

Herstelstrategie H6410: Blauwgraslanden

Beije, H.M., A.J.M. Jansen, Q.L. Slings & N.A.C. Smits

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 in ons land de zogenoemde blauwgraslanden. Het zijn soortenrijke hooilanden op voedselarme, basenhoudende bodems die 's winters plasdras staan en 's zomers oppervlakkig uitdrogen. De naam blauwgrasland is afgeleid van de zwak blauwgroene kleur van de soorten die het aanzien bepalen. Dat zijn bijvoorbeeld Spaanse ruiter (*Cirsium dissectum*), Blauwe zegge (*Carex panicea*) en Tandjesgras (*Danthonia decumbens*). De blauwgraslanden worden plantensociologisch gerekend tot het verbond Junco-Molinion. De begroeiingen kennen een grote variatie in soortensamenstelling, afhankelijk van bodem, hydrologie en geografische ligging. Zo kunnen in het laagveengebied plaatselijk Riet (*Phragmites australis*) en Melkepe (*Peucedanum palustris*) talrijk zijn, terwijl op de hogere zandgronden soorten uit de heischrale graslanden opvallend aanwezig zijn. In sommige geografische regio's zijn bepaalde soorten kenmerkend, zoals Grote pimpernel (*Sanguisorba officinalis*) in noordelijk Noord-Brabant, Veldrus (*Juncus acutiflorus*) in beekdalen, en Karwijselie (*Selinum carvifolium*) in Willinks Weust. Schrale hooilanden met veel Veldrus worden eveneens tot het habitatype H6410 gerekend, wanneer ze veel soorten van het verbond Junco-Molinion bevatten (tenminste drie typische soorten aanwezig). Op relatief basenrijke natte plekken kunnen bepaalde basenminnende soorten naar voren treden zoals Parnassia (*Parnassia palustris*). Basenrijke kwelmoerassen, waarin de typische blauwgraslandsoorten ontbreken en kleine zeggen domineren, worden echter gerekend tot het habitatype 'Alkalisch laagveen' (habitatype H7230; zie aldaar voor de verschillen met type H6410). In duingebieden komen plaatselijk ook blauwgraslanden voor. Het betreft hier oudere, reeds langdurig in cultuur gebrachte delen met een sterke bodemontwikkeling.

In de Blauwgraslanden komen 12 soorten voor van de Vogel- en Habitatrichtlijn 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 habitattype 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 habitattype 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
Dagvlinders	Grote vuurvliinder	Klein: foerageergebied	Ja (indien nectarplanten worden verdrongen)	Afname bloemdichtheid (3)
Dagvlinders	Pimpernelblauwtje	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja (maar hogere KDW)	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname kwantiteit voedselplanten (3) + afname kwaliteit voedselplanten (4) + afname beschikbaarheid gastheer (6)
Vogels	Grauwe klauwier	Klein: foerageergebied	Ja	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Grutto	Klein: foerageergebied	Mogelijk	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Kemphaan	Klein: voortplantings- en foerageergebied	ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Korhoen	Klein: foerageergebied	Ja	Afname kwantiteit + kwaliteit voedselplanten (3) + afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Kwartelkoning	Klein: voortplantings- en foerageergebied	Mogelijk	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Paapje	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Roodborsttapuit	Klein: voortplantings- en foerageergebied	Mogelijk	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Tureluur	Klein: foerageergebied	Mogelijk	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Visdief	Klein: foerageergebied	Mogelijk	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Watersnip	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Mogelijk	Afname prooibeschikbaarheid (6)

Soortgroep	Typische soort	belang en functie	N-gevoeligheid van leefgebied	Effecten van stikstofdepositie
Dagvlinders	Moerasparelmoervlinder	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname kwantiteit voedselplanten (3)
Dagvlinders	Zilveren maan	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname kwantiteit voedselplanten (3)
Vogels	Watersnip	Groot: voortplantings- en foerageergebied	Ja	Afname prooibeschikbaarheid (6)

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 (http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/documenten/profielen/habitattypen/profiel_habitatype_6410.pdf).

2. Ecologische randvoorwaarden

Voor de abiotische randvoorwaarden (Runhaar et al. 2009) wordt uitgegaan van de omstandigheden van de twee subassociaties van Blauwgrasland die zeer kenmerkend zijn voor het habitattype (typische subassociatie resp. met Melkeppe), aangevuld met de twee overige subassociaties (met Borstelgras en Parnassia) en de Veldrus-associatie die als kenmerkend worden beschouwd (Schaminée et al. 1996).

