

Herstelstrategie H4030: Droge heiden

Smits, N.A.C., Beije, H.M., J.J. Vogels & R.W. de Waal

Leeswijzer

Dit document start met de kenschets uit het profieldocument (paragraaf 1) en geeft daarna een overzicht van de ecologische randvoorwaarden van het habitatype (paragraaf 2). Vervolgens wordt ingegaan op de effecten van atmosferische stikstofdepositie op het habitatype (paragraaf 3) en op andere processen die de kwaliteit beïnvloeden (paragraaf 4). Vervolgens komen in paragraaf 5 en 6 maatregelen aan bod om de achteruitgang te stoppen, dan wel de kwaliteit te verbeteren. Deze maatregelen dienen in aanvulling op het reguliere beheer (paragraaf 2) te worden uitgevoerd. In paragraaf 7 worden maatregelen voor uitbreiding besproken en in paragraaf 8 komt de effectiviteit en duurzaamheid van de maatregelen aan bod. In paragraaf 9 worden de maatregelen in een overzichtstabel samengevat en het document wordt afgesloten met literatuurreferenties in paragraaf 10.

1. Kenschets

De tekst in onderstaand kader betreft de kenschets van het profielendocument van het habitatype.

Het habitatype betreft struikheibegroeiingen in het laagland en gebergte van Europa. Ze worden gedomineerd door Struikhei al dan niet in combinatie met andere dwergstruiken, grassen en mossen. Droge heides komen in Nederland voor op matig droge tot droge, kalkarme zure bodems waarin zich meestal een podzolprofiel heeft gevormd. Het meest komt het type voor op –al dan niet lemige– dekzanden en op stuwwallen, maar ze strekken zich ook uit op stuwwallen, rivierterrassen en tertiaire (mariene) zandafzettingen.

In de stuifzandheiden overheerst doorgaans Struikhei (*Calluna vulgaris*). Andere dwergstruiken kunnen ook een belangrijke rol spelen, bijvoorbeeld Blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*) of Rode bosbes (*Vaccinium vitis-idaea*). Zelfs plekken waar Gewone dophei (*Erica tetralix*) domineert over Struikhei kunnen onder dit habitatype vallen (want dat is niet strijdig met de vegetatiekundige definiëring; de dominantie van Gewone dopheide is op zich dus geen reden om zo'n locatie H4010A Vochtige heide te noemen).

Andere soorten die algemeen voorkomen zijn Fijn schapegas (*Festuca filiformis*) en de mossen Heide-klauwtjesmos (*Hypnum jutlandicum*), Gewoon gaffeltandmos (*Dicranum scoparium*) en Bronsmos (*Pleurozium schreberi*). Struwelen met Brem (*Cytisus scoparius*), solitaire Jeneverbes (*Juniperus communis*) of Gaspeldoorn (*Ulex europaeus*) maken in veel gebieden deel uit van het heidelandschap en worden dan ook bij dit habitatype gerekend. Plaatselijk komen grasrijke delen voor met grassen zoals Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) en Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*). Zolang de door grassen gedomineerde verarmde vegetaties niet domineren, worden ze als deel van het habitatype beschouwd (zie vegetatietabel). De subassociatie met Tandjesgras (*Danthonia decumbens*) komt voor op iets voedsel- en basenrijkere standplaatsen, bijvoorbeeld op plekken waar de bodem is omgewoeld of waar de bodem iets lemiger is. De mosrijke subassociatie komt voor op

noordhellingen van stuwwallen, met een iets vochtiger microklimaat. Vormen met veel Dophei komen vooral voor op de meer lemige zandgronden. Habitatype H4030 betreft struikheibegroeiingen van alle bodemtypen. Uitzonderingen zijn: (1) in de duinen, waar de struikheibegroeiingen vallen onder H2150 Duinheiden met struikhei, (2) op duinvaaggronden of vlakvaaggronden, waar ze vallen onder H2310 Binnenlandse stuifduinen en (3) op verdroogd hoogveen waar ze gerekend worden tot het habitatype H7120 Herstellende hoogvenen. Droge heiden met dominantie van Kraaihei (*Empetrum nigrum*) wordt beschouwd als een eigen habitatype (H2320).

In de Droge heiden komen soorten voor van de Vogelrichtlijn waarvoor de stikstofgevoeligheid van het type een probleem kan vormen voor de kwaliteit van het leefgebied. Daarnaast zijn er een aantal typische soorten, waarvoor in dit habitatype mogelijke problemen als gevolg van stikstofdepositie worden verwacht. De specifieke effecten voor fauna worden beschreven in Deel I (paragraaf 2.4). Afhankelijk van het belang en de functie van dit habitatype voor de soorten, kunnen ook andere habitats noodzakelijke onderdelen van het leefgebied vormen. Voor een volledig overzicht van de deelhabitats, zie bijlage 1 en 2 van Deel II.

Soortgroep	VHR-soort	Belang en functie	N-gevoeligheid van leefgebied	Effecten van stikstofdepositie
Vogels	Blauwe kiekendief	Klein: foerageergebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Boomleeuwerik	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Draaihals	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Grauwe kiekendief	Klein: foerageergebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Grauwe klauwier	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Korhoen	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Afname kwantiteit voedselplanten (3) + afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Nachtzwaluw	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Roodborsttapuit	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Mogelijk	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Tapuit	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Wespendief	Klein: foerageergebied	Mogelijk	Afname prooibesikbaarheid (6)

Soortgroep	Typische soort	Belang en functie	N-gevoeligheid van leefgebied	Effecten van stikstofdepositie
Dagvlinders	Heideblauwtje	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname kwaliteit voedselplanten (4)

Soortgroep	Typische soort	Belang en functie	N-gevoeligheid van leefgebied	Effecten van stikstofdepositie
Dagvlinders	Heivlinder	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	afname kwaliteit voedselplanten (4)
Dagvlinders	Kommavlinder	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	afname kwaliteit voedselplanten (4)
Dagvlinders	Vals heideblauwtje	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	afname kwaliteit voedselplanten (4)
Reptielen	Zandhagedis	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibesikbaarheid (6)
Sprinkhanen & krekels	Blauwvleugel-sprinkhaan	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1)
Sprinkhanen & krekels	Wrattenbijter	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1)
Sprinkhanen & krekels	Zadelsprinkhaan	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1)
Sprinkhanen & krekels	Zoemertje	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1)
Vogels	Boomleeuwerik	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Roodborst-tapuit	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Afname van prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Veldleeuwerik	Groot: foerageer- en voortplantingsgebied	Ja	Afname van prooibesikbaarheid (6)

Voor een goed begrip van de onderstaande paragrafen, is het essentieel om uit te gaan van de definitie van het habitatype en zijn kwaliteitseisen (abiotische randvoorwaarden, samenstellende vegetatietypen, typische soorten en overige kenmerken van goede structuur en functie). Zie daarvoor het profielendocument <https://www.natura2000.nl/profielen/h4030-droge-heiden>.

2. Ecologische randvoorwaarden

Voor de abiotische randvoorwaarden (Runhaar et al. 2009) wordt volledig uitgegaan van de omstandigheden van de vier subassociaties van de Associatie van Struikhei en Stekelbrem (20Aa01ABCD; Schaminée et al. 1996).

2.1 Zuurgraad

De optimale zuurgraad van de bodem omvat matig zure tot zure omstandigheden met een pH-H₂O beneden 5,0. Dit wordt het kernbereik van de zuurgraad genoemd voor het habitatype. Voor het habitatype als geheel is geen suboptimaal pH-traject geformuleerd. Dat is wel het geval voor 3 van de 4 subassociaties van het (enige) vegetatietype dat zeer kenmerkend is voor het habitatype. Dit zijn de mosrijke subassociatie, de typische subassociatie en de subassociatie met korstmossen binnen de associatie van Struikhei en Stekelbrem. Deze drie ondervinden

suboptimale condities bij een pH-H₂O tussen 4,5 en 5. Van de overige vegetaties, die alleen in mozaïekvorm de kwaliteit van het habitatype kunnen verhogen, zijn in ieder geval voor de grondster-associatie ook pH-H₂O-condities goed mogelijk tussen 5,0 en 5,5 (Runhaar et al. 2009).

2.2 Voedselrijkdom

De optimale voedselrijkdom (kernbereik) omvat alleen de klasse zeer voedselarm. Alleen dan kunnen goed ontwikkelde vormen van het habitatype voorkomen. Matig voedselarme omstandigheden zijn suboptimaal. De subassociatie van Struikhei en Stekelbrem met Tandjesgras is het enige vegetatietype dat ook onder deze omstandigheden voorkomt, zij het in suboptimale vorm. Sommige overige vegetaties, die alleen in mozaïek gewenst dan wel toelaatbaar zijn, verdragen ook matig voedselarme tot zelfs licht voedselrijke omstandigheden (Runhaar et al. 2009).

2.3 Vochttoestand

Het kernbereik voor de vochttoestand omvat de vochtklassen ‘matig droog’ en ‘droog’, met ‘vochtig’ als aanvullend bereik (Runhaar et al. 2009).

2.4 Landschapsecologische processen

Vanwege de begrenzing van het habitatype, is de huidige kwalificerende “Droge heide” niet per definitie op zichzelf voldoende om de beoogde doelen van H4030 ten volle te realiseren. Hierdoor is met name de landschapsecologische inbedding van deze droge heide van belang voor het herstel ervan (Siepel et al. 2009; zie ook Deel III).

Droge heiden komen voor in de hogere delen van het dekzandlandschap, op de stuwwallen en fluvioglaciale vlakten en terrassen waar de watertoevoer alleen bestaat uit infiltratie van neerslag. De belangrijkste landschappelijke component is de interactie tussen het habitatype zelf en het vegetatiepatroon van de directe omgeving. Verschillen in bodem, vochttoestand, reliëf en beheer leiden tot verschillen in de vegetatie en tot een aanzienlijke variatie in fauna. Open, warme plekken bijvoorbeeld zijn belangrijk voor typische soorten zoals de Zandhagedis en verschillende sprinkhanen. Andere soorten zijn afhankelijk van een gevarieerde leeftijdsopbouw van de heide en de aanwezigheid van mozaïekpatronen met grazige vegetatie, zoals de Levendbarende hagedis en de Veldleeuwerik. Voor typische soorten zoals het Groentje (*Callophrys rubi*) en de Roodborsttapuit (*Saxicola rubicola*) is een lage bedekking met struweel vereist. Daarnaast is ruimtelijke afwisseling met andere vegetaties belangrijk voor de soortenrijkdom, zoals kapvlaktes (voor o.a. Boomleeuwerik (*Lullula arborea*)) en extensief gebruikte akkers (voor o.a. Wrattenbijter (*Decticus verrucivorus*)).

Aanwezigheid van gradiënten en combinaties van biotopen zijn van groot belang voor een groot aantal (vooral dier-)soorten. Bij droge heiden gaat het daarbij vooral om gradiënten naar stuifzandheiden en stuifzanden, en in mindere mate ook naar heischrale graslanden, jeneverbesstruwelen, vochtige en natte heiden en droge bossen. Zo bestaat het leefgebied van het Groentje (typische soort) uit een combinatie van vochtige heide, droge heide of stuifzandheide en overgangen hiervan naar bosopslag. Alleen de combinatie van deze vegetaties levert condities die noodzakelijk zijn voor de levenscyclus van deze soort (Van Reusel & Van Dyck 2007). Door maatregelen op landschapsschaal kan men de levenskansen van veel soorten verbeteren. Of dit voldoende is om typische soorten zoals het Groentje te laten toenemen, is

echter onduidelijk zolang de echte knelpunten voor de soorten niet bekend zijn. Er zijn sterke vermoedens dat één van die knelpunten betrekking heeft op de voedselkwaliteit. Het gaat daarbij om voldoende beschikbaarheid van micronutriënten die niet alleen zijn afgenomen door stikstofdepositie (via verzuring en versnelde uitspoeling uit de bodem), maar ook doordat het heidelandschap minder dynamisch is geworden dan ten tijde van het boeregebruik. De praktijkproeven die sinds enkele jaren gaande zijn op bijvoorbeeld de Strabrechste heide, suggereren dat een verhoogde input van micronutriënten via tijdelijke akkertjes, reactivering van stuifplekken en dergelijke gunstige resultaten heeft voor bijvoorbeeld de Veldkrekel ([mond. meded. Smits, SBB](#)). Karakteristieke loopkevers van Droge heiden en Stuifzanden blijken eveneens een voorkeur voor extensieve heideakkers te vertonen, en voor de Veldleeuwerik (*Alauda arvensis*) is de aanwezigheid van extensieve akkers in Droge heiden cruciaal als foerageerhabitat ([Vogels et al. 2013](#)).

