuur 9. Detailbeeld van de veenmosrijke ondergroei van veenmosrietlanden (foto: Gijs van Dijk).

Aantasting

De kritische depositiewaarde (KDW) is voor het habitatsubtype veenmosrietland vastgesteld op 10 kg N/ha/jaar en wordt in alle Nederlandse veenmosrietlanden overschreden. Stikstofdepositie kan direct of indirect leiden tot verzuring van de bodem, maar ook tot vermesting door de verhoogde beschikbaarheid van ammonium en nitraat en zelfs leiden tot ammonium-toxiciteit voor de mossen. Veenmosrietlanden zijn zowel gevoelig voor 1) de vermestende effecten van stikstofdepositie (de vegetatie is, in tegenstelling tot de meeste trilvenen, door stikstof

gelimiteerd) als 2) voor de verzurende effecten (van Dobben *et al.* 2016). Door stikstofverrijking kunnen veenmossen harder groeien waardoor de successie wordt versneld. De actieve verzuring door veenmossen⁵ versnelt de successie nog verder en waardoor de invloed van basenrijker grond- en/of oppervlaktewater afneemt. Dit proces speelt in mindere mate in nog drijvende kraggen. Daarnaast leidt een hoge stikstofdepositie in veenmosrietlanden, die een lagere buffercapaciteit dan trilvenen hebben, ook direct tot een afname van de pH en basenverzadiging. Uit recent correlatief onderzoek in Nederlandse overgangsvennen en veenmosrietlanden (range 15-25 kg N/ha/jaar) blijkt dat er per 1,4 kg N/ha/jaar een gemiddelde afname van 6% van de kationenbufferrange plaatsvindt (van Diggelen *et al.* 2018; Figuur 10). Alleen binnen de oudere successiestadia (veenmos-gedomineerde systemen waaronder veenmosrietlanden) correleert de stikstofdepositie negatief met de pH en basenverzadiging in de bodem. In jonge successiestadia (trilvenen) met een hoge grondwaterstand is de zuurbuffercapaciteit (nog) hoog genoeg om de huidige zuurlast te compenseren.



Figuur 10. De relatie tussen de actuele stikstofdepositie in Nederland (in mol/hectare/jaar) en de pH (links) en de basenverzadiging (rechts) in de toplaag van de bodem met correlatiecoëfficiënten (R^2) per groep: groep 1: verzuurd veenmosrietland, groep 2: verzuurd overgangsvveen, groep 3: basenarm veenmosrietland en groep 4: basenarm overgangsvveen (van Diggelen *et al.* 2018). Figuur naar van Dijk *et al.* (2021a).

Tevens leidt de verhoogde beschikbaarheid van stikstof tot een toename van ruigtekruiden in de vegetatie. Deze versnelde successie van veenmosrietlanden kan onder andere leiden tot door haarmossen, pijpenstrootje, hennegras of ruigtekruiden gedomineerde systemen. Door de hierboven genoemde processen staat de instandhouding van veenmosrietlanden onder ernstige druk. Ook binnen het NEM-PQ netwerk³¹ is een significant negatieve trend in soortensamenstelling vastgesteld (Janssen *et al.* 2020a).

Herstelbaarheid

Er zijn weinig onderzoeken specifiek verricht naar de effecten van herstelmaatregelen op veenmosrietlanden. Herstel van de hydrologie en buffering van de bodem, door aanvoer en infiltratie van basenrijk grond- of oppervlaktewater in de wortelzone, is van belang voor de instandhouding van veenmosrietlanden door afremmen van de (versnelde) successie als gevolg van verzuring en verdroging (van Dobben *et al.* 2016). Er mogen daarbij echter geen verhoogde fosfaat- of sulfaatconcentraties in dit water aanwezig zijn. Om de vermestende werking van

⁵ Veenmossen kunnen zuur (protonen; H^+) uitscheiden om kationen op te nemen.

⁶ Dit is een netwerk van permanente proefvlakken dat binnen het Nationale Ecologische Meetnet wordt gevolgd.

stikstofdepositie op veenmosrietlanden tegen te gaan kan maaien worden toegepast en opslagverwijdering (o.a. braam, appelbes en berk). Normaliter wordt herfst- en wintermaaien toegepast in veenmosrietlanden om de successie af te remmen maar riet te behouden. Om actief versneld nutriënten af te voeren en verzuuring tegen te gaan kan tijdelijk zomermaaien worden toegepast. Afplaggen van de verzuurde en soms voedselrijke toplaag in veenmosrietlanden kan op korte termijn tot succesvol herstel leiden, maar vaak blijft de toplaag na plaggen verzuringsgevoelig bij de huidige stikstofdepositieniveaus. Recent onderzoek laat dan ook zien dat plaggen enkel op de langere termijn tot behoud en herstel van veenmosrietlanden leidt wanneer dit gecombineerd wordt met een verhoging van de invloed van basenrijk, voedselarm oppervlaktewater om verzuring tegen te gaan (van Diggelen *et al.* 2021).

Conclusie

Veenmosrietlanden (H7140B) worden sterk bedreigd door verzuring en vermisting door stikstofdepositie. Als herstelmaatregel kan de invloed van basenrijk voedselarm water in de wortelzone verhoogd worden, eventueel in combinatie met plaggen. Een kanttekening hierbij is dat deze maatregel niet overal haalbaar is door de afwezigheid van de combinatie van basenrijk en nutriëntenarm water. Daarnaast kan winter- en/of zomermaaien worden toegepast om nutriënten af te voeren en verzuuring te voorkomen evt. in combinatie met opslag verwijderen. Een reductie van de stikstofdepositie tot onder de KDW is daarom van groot belang voor dit type. De herstelbaarheid van het habitatype veenmosrietlanden wordt als matig beoordeeld door zijn complexiteit. Wel is essentieel dat na herstel van het habitat de stikstofdepositie tot onder de KDW gedaald is, anders treedt herverzuring weer snel op.

Vochtige heiden (laagveengebied) of moerasheide (H4010B)

Kenschets

Vochtige heiden in het laagveengebied (H4010B; 182 ha), ook wel moerasheide genoemd, bestaat uit een natte zure vegetatie die voortkomt uit de vroegere basenrijkere successiestadia veenmosrietlanden (H7140B) en trilvenen (H7140A). Moerasheide ontstaat door verzuring als gevolg van een toename van de kraggedikte en regenwaterinvloed en een afname van de invloed van basenrijker grond- en/of oppervlaktewater. De vegetatie van moerasheide bestaat uit een hoge bedekking van gewone dopheide en veenmossen en de aanwezigheid van een lage bedekking van basenrijkere soorten als riet en paddenrus (Figuur 11).



Figuur 11. Moerasheide met gewone dophei met een dichte laag van veenmossen (foto: Gijs van Dijk).

Aantasting

De kritische depositiewaarde (KDW) is voor het habitatsubtype moerasheide vastgesteld op 11 kg N/ha/jaar en wordt in alle Nederlandse moerasheiden overschreden. Stikstofdepositie kan direct of indirect leiden tot verzuring van de bodem, maar ook tot vermesting door de verhoogde beschikbaarheid van ammonium en nitraat en kan zelfs leiden tot ammonium-toxiciteit voor de mossen (Beltman *et al.* 2016). Er is weinig onderzoek verricht aan moerasheide in het laagveenlandschap. Het is echter zeer aannemelijk dat moerasheide zowel gevoelig is voor 1) de vermestende effecten van stikstofdepositie (de vegetatie is door stikstof gelimiteerd) als 2) voor de verzurende werking. Door stikstofverrijking kunnen veenmossen harder groeien waardoor de successie wordt versneld. Deze versnelde successie stimuleert de verzuring door actieve verzuring door veenmossen. In moerasheide is geen onderzoek verricht aan de directe effecten van stikstofdepositie, maar het is zeer aannemelijk dat een hoge stikstofdepositie in moerasheide met een lage buffercapaciteit tot een afname van de pH en de basenverzadiging leidt. Uit recent correlatief onderzoek bleek dat ook in de meest zure categorie van veenmosrietlanden (verzuurd veenmosrietland, dat ook enkele moerasheiden bevatte) een negatieve correlatie aanwezig was

met een lagere pH en basenverzadiging op locaties met een hogere stikstofdepositie (van Diggelen *et al.* 2018, van Dijk *et al.* 2021a).

Tevens leidt stikstofdepositie door de verhoogde beschikbaarheid van stikstof tot een toename van ruigtekruiden ofwel vergrassing. De vermesting van moerasheiden kan onder andere leiden tot door haarmossen, pijpenstrootje of ruigtekruiden gedomineerde systemen. Door de hierboven genoemde processen staat de instandhouding van moerasheiden ernstig onder druk.

Herstelbaarheid

Er zijn weinig onderzoeken verricht naar de effecten van herstelmaatregelen op moerasheiden. Herstel van de hydrologie en buffering van de diepere bodem door aanvoer en infiltratie van baserijk grond- of oppervlaktewater, is van belang voor het afremmen van de (versnelde) successie als gevolg van verdroging en versnelde verzuring als gevolg van atmosferische stikstofdepositie. Er mogen daarbij echter geen verhoogde fosfaat- of sulfaatconcentraties in dit water aanwezig zijn. Om de vermestende werking van stikstofdepositie op moerasheide tegen te gaan kan zomermaaien worden toegepast en/of het verwijderen van struikopslag (o.a. braam, appelbes en berk). Er is ervaring opgedaan met het afplaggen van verzuurde veenmosrietlanden en moerasheide-achtige systemen. Op korte termijn lijkt dit een succesvolle maatregel, maar vaak blijft de toplaag na plaggen verzuringsgevoelig. Recent onderzoek in de Nieuwkoopse plassen laat zien dat plaggen enkel tot behoud en herstel op de lange termijn leidt wanneer dit gecombineerd wordt met een verhoging van de invloed van baserijk, voedselarm oppervlaktewater om verzuring tegen te gaan (van Diggelen *et al.* 2021).

Conclusie

In alle Nederlandse moerasheiden (H4010B) leidt de hoge stikstofdepositie door directe en indirecte verzuring en vermesting tot een versnelde successie met afname van de kwaliteit en soortendiversiteit. Als herstelmaatregel kan de hydrologie hersteld worden door middel van het verhogen van de invloed van baserijk, voedselarm water in de ondergrond om verdroging en verzuring te voorkomen, eventueel in combinatie met plaggen. Een kanttekening hierbij is dat deze maatregel niet overal haalbaar is door de afwezigheid van de combinatie van baserijk en nutriëntenarm water. Daarnaast kunnen zomermaaien en opslagverwijdering worden toegepast om nutriënten af te voeren en verzuuring te voorkomen. De herstelbaarheid van het habitatype moerasheiden wordt als tamelijk goed beoordeeld. Wel is essentieel dat na herstel de stikstofdepositie tot onder de KDW gedaald is, anders treedt herverzuring weer snel op.

Stroomdalgraslanden (H6120*)

Kenschets

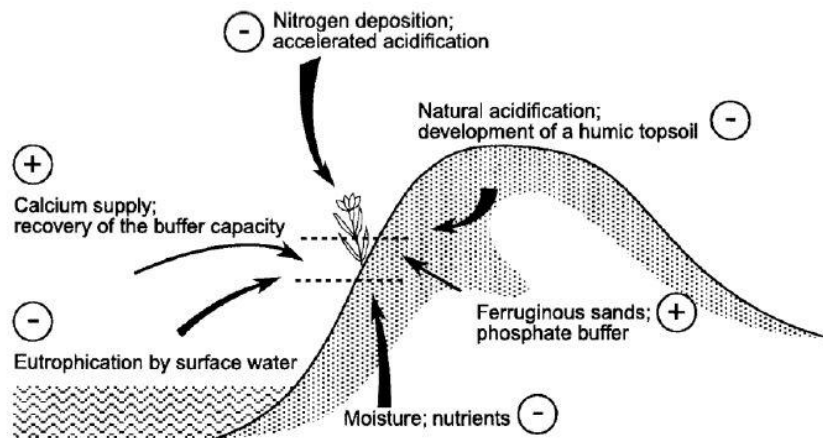
Dit habitattype omvat vaak open, niet of weinig bemeste graslanden op min of meer kalkrijke bodems (buiten de kustduinen). De formele naam is "kalkminnend grasland op dorre zandbodem" (H6120*). In Nederland betreft het stroomdalgraslanden: dit zijn bloemrijke graslanden op zandige oeverwallen langs rivieren en soms op zandige dijken langs rivieren. Het is een prioritair habitattype, waarvan nog slechts een klein oppervlak rest in Nederland (74 ha): de achteruitgang sinds 1960 is groot, meer dan 80% van het oppervlak in Nederland is verdwenen. Stroomdalgraslanden zijn soortenrijk, met veel kruiden en vaak een rijke moslaag. De vegetatiesamenstelling toont door de kalk in de bodem duidelijke overeenkomsten met die van de kalkgraslanden in Zuid-Limburg (H6210; zie later). Ook buiten ons land komt het type heel weinig voor, waardoor er een grote verantwoordelijkheid op Nederland rust voor dit habitat, hoewel er nog maar weinig van rest.



Figuur 12. Stroomdalgrasland in de Stalberg, gelegen bij Wellerlooij op de overgang van de Maas naar de Maasduinen (foto: Eva Remke).

Aantasting

De afname van de kwaliteit van de stroomdalgraslanden uit zich vooral in een toename van stikstofindicerende soorten en een verschuiving naar voedselrijkere plantengemeenschappen (Schaffers *et al.* 2011). Vergrassing en struweelvorming treedt op en de vegetatie verrijkt en wordt eenvormiger op veel plaatsen (Adams *et al.* 2014). Waarschijnlijk spelen de effecten van stikstofdepositie bij deze achteruitgang een rol, maar ook andere factoren of processen kunnen stroomdalgraslanden positief of negatief beïnvloeden (Figuur 13). Hoe groot die invloed van stikstofdepositie is, in relatie tot veranderingen in frequentie van overstroming, nutriënten in het afgezette sediment en in beheer, is niet onderzocht en dus onbekend.



Figuur 13. Schematische weergave van de verschillende abiotische factoren met een positief (+) of negatief (-) effect op stroomdalgrasland (uit Wolfert et al. 2002).

De precieze rol van stikstofdepositie bij de achteruitgang in kwaliteit van stroomdalgraslanden is dus niet bekend, maar uit de KDW blijkt een grote gevoeligheid voor stikstofdepositie. Het is waarschijnlijk dat deze depositie bijdraagt aan de vermessing van deze graslanden, en aan een te snelle verzuring van de bodem in vooral minder kalkrijke zanden. De KDW van stroomdalgraslanden is 18 kg N/ha/jaar en 55% van het oppervlak heeft nu een hogere stikstofdepositie dan de KDW.

Herstelbaarheid

In het algemeen kan geconstateerd worden dat verruiging van deze graslandvegetatie (redelijk) hersteld kan worden door adequate vormen van begrazing, of door maaien met afvoer van het hooi op een zodanige wijze dat er weer een lage en open begroeiing ontstaat. Vaak wordt dan de soortenrijkdom weer hoger, maar aangezien veel plantensoorten nauwelijks meer restpopulaties hebben, keren lang niet altijd alle kenmerkende soorten terug. Over de aanpak van versnelde verzuring zijn, buiten het vergroten van de rivierdynamiek, in stroomdalgraslanden geen ervaringen opgedaan, al is het niet onwaarschijnlijk dat lichte bekalking hierbij zou kunnen helpen. Uit OBN-onderzoek is wel gebleken dat experimentele zandafzetting niet leidt tot herstel van stroomdalgrasland vanuit verruigde situaties met duinriet (Rotthier & Sýkora 2016).

Conclusie

Er is te weinig bekend over a) de achteruitgang van dit habitatype door stikstofdepositie en b) onderzoek naar herstel van aangetaste stroomdalgraslanden om tot een conclusie wat betreft de herstelbaarheid te komen. Deze is dus onbekend. Aangezien het graslanden op veelal beter gebufferde bodems betreft, is het aannemelijk dat aangepast begrazings- of maaibeheer verruiging kan terugdraaien, maar een aantal kenmerkende soorten zal blijvend verdwenen zijn.

Blauwgraslanden (H6410)

Kenschets

Blauwgraslanden (H6410) zijn soortenrijke graslanden op neutrale tot zwak zure voedselarme bodem met wisselende grondwaterstanden. Spaanse ruiter is één van de typische soorten van deze graslanden, maar er komen vele bijzondere plant- en diersoorten in voor (Figuur 14). In Nederland gaat het nu om een oppervlak van 196 ha, maar een eeuw geleden was dit type over vele duizenden hectares aanwezig. Dit habitat is in oppervlak door ontginningen en veranderingen in het (agrarisch) gebruik hard achteruitgegaan in de vorige eeuw. Nu komen blauwgraslanden nog heel beperkt voor in de beekdalen van het zandlandschap (met kwel of op gebufferde leem), soms op klei-op-veen gebieden met overstroming, op legakkers in het laagveengebied en heel lokaal in de duinen (totaal net minder dan 200 ha). Het zijn hooilanden op voedselarme, basenhoudende bodems die 's winters plasdras staan en 's zomers oppervlakkig uitdrogen. De buffering komt door de toestroom van gebufferd kwelwater of door overstroming door schoon, maar gebufferd oppervlaktewater. De naam blauwgrasland is afgeleid van de zwak blauwgroene kleur van de soorten die het aanzien bepalen. De begroeiingen kennen - of kenden - een grote variatie in soortensamenstelling, afhankelijk van bodem, hydrologie en geografische ligging.



Figuur 14. Overzicht van een fraai blauwgrasland in Noord-Brabant met veel Spaanse ruiter (foto: Roos Loeb).

Aantasting

Blauwgraslanden zijn natte graslanden met hoge grondwaterstanden in de winter, en wat lagere in de zomer. Uit onderzoek in hydrologisch intact blauwgrasland in Engeland is gebleken dat door verrijking met extra stikstof deze graslanden minder divers kunnen worden, met meer gras en minder overige plantensoorten (Mountford *et al.* 1994; Tallowin & Smith 1994). Ook kan daarbij co-limitatie door fosfor (P) optreden. Dit habitattype komt ook voor op wat minder gebufferde bodems (intermediaire basenverzading), in deze situaties - en ook op verdroogde locaties - is het ook gevoelig voor de verzurende effecten van verhoogde stikstofdepositie. Vooral een aantal kenmerkende kruiden zijn hier gevoelig voor. Bij verzuring van blauwgraslanden wordt het aanbod

aan nitraat lager en hoopt ammonium steeds verder op, versterkt door de hoge atmosferische ammoniumdepositie. Hierdoor neemt het aandeel ammonium ten opzichte van nitraat toe. Dit kan leiden tot een verminderde groei van planten die afhankelijk zijn van nitraat, waaronder veel bijzondere blauwgraslandsoorten (bijv. spaanse ruiter). Verder is het waarschijnlijk dat er relatief vrij grote gasvormige stikstofverliezen (N₂-gas) uit het systeem zijn, doordat in de nazomer de licht uitgedroogde bodem opnieuw natter wordt en nitraat gedenitrificeerd wordt. Hierover is echter geen kwantitatieve informatie beschikbaar. Blauwgraslanden hebben een KDW van 15 kg N/ha/jaar en bijna $\frac{3}{4}$ van hun oppervlak heeft nu een hogere stikstofdepositie dan de KDW. Onverlet bij dit alles is het gegeven dat dit habitatype ook zeer gevoelig is voor verdroging en wegvallen van de kwel, dit kan in hoge mate het voortbestaan van blauwgraslanden verminderen.

Herstelbaarheid

Het reguliere beheer van blauwgraslanden is maaien in de nazomer (augustus) met afvoeren van het hooi. Bij verruiging door stikstofdepositie kan verhoging van de beheersintensiteit, een periode van 2x per jaar maaien en afvoeren, een uitkomst bieden en de dominantie van grassen terugdringen (Beije *et al.* 2014c). Kleinschalig plaggen is een herstelmaatregel voor zwaarder vermeste situaties. Voorkómen moet worden dat daarbij 'regenwaterbakken' ontstaan en voor een optimale bodemvariatie moet 'met de gradiënt mee' worden geplagd. Bij plaggen is het ook in dit habitatype van belang om restpopulaties van zeldzame soorten te sparen. Hoe meer bronpopulaties in de buurt aanwezig zijn en hoe minder barrières tussen bronpopulaties en de herstellocatie, des te groter is de kans op succesvol herstel. Verzurende effecten van stikstofdepositie zijn te verminderen door - indien mogelijk - het vergroten van de kwelinvloed met matig gebufferd grondwater. Bekalking is nooit uitgevoerd op deze organische bodems en is waarschijnlijk af te raden (Beije *et al.* 2014c). Belangrijk bij dit alles is te beseffen dat een basisvoorwaarde voor blauwgrasland is dat de hydrologie en de chemie van het (grond)water op orde is. Is dit niet het geval dan heeft herstel van alleen stikstofverrijking weinig zin. Hydrologisch herstel van verdroogde blauwgraslanden heeft tot positieve resultaten geleid, vooral daar waar de invloed van schoon en gebufferd grondwater versterkt kon worden en er nog zaden in de bodem aanwezig waren (o.a. Bremer 2017). Wel kan hydrologisch herstel zeer lastig zijn, vooral in meer regionale systemen waar de kweldruk en grondwaterstanden zijn verminderd of de chemie van het water is verslechterd (toename sulfaat of fosfaat).