2.1 Zuurgraad

De optimale zuurgraad voor blauwgraslanden omvat zwak tot matig zure condities met een pH-H₂O tussen 5,0 en 6,5. De meest basenrijke vormen van de associatie Blauwgrasland (met een pH tussen 6,5 en 7,0) vallen onder het habitattype kalkmoerassen (H7230). Voor het blauwgrasland zijn deze pH-waarden suboptimaal, dat wil zeggen dat dergelijke omstandigheden een waardevolle bijdrage kunnen bieden in de vorm van condities voor de subassociatie met Parnassia, maar de meest kenmerkende vegetaties van het habitattype kunnen bij die pH-waarden niet duurzaam in stand worden gehouden. Suboptimaal zijn ook pH-waarden tussen 4,5 en 5,0 die vaak wijzen op verzuring en daarom niet worden gerekend tot het kernbereik (Runhaar et al. 2009).

2.2 Voedselrijkdom

Blauwgraslanden zijn afhankelijk van matig voedselarme tot licht voedselrijke situaties, met productiegrenzen tussen 1 en 4,5 ton droge stof/ha/jaar. Een iets hogere productie van 4,5–7,5 ton droge stof/ha/jaar is plaatselijk of tijdelijk mogelijk maar leidt niet tot een duurzaam behoud van goede kwaliteit. Eén van de kenmerkende vegetaties, de veldrus-associatie verdraagt weliswaar nog voedselrijkere omstandigheden, maar die worden niet tot het aanvullend bereik gerekend omdat alleen de schralere vormen van de associatie onder het blauwgrasland vallen (Runhaar et al. 2009). De biomassa-productie in blauwgraslanden was vroeger vaak gelimiteerd

door fosfaat (Pegtel 1983) of er was sprake van co-limitatie door fosfaat en stikstof (Van Duren 2000).

2.3 Vochttoestand

Het kernbereik van de vochttoestand omvat de vochtclassen zeer nat en nat met een gemiddelde voorjaarsgrondwaterstand (GVG) tussen 5 cm boven tot 25 cm beneden maaiveld (Runhaar et al. 2009). In gebieden met reliëf kunnen op hogere delen iets minder vochtige (en zuurdere) overgangsvormen naar heischrale graslanden ontstaan, met een GVG van 25–40 beneden maaiveld, die bijdragen aan de soortenrijkdom en diversiteit binnen het gebied; in dat geval worden deze omstandigheden ook gerekend tot het kernbereik van de vochttoestand. In reliëfarme blauwgraslanden gelden deze omstandigheden als suboptimaal en worden ze gerekend tot het aanvullend bereik. Overigens verschilt de gewenste vochttoestand van blauwgraslanden op de hogere zandgronden met die in het laagveengebied. Meer informatie hierover geven onder andere Grootjans (1985) en Jansen et al. (2001).

2.4 Landschapsecologische processen

Blauwgraslanden komen voor in uiteenlopende landschappen, met name in beekdalen en laagten op de hogere zandgronden, in natte duinvalleien en in het laagveengebied. De gewenste condities met betrekking tot de basenverzadiging en het grondwaterregime worden bijna altijd in hoge mate bepaald door de omgeving. De basenaanvulling, die nodig is om het hoofd te bieden aan uitspoeling en afvoer van kationen via het maaisel, vindt plaats via de aanvoer van gebufferd grondwater (hogere zandgronden, duinen, overgang laagveen naar zandgronden) of via inundatie met schoon boezemwater (laagveengebied) of beekwater (vroeger in beekdalen). Alleen in het laagveengebied kan de basenaanvulling ook plaatsvinden door enige mineralisatie van de onderliggende veenbodem (riet- en zeggeveen) na lichte ontwatering, of uit de kleifraction die soms aanwezig is in de veenbodem. In duinblauwgraslanden kan een lichte instuiving met vers zand uit naburige kleinschalige verstuingen een externe bron van basen zijn.

Ook het gewenste waterregime wordt gestuurd door lokale of regionale kwel (zandgronden, duinen, sporadisch in laagveen) of door het polderpeil (laagveengebied). Het polderpeil dient zodanig te zijn dat in het grootste deel van het jaar slechts lichte ontwatering optreedt. In de zomer moeten de grondwaterstanden wel op een natuurlijke manier kunnen uitzakken.

Herstelmaatregelen voor blauwgraslanden kunnen gevolgen hebben voor andere habitattypen in de omgeving. Blauwgraslanden komen vaak voor in combinatie met Vochtige alluviale bossen (H91EOC, subtype beekbegeleidende bossen), die dezelfde ecologische vereisten hebben en dus in beginsel zullen profiteren van de maatregelen voor blauwgraslanden en omgekeerd.