Door in het landschap bos of groepen van hoge bomen in de omgeving van droge heiden te verwijderen, kan de invang van atmosferische depositie in de directe nabijheid worden verminderd. Daarnaast vermindert daardoor ook de aanvoer van boomzaden, zodat het proces van verbossing vermindert. Hoe effectief het terugdringen van bos en boomgroepen is voor de vermindering van depositie en bosopslag, hangt natuurlijk sterk samen met de lokale situatie (vorm en oppervlakte van het heidegebied, afstand tot het bos, windrichting).

Zie ook de informatie uit de landschapsdoorsneden (Deel III).

2.5 Regulier beheer

Het vroegere gebruik van de heide als het mestleverende onderdeel van het landbouwsysteem was in het algemeen intensief en bestond uit combinaties van begrazen, branden, plaggen en maaien, terwijl plaatselijk en tijdelijk ook elementen aanwezig waren zoals akkertjes, karresporen, afgravingen en opslagplekken van hout, turf en plaggen. Vermoedelijk waren de meeste soorten slechts verspreid aanwezig, maar door de enorme oppervlakte waren zoveel gradiënten aanwezig dat de totale soortenrijkdom in het heidelandschap toch behoorlijk groot was. In de periode daarna kreeg het natuurbeheer de opgave om de totale soortenrijkdom van het heidelandschap te behouden binnen een fractie van de vroegere oppervlakte. De beheervisie en – technieken die daarbij werden toegepast, zijn lange tijd afgeleid van de traditionele (boeren)gebruiksvormen van de droge heiden. Struikheiplanten op minerale bodem hebben een maximale leeftijd van ca. 30 jaar. Veel soorten in de hei zijn gebaat bij een heidevegetatie met een gevarieerde leeftijdsopbouw waarbij de meeste soorten alleen aanwezig zijn in de oudste heidefasen. In het verleden stond korte tijd centraal dat die oudere heidefasen een grote kans hebben te vergassen – met blijvend soortenverlies als gevolg – en dat alleen voldoende, periodieke verschraling dat zou kunnen verhinderen. Als verschralingsmaatregel is daarbij steeds met name uitgegaan van plaggen, vooral vanwege de lange intermezzo's die daarbij aan de orde zijn en waarin de levensgemeenschap zich min of meer zou kunnen herstellen van de plagingreep.

De ervaringen die inmiddels zijn opgedaan met plaggen, hebben echter tevens inzicht gegeven in de nadelige effecten van deze vorm van heidebeheer. Een belangrijke aanleiding daarvoor waren de neveneffecten van plaggen op de fauna, die desastreus kunnen zijn. In de onderzoeken van [Bijlsma et al. \(2009\)](#) en [Vogels et al. \(2011\)](#) kunnen ook diverse negatieve effecten optreden op de chemische en fysische eigenschappen (vooral de vochthuishouding) van de bodem en het

humusprofiel, zeker als de plagdiepte tot in de minerale grond reikt. Het leidt onder meer tot problemen met de vochthuishouding van Struikhei. Door verwijdering van de organische stof wordt bovendien de limitatie door P versterkt, wat leidt tot een verminderde voedselkwaliteit (hogere N:P ratio) van Struikhei en bijgevolg afname van de aantallen herbivore ongewervelden in deze vegetatie (Vogels et al. 2017). Tegenwoordig wordt plaggen in dit type beperkt toegepast, alleen kleinschalig en ondiep, waarbij de fijne humuslaag grotendeels gespaard wordt en pas in de situatie waarin vergrassing in ernstige vorm heeft plaatsgevonden. Een tweede aanleiding voor een andere visie op het heidebeheer zijn waarnemingen die wijzen op nieuwe kwaliteiten die kunnen ontstaan bij langdurige accumulatie van organisch materiaal. Dit wordt verderop in deze paragraaf nader toegelicht.

Naast plaggen zijn nog andere beheermaatregelen mogelijk zoals maaien, chopperen en branden. Ook bij deze maatregelen zijn de bijkomende nadelen het kleinst wanneer ze kleinschalig worden uitgevoerd. Deze maatregelen hebben het voordeel dat ze minder schadelijk zijn voor de fauna, maar anderzijds zijn ze ook minder effectief zijn. Daarnaast bestaat nog de beheermaatregel begrazen, die aanvankelijk vooral gezien werd als een aanvullende maatregel ter bevordering van de vegetatiestructuur en de bijbehorende fauna. Gelet op het toenemend belang dat daaraan wordt gehecht, is (extensieve) begrazing inmiddels een reguliere beheermaatregel geworden voor heidegebieden.

Het reguliere beheer van droge heiden bestaat tegenwoordig in de regel uit extensieve begrazing eventueel in combinatie met lokaal plaggen, en het verwijderen van bomen, chopperen, maaien en branden, op een manier die ertoe leidt dat er mozaïeken ontstaan met verschillende leeftijden van de heidestruiken, open plekken met kale grond alsmede verspreide opslag van bomen en struiken. Het plaggen wordt hierbij vaak beperkt tot deelgebieden die hardnekkig zijn vergrast. Begrazing vindt het liefst plaats met een gescheperde kudde met schapen. Omdat dat vaak niet mogelijk is, worden veel terreinen begraasd achter een raster. Meer details over het reguliere beheer van droge heiden zijn te vinden op de [website natuurkennis.nl](http://website.natuurkennis.nl) en in Van Turnhout et al. (2008).

Zoals hierboven al werd aangestipt, worden meer en meer vraagtekens gezet bij de noodzaak om elke droge heide regelmatig te verschralen als reguliere beheerstrategie. Weliswaar herbergt het humusprofiel (zowel het bovengrondse als het minerale deel) in absolute zin een grote voorraad stikstof (Härdtle et al. 2006), maar is in oudere systemen de beschikbaarheid daarvan gering en vormt het humusprofiel in arme systemen ook de voorraadkast voor o.a. P, Ca en Mg. Recent wijzen bijvoorbeeld Van den Berg et al. (2003) en Vogels et al. (2011, 2017) op het feit dat veel karakteristieke soorten afhankelijk zijn van condities die niet bevorderd worden door plaggen of er zelfs nadelig door worden beïnvloed. Ook Bijlsma et al. (2009) hebben de desbetreffende ervaringen samengevat en concluderen dat een doorgaande humusontwikkeling in droge heide voordelen biedt op lange termijn om stabiele, soortenrijke heiden te ontwikkelen. Oude, extensief beheerde heide (zonder plaggen) op humuspodzolen zou volgens de laatstgenoemde auteurs als voordeel hebben dat zich een compacte, fijne humuslaag ontwikkelt die de heide beter buffert tegen droogte en die een uitstekend kiembed vormt voor nieuwe heideplanten en bovendien de opslag van bijvoorbeeld Grove den onderdrukt. Bovendien blijkt deze fijne humuslaag in hoge mate in staat te zijn stikstof te immobiliseren (o.a. Nielsen et al. 2000; Berg & McLaugherty 2007) en is de kalium beschikbaarheid laag (Emmer 1995ab, Fanta & Siepel 2010), waardoor de concurrentiepositie van de o.a. Struikhei, Dophei en bosbes ten opzichte van de grassen wordt

versterkt. Een grassoort zoals Pijpenstrootje kan er een plaats vinden zonder te domineren. Daarnaast kunnen vochtminnende soorten zoals Veenbies (*Trichophorum cespitosum*), Kussentjesmos (*Leucobryum glaucum*) en beide bosbessoorten zich vestigen zonder dat dit ten koste gaat van de vegetatietypen van droge heiden.

Op moderpodzolen verloopt de ontwikkeling iets anders. Hier zal minder snel een compacte fijne humuslaag ontwikkelen, maar doorgaans humusprofielen die uit relatief stabiele moder bestaan. Dit is een niet snel mineraliserend humustype. Vooral beide bosbessoorten en Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) kunnen hier (co)dominant voorkomen. In sterk verzuurde (gedegreerde) moderpodzolen treedt het omgekeerde proces op. Deze gronden functioneren ecologisch als humuspodzolen. Pijpenstrootje zal niet snel domineren op stabiele moderpodzolen, maar wel op de gedegreerde moderpodzolen. Ook andere soorten zouden volgens de auteurs een goed onderkomen vinden of zelfs voorkeur hebben voor oude heiden, waarvan een aantal zeldzame mossoorten en de Levendbarende hagedis de meest uitgesproken voorbeelden zijn. In oude Droge heiden met een dikke stagnerende fijne humuslaag kunnen uiteindelijk zelfs op kleine schaal patronen tot ontwikkeling komen met soorten van de natte heiden en hoogveen zoals Veenpluis (*Eriophorum angustifolium*).

De bovenstaande visie van [Bijlsma et al. \(2009\)](#) is gebaseerd op veldwaarnemingen en op bodemchemische analyses. Overigens werd de grote waarde van het humusprofiel voor de vochtvoorziening in de Droge heiden al aan het begin van de vorige eeuw opgemerkt ([Graebner 1904](#)). Vooral voor de kieming en overleving van zaailingen van Struikhei is de vochtvoorziening belangrijk ([Gimingham et al. 1972](#); [Bruggink 1993](#)). Voor grassoorten als Bochtige smele is dit veel minder het geval ([Britton et al. 2003](#)). Het reeds genoemde onderzoek van [Vogels et al. \(2011\)](#) is het resultaat van uitgebreid bodemchemisch, vegetatiekundig en faunistisch onderzoek. Opmerkelijk is dat de conclusies van beide groepen van auteurs nagenoeg overeenkomen. Bijvoorbeeld wordt door beide geconcludeerd dat de humuslaag zelfs een rol zou kunnen spelen in de strijd tegen stikstofdepositie, aangezien deze laag onder andere ammonium en aluminium kan immobiliseren. Zij zijn daar overigens niet de enigen in. Het immobiliserend vermogen van de fijne humuslaag wordt onderschreven in tal van internationale publicaties ([Kristensen & McCarthy 1999](#); [Nielsen et al. 2000](#); [Pilkington et al. 2005](#); [Berg & McLaugherty 2007](#); [Hardtle et al. 2007](#)). Volgens [Kristensen en McCarthy \(1999\)](#) wordt in een intact heidesysteem in Jutland in drie dagen meer N en P geïmmobiliseerd dan er via atmosferische depositie (18 kg N/ha) in een heel jaar wordt aangevoerd. In gebieden met jarenlange sterk verhoogde atmosferische depositie kan in principe het humusprofiel verzadigd zijn waardoor N-verbindingen kunnen uitloggen (o.a. [Hardtle et al. 2007](#)). Een goed ontwikkelde humuslaag lijkt bovendien van belang te zijn om geïmmobiliseerd fosfor in de voedselkringloop te brengen via de mycorrhiza-opnameroute. In de armste heidesystemen is of wordt op de langere termijn P de beperkende factor en niet N ([Pitcairn et al. 1995](#); [Hommel et al. 2009](#); [Hardtle et al. 2007](#); [Von Oheimb et al. 2010](#); [Vogels et al. 2011](#)). Dit proces van versterkte P-limitatie en bijgevolg wegvallen van N-limitatie is echter sterk versneld en in het droge heidelandschap wijdverbreid geraakt als gevolg van verzuring ([Vogels et al. 2016a, 2016b](#)). Bovendien is in amorfe humuslagen de beschikbaarheid van kalium ten opzichte van calcium een stuk lager dan in jonge strooisellagen waardoor het concurrentievermogen van grassen afneemt ([Emmer 1995ab](#); [Fanta et al. 2010](#)). Dit is een van de redenen waarom de genoemde auteurs kansen willen bieden aan het ontwikkelen van oude heide, zoveel mogelijk via begrazing en zo nodig aangevuld met het kappen van bosopslag. Een andere uitdaging voor het beheer is echter om het aandeel van sterk zure, soortenarme heide te doen

afnemen ten voordele van meer gebufferde, soortenrijke heide. Deze heide is rijker aan voedingsstoffen en daarmee kwetsbaarder voor vergrassing, wat de beheerder voor duivelse dilemma's plaatst. De huidige inzichten wijzen er op dat zuinig moet worden omgegaan met de bodem- en humusprofielen, maar dat ook een tegenwicht moet worden geboden aan verzuring en de daarmee gepaard gaande verregaande floristische en faunistische verarming.

Het proces van snelle vergrassing rond 1980 heeft zich weliswaar afgespeeld in een uniforme uitgangssituatie ('paarse heide'), maar de auteurs erkennen ook dat het niet bekend is hoe dynamisch of stabiel een oud heidesysteem is in relatie tot hoge depositie. Voor de iets lagere depositieniveaus, zoals die voorkomen in bijvoorbeeld Denemarken zijn er sterke aanwijzingen dat het autonome herstelvermogen van oude heide, zelfs na ernstige aantasting door het heidhaantje groot is (Nielsen et al. 2000). Naast vele heiden die zijn vergrast, zijn plaatselijk ook oude heidesystemen aanwezig waarvan bekend is dat ze zich al vele decennia hebben gehandhaafd zonder plagbeheer ondanks hoge depositie (o.a. Kaagman & Fanta 1993). Ook in Groot Brittannië zijn opmerkelijk stabiele heidesystemen aangetroffen (Chapman et al. 1975). Dit gebrek aan kennis knelt temeer, omdat het plaggen van vergraste heide als effectgerichte maatregel tegen stikstofdepositie het ontstaan van oude heide met een fijne, compacte humuslaag, die na ongeveer 40 jaar vorm krijgt, voor lange tijd verhindert.

