

Herstelstrategie H6230: Heischrale graslanden

Smits, N.A.C., R. Bobbink, A.J.M. Jansen & H.F. van Dobben

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.

Dit habitatype omvat in ons land min of meer gesloten, zogenoemde halfnatuurlijke graslanden op betrekkelijk zure zand- en grindbodems. Goed ontwikkelde heischrale graslanden zijn zeer rijk aan allerlei grassoorten, kruiden en paddenstoelen. Een deel van de soorten komt ook voor in heidebegroeiingen. Op de hogere zandgronden komen heischrale graslanden zowel op vochtige als op relatief droge standplaatsen voor. Het habitatype is in ons land aan te treffen in het heuvelland, de duinen en op de hogere zandgronden van het binnenland.

De oorspronkelijke beschrijving van de habitatrictlijn beperkte dit type tot 'berggebieden', maar in de latere interpretatie van de Europese handleiding is aangegeven dat ook soortenrijke heischrale graslanden in het laagland bij dit type horen.

Heischrale graslanden komen in verschillende variaties voor op uiteenlopende bodemtypen: op de hogere zandgronden komen heischrale graslanden zowel op vochtige (de Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras) als op relatief droge standplaatsen (de Associatie van Liggend walstro en Schapengras) voor.

In de duinen komen heischrale graslanden ook op zowel relatief droge als op vochtige standplaatsen voor. Alleen de duingemeenschappen op vochtige standplaatsen (de Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras) worden tot habitatype H6230 gerekend.

In het heuvelland wordt het habitatype vertegenwoordigd door de Associatie van Betonie en Gevinde kortsteel. Ze is daar te vinden langs de bovenranden van kalkhellingen waar bodem is bedekt met een laag kalkarm materiaal afkomstig van hoger op de helling.

In laag- en hoogveen is dit type zeer zeldzaam. Het is daar te vinden op licht verdroogd veen waar vroegere bemesting en bekalking nog zorgen voor een lichte buffering van de bodem. In hoogveengebieden is het alleen bekend van de bovenveengronden in het Bargerveen, niet afgegraven veengronden die vroeger werden gebruikt als landbouwgrond. In laagveengebieden kan

het voorkomen in licht verzuurde en verdroogde (voormalige) blauwgraslanden. Op vergelijkbare maar iets beter gebufferde standplaatsen komt ook de Associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem voor, die echter onderdeel uitmaakt van de heischrale variant van Grijze duingraslanden (H2130C).

In Heischrale graslanden komen 15 soorten voor van de Vogelrichtlijn waarvoor de stikstofgevoeligheid van het type een probleem kan vormen voor de kwaliteit van het leefgebied. Daarnaast zijn er drie 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	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Boomleeuwerik	Klein: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Bruine kiekendief	Klein: foerageergebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Grauwe kiekendief	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Grauwe klauwier	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Grutto	Groot: foerageergebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Kemphaan	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Korhoen	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname kwantiteit voedselplanten (3) + afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Nachtzwaluw	Klein: foerageergebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Paapje	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Roodborsttapuit	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Mogelijk	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Scholekster	Klein: foerageergebied	Mogelijk	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Tapuit	Klein: foerageergebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Velduil	Klein: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)
Vogels	Watersnip	Klein: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname prooibesikbaarheid (6)

Soortgroep	Typische soort	Belang en functie	N-gevoeligheid van leefgebied	Effecten van stikstofdepositie
Dagvlinders	Tweekleurig hooibeestje	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1)
Dagvlinders	Aardbeivlinder	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname kwaliteit voedselplanten (4)
Sprinkhanen & krekels	Veldkrekkel	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1)

Voor een goed begrip van de onderstaande paragrafen, is het essentieel om uit te gaan van de definitie van het habitattype 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/h6230-heischrale-graslanden>

2. Ecologische randvoorwaarden

Voor de abiotische randvoorwaarden (Runhaar et al. 2009) wordt volledig uitgegaan van de omstandigheden van de vier associaties die tot het verbond der heischrale graslanden worden gerekend. Dit zijn de Associatie van Liggend walstro en Schapengras, de Associatie van Klokjesgentiaan en Borstelgras, de Associatie van Maanvaren en Vleugeltjesbloem en de Associatie van Betonie en Gevinde kortsteel (19Aa01, 19Aa02, 19Aa03, 19Aa04; Schaminée et al. 1996).

2.1 Zuurgraad

De optimale zuurgraad omvat een traject van 4,5–6,5 (pH–H₂O); waarbij voor het Heuvellandtype een zuurgraad hoger dan 6,5 in de diepere bodemlaag ook als kernbereik wordt gezien. Een pH van 4–4,5 vormt het aanvullend bereik voor 19Aa01 en 19Aa02. Als de zuurgraad is gedaald tot onder de 4 kan het type niet voorkomen. Binnen het optimale traject is er nog wel verschil tussen de samenstellende vegetatietypen; zo zijn 19Aa01 en 19Aa02 zuurtoleranter (4,0–6,0) dan 19Aa03 (dat voornamelijk tot habitattype H2130C behoort) en 19Aa04 (resp. 4,5–7 en 4,5–7) (Runhaar et al. 2009).

2.2 Voedselrijkdom

De optimale voedselrijkdom bestaat uit de klasse zeer voedselarm tot licht voedselrijk (19Aa01, 19Aa02 en 19Aa03); waarbij matig voedselrijk als aanvullend wordt gezien in het Heuvelland (alleen 19Aa04; matig voedselarm tot matig voedselrijk). Bij verdere eutrofiëring kan het type niet voorkomen (Runhaar et al. 2009).

2.3 Vochttoestand

De optimale vochttoestand voor het habitattype heischraal is droog tot nat, waarbij 19Aa01 en 19Aa04 matig droge tot droge varianten zijn en 19Aa02 en 19Aa03 vochtige tot natte omstandigheden prefereren (Runhaar et al. 2009).

2.4 Landschapsecologische processen

Op de hogere zandgronden is het habitatype op de meeste locaties gebonden aan een leemhoudende zandbodem, die zwak zuur tot zuur en voedselarm is en kan worden gekenmerkt door een wisselende vochttoestand. Droge heischrale graslanden op zand kwamen voor 1940–1950 ook voor op zandbodems met wat hoger mineraal gehalte met basische kationen. Doorgaans betreft het een zone in de gradiënt van droge heide naar gebufferde vennen of naar beekdal–graslanden. In heideterreinen wordt het type lintvormig aangetroffen op licht betreden delen, zoals langs paden en wegen. Plaatselijk komen Heischrale graslanden voor in heidelandschappen op plekken waar leem is gestort of gewonnen. Op andere plaatsen is de bodem in het verleden diep gespit of geploegd en is daardoor gebufferd materiaal aan de oppervlakte gekomen. Behalve op zandbodem komt het type in Pleistoceen Nederland in verarmde vorm voor op verdroogd veen (in zogenaamde bovenveengraslanden). De buffering in de bodem in het Pleistocene gebied vindt plaats door de kationenuitwisseling met het bodemcomplex; dit wordt in vochtige heischrale graslanden aangevuld met de kationen via de grondwaterinvloed in de winter. In droge systemen vindt een zeer beperkte aanvulling plaats via depositie van kationen uit de lucht en door een zeer langzame verwerking van silicaatmineralen.