Kalkmoerassen (H7230) stellen nauwere eisen aan het grondwaterregime en -kwaliteit die eventueel herstelmaatregelen vergen die ingrijpender zijn dan voor blauwgraslanden. Omgekeerd zullen de herstelmaatregelen voor blauwgrasland in het algemeen niet schadelijk zijn voor kalkmoerassen. Overgangs- en trilvenen (H7140, subtype trilvenen) komen in sommige terreinen voor in combinatie met blauwgraslanden. Het eerstgenoemde habitatype eist stabielere, hoge waterstanden dan blauwgraslanden, maar dit hoeft in veldsituaties niet onvereenigbaar te zijn mits het watersysteem wordt afgestemd op de verschillende plaats waarop de habitattypen liggen in de gradiënt. Behalve dat blauwgraslanden en trilvenen divergeren in de ruimte, kunnen trilvenen door natuurlijke successie zich ontwikkelen tot blauwgraslanden. Het is belangrijk om hiermee in het beheer rekening te houden en deze natuurlijke ontwikkeling in voorkomende gevallen niet tegen te houden.

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

2.5 Regulier beheer

Het regulier beheer van blauwgraslanden bestaat uit het jaarlijks maaien en afvoeren van de biomassa in de nazomer (augustus). Maaien in (uitsluitend) september of later is minder gewenst omdat dan minder nutriënten, vooral stikstof, worden afgevoerd (**mond. meded. Smolders, B-ware**). Voor de fauna is het van belang dat sommige delen periodiek zelfs niet worden gemaaid. Veel blauwgraslanden hebben een eeuwenlange geschiedenis van agrarisch maaibeheer achter de rug. Er zijn echter ook steeds meer blauwgraslanden die het product zijn van jarenlang maaien als natuurbeheermaatregel, bijvoorbeeld in relatief jonge zeeduinvalleien. In duinvalleien lijkt het habitatype tot usverre soms ook in stand gehouden te kunnen worden met voornamelijk een zeer extensief begrazingsbeheer, waarbij eens per 3–8 jaar de houtopslag wordt verwijderd (**mond. meded. Slings, PWN**). Als de kwaliteit van de vegetatie lokaal desondanks achteruitgaat, is een incidentele maaibeurt voldoende om de kwaliteit weer te herstellen. In bepaalde gevallen in het laagveengebied schijnen blauwgraslanden vroeger in stand te zijn gehouden mede met behulp van lichte giften met bagger of stalmest, maar de precieze betekenis daarvan is niet duidelijk. Het is ook niet bekend of het voortbestaan van bestaande blauwgraslanden soms afhankelijk kan zijn van antropogene toevoer van voedingsstoffen (www.natuurkennis.nl).

3. Effecten van stikstofdepositie

De kritische depositiewaarde voor blauwgraslanden is vastgesteld op 1071 mol/ha/jaar (=15 kg/ha/jr). Dit getal is gebaseerd op de onderkant van de empirische range, gelet op de gemiddelde uitkomst (**Van Dobben et al. 2012**). Hierbij kan worden aangetekend dat de empirische range, met een bereik van 15–25 kg N/ha/jr (EUNIS E3.51: ‘*Molinia caerulea* meadows’) wordt beschouwd als een expert schatting (**Bobbink & Hettelingh 2011**). In de literatuur wordt verondersteld dat depositieniveaus boven de kritische depositiewaarde kunnen leiden tot (1) verzuring en/of (2) vermessing. In combinatie daarmee kunnen ook (3) stoffen vrijkomen die toxisch zijn voor sommige plantensoorten. Deze drie processen worden hierna achtereenvolgens beschreven.

3.1 Verzuring

De basenverzadiging en daarmee de weerstand tegen verzuring in de bodem van blauwgraslanden wordt bepaald door de voorraden kationen en bicarbonaat, die vooral via het kwelwater worden aangevoerd. Omdat deze voorraden beperkt zijn, is blauwgrasland gevoelig voor verzuring. Het meest gevoelig zijn situaties waar de subassociaties met Melkeppe en/of met Borstelgras voorkomen. Deze vegetatietypen verdwijnen bij pH-H₂O waarden beneden 4,5 waarna de bodem te zuur wordt voor het habitatype. Bij de laatstgenoemde associatie geldt dit alleen voor reliëfarme omstandigheden; in gebieden met reliëf kunnen op hogere delen (zeer) vochtige en zuurdere overgangsvormen naar heischrale graslanden ontstaan die bijdragen aan de soortenrijkdom en diversiteit binnen het gebied (**Runhaar et al. 2009**). Het meest basische vegetatietype, de subassociatie met *Parnassia*, kan ook verdwijnen als gevolg van verzuring (bij pH < 5,0), maar daarmee hoeft niet meteen het habitatype te verdwijnen. Het genoemde vegetatietype kan overgaan in een andere subassociatie die nog steeds tot het habitatype behoort.

Eventuele verzuring is uiteraard ook op soortniveau te herkennen. Typische soorten zoals Parnassia, Blonde zegge en Vlozegge nemen af bij verzuring, terwijl andere soorten zoals Pijpenstrootje, Zwarte zegge, Moerasstruisgras en Veenpluis juist gaan toenemen (Jansen et al. 2010).