In de nieuwe visie op het heidebeheer is nog onduidelijk in hoeverre soorten die gesteld zijn op kale plekken voldoende onderdak vinden in oude heiden. Vooral vanuit de fauna, maar ook sommige mossen en korstmossen, wordt groot belang gehecht aan een grote variatie in de vegetatiestructuur, inclusief lokale aanwezigheid van plekken met kaal, zeer voedselarm zand zonder humusophoping. Het is de vraag of dergelijke plekken in voldoende mate aanwezig zijn in gebieden die alleen extensief worden begraasd. Dergelijke plekken zijn wel gegarandeerd in het verwante habitattype Stuifzandheiden (H2310).

Het onderzoek dat de nieuwe visie op het heidebeheer moet onderbouwen, is nog slechts gedeeltelijk gepubliceerd en besproken in wetenschappelijke tijdschriften. Toch wordt er in dit rapport ruime aandacht aan besteed, omdat de visie inmiddels breed wordt gedragen. Het nadeel hiervan is dat onduidelijkheid kan ontstaan over het nut of onnut van plaggen waardoor de vraag gesteld kan worden welke visie prioriteit moet krijgen in het beheer. In deze herstelstrategie voor Droge heiden (alsook voor Vochtige heiden) wordt ruimte geboden aan beide visies. Geadviseerd wordt om nauwkeurig per terrein te kijken naar de meest effectieve herstelstrategie. Essentieel daarbij is wel dat de ontwikkeling van de habitatkwaliteit in beide gevallen nauwgezet wordt gevolgd en dat het beheer eventueel wordt aangepast naar aanleiding van de resultaten van de monitoring.

3. Effecten van stikstofdepositie

Droge heiden kunnen als gevolg van te hoge stikstofdepositie te lijden hebben van zowel verzuring als vermessing. De kritische depositiewaarde daarbij bedraagt 1071 mol N /ha/jaar (15 kg N /ha/jaar; Van Dobben et al. 2012). Deze waarde is gebaseerd op de gemiddelde uitkomst van het rekenmodel Calluna, passend binnen de Europees vastgestelde, empirische range van 700–1400 mol N /ha/jaar (10–20 kg N/ha/jaar voor droge heiden ('dry heaths')). De

betrouwbaarheid van de empirische range wordt omschreven als betrouwbaar ('reliable'; [Bobbink & Hettelingh 2011](#)).

3.1 Verzuring

De bodems onder droge heiden zijn van nature zuur van karakter. Mede onder invloed van stikstofdepositie zijn deze bodems verder verzuurd. Dit wil echter niet zeggen dat daarmee het habitatype verdwijnt. De gewenste zuurgraad voor de kenmerkende vegetaties van het habitatype omvat alle pH-H₂O-waarden beneden 5,0 voor de minerale bovengrond. Wel is het mogelijk dat een of meer van de overige, minder kenmerkende vegetaties verdwijnen, die medebepalend kunnen zijn voor een goede kwaliteit ([Runhaar et al. 2009](#)).

Ook op het vlak van typische soorten kan sprake zijn van achteruitgang als gevolg van de verzurende invloed van stikstofdepositie. De meeste typische soorten vaatplanten (Stekelbrem, Kruipbrem, Kleine schorseneer) komen voor op de relatief iets beter gebufferde plekken in droge heiden. Deze soorten zijn gevoelig voor verzuring en/of voor het hoge gehalte van ammonium en/of aluminium als gevolg van de depositie ([De Graaf et al. 2004](#)). Een algemene soort zoals Struikhei is veel minder gevoelig voor ammonium (en aluminium).

De veranderingen in de vegetatie als gevolg van verzuring hebben in belangrijke mate te maken met het feit dat verzuring leidt tot een remming van microbiële afbraakprocessen. Daardoor worden minder humuszuren gevormd, die de belangrijkste bindingsplaats zijn voor belangrijke voedingsstoffen zoals magnesium en calcium en kalium. Tegelijkertijd zorgt verzuring ervoor dat deze elementen door waterstofionen worden verdrongen van het absorptiecomplex, waardoor ze uitspoelen naar diepere bodemlagen. Daarnaast neemt de beschikbaarheid van fosfaat af doordat het wordt vastgelegd in gehydrateerde aluminiumfosfaat complexen ([Blume et al. 2016](#)). Een versterkte P-limitatie is waarschijnlijk een belangrijke reden voor de afname van dichtheden van ongewervelden in het droge heidelandschap, doordat de fauna in deze situaties gelimiteerd wordt door het P-aanbod in de vegetatie en niet door het N-gehalte ([Vogels et al. 2017d](#)). Een deel van de basen en nutriënten worden in humuspodzolen weer vastgelegd in de B-horizont ([Nielsen et al. 2000](#)) waardoor ze min of meer beschikbaar blijven voor diepwortelende soorten zoals Pijpenstrootje. Dit is voor P zeer uitgesproken, de uitspoeling naar diepere bodemlagen is verwaarloosbaar klein ([Schmidt et al. 2004](#)); nagenoeg alle P die uitspoelt uit de bovenste bodemlaag wordt dus in de B-horizont weer vastgelegd.

3.2 Vermesting

De kenmerkende vegetatietypen zijn alle gebonden aan zeer voedselarme omstandigheden, zodat het habitatype gevoelig is voor vermesting. Sommige, minder kenmerkende vegetatietypen verdragen of geven zelfs voorkeur aan minder voedselarme condities ([Runhaar et al. 2009](#)). Naar de invloed van stikstofdepositie in het kenmerkende vegetatietype, de associatie van Struikhei en Stekelbrem, is veel onderzoek gedaan. Stikstof is er in het algemeen de beperkende factor voor de groei van planten. Verhoogde stikstofdepositie zorgt in eerste instantie voor een versnelde groei van Struikhei, waardoor de schaduwwerking toeneemt en mossen en korstmossen sterk afnemen in bedekking. Tegelijkertijd is sprake van een toenemende hoeveelheid organisch materiaal en stikstof in en op de bodem, terwijl er nauwelijks of geen stikstof uitspoelt. Na een accumulatieperiode van 1–2 decennia komt veel stikstof beschikbaar in de wortelzone waardoor grassen (met name Bochtige smele en Pijpenstrootje) een sterkere concurrentiepositie krijgen ten opzichte van Struikhei. Volgens [Bijlsma et al. \(2009\)](#) kan de aanwezigheid van een substantiële,

compacte humuslaag er echter voor zorgen dat een belangrijk deel van de stikstof (en andere nutriënten) wordt geïmmobiliseerd en dus niet ter beschikking komt van de planten (Kristensen & McCarthy 1999; dit scheelt een factor 2–2,5 volgens Den Ouden et al. 2010). Hierdoor verschuift de balans in het voordeel van Struikheide en bosbessoorten. In geval van verzadiging van de humuslaag met stikstof zal uitspoeling optreden en kunnen de processen in het heidesysteem veranderen (Härdtle et al. 2007). In Nederlandse heidesystemen werd in een studie naar nutriënt fluxen een substantiële uitspoeling van N gemeten van 18 en 6.4 Kg N ha⁻¹ jaar⁻¹ voor respectievelijk NO₃ en NH₄ (Schmidt et al. 2004). Dit duidt er op dat heidesystemen in Nederland verzadigd zijn geraakt met stikstof.

Naast de beschikbaarheid van stikstof speelt ook de beschikbaarheid van fosfaat een rol. Verhoogde stikstofbeschikbaarheid speelt in een omgeving met fosfaatlimitatie een andere rol dan in een omgeving waar meer fosfaat beschikbaar is. Zo is de N/P verhouding in heide op humuspodzolen veel hoger dan op moderpodzolen. Hommel et al. (2009) geven voor heide op humuspodzolen (Kootwijk) een N/P waarde van boven 30, hetgeen duidt op een duidelijke P-limitatie en voor moderpodzolen (Hoog-Buurlo) een waarde van rond 15 wat op een co-gelimiteerde situatie duidt. De invloed van stikstofdepositie zal daarom waarschijnlijk meer effect hebben in het Hoog-Buurlo dan in Kootwijk, wat uitmondt in een veel kortere heidecyclus en meer vergrassing in het eerste gebied. Volgens Härdtle et al. (2006) zijn de meeste arme systemen op de Lüneburger heide (D) nog steeds in zekere mate N-gelimiteerd maar valt te verwachten dat in de toekomst een omslag naar P-limitatie zal plaatsvinden. Bij eventuele maatregelen tegen de vermestende effecten van stikstofdepositie, moet rekening gehouden worden met door maatregelen geïnitieerde uitputting van fosfor en micronutriënten in de bodem. Dit is van niet te onderschatten belang omdat gerealiseerd moet worden dat de meest soortenrijke subtypen van het vegetatietype (o.a. het *Genisto-Callunetum danthonietosum*) van nature op de voedselrijkere, minder sterk uitgeloopte bodems (moderpodzolen) voorkomen. Dit zijn bodems die gekarakteriseerd zijn door een hogere bodembuffering, maar ook door een hogere P-beschikbaarheid. In een experiment op een gedegenereerde moderpodzol, in een sterk door Pijpenstrootje vergraste uitgangssituatie werd na pluggen P en/of bufferstoffen toegevoegd. In de gecombineerde plots (P + bufferstoffen) kiemden en vestigden verreweg het hoogste totaal aantal vaatplanten inclusief doelsoorten van (soortenrijke) droge heide; in de enkel geplagde controle behandelingen kiemden enkel de meest zuurtolerante soorten met een lage P-behoefte (Vogels et al. 2016a; 2017a).

De feitelijke vergrassing vindt vooral plaats nadat struikheideplanten zijn beschadigd door droogte, vorstschade of een heidekeverplaag. Deze processen worden waarschijnlijk bevorderd door stikstofdepositie (Bobbink et al. 2003). Aangezien deze processen een stochastisch element met zich meedragen, is het moment van vergrassing niet geheel voorspelbaar. Het vergrassingsproces is vaak plotseling van aard. Dit heeft waarschijnlijk te maken met de eerder genoemde stikstofimmobilisatie in de humuslaag. De tot dan toe in de strooisellaag en humuslaag vastgelegde stikstof komt door versnelde mineralisatie plots beschikbaar, waardoor een snelle omslag naar grasdominantie op kan treden. De mate waarin en schaal waarop schade optreedt door droogte, vorst of heidekeverplagen, kunnen het proces van vergrassing sterk beïnvloeden. Wat betreft droogtegevoeligheid heeft oude heide met een compacte humuslaag een belangrijk voordeel omdat deze meer water kan vasthouden en de minerale bodem beschermt tegen uitdroging.

3.3 Korstmossen (met name ammoniumdepositie)

Veel korstmossen zijn gevoelig voor de directe effecten van stikstofdepositie, met name in de vorm van 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. Ondanks het feit dat de depositie in de laatste twee decennia is gedaald, is nog weinig sprake van herstel, zowel op het niveau van soorten als van bedekking. Tegenwoordig bestaat de korstmossenflora in heidevegetaties vaak nog slechts uit enkele soorten, terwijl op dezelfde plaatsen in de jaren '60 van de vorige eeuw 5–10 soorten voorkwamen (Bouwman & Horsthuis 2010). Het is onbekend of de verdwenen soorten zich nog niet hebben kunnen verspreiden of dat er andere, tot op heden onbekende bottlenecks zijn die de vestiging van deze soorten verhinderen (kennislacune).

3.4 Fauna

Voor het leefgebied van VHR en/of typische diersoorten geldt dat de effecten van stikstofdepositie via de volgende factoren doorwerken: koeler en vochtiger microklimaat, afname voortplantingshabitat, afname kwantiteit voedselplanten, afname kwaliteit voedselplanten en afname prooibeschikbaarheid (Nijssen et al. 2017). Een uitsplitsing van deze factoren naar de onderscheiden soorten is terug te vinden in paragraaf 2.4 van Deel I.