In de duinen worden Heischraal graslanden aangetroffen aan de rand van duinvalleien en in de binnenduinrand.

In Zuid-Limburg komen Heischrale graslanden voor aan de bovenkant van hellingen. Daar bevindt zich het kalkgesteente dieper in de bodem en is de bovenste bodemlaag wat zuurder dan bij de Kalkgraslanden (van habitatype H6210) (profieldocument).

Zie de informatie uit de landschapsdoorsneden (Deel III).

2.5 Regulier beheer

Heischrale graslanden zijn half–natuurlijke begroeiingen. Dat wil zeggen dat beheer (maai- en/of begrazingsbeheer) noodzakelijk is om de vegetatie als grasland te handhaven.

3. Effecten van stikstofdepositie

Voor de kritische depositiewaarde worden drie varianten onderscheiden. De droge, kalkarme variant is gebaseerd op de bovenkant van de empirische deelrange gelet op modeluitkomst, waarbij als deelrange 10–12 kg N/ha/jr wordt onderscheiden (Van Dobben et al. 2012; Bobbink & Hettelingh 2011). De droge, kalkrijke variant (komt alleen in het Heuvelland voor) is gebaseerd op de modeluitkomst passend binnen de empirische deelrange (12–15 kg N/ha/jr ; Van Dobben et al. 2012; Bobbink & Hettelingh 2011). De vochtige, kalkarme variant is gebaseerd op de onderkant van de empirische range, gelet op de modeluitkomst Van Dobben et al. 2012; Bobbink & Hettelingh 2011). Voor de eerste twee varianten is uitgegaan van EUNIS type E1.7 (Closed non-Mediterranean dry acid and neutral grassland) met een empirische range van 10–15 kg N/ha/jr, terwijl voor de derde variant is uitgegaan van E3.52 (Heath *Juncus* meadows and humid *Nardus stricta* swards; Bobbink & Hettelingh 2011).

Variant	KDW (kg N/ha/jr)	KDW (mol N/ha/jr)
Droge kalkarme variant	12	857
Droge, kalkrijke variant	12	857
Vochtige, kalkarme variant	10	714

De effecten van stikstofdepositie op de soortenrijkdom van heischrale graslanden zijn gekwantificeerd door [Dorland & Van Loon \(2011\)](#). Zij tonen aan dat de stikstofdepositiewaarde, waarbij de gemiddelde soortenaantallen van West-Europese heischrale graslanden significant dalen, ligt bij 11.8 kg N/ha/jaar. Deze waarde is nagenoeg gelijk aan de kritische depositiewaarde van dit habitatype (11.6 kg N/ha/jaar) en komt goed overeen met de internationale 'empirical critical load' voor soortenrijke heischrale graslanden (10–15 kg N/ha/jaar). Verder laten zij zien dat pas bij een depositiewaarde van 29.3 kg N/ha/jaar het gemiddelde aantal soorten niet verder afneemt en dat de soortenrijkdom in heischrale graslanden waar de stikstofdepositie gelijk is aan of kleiner dan de kritische depositiewaarde is significant hoger dan in gebieden met 2 of 3 maal de kritische depositiewaarde ([Dorland & Van Loon 2011](#)).

Depositieniveaus boven de kritische depositiewaarde kunnen leiden tot zowel (1) verzuring (behalve meestal in het Heuvelland vanwege de buffering vanuit het nabije kalkgesteente) als (2) vermisting. Beide abiotische processen leiden tot een sterke afname van karakteristieke soorten en een toename van soorten die horen bij een voedselrijker milieu. Deze invloeden worden hieronder nader beschreven.

3.1 Verzuring

Vanwege de bufferende ondergrond (kalkgesteente) heeft daling van de pH als gevolg van atmosferische stikstofdepositie in het Heuvelland niet aantoonbaar plaatsgevonden. De KDW is hier dan ook niet gebaseerd op de verzurende invloed van stikstof, maar op de vermistende invloed ervan. De vochtige variant in de kalkarme duinen en in de hogere zandgronden (19Aa02 en 19Aa03) is afhankelijk van het bufferend vermogen van de bodem (aangevuld via lokaal grondwater/kwel). Verzuring door stikstof kan hier sneller optreden wanneer er te weinig toevoer van bufferstoffen plaatsvindt, dus in verdroogde situaties, maar zelfs zonder verdroging is in de meeste heidegebieden het oppervlakkige grondwater al dermate verzuurd als gevolg van depositie dat er ook dan verzuring optreedt. De droge heischrale graslanden in de hogere zandgronden liggen in inzigingsgebieden en zijn (of waren) voor hun buffering vooral afhankelijk van leemhoudend of minder verweerd (mineralenrijker) bodemmateriaal of aanvoer van bufferstoffen door menselijke activiteiten. Uit het onderzoek in droge heischrale graslanden in het Verenigd Koninkrijk ([Stevens et al. 2004, 2009](#)) en ook het BEGIN onderzoek (9 landen; o.a. [Stevens et al. 2010](#)) blijkt dat de gevolgen van extra bodemverzuring heel bepalend zijn voor de afname van de soortenrijkdom bij hoge N-depositie.

Verder zijn de voor dit habitatype kenmerkende plantensoorten enerzijds kalkmijdend, maar anderzijds zeer gevoelig voor het aluminium dat op zure standplaatsen meestal in het bodemvocht aanwezig is. Goed ontwikkelde heischrale graslanden hebben een lage aluminium/calcium-verhouding (Al/Ca-verhouding) in het bodemvocht. De Al-beschikbaarheid neemt bij verzuring tot waarden beneden pH ca. 4,5 exponentieel toe, waardoor dit proces essentieel is. Veel heischrale soorten zijn zeer gevoelig voor Al, met name bij lage Ca-gehalten. Al/Ca-verhoudingen boven 5 worden in goed ontwikkelde heischrale vegetaties niet aangetroffen ([De Graaf et al. 1997; De Graaf 2000](#)).

3.2 Vermesting

Een deel van de atmosferisch toegevoerde stikstof wordt jaarlijks actief afgevoerd via het regulier beheer (maaien en afvoeren en een klein deel via begrazing). De effecten van vermisting uiteten zich meestal in een toenemende biomassa-productie en uitbreiding van algemene soorten, terwijl zeldzame soorten verdwijnen. De vermestende invloed van atmosferische depositie is een geleidelijk proces waarbij zich jaarlijks beperkte hoeveelheden stikstof ophopen in het systeem. Modeluitkomsten voorspellen meer beschikbaar N bij hogere depositieniveaus en meer mineralisatie van stikstof, maar alleen in grasland op lemige bodems (Mol-Dijkstra & Van Dobben unpubl). Ook uit meerjarige veldexperimenten in zure UK graslanden is gebleken dat met toenemende N-beregening de N-mineralisatie significant toeneemt (Morecroft et al. 2003; Carroll et al. 2007).