De effecten van verzuring hoeven lang niet altijd direct zichtbaar te zijn op het moment van depositie. Een uitstel van tientallen jaren is mogelijk. Dit hangt enerzijds af van het huidige depositieniveau maar anderzijds ook van de mate waarin het buffercomplex ter plaatse is uitgeput als gevolg van de toevoer van verzurende stoffen in het verleden. Op het moment dat de kationenbuffer is uitgeput, daalt de pH het snelst en daarmee ook de kwaliteit van de vegetatie. Dit betekent dat een grote hoeveelheid depositie op een nog goed gebufferd habitat minder effect heeft dan een bescheiden hoeveelheid depositie op een habitat waarvan de buffercapaciteit vrijwel is uitgeput.

3.2 Vermesting

Bij vermisting tot waarden boven het kernbereik van de voedselrijkdom is de subassociatie met borstelgras (16Aa01A) het vegetatietype dat het eerst suboptimale condities krijgt voorgeschoteld. De Veldrus-associatie (16Ab01) daarentegen kan voorlopig nog optimaal voortbestaan bij iets voedselrijkere omstandigheden.

Op soortniveau komt vermisting tot uitdrukking in een toename van de biomassaproductie en uitbreiding van soorten zoals Gewone wederik en Hennegras. Soorten met minder concurrentiekracht kunnen daardoor afnemen. Veldproeven in Engeland laten zien dat verhoogde fosfaatgehalten de vestiging van de typische soort Spaanse ruiter beperken (Tallowin & Smith 2001). De vermistende effecten van stikstof worden vaak enigszins getemperd doordat stikstof en fosfaat co-limiterende factoren zijn. Dit betekent dat de effecten van stikstofdepositie groter zijn naarmate óók meer fosfaat wordt aangevoerd. Van geleidelijke ophoping van stikstof is in natte graslanden weinig sprake (Mol & Van Dobben 2010). Ophoping van stikstof in de bodem kan wel plaatsvinden als de bodem sterk uitdroogt na ontwatering (Grootjans et al. 1986). De input van stikstof wordt grotendeels afgevoerd via het maaisel en via uit- en afspoeling naar het grond- en oppervlaktewater alsook vervluchtiging naar de atmosfeer. Belangrijk hierbij zijn afwisselend natte en droge omstandigheden. Onder droge condities vindt nitrificatie plaats waarbij ammonium wordt geoxideerd tot nitraat dat via het water wegvloeit. Onder nattere condities kan het nitraat in de bodem worden genitrificeerd tot stikstofgas dat verdwijnt naar de atmosfeer.

3.3 Toxiciteit

Dat stikstofdepositie ook kan leiden tot toxische effecten op blauwgraslandsoorten is tot nu toe alleen aangetoond in laboratorium-experimenten. Hoge gehalten van ammonium (die meestal een direct gevolg zijn van depositie) bleken een sterk negatief effect te hebben op de typische soort Spaanse ruiter, maar alleen in combinatie met een lage pH van 4 of lager (Lucassen et al. 2003).

Dezelfde soort is ook gevoelig voor hoge aluminiumconcentraties in het bodemvocht die veroorzaakt kunnen worden door verzuring als gevolg van oxidatie van ammonium (aangevoerd via depositie) al dan niet in combinatie met een afname van de hoeveelheid bufferende kationen die via het grondwater worden aangevoerd (De Graaf et al. 1997).

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 + bloemdichtheid, afname kwaliteit voedselplanten en afname beschikbaarheid gastheer en 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 beïnvloeden

4.1 Verdroging

Verdroging is een probleem dat vrijwel alle blauwgraslanden parten speelt. Daarvoor zijn velerlei oorzaken zoals ontwatering, waterwinning, beekpeilverlaging en diepere insnijding van beken (Grootjans et al. 1986, Van den Broek et al. 2009, Van der Hoek 2005). De effecten van verdroging zijn vergelijkbaar met die van stikstofdepositie en bovendien versterken ze elkaar.

4.1.1 Vermesting als gevolg van verdroging

Verlaging van (grond)waterstanden heeft mineralisatie van het organisch materiaal in de grond tot gevolg waardoor extra stikstof beschikbaar komt voor de vegetatie. Dit leidt tot vermisting, temeer omdat bovendien de fosfaatbeschikbaarheid toeneemt. Stikstof en fosfaat zijn vaak z.g. co-limiterende factoren, hetgeen betekent dat de vermisting het grootst is als beide nutriënten tegelijk meer beschikbaar komen. Matig voedselrijke habitats zoals blauwgraslanden raken daardoor uit balans. Snelgroeïende soorten gaan overheersen en verdringen geleidelijk de soorten met minder concurrentiekracht.