In tegenstelling tot de effecten van stikstofdepositie op veranderingen in habitatstructuur, microklimaat en reproductie habitat (Stuijzand et al. 2004) is het effect van stikstofdepositie op voedselkwaliteit en –kwantiteit van planten voor herbivoren relatief nieuw en weinig onderzocht. Volgens Vogels et al. (2011; 2017b) en Nijssen et al. (2017) is dit een belangrijke tweede causale route die de achteruitgang van veel diersoorten kan verklaren. In de eerste plaats leidt het wegvallen van specifieke plantensoorten tot een teruggang van de faunadiversiteit. In de tweede plaats tasten verzuring en vermessing de kwaliteit van voedselplanten aan. De toename van N als gevolg van depositie en de verhoogde fixatie van P door verzuring zorgen voor een verschuiving van de verhouding tussen N en P in de vegetatie waarvan de effecten zijn terug te vinden in de abundantie en reproductie bij zowel herbivoren, detrivoren en predatoren. Bij de Veldkrekel (*Gryllus campestris*) bijvoorbeeld bleek de groei en reproductie beter bij een hogere P beschikbaarheid in het voedsel (Vogels et al. 2013b). Bij de Nachtpauwoog (*Saturnia pavonia*) was de ontwikkelingsduur korter en de overleving beter op heideplanten met lagere N/P verhouding. Beide soorten zijn geen typische soorten zijn van het habitatype Droge heiden, maar er wordt vermoed dat P-gebrek voor veel meer diersoorten een probleem vormt en daarmee de opbouw van faunagemeenschappen en van voedselwebrelaties in droge heiden verstoort.

Vogels et al. (2011) stellen dat het optreden van P-limitatie in een van oudsher N-gelimiteerd (of N/P co-gelimiteerd) systeem een sterke factor van aantasting kan zijn voor veel karakteristieke faunasoorten. Deze soorten zullen hun voedselinname afmeten aan het limiterende element (in de oorspronkelijke situatie de hoeveelheid opgenomen N), waardoor ze op N-verzadigde heiden minder biomassa eten en daardoor veel lagere hoeveelheden P opnemen. Daarnaast zijn er volgens deze auteurs aanwijzingen voor een verlaagde inname van eiwitten, ondanks het verhoogde totaal N-gehalte in heideplanten. Gebleken is dat een groot deel van de N die door de heideplanten wordt opgenomen niet wordt omgezet in eiwitten maar in niet verteerbare structuren, wellicht in celwanden. Vermoed wordt dat de fauna geen onderscheid kan maken tussen totaal N en verteerbaar N, als gevolg waarvan minder eiwit wordt opgenomen dan gewenst zou zijn voor het metabolisme van het individu.

Een ander effect op de voedselkwaliteit betreft de lage ijzerconcentraties in het bladmateriaal van heideplanten. Deze lage ijzerconcentraties, die in extreme gevallen beperkend kunnen zijn voor de planten zelf en voor herbivoren, lijken veroorzaakt te worden door de verhoogde concentraties aluminium in het bodemvocht (als indirect gevolg van verzuring). Doordat heideachtigen het transport van het giftige aluminium naar de bovengrondse delen remmen, wordt ook het ijzertransport geremd (Vogels et al. 2011).

Volgens Vogels et al. (2011) is het voor het beheer van essentieel belang hoe de voornoemde processen worden beïnvloed door de ontwikkeling van de strooisellaag. Heideplanten hebben in verhouding tot andere planten een hoog gehalte calcium, waardoor via bladval jaarlijks aanzienlijke hoeveelheden calcium terechtkomen in de strooisellaag. Dit zou de mogelijkheden voor de opname van P via de mycorrhizaschimmels verbeteren, ware het niet dat de strooisellaag tot nu toe vaak wordt weggeplagd om de overmaat aan stikstof te verwijderen. Met het verwijderen van de N-overmaat wordt dus ook een belangrijk deel van buffermechanisme weggeplagd. Het is volgens dezelfde auteurs zelfs de vraag of plaggen in situaties met hoge N-depositie wel effectief is om N-gelimiteerde situaties te herstellen, omdat na een aantal jaren de hoeveel geaccumuleerde N in de bodem weer op het oude niveau is. Hierdoor bestaat het gevaar dat plaggen, in plaats van N-gelimiteerde situaties te herstellen, meewerkt aan het ontstaan van P-limitatie die nadelig lijkt te zijn voor (een deel van) de fauna. Deze hypothesen zijn in een vervolgstudie getoetst en voor P experimenteel aangetoond (Vogels et al. 2016a).

Voor zover het microklimaat en de vegetatiestructuur bepalend zijn voor de heidefauna, wordt aangenomen dat massale vergrassing nadelig is. Het overgrote deel van de heidefauna is afhankelijk van een gevarieerde leeftijdsopbouw van de heidestruiken, variatie in plantensoorten en variatie in open en dichte vegetatie. Vooral de achteruitgang van plekken met een droog en warm microklimaat wordt beschouwd als ongunstig voor de fauna. Voor het Heideblauwtje werkt de verandering van het microklimaat door vanwege het geheel verdwijnen of in dichtheid verminderen van knooppieren die als essentiële gastheer dienen. (Stuijtzand et al. 2004; www.natuurkennis.nl).

Beheermaatregelen zoals plaggen en de combinatie van plaggen en begrazen leiden niet zonder meer tot een herstel van de faunagemeenschappen, hoewel in de regel de effectiviteit in Vochtige heiden hoger is dan in Droge heiden, in het laatste geval leidt het zelfs tot een netto afname van de biodiversiteit, ook in de latere fase van de successie na het plaggen.

4. Andere omstandigheden die de effecten van stikstofdepositie beïnvloeden

4.1 Versnippering, onvoldoende dynamiek en ongunstige terreinconfiguratie

De huidige heidegebieden vertegenwoordigen de armere varianten van het voormalige heidelandschap, omdat in de ontginningsperiode juist de rijkere delen zijn omgezet naar landbouwgrond en (in mindere mate) naar bos. De ligging van de meeste resterende heiden is tegenwoordig zodanig, dat noch in de heide zelf noch in de omgeving ervan nog landschapselementen aanwezig zijn met een iets hogere mineralen- en/of voedselrijkdom, zoals

extensief gebruikte akkertjes (Vogels et al. 2013a), vers aan het oppervlak gebrachte minerale bodems, kapvlaktes of plaggenhopen. Ook ontbreekt blootliggend of inwaaiend zand dat ervoor kan zorgen dat micronutriënten worden aangevoerd of vrijkomen uit organisch materiaal dat beter mineraliseert als het wordt overstoven. De aldus afgenomen beschikbaarheid van micronutriënten verergert het effect van de uitspoeling van nutriënten als gevolg van verzuring door stikstof- (en zwavel)depositie. Mogelijk speelt de afname van micronutriënten een belangrijk deel van de fauna parten, waardoor de reproductie en overleving van populaties wordt benadeeld. Aanwijzingen die deze hypothese ondersteunen, zijn tot nu toe alleen gevonden in experimenten in hoogvenen (Van Duinen et al. 2011).

De versnipperde ligging van veel heidegebieden heeft geleid tot isolatie van gebieden waardoor organismen zich niet meer over en weer kunnen verplaatsen tussen verschillende heidegebieden. Deze migraties zijn nodig voor het kunnen opbouwen van nieuwe populaties en voor het vergroten van de genetische variatie van bestaande populaties. Aangezien de mogelijkheden voor migratie tussen versnipperde gebieden geringer zijn geworden, zijn veel (vooral minder mobiele) soorten achteruitgegaan of verdwenen. Iets dergelijks geldt ook voor soorten diersoorten die verschillende habitats nodig in hun levenscyclus, zoals de Zandhagedis (*Lacerta agilis*). Versnippering kan ertoe leiden dat het bereiken van die habitats onmogelijk is geworden, waarna de soort lokaal is uitgestorven.

Bossen op korte afstand zijn een bron van boomzaden, meestal van Grove den (*Pinus sylvestris*) en berk. Dit betekent dat heiden eerder dichtgroeien met bosopslag wanneer ze liggen in de nabijheid van dergelijke bossen of boompartijen, zeker in combinatie met verhoogde stikstofdepositie. Aangenomen wordt immers dat de vorming van bosopslag wordt bevorderd door stikstof. Overigens wordt opslag ook bevorderd door plaggen. Grove den en berk kiemen bij voorkeur in de minerale bodem, terwijl een compacte fijne humuslaag kiemen bemoeilijkt.

4.2 (Voormalige) zwaveldepositie

In droge heide kan de verzurende invloed van voormalige zwaveldepositie nog zichtbaar zijn. Bovendien is de depositie van zwavel weliswaar sterk gereduceerd maar (nog) niet tot natuurlijke niveaus teruggebracht. Tegenwoordig wordt de verzurende depositie ook in dit habitattype hoofdzakelijk bepaald door de depositie van stikstof.

4.3 Ontoereikend regulier beheer

Naast de bovengenoemde oorzaken kan te extensief dan wel te intensief en grootschalig beheer een belangrijke oorzaak zijn voor kwaliteitsverlies in droge heiden. Het achterwege laten van herstelmaatregelen (ofwel ‘achterstallig beheer’ in termen van de traditionele visie op heidebeheer) kan ook een rol spelen bij het vergrassen in het verleden van grote delen van heideterreinen (**kennislacune**). In reactie op de vergrassing zijn veel droge heiden vervolgens grootschalig en met hoge frequentie aangepakt met maatregelen. Het doel daarvan was om de voedingsstoffen die zich hadden opgehoopt in het systeem te verwijderen. In beide gevallen had het gevoerde beheer tot negatief resultaat, dat de structuurvariatie in de vegetatie sterk afnam, waardoor zowel planten- als diersoorten verdwenen. Ontoereikend regulier beheer wordt niet apart onder paragraaf 5 of 6 behandeld.

5. Maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie

In deze paragraaf wordt ervan uitgegaan dat nadelige effecten van stikstofdepositie zullen worden bestreden, ongeacht de verschillende beheerstrategieën die men kan hebben met betrekking tot Droge heiden (zie hierboven). Ook in gevallen waarin men het habitatype de kans wil geven om zich tenminste in een deel van het gebied te ontwikkelen naar stabiele oude grasheide of bosbesheide, wordt ingegrepen zodra vergrassing grootschalig (meer dan mozaiekvormig) en langdurig (langer dan beheerperiode van 6 jaar) optreedt.

5.1 Afvoeren voedingsstoffen

Het terugdringen van vergrassing als gevolg van vermisting kan effectief plaatsvinden indien het surplus aan nutriënten (met name stikstof) wordt afgevoerd. Door voldoende stikstof af te voeren, herstelt men stikstof als de voorheen beperkende factor met name voor Pijpenstrootje en Bochtige smele. Daarvoor zijn de volgende maatregelen beschikbaar. Een meer uitgebreide beschrijving is te vinden in o.a. [Van Turnhout et al. \(2008\)](#) alsook op de website www.natuurkwaliteit.nl. Bij maatregelen tegen de vermestende effecten van stikstofdepositie, moet rekening gehouden worden met uitputting van fosfor en micronutriënten in de bodem.

5.1.1 (Extra) plaggen en chopperen

Plaggen is de meest rigoureuze vorm van verwijdering van voedingsstoffen. Met de vegetatie én humeuze toplaag verdwijnen vrijwel alle voedingsstoffen die zich in de loop der jaren in het systeem hebben verzameld (voorraden N ter grootte van 37 tot 176 jaar atmosferische depositie: [Härdtle et al. 2006](#)). Bij plaggen wordt een groot deel van het organische deel van het bodemprofiel verwijderd, en daarmee ook vrijwel al het planten- en dierenleven. De wijze en schaal waarop plaggen wordt uitgevoerd zijn bepalend voor de resultaten. Volgens [Vogels et al. \(2011\)](#) moet de organische toplaag niet geheel worden afgegraven maar dient een dun strooisellaagje gespaard te worden. Zo behoudt men een deel van de zaadbank van hogere planten en van de aanwezige bodemfauna, bijv. mijten en springstaarten. De soorten nemen vervolgens toe met het herstel van de vegetatie ([Timmermans 1986](#)). Ook populaties van nitrificerende bacteriën kunnen zich na ondiep plaggen snel herstellen, waardoor ophoping van ammonium tot voor veel soorten planten giftige concentraties minder snel zal optreden. Plekken waar wel tot op de minerale bodem wordt geplagd, zijn echter weer van groot belang voor de ontwikkeling van een aantal zeldzame soorten korstmossen van heide ([Aptroot & Van Herk 2005](#)), maar deze zullen alleen in weinig ontwikkelde bodems ontwikkelen (er moet een C-horizont aan het oppervlak gebracht worden). Overigens wordt erop gewezen dat bij frequent plaggen tot in de minerale bovengrond op humuspodzolen men in eerste instantie in de zure en arme uitgespoelde E-horizont met een gering vochthoudend vermogen terecht komt en op den duur in de relatief rijke B-horizont (rijker aan o.a. organische stof, NH₄, P, en diverse basen die overigens net als in de fijne humuslaag grotendeels geïmmobiliseerd zijn) ([Bijlsma et al. 2009](#)). Met andere woorden, men moet zich realiseren dat de effecten van het plaggen daardoor per plagbeurt kunnen verschillen. Tevens houdt het in dat plaggen als beheermaatregel niet onbeperkt herhaalbaar is. Een ander nadelig effect kan optreden bij het plaggen van oude niet ernstig vergraste heide. Bij verwijdering van de humushoudende bovengrond wordt de mogelijkheid voor vegetatieve verjonging van de heide geblokkeerd. Ook kan door verwijderen van de humushoudende laag het vochthoudend vermogen zodanig verminderen dat bij opeenvolgende droge jaren heideherstel door verdroging wordt verhinderd.