3.3 Toxische effecten

In het heischrale grasland speelt nog een ander probleem als gevolg van de toegenomen voedselrijkdom door N-toevoer. Voor meerdere, nu zeldzame heischrale soorten is experimenteel aangetoond dat verhoogde ammoniumbeschikbaarheid negatieve effecten kan hebben voor kieming en groei, met name bij lage bodem-pH (Van den Berg et al. 2005; Dorland et al. 2003a; Lucassen et al. 2003; De Graaf et al. 1998b). Deze gegevens worden bevestigd door de analyse van de vele vegetatieopnamen waarbij ook de bodemchemie is gemeten in het heischrale milieu. Hieruit komt sterk naar voren dat hoge ammoniumbeschikbaarheid en/of verhoogde ammonium:nitraat ratio's het voorkomen van kenmerkende heischrale plantensoorten sterk beperkt (Kleijn et al. 2008; De Graaf et al. 2009). Kortom, de effecten van N-depositie in heischrale graslanden in het zandgebied zijn mede zo hoog door het zeer hoge aandeel (>75 %) van gereduceerd N in de totale depositie in Nederland, en de lage nitrificatiesnelheid in veelal verzuurde bodem (pH <4,5) (Roelofs et al. 1996).

Echter, het lijkt erop dat soorten van het oorspronkelijk voedselarme heischraal grasland in het Heuvelland een mechanisme hebben dat omzetting van ammonium tot nitraat onderdrukt (Smits et al. 2010a, 2010b). Dit is in de oorspronkelijke (voedselarme) situatie voordelig omdat omzetting van niet-oplosbaar ammonium in het gemakkelijk uitspoelbare nitraat wordt tegengegaan zodat stikstof in de bodem beter wordt vastgehouden. In de huidige situatie zou dit mechanisme er echter voor kunnen zorgen dat een overdosis ammonium in de bodem achterblijft omdat dan de toevoer van gereduceerd N uit de lucht niet meer in nitraat wordt omgezet. Dit eenzijdige aanbod van ammonium kan de vestiging en ontwikkeling van kenmerkende soorten negatief beïnvloeden, zoals ook is gevonden in heischrale graslanden in het Pleistocene deel van Nederland (Kleijn et al. 2008; De Graaf et al. 2009). Dit impliceert dat er alles aan moet worden gedaan om zo min mogelijk stikstof (met name ammonium en ammoniak) op heischrale graslanden terecht komt. In de komende jaren vindt aanvullend onderzoek plaats naar dit mechanisme in de Zuid-Limburgse heischrale graslanden.

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 kwantiteit voedselplanten, afname kwaliteit voedselplanten en afname prooi-beschikbaarheid. Een uitsplitsing van deze factoren naar de onderscheiden soorten is terug te vinden in de kenschets en een beschrijving van de specifieke factoren is terug te vinden in paragraaf 2.4 van Deel I.

4. Andere omstandigheden die de effecten van stikstofdepositie kunnen beïnvloeden

Er zijn meerdere factoren die deels dezelfde effecten kunnen geven als stikstofdepositie of die de effecten van stikstofdepositie kunnen beïnvloeden, zowel positief als negatief. De belangrijkste daarvan passeren hierna de revue.

4.1 Ontoereikend regulier beheer

Heischrale graslanden zijn half-natuurlijke begroeiingen. Dat wil zeggen dat beheer (maai- en/of begrazingsbeheer) noodzakelijk is om de vegetatie als grasland te handhaven. Gezien de toegenomen verrijking van de bodem (vooral door atmosferische stikstof depositie en wellicht ook door aangepast beheer ten opzichte van de traditionele beheermethode, zie hieronder) is intensievere afvoer van voedingsstoffen noodzakelijk dan in het traditionele beheer (tot begin 20^e eeuw). In het Heuvelland kan ook verrijking als gevolg van inspoeling vanuit aangrenzende landbouwgebieden zijn opgetreden.

Het regulier beheer van heischrale graslanden bestaat uit geen beheer, begrazen of jaarlijks maaien en afvoeren. Indien beheer meerdere jaren achtereen wordt nagelaten, dan hopen nutriënten waaronder stikstof zich op en treedt dus vermessing op. De effecten daarvan komen in grote mate overeen met de vermestende invloed van depositie. In het Heuvelland verschilt het huidige begrazingsbeheer van het traditionele beheer, doordat de grazers nu veelal 24u per dag op de graslanden staan. Vroeger verbleef het vee 's nachts in een stal, waarmee een transport van voedingsstoffen van de graslanden af werd gecreëerd. De verschillen in begrazingsbeheer tussen nu en het traditionele beheer, leidden tot extra toename van voedingsstoffen.

Een traditionele gebruiks- of beheermethode die in het verleden op meerdere plaatsen werd toegepast is periodiek branden. Het doel was hier vooral het verjongen van de vegetatie en opslag van houtige soorten te voorkomen. Voornamelijk uit defensieterrinen wordt deze methode in heischraal grasland nog steeds kleinschalig toegepast en met positieve resultaten (Bobbink et al. 2009). Branden leidt hier tot vitalere populaties van verschillende soorten binnen heischraal grasland, waaronder *Arnica montana* (Bobbink et al. 2009). Verder groeien grassen als Pijpenstrootje en Bochtige smele niet in karakteristieke horsten, maar als spruiten in een losse mat, waardoor meer ruimte is voor de vestiging van bijzondere soorten (Haveman et al. 1999). Waarschijnlijk leidt jaarlijks branden ertoe dat de beschikbaarheid van kationen voortdurend wordt verhoogd en er zoveel N wordt afgevoerd dat ongewenste grassen niet tot dominantie kunnen komen (Bobbink et al. 2009). Ontoereikend regulier beheer wordt niet apart onder paragraaf 5 of 6 behandeld.

4.2 Bufferend vermogen van de bodem

Om voldoende buffering van de bodem te waarborgen, speelt de kwaliteit en hoeveelheid grondwater en/of kwel een rol voor de vochtige variant (19Aa02) van heischraal grasland. Voor het droge heischrale grasland in de hogere zandgronden (19Aa01) is leemhoudend of minder verweerd bodemmateriaal van belang. Ook verstoring van de bodem (zoals lichte overstuiving of bijvoorbeeld het graven van leemkuilen) dragen bij tot meer gebufferde situaties in sommige

heischrale graslanden. Buffering is in het Heuvelland (ten dele) gewaarborgd door de kalksteenlagen in de ondergrond op de hellingschraallanden.

4.3 Verdroging

De natte/vochtige variant van de heischrale graslanden (19Aa02 en 19Aa03) zijn gevoelig voor verdroging (afname van kwel/veranderingen in de grondwaterstand).