Conclusie

De herstelbaarheid van door stikstofdepositie aangetast blauwgrasland is als tamelijk goed geclassificeerd, omdat een deel van de soorten geen langlevende zaadvoorraad hebben en dus bij herstel niet terugkomen. Indien de hydrologie niet op orde is, dient deze als eerste te worden aangepakt. Voor een duurzaam herstel is een reductie van de stikstofdepositie tot onder de KDW van belang.

Stuifzandheide met struikhei (H2310)

Kenschets

Een deel van het Nederlandse zandlandschap bestaat uit stuifzand, hierop komen drie habitattypen voor: stuifzandheide met struikhei (H2310), binnenlandse kraaihei-begroeiingen (H2320) en "zandverstuivingen" (H2330). Stuifzandheide (2430 ha) betreft droge heide op stuifzandduinen in het binnenland. De formele naam van dit type is: "psammofiele heide met struikhei en genista". De bodems zijn zeer arm aan plantenvoedingsstoffen en weinig organisch (< 5%). Het is een relatief open heide met struikhei als dominante dwergstruik, wat grassen zoals buntgras en weinig kruiden (zandblauwtje) (Figuur 15). Ook kruipbrem en stekelbrem komen voor in dit type, maar inmiddels bijna niet meer. De stuifzandheide was rijk aan kenmerkende korstmossen, maar dit is nu eveneens schaars geworden (Schaminée *et al.* 2017).



Figuur 15. Stuifzandheide komt voor op dichtgegroeid stuifzand, een bodem met zeer laag organisch stofgehalte (foto: Rienk-Jan Bijlsma).

Aantasting

Stikstof is in het algemeen de beperkende factor voor de groei van planten in stuifzandheide. Meer stikstof uit de lucht stimuleert de groei van struikhei, grassen en heideklauwtjesmos, waardoor de schaduwwerking toeneemt en met name levermossen en korstmossen afnemen in bedekking. Heel geleidelijk neemt ook de hoeveelheid organisch materiaal en stikstof in en op de bodem toe. Verder veroorzaakt verhoogde stikstofdepositie meer opslag van bomen (vooral vliegdennen). De bodems onder stuifzandheiden zijn van nature (vrij) zuur, maar pH-waarden tussen 4,5 en 5 kwamen ook regelmatig voor. De bodems van stuifzandheide zijn mede door de decennialange verhoogde stikstofdepositie sneller en sterker verzuurd. De habitatkwaliteit is, vooral op de oorspronkelijk wat beter gebufferde plekken, hierdoor achteruitgaan. Zo is bekend dat kenmerkende soorten als stekel- en kruipbrem hier gevoelig voor zijn: meer aluminium, minder basische kationen en veel ammonium is daarbij nefast (de Graaf *et al.* 2004). Door vermesting en verzuring verandert de voedselkwaliteit van struikhei en andere aanwezige soorten, wat negatief kan doorwerken op de ongewervelde dieren in het voedselweb (Vogels *et al.* 2011). Tenslotte zijn

veel op de grond-levende korstmossen zeer gevoelig voor de directe effecten⁷ van stikstofdepositie (ammoniak) en dit is, in combinatie met de eerdergenoemde overschaduwning, een belangrijke reden voor de sterke achteruitgang van deze groep in dit habitatype (Sutton *et al.* 2009; Sparrius 2011). De KDW van stuifzandheide is 15 kg N/ha/jaar (in 2018 voor 78% van het oppervlak overschreden).

Herstelbaarheid

De herstelstrategie voor dit habitatype is vooral gebaseerd op maatregelen die zijn genomen in droge heide (H4030) (Beije *et al.* 2014a). Slechts één maatregel is bewezen effectief, namelijk het verwijderen van boomopslag, maar deze is alleen zeer lokaal nuttig, namelijk daar waar de boompjes zijn opgeslagen. Ook komen hierdoor de korstmossen niet terug noch vermindert dit de bodemverzuring. Als herstelmaatregel is begrazing mogelijk, maar dit is vooral werkzaam om vergrassing en versnelde successie te verminderen. Ook plaggen staat op de lijst van maatregelen, maar onderzoek in het laatste decennium heeft aangetoond dat dit negatief uitvalt voor de fauna in heiden op droge bodems (Vogels *et al.* 2011; 2017a), en ook dat hiermee binnen 1-2 decennia geen heide terugkomt. Recent is onderzoek naar herstel van buffering in stuifzandheide door toediening van steenmeel gestart; de resultaten van de eerste 3-4 jaar zijn positief qua anti-verzuringmaatregel, maar de doorwerking hiervan naar vegetatie en fauna is nog lang niet duidelijk (Vogels *et al.* 2020b). Verder is het hoogstwaarschijnlijk dat herstel van de korstmosgemeenschappen, inclusief drie typische soorten, alleen mogelijk is bij een sterke reductie van de jaargemiddelde ammoniakconcentratie tot onder de 1,0(-1,5) µg NH₃/m³ (Sutton *et al.* 2009)⁸.

Conclusie

Op dit moment verloopt het herstel van gedegradeerde stuifzandheide met struikhei moeizaam en zijn er nog nauwelijks kansrijke maatregelen ontwikkeld om het tij te keren. Toediening van steenmeel lijkt positief uit te vallen, maar is te prematuur om nu al als praktijkrijp te beschouwen. De herstelbaarheid van dit habitatype wordt dan ook als matig beoordeeld.

⁷ Voor meer details hierover, zie tekst van H2330 en Bobbink (2021a).

⁸ Voor heide komt dit neer op een stikstofdepositie van ca. 4-6 kg N/ha/jaar.

Binnenlandse kraaiheibegroeiingen (H2320)

Kenschets

Binnenlandse kraaiheibegroeiingen (H2320; 297 ha) zijn een type droge heide die worden gedomineerd door kraaihei (Figuur 16). Ook struikhei en bosbessoorten kunnen deel uitmaken van de vegetatie. Het habitattype komt voornamelijk voor op stuifduinen, waarbij het meestal beperkt is tot de (koele) noordelijke hellingen en tot laagten. Kraaihei is als noordelijke soort namelijk gebonden aan een relatief koel en vochtig klimaat en komt daarom voornamelijk voor in het midden en noorden van ons land, zoals Drenthe. Het habitattype wordt wel beschouwd als de noordelijke variant van het habitattype Stuifzandheiden met struikhei (H2310) en bereikt in Nederland de zuidrand van zijn areaal. De abiotiek van beide habitattypen komt goed overeen en de verschillen zijn op de dominantie van kraaihei na dan ook klein. Het aandeel van blad- en levermossen in de kraaiheibegroeiingen is hoger dan in H2310, terwijl korstmossen juist minder aanwezig zijn.



Figuur 16. Kraaihei, de dominante soort van binnenlandse kraaiheibegroeiingen (foto: Hilde Tomassen).

Aantasting

Binnenlandse kraaiheibegroeiingen zijn van oorsprong zeer voedselarm en veelal gelimiteerd door stikstof, zodat het waarschijnlijk is dat ze gevoelig zijn voor vermesting door verhoogde stikstofdepositie. Op het oog zijn weinig effecten van stikstofverrijking op de vegetatie te zien, dit heeft mogelijk te maken met de grote concurrentiekracht van kraaihei als dominante soort. Kraaihei lijkt zelf te profiteren van stikstof, waardoor de dominante positie van deze soort alleen maar groter wordt (Tybirk *et al.* 2000). Een uitzondering is de toename van de opslag en groei van boomsoorten waardoor de successie naar bos wordt versneld. Vergrassing wordt niet waargenomen in dit type. Kraaiheibegroeiingen hebben van nature een (matig) zure bodem. Het is aannemelijk dat deze mede onder invloed van stikstofdepositie (nog) zuurder zijn geworden. Mogelijk verklaart dat de achteruitgang van enkele typische korstmossoorten en een levermos (Sparrius 2011). De KDW van dit habitattype is 15 kg N per ha per jaar, deze waarde werd in 2018 op 36% van het oppervlak (matig) overschreden. In de huidige situatie worden in de praktijk weinig opvallende veranderingen in de vegetatie waargenomen.

Herstelbaarheid

Herstelbeheer van het habitatype kraaiheibegroeiingen heeft vrijwel geen aandacht gehad, zoals is gebleken bij het opstellen van de habitatstrategie (Beije *et al.* 2014d). Verwijderen van boomopslag valt positief uit, maar verder is er geen maatregel bewezen effectief. Mogelijk kan op de lange termijn zeer kleinschalig plaggen of extra begrazing iets uitmaken, maar dit is nog niet gekwantificeerd. In de laatste 10 jaar is geen nieuw onderzoek uitgevoerd om dit alles te staven of een nieuwe maatregel te testen.

Conclusie

Binnenlandse kraaiheibegroeiingen lijken weinig zichtbare last te ondervinden van de huidige stikstofniveaus, uitgezonderd de achteruitgang van korst- en levermossen in dit type. De herstelbaarheid van dit habitatype is als onbekend te beschouwen. Overigens kent op dit moment 2/3 van het oppervlak van dit type geen overschrijding van de KDW.

Zandverstuivingen (H2330)

Kenschets

Het habitatype zandverstuivingen (H2330, volledige naam: 'open grasland met buntgras en struisgrassoorten op landduinen') bestaat uit open begroeiingen op binnenlandse stuifduinen. De bodemopbouw is gering en het vochtvasthoudend vermogen is zeer laag. Ook bevat de bodem heel weinig plantenvoedingsstoffen (nutriënten). Voor Nederlandse begrippen is het een extreem milieu. De vegetatie bestaat uit weinig hogere planten zoals buntgras en zandstruisgras en valt op door het hoge aantal korstmossen met hoge bedekking. In goed ontwikkelde situaties bestaat het habitatype uit open vegetatie en plekken met kaal - stuivend - zand. Vooral in Midden en Zuid-Nederland komen meerdere van de grootste stuifzandgebieden van West-Europa voor. In Nederland ligt het kerngebied van de Europese zandverstuivingen, waarvan meer dan 70% op de Veluwe.

Aantasting

Uit onderzoek is gebleken dat verhoogde stikstofdepositie de stuifzandsuccessie versnelt doordat de vegetatie stikstof-gelimiteerd is (was). Hierbij treedt slechts beperkt vergrassing op omdat al snel fosfor- en/of kaliumlimitatie wordt bereikt. Opvallend is ook dat de bedekking met korstmossen minder wordt en dat de soortendiversiteit, vooral van korstmossen en heischrale soorten, lager wordt en grijs kronkelsteeltje - een invasieve mossoort - de vegetatie sterk gaat domineren (Figuur 17). De hoeveelheid kale bodem neemt hierdoor ook af en op open zand is een toename van de algengroei tot een korst geconstateerd bij verhoogde stikstoftoevoer. Dit vermindert de windwerking in actief stuifzand. Opvallend is ook de versnelde opslag van vliegdennen in alle successiestadia. Door de verhoogde stikstofdepositie is de N:P-ratio in bodemorganismen en de vegetatie duidelijk hoger. Ook bodemverzuring met een verhoging van de Al:Ca-ratio, uitspoeling van basische kationen en een toename van de ammonium:nitraat-ratio speelt een rol bij deze degradatie (o.a. Nijssen *et al.* 2011; Sparrius 2011). De KDW van dit habitatype is 10 kg N per ha per jaar en deze waarde was over het hele oppervlak van dit type overschreden in 2018. Het is dan ook niet verbazingwekkend dat de kwaliteit wat structuur en functie betreft van stuifzanden (H2330) in Natura-2000 gebieden al sinds 2001 slecht is.



Figuur 17. Beeld van stuifzand (H2330) waar grijs kronkelsteeltje (glanzend groen) zeer dominant is geworden en de korstmossen sterk achteruit zijn gegaan (Veluwe, foto: Roland Bobbink).

Herstelbaarheid

Onlangs is gedetailleerd onderzoek uitgevoerd naar het effect van herstelbeheer op de toestand van stuifzand op de Veluwe, het topgebied met 80% van al het oppervlak van het habitatype in Nederland (Sparrius & Riksen 2019). Daarbij is gebleken dat ondanks alle mogelijke herstelmaatregelen (kappen bos, maken van open zand door plaggen of eggen; Smits *et al.* 2014b) de toestand van het habitatype in de periode 2007-2018 toch is verslechterd. De bedekking van grijs kronkelsteeltje nam in alle onderzochte terreinen toe, terwijl korstmossen over het algemeen afnamen. Op een enkele locatie hebben korstmossen zich wat uitgebreid vanuit restpopulaties in stuifzandheide. Deze uitbreiding was het sterkst op plekken waar jong naaldbos was gekapt, maar waar niet, of alleen kleinschalig, werd geplagd. Ook is geconcludeerd dat de achteruitgang van het habitatype stuifzand van kenmerkende korstmosvegetatie naar door grijs kronkelsteeltje gedomineerde vegetatie niet - of zeer onvoldoende - door bestaande herstelmaatregelen kan worden gestopt. Mogelijk is toepassing van steenmeel (gemalen silicaatgesteente) voor bodemherstel (lagere Al:Ca-ratio, minder ammonium) een optie. Het eerste experiment is vier jaar geleden gestart, en de korte termijnresultaten gaan de goede kant op, maar dit is nog lang geen pasklare en zekere oplossing (Vogels *et al.* 2020b).

Conclusie

Concluderend moet gesteld worden dat de herstelbaarheid van het habitatype stuifzanden slecht is en er op dit moment nauwelijks maatregelen beschikbaar zijn om het tij te keren. Alleen door een grote afname van stikstofdepositie (met name van gereduceerd stikstof) kan verdere achteruitgang worden gestopt. Het is van belang hierbij te beseffen dat een groot aantal op de bodem levende korstmossoorten zeer gevoelig is voor een verhoogde ammoniakconcentratie in de lucht: de UNECE kritische jaargemiddelde concentratie⁹ is zeer laag voor deze groep ($1 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$) (Cape *et al.* 2009; Sutton *et al.* 2009). Echter, er kan wel lering getrokken worden over "spontaan" herstel van korstmossen vanuit een veldsituatie waar een grote puntbron van ammoniak in een gebied met zeer lage achtergrondconcentratie ($0,5\text{-}1,5 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$) is verwijderd. De toestand van de aanwezige korstmossen (en ook voor veenmos) was in de nabijheid van de bron dramatisch. Na verplaatsing van de bron werd de ammoniakconcentratie verlaagd tot $1,5 \mu\text{g NH}_3/\text{m}^3$. Uit dit praktijkvoorbeeld werd duidelijk dat na 2-4 jaar er weer korstmossen begonnen te herstellen, en dat dit spontane herstel zich geleidelijk voortzet¹⁰ (Sutton *et al.* 2020). Dus, emissiereductie helpt voor herstel van korstmossen, maar doorbreekt de overheersing van grijs kronkelsteeltje niet: daardoor is het nog onzeker of effectief herstelbeheer ontwikkeld kan worden.

⁹ In het Engels wordt dit "critical level" genoemd. Voor details zie Sutton *et al.* 2009.

¹⁰ Dit is een situatie (een zeer grote puntbron in een verder schoon gebied wat ammoniak betreft) die in Nederland niet aanwezig is.

Zeer zwakgebufferde vennen (H3110)

Kenschets

Zeer zwakgebufferde vennen (H3110; volledige naam: mineraalarme oligotrofe wateren van de Atlantische zandvlakten) zijn zeer zwak gebufferde, koolstof-gelimiteerde wateren waarin waterplanten met een isoëtide (= gelijkend op Isoetes) groeivorm, zoals oeverkruid en waterlobelia, een belangrijke rol spelen. De meestal ondiepe vennen hebben flauw aflopende oeverzones, waarbij het centrale deel slechts zelden droogvalt (Figuur 18). Ze komen voor op kalkarme zandbodems, zodat de calcium- en (bi)carbonaatconcentraties in de waterlaag zeer laag zijn. Zeer zwakgebufferde vennen komen in Europa voor in de boreaal-atlantische zone en Nederland bevindt zich aan de oostrand van het verspreidingsgebied. Het habitatype (nu ca. 70 ha) wordt in Nederland vooral aangetroffen op de hogere zandgronden in het (noord)oosten en zuiden van het land.

Aantasting

Zeer zwakgebufferde vennen zijn zeer gevoelig voor de effecten van stikstofdepositie: de voor dit habitat bepaalde KDW is 6 kg N/ha/jaar en deze wordt voor het gehele oppervlak al decennia sterk overschreden. Deze vennen zijn zowel gevoelig voor de verzurende als vermestende effecten van stikstof. Door de nitrificatie¹¹ van ammonium in de waterlaag verzuurt de waterlaag (pH < 4,5), waarna de nitrificatie wordt geremd en ammonium gaat accumuleren. Door verzuring van de waterlaag neemt ook de CO₂-concentratie in het water toe. Als gevolg van de sterk toegenomen CO₂- en ammoniumconcentraties in de waterlaag wordt de karakteristieke waterplantenvegetatie vervangen door soorten als knolrus, waterveenmos en vensikkelmos. Door de ophoping van ammonium in het systeem ontstaan voor gevoelige plantensoorten toxische ammoniumconcentraties en te hoge NH₄⁺:NO₃⁻-ratio's in het water, waardoor de groei van karakteristieke waterplanten nog eens extra afneemt.

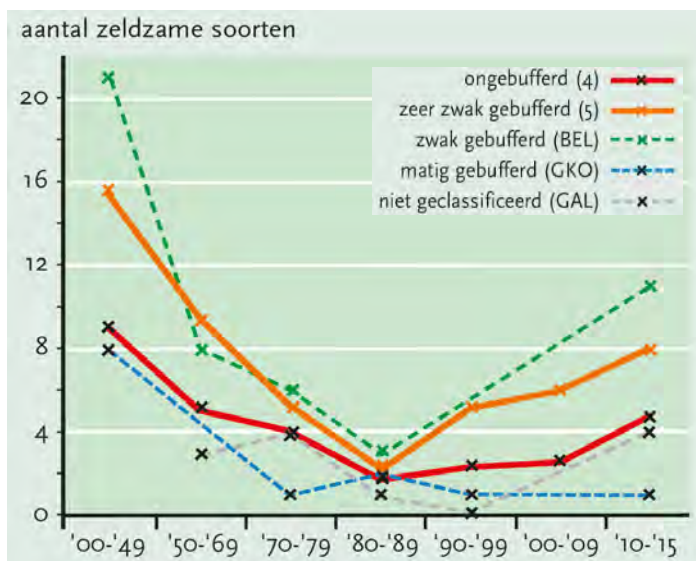


Figuur 18. Droogvallende oeverzone van één van de herstelde Bergvennen. De flauw aflopende oeverzone met soorten als waterlobelia en oeverkruid is deels drooggevallen (foto: Hilde Tomassen).

¹¹ Hierbij komen 2 zuurdeeltjes (H⁺) vrij per stikstofatoom.

Herstelbaarheid

Door de hoge stikstofgevoeligheid van deze vennen was de achteruitgang van de kenmerkende waterplanten, kiezelwieren, sialgen en macrofauna al in de jaren tachtig van de vorige eeuw prominent aanwezig. Door uitvoering van veel grootschalige herstelmaatregelen in de periode 1990-2010 en door de afname van de totale zuurdepositie (met name van zwavelverbindingen en deels van stikstof) is de situatie nu duidelijk minder slecht. De herstelstrategie van zeer zwakgebufferde vennen bestaat uit 1) hydrologisch herstel, 2) het periodiek verwijderen van voedingsstoffen door het verwijderen van de dikke sliblaag, eventueel in combinatie met maaien, plaggen en/of vrijzetten van de oevers, en 3) bufferherstel door het gedoseerd inlaten van voedselarm, gebufferd (grond)water of het bekalken van het inrijgebied (Arts *et al.* 2016a). Dit 'opschonen' van vennen heeft bijgedragen aan het herstel van de biodiversiteit van deze vennen, maar veel soorten van latere successiestadia profiteren hier niet van. De vroegere biodiversiteit is dus niet volledig hersteld (Figuur 19), mede doordat er in de waterbodem nog veel nutriënten (stikstof!) aanwezig zijn (Brouwer *et al.* 2009 & 2016; van Dam *et al.* 2017). In de waterbodem is vaak ook nog een zwavelvoorraad aanwezig en dit kan bij droogval van de bodem leiden tot verzuring en het vrijkomen van sulfaat. Daarnaast ligt de stikstofdepositie nog fors boven de KDW, waardoor ook in herstelde vennen, bovenop het al bestaande verlies van biodiversiteit, weer opnieuw negatieve effecten van stikstofdepositie en verlies van soorten kan optreden. Het is onzeker of herstel van deze vennen opnieuw mogelijk is.



Figuur 19. Als gevolg van verzuring en vermessing door zwavel- en stikstofdepositie is het aantal zeldzame soorten in zeer zwakgebufferde vennen (oranje lijn) in midden Brabant (bij Oisterwijk en Boxtel) sterk afgenomen. De grootschalige herstelmaatregelen in de periode 1990-2010 hebben geresulteerd in een toename van het aantal zeldzame soorten, maar niet tot het niveau van voor de verzuring en vermessing. Bron: van Dam *et al.* (2018).