Chopperen is iets minder rigoureuus en kan men omschrijven als een vorm van diep maaien of ondiep plaggen. Met chopperen wordt de vegetatie verwijderd en een deel van het strooisel, vooral het losse, weinig verteerde deel ervan. Het kan als alternatief voor plaggen worden gebruikt op plaatsen waar de strooisellaag dunner is dan twee centimeter. Ook bij goed ontwikkelde humusprofielen kan chopperen gunstig werken doordat de snel mineraliserende, losse strooisellaag wordt verwijderd, terwijl de compacte, fijne en stabiele humuslaag gehandhaafd blijft. Dit laatste kan gunstig zijn voor de vochthuishouding en de buffering en vertraagt de vorming van opslag.

Vooraf voor de fauna is het belangrijk dat plaggen en chopperen alleen kleinschalig en met een ruime omlooptijd worden uitgevoerd, om te voorkomen dat restpopulaties worden verwijderd en dat eenvormige struikheibegroeiingen ontstaan waarin zich nauwelijks andere soorten kunnen vestigen. Een soort zoals de Adder kan zich beter handhaven in sterk vergraste heiden dan in geplagde, eenvormige struikheibegroeiingen. Enerzijds omdat in vergraste vegetaties meer voedsel (m.n. muizen) aanwezig is. Anderzijds omdat er door variatie in microreliëf en het voorkomen van hoge dichte graspollen een afwisselender microklimaat heerst waardoor een betere vochtregulatie mogelijk is. Voorts is belangrijk dat het microreliëf van de bodem zoveel mogelijk behouden blijft. De plekjes open zand die ontstaan, in een kleinschalig mozaïek met latere successiestadia, bieden veel diersoorten de mogelijkheid om bijvoorbeeld hun eieren af te zetten of naar voedsel te zoeken. Bovendien krijgen bepaalde korstmossen en plantensoorten van voedselarme milieus betere kansen zich er te vestigen.

Om ongewenste neveneffecten te voorkomen, is het vooral in de volgende situaties nodig om het plaggen en chopperen terughoudend en zeer zorgvuldig uit te voeren en de schaal en wijze van uitvoering aan te passen aan de specifieke terreineigenschappen:

- Aanwezigheid van een humeuze bodem die gekenmerkt wordt door een actief bodemleven, relatief snelle omzettingen en licht gebufferde omstandigheden die herkenbaar zijn aan het voorkomen van planten zoals Stekelbrem (*Genista anglica*) en Tandjesgras (*Danthonia decumbens*).
- Terreinen die worden gekenmerkt door een grote variatie op kleine schaal (o.a. vochtverschillen).
- Terreindelen waar de heidevegetatie al wordt afgewisseld met open plekken, delen met veel microreliëf en op overgangen van droge naar vochtige heide.
- Terreinen of terreindelen die van nature grazig zijn (rijke heide met een inslag naar heischraal grasland) of op overgangen naar stuifzand.

Situaties die in ieder geval niet voor plaggen of chopperen in aanmerking komen, zijn:

- Heidevegetaties met een ijle begroeiing van Pijpenstrootje of Bochtige smele (bedekking lager dan 50%).
- Overwinteringplaatsen van bijv. adders (*Vipera berus*) waarvan de locatie niet exact bekend is.
- Plekken met relictpopulaties van bedreigde faunasoorten of plantensoorten met een kortlevende zaadbank.
- Goed ontwikkelde oude heiden met ongestoord dik humusprofiel

Korstmosrijke heide is zeer gevoelig voor ammoniak (Sutton et al. 2009). Dit geldt ook voor de typische soorten korstmossen (*Cladonia floerkeana*, *C. subulata*, *C. portentosa*). Door vergrassing

en een hogere bedekking van stikstofminnende bladmossen (*Hypnum jutlandicum*) neemt de korstmossenbedekking af. Korstmossenrijke heidevegetaties komen nu nog vooral voor in Stui fzandheiden (H2310) (Aptroot & van Herk 2005). Monitorreeksen geven geen aanleiding om te veronderstellen dat effectgerichte maatregelen succesvol zijn geweest voor het herstel van korstmossen. Waarschijnlijk is herstel van korstmosgemeenschappen alleen mogelijk bij een sterke reductie van de stikstofdepositie, aangezien ammonium giftig is voor veel soorten korstmossen (Remke 2009; Sparrius 2011).

Recent is onderzoek gedaan naar de effecten van plaggen waaruit sterke aanwijzingen naar voren zijn gekomen dat door plaggen een hoge N:P ratio in de bodem en vegetatie ontstaat, die voor de fauna negatief doorwerkt (Vogels et al. 2011, 2017d, 2019).

5.1.2 (Extra) begrazen

Begrazen is een beheermethode die slechts ten dele is bedoeld om nutriënten (stikstof) af te voeren. Voor een effectieve afvoer van nutriënten door begrazing zijn zeer hoge veedichtheden nodig. Zelfs bij hoge veedichtheid is de effectieve jaarlijkse afvoer van nutriënten echter gering in vergelijking met plaggen en chopperen (Härdtle et al. 2006). Hoge veedichtheden oefenen per definitie een negatieve invloed uit op veel dier- en sommige plantensoorten, o.a. door het verdwijnen van structuurvariatie. Vooral diersoorten die afhankelijk zijn van een goed ontwikkelde variatie in vegetatiestructuur worden erdoor benadeeld, zoals hagedissoorten (Van Wingerden et al. 1997). Als effectgerichte maatregel is begrazing alleen te overwegen indien men de maatregel toepast in kleine uitgerasterde delen van het terrein die ná elkaar, en dus niet tegelijk, in begrazing worden genomen. Op deze manier blijven negatieve effecten beperkt. Een andere optie is om de kudde te laten hoeden door een herder. De herder kan de graasdruk gericht sturen, waarbij kwetsbare delen van het gebied gespaard en andere delen juist sterker begraasd worden. Door de dieren iedere nacht op een vaste locatie te laten staan ('parkeerweides') kan de hoeveelheid mest die in het gebied terecht komt beperkt blijven (Van Turnhout et al. 2008). Hierbij kan echter ook weer teveel verschaald worden, waardoor te weinig micronutriënten en fosfor overblijven in de bodem en de bodem te voedselarm en zuur wordt. In die gevallen moet de productiviteit juist iets toenemen (bijvoorbeeld door gericht stalmest toe te voegen).

Begrazen is een methode die effectief is om tevens de structuurvariatie in de vegetatie te vergroten. De oorzaak van het vergrassingsproces (stikstoftoevoer) mag dan weinig worden beïnvloed door begrazing, maar de effecten ervan kunnen wel worden verzacht. Zoals reeds eerder werd aangeduid, is de invloed van begrazing op de vegetatiestructuur alleen gunstig bij een lage intensiteit van de begrazing. De gewenste intensiteit van begrazing als effectgerichte maatregel is waarschijnlijk weinig hoger dan die van begrazing als reguliere maatregel. Dit valt af te leiden uit de resultaten zoals die op onder andere de Wolfhezerheide zijn bereikt, waar een volledig vergraste heide is omgevormd in een structuurrijke grazige heide alléén door extensieve begrazing.

In gebieden waar heide wordt begraasd in combinatie met andere begroeiingstypen bestaat het risico dat planten van grazige plaatsen door de grazers worden getransporteerd naar de heide, waar ze zich kunnen uitbreiden in plaats van dat ze afnemen ten gevolge van de begrazing (Mouissie 2004). Slechts door rasters of via gerichte sturing door een herder kan dit worden tegengegaan.

5.1.3 (Extra) maaien

Door het maaien (en afvoeren) van de vegetatie kan men het systeem verschrallen en daarmee de effecten van vermisting door stikstofdepositie tegengaan. Bij het maaien worden aanzienlijk minder nutriënten afgevoerd dan bij plaggen. De effectiviteit van maaien gaat evenwel verder dan alleen de afvoer van voedingsstoffen. De beschikbaarheid van stikstof wordt namelijk niet alleen bepaald door de hoeveelheid die in de strooisellaag aanwezig is, maar ook in welke vorm stikstof is vastgelegd (Kemmers et al. 1996). Maaien betekent naast afvoer van nutriënten ook behoud van de humuslaag waarin in toenemende mate stikstof (en fosfaat) worden geïmmobiliseerd. Daarnaast ontwikkelt de kalium/calcium verhouding zich in een oudere humuslaag ten gunste van calcium waardoor de concurrentiekracht van heide gunstiger wordt t.o.v. grassen (Emmer 1995ab; Fanta & Siepel 2010).

Maaien van vegetaties die ouder zijn dan 10–15 jaar levert geen goed resultaat, vanwege het op die leeftijd slechte regeneratievermogen van Struikheide. Maaien heeft net als plaggen als nadeel dat er vrij homogene vlakken kunnen ontstaan met scherpe grenzen tussen gemaaide en niet gemaaide delen. Daarom dient maaien liefst kleinschalig te gebeuren. Voor hagedissoorten geldt de vuistregel: stukken van maximaal 10 meter breed maaien in een periode dat de dieren in winterslaap zijn. Voor de Grauwe klauwier (*Lanius collurio*) is het waarschijnlijk belangrijk gefaseerd te maaien voor grotere prooibeschikbaarheid (hypothese).

5.1.4 (Extra) opslag verwijderen

Stikstofdepositie versnelt de groei van boomopslag. In gebieden met een hoge stikstofdepositie zullen dus vaker jonge boompjes uit het terrein moeten worden verwijderd.

5.1.5 (Extra) branden

De effecten van branden zijn voor een groot deel vergelijkbaar met die van maaien. Bij (gecontroleerd) branden, dat in het winterseizoen plaatsvindt, verdwijnt een groot deel van de biomassa alsook het gemakkelijk verteerbare deel van de strooisellaag. Overigens wordt in termen van koolstof een deel van de koolstof in de strooisellaag weer aangevuld door de as van de biomassa. Het compacte, stabiele deel van de humus blijft bij branden, (evenals bij maaien) intact en daarmee ook een groot deel van de vochthoudende eigenschappen en het bufferend vermogen. Bovendien blijft de P-voorraad grotendeels in het systeem aanwezig (Härdtle et al. 2006). Branden zorgt daarnaast voor verjonging van heideplanten, zowel vegetatief (mits de heideplanten niet oud zijn) als via zaad. De verschraling die door branden wordt bewerkstelligd, bedraagt ongeveer 100–170 kg stikstof per ha en zorgt bij een jaarlijkse depositie van bijvoorbeeld 25 kg N per ha ervoor dat voor 4–7 jaar geaccumuleerde N-depositie wordt verwijderd. De verschrallende werking van branden op het gebied van stikstof is daarmee iets groter dan van maaien en veel groter dan van begrazen. Bij de huidige manier waarop branden wordt toegepast, is dit echter niet voldoende om het stikstofgehalte op langere termijn te verlagen.

Dit betekent niet dat branden moet worden ontraden als effectgerichte maatregel. De in de fijne humuslaag geïmmobiliseerde stikstof blijft onbeschikbaar voor de vegetatie, dus is de noodzaak om stikstof af te voeren in systemen met een goede humusontwikkeling minder groot dan hierboven wordt voorgesteld. Ronduit gunstig is dat branden – meer dan de andere maatregelen – zorgt voor een zeker behoud van bepaalde elementen. Fosfor en andere elementen zoals magnesium en calcium vervliegen niet in grote mate en logen ook niet uit maar blijven in de as en

de resterende humuslaag aanwezig (Vogels et al. 2011). Bobbink et al. (2009) wijzen erop dat branden met een rotatietijd van tenminste 10–15 jaar daarmee nog niet erg effectief is als antiverzuringmaatregel. Dit komt omdat winterbranden slechts gedurende 1–2 jaar de beschikbaarheid van basische kationen (Ca, K, Mg) verhoogt. Jaarlijks branden zou mogelijk wel effectief kunnen zijn, maar bij die beheerintensiteit ontstaat eerder het habitatype heischrale graslanden dan droge heiden. Branden met een iets minder hoge frequentie houdt waarschijnlijk wel een heidegemeenschap in stand, maar met alleen pionierkwaliteiten.

Al met al kan worden geconcludeerd dat branden als experimentele maatregel in droge heiden wel aandacht verdient en positieve resultaten zou kunnen hebben, mits aan de volgende voorwaarden wordt voldaan (Bobbink et al. 2009):

- Alleen te branden wanneer zowel de vegetatie als het losse strooisel droog is (vriesperioden)
- Alleen te branden op een zonnige winterdag in de middag, zodat zoveel mogelijk ochtenddauw is verdampt
- Tegen de wind in te branden
- Te branden in goed doorluchte vegetaties
- Begrazing als vervolgbeheer toe te passen.