4.3.1 Vermesting als gevolg van verdroging

Verlaging van (grond)waterstanden heeft mineralisatie van het organisch materiaal in de grond tot gevolg waardoor extra voedingsstoffen beschikbaar komen, waaronder stikstof én fosfaat. Dit leidt zelfstandig en direct tot (enige) vermesting.

4.3.2 Verzuring als gevolg van verdroging

Verdroging kan er ook toe leiden dat versnelde bodemverzuring optreedt. In de eerste plaats omdat verdroging meer ruimte bieden aan oxidatieprocessen, zoals de afbraak van organisch materiaal en de nitrificatie van ammonium, waardoor netto zuur wordt gegenereerd. Voorts treedt wederom versnelde verzuring op wanneer de voeding met kwelwater en de aanvoer van daarin opgeloste zuurbufferende stoffen vermindert. In natte heischrale graslanden waar in de winter licht gebufferd water in de wortelzone komt, kunnen de eventueel optredende gevolgen van verzuring (uitspoeling kationen en dergelijke) zo worden teruggedraaid. Het complex wordt weer opgeladen. In deze natte situaties zullen de verzurende effecten van N dan ook nauwelijks optreden (tenminste als het grondwater nog kationen bevat en in de wortelzone komt).

4.4 Directe vermesting

In het Heuvelland liggen de heischrale graslanden veelal bovenaan de helling. Door uitspoeling vanuit aangrenzende landbouwgebieden heeft op veel plekken eutrofiëring plaatsgevonden. Dit geldt ook voor een deel van de heischrale graslanden aan beekdalranden, zeker als daar akkers direct tegenaan liggen (bijvoorbeeld de vroegere situatie bij de Dommelbeemden). In de andere landschappen (duinen en hogere zandgronden) speelt directe vermesting over het algemeen geen structurele rol in droge heischrale graslanden, maar wel via het grondwater in de vochtige variant.

4.4.1 Directe vermesting via grondwater

Omdat natte/vochtige heischrale graslanden afhankelijk zijn van de toevoer van schoon kwelwater, maakt dat hen kwetsbaar voor slechte waterkwaliteiten. Vooral sterke landbouwkundige bemesting in bovenstroomse gebieden zorgt ervoor dat het grondwater in beekdalen veelal is belast met teveel nitraat, sulfaat en fosfaat. De effecten van stikstofdepositie worden daardoor verergerd.

4.5 Versnippering

De meeste heischrale graslanden in Nederland komen voor op een kleine oppervlakte, zijn versnipperd en liggen geïsoleerd. Op de hogere zandgronden komen heischrale graslanden weliswaar vaak in mozaïek (vaak in smalle overgangszones) voor binnen het heidelandschap, maar in veel gevallen zijn dergelijke terreintjes klein en geïsoleerd gelegen. Deze omstandigheden maken bestaande habitats extra gevoelig voor lokale uitsterving van soorten, waarbij bronpopulaties vaak te ver weg zijn om dispersie van soorten mogelijk te maken.

5. Maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie

In de laatste decennia zijn diverse projecten uitgevoerd waarbij het habitatype heischrale graslanden al dan niet succesvol is hersteld. Bij de maatregelen die zijn uitgevoerd, zijn altijd combinaties van sleutelfactoren betrokken (Roelofs et al. 1996; De Graaf et al. 2004 e.a.). Duidelijk is dat in de meeste situaties maatregelen mogelijk zijn tegen verzuring en vermesting, waarbij een tegenwicht kan worden geboden tegen de invloeden van stikstofdepositie. In het heuvelland is het opvallend dat ook in terreinen die reeds lang als reservaat worden beheerd, karakteristieke orchideeën (zoals *Coeloglossum viride*, *Platanthera bifolia*, *Orchis morio* en *Spiranthes spiralis*) niet terugkeren. Zaaïexperimenten met zeldzame soorten (*Parnassia palustris*, *Arnica montana* en *Antennaria dioica*) leverden ook geen vestiging op: dit lijkt te duiden op veranderde bodemcondities ten opzichte van de goed ontwikkelde situaties (Smits et al. 2009).

5.1 Afvoer van nutriënten

De vermestende invloed van stikstofdepositie zelf kan in principe bestreden worden via extra afvoer van stikstof. Via regulier beheer zoals maaien en begrazen worden nutriënten waaronder stikstof afgevoerd uit het systeem. De ervaring leert echter dat dit onvoldoende is om situaties met een goede kwaliteit het hoofd te bieden tegen de effecten van te hoge stikstofdeposities, laat staan slechte situaties te verbeteren. Effectgerichte maatregelen zoals intensiever maaien (of eventueel bij begrazing de grazers 's nachts weghalen) om de effecten van verrijking teniet te doen, hebben hierbij waarschijnlijk onvoldoende effect. Maaien en afvoeren voert veel effectiever voedingsstoffen af dan begrazing, maar heeft in potentie een veel groter nivellerend (en dus negatief) effect voor met name de fauna.

Plaggen ter bestrijding van de eutrofiering is in heischrale graslanden goed onderzocht en lijkt over het algemeen succesvol, met name in niet-verzuurde terreinen. Het uitsparen van restpopulaties karakteristieke en zeldzame soorten is hierbij van groot belang. Hoe beter de ecologische infrastructuur intact is gebleven, des te groter de kans is op succesvol herstel. Plaggen kan in verzuurde situaties (pH < 4,5) leiden tot een tijdelijk ammoniumpiek (De Graaf et al. 1998a; Dorland et al. 2003a). In de hogere zandgronden is na plaggen een piek in ammoniumconcentratie gevonden met een negatieve invloed op kieming en overleving van karakteristieke soorten (Dorland et al. 2003a). Deze ammoniumpiek kan met bekalking worden tegengegaan (Dorland et al. 2003b, 2004). In het heuvelland is een dergelijk piek in ammoniumconcentratie niet waargenomen na plaggen (Smits et al. 2009). Dit heeft waarschijnlijk te maken met de meer gebufferde bodemomstandigheden in dit subtype (19Aa04). Hoe dit in de duinen werkt is vooralsnog niet bekend.

Periodiek branden vermindert (in ieder geval tijdelijk) de bovengrondse biomassa. Daarnaast vermindert het de concurrentie tussen plantensoorten en vergroot de kans op (her)vestiging van soorten, wanneer de zaadvoorraad door de brand niet wordt aangetast. Branden wordt traditioneel in hoofdzaak 's winters uitgevoerd, waardoor de brand niet diep in de bodem doordringt. Via branden kunnen ook voedingsstoffen worden afgevoerd, maar in hoeverre dit daadwerkelijk plaatsvindt, hangt af van het type vegetatie, de intensiteit van de brand en de weersomstandigheden tijdens en na de brand (Bobbink et al. 2009). Het verlies aan bovengronds aanwezige stikstof kan aanzienlijk zijn, terwijl fosfor en veel kationen in asdeeltjes achterblijven.