Conclusie

Zeer zwakgebufferde vennen zijn zeer gevoelig voor verzuring en vermessing door stikstofdepositie. Door grootschalige maatregelen zijn deze vennen grotendeels op orde gebracht, maar de biodiversiteit heeft zich in ca. 30 jaar niet volledig kunnen herstellen. De herstelbaarheid van dit habitattype wordt bij de huidige stikstofdepositieniveaus daarom als matig beoordeeld. Het is van groot belang dat de overschrijding van de KDW snel afneemt, anders zullen situaties na

de uitgevoerde maatregelen opnieuw achteruitgaan, waarbij onzeker is in hoeverre nogmaals herstel kan worden uitgevoerd.

Zwakgebufferde vennen (H3130)

Kenschets

Het habitatype zwakgebufferde vennen (H3130; volledige naam: oligotrofe tot mesotrofe stilstaande wateren behorend tot de Littorelletalia uniflorae en/of Isoeto-Nanojuncetea) is nauw verwant aan het habitatype zeer zwakgebufferde vennen (H3110). Het zijn wateren zonder koolstoflimitatie, met wat meer buffering van de waterlaag en met een hogere soortenrijkdom aan kenmerkende waterplanten dan het habitatype zeer zwakgebufferde vennen. De habitatrichtlijn Annex II soort drijvende waterweegbree kan veel voorkomen in deze vennen. De soortenrijkdom, waaronder veel pioniersoorten van kale oevers en open water, hangt samen met een grote diversiteit aan milieuverschillen binnen het vensysteem en overgangssituaties (gradiënten) in zones en fijnschalige mozaïeken (Arts *et al.* 2016b). Door de ruime verspreiding en de grote soortenrijkdom in ons land heeft Nederland een grote internationale verantwoordelijkheid voor dit habitatype. Zwakgebufferde vennen (nu ca. 310 ha) worden vooral aangetroffen op de hogere zandgronden in het oosten, midden en zuiden van Nederland (Figuur 20).



Figuur 20. Afbeelding van het herstelde zwakgebufferde ven het Beuven (Noord-Brabant). De aanwezigheid van pijpenstrootje in de oeverzone van het ven duidt op stikstofrijke omstandigheden (foto: Hilde Tomassen).

Aantasting

Zwakgebufferde vennen zijn zeer gevoelig voor de effecten van stikstofdepositie: voor het habitatype geldt een KDW van 8 kg N/ha/jaar en deze wordt voor het gehele oppervlak al decennia sterk overschreden. De vennen zijn zowel gevoelig voor de verzurende als vermestende effecten van stikstof, maar zijn vanwege de hogere zuurbuffercapaciteit van de waterlaag wel iets minder gevoelig voor verzuring dan zeer zwakgebufferde vennen. Bij een overschrijding van de KDW zal door de nitrificatie¹² van ammonium de waterlaag verzuren (pH < 4,5), waarna de nitrificatie wordt geremd en ammonium gaat accumuleren. Door deze verzuring neemt ook de CO₂-concentratie in de waterlaag toe. Als gevolg van de toegenomen CO₂- en ammoniumconcentraties in de waterlaag wordt, net als bij zeer zwakgebufferde vennen, de karakteristieke waterplantenvegetatie vervangen door soorten als knolrus, waterveenmos en

¹² Hierbij komen 2 zuurdeeltjes (H⁺) vrij per stikstofatoom.

vensikkelmos. Door de accumulatie van ammonium in het systeem ontstaan toxische ammoniumconcentraties en te hoge $\text{NH}_4^+:\text{NO}_3^-$ -ratio's in het water, waardoor de groei van karakteristieke waterplanten nog eens extra afneemt.

Herstelbaarheid

Door de hoge stikstofgevoeligheid van deze vennen was de achteruitgang van de kenmerkende waterplanten, kiezelwieren, sialgen en macrofauna al in de jaren tachtig van de vorige eeuw prominent aanwezig. Door uitvoering van veel grootschalige herstelmaatregelen in de periode 1990-2010 en door de afname van de totaal zuurdepositie (met name van zwavelverbindingen en deels stikstof) is de situatie nu duidelijk minder slecht. De herstelstrategie van zwakgebufferde vennen bestaat uit 1) hydrologisch herstel, 2) het periodiek verwijderen van voedingsstoffen door het verwijderen van de dikke sliblaag, eventueel in combinatie met maaien, plaggen en/of vrijzetten van de oevers en 3) bufferherstel door het (tijdelijk) gedoseerd inlaten van voedselarm, gebufferd (grond)water (eventueel in combinatie met het bekalken van het inziggebied; Arts *et al.* 2016b). Dit 'opschonen' van vennen heeft bijgedragen aan het herstel van de biodiversiteit van deze vennen, maar meerdere soorten van latere successiestadia profiteren hier niet van (zie Figuur 19 bij H3110). De vroegere biodiversiteit is dus niet volledig hersteld, mede doordat er in de waterbodem nog veel nutriënten (stikstof!) aanwezig zijn (Brouwer *et al.* 2009 & 2016; van Dam *et al.* 2017). In de waterbodem is vaak ook nog een zwavelvoorraad aanwezig, die bij droogvallen van de venbodems kan leiden tot verzuring en het vrijkomen van sulfaat. Daarnaast ligt de stikstofdepositie nog fors boven de KDW, waardoor ook in herstelde vennen, bovenop het al bestaande verlies van biodiversiteit, weer opnieuw negatieve effecten van stikstofdepositie optreden. Het is onzeker of herstel van deze vennen opnieuw mogelijk is.

Conclusie

Zwakgebufferde vennen zijn zeer gevoelig voor verzuring en vermesting door stikstofdepositie. Door maatregelen op venniveau is een groot deel van deze vennen voor zover mogelijk hersteld, maar de biodiversiteit heeft zich in ca. 30 jaar niet volledig kunnen herstellen. De herstelbaarheid wordt als tamelijk goed beoordeeld in een situatie waarin de voortdurende overschrijding van de KDW op afzienbare termijn wordt beëindigd. Bij voortgaande overschrijding van de KDW zullen herstelde vennen opnieuw degraderen en het is onzeker of een eventuele herhaling van de herstelmaatregelen mogelijk en effectief is.

Vochtige heiden - hogere zandgronden (H4010A)

Kenschets

Vochtige heide van de hogere zandgronden (H4010A; 1430 ha) en droge heide (H4030; 14287 ha) zijn de meest voorkomende heide-habitattypen in het zandgebied. Vochtige heide (H4010A) (formeel: Noord-Atlantische vochtige heide met gewone dophei) komt voor op zandgronden die in de winter plas-dras zijn, maar zomers een lagere grondwaterstand kennen (60-80 cm onder maaiveld). Inundaties treden vrijwel niet op. Gewone dophei is de dominante dwergstruik, met wat meer soorten kruiden dan in droge heide en vaak veel mossen en levermossen. Afhankelijk van de hydrologie en/of het leemgehalte van de bodem kunnen verschillende vormen van dit habitatype aanwezig zijn, bijvoorbeeld rijk aan veenmossen of met veel vaatplantsoorten (gevlekte orchis, etc.). Nederland heeft een grote internationale verplichting voor laagland vochtige heide die relatief in grote oppervlakten voorkomt en relatief goed bewaard is gebleven. In het laagveengebied komt ook een subtype van het habitatype vochtige heide voor (zie beschrijving H4010B).



Figuur 21. Beeld van overmatige groei van pijpenstrootje, waardoor bijvoorbeeld laaggroeiende kruiden als klokjesgentiaan in het nauw komen (foto: Roland Bobbink).

Aantasting

Vochtige heide (hogere zandgronden; H4010A; verder: vochtige heide) ondervindt zeker negatieve gevolgen van de jarenlange verhoogde stikstofdepositie. Bekend is dat korstmossen en enkele kenmerkende levermossen al bij lage deposities nadelig worden beïnvloed. Bij hogere deposities gaan vaak eerst gewone dophei en veenpluis de overhand krijgen. Dit leidt tot het soortenarmer worden van het habitatype. Bij hogere deposities of lange duur van de verhoogde stikstofdepositie worden ook deze soorten op hun beurt verdrongen door pijpenstrootje (Figuur 21). In de meer soortenrijke vormen van de vochtige heide hebben veel planten ook last van de overmaat aan ammonium, wat hun ontwikkeling negatief beïnvloedt (Bobbink & Hettelingh 2011; Wallis de Vries

et al. 2016). Overigens is dit habitatype ook (zeer) gevoelig voor verdroging, waarbij pijpenstrootje ook zeer dominant kan worden. Naast vermessing kan de bodem van vochtige heide ook versneld verzuren door stikstofdepositie, met name in situaties waar deze al zwak gebufferd is en geen invloed van licht gebufferd grondwater (meer) is. Dit vermindert de soortenrijkdom des te meer. De KDW van vochtige heide is 17 kg N/ha/jaar en op 33% van het oppervlak was in 2018 deze waarde overschreden.

Herstelbaarheid

Er zijn voor dit habitatype verschillende maatregelen ter beschikking die, afhankelijk van de situatie, effectief zijn gebleken. In 2020 is er een uitgebreide update van de herstelstrategie verschenen, zodat hier alleen kort wordt ingegaan op de herstel mogelijkheden (Smits *et al.* 2020a)¹³. Uit de evaluatie van EGM/OBN-maatregelen is gebleken dat vooral de combinatie van hydrologisch herstel en de afvoer van nutriënten (plaggen, bijvoorbeeld in visgraatvorm) leidt tot de terugkeer van Rode Lijstsoorten van vochtige heide. Plaggen alleen leidt vaak wel tot herstel van pioniervegetatie met snavelbiezen, maar vervolgens niet tot (meer) soortenrijke vochtige heide (H4010A). Vaker keert de soortenarme, door pijpenstrootje gedomineerde vochtige heide weer terug onder nog steeds te hoge stikstofdepositie (Jansen *et al.* 2010). Begrazing, al dan niet geïntensiveerd, blijkt vaak niet positief uit te vallen voor de fauna in vochtige heiden, die gevoeliger is voor begrazing dan de fauna van droge heide (Wallis de Vries *et al.* 2016). Een belangrijke reden is dat veel van deze soorten een voorkeur hebben voor relatief koele, vochtige omstandigheden. Herstel kan dan na een ingrijpende maatregel als plaggen of chopperen pas plaatsvinden als de vegetatie zich weer voldoende heeft ontwikkeld. Dit kan meerdere jaren duren. Of soorten van latere successiestadia op termijn ook zullen profiteren van de uitgevoerde herstelmaatregelen is nog niet goed bekend. Wel lijkt het herstel na chopperen sneller op te treden dan na plaggen, en nemen de kenmerkende pioniersoorten sterker toe wanneer aanvullend wordt bekalkt (Wallis de Vries *et al.* 2019). Dit suggereert dat herstel van het zuurbufferend vermogen ook positief uitpakt voor het herstel van fauna.

Een belangrijk probleem bij plaggen - of chopperen - onder zure omstandigheden (pH <4,5) is dat dit gedurende 1,5 à 2 jaar tot ernstig verhoogde ammoniumconcentraties in de bodem leidt met negatieve effecten voor de kieming en vestiging van doelsoorten. Deze 'ammoniumpiek' kan voorkomen worden door na uitvoering te bekalken met dolomietenkalk. Wanneer de hydrologie op orde is, kan bekalking van het inzigsgebied ook leiden tot succesvol herstel van vochtige heide.

Dit alles betekent niet dat er geen uitdagingen zijn bij het herstel van dit habitatype. Vooral in het herstel van de nutriëntenhuishouding in relatie tot de doorwerking naar de fauna ligt een belangrijke opgave voor de toekomst (Vogels *et al.* 2020a). Kennisontwikkeling over de optimale toediening van bufferende stoffen (steenmeel) is mogelijk van groot belang, vooral in situaties waar geen bufferstoffen met het grondwater in de wortelzone komen. De eerste resultaten van toediening van steenmeel op kleine schaal op de bodemchemie zijn positief (Weijters *et al.* 2018), maar het is nog veel te vroeg om dit als een praktijkrijpe maatregel te zien voor systeemherstel.

Conclusie

De herstelbaarheid van vochtige heiden (H4010A) is tamelijk goed, waarbij vooral combinaties van maatregelen zoals het verwijderen van geaccumuleerde nutriënten en optimalisatie van de hydrologie positief uitvallen. Wanneer de stikstofdepositie echter te hoog blijft, zal (gedeeltelijk) herstel veelal slechts van tijdelijke aard zijn door snelle vergrassing met pijpenstrootje. Uiteraard

¹³ Daarom zijn in dit gedeelte alleen literatuurverwijzingen opgenomen die nog niet in de 2020-update vermeld zijn.

is ook het herstel van vochtige heiden maatwerk, aangezien er verschillende vormen van voorkomen in ons zandlandschap, waarbij inzicht in de landschappelijke positie essentieel is.

Droge heiden (H4030)

Kenschets

Het habitatype droge heiden (H4030) bestaat uit struikhei-begroeiingen op droge, (matig) zure, voedselarme zandgronden waarin zich meestal een podzolbodem heeft gevormd. Het komt voor in de Atlantische en subatlantische regio van Europa, zowel in het laagland als ook in de lagere delen van gebergtes. De droge heiden komen in Nederland voor op gronden van uiteenlopende herkomst, zoals stuwwallen, dekzand en rivierterrassen uit het pleistocene zandlandschap (uitgezonderd de Brunsummerheide op mioceen zilverzand). Droge heide vertoont sterke overeenkomsten met stuifzandheide (H2310), maar dit type wordt alleen aangetroffen in de binnenlandse (voormalige) stuifzanden. De laaglandvorm van droge heide wordt gedomineerd door struikhei. Daarnaast worden kruiden, korstmossen en mossen in deze relatief soortenarme vegetatie aangetroffen. Verschillende vormen van droge heide kunnen worden aangetroffen, zoals een vorm met veel korstmossoorten en een relatief soortenrijkere vegetatie met planten uit het heischrale milieu. Door het grote oppervlak van habitatype H4030 in Nederland (14287 ha) en de centrale ligging in de Atlantische regio, is dit Europees gezien een belangrijk te beschermen habitat.

Aantasting

De bodem van droge heide is zeer voedselarm en vaak is de vegetatie door stikstof gelimiteerd. Het is dan ook niet vreemd dat het habitatype (zeer) gevoelig is voor vermessing door stikstofdepositie. De KDW van droge heide is 15 kg N/ha/jaar en op 66% van het oppervlak was in 2018 deze waarde overschreden.

Er is hierover al veel onderzoek gedaan in het binnen- en buitenland en er is ook veel over geschreven¹⁴. Vandaar een kort resumé: verhoogde stikstoftoevoer zorgt eerst voor een versnelde groei van struikhei, waardoor de schaduwwerking toeneemt en mossen en korstmossen afnemen in bedekking. Tegelijkertijd is er sprake van een toenemende accumulatie van organisch materiaal en vooral stikstof in het systeem, terwijl er vrijwel geen stikstof uitspoelt. Na een accumulatieperiode van 1-2 decennia komt veel stikstof (ammonium!) beschikbaar in de wortelzone waardoor grassen (vroeger vooral bochtige smele, nu vaker pijpenstrootje) een sterkere concurrentiepositie krijgen ten opzichte van struikhei (Figuur 22). Vooral na openen van de dwergstruiklaag door droogte, winterschade of heidekever-plagen kunnen genoemde grassen opeens zeer dominant worden. Veel stikstof zorgt ook voor nutriëntenonbalans in de vegetatie, veel stikstof en weinig fosfor, wat negatief uitpakt voor ongewervelde fauna (Vogels *et al.* 2020a). Recent is gebleken dat de stikstofhuishouding van droge heide ernstig verstoord wordt door extreme droogte (zoals in 2018) met zeer hoge concentraties beschikbaar ammonium en zelfs veel nitraatuitspoeling als gevolg. Het lijkt erop dat de stikstofbom in droge heide is gebarsten (Bobbink *et al.* 2019).

¹⁴ Voor een samenvattend geheel hiervan, inclusief literatuurverwijzingen, zie hoofdstuk 8 in Bobbink & Hettelingh (2011).



Figuur 22. Beeld van massale vergrassing van de droge heide met pijpenstrootje in het laatste decennium (Hoge Veluwe; foto: Roland Bobbink).

Ook is steeds meer duidelijk geworden dat droge heide bij langdurige blootstelling aan verhoogde stikstofdepositie ook negatieve effecten ondervindt van versterkte bodemverzuring (Bobbink *et al.* 2017). Dit heeft gevolgen voor de “gele kruiden” in het habitatype, zoals de typische bromsoorten, door een toename van aluminium en ammonium in de verzuurde bodem. Tot ongeveer 1970/'80 kwamen licht gebufferde plekken ook in de droge heide regelmatig voor, daar is nu nog maar heel weinig van over. Tevens leidt verzuring tot tekorten aan basische kationen in de vegetatie, iets dat de voedselkwaliteit voor herbivore fauna nog meer aantast. De gecombineerde effecten van vermisting en verzuring hebben ertoe geleid dat - naast de heideflora - ook de fauna in Nederlandse heide nog steeds achteruitgaat, het meest in gebieden met veel stikstofdepositie (van den Burg, 2021). Ook is de heischrale variant vrijwel verdwenen.

Daarnaast zijn veel korstmossen gevoelig voor de directe effecten van gereduceerd stikstof (ammoniak/ammonium). Uit onderzoek aan permanente kwadraten is gebleken dat de rijkdom aan korstmossen in droge heiden sterk is achteruitgegaan sinds de jaren '60 en '70 van de vorige eeuw (Bouwman & Horsthuis 2010). De subassociatie van droge heide met veel korstmossen is nu dan ook bijna niet meer aanwezig.

Herstelbaarheid

Het herstel van droge heide met ernstige vergrassing leek zo simpel: verwijder de stikstofaccumulatie door plaggen en de droge heide komt weer terug. Tot 10-15 jaar geleden was dit het centrale adagium bij droge heideherstel, en sinds eind tachtiger jaren tot in deze eeuw werd er veelvuldig en grootschalig geplagd om de vergrassing tegen te gaan. En inderdaad, struikhei wordt weer de dominante plantensoort na plaggen, maar de vegetatie werd heel monotoon en soortenarm, zowel qua planten als dieren. Ook verzuurde de heide weer snel. Dit is niet vreemd, bij plaggen wordt naast stikstof ook ca. 90-95% van de organische stof uit de bodem verwijderd, met zijn (eventueel nog) aanwezige basische kationen aan het adsorptiecomplex. Ook wordt vrijwel alle fosfor uit het systeem verwijderd. Dit heeft funeste gevolgen voor de heidefauna. Plaggen wordt in droge heide nu alleen nog maar uitgevoerd in uiterste noodzaak, en op kleine oppervlaktes en gecombineerd met lichte bekalking in verzuurde situaties om

restpopulaties van kruiden (zoals kleine schorseneer) te redden (Smits *et al.* 2020b)¹⁵. De dominantie van grassen kan redelijk, maar niet altijd, gecontroleerd worden via aangepaste begrazing, of door winterbranden gevolgd door drukkbe grazing (Vogels *et al.* 2017a). Dit levert wel meer structuur in de heide en meer dwergstruiken, maar kenmerkende planten en dieren keren nauwelijks terug.

Kortom, nieuwe of aangepaste herstelmaatregelen zijn nodig om de verschillende negatieve effecten van stikstofdepositie in dit habitatype, zoals bodemverzuring, te veel ammonium en nutriëntenonbalans, effectief - en zonder negatieve bijwerkingen - te verminderen en hopelijk te verbeteren. Dit alles is nog niet zo simpel en nog in ontwikkeling, zie ook de herstelstrategie voor dit habitatype (Smits *et al.* 2020b). Een optie om dit te bereiken is het toedienen van steenmeel¹⁶ om zo het verzuurde bodemsysteem op te krikken. Gebaseerd op de eerste 5-6 jaar van onderzoek naar deze experimentele maatregel (steenmeeltoediening zonder plaggen) zijn de eerste resultaten positief qua bodemchemie, en ook de eerste verschuivingen in de vegetatie worden waargenomen, en dat zonder negatieve effecten tot nu toe (Weijters *et al.* 2018; Vogels *et al.* 2020b). Echter de veranderingen gaan zeer geleidelijk, en het is nu nog zeker niet duidelijk of het einddoel (niet-verzuurde heide met veel planten- en diersoorten, zonder ammoniumproblematiek) kan worden gehaald.

Monitoringsreeksen geven verder geen aanleiding om te veronderstellen dat uitgevoerd herstel tot nu toe succesvol is geweest voor de korstmossen in droge heide. Ondanks het feit dat de depositie tussen 1993 en 2005 structureel is gedaald, is de KDW voor een groot deel van het oppervlak nog steeds flink overschreden en is er nog weinig sprake van herstel. Tegenwoordig bestaat de korstmossenflora in droge heide vaak uit nog slechts enkele soorten, terwijl op dezelfde plaatsen in de jaren '60 van de vorige eeuw 5-10 soorten voorkwamen (Bouwman & Horsthuis 2010). Waarschijnlijk is herstel van korstmosgemeenschappen alleen mogelijk bij een sterke reductie van de ammoniakconcentratie, aangezien ammoniak giftig is voor veel soorten korstmossen.