En bijzondere vorm van vermisting als gevolg van verdroging heeft te maken met de ijzervoorraad in beekdalgronden. Van nature zijn deze gronden vaak zeer ijzerrijk. Het vele ijzer (en calcium) droeg in het verleden bij aan een zeer geringe beschikbaarheid van fosfaat voor de vegetatie door fixatie. Er zijn aanwijzingen dat verdroging in combinatie met vooral de vroegere depositie van verzurende stoffen (zwavel!) heeft geleid tot een aanzienlijke vermindering van de ijzervoorraad (Kemmers et al. 2003). Daardoor kan tegenwoordig minder fosfaat worden vastgelegd met het risico op vermisting.

4.1.2 Verzuuring als gevolg van verdroging

Verdroging kan er ook toe leiden dat blauwgraslanden verzuren (Grootjans et al. 1986, Ter Braak & Wiertz 1994). Verschillende processen kunnen hierbij een rol spelen. Verdroging biedt in de eerste plaats meer ruimte aan oxidatieprocessen, waardoor netto zuur wordt gegenereerd. Daarnaast is verzuuring vaak een gevolg van verminderde aanvoer van op in beekdalen of op beekdalflanken als de voeding met basenrijk grondwater vermindert. Dit probleem treedt vaak op in beekdalen of op beekdalflanken, terwijl in het laagveengebied vaak onvoldoende basenrijk oppervlaktewater doordringt in de veenbodem vanuit sloten en greppels, vanwege voortschrijdende successie. In het laatste geval zijn blauwgraslanden soms slechts nog te vinden langs perceelsranden waar zijdelingse indringing van oppervlaktewater zorgt voor enige aanvoer van basen, alsook in zones waar kwel uit boezemwater of hoger gelegen polders optreedt (Van

Duren et al. 1998; Beltman & Barendregt, 2007). Met name de gehalten van bicarbonaat en basische kationen in het grondwater zijn belangrijk. Verlaagde grondwaterstanden leiden ook vaak tot de uitspoeling van kationen uit de toplaag van de bodem en tot de vorming van een lens met ongebufferd regenwater in de toplaag. Tenslotte kunnen in sommige gevallen periodieke, kortstondige inundaties met beek- of rivierwater of boezemwater (in laagveengebied) vroeger hebben bijgedragen aan de buffering van blauwgraslanden. Die inundaties zijn tegenwoordig meestal weggevallen, als gevolg waarvan daarna verzuring is opgetreden. Waar deze inundaties wel standhielden, is overigens vaak vermesting opgetreden vanwege de sterk verslechterde kwaliteit van het oppervlaktewater.

4.2 Vermesting via grond- en oppervlaktewater

4.2.1 Via grondwater

Omdat de meeste blauwgraslanden afhankelijk zijn van de toevoer van baserijk- en ijzerrijk grond- en/of oppervlaktewater, maakt dat hen kwetsbaar voor een slechte kwaliteit van dat water. Vooral de landbouwkundige bemesting in bovenstroomse gebieden zorgt ervoor dat het grond- en oppervlaktewater in beekdalen veelal zijn belast met teveel nitraat/ammonium, sulfaat en soms ook met fosfaat. De mate waarin deze risico's optreden, zijn per gebied sterk verschillend. Het meest frequent is verontreiniging van het grondwater met nitraat. Wanneer nitraatrijk grondwater na zijn reis door de ondergrond uiteindelijk weer aan maaiveld komt, is het via complexe chemische reacties nitraatarm(er) maar sulfaatrijk. Dit komt omdat nitraat in de ondergrond kan reageren met ijzersulfide houdende afzettingen waarbij nitraat verdwijnt maar sulfaat wordt vrijgemaakt. Vanwege dit sulfaatrijke kwelwater kan er – wederom via chemische reacties – minder fosfaat worden gebonden in de wortelzone en waardoor dus meer fosfaat beschikbaar komt voor de vegetatie (Jansen & Roelofs 1996). Een soortgelijk effect treedt op door de directe invloed van nitraat. Nitraat werkt als een redoxbuffer waardoor ijzer niet meer oplost in het grondwater en de aanvoer van ijzer via het grondwater afneemt. Het proces van fosfaatbinding neemt ook daardoor af (Lucassen et al. 2003).

De resterende aanvoer van nitraatrijk grondwater zorgt uiteraard voor een hogere beschikbaarheid van stikstof en is kan daardoor een eutrofiërende rol van betekenis spelen.

4.2.2 Via oppervlaktewater

Voorheen werden vele blauwgraslandreservaten periodiek overstroomd met basenhoudend oppervlaktewater. In beekdalen is het water slibrijk en konden blauwgraslanden alleen voorkomen op plekken waar – ook toen de waterkwaliteit nog beter was dan nu – die inundaties weinig frequent plaatsvonden of waar geen slib werd afgezet. Naderhand is de waterkwaliteit afgenomen en hebben inundaties gezorgd voor vermesting door aanvoer van vooral fosfaat (dat is gehecht aan slibdeeltjes), waardoor fosfaatlimitatie werd opgeheven en stikstofdepositie de vermesting dus nog kon verergeren. De slechte waterkwaliteit zorgde daarnaast voor de aanvoer van sulfaat waardoor ook interne eutrofiëring kon optreden als die inundaties plaatsvonden gedurende het groeiseizoen (Smolders et al. 2006; Aggenbach et al. 2009).