Ook kan een tijdelijke verhoging van beschikbare ionen in de bovenste bodemlagen direct na brand optreden (Bobbink et al. 2009). Afhankelijk van de intensiteit van de brand, fasering en tijd van het jaar kan branden zeer ongunstig zijn voor de fauna (zie bijvoorbeeld Aukema 1983 en Turin 1983). Voor Blauwe kiekendief en Velduil is het waarschijnlijk belangrijk om bij begrazing terreindelen onbegrast te laten tegen nestverstoring door grote grazers (hypothese). Gefaseerd maaien voor groter prooibeschikbaarheid wordt als hypothetische maatregel gezien voor Grauwe klauwier, Nachtzwaluw, Paapje en Roodborsttapuit. Voor de Grutto is het beter om niet te maaien voor 15 juni, indien graslanden naast geschikte broedterreinen liggen. Voor de Kemphaan en Watersnip en is het belangrijk om niet voor 15 juli te maaien in verband met late (mogelijke 2e) legfels.

5.2. Opslag verwijderen

Stikstofdepositie versnelt de groei van houtige opslag (o.a. brem en braam). In gebieden met een hoge stikstofdepositie zal dus vaker houtige opslag uit het terrein moeten worden verwijderd.

5.3 Herstel buffering

Aangezien versnelde verzuring van Heischrale graslanden in nagenoeg alle gebieden, het heuvelland uitgesloten, aan de orde is en met het overschrijden van de KDW aan de orde zal blijven (zie paragraaf 3.1), is herstel van de buffercapaciteit van de bodem een sleutelfactor in het maatregelenpakket om de kwaliteit te behouden of te verbeteren. Er zijn verschillende methoden die bodembuffering herstellen voor dit habitatype onderzocht of in onderzoek. Deze worden hier in afnemende mate van "gebiedseigenheid" behandeld.

5.3.1 Aanbrengen leem

In terreinen die van oudsher door leem gebufferd werden is het opnieuw aanbrengen van een dunne leemlaag een mogelijkheid om herstel van de buffercapaciteit te bereiken, althans tijdelijk, voor ca. 5/6 jaar (website natuurkwaliteit). Voorwaarde daarbij is dat het aangebrachte leem voldoende bufferend vermogen bezit. De oorzaak voor het tijdelijk effect ligt in de verspoeling en uitloging van het leem. Anders gezegd: de leemlaag wordt dunner en de buffercapaciteit van het leem neemt af. Deze maatregel werkt echter alleen goed als de hydrologie ook in orde is. Gebruik hierbij bij voorkeur leem uit de omgeving, aangezien de leem zaden van kenmerkende plantensoorten kan bevatten (De Graaf et al. 2004). In Staverden lijkt dit effect na 19 jaar op het oog weg (mond. meded. R. Bobbink): de langjarige effecten van deze maatregelen hangen af van de buffercapaciteit van het gebruikte leem.

5.3.2 Bekalking (direct of via inziggebied)

Het bestrijden van verzuring door lichte bekalking direct na plagen lijkt positief te kunnen werken om ophoping van ammonium tot toxische niveaus tegen te gaan (Dorland et al. 2004; Vogels et al. 2019). Daarnaast lijkt bekalking van het inziggebied (met name op natte heide) verzuring tegen te gaan (Dorland et al. 2000, 2002, 2005a). Hierbij moet wel nauwkeurig worden uitgerekend hoeveel kalk er nodig is. Dit is mogelijk als je de basenbezetting weet, de grootte van het inziggebied, en de grootte van het complex (mond. meded. R. Bobbink). Directe bekalking op plaatsen met meer organische stof in de bodem leidt tot verhoogde mineralisatie, waardoor deze maatregel alleen positief effect heeft na ondiep plagen.

Bekalken bestrijdt de verzuring effectief: de basenverzadiging en pH stijgen en de concentraties van giftige stoffen zoals aluminium en ammonium dalen. Het positieve effect van het bekalken lijkt (vooralsnog) duurzaam; in enkele heischrale graslanden is het nu 10 – 15 jaar werkzaam. Het is aan te bevelen verzuurde heischrale graslanden te bekalken, waarbij als vuistregel wordt uitgegaan van 2000 kg/ha doloka), bij voorkeur vrij snel na plaggen. Hoewel het plaggen heeft geleid tot de terugkeer van sommige bedreigde soorten van heischrale graslanden, is dit zeker niet overal het geval geweest. Een zeer groot deel van de bedreigde heischrale soorten heeft geen langlevende zaadvoorraad, en zodra herstelbeheer werd uitgevoerd in terreinen waar geen restpopulaties meer waren, komen en kwamen deze soorten niet terug, ondanks geschikt abiotisch milieu, wat bleek uit herintroductieproeven (Dorland et al. 2005b). Naast herstel van de basenverzadiging/ buffercapaciteit kan het actief terugbrengen van soorten dus ook essentieel zijn voor herstel. Extreme ophoping van ammonium in de bodem na het plaggen bleek hiervan soms de oorzaak. Deze ammoniumophoping treedt direct na het plaggen op, duurt veelal anderhalf tot twee jaar en is vastgesteld in zowel droge als in natte heischrale graslanden, vooral onder zure omstandigheden (pH < 4,8). Met name planten die kenmerkend zijn voor zwak gebufferde omstandigheden in heischrale milieus zijn erg gevoelig voor ammoniumvergiftiging. Gedurende de periode met hoge ammoniumconcentraties is de bodemchemie weinig geschikt voor kieming en zeker niet voor definitieve vestiging van deze soorten, terwijl de meer algemene soorten zoals Bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*), Pijpenstrootje (*Molinia caerulea*), Struikhei (*Calluna vulgaris*) en Gewone dophei (*Erica tetralix*) uitstekend bestand zijn tegen deze condities. Het gevolg is een soortenarme vegetatie waarin vrijwel alle doelsoorten ontbreken. Het is daarom raadzaam om in verzuurde situaties het kleinschalige plaggen te combineren met extra beheermaatregelen die met name rond restpopulaties de extreme ophoping van ammonium kunnen voorkomen. Plaatsen waar de bodem direct na het plaggen is bekalkt, vertoonden in vergelijking met onbekalkte plaatsen veel geringere toename van ammonium en een hogere bodem-pH. Stikstof was op de bekalkte plaatsen hoofzakelijk in de vorm van nitraat aanwezig. Bekalken vormt daarmee een belangrijke aanvulling op het plaggen in relatief zure heischrale graslanden. Dat geldt zowel voor natte als droge heischrale graslanden (Bobbink & De Graaf 2007; Vogels et al. 2019). 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 PO₄³⁻ samen met Al³⁺, in amorf Al(OH)₂H₂PO₄ en binding aan Ca in de vorm van hydroxyapatiet (Vogels et al. 2019).