Conclusie

Het is in de laatste 10-15 jaar duidelijk geworden dat systeemherstel van gedegradeerde droge heide moeizaam verloopt en dat de biodiversiteit in het droge heidelandschap nog steeds achteruitgaat. De conclusie is dan ook dat de herstelbaarheid van droge heide met kenmerkende planten en dieren matig is. Wel komt er mogelijk licht aan de horizon, door nieuwe maatregelen zoals toediening van steenmeel. Het betreft echter nog geen bewezen succesvolle maatregel voor de lange termijn. Hierbij blijft onverlet dat de ammoniumbeschikbaarheid te hoog is in droge heide, dus ook voor dit type moet de stikstofdepositie omlaag tot onder de KDW.

¹⁵ Dit is een uitgebreide update (2020) van de herstelstrategie voor droge heide, waarin veel van de nieuwste inzichten voor het herstel zijn beschreven.

¹⁶ Dit zijn gemalen silicaten, met basische kationen die vervolgens bij verwerking vrijkomen voor de vegetatie en bodemorganismen (zie ook Weijters *et al.* 2018 voor details)

Heischrale graslanden (H6230*)

Kenschets

Heischraal grasland (H6230*) is een van oorsprong soortenrijk grasland op de pleistocene zandgronden, in het Zuid-Limburgse heuvelland en in de duinen¹⁷. Grassen bepalen veelal het aspect van de begroeiing, maar kruiden en dwergstruiken kunnen eveneens talrijk zijn. In Nederland betreft het de laaglandvorm van deze graslanden, nu nog slechts aanwezig op 564 ha. Het komt voor op bodems met een zuurgraad tussen pH 4,5 en ca. 6. Dit zijn bodems die zuur bufferen via kationuitwisseling. In het zandlandschap komt zowel een droog als vochtig/nat subtype voor. In Zuid-Limburg alleen een droog subtype, aan de bovenkant van hellingen. Daar bevindt zich het kalkgesteente dieper in de bodem en is de bovenste bodemlaag wat zuurder dan bij de kalkgraslanden (H6210) (van der Zee *et al.* 2020). Het is een prioritair habitattype met veel kenmerkende plantensoorten. Heischrale graslanden zijn half-natuurlijke begroeiingen. Dat wil zeggen dat beheer (maai- en/of begrazingsbeheer) noodzakelijk is om de vegetatie als grasland te handhaven.

Aantasting

Goed ontwikkelde heischrale graslanden bevinden zich in het bufferingstraject van kationenuitwisseling, dat wil zeggen dat het bodemadsorptiecomplex¹⁸ nog voldoende opgeladen is met basische kationen. Door toevoer van verzurende stoffen - de laatste twee decennia met name door stikstofverbindingen - wordt een overmaat aan basische kationen uitgewisseld tegen protonen en deze kationen spoelen dan uit. Heel geleidelijk wordt de basenverzadiging van het bodemadsorptiecomplex hierdoor uiteindelijk zo laag (< 20-25%) dat de bodem in een ander zuurbuffermechanisme komt: de aluminiumbufferingsrange. In deze bufferingsrange zijn er dan te weinig basische kationen en er is te veel aluminium. Daarnaast hoopt ammonium op in de bodem door een geremde nitrificatie en/of te hoge depositie van ammoniak. Dit opgehoopte ammonium kan de groei van grassen stimuleren maar kan ook toxisch worden voor kenmerkende plantensoorten. Dit is funest voor veel karakteristieke soorten van heischrale graslanden, zoals bijvoorbeeld valkruid en rozenkransje (Bobbink 2021a). In 2016-2017 is een landelijk onderzoek naar heischrale graslanden (uitgezonderd Zuid-Limburg) uitgevoerd (van der Zee *et al.* 2017). Daarbij is gebleken dat de afname van de biodiversiteit van flora en fauna zeer groot is in droge heischrale graslanden. Dit verschijnsel is sterk gerelateerd aan het steeds minder voorkomen van locaties met voldoende bodembuffering én lage ammoniumbeschikbaarheid. Door deze verslechtering van de habitatkwaliteit hebben heischrale graslanden op zeer veel plekken hun plantensoortenrijkdom, en ook een groot deel van de fauna, verloren (Figuur 23). Slechte tot matige vegetatiekwaliteit van droge heischrale graslanden is in hoge mate gekoppeld aan voortgeschreden bodemverzuring met te veel ammonium. De KDW voor heischrale graslanden is vastgesteld op 10 kg N/ha/jaar en deze graslanden zijn zowel gevoelig voor de negatieve effecten van verzuring als voor vermesting met stikstof. Op de wat meer gebufferde Zuid-Limburgse heischrale hellingen is vooral de verhoogde beschikbaarheid van ammonium door geremde nitrificatie doorslaggevend voor (sterk) verminderde habitatkwaliteit (Smits *et al.* 2020c; Weijters *et al.* 2015).

¹⁷ Heischrale graslanden in het duinlandschap vallen onder het habitattype grijze duinen (H2130) en worden niet hier behandeld.

¹⁸ Dit zijn aan de buitenkant negatief geladen deeltjes (kleimineralen en/of organische stof) waar positief geladen ionen elektrostatisch aan kunnen worden gebonden.



Figuur 23. Beeld van verzuurd heischraalgrasland waar het gras bochtige smele zeer dominant is en de soortenrijkdom zeer laag.

Herstelbaarheid

Definitief herstel van verzuurde en te stikstofrijke heischrale graslanden is (zeer) lastig. Alleen in het vochtige subtype kan herstel van de hydrologie (licht gebufferd grondwater in de wortelzone in het voorjaar) met ondiep plaggen goed uitpakken, zeker als er nog veel restpopulaties van planten in de buurt aanwezig zijn (Smits *et al.* 2020c), wat lang niet overal zo is. Echter in de meeste heischrale graslanden (droge subtype) is geen grondwaterinvloed aanwezig en is herstel problematisch: als overlevingsbeheer van restpopulaties is kleinschalig afschrapen van de organische laag gevolgd door lichte bekalking rondom de "moederplanten" bewezen effectief voor langdurig behoud van deze populaties van zeldzame heischrale soorten, bijvoorbeeld valkruid (van der Zee *et al.* 2017). Er bestaat echter nog geen bewezen herstelmaatregel die vlakdekkend zowel de ammoniumovermaat als de bodemverzuring aanpakt: de eerste proeven met steenmeeltoediening - zonder afschrapen of soortgelijke technieken - lopen nu 4 jaar maar herstel van de bodembuffering treedt nog nauwelijks op (Bobbink *et al.* 2020; Vogels *et al.* 2020b). Ook het herstel van gedegradeerde heischrale graslanden in Zuid-Limburg verloopt moeizaam. Er is nog geen maatregel beschikbaar die de ammoniumaccumulatie kan verminderen door het weer op gang krijgen van de nitrificatie. Ondiep plaggen verbetert de situatie kortstondig, maar duurzaam herstel bleek met deze maatregel niet te lukken (Weijters *et al.* 2015). De biodiversiteit van heischrale graslanden is mogelijk onherstelbaar aangetast, omdat er op veel plaatsen geen vitale restpopulaties in de verre omgeving meer zijn.

Conclusie

Geconcludeerd kan worden dat het herstelbeheer van heischrale graslanden vaak zeer moeilijk is, gegeven de jarenlange veel te hoge stikstofdepositie. Het is dan ook van groot belang dat deze depositie zeer snel verminderd wordt. De herstelbaarheid van vochtige heischrale graslanden is tamelijk goed indien de hydrologie op orde kan worden gebracht. De herstelbaarheid van heischrale graslanden op droge zandgronden - het grootste oppervlak van dit habitatype - is slecht, met heel veel moeite kunnen restpopulaties overleven. Voor het Zuid-Limburgse type is de situatie door de betere buffering wat beter, maar de herstelbaarheid is voor het totale oppervlak van dit habitat tot nu toe als matig te beoordelen.

Actieve hoogvenen (hoogveenlandschap; H7110A*)

Kenschets

Het prioritaire habitatype actief hoogveen (H7110) betreft natte, voedselarme, zure veensystemen, waarvan de vegetatie wordt gedomineerd door veenmossen. Het systeem wordt uitsluitend gevoed door regenwater en er is een patroon van slenken en bulten aanwezig. De bulten zijn vaak begroeid met dwergstruiken zoals gewone dophei of struikhei. Actief houdt in dat er, vooral door veenmossen, meer organisch materiaal wordt gevormd dan er wordt afgebroken. De aanwezigheid van een goed functionerende veenmoslaag (de acrotelm) is belangrijk voor de stabiliteit van de hydrologie van het hoogveen. Actief hoogveen komt als hoogveenlandschap (subtype A) alleen nog voor in de kernen van grotere hoogveenrestanten, die verder grotendeels tot het habitatype herstellende hoogvenen (H7120) behoren. Het habitatype H7110A (omvang nu ca. 8 ha) komt voornamelijk voor op de hogere zandgronden in het noorden en oosten van Nederland.



Figuur 24. Ontwikkeland actief hoogveen (H7110A) in het Oosterbos (nabij het Bargerveen) waar als gevolg van de overschrijding van de KDW al snel soorten als pijpenstrootje en berk vestigen (foto: Hilde Tomassen).

Aantasting

Actief hoogveen is zeer gevoelig voor de effecten van stikstofdepositie: de KDW is 7 kg N/ha/jaar en deze wordt voor het gehele oppervlak al decennia sterk overschreden. Het van nature zure veensysteem is vooral gevoelig voor de vermestende effecten van stikstof. Onder de KDW is de stikstofbeschikbaarheid in het systeem laag door de efficiënte opname van stikstof door de veenmosvegetatie. Boven de KDW raakt het veenmosfilter verzadigd met stikstof en neemt de beschikbaarheid voor wortelende vaatplanten, waaronder veenpluis, pijpenstrootje en berk, toe. Deze soorten kunnen snel groeien en zorgen daarmee voor beschaduwing van de veenmossen. Dit is een zichzelf versterkend proces aangezien een te sterke beschaduwing de veenmosgroei, en daarmee de stikstofopname, remt en resulteert in een toename van de stikstofbeschikbaarheid voor vaatplanten. Daarnaast breekt het strooisel van vaatplanten gemakkelijker af dan dat van veenmossen, waardoor het vastgelegde stikstof weer sneller beschikbaar komt. De verandering in vegetatiestructuur en in samenstelling van het organisch materiaal heeft uiteindelijk ook effect op de karakteristieke fauna van actief hoogveen.

Herstelbaarheid

De herstelstrategie voor dit habitattype omvat voornamelijk maatregelen om de hydrologische situatie te verbeteren (Jansen *et al.* 2014a). Het habitattype actief hoogveen vereist stabiele hoge waterstanden. Op locaties waar het habitattype nu voorkomt zijn de waterstanden redelijk stabiel, maar door een verdere optimalisatie van de hydrologie kunnen de negatieve effecten van stikstof beperkt worden. De effecten van stikstof worden namelijk versterkt door verdroging omdat het veenmosfilter dan minder stikstof kan vastleggen en de afbraak van het veen hoger is (Tomassen *et al.* 2003; Limpens *et al.* 2019). De verwachting is dan ook dat door klimaatverandering de effecten van stikstof door de overschrijding van de KDW worden versterkt, maar dat het wel mogelijk is om - bij een lage stikstofdepositie - het habitattype in Nederland ook bij veranderend klimaat in stand te houden (Bijlsma *et al.* 2011).

In de herstelstrategie worden de volgende hydrologische maatregelen benoemd: 1) aanleg dammen, 2) dempen, stuwen of verleggen van watergangen en 3) aanleg van hydrologische bufferzones. In veel hoogveengebieden zijn de eerste twee interne hydrologische maatregelen in het verleden al uitgevoerd. Voor een verdere stabilisatie van de waterstanden blijkt het vaak nodig om buiten het gebied bufferzones aan te leggen waar de grondwaterstand opgezet kan worden om de waterverliezen uit het hoogveen te beperken (van Duinen *et al.* 2017). Het succes van deze maatregelen is sterk afhankelijk van de mate van wegzijging naar de ondergrond, zodat het belangrijk is om de maatregelen te combineren met een verbetering van de regionale hydrologie (grondwaterstand tot in de veenbasis). Opslag van berk heeft via beschaduwing, een toename van de verdamping en bladval (extra nutriënten) een negatief effect op de veenmosgroei (Limpens 2012). Het frequent verwijderen van berkenopslag is daarom een belangrijke beheermaatregel in actief hoogveen onder hoge stikstofdruk.

Hydrologische maatregelen kunnen de negatieve effecten van stikstof beperken, maar dit betekent niet dat er geen effecten zijn onder optimale hydrologische omstandigheden. Ook onder intacte, natte condities komen bij een hoge stikstofbeschikbaarheid pijpenstrootje en berken tot dominantie. Daarnaast zorgt stikstof voor een verschuiving in de veenmosvegetatie, ten koste van de karakteristieke, vaak langzaam groeiende veenmossoorten als hoogveenveenmos en wrattig veenmos. Verder neemt het stikstofgehalte in de veenmossen toe en uiteindelijk ook in het veen. Aangezien de mogelijkheden om stikstof uit het systeem te verwijderen (zeer) gering zijn (alleen via afvoer neerslagoverschot en verwijderen berken), zal het geaccumuleerde stikstof in de vorm van ammonium nog voor lange tijd aanwezig blijven. Het is niet bekend wat de effecten hiervan zijn op de herstelbaarheid van het habitattype. Een sterke reductie van de stikstofdepositie is de enige maatregel waarmee onder optimale hydrologische omstandigheden de effecten van stikstof beperkt kunnen worden (Jansen *et al.* 2019).

Conclusie

De aantasting van actieve hoogvenen (hoogveenlandschap; H7110A) door stikstofdepositie is ernstig en complex. In de situatie waar de hydrologische omstandigheden suboptimaal zijn, kunnen hydrologische herstelmaatregelen ingezet worden om de effecten van stikstof te beperken. Gezien de zeer beperkte mogelijkheden om stikstof uit het systeem te verwijderen wordt de herstelbaarheid van dit habitattype als slecht (kansarm) beoordeeld. Bij een reductie van de stikstofdepositie tot onder de KDW zal herstel pas echt kunnen optreden wanneer het geaccumuleerde stikstof door vastlegging niet meer beschikbaar is de actieve toplaag van het hoogveen.

Actieve hoogvenen (heideveentjes; H7110B*)

Kenschets

Het prioritaire habitatype actief hoogveen (H7110) betreft natte, voedselarme, zure veensystemen, waarvan de vegetatie wordt gedomineerd door veenmossen. Het systeem wordt uitsluitend gevoed door regenwater en er is een patroon van slenken en bulten aanwezig. De bulten zijn vaak begroeid met dwergstruiken zoals gewone dophei of struikhei. Actief houdt in dat er, vooral door veenmossen, meer organisch materiaal wordt gevormd dan er wordt afgebroken. De aanwezigheid van een goed functionerende veenmoslaag (acrotelm) is belangrijk voor de stabiliteit van de hydrologie van het hoogveen. Het habitatype actief hoogveen in heideveentjes (H7110B; omvang nu ca. 57 ha) komt verspreid door Nederland voor op de hogere zandgronden.



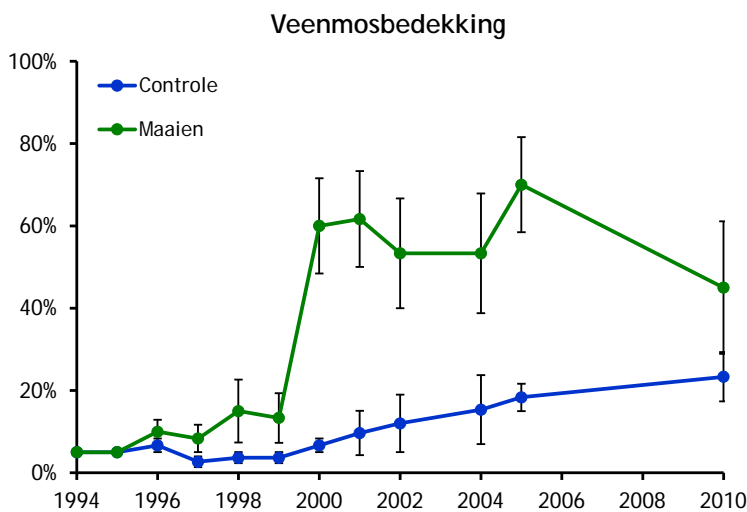
Figuur 25. Het Barkmansveen, een heideveentje in het Dwingelderveld met actief hoogveen (H7110B; foto: Hilde Tomassen).

Aantasting

Actief hoogveen in heideveentjes is zeer gevoelig voor de effecten van stikstofdepositie: de KDW is 11 kg N/ha/jaar en deze wordt voor 99% van het oppervlak al decennia sterk overschreden. Heideveentjes zijn vooral gevoelig voor de vermestende effecten van stikstof. Lokaal kan er sprake zijn van zwak gebufferde omstandigheden en deze locaties zijn ook gevoelig voor de verzurende effecten van stikstof. Net als in habitatype Actieve hoogvenen (hoogveenlandschap) is onder natuurlijke omstandigheden de stikstofbeschikbaarheid laag door de efficiënte opname van stikstof door de veenmosvegetatie. Bij een overschrijding van de KDW raakt het veenmosfilter verzadigd en neemt de stikstofbeschikbaarheid voor wortelende vaatplanten, waaronder veenpluis, pijpenstrootje en berk, toe. Deze snelgroeiende soorten kunnen zorgen voor een te sterke beschaduwing van de veenmossen. Dit proces versterkt zichzelf aangezien door beschaduwing de veenmosgroei en stikstofopname wordt geremd en resulteert in een toename van de stikstofbeschikbaarheid voor vaatplanten. Door de hogere afbraaksnelheid van strooisel van vaatplanten komt het vastgelegde stikstof ook weer sneller beschikbaar. De verandering in de structuur van de vegetatie en in de samenstelling van het organisch materiaal heeft uiteindelijk ook effect op de karakteristieke fauna (o.a. veenbesparelmoervlinder en veenbesblauwtje) van actief hoogveen in heideveentjes.

Herstelbaarheid

De herstelstrategie voor dit habitattype omvat voornamelijk maatregelen om de hydrologische situatie te verbeteren (Jansen *et al.* 2016). Het habitattype actief hoogveen vereist stabiele hoge waterstanden. Op locaties waar het habitattype nu voorkomt zijn de waterstanden vaak redelijk stabiel, maar door een verdere stabilisatie van de hydrologie kunnen de negatieve effecten van stikstof beperkt worden. De effecten van stikstof worden namelijk versterkt door verdroging omdat het veenmosfilter dan minder stikstof kan vastleggen en de afbraak van het veen dan hoger is (Tomassen *et al.* 2003; Limpens *et al.* 2019). Belangrijkste maatregelen om de hydrologie te verbeteren zijn 1) het kappen van bos in het inziggebied van de veentjes en 2) het dempen, stuwen of verleggen van watergangen. Het succes van deze maatregelen is sterk afhankelijk van de mate van wegzijging naar de ondergrond, zodat het belangrijk is om de maatregelen te combineren met een verbetering van de regionale hydrologie (grondwaterstand tot in de veenbasis). Opslag van berk heeft via beschaduwing, een toename van de verdamping en bladval (extra nutriënten) een negatief effect op de veenmosgroei (Limpens 2012). Het frequent verwijderen van berkenopslag is daarom nu een noodzakelijke herstelmaatregel (zie ook Figuur 26). Uit recent onderzoek in heideveentjes blijkt dat het verwijderen van boszones rond het veentje niet altijd positief uitpakt. Boszones kunnen onder bepaalde omstandigheden zorgen voor een beter microklimaat en een verlaging van de stikstofdepositie op het veentje door de invang van stikstof (Norda *et al.* 2019).



*Figuur 26. Het effect van het verminderen van beschaduwing door de vegetatie (oude struikhei, pijpenstrootje en berk) te maaien (groene lijn) op de veenmosbedekking in het heideveentje met actief hoogveen in het Pikmeeuwenwater (Nationaal park de Maasduinen). De blauwe lijn is de controle. Naar Tomassen *et al.* (2011), aangevuld met gegevens van 2010.*

Hydrologische maatregelen kunnen de negatieve effecten van stikstof beperken, maar dit betekent niet dat er geen effecten zijn onder optimale hydrologische omstandigheden. Ook onder natte condities komen bij een hoge stikstofbeschikbaarheid pijpenstrootje en berken tot dominantie. Daarnaast zorgt stikstof voor een verschuiving in de veenmosvegetatie, ten koste van de karakteristieke, vaak langzaam groeiende veenmossoorten als hoogveenveenmos en wrattig veenmos. Daarnaast neemt het stikstofgehalte in de veenmossen toe en uiteindelijk ook in het veen. Aangezien de mogelijkheden om stikstof uit het systeem te verwijderen gering zijn (alleen via afvoer neerslagoverschot en verwijderen berken), zal het geaccumuleerde stikstof nog voor

lange tijd aanwezig blijven. Het is niet bekend wat de effecten hiervan zijn op de herstelbaarheid van het habitatype. Een sterke reductie van de stikstofdepositie is de enige maatregel waarmee onder optimale hydrologische omstandigheden de effecten van stikstof beperkt kunnen worden (Jansen *et al.* 2019).