5.2 Herstel buffering

Het gewenste pH-traject (4,5–5,0) van Droge heiden wordt voor een deel in stand gehouden door kationenuitwisseling als bufferproces; en de zuurdere typen ook ten dele door silicaatverwerking. Door toevoer van bufferende stoffen (kalk, leem, steenmeel) kan men te zure omstandigheden tegengaan en wordt bovendien de omzetting van ammonium in nitraat gestimuleerd en de beschikbaarheid van aluminium verminderd.

Aangezien de hierboven beschreven maatregelen niet voorzien in een herstel van verzuurde situaties, moet in aanvulling op deze maatregelen verzuring worden bestreden. De veel uitgevoerde maatregel plaggen (en in mindere mate chopperen) heeft als nadeel dat de meeste bacteriën en dus ook de nitrificerende bacteriën worden verwijderd. Daardoor wordt veel minder ammonium omgezet in nitraat en hoopt zich dus ammonium op, hetgeen (in combinatie met een zure bodem) zeer nadelig is voor planten als bromsoorten en Tandjesgras, en in het algemeen leidt tot het ontwikkelen van een soortenarme vegetatie, wat ook nadelig is voor de fauna.

5.2.1 Bekalken

Bekalking na het plaggen voorkomt te zure omstandigheden en stimuleert de omzetting van ammonium in nitraat (Dorland et al. 2005; Van den Berg & Roelofs 2005; Vogels et al. 2019). Omdat daarvoor nitrificerende bacteriën nodig zijn, is het volgens de hypothese van Vogels et al. (2011) belangrijk dat de humuslaag waarin ze aanwezig zijn niet volledig wordt verwijderd bij het plaggen. Het bekalken gebeurt alleen na plaggen en is geschikt als herstelmaatregel voor de verzurende effecten van zowel stikstofdepositie als (fossiele) zwaveldepositie. Bekalken is alleen zinvol in heideterreinen die verzuurd zijn. Hoewel het logisch lijkt om de hoeveelheid kalk af te stemmen op de lokale situatie, wordt in de praktijk tot nu toe meestal geadviseerd om in verzuurde situaties 2000 kg poedervormige Dolokal per ha uit te strooien, eventueel in combinatie met mergel (Van Turnhout et al. 2008; Siepel et al. 2009; De Graaf et al. 1998; Dorland et al. 2005).

Op de korte termijn zijn echter ook negatieve effecten van bekalken na plaggen aangetoond op de fauna in het habitatype. Veldkrekels bleken een sterk gereduceerde reproductie te vertonen wanneer zij vegetatie van bekalkte droge heide als voedsel aangeboden kregen, en vertoonden een sterke mate van kannibalistisch gedrag (Vogels et al. 2016a). Loopkevers bleken bovendien in bekalkte proefvlakken sterk in dichtheid af te nemen (Vogels et al. 2017a). Dit is waarschijnlijk een gevolg van het te snel beschikbaar komen van calcium zonder dat andere elementen in de bodem ook toenemen. In de plant verdringt calcium andere elementen, waardoor de concentratie ervan in de plant sterk toeneemt en dat van andere elementen (zoals mangaan) evenredig afneemt. Dit leidt vervolgens via diezelfde verdringingseffecten tot micronutriëntgebreken bij herbivore diersoorten. Dit effect is eveneens gevonden in lopende experimenten met bekalking (zie Weijters et al. 2018) in niet geplagde oude heide (Vogels & Einarsson, ongepubliceerde gegevens).

Bekalking leidt tot een aanvulling van de calcium- en magnesiumbezetting in het bodemcomplex. Tegelijkertijd kan het een negatief effect hebben op de voor planten beschikbaar fosfaatconcentratie, waarschijnlijk als gevolg van het neerslaan van PO_4^{3-} samen met Al^{3+} , in amorf $\text{Al}(\text{OH})_2\text{H}_2\text{PO}_4$ en binding aan Ca in de vorm van hydroxyapatiet (Vogels et al. 2019).

5.2.2 Toevoegen basenleverende bodemmineralen (steenmeel)

Mineralentoediening in de vorm van fijn gemalen silicaatmineralen (steenmeel) is in Droge heiden een maatregel waarvan verwacht wordt dat ze effectief zou kunnen zijn als herstelmaatregel op aanzienlijk verzuurde bodems. Zie Deel 1, Hoofdstuk 3, paragraaf 3.2.15.

Uit recent onderzoek is gebleken dat steenmeeltoediening leidt tot een significante verhoging van de concentratie basische kationen in de bodem en tot een lichte toename van verzuringsgevoelige plantensoorten (Weijters et al. 2018). Bij een interactie met begrazing bleek toediening van kalk en één van de soorten steenmeel te leiden tot een sterkere graasdruk. Na enkele jaren had dit meetbaar invloed op de habitatstructuur en samenstelling van de loopkever-faunagemeenschap, waarbij soorten van open zandige bodem significant toenamen (Vogels et al. 2018).

Aangezien er nog weinig bekend is over de middellange termijn effecten, is grootschalige uitvoering van deze maatregel nog niet aan de orde. Voortzetten van lopende experimenten met het toevoegen van steenmeel moet de vraag beantwoorden of deze maatregel op langere termijn effectief is in het duurzaam verbeteren van het buffercapaciteit van de bodem en het opheffen van de verminderde voedselkwaliteit voor de fauna als gevolg van verzuring (Van Diggelen et al. 2019).

Bij elke vorm van basentoediening bestaat een kans op overdosering van kationen. Dit risico neemt toe naarmate het adsorptiecomplex kleiner is en de reactiviteit van de bufferstof groter (carbonaat reactiever dan silicaatmineraal). Bij de dosering en keuze voor het type steenmeel moet rekening worden gehouden met de grootte van het adsorptiecomplex en met de verweerbaarheid van het steenmeel. Met name op bodems die recent geplagd zijn en daardoor weinig organische stof bevatten is het van belang om dit goed af te stemmen (Weijters et al. 2018).

In het geval een heidesysteem P- (of K-)gelimiteerd is bestaat het risico dat P (of K) uit het steenmeel een bemestend effect heeft met mogelijk negatieve effecten op het voorkomen van

karacteristieke plantensoorten. Daarom moet bij de afweging om wel of geen steenmeel als herstelmaatregel toe te passen altijd eerst worden nagegaan welk element limiterend is (zie verder [Deel 1, hoofdstuk 3, paragraaf 3.2.15](#) voor voorwaarden van toepassing).

Voortzetten van lopende experimenten met het toevoegen van steenmeel moet de vraag beantwoorden of deze maatregel op langere termijn effectief is in het duurzaam verbeteren van de buffercapaciteit van de bodem en het opheffen van de verminderde voedselkwaliteit voor de fauna als gevolg van verzuring, zonder negatieve neveneffecten op karakteristieke plantensoorten als gevolg van een potentieel bemestend effect van P en/of K uit het toegediende steenmeel.

Ervaring met de toepasbaarheid, effectiviteit en mogelijke risico's van steenmeeltoediening in Droge heiden is op dit moment nog te beperkt om over te gaan tot grootschalige toepassing. Deze maatregel kan wel op experimentele basis worden toegepast begeleid door goede monitoring. Daarbij is het van belang dat eerst ter plekke bodemchemisch en plantchemisch vooronderzoek wordt uitgevoerd om inzicht te krijgen in de mate van verzadiging van het bodemadsorptiecomplex en mogelijke nutriëntdeficiënties in de vegetatie.

Steenmeelgift in Droge heiden geldt als hypothetische maatregel onder de In [Deel 1, Hoofdstuk 3, paragraaf 3.2.15](#) genoemde voorwaarden.

6. Maatregelen gericht op functioneel herstel

6.1 Vergroten variatie

De kwaliteit van het habitatype is gebaat bij het vóórkomen van overgangen naar andere begroeiingstypen van het zandlandschap, zoals extensief gebruikte akkers, stuifzand, heischraal grasland, vochtige heide en open bos ([Vogels et al. 2011; 2013a](#)). Dit verhoogt de kans op aanwezigheid van vegetatietypen die – mits ze voorkomen in mozaïek met zelfstandige vegetatietypen van het habitatype – bijdragen aan de kwaliteit van droge heiden. Ook sommige typische soorten profiteren van de aanwezigheid van complexe vegetatiepatronen en voedselplanten die vaak schaars of afwezig zijn in karakteristieke heidevegetaties. In het laatste geval gaat het om kruiden zoals distels en havikskruiden waarvan de bloemen een nectarbron zijn voor b.v. Kommavlinder (*Hesperia comma*), alsook fijnbladige grassen die waardplant zijn voor de larven van Heidevlinder (*Hipparchia semele*) en Kommavlinder.

7. Maatregelen om het habitatype uit te breiden

De genoemde herstelmaatregelen (paragraaf 5 en 6) kunnen ook worden ingezet bij uitbreiding van het habitatype. De beste mogelijkheden om droge heiden te ontwikkelen op nieuwe plaatsen liggen in het algemeen in droge heidebebouwingen. Tenzij deze plekken destijds zijn diep zijn geploegd en/of bemest, zijn de ecologische vereisten voor het habitatype hier naar verhouding meestal weinig veranderd, in tegenstelling tot landbouwgronden die voor nieuwe natuur worden verworven. Door het verwijderen van het bos en de strooisellaag kan vrij eenvoudig areaaluitbreiding van droge heide worden gerealiseerd. Na het ontbossen en het weghalen van de

strooisellaag is bekalken wellicht een optie, maar ervaringen hiermee zijn niet bekend. Zelfs het verwijderen van de strooisellaag is niet altijd nodig, als het gebied tegelijk wordt begraasd. Op de Sallandse heuvelrug bijvoorbeeld is boskap voldoende om bosbesrijke heide te laten ontstaan die een belangrijke rol speelt in de instandhouding van de korhoenpopulatie aldaar.

Op voormalige landbouwgronden liggen beperkte mogelijkheden voor de ontwikkeling van droge heiden. Redelijke resultaten zijn tot nu toe bereikt met het afgraven van de voedselrijke bouwvoor en het enten van de bodemfauna om de biologische processen in de bodem weer op gang te krijgen. Hiertoe wordt heideplagsel uit andere terreinen uitgestrooid over de afgegraven terreindelen. Daarmee kunnen tevens zaden worden aangevoerd van plantensoorten die zich slecht verspreiden en die in de landbouwperiode zijn verdwenen uit de zaadbank. Ook het opbrengen van heidemaaisel na het afgraven kan helpen om het habitatype zich te laten ontwikkelen.

8. Effectiviteit en duurzaamheid

Droge heiden behoort tot een van de habitatypen die het meest zijn en worden onderzocht. Als resultaat daarvan kunnen thans twee verschillende strategieën voor het heidebeheer worden onderscheiden met enerzijds maaien, chopperen en plaggen en anderzijds branden en begrazen in de hoofdrol. In dit document wordt ervan uitgegaan dat beide strategieën niet strijdig met elkaar hoeven te zijn, mits vooral rigoreuze ingrepen als plaggen wel doordacht en op veel minder grote schaal worden toegepast. De recente inzichten (Bijlsma et al. 2009, Vogels et al. 2011) in de interactie tussen humusprofiel, bodem en vegetatie wijzen erop dat heidesystemen zonder deze ingrepen in veel gevallen duurzamer kunnen functioneren. Beide strategieën lijken hun eigen natuurwaarden op te leveren en lijken elkaar op dat punt dus aan te vullen. In beide gevallen gaat het om natuurwaarden die relevant zijn in het kader van de Natura 2000–instandhoudingsdoelstellingen voor het habitatype Droge heiden (waarin overigens vergraste vormen van heide geen plaats hebben).

Plaggen wordt in deze zienswijze als eenmalig uitvoerbare, ingrijpende herstelmaatregel voor zeer ernstige gevallen van vergrassing, in combinatie met stikstofverzadiging van het humusprofiel bruikbaar geacht. Als regelmatig terugkerende onderhoudsmaatregel is zij niet bruikbaar. Beide strategieën kunnen naast elkaar worden toegepast, afhankelijk van het historisch landgebruik, de huidige landschappelijke setting en de lokale verschillen tussen de toestand van de heide ter plaatse. Enerzijds kan dat leiden tot terreindelen met een kleinschalige patroon van verschillende leeftijden van de vegetatie, waarin onder andere een beheer maaien of chopperen met een cyclus van 30–40 jaar wordt gevoerd. Bij zeer hardnekkige vergrassing kan een beheer van branden en drukkibegrazing eerst worden overwogen om grasdominantie te doorbreken (Vogels et al. 2017b). Wanneer dit niet effectief blijkt, of om praktische redenen niet uitvoerbaar is, kan plaggen als alternatieve maatregel worden toegepast. Anderzijds kan het beheer ook gericht zijn op terreindelen waar over grotere oppervlakte een zo extensief mogelijk beheer wordt gevoerd dat ertoe leidt dat stabiele oude (Struikhei, gras- of bosbes)heiden met een dik humusprofiel ontstaan. Plaggen of chopperen zijn hier in principe niet aan de orde.