Voor de vochtige/natte heischrale graslanden kan het lokale kwelwater zelf verzuurd zijn. Het bekalken van het zeer lokale inzigtgebied, ('catchment liming'), kan dan een manier zijn om het probleem van de buffering van verzuurde, natte heischrale vegetatie aan te pakken. Bij deze maatregel worden, liefst geplagde, hooggelegen delen van de omliggende heide bekalkt (Dorland et al. 2005). Onder invloed van regenwater en de zure bodem lost de kalk geleidelijk op en komen calcium- en bicarbonaat-ionen in het grondwater terecht. De opgeloste ionen kunnen vervolgens door uitwisselingsprocessen de buffercapaciteit en pH verhogen. Deze effecten vinden niet alleen plaats op de plek waar de kalk is uitgestrooid, maar via het grondwater en afstromend (regen)water ook in de lager gelegen terreindelen met bijvoorbeeld nat heischraal grasland, zoals uit OBN-onderzoek in de Schaopedobbe en de Bieze is gebleken (Bobbink & De Graaf 2007).

5.3.3 Toevoegen basenleverende bodemmineralen (steenmeel)

In droge heischrale graslanden is mineraltoediening in de vorm van fijn gemalen silicaatmineralen (steenmeel) 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](#).

Twee experimenten met steenmeeltoediening in Heischrale graslanden zijn pas enkele jaren geleden gestart, waardoor er slechts gegevens beschikbaar zijn over de eerste groeiseizoenen na toediening ([Vogels et al. 2017](#); [Weijters et al. 2019](#)). In beide experimenten zijn doseringen van 10 ton Soilfeed/ha gebruikt, waarbij in het experiment in Huis ter Heide ook een zeer hoge dosis van 60 ton Soilfeed/ha is toegediend, naast een zeer kaliumrijk Italiaans steenmeel (Lapili). In het Huis ter Heide experiment was de bodem arm aan met name kalium en calcium en rijk aan fosfor.

Bij de gebruikte doseringen werden er geen significante positieve – noch negatieve– effecten op bodemchemie en vegetatie gevonden, ook in de lopende heide–experimenten werden de duidelijke positieve effecten op bodembuffering pas vanaf het derde effectjaar gevonden ([Weijters et al. 2018](#)). Voortzetting van de lopende experimenten moet aan het licht brengen of steenmeeltoediening in droge Heischrale graslanden de gewenste verbetering in basenverzadiging inderdaad teweeg kan brengen.

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 is 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, 2019](#)).

In het geval heischraal grasland P– (of K–)gelimiteerd is bestaat het risico dat P (of K) uit het steenmeel een bemestend effect heeft met alle gevolgen van dien. 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).

Ervaring met de toepasbaarheid, effectiviteit en mogelijke risico's van steenmeeltoediening in Heischrale graslanden 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 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.

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.

Steenmeelgift in Heischrale graslanden 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 Hydrologische maatregelen

Voor behoud/herstel van de vochtige/natte variant van heischrale graslanden zijn hydrologische maatregelen van belang. De mate waarin de hydrologie hersteld kan worden, is in de praktijk afhankelijk van de grootte van het stroomgebied en het landgebruik. Vaak is een verhoging van de grondwaterstand nodig in de infiltratiegebieden die grenzen aan de beekdalen en die een landbouwkundige functie kunnen hebben. Regionale grondwatersystemen zijn vanwege hun omvang moeilijker te herstellen dan lokale systemen, maar de effectiviteit en duurzaamheid zijn in het eerste geval wel groter. Wanneer er nog wel kweldruk is, is herstel relatief goed te realiseren door (diepe) sloten te verondiepen of zelfs te dempen. Stroomgebieden met een groot aandeel natuur bieden in het algemeen meer mogelijkheden voor hydrologisch herstel dan gebieden die overwegend in agrarisch gebruik zijn. Hydrologische maatregelen worden in OBN-verband als reguliere maatregelen beschouwd (Ommering & Hendriks 2004).

6.2 Herstel buffercapaciteit

In het algemeen is de buffercapaciteit van een bodem bij natte tot vochtige grondwatergevoede of -beïnvloede deelgebieden redelijk te sturen, maar niet in droge delen van het heidelandschap. Om voldoende basische ionen in de bovenste bodemlagen te krijgen, is toestroming van licht basenrijk grondwater vaak essentieel. Soms wordt een deel van de basentoevoer ook beïnvloed door de aanwezigheid van kalkrijke bodemlagen in de ondergrond of is de bodem zelf basenrijk door de aanwezigheid van kalk. Grondwaterstroming of hoge grondwaterstand is nodig om de basen te transporteren naar de wortelzone. Een waarschuwing daarbij is wel dat het grondwater niet sterk belast moet zijn met nitraat en/of sulfaat, omdat dat vaak gepaard kan gaan met eutrofiëring.

7. Maatregelen voor uitbreiding

Uitbreiding van heischrale graslanden gebeurt veelal op voormalig intensief agrarische gronden. Hierbij kan het mobiliseren van fosfaat een rol spelen, aangezien dit vaak in grote hoeveelheden aanwezig is op voormalige landbouwgronden. Naast het afvoeren van de voedselrijke bovenlaag, moet er voor de vochtige onderdelen ook naar eventueel herstel van de waterhuishouding worden gekeken. Hoewel het herstellen van de abiotische omstandigheden soms goed haalbaar lijkt, zal ontgronding alleen niet vaak tot duurzame uitbreiding van heischrale graslanden leiden. Dit komt omdat de dispersie mogelijkheden van de typische soorten in het huidige landschap vaak ook een beperkende factor zijn.

8. Effectiviteit en duurzaamheid

De effecten van depositie zijn – zolang de depositie te hoog blijft – onvermijdelijk zoals eerder is vermeld. Slechts een deel van de depositie verdwijnt uit het systeem door (intensivering van) regulier beheer. Een intensiever beheersysteem zou vermessing wellicht kunnen beperken, maar heeft al gauw neveneffecten die even schadelijk zijn als die van depositie (zaadzetting karakteristieke soorten niet meer gegarandeerd, verlies habitat karakteristieke fauna). De vermestende effecten kunnen daarom niet onbeperkt worden aangepakt met behulp van een eenmalige maatregel (plaggen) of door een enkele malen herhaalde maatregel (2 maal per jaar maaien of intensiever begrazen), om vervolgens over te schakelen naar het extensieve, regulier beheer. Toch blijft herhaling van deze intensieve maatregelen nodig zolang heischrale graslanden in voedselrijkdom toenemen, maar de duur van de werkzaamheid is vooralsnog onbekend.