Conclusie

De aantasting van actieve hoogvenen (heideveentjes; H7110B) door stikstofdepositie is ernstig en complex. In de situatie waar de hydrologische omstandigheden suboptimaal zijn, kunnen hydrologische herstelmaatregelen ingezet worden om de effecten van stikstof te beperken. Gezien de beperkte mogelijkheden om stikstof uit het systeem te verwijderen wordt de herstelbaarheid van dit habitatype nu als slecht (kansarm) beoordeeld, zeker bij een voortdurende overschrijding van de KDW. Bij een reductie van de stikstofdepositie tot onder de KDW zal herstel pas kunnen optreden wanneer het geaccumuleerde stikstof door vastlegging niet meer beschikbaar is in de actieve toplaag van het hoogveen.

Herstellende hoogvenen (H7120)

Kenschets

Het habitatype herstellend hoogveen (H7120; volledige naam: aangetast hoogveen waar natuurlijke regeneratie nog mogelijk is) betreft hoogveenrestanten waar nog een veenpakket aanwezig is en hoogveenherstel gaande is of naar verwachting mogelijk is. Het habitatype herstellend hoogveen is het enige habitatype waarvan het niet de bedoeling is om het in stand te houden, maar juist te herstellen tot het habitatype actief hoogveen (H7110A). Alternatieve doelhabitatypen zijn vochtige heide (H4010A) of hoogveenbos (H91D0). Het overgrote deel van de hoogveenrelicten in Nederland (7079 ha) behoort tot dit habitatype. Herstellend hoogveen is aanwezig op de hogere zandgronden in het noorden, oosten en zuidoosten van Nederland.



Figuur 27. Foto van herstellend hoogveen (H7120) waar als gevolg van verdroging en de hoge stikstofdepositie de vegetatie wordt gedomineerd door pijpenstrootje en berk (foto: Hilde Tomassen).

Aantasting

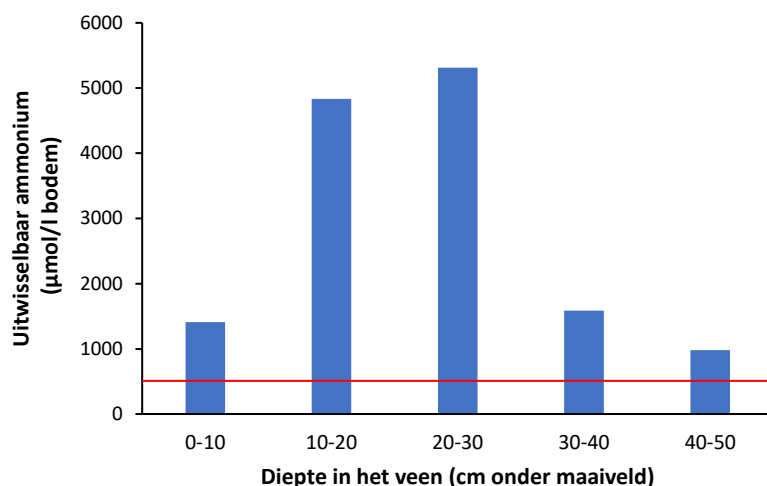
Aangezien het primaire doel van herstellend hoogveen is om het te herstellen tot het habitatype actief hoogveen, is de KDW voor dit habitatype laag, namelijk 7 kg N/ha/jaar. Als het doel is om het habitatype te herstellen tot vochtige heide of hoogveenbos, ligt de KDW op respectievelijk 17 of 25 kg N/ha/jaar. In herstellend hoogveen ontbreekt de veenmosvegetatie geheel of gedeeltelijk, meestal doordat de hydrologische omstandigheden ongeschikt zijn. Als gevolg van de hoge stikstofdepositie en de continue veenafbraak is de beschikbaarheid van stikstof over het algemeen hoog tot zeer hoog. De zeer soortenarme vegetatie wordt dan gedomineerd door soorten als pijpenstrootje, berk, pitrus en adelaarsvaren en, in nattere laagten, waterveenmos (Figuur 27).

Herstelbaarheid

De herstelstrategie voor dit habitatype omvat voornamelijk maatregelen om de hydrologische situatie te verbeteren (Jansen *et al.* 2014b). Het hoogveenlandschap is als gevolg van ontginning (turfwinning) in het verleden sterk aangetast en daardoor verdroogd. Daarnaast is door een daling van de regionale grondwaterstand onder het veen de wegzijging van water uit het veen naar de minerale ondergrond toegenomen, zeker op locaties waar nog maar een dun pakket restveen aanwezig is. Voor het herstel van het habitatype tot actief hoogveen zijn stabiele hoge

waterstanden vereist. In de herstelstrategie worden de volgende hydrologische maatregelen benoemd: 1) aanleg dammen, 2) dempen, stuwen of verleggen van watergangen en 3) aanleg van hydrologische bufferzones. In veel hoogveengebieden zijn de eerste twee, interne hydrologische maatregelen in het verleden al uitgevoerd. Voor een verdere stabilisatie van de waterstanden blijkt het vaak nodig om buiten het gebied bufferzones aan te leggen waar de grondwaterstand opgezet kan worden om de waterverliezen uit het hoogveen te beperken (Duinen *et al.* 2017). Het succes van deze maatregelen is sterk afhankelijk van de mate van wegzijging naar de ondergrond, zodat het belangrijk is om de maatregelen te combineren met een verbetering van de regionale hydrologie (grondwaterstand tot in de veenbasis). Het betreft een complex samenstel van hydrologische maatregelen, die in veel gevallen rond dit habitattypen nog niet volledig zijn uitgevoerd. Voor het verbeteren van de lichtcondities voor veenmossen is het frequent verwijderen van berkenopslag daarom een belangrijke herstelmaatregel en zijn, afhankelijk van de situatie, aanvullende maatregelen als maaien, plaggen, branden of begrazen mogelijk.

Als gevolg van de decennialange, hoge stikstofdepositie en de daarbij opgetreden stikstofaccumulatie, is de beschikbaarheid daarvan in het aangetaste veen zeer hoog (Figuur 28). Onbekend is wat de effecten hiervan zijn op de herstelbaarheid op de lange termijn. Wanneer door het verbeteren van de hydrologie veenmossen weer tot ontwikkeling komen, zal door stikstofvastlegging door veenmossen de beschikbaarheid voor vaatplanten afnemen. Daarnaast wordt de kieming en groei van berk geremd bij hoge waterstanden (Limpens 2012). Het is echter onzeker of al het in het systeem geaccumuleerde stikstof vastgelegd kan worden, zeker zolang de KDW nog wordt overschreden, waardoor soorten als pijpenstrootje en berk de vegetatie zullen blijven domineren. Onder deze omstandigheden is het lastig voor de karakteristieke, vaak langzaam groeiende veenmossoorten als hoogveenveenmos en wrattig veenmos om zich te vestigen en de concurrentie van snelgroeiende veenmossen te winnen. Uit lopend onderzoek moet blijken in hoeverre de introductie van karakteristieke veenmossen de kans op herstel kan vergroten.



Figuur 28. De concentratie uitwisselbaar ammonium op verschillende diepten in de veenbodem van herstellend hoogveen in de Mariapeel (Limburg). Tot op een diepte van 50 cm zijn de concentraties ammonium in het veen zeer hoog ($> 500 \mu\text{mol ammonium/l bodem}$; rode lijn). Bron: ongepubliceerde data (uit 2020) van Hilde Tomassen.

Conclusie

De accumulatie van grote hoeveelheden stikstof in het veen en de beperkte maatregelen om stikstof uit het systeem te verwijderen, maakt het herstel van het habitatype H7120 zeer lastig. De herstelbaarheid van dit habitatype wordt daarom als slecht (kansarm) beoordeeld. De kansarmheid van herstel neemt toe bij voortdurende overschrijding van de KDW.

Beuken-eikenbossen met hulst (H9120)

Kenschets

In het droog zandlandschap komen naast veel naaldbossen, ook loofbossen voor, waarvan maar een deel tot een habitatype kan worden gerekend. De meest voorkomende boshabitattypen van het zandlandschap zijn beuken-eikenbossen met hulst (H9120; 7476 ha) en oude eikenbossen (H9190). De volledige naam van het beuken-eikenbos met hulst is: “zuurminnende Atlantische beukenbossen met ondergroei van hulst of soms *taxus*”. Het habitatype betreft bossen met meestal beuk in de boomlaag en hulst en/of *taxus* in de struiklaag, voorkomend op zeer voedselarme tot licht voedselrijke zand- en leemgronden. Het habitatype komt voor op de hogere zandgronden en in geringe mate in het heuvelland. Het type neemt een tussenpositie in tussen enerzijds de oude eikenbossen (H9190) en anderzijds de eiken-haagbeukenbossen (H9160). Ten opzichte van de ‘oude eikenbossen’ komen de ‘beuken-eikenbossen met hulst’ voor op plekken met een moder- in plaats van een humuspodzolbodembed of een leemhoudende in plaats van een leemarme bodem. Op deze plekken is de beuk concurrentiekrachtig en zal in de loop van de successie gaan domineren ten koste van de zomereik. Tot het habitatype worden alleen gerekend: bossen op bosgroeiplaatsen van vóór 1850 en bosopstanden van minstens 100 jaar oud die daaraan grenzen.

Aantasting

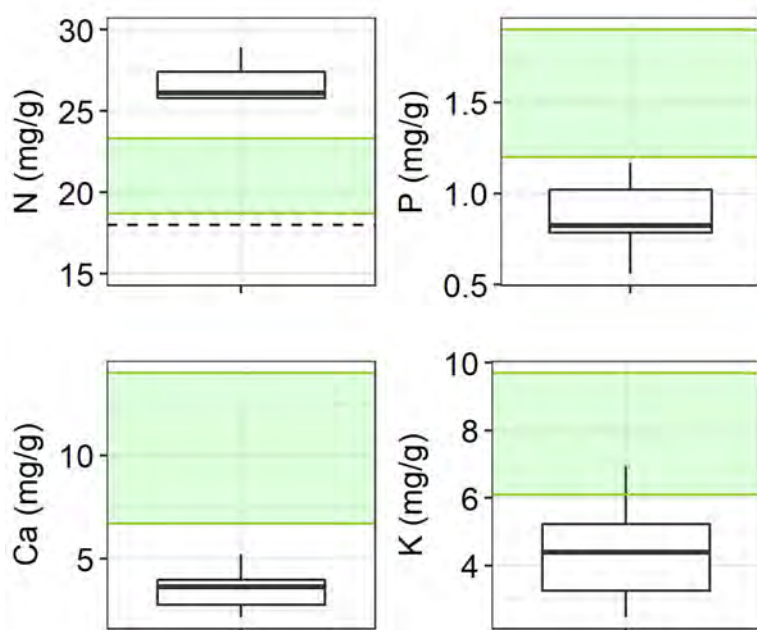
De effecten van verhoogde stikstofdepositie op droge loofbossen zijn zeer complex met vele interacties, treden soms pas na lange tijd op en kunnen soms sterk door andere stressfactoren beïnvloed worden¹⁹. Voor een uitgebreid literatuuroverzicht naar de effecten van chronische stikstofdepositie in loofbossen, zie Bobbink & Hettelingh (2011) en de Vries *et al.* (2019). De effecten van verhoogde stikstofdepositie op dit habitatype is in Nederland niet onderzocht, maar gelukkig loopt er al meer dan 30 jaar onderzoek in beukenbossen (van zwak gebufferd naar sterk gebufferd) verspreid over Zwitserland (Braun *et al.* 2018). Kort samengevat is duidelijk geworden dat beukenbossen gevoelig zijn voor zowel vermesting en verzuring en dat de effecten steeds duidelijker worden na langere tijd. De boomgroei van de beuk wordt tot 20-25 kg N/ha/jaar bevorderd door stikstof, daarboven neemt de groei door verschillende oorzaken²⁰ af. Ook kan de ondergroei, met name op de meer gebufferde bodems, veranderen en kan bijvoorbeeld braam gaan domineren. De diversiteit aan ectomycorrhiza-paddenstoelen wordt minder en ook de infectiegraad van de wortels neemt af (de Witte *et al.* 2017). Verder is geconstateerd dat door stikstofverrijking zowel over een stikstofgradiënt als in langjarige experimenten de buffering van de bodem geleidelijk daalt, des te sneller bij hogere stikstofdepositie en bij intermediaire basenverzadiging. Tegelijkertijd nemen de basische kationen af en komt er meer aluminium beschikbaar. Er is ook veelvuldig een nutriëntenonbalans van de boombladeren en een licht verhoogde sterfte van beuken door verhoogde stikstofdepositie geconstateerd (Braun *et al.* 2020a&b). De KDW van dit habitatype is 20 kg N/ha/jaar en ligt daarmee op de grens van zeer gevoelig naar gevoelig. In 2018 was op 99% van het oppervlak sprake van overschrijding van de KDW.

Zoals al gemeld, vindt er in Nederland al lang geen systematische monitoring van bodem- en bladchemie van bossen meer plaats. Dit betekent dat qua status in verhouding tot stikstofdepositie er dus weinig concreet te zeggen is. Op het oog zien de eikenbeukenbossen er grotendeels

¹⁹ Zie figuur 5.11 in Bobbink (2021a) voor een samenvattend schema.

²⁰ Zie hoofdstuk 2 in de Vries *et al.* (2019) voor een bespreking hiervan.

“intact”²¹ uit, wat ook te verwachten is in dit type bos met een van oorsprong wat hogere bodembuffering en weinig ondergroei (hulst doet het prima). Dit in tegenstelling tot het habitatype oude eikenbossen. Toch is ook hier te verwachten dat er negatieve effecten van stikstofdepositie zijn en daarom is recent op verzoek van enkele beheerders ook de bladchemie van beuk bepaald (Figuur 29). Verrassenderwijs werd gevonden dat de beukenbladeren ernstige nutriëntentekorten en -onbalans vertoonden: zeer hoge stikstofgehaltes en ernstige tekorten aan calcium, kalium en fosfor. Dit wijst er duidelijk op dat er zowel vermesting als ook flinke bodemverzuring aan het optreden is, waarschijnlijk sterk gerelateerd aan de decennialange verhoogde stikstofdepositie.



Figuur 29. Overzicht van de bladchemie van beuk (zomer 2020) in beuken(eiken)bossen op de Veluwe. De groene band geeft de bandbreedte van goede plantenvoeding weer voor beuk (Mellert & Göttlein 2012).

Herstelbaarheid

Op dit moment staan geen herstelmaatregelen ter beschikking die bewezen effectief zijn. Eén van de wel genoemde mogelijkheden is (extra) begrazing. Begrazing is vaak gunstig vanwege het openhouden van open ruimtes, in stand houden van gradiënten, vertragen van successie onder invloed van stikstofdepositie en verspreiding van zaden en vruchten. Het effect is afhankelijk van de graasdruk, en deze is afhankelijk van de grootte van de begrazingseenheid en het type begrazing. Een bijkomend, negatief effect van bosbegrazing is dat in het algemeen de verjonging van de loofbomen en -struiken wordt onderdrukt ten gunste van naaldbomen, en dat binnen de groep van loofboomsoorten met goed afbreekbaar strooisel meer worden gegeten dan soorten met slecht afbreekbaar strooisel. Het is dan ook hoogst onzeker of deze vorm van beheer met betrekking tot herstel van stikstofdepositie echt effectief is (Hommel *et al.* 2020a).

Beuken-eikenbossen komen voor op mineralogisch rijkere bodems dan oude eikenbossen (H9190; zie later). In tegenstelling tot dit laatste habitatype, heeft er geen experimenteel onderzoek

²¹ Wel is aangetoond dat ook in deze bossen de ectomycorrhiza-paddenstoelen achteruit zijn gegaan door stikstofdepositie.

plaatsgevonden in beuken-eikenbossen naar het toevoegen van steenmeel. Vanwege de hogere eisen aan bodemvruchtbaarheid wordt verwacht dat deze maatregel ook hier effectief zou kunnen zijn om de basenverzadiging te verhogen en de tekorten aan basische kationen en fosfor te verminderen, maar dit is vooralsnog volledig hypothetisch (Hommel *et al.* 2020a).

In de laatste jaren is ook onderzoek gestart naar het ingrijpen in de soortensamenstelling door inbrengen van zogenaamde rijkstrooisel-soorten. Dit zijn boomsoorten waarvan het bladstrooisel makkelijker wordt afgebroken (lagere C:N-ratio, meer kationen) zodat er meer kationen circuleren in het systeem (Desie 2020). Ook kunnen deze bomen vaak kationen opnemen uit diepere bodemlagen, zoals in Noord-Brabant waar regelmatig leemlagen in de ondergrond aanwezig zijn. De eerste resultaten van het inbrengen van rijkstrooiselsoorten zijn positief, maar het onderzoek is nog niet opgezet in dit habitatype (van den Berg *et al.* 2021).

Conclusie

Het moge duidelijk zijn dat op dit moment geen herstelmaatregel tegen de gevolgen van stikstofdepositie ter beschikking staat: de herstelbaarheid is dan ook onbekend en daarmee onzeker.

Oude eikenbossen (H9190)

Kenschets

Oude eikenbossen (H9190) (volledige naam: oude zuurminnende eikenbossen op zandvlakten met zomereik) zijn oude bossen op droge, (zeer) voedselarme zandgronden in de Noordwest-Europese laagvlakte. De overheersende bomen zijn zomereik en ruwe berk, de ondergroei bestaat vooral uit dwergstruiken (blauwe bosbes), grassen en mossen. Op iets lemige delen komen ook wat meer kruidsoorten voor in de ondergroei. De meeste van deze bossen zijn te vinden op de Veluwe en in Drenthe. Dit habitatype is beperkt tot de eerdergenoemde laagvlakte en daarom heeft ook Nederland, naast bijvoorbeeld Duitsland, er een bijzondere verantwoordelijkheid voor.

Aantasting

Deze bossen zijn zeer gevoelig voor de effecten van stikstofdepositie: de KDW voor dit habitat is 15 kg N/ha/jaar en deze wordt al zeker vanaf begin jaren tachtig van de vorige eeuw sterk overschreden. Daardoor zijn deze bossen sterk verrijkt met stikstof en is de bodem ernstig verzuurd. De versnelde verzuring heeft geleid tot a) uitspoeling van belangrijke voedingsstoffen, b) verwerking van de nog aanwezige mineralen in de bovengrond, c) een significante reductie van ectomycorrhiza's, d) een sterke daling van de diversiteit aan kruiden en e) vrijkomen van giftig aluminium met toxische effecten op het wortelsysteem van planten. De vermestende effecten van stikstof hebben geleid tot 1) toename groei van vooral de snellere groeiers (initieel vergrassing in de bossen en verdringen van kruiden), 2) een grotere hoeveelheid organische stof (dikkere strooisellaag) met een verstoorde stikstofhuishouding van de bodem en het bodemleven en 3) een versterkte vastlegging van de overige plantenvoedingsstoffen in deze organische stof (voor zover niet uitgespoeld). Dit alles tezamen heeft geleid tot een ernstige nutriëntenonbalans in de bodem en ook in de bomen (te veel N, te weinig Ca, K en P). Deze onbalans werkt ook door op de hogere trofische niveaus in het voedselweb en heeft zo een negatieve uitwerking op een deel van de bosfauna²². Kortom, de vitaliteit van de zomereiken is matig tot slecht, de ondergroei vrijwel afwezig of met alleen nog maar blauwe bosbes en wat gras: een ernstig gedegrademd bos rest (Figuur 30).



Figuur 30. Beeld van aangetast oud eikenbos (H9190) op de Veluwe (zomer 2021; foto: Roland Bobbink).

²² Voor doorwerking naar bosfauna, zie o.a. Bobbink (2021a) en Bobbink *et al.* (2019)

Herstelbaarheid

Tot nu toe is er in Nederland geen herstelstrategie ontwikkeld die effectief de negatieve gevolgen van geaccumuleerde verzuring en vermesting door stikstofdepositie kan wegnemen in dit habitatype (Hommel *et al.* 2020b). Dit is ook geconstateerd voor andere bostypen in Amerika en Europa (Clark *et al.* 2019). Bekend is verder dat spontaan herstel van deze bossen niet - of heel langzaam - zal optreden, zelfs wanneer de stikstofdepositie al voldoende verlaagd is (Verstraeten *et al.* 2012; Gilliam *et al.* 2019; Schmitz *et al.* 2019). Dit komt doordat de bodemmineralen met basische kationen (calcium, kalium en magnesium) in de bovenste bodemlagen zijn uitgeput, waardoor bij verwerking geen basische kationen meer vrijkomen. Ook is de accumulatie van stikstof en de beschikbaarheid van met name ammonium hoog. Kortom, herstelmaatregelen zijn dringend nodig, waarbij het aanvullen van de kationenvoorraad door middel van silicaatmineralen (steenmeel) met basische kationen een mogelijke herstelmaatregel is (van Diggelen *et al.* 2019). Uit de eerste korte termijn resultaten (in het 4^{de} jaar) van experimentele toediening op proefvlakniveau blijkt dat de beschikbaarheid van kationen wat verhoogd kan worden en de aluminiumbeschikbaarheid verlaagd kan worden zonder negatieve effecten (de Vries *et al.* 2019). Ook de toediening van een steenmeel met zeoliet dat ammonium kan binden geeft een eerste, licht positief resultaat (mondelijke mededeling J.G.M. Roelofs). Het begin van een herstel wordt daarmee misschien mogelijk, maar hierover is nog veel onderzoek vereist om alle kennishiaten op te lossen, onder meer in dit boshabitatype. In 2020 is daarom door de provincie Gelderland een groot steenmeelexperiment opgestart in oude eikenbossen in 0,5 ha-vlakken, met of zonder steenmeel (2 soorten) waarin de effectiviteit op het complexe boscossysteem zal worden ontrafeld (Weijters *et al.* 2020). Tevens is toediening van steenmeel als hypothetische maatregel toegevoegd in de herstelstrategie voor dit habitatype (Hommel *et al.* 2020b)

Conclusie

De aantasting van dit habitatype (H9190) door stikstofdepositie is ernstig en complex. Op dit moment zijn er nog geen effectieve maatregelen bekend, en de herstelbaarheid wordt daarom als slecht (kansarm) beoordeeld. Mogelijk gaat steenmeeltoevoeging op langere termijn voor (gedeeltelijk) herstel zorgen, maar dat is nu nog niet duidelijk. Bij te hoog blijvende stikstofdepositie zal de verslechtering zich voortzetten. Wordt de stikstofdepositie binnen afzienbare termijn beneden de KDW gebracht, dan wordt de verslechtering op termijn een halt toegeroepen met meer mogelijkheden voor behoud van wat er van dit habitat nog over is.