Tenslotte kan door middel van gestuurde begrazing een gradiënt in graasdruk worden gecreëerd wat na verloop van tijd leidt tot een geleidelijke overgang van zeer kort gegraasde heide tot oude heide met dikke humusprofielen. Dit beheer vraagt wel om grote oppervlakken aaneengesloten heide en de mogelijkheid om jaarrond met een gescheperde kudde te kunnen werken.

Dit alles betekent in de praktijk dat plaggen, zoals tegenwoordig in veel terreinen het geval is, op veel beperktere schaal en meer doordacht dan in het verleden het geval was, toegepast dient te worden. Over de andere beheermaatregelen kan worden gezegd dat begrazing in principe overal zinvol is, zij het dat elke plek op de gradiënt een voorkeur heeft voor een bepaalde begrazingsvorm. Zo is oude heide het meest gebaat bij grootschalige begrazing binnen een raster, terwijl heide die regelmatig moet worden verschaald bij voorkeur moet worden begraasd met een kudde die wordt gehoed.

Maaien en branden zijn als reguliere beheermaatregelen geschikt om de heidestruiken te verjongen en de effecten van het heidehaantje in te perken, mits de eerder genoemde randvoorwaarden in acht worden genomen. Dit kan bijdragen aan één van de overige kenmerken van een goede structuur en functie, namelijk de gewenste dominantie van dwergstruiken. Daarnaast kan kleinschalig maaien en branden bijdragen aan structuurvariatie op mesoschaal ten behoeve van de fauna. Het branden, in vergelijking met plaggen, heeft het voordeel dat de P-voorraad in het humusprofiel gespaard blijft. Dit geldt eveneens in mindere mate voor chopperen en maaien en afvoeren.

Zowel het plaggen om vermessing tegen te gaan als het plaggen met bekalken om verzuring door depositie tegen te gaan, zijn als effectgerichte maatregelen 'regulier' verklaard in de Regeling Effectgerichte Maatregelen. Dominantie van Struikhei is met deze maatregelen redelijkerwijs gegarandeerd. Hierbij moet worden opgemerkt dat het herstel van struikheivegetaties meer succes heeft op humuspodzolen dan op moderpodzolen. Vanuit het oogpunt van herstel van een biodivers, duurzaam functionerend heidesysteem, wat niet per definitie hetzelfde is als een heide met een dominantie van Struikhei, dient plaggen echter als ingreep kritisch te worden gezien.

Moelijker is het herstel van bijzondere soorten. [Jansen et. al \(2010\)](#) hebben de kans op herstel van dergelijke soorten berekend vanuit gemonitorde praktijksituaties. De typische soorten Kruipbrem (*Genista pilosa*) en Stekelbrem (*G. anglica*) hebben in hun analyse een 'groene stip' gekregen. Dit wil zeggen dat deze soorten in meer dan 60% van de projecten een positieve trend vertoonden en in minder dan 25% een negatieve trend. Veel andere soorten keerden niet terug; dit wordt toegeschreven aan de zeldzaamheid, de slechte verspreiding en de korte levensduur van de zaden. Herintroductie van deze soorten is daarbij niet onderzocht, maar wordt wel beschouwd als een maatregel die de gewenste soortenrijkdom waarschijnlijk sterk kan bevorderen.

Voor tenminste een deel van de typische soorten geldt dat de struikheivegetatie de gelegenheid moet krijgen om tenminste zijn cyclus van 30–40 jaar te voltooien, om deze soorten zich te kunnen laten vestigen en voortplanten. In die periode moeten dus geen ingrijpende beheeractiviteiten (met name plaggen en chopperen) plaatsvinden. De cyclus van het heidesysteem waarbij men de humusontwikkeling een rol wil laten spelen en zo vochtminnende soorten een plaats wil laten krijgen is echter veel langer en niet gebaat bij periodiek plaggen. Bij de depositieniveaus in de afgelopen decennia lag de maximale plagfrequentie die nodig was om

volledige vergrassing te voorkomen op ongeveer 1 maal per 20 jaar. Een dergelijke frequentie is te hoog voor succesvolle vestiging en voortplanting van alle typische soorten. Hier staat tegenover dat de huidige deposities lager zijn geworden, waardoor in de toekomst lagere plagfrequenties te verwachten zijn. Daarnaast is het zo, dat lang niet in elke Droge heide zo'n hoge plagfrequentie nodig was. Heiden op humuspodzolen bijvoorbeeld zijn minder vergrassingsgevoelig (en gemakkelijker te herstellen qua dominantie van Struikhei) dan die op moderpodzolen. Er zijn zelfs locaties bekend waar heidesystemen 2 tot 3 maal de cyclus konden doorlopen zonder te vergrassen in de hoogtijdagen van de landelijke depositie. Voorbeelden daarvan zijn het Schotse heitje en het Greveld op de Veluwe. Ook in Drenthe zijn dergelijke locaties bekend ([mond. meded. De Vries](#)), waarbij waarschijnlijk meespeelt dat hier de deposities veel lager zijn dan in de rest van Nederland. Mogelijk hebben ook locatiespecifieke omstandigheden met betrekking tot de bodem hierbij een rol gespeeld, maar daarover is weinig met zekerheid bekend. Overigens is de kans dat men bij herhaald plagen (vooral in humuspodzolen) de bodemkundige uitgangssituatie irreversibel verandert groot (zie 2.4, 5.1.1). Dit kan leiden tot ongewenste en onverwachtse effecten op de nutriënten- en vochthuishouding. Terughoudendheid bij herhaaldelijk plagen is dus gewenst.

Als het voortbestaan van specifieke locaties met het voorkomen van de zeldzame typische (zogenaamde "urgente") soorten Wrattenbijter (*Decticus verrucivorus*) en Klapekster (*Lanius excubitor*) in hun voortbestaan bedreigd worden, kan het noodzakelijk zijn om aanvullend op de hierboven genoemde maatregelen specifieke maatregelen te treffen ([Klimkowska et al. 2011](#)).

9. Overzichtstabel

Deze overzichtstabel is bedoeld als ondersteuning bij de te nemen maatregelen (paragraaf 5, 6 en 7) en dient slechts samen met de tekst te worden toegepast.

Maatregel	Code	Type	Doel	Potentiële effectiviteit	Randvoorwaarden / succesfactoren	Vooronderzoek	Herhaalbaarheid	Responstijd	Mate van bewijs
Plaggen	3.2.4	H/U	Overmaat N afvoeren	Groot	Kleinschalig; dunne humuslaag handhaven; lokaal ook humuslaag verwijderen; 1 x > 30 jr	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	V
Chopperen	3.2.6	H/U	Overmaat N afvoeren	Groot	Kleinschalig; alleen op plekken met dunne strooisellaag; 1 x > 20 jr	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	B
Begrazen	3.2.9	H/U	Overmaat N afvoeren	Klein	Tijdelijk in deelgebieden of met herder	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	B
Begrazen	3.2.9	H/U	Structuurvariatie en dominantie van Struikhei	Groot	Extensief	Niet noodzakelijk	Zo lang als nodig	Even geduld	B
Maaien	3.2.8	H/U	Overmaat N afvoeren	Matig	Kleinschalig; niet in oude hei	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	B
Opslag verwijderen	3.2.13	H/U	Verbossing voorkomen	Matig/groot	Opslag zo nodig afvoeren	Niet noodzakelijk	Zo lang als nodig	Direct	B
Branden	3.2.10	H/U	Overmaat N	Matig	Alleen vegetatie +	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	V

			afvoeren; hei verjongen		strooisel verbranden; daarna begrazen				
Bekalken	3.2.1	H/U	Herstel basen; ammonium en aluminium beperken	Groot	Alleen in verzuurde situaties na plaggen	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	V
Toevoegen basenleverende bodemmineralen (steenmeel)	3.2.15	H	Herstel buffering	Groot	Zie Deel I, Hoofdstuk 3, paragraaf 3.2.15: Aandachtspunten bij toepassing.	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	H
Naaldbos kappen	U	Nieuwe vestiging	Groot	Geschikt bodemtype zonder bodembewerking; evt. strooisel verwijderen en bekalken	Op standplaats	Eenmalig	vertraagd	B	
Afgraven	U	Nieuwe vestiging	Matig	Heideplagsel inbrengen	LESA	Eenmalig	Even geduld	V	

Verklaring kolommen:

Maatregel: soort maatregel, corresponderend met informatie uit paragraaf 5, 6 en 7

Code: code van de herstelmaatregel, corresponderend met tabel 3.1 uit Deel I hoofdstuk 3

Type: H = herstelmaatregel, U = uitbreidingsmaatregel

Doel: beoogde effect van de maatregel (ten behoeve van behoud, herstel en/of uitbreiding)

Potentiële effectiviteit: klein/matig/groot. Effectiviteit van de maatregel (als regime) ten opzichte van andere maatregelen en gerelateerd aan het beoogde effect

Randvoorwaarden / succesfactoren: de belangrijkste randvoorwaarden en succesfactoren van de maatregel

Vooronderzoek: niet noodzakelijk, op standplaats (in het HT zelf of in de directe omgeving), LESA (LandschapsEcologische SysteemAnalyse: Van der Molen 2010).

Herhaalbaarheid: eenmalig (kan maar eenmalig worden uitgevoerd, bijv. dempen sloten); beperkte duur (bij intensivering gaan nadelen opwegen tegen voordelen) of zo lang als nodig (geen negatieve trade-off tussen intensiteit en effectiviteit. Kun je altijd mee doorgaan, geen negatieve gevolgen).

Responstijd: dit betreft het effect van de maatregel (regime): Direct (< 1 jr); Even geduld (1 tot 5 jr); Vertraagd (5 tot 10 jr); Lang (meer dan 10 jr).

Mate van bewijs:

B – Bewezen: de maatregel heeft onder de in de tekst gegeven voorwaarden (gebiedssituatie + manier van uitvoeren) met zekerheid het in de tekst beschreven positieve effect als hij in de praktijk wordt uitgevoerd. In de regel zal dat onderbouwd moeten zijn met (OBN-)literatuur, maar het kan eventueel ook met (nog niet eerder gepubliceerde) goed gedocumenteerde waarnemingen en o.a. OBN handleidingen.

V – Vuistregel: de maatregel kan onder de in de tekst gegeven voorwaarden (gebiedssituatie + manier van uitvoeren) in veel gevallen het in de tekst beschreven positieve effect hebben als hij in de praktijk wordt uitgevoerd, maar dat is niet zeker. Redenen voor de onzekerheid kunnen zijn dat uit monitoring is gebleken dat er ook (onverklaarde) mislukkingen zijn of dat de voorwaarden voor succesvol herstel nog niet goed bekend zijn.

H – Hypothese: door logisch nadenken is een maatregel geformuleerd die in de praktijk nog niet of nauwelijks is uitgetoetst, maar die in theorie effectief zou kunnen zijn. De aanleiding van de hypothese kan gelegen zijn in analogieën (de maatregel is een vuistregel of bewezen maatregel in een sterk verwant habitatype) of in processen waarvan we denken dat we ze goed begrijpen, maar die echter nog niet op praktijkschaal zijn getoetst.