Voor het heuvelland type is uitgezocht dat schijnbare details in de manier van plaggen of begrazing (tijdstip, grootschaligheid, mate van fasering, intensiteit, al dan niet 's nachts opkralen van schapen, kwaliteit van parkeerweides, bijvoering etc.) daarnaast een cruciale rol in de effectiviteit van het beheer spelen. Te grootschalig en intensief uitgevoerd beheer heeft een nivellerende werking op de kleinschalige mozaïekstructuur en vormt daarmee een bedreiging voor een groot aantal karakteristieke planten en diersoorten. Daarnaast is in het heuvelland aangetoond dat het huidige beheer zelf voor diverse diersoorten (o.a. vlinders en mieren) tot knelpunten in hun levenscyclus leidt (Van Noordwijk in Smits et al. 2009). De huidige beweiding met schapen vroeg in het voorjaar en in herfst en winter, heeft waarschijnlijk onder meer bijgedragen aan de verdere achteruitgang van de karakteristieke dagvlindersoorten (Van Noordwijk in Smits et al. 2009). Ook voor een aantal laatbloeiende plantensoorten, met name heischrale soorten, lijkt de huidige periode en vorm van begrazing niet optimaal. Bovendien heeft deze beheervorm niet geleid tot verdere verschraling van de bodem, de nutriëntenrijkdom in de bodem is sinds de invoering van het herstelbeheer zelfs toegenomen (Smits et al. 2007, 2009). Intensiever beheer is nodig om eenzelfde verschraling te verkrijgen als historisch het geval was. Deze hogere beheerintensiteit gaat onvermijdelijk gepaard met een grotere mate van verstoring. Op welke manier het beheer nog verder kan worden geoptimaliseerd, vormt op dit moment nog een **kennislacune**.

Uitbreiden en verbinden van bestaande habitattypen draagt bij aan duurzaam behoud van heischrale graslanden. Herstelprojecten die grenzen aan bestaande goed ontwikkelde habitats met restpopulaties scoren vaak hierbij beter, waarschijnlijk omdat transport van organismen alleen hoeft plaats te vinden over korte afstand.

Aangezien veel van de karakteristieke soorten van heischraal grasland een kortlevende zaadvoorraad hebben, heeft abiotisch herstel in terreinen zonder restpopulaties vaak weinig effect. Het actief terugbrengen van soorten is in deze gevallen noodzakelijk voor volledig herstel. Voor deze maatregel kan echter alleen worden gekozen na een uitgebreide landschapsecologische systeemanalyse om te voorkomen dat aanwezige bronpopulaties over het hoofd worden gezien. Daarnaast is het absoluut noodzakelijk om deze maatregel middels nauwkeurige monitoring te volgen. Voorbeelden van deze noodmaatregel zijn bijvoorbeeld te vinden in het Heuvelland (Smits et al. 2009) en op de hogere zandgronden (o.a. Dorland et al. 2000, 2005).

Door opslag te verwijderen in en rond Heischrale graslanden vermindert de aanvoer van voedingsstoffen via bladval en verdroging via verdamping. Daarnaast kan in het heuvelland door middel van bufferstroken bovenlangs de helling de directe inspoeling van voedingsstoffen uit agrarisch grasland worden teruggedrongen. Dit kunnen aanvullende maatregelen zijn op de reeds eerder genoemde maatregelen om het ecosysteem te herstellen.

Als het voortbestaan van specifieke locaties met het voorkomen van de zeldzame typische (zogenaamde “urgente”) soort Herfstschröeforchis (*Spiranthes spiralis*) in het voortbestaan bedreigd wordt, 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
Maaien	3.2.8	H/U	Afvoer nutriënten	Matig	Op maat	Niet noodzakelijk	Beperkte duur	Vertraagd	H
Begrazen	3.2.9	H/U	Afvoer nutriënten	Matig	Op maat	Niet noodzakelijk	Beperkte duur	Lang	H
Plaggen	3.2.4	H/U	Afvoer nutriënten	Groot	Voorstudie, behouden bronpopulaties	Op standplaats	Beperkte duur	Direct (abiotisch) en vertraagd (biotisch)	B
Branden	3.2.10	H/U	Afvoeren nutriënten, structuur verbetering	Groot	Voorstudie, behouden bronpopulaties	Op standplaats	Beperkte duur	Direct (abiotisch) en vertraagd (biotisch)	H
Opslag verwijderen	3.2.13	H/U	Verbossing voorkomen	Matig/groot	Opslag zo nodig afvoeren	Niet noodzakelijk	Zo lang als nodig	Direct	B
Hydrologische maatregelen	3.2.2 3.3.1	H/U	Herstel hydrologie	Groot	Schoon grondw. niet te nat, gebufferd grondwater	LESA	Eenmalig	Even geduld	B
Aanbrengen leem	3.2.1	H/U	Herstel buffering	Groot	Mits ook hydr. Herstel (in vochtige typen)	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	B
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
Directe	3.2.1	H/U	Herstel	Groot	Op maat	Op standplaats	Beperkte	Even geduld	V

bekalking			buffering				duur		
Bekalking inzijgebied	3.2.1	H/U	Herstel buffering	Groot	Mits ook hydr. Herstel	LESA	Beperkte duur	Even geduld	B
Ontgronden		U	Afvoer nutriënten	Groot	Voorstudie, behouden bronpopulaties	Op standplaats	Eenmalig	Direct (abiotisch) en vertraagd (biotisch)	B?

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

- Aukema, B. 1983. De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. Wantzen (Hemiptera, Heteroptera). *Natuurhistorisch Maandblad* 72: 129–35.
- 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.
- Bobbink, R & M.C.C. de Graaf 2007. Website O+BN. <http://www.natuurkennis.nl>.
- Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Flückiger, I.J.J. van den Wyngaert 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: B. Achermann & R. Bobbink (eds.) *Empirical critical loads for nitrogen*. Environmental Documentation No. 164 Air, pp. 43–170. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Berne.
- Bobbink, R., M. Weijters, M. Nijssen, J. Vogels, R. Haveman & L. Kuiters 2009. Branden als EGM maatregel. Rapport DK nr. 2009/dk117–O. Directie Kennis, Ede.
- 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.
- Carroll S.P., A.P. Hendry, D.N. Reznick & C.W. Fox 2007. Evolution on ecological time-scales. *Functional Ecology* 21: 387–393.
- De Graaf, M.C.C. 2000. Exploring the calcicole–calcifuge gradient in heathlands. Dissertatie KUN, Nijmegen. 175p.
- De Graaf, M.C.C., P.J.M. Verbeek, R. Bobbink & J.G.M. Roelofs 1998b. 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.
- De Graaf, M.C.C., R. Bobbink, J.G.M. Roelofs & P.J.M. Verbeek 1998a. Differential effects of ammonium and nitrate on three heathland species. *Plant Ecology* 135: 185–196.
- De Graaf, M.C.C., R. Bobbink, N.A.C. Smits, R. van Diggelen & J.G.M. Roelofs 2009. Biodiversity, Vegetation gradients and key geochemical processes in the heathland landscape. *Biological Conservation* 142: 2191–2201.
- De Graaf, M.C.C., R. Bobbink, P.J.M. Verbeek, & J.G.M. Roelofs 1997. Aluminium toxicity and tolerance in three heathland species. *Water, Air, and Soil Pollution* 98: 229–239.
- Dorland E., L. van den Berg, R. Bobbink & J. Roelofs 2003b. Bekalking bij het herstel van gedegeneerde heiden en heischrale graslanden. *De Levende Natuur* 104: 144–148.
- Dorland E., L.J.L. van den Berg, A.J. van den Berg, M.L. Vermeer, Bobbink & J.G.M. Roelofs 2004. The effects of sod cutting and additional liming on potential net nitrification in heathland soils. *Plant and Soil* 265: 267–277.
- Dorland E., R. Bobbink, J.H. Messelink & J.T.A. Verhoeven 2003a. Soil ammonium accumulation after sod cutting hampers the restoration of degraded wet heathlands. *Journal of Applied Ecology* 40: 804–814.
- Dorland, E. & A. van Loon 2011. Verkenning kwantificering processen ten behoeve van Herstelstrategieën Programmatische Aanpak Stikstof. KWR 2011.008.