Kalkgraslanden (H6210)

Kenschets

De twee belangrijkste stikstofgevoelige habitattypes van het Heuvellandschap zijn kalkgraslanden (H6210) en eiken-haagbeukenbossen (H9160). Beide habitats worden aangetroffen op hellingen waar kalkgesteente in de directe ondergrond aanwezig is. Het habitattype kalkgraslanden omvat matig droge tot droge, zogenoemd half-natuurlijke graslanden op kalkrijke bodems. Het kalkgrasland komt voor op plekken waar bovenop het kalkgesteente slechts één tot enkele decimeters dikke humeuze en lemige krijtverweringsbodemplaat (rendzina) voorkomt. Deze bodem is zeer goed gebufferd, zelfs de bovenste 10 cm bevat vaak 5-10% kalk (CaCO_3) en is arm aan nutriënten (N en P) door eeuwenlange begrazing met schapen. De vochtvoorziening is door de dunne bodemlaag matig. De vegetatie is zeer soortenrijk en herbergt een groot aantal planten- en diersoorten die in Nederland min of meer tot de kalkgraslanden beperkt zijn. Daaronder zijn opmerkelijke orchideeën. De kalkgraslanden vormen plaatselijk afwisselende complexen met soortenrijke zomen en struwelen. Kalkgraslanden behoren tot de meest soortenrijke half-natuurlijke graslanden van Europa, locaties met orchideeën zijn prioritair. Helaas is het oppervlak met kalkgraslanden sinds de eerste decennia van de vorige eeuw enorm verminderd, waarschijnlijk rest nu nog maar ca. 5% (95 ha).

Aantasting

De bodem van kalkgraslanden is zeer sterk gebufferd, en daardoor ondervinden deze graslanden geen negatieve effecten van bodemverzuring. De hoeveelheid kalk is zelfs in de bovengrond dermate hoog, dat de buffercapaciteit groot genoeg is om dit nog tientallen jaren/eeuwen te voorkomen. Toch zijn er wel negatieve vermestende effecten van verhoogde stikstofdepositie in deze zeer soortenrijke vegetatie vastgesteld²³. Hierdoor kan de biodiversiteit van dit habitattype ernstig achteruitgaan. Zo zijn de eens aanwezige korstmossen al vroeg uit de kalkgraslanden in Nederland verdwenen, iets wat later door stikstofgradiëntstudies duidelijk in verband kon worden gebracht met verhoogde stikstofdepositie (Bobbink 2021b). Tevens is aangetoond dat grassen, zoals gevinde kortsteel, de extra stikstof kunnen monopoliseren en daarmee geleidelijk zeer dominant kunnen worden. Hierdoor worden laag groeiende plantensoorten - veelal zeldzame soorten - overschaduwd, en gaan deze ernstig achteruit of verdwijnen zelfs. De dominante grassen kunnen hierbij erg effectief omgaan met de lage concentraties fosfaat in dit habitattype. Dit alles betekent dat in gebieden met een verhoogde stikstofdepositie de rijkdom aan planten en dieren in kalkgrasland ernstig verminderd kan zijn. De KDW van kalkgraslanden (H6120) is 21 kg N/ha/jaar, en deze waarde werd in 2018 op 26% van het areaal overschreden.

Herstelbaarheid

Kalkgraslanden zijn half-natuurlijke graslanden, dit betekent dat zonder beheer van begrazing of maaien deze graslanden in Nederland niet zouden standhouden, maar via struweel zouden overgaan in bos. Herstelbeheer via intensiever beheer door aangepaste begrazing met mergellandschappen of door zomermaaien met afvoer van het hooi is lange tijd redelijk effectief gebleken om de verrijking met stikstof tegen te gaan en de vegetatie weer in een redelijke toestand te krijgen en te behouden (Smits & Bobbink 2014). Wel is ook duidelijk geworden dat op den duur door deze intensivering van het beheer toch een achteruitgang van de diversiteit werd

²³ Voor een uitgebreid overzicht over stikstof en kalkgraslanden, zie Hoofdstuk 7 in Bobbink & Hettelingh (2011)

waargenomen, met name van de kenmerkende fauna zoals dagvlinders. Daarom is recent, in het kader van OBN, onderzoek uitgevoerd om dit probleem de wereld uit te helpen (Nijssen *et al.* 2016). Hieruit is gebleken dat gefaseerd begrazingsbeheer (of maai-beheer) de situatie kan verbeteren (Figuur 31). Het is hierbij essentieel om de schapen 's nachts uit het terrein te halen. Deze vorm van begrazing levert een significant hogere afvoer op van nutriënten, een onderdrukking van de biomassagroei in de zomervakken en een hogere diversiteit aan plantensoorten. Hierdoor ontstaat er een schraler en gevarieerder leefgebied voor diersoorten, waarbij er tot nu toe geen aanwijzingen zijn dat er door fasering karakteristieke soorten achteruitgaan of lokaal verdwijnen. Voor het faciliteren van warmteminnende en in de bodem nestelende diersoorten is binnen deze schuivende mozaïek ook ruimte om terreindelen zowel in het voorjaar als de herfst te begrazen en kleine stukken een jaar onbegrasd te laten ('insectenstroken'). Of deze rotatie op lange termijn in de praktijk ook werkt om de fauna definitief te optimaliseren, moet in de toekomst blijken. Bij dit alles moet wel opgemerkt worden dat door de huidige ruimtelijke verdeling van Natura 2000-gebieden (relatief klein en geïsoleerde ligging) de terugkeer van populaties van weinig mobiele soorten ernstig beperkt kan zijn (Wallis de Vries *et al.* 2018).



Figuur 31. Beeld van de praktijkproef met gefaseerde begrazing met mergellandschappen (foto: Roland Bobbink).

Conclusie

Aangepast en geïntensiveerd beheer met begrazing of maaien en afvoeren kan de dominantie van grassen controleren en kalkgraslanden in redelijk tot goede staat brengen, en houden. De herstelbaarheid van dit habitatype wordt als tamelijk goed beoordeeld, waarbij door isolatie het herstel van populaties wel ernstig belemmerd kan zijn.

Eiken-Haagbeukenbossen (H9160AB)

Kenschets

Hellingbossen van het habitatype eiken-haagbeukenbos (heuvelland; H9160B; 776 ha) vormen een belangrijk habitatype in de Natura 2000-gebieden in Zuid-Limburg, waar het nog relatief veel voorkomt. Ze zijn soortenrijk en hebben een hoge natuurwaarde; ooit waren ze onderdeel van een eeuwenoud cultuurlandschap door het gebruik als middenbos. Ze komen voor op hellingen waar kalk ondiep in de bodem zit, vaak met een dek van lössleem. De bodem is goed gebufferd en arm aan nutriënten. Deze hellingbossen zijn van oudsher opvallend rijk aan bijzondere planten- en diersoorten, en bij velen bekend om hun uitbundige voorjaarsflora. Het gaat hierbij zowel om bossoorten als om soorten van bosranden en kapvlakten. De meeste natuurwaarde vertegenwoordigen de locaties met de orchideeënrijke variant op ondiep kalkbodems. Eeuwenlang is middenbosbeheer in de Zuid-Limburgse hellingbossen toegepast. Halverwege de twintigste eeuw is deze vorm van hakhoutbeheer met overstaanders echter in onbruik geraakt. Buiten het heuvelland komt in het zandlandschap een subtype (H9160A) voor met een oppervlak van 72 ha. Dit subtype wordt hier buiten beschouwing gelaten.

Aantasting

De eiken-haagbeukenbossen in Zuid-Limburg zijn sinds de Tweede Wereldoorlog sterk aan verandering onderhevig. Twee knelpunten zijn hierbij het belangrijkste: a) vermesting door te hoge stikstofdepositie en toevoer van nutriënten vanaf de plateau's en b) het wegvallen van middenbosbeheer; hakhout met overstaanders (doorgegroeide hakhouttelgen). Door het wegvallen van het gebruik van de eiken-haagbeukenbossen als hakhout met overstaanders (middenbos) is het bos doorgesloten (of actief omgevormd) tot opgaand bos met een uniforme horizontale en verticale structuur met meer strooiselophoping. Op de zeer lange termijn biedt dit kansen voor een gevarieerd oud bos. Echter, in de tussentijd zijn de lichtminnende en thermofiele planten- en diersoorten (vlinders) al verdwenen of dreigt dit te gebeuren (Bobbink *et al.* 2008; Hommel *et al.* 2014). De vermesting, en daarmee de verzuivering en het steeds homogener worden van de eens zo soortenrijke ondergroei, wordt in belangrijke mate veroorzaakt door de al jarenlange verhoogde depositie van stikstofverbindingen en door - vaak lokaal of langs stroombanen - directe inspoeling of inwaaien uit de akkers en graslanden op de plateau's die bijna overal direct grenzen aan de eiken-haagbeukenbossen op de hellingen. Door de jarenlange overschrijding van de kritische stikstofdepositiewaarde (20 kg N/ha/jaar) is het zeer waarschijnlijk dat de waargenomen verzuivering van de ondergroei in hellingbossen - of een deel ervan - veroorzaakt is door deze stikstofverrijking uit de lucht, waarbij overigens interacties met andere knelpunten (toestroom nutriënten vanaf plateau; stoppen beheer) kunnen optreden (of opgetreden zijn). In 2018 was 94% van het oppervlak overschreden wat de KDW voor stikstofdepositie betreft. Opmerkelijk genoeg vindt er geen monitoring plaats van de gevolgen van stikstofdepositie in deze bossen.

Herstelbaarheid

Op dit moment is het algemeen aanvaard dat er drie opties zijn voor herstelbeheer van deze bossen: 1) niets doen en afwachten welke veranderingen er gaan optreden; 2) het opnieuw instellen van het traditionele hakhout met overstaanders (middenbosbeheer); en 3) een alternatief beheer in de vorm van het ongelijkvormig hooghoutbeheer (OBN-DT Heuvellandschap 2021).

Onderzoek heeft laten zien dat middenbosbeheer na 10-15 jaar leidt tot behoud en herstel van de karakteristieke flora. De hellingbossen waar eind jaren tachtig weer middenbosbeheer is uitgevoerd, zijn nu de meest soortenrijke eiken-haagbeukenbossen van Zuid-Limburg (Figuur 32; Eichhorn & Eichhorn 2007; Hommel *et al.* 2014). Van de inheemse boom- en struiksoorten kunnen lichtminnende- en halfschaduwsoorten profiteren van hakhoutbeheer, doordat ze makkelijker kunnen kiemen, verjongen of uitbreiden. Nadeel van dit herstelbeheer is dat het zeer duur is, daarom verdient het aanbeveling dit vooral te doen op de locaties met hogere magnesium- en calciumgehalten in de bodem en daarmee samengaande hogere pH-waarden. Deze locaties bieden de beste kansen voor het ontwikkelen van een soortenrijk vegetatietype (OBN-DT Heuvellandschap 2021).



Figuur 32. Overzicht van het Oombos bij Valkenburg met weer ingevoerd hakhoutbeheer met overstaanders (foto: Roland Bobbink).

Bij het ongelijkvormig hooghoutbeheer gaat het om het invoeren van een kapcyclus waarbij in elke kapronde een bepaald percentage van de bomen gekapt wordt en meerdere leeftijdsgroepen ontstaan. Op die manier blijft er te allen tijde een ijl scherm van opgaande bomen aanwezig en komt er voldoende licht op de bosbodem. Ook wordt van tijd tot tijd de bodem oppervlakkig geroerd en krijgen soorten geen kans zich dominant te ontwikkelen. De omvorming naar ongelijkvormig hooghout lijkt in Zuid-Limburg goed mogelijk, maar het vergt nog wel decennia voordat de gewenste diameterverdeling bereikt is. Bosontwikkeling is immers een kwestie van decennia. De ontwikkelingen op verschillende soortgroepen van de vegetatie laten zich na 4-5 jaar onderzoek nog niet eenduidig plaatsen, daarvoor zijn de experimenten te kort geleden gestart (Hommel *et al.* 2016; 2019; Wallis de Vries & van Deijk 2020). Mogelijk is verruiging met braam en bosrank wel een probleem voor de verdere ontwikkeling van de ondergroei. In de aangrenzende Voerstreek is overigens bij een vergelijkbare openheid van het bos aangetoond dat jaarlijks maaien en 'afharken' van het terrein in augustus-september, waarbij vooral klimop, bramen, bosrank en strooisel worden verwijderd, succesvol is om een orchideeënrijke ondergroei te herstellen en daarna te behouden (Vandekerkhove *et al.* 2015).

Op basis van de huidige kennis levert niets doen een verdere verarming op van soortenrijke gemeenschappen van het habitatype en dit is vanuit Natura 2000-optiek gezien niet gewenst.

Conclusie

De herstelbaarheid van eiken-haagbeukenbossen is in theorie als tamelijk goed te beoordelen: langdurig hakhoutbeheer met overstaanders werkt om de biodiversiteit op lange termijn te herstellen, zeker op de locaties met kalk ondiep in de bodem. Wel kost het minimaal 10-15 jaar voordat dominantie met braam en/of bosrank onder controle is. En ook moet de toestroom van nutriënten uit de plateau's voorkomen worden. Opgemerkt dient te worden dat dit middenbosbeheer per hectare een zeer dure vorm van herstelbeheer is waardoor de uitvoerbaarheid onder druk kan staan. Ook voor dit type bos geldt dat het belangrijk is om de overschrijding van de KDW te verminderen om efficiënt te kunnen herstellen.

Concluderende opmerkingen

Introductie

Nederland kent een lange geschiedenis van verhoogde stikstoftoevoer uit de atmosfeer. Tussen 1900 en 1920 was de stikstofdepositie nog erg laag, deze begon vooral te stijgen na de Tweede Wereldoorlog, met de grootste stijging tussen 1950 en 1980. De piekjaren waren in de jaren tachtig tot begin jaren negentig (1992) van de vorige eeuw. Sindsdien daalde de depositie van gereduceerd stikstof (ammoniak en ammonium) eerst sneller dan die van geoxideerd stikstof (stikstofoxiden en nitraat), maar na 2003 is de daling van de depositie van gereduceerd stikstof gestagneerd terwijl de depositie van geoxideerd stikstof verder lineair is gedaald. Het aandeel van gereduceerd stikstof is nu ca. 70% van de totale stikstofdepositie. De laatste 15 jaar is in de Natura 2000-gebieden geen daling van de stikstofdepositie vastgesteld, in een aantal gebieden is in deze periode zelfs een stijging waarschijnlijk. Door de ligging van de emissiebronnen is de stikstofdepositie niet overal gelijk. De depositie is met name hoog in het zand- en hoogveenlandschap en relatief laag in de duinen. Dit alles betekent dat de stikstofdepositie in Nederland al sinds vier, soms zelfs vijf, decennia sterk verhoogd is: zo was in 2018 op 75% van het totale oppervlak van 30 (sub)habitattypen in de Nederlandse Natura 2000-gebieden de KDW overschreden²⁴.

De effecten van een decennialange overmaat aan stikstof op de bodem, planten en fauna zijn complex, met vele interacties en de effecten treden op verschillende tijdschalen op. Vooral de cumulatieve gevolgen van vermesting, al of niet in combinatie met versterkte verzuring en negatieve effecten van ammonium (ammoniak), zijn doorslaggevend voor de afname van de biodiversiteit. Dit betekent dat op voorheen (matig) voedselarme bodems en/of op verzuringgevoelige gronden de negatieve effecten het meest ernstig zijn (Bobbink 2021a). Het is dan ook niet vreemd dat herstel van door stikstof aangetaste gebieden essentieel is voor het behoud van biodiversiteit in ons land.

Herstelbaarheid

Het moge duidelijk zijn dat de langdurige overschrijding van de KDW heeft geleid tot ernstige aantasting van de structuur en het functioneren van Natura 2000-habitats, maar ook van buiten Natura 2000-gebieden gelegen stikstofgevoelige natuur. Herstelmaatregelen voor deze gedegradeerde ecosystemen zijn van groot belang voor het weer op orde krijgen van deze systemen, natuurlijk in combinatie met het (snel!) verminderen van de sterk verhoogde toevoer van stikstofverbindingen uit de lucht. Doel van dit rapport was om een up-to-date overzicht te presenteren van de herstelbaarheid van voor stikstof gevoelige en zeer gevoelige habitat(sub)typen. Tevens is gekeken welk herstel - of deelherstel - wel of niet mogelijk is en welke nadelen er eventueel bij kunnen optreden. Hierbij zijn alle in Bobbink (2021a) besproken habitat(sub)typen in beschouwing genomen, voor zover er in 2018 sprake was van een overschrijding van de KDW op meer dan 20% van het oppervlak. In het kader van het Programma Aanpak Stikstof (PAS) is 10-12 jaar geleden een zeer uitgebreid overzicht opgesteld van zogenoemde herstelstrategieën voor alle stikstofgevoelige habitattypen van Nederland (Smits *et al.* 2014a)²⁵. Sindsdien heeft het onderzoek niet stil gestaan, ook niet naar het herstel van

²⁴ Zie hoofdstuk 2 in Bobbink (2021a) voor een uitgebreide beschrijving van de stikstofdepositie en hoofdstuk 4 voor de mate van overschrijding van de habitattypen.

²⁵ Een overzicht van dit geheel is gepresenteerd in Jansen *et al.* (2020b).

aangetaste habitats. In dit rapport is daarom een “evidence based” beschrijving per habitat(sub)type opgesteld van sindsdien verkregen nieuwe feiten en ontwikkelingen met betrekking tot het herstel van aangetaste systemen. Tevens is een inschatting van de herstelbaarheid van het betreffende habitattypen gepresenteerd.

Tabel 2. Overzicht van de herstelbaarheid van de in dit rapport besproken stikstofgevoelige habitattypen. Aangegeven staat: H2000 type: verkorte naam Natura 2000-habitattypen (* = prioritair habitattypen); totaal oppervlak (ha) van het type; staat van instandhouding (2013-2018) - dat is: Natura 2000-staat van instandhouding betreffende de structuur en functie in de periode 2013-2018; KDW = kritische depositie waarde in kg N/ha/jaar; % oppervlak met overschrijding in 2018 (geel = < 30%, oranje = 30-50% en rood = > 50%); inschatting van de mate van overschrijding (geel = gering, oranje = medium en rood = hoog; Bobbink 2021a) en inschatting van de herstelbaarheid (groen = tamelijk goed, oranje = matig, rood = slecht en wit = onbekend). De meest rechter kolom geeft de urgentie van de gewenste snelheid van de stikstofreductie: donkerrood in 2025 en oranje in 2030.