In het laagveengebied heeft de verslechterde waterkwaliteit bijgedragen aan een decimering van de daar aanwezige blauwgraslanden (Van Duren et al. 1998), zowel die (eertijds) werden overstroomd met boezemwater als die zich ontwikkelden in verlande petgaten (Vermeer 1985).

4.3 Versnippering

Kleine, versnipperde populaties sterven gemakkelijk uit en vestigen zich daarna moeilijk opnieuw (Soons 2003). Dit betekent dat versnippering de effecten van stikstofdepositie kan verergeren, vooral voor de typische vlindersoorten moerasparelmoervlinder (mede hierdoor verdwenen) en zilveren maan. Ook andere soorten kunnen echter gevaar lopen door versnippering. Speciaal voor duinblauwgraslanden geldt dat deze geïsoleerd zijn geraakt van de grote oppervlakten blauwgrasland die vroeger voorkwamen in het laagveengebied. Dit maakt de zeer kleine populaties in de duinen extra kwetsbaar. Een voorbeeld is Spaanse ruiter, die in de duinen een bijzonder slechte zaadzetting heeft en daardoor afhankelijk zou kunnen zijn van zaadverspreiding vanuit het laagveengebied (mond. meded. Slings, PWN).

4.4 Ontoereikend regulier beheer

Indien het regulier beheer van jaarlijks maaien en afvoeren meerdere jaren achtereen wordt nagelaten, dan hoopt zich al gauw organisch materiaal met nutriënten op waardoor vermessing optreedt. De effecten daarvan zijn vergelijkbaar met de vermestende invloed van depositie: verruiging van de vegetatie en afname van typische soorten.

In het laagveengebied werden sommige blauwgraslanden vroeger waarschijnlijk in stand gehouden met behulp van lichte giften met (relatief basenrijke) bagger of stalmest. Dit beheer is later gestaakt, maar het is niet bekend in hoeverre dit heeft bijgedragen aan de verdwijning van blauwgraslanden in het laagveengebied, naast andere oorzaken zoals vastere en gedaalde polderpeilen. Mogelijk kunnen ook sommige bestaande blauwgraslanden zozeer verschromelen door het reguliere beheer dat het nutriënteniveau te laag zou kunnen worden voor sommige karakteristieke planten en dieren. Hierover is echter nog weinig bekend (**kennislacune**). Ontoereikend regulier beheer wordt niet verder in paragraaf 5 en 6 behandeld.

4.5 Voormalige zwaveldepositie en andere sulfaatbelasting

De effecten van voormalige zwaveldepositie en andere sulfaatbelasting in dit habitatype worden verder toegelicht in Intermezzo II van Deel I.

5. Maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie

5.1 Extra maaien

De vermestende invloed van stikstofdepositie zouden in principe bestreden kunnen worden via effectgerichte maatregelen zoals maaien en plaggen die ertoe leiden dat extra afvoer van stikstof plaatsvindt. In de praktijk zijn de mogelijkheden daartoe beperkt, zeker als het gaat om het behoud van blauwgraslanden met een goede kwaliteit. Het reguliere beheer bestaat reeds uit jaarlijks maaien met een late maaidatum (augustus), zodat daarna weinig hergroei optreedt die eventueel ook gemaaid en afgevoerd zou kunnen worden. Maaien op een eerder tijdstip dan augustus heeft het risico dat plantensoorten dan nauwelijks zaden kunnen vormen. Ook de fauna krijgt dan minder gelegenheid om zich voort te planten, zeker naarmate een groter deel van de oppervlakte van het habitat wordt gemaaid.

In blauwgraslanden die in lichte mate zijn vermist, kan de gewenste nutriënteniveau wel worden verbeterd door enkele jaren intensief maaien, d.w.z. 2 maal per jaar. Dit beheer kan slechts enkele jaren worden voortgezet vanwege de nadelige neveneffecten die eerder werden genoemd.