- Dorland, E., L.J.L. van den Berg, E. Brouwer, J.G.M. Roelofs & R. Bobbink 2005a. Catchment liming to restore degraded, acidified heathlands and moorland pools. *Restoration Ecology* 13: 302–311.
- Dorland, E., R. Bobbink & E. Brouwer 2005b. Herstelbeheer in de heide: een overzicht van maatregelen in het kader van OBN. *De Levende Natuur* 106: 204 – 208.
- Dorland, E., R. Bobbink J.G.M. Roelofs 2002. Bekalking in zijgebied helpt het herstel van natte heiden. *Vakblad Natuurbeheer* 1: 10–12.
- Dorland, E., R. Bobbink, E. Brouwer, C.J.H. Peters, P.J.M. van der Ven, Ph. Vergeer, G.M. Verheggen & J.G.M. Roelofs 2000. Herintroductie en bekalking van het in zijgebied. Aanvulling bij effectgerichte maatregelen in heischrale milieus. Leerstoelgroep Landschapsecologie, Universiteit Utrecht, Utrecht. Afdeling Aquatische oecologie en Milieubiologie, KUN, Nijmegen. 94p.
- Haveman, R., W. van Dijk & P.A.M. Van Winden 1999. Heischrale graslanden op het infanterieschietkamp Harskamp – branden als natuurbeheersmaatregel. *Stratiotes* 18:3–9.
- Kleijn, D., R.M. Bekker, R. Bobbink, M.C.C. de Graaf & J.G.M. Roelofs 2008. In search for key biogeochemical factors affecting plant species persistence in heathland and acidic grasslands: a comparison of common and rare species. *Journal of Applied Ecology* 45: 680–687.
- 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.
- Lucassen, E.C.H.E.T., R. Bobbink, A.J.P. Smolders, P.J.M. van der Ven, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs 2003. Interactive effects of low pH and high ammonium levels responsible for the decline of *Cirsium dissectum*. *Plant Ecology* 165: 45–52.
- Mol-Dijkstra, J.P. & H.F. van Dobben 2010. Ontwikkeling van bodem en vegetatie over een periode van 100 jaar bij drie depositiescenario's: verwachting op grond van een modelsimulatie.
- Morecroft, M.D., V.J. Stokes & J.I.L. Morison 2003. Seasonal changes in the photosynthetic capacity of canopy oak (*Quercus robur*) leaves: the impact of slow development on annual carbon uptake. *International Journal of Biometeorology* 47: 221–26 (Special Issue: Proceedings of International Phenology Conference, Wageningen, Netherlands, December 2001).
- Roelofs, J.G.M., R. Bobbink, E. Brouwer & M.C.C. de Graaf 1996. Restoration ecology of aquatic and terrestrial vegetation on non-calcareous Sandy soils in the Netherlands. *Acta Botanica Neerlandica* 45: 517–541.
- Runhaar, H., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens 2009. Ecologische vereisten habitattypen. *KWR* 09–018. 45p.
- 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.
- Smits, N.A.C., C.G.E. van Noordwijk, H.P.J. Huiskes, R. Bobbink, H. Esselink, A.T. Kuiters, J.H.J. Schaminée, H. Siepel & J.H. Willems 2009a. Onderzoek naar de ecologische achteruitgang en het herstel van Zuid-Limburgse hellingschraallandcomplexen. *OBN rapport DKI 2009/dk118-O*. 228p.
- Smits, N.A.C., M.M. Hefting, M.P. Kamst-van Agterveld, H.J. Laanbroek, A.J. Paalman & R. Bobbink 2010a. Nitrification along a grassland gradient: inhibition found in matgrass swards. *Soil Biology & Biochemistry* 42: 635–641.

- Smits, N.A.C., R. Bobbink, J.H.J. Schaminée & J.H. Willems 2007. Evaluatie van een kwart eeuw schapenbegrazing op de Bemelerberg. *Natuurhistorisch Maandblad* 94: 114–121.
- Smits, N.A.C., R. Bobbink, H.J. Laanbroek, A.J. Paalman & M.M. Hefting 2010b. Repression of potential nitrification activities by matgrass sward species. *Plant and Soil* 337: 435–445.
- Stevens, C.J. L.C. Maskell, S.M. Smart, S.J.M. Caporn, N.B. Dise & D.J.G. Gowing 2009. Identifying indicators of atmospheric nitrogen deposition impacts in acid grasslands. *Biological Conservation* 142: 2069–2075.
- Stevens, C.J., C. Dupré, E. Dorland, C. Gaudnik, D.J.Gowing, A. Bleeker, M. Diekmann, D. Alard, R. Bobbink, D. Fowler, E. Corcket, J.O. Mountford, V. Vandvik, P.A. Aarrestad, S. Muller & N.B. Dise 2010. Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution* 158: 2940–2945.
- Stevens, C.J., N.B. Dise, J.O. Mountford & D.J. Gowing 2004. Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands. *Science* 19: 1876–1879.
- Turin, H. 1983. De invertebratenfauna van de Zuidlimburgse kalkgraslanden. Loopkevers (Coleoptera Carabidae) van kalkgraslanden en hellingbossen. *Natuurhistorisch Maandblad* 72: 73–83.
- Van den Berg, L.J.L., H.B.M. Tomassen, J.G.M. Roelofs & R. Bobbink 2005. Effects of nitrogen enrichment on coastal dune grassland: A mesocosm study. *Environmental pollution* 138: 77–85.
- Van 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 & M. 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.
- Vogels, J.J., E. Verbaarschot, R. Bobbink, V. de Jong & M. Scherpenisse 2017. Monitoring steenmeeltoepassing ten behoeve van herstel biodiversiteit –Voortgangsrapportage. Stichting Bargerveen – iov Stichting Het Nationale Park de Hoge Veluwe. 37p.
- 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. 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. *OBN222–DZ. VBNE, Driebergen*.
- Weijters, M., R. Bobbink, F. van der Zee, H. Bergsma, & E. Verbaarschot. 2019. Herstel van heischraal grasland: een praktijkproef met steenmeeltoepassing in Noord-Brabant. *Eindrapportage. Rapportnr. RP-16.066.19.12 Onderzoekcentrum B-WARE, Nijmegen*.