H2000 type	Verkorte naam	Oppervlakte	Staat van instandhouding	KDW	Oppervlak met overschrijding in 2018	Mate van overschrijding	Herstelbaarheid	Urgentie daling N-depositie
		ha	(2013-2018)	(kg N/ha/jaar)	(%)			
2330	Zandverstuivingen	2774	slecht	10	100	hoog	slecht	
6230*	Heischrale graslanden	564	slecht	10	100	hoog	slecht	
7110A*	Actieve hoogvenen (hoogveenlandschap)	8	slecht	7	100	medium	slecht	
7110B*	Actieve hoogvenen (heideveentjes)	57	slecht	11	99	hoog	slecht	
7120	Herstellende hoogvenen	7079	slecht	7	100	hoog	slecht	
9190	Oude eikenbossen	2011	slecht	15	100	hoog	slecht	
2130BC*	Grijze duinen-kalkarm/heischraal	6099	matig	10	99	medium	matig	
2310	Stuifzandheide met struikhei	2430	slecht	15	78	medium	matig	
3110	Zeer zwak gebufferde vennen	70	slecht	6	100	medium	matig	
4030	Droge heiden	14287	slecht	15	66	medium	matig	
7140A	Trilveen	154	slecht	17	29	medium	matig	
7140B	Veenmosrietlanden	1525	slecht	10	100	hoog	matig	
2130A*	Grijze duinen-kalkrijk	5550	matig	15	30	gering	tamelijk goed	
2150*	Duinheide met struikhei	160	matig	15	34	gering	tamelijk goed	
2190B	Vochtige duinvaleien (kalkrijk)	1106	matig	20	22	gering	tamelijk goed	
3130	Zwak gebufferde vennen	310	slecht	8	100	hoog	tamelijk goed	
4010A	Vochtige heiden (hogere zandgronden)	1430	matig	17	33	gering	tamelijk goed	
4010B	Vochtige heiden (laagveen)	182	matig	11	100	medium	tamelijk goed	
6210	Kalkgraslanden	95	slecht	21	26	gering	tamelijk goed	
6410	Blauwgraslanden	196	matig	15	73	medium	tamelijk goed	
9160	Eiken-haagbeukenbossen	848	slecht	20	94	medium	tamelijk goed	
2180A	Duinbossen (droog)	4580	matig	15	92	medium	onbekend	
2180C	Duinbossen (binnenduinrand)	1891	matig	25	29	gering	onbekend	
2320	Binnenlandse kraaiheibegroeiingen	297	matig	15	36	gering	onbekend	
6120*	Stroomdalgraslanden	74	slecht	18	55	gering	onbekend	
9120	Beuken-eikenbossen met hulst	7476	matig	20	99	medium	onbekend	

In Tabel 2 is een samenvatting gegeven van de uitkomst van dit rapport: voor 21 van de 26 (zeer) stikstofgevoelige habitat(sub)typen kon een evidence-based inschatting worden gemaakt van de herstelbaarheid. Voor vijf habitat(sub)typen moest de herstelbaarheid als onbekend worden geclassificeerd. Dit betekent dat voor deze typen op korte termijn onderzoek nodig is om dit hiaat in kennis op te lossen. Voor bijna 60% van de geclassificeerde typen was de herstelbaarheid ongunstig (slecht of matig), voor ruim 40% gunstig (herstelbaarheid: tamelijk goed). Dit betekent dat voor de meerderheid van de gevoelige tot zeer gevoelige habitat(sub)typen de herstelbaarheid op zijn hoogst matig is, iets wat voor het weer verhogen van de biodiversiteit in de toekomst nadelig is. In het algemeen kan nog worden opgemerkt dat half-natuurlijke habitats met beheer (zoals maaien van een stroomdalgrasland) of habitats op meer gebufferde bodem beter - of zonder

negatieve bijwerkingen - herstelbaar zijn dan vrijwel onbeheerde habitats of ecosystemen op licht tot matig gebufferde bodem. Ook is duidelijk dat hydrologische maatregelen daarbij vaak gunstig kunnen uitpakken en het habitattype minder gevoelig maken tegenover andere drukfactoren zoals een verhoogde atmosferische stikstofdepositie (Tabel 2).

Snelheid van stikstofreductie

In Tabel 2 is ook een overzicht gegeven van het oppervlak (% van het areaal) van een habitattype dat in 2018 een stikstofdepositie hoger dan de KDW kende ("overschrijding"), naast de grootte van deze overschrijding en de gevolgen daarvan (zie Bobbink 2021a). Deze twee gegevens zijn gecombineerd met de herstelbaarheid van het habitattype om zo tot een gefundeerde inschatting te komen van de vereiste snelheid voor de reductie van de stikstofdepositie tot onder de KDW (meest rechter kolom). Uitgangspunt hierbij is dat als a) de grootte van de overschrijding ongunstig was - en over een groot oppervlak - én b) ook de herstelbaarheid ongunstig (slecht of matig) is, er zeer dringend en snel maatregelen noodzakelijk zijn. Om te voorkomen dat de verslechtering van deze habitats zich voortzet, of zelfs tot verlies van het habitat zal leiden, moeten dus op korte termijn (voor eind 2025) maatregelen genomen worden om de stikstofdepositie te reduceren tot onder het niveau van de KDW. Voor de negen habitattypen met een tamelijk goede herstelbaarheid kan de vereiste snelheid van de verlaging van de stikstofdepositie wat lager zijn. Voor deze systemen is een reductie tot onder de KDW in 2030 adequaat, zeker bij goed uitgevoerd herstelbeheer.

Voor de vijf (sub)habitattypen waarvan de herstelbaarheid onbekend is (Tabel 2), is de urgentie voor reductie van de stikstofdepositie tot onder de KDW alleen bepaald op basis van de mate van overschrijding. Bij de (sub)habitattypen met een geringe overschrijding, en ook over een relatief gering oppervlak, is een reductie tot onder de KDW in 2030 waarschijnlijk adequaat. Bij de (sub)habitattypen met een gemiddelde overschrijding (medium), en ook over een groot oppervlak, is de urgentie om de stikstofdepositie te reduceren tot onder de KDW hoog (in 2025).

Hiermee mag duidelijk zijn, dat met name veel waardevolle habitats in het heide-, hoogveen- en stuifzandlandschap van de Nederlandse zandgebieden onder hoge stikstofdruk staan en nauwelijks - of niet - herstelbaar zijn. De urgentie van snelle vermindering van de stikstoftoevoer - na 4-5 decennia met te hoge stikstoftoevoer - is groot en moet op korte termijn (2025) bereikt worden om de voortdurende verslechtering te stoppen. Ditzelfde geldt ook voor twee belangrijke habitats uit het laagveengebied (trilveen en veenmosrietland) en één type uit het duingebied, met overigens wel een groot oppervlak in de Noord-Hollandse duinen en die op de Waddeneilanden (grijze duinen-kalkarm). Dit alles betekent overigens niet dat bij een overschrijding van de kritische depositiewaarde herstelmaatregelen zinloos zijn, zeker niet voor de habitattypen waarvan de herstelbaarheid tamelijk goed is. Goed uitgevoerde maatregelen zijn in de overige habitats noodzakelijk om restpopulaties van planten en dieren te behouden voor de toekomst met veel minder stikstofdepositie, kortom de herstelmaatregelen dragen bij aan de overleving van bos en natuur in Nederland.

Literatuur

- Adams, A.S., H.P.J. Huiskes, K.V. Sykora & N.A.C. Smits (2014). Herstelstrategie H6120: Stroomdalgraslanden. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Aggenbach, C., S. Arens, Y. Fujita, A. Kooijman, T. Neijmeijer, M. Nijssen, P. Stuyfzand, M. van Til, J. van Boxel & L. Cammeraat (2018). Herstel grijze duinen door reactiveren kleinschalige dynamiek. OBN223-DK. VBNE, Driebergen.
- Aggenbach, C.J.S., Fujita, Y., Jones, L., Kooijman, A., & A. Nanu (2020). Effectiveness of measures to mitigate high nitrogen deposition in dry habitats. BTO report 2020.024, KWR, Nieuwegein.
- Aggenbach, C., G. Cirkel, C. Cusell, G. van Dijk, A. Kooijman (2021). Trilveenvegetatie herstellen met oppervlaktewaterbevoeiing. De Levende Natuur, jaargang 122, nummer 3, 96-101.
- Arts, G.H.P., E. Brouwer & N.A.C. Smits (2016a). Herstelstrategie H3110: Zeer zwakgebufferde vennen. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Arts, G.H.P., E. Brouwer & N.A.C. Smits (2016b). Herstelstrategie H3130: Zwakgebufferde vennen. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Bähring, A., Fichtner, A., Ibe, K., Schütze, G., Temperton, V. M., von Oheimb, G., & Härdtle, W. (2017). Ecosystem functions as indicators for heathland responses to nitrogen fertilisation. *Ecological Indicators*, 72, 185-193.
- Beije, H.M. & N.A.C. Smit (2014). Herstelstrategie H2150: Duinheiden met struikhei. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Beije, H.M., A. Aptroot, N.A.C. Smits & L.B. Sparrius (2014a). Herstelstrategie H2310: Stuifzandheiden met struikhei. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Beije, H.M., A.M.M. van Haperen, H.P.J. Huiskes, N. Schotsman & N.A.C. Smits (2014b). Herstelstrategie H2180C: Duinbossen (binnenduinrand). In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Beije, H.M., A.J.M. Jansen, O.L. Slings & N.A.C. Smits (2014c). Herstelstrategie H6410: Blauwgraslanden. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Beije, H.M., N.A.C. Smits & L.B. Sparrius (2014d). Herstelstrategie H2320: Binnenlandse kraaiheibegroeiingen. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Beltman, B., A. Barendregt, H.M. Beije & N.A.C. Smits, R. van 't Veer & L.P.M. Lamers (2016). Herstelstrategie H4010B: Vochtige heiden (laagveen), update 2016. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II

Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.

van den Berg, L.J.L., H.B.M. Tomassen, J.G.M. Roelofs & R. Bobbink (2005). Effects of nitrogen enrichment on coastal dune grassland: a mesocosm study. *Environmental Pollution* 138: 77-85.

van den Berg, L., B. Nyssen, E. Desie, G. van Duinen, E. Al, M. Weijters, E. Verbaarschot & A. van den Burg (2021). Correlatief onderzoek Rijk-strooiselsoorten in Natuurgericht Bosbeheer-Fase 2. Rapport Bosgroepen Zuid-Nederland, Heeze.

Bijlsma, R.J. (2011). Naaldbossen en paddenstoelen: op zoek naar ecologische criteria voor waardering. *Coolia* 54: 9-15.

Bijlsma, R.J., A.J.M. Jansen, J. Limpens, M.F. Wallis de Vries & J.P.M. Witte (2011). Hoogveen en klimaatverandering in Nederland. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 2225. 42 blz.; 9 fig.; 3 tab.; 80 ref.

Blindow, I., Gauger, D., & Ahlhaus, M. (2017). Management regimes in a coastal heathland -effects on vegetation, nutrient balance, biodiversity and gain of bioenergy. *Journal of Coastal Conservation*, 21(2), 273-288.

Bobbink, R. & Lamers, L.P.M. (1999). Effecten van stikstofhoudende luchtverontreiniging op vegetaties; een overzicht. Rapport R13 Technische Commissie Bodembescherming, Den Haag.

Bobbink, R., R.J. Bijlsma, P.W.F.M. Hommel, J.H.J. Schaminée & R.W. de Waal (2008). Preadvies hellingbossen in Zuid-Limburg. Rapport DK nr. 2008/094-O. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede.

Bobbink, R., K. Hicks, J. Galloway et al. (2010). Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20, 30-59.

Bobbink, R. & J.-P. Hettelingh (2011). Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. RIVM report: 680359002.

Bobbink, R., H.L.T. Bergsma, J. den Ouden & M.L. Weijters (2017). Bodemverzuring in droog zandlandschap: na het zuur geen zoet? *Landschap* 34 (2), 61-69.

Bobbink, R., A. van den Burg, E. Brouwer, B. van de Riet & H. Siepel (2018). Langetermijneffecten van bosbalking en -bemesting: de Harderwijkerproef. Monitoring OBN-17-DZ. VBNE, Driebergen.

Bobbink, R., R. Loeb, R.-J. Bijlsma & B. van Delft (2019). Doet extreme droogte stikstofbom in droge heide barsten? *Vakblad Natuur, Bos en Landschap* 160 dec.2019, 3-6.

Bobbink, R., R. Loeb, E. Verbaarschot, M. Weijters, J. Vogels, H. Bergsma & F. van der Zee (2020). Werkt steenmeel als herstelmaatregel tegen bodemverzuring in heischrale graslanden? *Vakblad Natuur, Bos en Landschap* juni 2020, 16-19.

Bobbink, R. (2021a). Effecten van stikstofdepositie nu en in 2030: een analyse. Rapport RP-20.135.21.35 (2021), Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen in opdracht van Greenpeace Nederland.

Bobbink, R. (2021b). Deel A: Empirisch bepaalde relaties tussen de hoeveelheid stikstofdepositie en de kwaliteit van habitattypen. In: G.W.W. Wamelink, P.W. Goedhart, H.D. Roelofs, R. Bobbink, M. Posch, H.F. van Dobben & Data providers: Relaties tussen de hoeveelheid stikstofdepositie en de kwaliteit van habitattypen. Wageningen Environmental Research, Rapport 3089, Wageningen.

Bouwman, J.H. & M.A.P. Horsthuis (2010). Analyse permanente quadraten J.T de Smidt & J. Smits 1949-2008. Rapport Unie van Bosgroepen, Ede.

Braun, S., Hopf, S. E., & de Witte, L. C. (2018). *Wie geht es unserem Wald? 34 Jahre Jahre Walddauerbeobachtung.*, Schönenbuch: Institut für angewandte Pflanzenbiologie. Retrieved from <https://iap.ch/waldbericht.html>

- Braun, S., Schindler, C., & Rihm, B. (2020a). Foliar nutrient concentrations of European Beech in Switzerland: relations with nitrogen deposition, ozone, climate and soil chemistry. *Frontiers in Forests and Global Change*, 3(March), 1-15.
- Braun, S., Tresch, S., & Augustin, S. (2020b). Soil solution in Swiss forest stands: A 20 year's time series. *PLOS ONE*, 15(7), e0227530.
- Bremer, P. (2017). Blauwgrasland in Overijssel: ontwikkelingen in de afgelopen kwart eeuw -achtergrond bij een Overijssels Feit. Rapport provincie Overijssel, Zwolle.
- Brouwer, E., H. van Kleef, H. van Dam, J. Loermans, G.H.P. Arts & D. Belgers (2009). Effectiviteit van herstelbeheer in vennen en duinplassen op de middellange termijn. Ede, Rapport DKI nr. 2009/dki 126-O.
- Brouwer, E., H. van Kleef, H. van Dam & J.G.M. Roelofs (2016). Sturende factoren herstel vennen in een veranderende omgeving. *Landschap* 33(2), 92-97.
- van den Burg, A.B., F. Berendse, H.F. Van Dobben, J. Kros, R. Bobbink, J. Roelofs, B. Odé, C.A.M. Van Swaay, H. Sierdsma, H.N. Siebel & W. De Vries (2021). Stikstof en natuurherstel - Onderzoek naar een ecologisch noodzakelijke reductiedoelstelling van stikstof. Rapport Wereld Natuur Fonds in samenwerking met de auteurs en met steun van Natuurmonumenten.
- Cape J.N., L.J. van der Eerden, L.J. Sheppard, I.D. Leith & M.A. Sutton (2009). Evidence for changing the critical level for ammonia. *Environmental Pollution* 157, 1033-1037.
- Clark, C.M., J. Richkus, P.W. Jones, J. Phelan, D.A. Burns, W. de Vries, E. Du, M.E. Fenn, L. Jones & S.A. Watmough h (2019). A synthesis of ecosystem management strategies for forests in the face of chronic nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 248, 1046-1058.
- Cusell, C., A. Kooijman & L.P.M. Lamers (2014). Nitrogen or phosphorus limitation in rich fens? - Edaphic differences explain contrasting results in vegetation development after fertilization. *Plant and Soil* 384: 153-168.
- van Dam, H., D. Tempelman, E. Brouwer, K. Hanhart, F.J.H. van Erve, B.F. van Tooren & A. Mertens (2017). Een eeuw monitoring van vennen in Midden-Brabant: basis voor adequaat beheer. Herman van Dam, Adviseur Water en Natuur, Amsterdam. Rapport 1410/Stichting Semblis, Amsterdam/ Onderzoekcentrum B-WARE B.V., Nijmegen / Eelerwoude B.V., Goor / Van Erve Natuuronderzoek, Haaren / Sieralgenwerkgroep Nederland, Bilthoven / Diatomella, Overasselt.
- van Dam, H., E. Brouwer & D. Tempelman (2018). Veranderingen in plantengroei van vennen bij Oisterwijk en Boxtel. *De Levende Natuur* 119(2): 56-59.
- Desie, E. (2020). Litter effects on belowground ecosystem functioning in temperate forests. PhD thesis, KU Leuven, Belgium.
- van Diggelen, J.M.H., G. van Dijk, C. Cusell, J. van Belle, A.M. Kooijman, T. van den Broek, R. Bobbink, I.S. Mettrop, L.P.M. Lamers & A.J.P. Smolders (2018). Onderzoek naar de effecten van stikstof in overgangs- en trilvenen, ten behoeve van het behoud en herstel van habitatype H7140 (Natura2000). 2018/OBN000-LZ. VBNE, Driebergen.
- van Diggelen, J., T. van den Broek, G. van Dijk & A. Smolders (2021). Natura 2000 onderzoek naar veenmosrietlanden (H7140B) in Nieuwkoopse Plassen & De Haeck, Effecten van herstelstrategieën in het kader van PAS, RP-15.064.18.64, Onderzoekcentrum B-WARE.
- van Diggelen, R., H. Bergsma, R-J. Bijlsma, R. Bobbink, A. van den Burg, J. Sevink, H. Siebel, H. Siepel, J. Vogels, W. de Vries & M. Weijters (2019). Steenmeel en natuurherstel: een gelukkige relatie of een risicovolle combinatie? *Vakblad Natuur, Bos en Landschap*, mei 2019.
- van Dijk, G., J. van Diggelen, C. Cusell, J. van Belle, A. Kooijman, T. van den Broek, R. Bobbink, I. Mettrop, L. Lamers & A. Smolders (2021a). Chemische condities in trilveen en effecten van stikstofdepositie, *De Levende Natuur*, jaargang 122, nummer 3, 84-87.

- van Dijk, G., S. Stofberg, J. Mandemakers, M. van Schie, C. Cusell, A.M. Kooijman & F. Smolders, (2021b). Teloorgang én ontwikkeling van trilveen in de Nieuwkoopse plassen. *De Levende Natuur* 122: 88-93.
- van Dobben, H.F., A. Barendregt, A.M. Kooijman & N.A.C. Smits (2014). Herstelstrategie H7140A: Overgangs- en trilvenen (trilvenen). In: *Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats*. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- van Dobben, H.F., A. Barendregt, N.A.C. Smits, R. van 't Veer, G. van Wirdum, L.P.M. Lamers & H. de Vries. (2016). Herstelstrategie H7140B: Overgangs- en trilvenen (Veenmosrietland), update 2016. In: *Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats*. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- van Duinen, G., J. von Asmuth, A. van Loon, S. van der Schaaf & H. Tomassen (2017). Duurzaam herstel van hoogveenlandschappen. Kennis, praktijkervaring en kennisleemten bij de inrichting van hoogveenkernen, randzones en bufferzones. Rapport nr. 2017/OBN212-NZ, VBNE, Driebergen.
- Eichhorn, K.A.O. & L.S. Eichhorn (2007). Herstel van soortenrijke flora in twee Zuid-Limburgse hellingbossen. *NHM* 96(8): 240-246.
- Ellenberg, H. (1996). *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. Stuttgart, Ulmer.
- Gilliam, F. S., D.A. Burns, C.T. Driscoll, S.D. Frey, G.M. Lovett & S.A. Watmough (2019). Decreased atmospheric nitrogen deposition in eastern North America: Predicted responses of forest ecosystems. *Environmental pollution*, 244, 560-574.
- de Graaf, M.C.C., P.J.M. Verbeek, S. Robat, R. Bobbink, J.G.M. Roelofs, S. de Goeij & M. Scherpenisse (2004). Lange-termijn effecten van herstelbeheer in heide en heischrale graslanden. Rapport EC-LNV nr. 2004/288-O.
- Grootjans, A.P., E.J. Lammerts & F. van Beusekom (1995). *Kalkrijke duinvalleien op de Waddeneilanden. Ecologie en regeneratiemogelijkheden*. Natuurhistorische bibliotheek van de KNNV. KNNV-uitgeverij, Utrecht.
- Grootjans, A.P., L. Geelen, A.J.M. Jansen & E.J. Lammerts (2002). Restoration of coastal dune slacks. *Hydrobiologia* 478: 181-203.
- Grootjans, A.P., F.H. Everts, C.J.S. Aggenbach, & E.B. Adema (2007). Restauratie van duinvalleien. *De Levende Natuur* 108: 77-82.
- Grootjans, A.P., A.S. Adams, H.P.J. Huiskes & N.A.C. Smit (2014). Herstelstrategie H2190B: Vochtige duinvalleien (kalkrijk). In: *Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats*. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Hommel, P.W.F.M., R.W. de Waal, B. Muys, J. den Ouden & T. Spek (2007). Terug naar het lindewoud. Strooiselkwaliteit als basis voor ecologisch bosbeheer. KNNV Uitgeverij, Zeist. 72 p.
- Hommel, P.W.F.M., J. den Ouden, H.P.J. Huiskes, N.A.C. Smits & H.F. van Dobben (2014). Herstelstrategie H9160B: Eiken-haagbeukenbossen (heuvelland). In: *Ministerie van Economische zaken, Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats Deel II - versie november*. Ministerie van Economische zaken, Den Haag: 815-826.
- Hommel, P.W.F.M., R.J. Bijlsma, K. Eichhorn, R.H. Kemmers, J. den Ouden, J.H.J. Schaminée, R.W. de Waal & M.F. Wallis de Vries (2016). Mogelijkheden voor herstelbeheer in hellingbossen op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg. Resultaten praktijkproeven: omvorming van voormalig middenbos naar gevarieerd opgaand bos. Rapport nr. 2016/OBN206-HE. Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Driebergen.
- Hommel, P.W.F.M., R.J. Bijlsma, M.F. Wallis de Vries, J. van Deijk, K. Eichhorn & N. Smits (2019). Mogelijkheden voor herstelbeheer in hellingbossen op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg. *Herstelbeheer in*

hellingbossen op kalkrijke bodem in Zuid-Limburg. Vervolgmonitoring 2015-2018. OBN-21-HE. Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Driebergen.

Hommel, P.W.F.M., J. den Ouden, H.P.J. Huiskes, W.A. Ozinga, G.A. van Duinen, M. Weijters, R. Bobbink & N.A.C. Smits (2020a). Herstelstrategie H9120: Beuken-eikenbossen met hulst, 2020 update. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.