Plaggen zou een herstelmaatregel kunnen zijn voor zwaarder vermeste situaties, maar is tot nu toe niet bewust toegepast in reactie op vermesting door alléén stikstofdepositie. Er zijn wel (goede) ervaringen met plaggen om de vermestende effecten van verdroging teniet te doen (zie par. 6). Voor diersoorten is de timing van maaibeheer cruciaal. Maaien verlaagt de vegetatiestructuur waardoor de bereikbaarheid van prooidieren wordt verhoogd. Tegelijkertijd is een hogere grasvegetatie voor een aantal soorten ook een geschikte broedlocatie en kan er sterfte optreden van jongen of oudervogels als tijdens of vlak na het broeden wordt gemaaid. Indien als broedvogel aanwezig kunnen de volgende maidata worden aangehouden: Voor Grutto en Tureluur moet er na 15 juni worden gemaaid. Voor Kempphaan, Kwartelkoning en Watersnip is het beter niet voor 15 juli te maaien in verband met late (mogelijke 2e) legfels (Watersnip). Voor de Grote vuurvlinder is het belangrijk niet voor eind juli te maaien (vanwege het bloemaanbod voor adulten) en voor het Pimpernelblauwtje is het belangrijk het beheer gefaseerd uit te voeren. Gefaseerd uitvoeren van maaibeheer is waarschijnlijk gunstig voor het verbeteren van de bereikbaarheid van prooien voor de Grauwe klauwier, Paapje, Roodborsttapuit en Visdief (hypothese).

5.2 Plaggen

Plaggen is een herstelmaatregel voor zwaarder vermeste situaties maar is alleen aan te bevelen voor verdroogd blauwgrasland op zandbodems en klei-op-veenbodems van de beekdalen op de hogere zandgronden en in duinvalleien. De gebruikelijke wijze van toepassing is het verwijderen van de strooisel- en humuslaag tot op de minerale horizont. Voorkómen moet worden dat daarbij 'regenwaterbakken' ontstaan (Van Duren et al. 1998; Grootjans et al. 2004). Voor een optimale heterogeniteit moet 'met de gradiënt mee' worden geplagd. Bij plaggen (alsook bij intensief maaien) is het van belang om restpopulaties van de typische en zeldzame soorten te sparen. Hoe meer bronpopulaties in de buurt en hoe minder barrières tussen bronpopulaties en de herstelllocatie aanwezig zijn, des te groter is uiteraard de kans op succesvol herstel (www.natuurkennis.nl).

Het plaggen van blauwgraslanden op veraarde veenbodems in beekdalen heeft meestal geen goede resultaten, als de veraarding heeft geleid tot een verhoogde beschikbaarheid van nutriënten tot op grotere diepte. In zulke gevallen werkt afplaggen tot grotere diepte wellicht wel, maar experimenten zijn nodig om het effect ervan te onderzoeken (www.natuurkennis.nl). Met name op ijzerrijke bodems kunnen de gevolgen van veraarding meevallen, zodat ondiep afplaggen daar toch effectief kan zijn voor het herstel van de gewenste voedselrijkdom (mond. meded. Smolders, B-ware). Kerkhof (2006) rapporteert over enkele veelbelovende ontwikkelingen na plaggen in de Krimpenerwaard (klei op veen gronden). Binnen een jaar of 5 verschenen veel blauwgraslandsoorten in de geplagde gebieden, maar ook veel soorten (zoals veenmossoorten) van zure milieus. Het valt te bezien of de blauwgraslandsoorten, waaronder enkele zeer kritische soorten (Parnassia en Vleeskleurige orchis) zich op termijn zullen kunnen handhaven.

5.3 Opslag verwijderen

Door opslag te verwijderen in en rond blauwgraslanden vermindert de aanvoer van voedingsstoffen via bladval en verdroging via verdamping. Het kan een aanvullende maatregel zijn op de reeds eerder genoemde maatregelen om het mesotrofe evenwicht in het ecosysteem te herstellen.

5.4 Hydrologisch herstel

Herstel van de waterhuishouding gaat de effecten van verzuring en vermisting door stikstofdepositie tegen. In deze paragraaf wordt alleen besproken hoe een goede waterhuishouding tegenwicht kan bieden aan de effecten van stikstofdepositie. Daarnaast kan herstel van de waterhuishouding op zichzelf, dus los van stikstofdepositie, van bepalend belang zijn voor de habitatkwaliteit. Dat wordt besproken in par. 6.1.

Door Dorland et al. (2012) is gerekend aan de hoeveelheid extra kwel die nodig is om het verzurend effect van atmosferische stikstofdepositie te neutraliseren. Met behulp van de SWAP code zijn hierbij kwelfluxen over de onderrand van een 3m dik bodemprofiel (varierend van 0 tot 2 mm/d) en drie bodemtypen doorgerekend. In Blauwgraslanden wordt kwel effectief afgevangen door drainerende sloten wat de vorming van neerslaglenzen tot gevolg heeft. Deze belemmeren het opwaartse transport van basen. Afhankelijk van de dikte van de neerslaglens, bleek onder de gegeven modelrestricties bij hogere actuele kwelfluxen een minder grote toename van de kwelflux nodig zijn om een even grote hoeveelheid zuur te neutraliseren (Dorland et al. 2012). Daarbij is aangegeven dat de praktische toepasbaarheid van deze relatie beperkt is.