10. Literatuur

- Aptroot, A. & K. van Herk 2005. Herstel van korstmossen op de heide. *De Levende Natuur* 106: 232–234.
- Berg, B. & C. McClaugherty 2007. *Plant Litter. Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration. Second Edition.* Springer
- Bergsma, H., J. J. Vogels, M. Weijters, R. Bobbink, A. J. M. Jansen & L. Krul 2016. Tandrot in de bodem – hoeveel biodiversiteit kan de huidige minerale bodem nog ondersteunen? *Bodem* 1: 27–29.
- Bijlsma, R.J., R.W. de Waal & E. Verkaik 2009. Natuurkwaliteit dankzij extensief beheer. Nieuwe mogelijkheden voor beheer gericht op een veerkrachtig bos- en heidelandschap. *Alterra-rapport 1902*, ISSN 1566–7197.
- Blume, H. P., G. W. Brümmer, H. Fleige, R. Horn, E. Kandeler, I. Kögel–Knabner, R. Kretzschmar, K. Stahr & B. M. Wilke 2016. *Scheffer/Schachtschabel Soil Science. 1st editie.* Springer–Verlag, Berlin Heidelberg.
- Bobbink, R. & J.P. Hettelingh (eds) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose–response relationships. *Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23–25 June 2010.* RIVM rapport 680359002. 244p.
- Bobbink, R., M. Weijters, M. Nijssen, J. Vogels, R. Haveman & L. Kuiters 2009. Branden als EGM–maatregel. Directie Kennis, Ministerie LNV. Rapport DK nr. 2009/dk117–O.
- Bouwman, J.H. & M.A.P. Horsthuis 2010. Analyse permanente quadraten J.T de Smidt & J. Smits 1949–2008. Rapport Unie van Bosgroepen, Ede.
- Britton, A., R. Marrs, R. Pakeman & P. Carey 2003. The influence of soil–type, drought and nitrogen addition on interactions between *Calluna vulgaris* and *Deschampsia flexuosa*: implications for heathland regeneration. *Plant Ecology*, Volume 166: 93–105
- Bruggink, M. 1993. Seed bank, germination, and establishment of ericaceous and gramineous species in heathlands. In: Aerts, R. & Heil, G.W. (Eds.) *Heathlands: Patterns and Processes in a Changing Environment.* Geobotany 20. Kluwer Academic Publ. Dordrecht.
- Chapman, S.B. J. Hibble & C.R. Rafarel 1975. Litter accumulation Under *Calluna vulgaris* on a Lowland Heathland in Britain *Journal of Ecology* 63: 259–271.
- De Graaf, M.C.C., P.J.M. Verbeek, R. Bobbink & J.G.M. Roelofs 1998. Restoration of species–rich dry heaths: The importance of appropriate soil conditions. *Acta Botanica Neerlandica* 47: 89–111.
- 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.
- Den Ouden, J., B. Muys, F. Mohren & K. Verheyen 2010. *Bosecologie en bosbeheer.* Acco Leuven/Den Haag. 674p.
- Diemont, W.H. & G.W. Heil 1984. Some long–Term Observations on Cyclical and Seral Processes in Dutch Heathlands. *Biological Conservation* 30 : 283–290.
- Dorland, E., R. Bobbink & E. Brouwer 2005. Herstelbeheer in de heide: een overzicht van maatregelen in het kader van OBN. *De Levende Natuur* 106: 204–208.
- Emmer, I.M. 1995a. Humus form and soil development during a primary succession of a monoculture *Pinus sylvestris* forests on poor sandy substrates. Thesis University of Amsterdam.
- Emmer, I.M. 1995b. Humus form development and succession of dwarf shrub vegetation in grass dominated primary *Pinus sylvestris* forests. *Annals of Science Forestry* 52: 561–571.

- Fanta, J. & H. Siepel (ed.) 2010. Inland drift sand landscapes. KNNV-Uitgeverij, Driebergen, 255–278.
- Gimingham, C.H. 1972. Ecology of Heathlands. Chapman and Hall London
- Graebner, P. 1904. Handbuch der heidekultur. Verlag Von Wilhem Engelmann Leipzig 1904.
- Härdtle, W., G. von Oheimb, M. Niemeyer, T. Niemeyer, T. Assmann & H. Meyer 2007. Nutrient leaching in dry heathland ecosystems: effects of atmospheric deposition and management. *Biogeochemistry* 86: 201–215.
- Härdtle, W., M. Niemeyer, T. Niemeyer, T. Assman & S. Fottner 2006. Can management compensate for atmospheric nutrient deposition in heathland ecosystems? *Journal of Applied Ecology* 2006 43: 759–769.
- Hommel, P.W.F.M., W.H. Diemont & R.W. de Waal 2009. Bodemtype bepaalt effectiviteit plagbeheer in droge heidegebieden. *Stratiotes* 38: 5–17.
- 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. Rapport DKI nr. 2010/dk 137-O.
- Kaagman, M. & J. Fanta 1993. Cyclic succession in heathland under enhanced nitrogen deposition; a case study from The Netherlands. *Scripta Geobotanica* 21: 29–38.
- Kemmers, R.H., P. Mekking, A. Smit & J. Sevink 1996. Effecten van bosbegrazing op het humusprofiel van arme zandgronden onder naaldbos. Report 294. SC-DLO, Wageningen.
- Klimkowska, A., H. Keizer-Vlek, M. Wallis de Vries, R.J. Bijlsma, A. Schotman, H. van Dobben 2011, in prep. Urgente maatregelen tot behoud van bedreigde typische soorten en vegetatietypen van de Habitatrichtlijn. Alterra rapport. 299p.
- Kristensen, H.L. & G.W. McCarthy 1999. Mineralization and immobilization of nitrogen in heath soil under intact *Calluna*, after heather beetle infestation and nitrogen fertilization. *Applied Soil Ecology* 13: 187–198.
- Mouissie, A.M. 2004. Seed dispersal by large herbivores – implications for the restoration of plant biodiversity. PhD-Thesis, University of Groningen.
- Nielsen, K.-E., B. Hansen, U.L. Ladekarl & P. Nørnberg 2000. Effects of N-deposition on ion trapping by B-horizons of Danish Heathlands. *Plant and Soil* 223: 265–276.
- Nijssen, M. E., M. F. WallisDeVries & H. Siepel 2017. Pathways for the effects of increased nitrogen deposition on fauna. *Biological conservation* 212: 423–431.
- Pilkington, M.G., S.J.M. Caporn, J.A. Carroll, N. Cresswell, J.A. Lee, T.W. Ashenden, S.A. Brittain, B. Reynolds, B.A. Emmett 2005. Effects of increased deposition of atmospheric nitrogen on a upland *Calluna* moor: N en P transformations. *Environmental Pollution* 135 (2005) 469–480.
- Pitcairn, C.E.R., D. Fowler & J. Grace 1995. Deposition of fixed atmospheric nitrogen and foliar nitrogen content of bryophytes and *Calluna vulgaris* (L.) Hull. *Environmental Pollution* 88: 193–205.
- Remke, E. 2009. Impact of atmospheric nitrogen deposition on lichen-rich, coastal dune grasslands. PhD thesis Radboud Universiteit Nijmegen.
- Runhaar, H., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens 2009. Ecologische vereisten habitattypen. KWR 09-018. 45 p.
- Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda 1996. De Vegetatie van Nederland deel 3. Graslanden, zomen en droge heiden. Opulus press, Uppsala/Leiden.
- Schmidt, I.K., A. Tietema, D. Williams, P. Gundersen, C. Beier, B.A. Emmett & M. Estiarte 2004. Soil solution chemistry and element fluxes in three European heathlands and their responses to warming and drought. *Ecosystems* 7:638–649.

- Siepel, H., H. Siebel, T Verstrael, A van den Burg & J. Vogels 2009. Herstel van lange-termijn effecten van verzuring en vermesting in het droog zandlandschap. *De Levende Natuur* 110: 124–129.
- Sparrus, L.B. 2011. Inland dunes in The Netherlands: soil, vegetation, nitrogen deposition and invasive species. Proefschrift Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- Sutton, M.A., S. Reis & S.M.H. Baker 2009. Atmospheric Ammonia – Detecting emission changes and environmental impacts. Results of an Expert workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Springer. 464p.
- Timmermans, K.R. 1986. De invloed van beheersmaatregelen van de heide (*Calluna vulgaris*) op bodem-microarthropoden. Studentenverslag RIN, Arnhem.
- Van den Berg, L.J.L. & J.G.M. Roelofs 2005. Effecten van veranderingen in atmosferische stikstofdepositie op Nederlandse heide. *De Levende Natuur* 106:190–192.
- Van den Berg, P. Vergeer & J. G.M. Roelofs 2003. Heathland restoration in The Netherlands: effects of turf cutting depth on germination of *Arnica Montana*. *Applied Vegetation Science* 6: 117–124.
- Van den Burg, A. J. Vogels & H. Siepel 2009. Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen – evaluatie en ontwerp van bestaande en nieuwe herstelmaatregelen – derde tussenrapportage. Stichting Bargerveen/Radboud universiteit Nijmegen, Nijmegen. 45p.
- Van Diggelen, R., H. Bergsma, R.J. Bijlsma, R. Bobbink, A. van den Burg, J. Sevink, H.N. Siebel, H. Siepel, J. Vogels, W. de Vries & Maaike Weijters 2019. Steenmeel en natuurherstel: een gelukkige relatie of een risicovolle combinatie? *Vakblad Natuur Bos Landschap* 155: 20–23.
- Van Dobben, H.F., R. Bobbink, D. Bal & A. van Hinsberg 2012. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra-rapport 2397, Wageningen.
- Van Duinen, G.A., H.H. van Kleef, M.F. Wallis de Vries & A.B. van den Burg 2011. Herstel van biodiversiteit en landschapsecologische relaties in het natte zandlandschap. Betekenis van milieugradiënten en waardplantenkwaliteit voor herstel van de fauna van het natte zandlandschap. Deelrapport 4. Rapport nr. 2011/OBN147-4-NZ, Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag.
- Van Reusel, W. & H. van Dyck 2007. When functional habitat does not match vegetation types: A resource-based approach to map butterfly habitat. *Biological Conservation* 135: 202–211.
- Van Turnhout, C.E. van, E. Brouwer, M. Nijssen, S. Stuijzand, J. Vogels, H. Siepel & H. Esselink 2008. Herstelmaatregelen in heideterreinen – Samenvatting OBN onderzoek en richtlijnen met betrekking tot de fauna. DK 2008/042-O. Ede, Directie Kennis LNV: 71p.
- Van Wingerden, W.K.R.E., F.A. Bink, D.A. Jonkers, F.J.J. Niewold & A.L.J. Wijnhoven 1997. Gedomesticeerde grote grazers in natuurterreinen en bossen: een bureaustudie." II. De effecten van begrazing". Rapport RIN, Ede.
- 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) Directie Kennis en Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw en Innovatie, Den Haag. Rapport nr. 2011/OBN152-DZ.
- Von Oheimb, G. S.A. Power, K. Falk, U. Friedrich, M. Abdelmenam, A. Krug, N. Boschatzke & W. Hardtle 2010. *Ecosystems* 13: 317–327.
- Vogels, J. J., H. A. H. Jansman, R. Bobbink, M. Weijters, E. Verbaarschot, P. G. A. Ten Den, R. Versluijs & S. Waasdorp 2013a. Herstellen van akkers als onderdeel van een intact

- heidelandschap – de koppeling tussen arme heidegebieden en rijkere gronden. Directie Agrokennis, Ministerie van Economische Zaken, Den Haag. 175p.
- Vogels, J.J., N.R. Webb & H. Siepel 2013b. Impact of changed plant stoichiometric quality on heathland fauna composition. in *Economy and ecology of heathlands* W.H. Diemont, W.J.M. Heijman, H. Siepel, and N.R. Webb, (eds.). KNNV publishing. Zeist.
- Vogels, J.J., M. Weijters, R.J. Bijlsma, R.W. de Waal, R. Bobbink & H. Siepel 2016a. Fosfaattoevoeging Heide. VBNE, Driebergen. 127p.
- Vogels, J.J., R. Bobbink, M. Weijters & H. Bergsma 2016b. Het droge heidelandschap in de 21e eeuw: aandacht voor mineralogie en historisch landgebruik. *De Levende Natuur* 117: 245–250.
- Vogels, J.J., R.J. Bijlsma, R. Bobbink & E. Verbaarschot 2017a. Monitoring OBN onderzoek “fosfaattoevoeging heide”. VBNE, Monitoring OBN-14-DZ, Driebergen. 31p.
- Vogels, J.J. R. Loeb, E. Brouwer, R. Felix & M. Scherpenisse 2017b Optimaliseren van herstelmaatregelen voor habitattypen van droge heide – De stikstofverwijderingspotentie van de gecombineerde maatregel branden en drukkbegrazen. Nijmegen, Stichting Bargerveen, iov Provincie Noord Brabant. 80p.
- Vogels, J.J., E. Verbaarschot, R. Bobbink, V. de Jong & M. Scherpenisse 2017c. Monitoring steenmeeltoepassing ten behoeve van herstel biodiversiteit –Voortgangsrapportage. Stichting Bargerveen – iov Stichting Het Nationale Park de Hoge Veluwe. 37p.
- Vogels, J.J., W.C.E.P. Verberk, L.P.M. Lamers & H. Siepel 2017d. Can changes in soil biochemistry and plant stoichiometry explain loss of animal diversity of heathlands? *Biological Conservation* 212, Part B: 432–447.
- Vogels, J.J., M. Weijters, H. Bergsma, R. Bobbink, H. Siepel, J. Smits & L. Krul 2018. Van bodemherstel naar herstel van fauna in een verzuurd heidelandschap. *De Levende Natuur* 119: 200–204.
- Vogels, J.J., M.J. Weijters & R. Bobbink 2019. Monitoring fosfaattoevoeging heide. Effecten zeven jaar na inzet experiment. Rapport OBN24-DZ. VBNE, Driebergen. 39 p.
- Weijters, M., R. Bobbink, E. Bohnen-Verbaarschot, B. Van de Riet, J. Vogels, H. Bergsma & H. Siepel 2018. Herstel van heide door middel van slow release mineralengift. Resultaten van 3 jaar steenmeelonderzoek. Rapport nr. 2018/OBN222-DZ, VBNE, Driebergen, 216 p.
- www.natuurkennis.nl. Website Ontwikkeling + Beheer Natuurkwaliteit.