Hommel, P.W.F.M., J. den Ouden, H.P.J. Huiskes, W.A. Ozinga, G.A. van Duinen, M.J. Weijters, R. Bobbink & N.A.C. Smits (2020b). Herstelstrategie H9190: Oude eikenbossen, 2020 update. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.

Huiskes, H.P.J., H.M. Beije, P.W.F.M. Hommel, N. Schotsman, O.L. Slings & N.A.C. Smits (2014). Herstelstrategie H2180A: Duinbossen (droog). In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.

Janssen, J.A.M. & J.H.J. Schaminée (2003). Europese natuur in Nederland: Habitattypen. KNNV Uitgeverij, Utrecht.

Jansen, A.J.M., R.M. Bekker, R. Bobbink, J.H. Bouwman, R. Loeb, H. van Dobben, G.A. van Duinen & M.F. Wallis de Vries (2010). De effectiviteit van de regeling Effectgerichte Maatregelen (EGM) voor Rode Lijstsoorten; de tweede Rode Lijst met Groene Stip voor vaatplanten en enkele diergroepen in Nederland. Den Haag/Ede. Rapport Directie Kennis & Innovatie van Ministerie van LNV/Unie van Bosgroepen.

Jansen, A.J.M., G.A. van Duinen, H.B.M. Tomassen & N.A.C. Smits (2014a). Herstelstrategie H7110A: Actieve hoogvenen (hoogveenlandschap). In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.

Jansen, A.J.M., G.A. van Duinen, H.B.M. Tomassen & N.A.C. Smits (2014b). Herstellende hoogvenen. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.

Jansen, A.J.M., G.A. van Duinen, H.B.M. Tomassen & N.A.C. Smits (2016). Herstelstrategie H7110A: Actieve hoogvenen (heideveentjes). In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.

Jansen, A., A. Grootjans & B. van Tooren (2019). Slotbeschouwing: de toekomst van de Nederlandse hoogvenen. In: A. Jansen & A. Grootjans (red.) Hoogvenen: landschapsecologie - behoud - beheer - herstel. Uitgeverij Noordboek, 340-351.

Janssen, J.A.M. (red.), R.J. Bijlsma (red.), G.H.P. Arts, M.J. Baptist, S.M. Hennekens, B. de Knecht, T. van der Meij, J.H.J. Schaminée, A.J. van Strien, S. Wijnhoven, T.J.W. Ysebaert (2020a). Habitatrictlijnrapportage 2019: Annex D Habitattypen; Achtergronddocument. WOt-technical report 171. Wettelijke Onderzoekstaken Natuur & Milieu, Wageningen.

Jansen, A.J.M., J.H.J. Schaminée, R. Bobbink, N.A.C. Smits, J.J. Vogels & H. Weersink† (2020b). 3. Herstelmaatregelen. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel I: Algemene inleiding herstelstrategieën: beleid, kennis en maatregelen (2020 update). Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.

Koks, A., G. van Dijk, C. Cusell, S. Kanters, A.M. Kooijman, A. Smolders, W. Molenaar & H. Hut (2021). Trilveenherstel door terugkeer van inundatie met basenrijk oppervlaktewater. De Levende Natuur (122): 102-106.

- Kooijman, A. M., J.C.R. Dopheide, J. Sevink, I. Takken & J. M. Verstraten (1998). Nutrient limitations and their implications on the effects of atmospheric deposition in coastal dunes; lime-poor and lime-rich sites in the Netherlands. *Journal of Ecology* 86: 511-526.
- Kooijman, A. M. & M. Besse (2002). The higher availability of N and P in lime-poor than in lime-rich coastal dunes in the Netherlands. *Journal of Ecology* 90: 394-403.
- Kooijman, A.M., A.P. Grootjans, M. van Til & E. van der Spek (2004). Aantastingen in droge en natte duinen: dezelfde oorzaken, verschillende gevolgen? In: *Duurzaam natuurherstel voor behoud van biodiversiteit* (eds. G. A. van Duinen, R. Bobbink, C. van Dam, H. Esselink, R. Hendriks, M. Klein, A. M. Kooijman, J. Roelofs & H. Siebel), pp. 171-187. EC-LNV, Ede.
- Kooijman, A. M., M. Besse, R. Haak, J.H. Boxtel, H. Esselink, C. ten Haaf, M. Nijssen, M. van Til & C. van Turnhout (2005). Effectgerichte maatregelen tegen verzuring en eutrofiering in open droge duinen. Eindrapport fase 2. Directie Kennis, Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Ede. Rapport DK nr. 2005/dk008-O. 158 p.
- Kooijman, A.M., H. Noordijk, A. van Hinsberg & C. Cusell (2009). Stikstofdepositie in de duinen - een analyse van N-depositie, kritische niveaus, ervaringen uit het verleden en stikstofefficiëntie in verschillende duinzones. Universiteit van Amsterdam & Planbureau voor de Leefomgeving. 56 p.
- Kooijman, A.M., C. Cusell, L. Hedenäs, L.P.M. Lamers, I.S. Mettrop, T. Neijmeijer (2020a). Nieuwe kijk op fosfaatbeschikbaarheid in kalkrijke en ijzerrijke venen. *Vakblad voor natuur, bos en landschap* 167: 23-25.
- Kooijman, A., E. Morriën, G. Jagers op Akkerhuis, A. Missong, R. Bol, E. Klumpp, R. van Hall, M. van Til, K.Kalbitz & J. Bloem (2020b). Resilience in coastal dune grasslands: pH and soil organic matter effects on P nutrition, plantstrategies, and soil communities. *Ecosphere* 11(5): e03112. 10.1002/ecs2.3112.
- Kooijman, A.M., C. Cusell, C. Aggenbach, G. van Dijk (2021). Risico's en kansen bij behoud en herstel van basenrijke trilvenen, *De Levende Natuur* (122): 80-83.
- Kuipers, M., Arens, S. M., & G. Ruessink (2016). Grootschalig herstel van stuivende duinen. *De Levende Natuur* 177:3, p. 90-93.
- Lammerts, E.J. & A.P. Grootjans (1997). Nutrient deficiency in dune slack pioneer vegetation: a review. *Journal of Coastal Conservation* 3: 78-94.
- Lammerts E.J., D.M. Pegtel, A.P. Grootjans & A. van der Veen (1999). Nutrient limitation and vegetation change in a coastal dune slacks. *Journal of Vegetation Science* 10:11-122.
- de Leeuw, C.C., A.P. Grootjans, E.J. Lammerts, P. Esselink, L. Stal, P.J. Stuijzand, C. van Turnhout, M.E. ten Haaf & S.K. Verbeek (2008). Ecologische effecten van Duinboog- en washoverherstel. Rijksuniversiteit Groningen.
- Limpens, J. (2012). Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Eindrapportage OBN Hoogveenonderzoek 2009-2010. Verlenging onderzoek naar effecten van berkenopslag en dichtheid op hoogveenvegetaties behorende tot het natte zandlandschap. Rapport nr. 2012/OBN158-NZ, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Limpens, L., H. Tomassen & F. Smolders (2019). Sturende factoren voor hoogveengroei op standplaatsschaal. In: A. Jansen & A. Grootjans (red.) *Hoogvenen: landschapsecologie - behoud - beheer - herstel*. Uitgeverij Noordboek, 54-63.
- Mellert, K.H. & A. Göttlein (2012). Comparison of new foliar nutrient thresholds derived from van den Burg's literature compilation with established central European references. *European Journal of Forest Research* 131, 1461-1472.
- Mettrop, I.S., C. Cusell, A.M. Kooijman & L.P.M. Lamers (2014). Nutrient and carbon dynamics in peat from rich fens and Sphagnum-fens during different gradations of drought. *Soil Biology and Biochemistry* 68: 317-328.

- Mountford, J.O., K.H. Lakhani & R.J. Holland (1994). The effects of nitrogen on species diversity and agricultural production on the Somerset Moors, Phase II: a. After seven years of fertiliser application. b. After cessation of fertiliser input for three years. English Nature Research Report 86, 1-106. English Nature, Peterborough.
- Nijssen, M., M.J.P.M. Riksen, L.B. Sparrius, R.-J. Bijlsma, A.B. van den Burg, H.F. van Dobben, P. Jungerius, R. Ketner-Oostra, A. Kooijman, L. Kuiters, C. van Swaay, C. van Turnhout & R. de Waal (2011). Onderzoek naar effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van stuifzanden. OBN-rapport. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie.
- Nijssen, M., R. Bobbink, M. Geertsma, M. Scherpenisse, R. Huiskes, J. Kuper, N. Smits, E. Bohnen-Verbaarschot, P. Verbeek, R. Versluijs, M. Wallis de Vries, M. Weijters & B. Wouters (2016). Beheeroptimalisatie Zuid-Limburgse hellingschraallanden: effecten van gefaseerde begrazing op bodem, vegetatie en fauna. VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Driebergen.
- Norda L.J., M. Koopmans, W. Beekman, H.J.W. Vermeulen, A. Woldering, D. Maes & R. van Diggelen (2019). Omgang met boszones rond heideveentjes. Rapport nr. 2019/OBN231-NZ, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Driebergen.
- OBN-DT Heuvellandschap (2021). Eiken-Haagbeukenbos in het Heuvelland. Kansrijke herstellocaties middenbosbeheer. Advies OBN-25-HE. Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren (VNBE), Driebergen.
- Olsthoorn, A.F.M., C.A. van den Berg & J.J. de Gruijter (2006). Evaluatie van bemesting en bekalking in bossen en de ontwikkeling in onbehandelde bossen. Wageningen, Alterra. Alterra-rapport 1337.
- den Ouden, J., B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen (ed.) (2010). Boscologie en Bosbeheer. Uitg. Acco Nederland. 674 p.
- Paulissen, M.P.C.P., R. Bobbink, S.A. Robat & J.T.A. Verhoeven (2016). Effects of reduced and oxidised nitrogen on rich-fen mosses: a 4-year field experiment. *Water Air Soil Pollution* 227: 18. DOI 10.1007/s11270-015-2713-y.
- Remke, E. (2009) Impact of atmospheric nitrogen deposition on lichen-rich, coastal dune grasslands. PhD thesis, Radboud universiteit Nijmegen.
- Rotthier, S. & K. Šykora (2016). Zandafzetting, standplaats, beheer en botanische kwaliteit van Stroomdalgrasland. VBNE, Vereniging van Bos- en Natuurterreineigenaren, Rapport nr. 2016/OBN-200-RI, Driebergen, 2016.
- Schaffers A.P, Šykora K.V., Huiskes H.P.J, Schaminée J.H.J & Weeda E.J. (2011). Historische veranderingen in de droge stroomdalgraslanden in Nederland: het Medicagini -Avenetum en het Sedo-Thymetum. *Stratiotes* 40/41: 27-48.
- Schaminée, J.H.J., R. Haveman, P.W.F.M. Hommel, J.A.M. Janssen, I. de Ronde, P.C. Schipper, E.J. Weeda, K.W. van Dort & D. Bal (red.) (2017). Revisie Vegetatie van Nederland. *Stratiotes* 50/51: 1-232.
- Schmitz, A., T.G.M. Sanders, A. Bolte, F. Bussotti, M. Pollastrini, J. Johnson, J. Penuelas, M. Pollastrini, A.-K. Prescher, J. Sardans, A. Verstraeten & W. de Vries (2019). Responses of forest ecosystems in Europe to decreasing nitrogen. *Environmental Pollution* 244, 980-994.
- Sival, F.P. & A.P. Grootjans (1996). Seasonal variation in buffering capacity of a dune slack in relation to organic matter, nitrogen pool and vegetation. *Vegetatio* 126: 39-50.
- Smits, N.A.C. & R. Bobbink (2014). Herstelstrategie H6210: Kalkgraslanden. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Smits, N.A.C. & A.M. Kooijman (2014a). Herstelstrategie H2130A: Grijze duinen (kalkrijk). In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.

- Smits, N.A.C. & A.M. Kooijman (2014b). Herstelstrategie H2130B: Grijze duinen (kalkarm). In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Smits, N.A.C., A.S. Adams, D. Bal & H.M. Beijer (eds.) (2014a). Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats. Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II: Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Alterra Wageningen UR & Programmadirectie Natura 2000 van het Ministerie van Economische zaken.
- Smits, N.A.C., A. Aptroot, M. Nijssen, M.J.P.M. Riksen, L.B. Sparrius & H.F. van Dobben (2014b). Herstelstrategie H2330: Zandverstuivingen. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Smits, N.A.C., H.M. Beijer, A.J.M. Jansen, L. van Tweel-Groot, J. Smits & J.J. Vogels (2020a). Herstelstrategie H4010A: Vochtige heiden (hogere zandgronden) (update 2020). In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Smits, N.A.C., H.M. Beijer, J.J. Vogels & R.W. de Waal (2020b). Herstelstrategie H4030: Droge heiden (update 2020). In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats. Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Smits, N.A.C., R. Bobbink, A.J.M. Jansen & H.F. van Dobben (2020c). Herstelstrategie H6230: Heischrale graslanden. In: Herstelstrategieën stikstofgevoelige habitats: Ecologische onderbouwing van de Programmatische Aanpak Stikstof (PAS). Deel II Herstelstrategieën voor stikstofgevoelige habitats (update 2020). Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Sparrius, L.B. (2011). Inland dunes in The Netherlands: soil, vegetation, nitrogen deposition and invasive species. Ph.D. thesis, University of Amsterdam, Amsterdam.
- Sparrius, L.B. & M.J.P.M. Riksen (2019). Evaluatie van elf jaar stuifzandbeheer op de Veluwe 2007-2018. BLWG-rapport 23, BLWG & Wageningen UR.
- Stortelder, A.F.H., J.H.J. Schaminée & P.W.F.M. Hommel (1999). De vegetatie van Nederland deel 5. Ruigten, struwelen en bossen. Opulus press, Uppsala/Leiden.
- Stuyfzand, P.J. & F.M.L. Mobergs (1987). De bijzondere hydrologie van kwelplassen in duinen met kunstmatige infiltratie. H2O 20: 52-57 + 62.
- Stuyfzand, P.J. (1993). Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the Western Netherlands. PhD-thesis, Free University of Amsterdam, Amsterdam, 366p.
- Stuyfzand, P.J. & F. Lüers (1995). Ophoping en uitspoeling van stoffen in de Boerendel (infiltratiegebied Katwijk): evaluatie na 6 jaar. Kiwa-rapport SWE-95.002, 114p.
- Sutton, M.A., S. Reis & S.M.H. Baker (2009). Atmospheric ammonia - detecting emission changes and environmental impacts. Springer, Heidelberg.
- Sutton, M.A., N. van Dijk, P.E. Levy et al. (2020). Alkaline air: changing perspectives on nitrogen and air pollution in an ammonia-rich world. Phil. Trans. R. Soc. A 378: 20190315.
- Tallowin, J.R. & R.E.N. Smith, R.E.N. (1994). The effects of inorganic fertilisers in flower-rich hay meadows on the Somerset Levels. English Nature Research Report 87. Peterborough, English Nature.
- Tomassen, H.B.M., A.J.P. Smolders, J. Limpens, G.J. van Duinen, S. van der Schaaf, J.G.M. Roelofs, F. Berendse, H. Esselink & G. van Wirdum (2003). Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Eindrapportage 1998-2001. Rapport EC-LNV nr. 2003/139. Expertisecentrum LNV Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Ede. 186p.

- Tomassen, H., F. Smolders, J. Limpens, S. van der Schaaf, G.-J. van Duinen, G. van Wirdum, H. Esselink & J. Roelofs (2011). Onderzoek ten behoeve van herstel en beheer van Nederlandse hoogvenen. Eindrapportage 2e fase OBN Hoogvenen 2004 - 2006. Rapport nr. 2011/OBN151-NZ, directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Tyrbirk, K. M.-C. Nilsson, A. Michelsen, H. Lakkenborg Kristensen, A. Shevtsova, M.T. Strandberg, M. Johansson, K.E. Nielsen, T. Riis-Nielsen, B. Strandberg & I. Johnsen (2000). Nordic Empetrum dominated ecosystems: function and susceptibility to environmental changes. *AMBIO: A Journal of the Human Environment* 29(2), 90-97.
- Vandekerkhove, K., L. De Keersmaecker, R. Brys, H. Jacquemyn & L. Crèvecoeur (2015). Beheer in de Voerense hellingbossen. *Natuurhistorisch maandblad* 104(12), 248-254.
- Verstraeten, A., J. Neiryck, G. Genouw, N. Cools, P. Roskams & M. Hens (2012). Impact of declining atmospheric deposition on forest soil solution chemistry in Flanders, Belgium. *Atmospheric Environment* 62, 50-63.
- Vogels, J.J. van den Burg, A. Remke, E. & H. Siepel (2011). Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen. Evaluatie en ontwerp van bestaande en nieuwe herstelmaatregelen (2006-2010) Rapport nr.2011/OBN152-DZ. Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Vogels, J.J., R. Loeb, E. Brouwer, R. Felix & M. Scherpenisse (2017a). De stikstofverwijderingspotentie van de gecombineerde maatregel branden en drukbegrazen. Optimaliseren van herstelmaatregelen voor habitattypen van droge heide. Stichting Bargerveen, Nijmegen.
- Vogels, J., W.C.E.P. Verberk, L.P.M. Lamers & H. Siepel (2017b). Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological Conservation* 212, 432-447.
- Vogels, J.J., A.B. van den Burg, D.B. van de Waal, M.J. Weijters, R. Bobbink, M.E. Nijssen & M.F. Wallis de Vries (2020a). Imbalanced by overabundance - Effects of nitrogen deposition on nutritional quality of producers and its subsequent effects on consumers. Rapport OBN-2018-94-NZ. VBNE, Driebergen.
- Vogels, J.J., E. Verbaarschot, R. Loeb, M. Weijters, R. Bobbink, M.C. Scherpenisse, P.J.M. Verbeek & V. de Jong (2020b). Steenmeeltoepassing ten behoeve van herstel biodiversiteit in Het Nationale Park De Hoge Veluwe - Eindrapport monitoring 2015-2019. Rapport Stichting Bargerveen | B-WARE | BodemBergsma | Natuurbalans-Limes Divergens Nijmegen | Oktober 2020.
- de Vries, W., M. Weijters, A. de Jong, B. van Delft, J. Bloem, A. van den Burg, G-J van Duinen & R. Bobbink, (2019). Verzuring van loofbossen op droge zandgronden en herstelmogelijkheden door steenmeeltoediening. OBN-rapport 2019/229-DZ. VBNE, Driebergen.
- Wallis de Vries, M., R. Bobbink, A.F.M. Jansen & J.J. Vogels (2016). Herstel kwaliteit van natte heide in het zandlandschap. *Landschap* 33(2), 110-115.
- Wallis de Vries, M., M. Nijssen & W. Ozinga (2018). Versterking van connectiviteit voor soorten van hellingschraallanden. OBN-224-HE. VBNE, Driebergen.
- Wallis de Vries, M., R. Bobbink, E. Brouwer, R. Loeb & J. Vogels (2019). Middellange termijn effecten van chopperen en drukbegrazing als alternatieven voor plaggen op natte heide. *De Levende Natuur* 120:172-178.
- Wallis de Vries, M.F. & J.R. van Deijk (2020). Dagvlinders in kalkrijke hellingbossen. Vervolgmonitoring van het herstelbeheer. *Natuurhistorische Maandblad* 109(7), 140-147.
- Weijters, M., N. Smit & R. Bobbink (2015). Herstel van de heischrale vegetatie van de Zuid-Limburgse hellingen. *De Levende Natuur* 116, 242-247 & *Natuurhistorisch Maandblad* 104, 214-219.
- Weijters, M., R. Bobbink, E. Verbaarschot, B. van de Riet, J. Vogels, H. Bergsma & H. Siepel (2018). Herstel van heide door middel van slow release mineralengift. OBN rapportnr. 2018/OBN222-DZ. VBNE, Driebergen.
- Weijters, M., L.J.P.M. Smits & R. Bobbink (2020). Metingen bladchemie van Oude Eikenbossen (H9190) in Gelderland. Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen. Rapportnummer RP-20.132.20.106.

de Witte, L. C., N.P. Rosenstock, S. van der Linde & S. Braun (2017). Nitrogen deposition changes ectomycorrhizal communities in Swiss beech forests. *Science of the Total Environment*, **605-606**, 1083-1096.

Wolfert H.P., P.W.F.M. Hommel, A.H. Prins & M.H. Stam (2002). Geomorphological change and river rehabilitation. Case studies on Lowland Fluvial Systems in the Netherlands. *Alterra Scientific Contributions 6*, Alterra Green World Research, Wageningen. 200pp.

Wuyts, K., A. de Schrijver, F. Vermeiren & K. Verheyen (2009). Gradual forest edges can mitigate edge effects on throughfall deposition if their size and shape are well considered. *Forest Ecology and Management* **257**: 679-687.

van der Zee, F.F., R. Bobbink, R. Loeb, M.F. Wallis de Vries, J.G.B. Oostermeijer, S.H. Luijten & M. de Graaf (2017). Naar een Actieplan Heischrale graslanden; hoe behouden en herstellen we heischrale graslanden in Nederland? Wageningen, Wageningen Environmental Research, Rapport 2812.

van der Zee, F.F., R. Bobbink & J.G.B. Oostermeijer (2020). Meer soorten op de hei: red het heischraal grasland. OBN Deskundigenteam Droog Zandlandschap. KNNV Publishing Zeist.