5.2.1 Vernatten

In verdroogde situaties leidt herstel van de waterhuishouding tot nattere omstandigheden waardoor de denitrificatie toeneemt en dus een deel van de gedeponeerde stikstof verdwijnt naar de atmosfeer voordat deze beschikbaar kan komen voor de vegetatie. Dit geldt vooral voor de winterperiode. Om o.a. te voorkomen dat nieuwe ammonium die op de bodem valt zich ophoopt, is het wel van belang dat natte en droge episodens elkaar afwisselen. Daarom moet de bodem van blauwgraslanden in de zomer juist droogvallen, om ervoor te zorgen dat het ammonium (met toxische effecten) onder invloed van zuurstof wordt geoxideerd tot nitraat. Een deel van dit nitraat wordt dieper in de bodem, waar anaërobie heerst, vervolgens gedenitrificeerd en verdwijnt alsnog uit het systeem.

Vernatting kan ook een middel zijn om de verzurende effecten van stikstofdepositie tegen te gaan, zelfs als actueel nog sprake is van een goede habitatkwaliteit. Te hoge depositie kan immers leiden tot uitputting van de buffercapaciteit waardoor later alsnog verzuring zal optreden. Door meting van de resterende buffercapaciteit kan hierin meer inzicht worden verkregen. In het algemeen is de buffercapaciteit van een bodem goed te sturen. Het in stand houden van het gewenste pH-traject in blauwgraslanden is vooral afhankelijk van z.g. kation-uitwisseling, waarbij zuur-ionen worden uitgewisseld tegen basische ionen. Het calcium-ion is het belangrijkste basische kation, dat wordt geadsorbeerd aan kleimineralen en aan dood organisch materiaal. Om voldoende basische ionen in de bovenste bodemlagen te krijgen, is toestroming van 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. Een opwaartse grondwaterstroming of capillaire opstijging is dan nodig om de basen te transporteren naar de wortelzone.

Een ander gunstig effect van vernatting is, dat reductieprocessen erdoor worden bevorderd. Aangezien deze processen zuurconsumerend zijn, kunnen ook zij een bijdrage leveren aan een goede buffercapaciteit. Een waarschuwing daarbij is wel dat het grondwater niet sterk belast moet zijn met sulfaat, omdat dat vaak gepaard kan gaan met eutrofiëring. In natte bodems wordt sulfaat gereduceerd tot sulfide dat kan binden aan ijzer, waardoor de binding van fosfaat aan ijzercomplexen afneemt. Verhoogde sulfaatconcentraties zijn een direct gevolg van bemesting of

ontstaan door oxidatie van pyriet bij aanwezigheid van verhoogde nitraatconcentraties in combinatie met organische stof.

De maatregelen die nodig kunnen zijn om vernatting te realiseren, komen hierna aan de orde in paragraaf 6.

Het is belangrijk dat vernatting op de juiste manier wordt uitgevoerd. Bij te sterke vernatting bestaat het risico dat vermessing optreedt. Dit gebeurt in de praktijk niet vaak, maar het is wel een zaak om ernstig rekening mee te houden in herstelprojecten. Vooral wanneer het grondwater rijk is aan sulfaat, zorgen permanent waterverzadigde situaties in de zomer ervoor dat fosfaat vrijkomt. Blauwgraslanden in de beekdalen hebben een zomergrondwaterstand nodig die aanzienlijk kan dalen, enkele decimeters of meer (profieldocument). Daardoor kunnen reductie- en oxidatieprocessen elkaar afwisselen in de toplaag, met als gevolg dat de mate van voedselrijkdom wordt verlaagd (De Mars 1996, Smolders et al. 2003; Lucassen et al. 2005). Het tijdelijk droogvallen van venige bodems hoeft niet zonder meer te leiden tot een versnelde oxidatieve afbraak van het veen. Dit is alleen het geval bij het langdurig droogvallen van veenbodems, waardoor het vochtvasthoudend vermogen van de bodem wordt verminderd (Aggenbach et al. 2009, Grootjans & Ten Klooster 1980).

5.2.2 Inundaties

Ook herstel van inundaties met gebufferd oppervlaktewater zou kunnen bijdragen aan herstel van de basenverzadiging. In de hedendaagse praktijk hebben veel beken daarvoor echter een te slechte waterkwaliteit (natuurkwaliteit.nl). Onderzoek in Drentse beekdalen liet zien dat bevoeiing, waarbij eerst slib werd weggevangen maar zwevend organisch stof wel kan uitstromen over het maaiveld, leidt tot aanvoer van extra ijzer dat ten goede komt aan het fosfaatbindend vermogen (Aggenbach et al. 2009)

5.5 Bekalken

Het bestrijden van verzuring door directe bekalking is nog weinig of niet beproefd. Zeker op plaatsen met meer organische stof in de bodem is te verwachten dat dit kan leiden tot interne eutrofiëring en deels ook tot ammoniumtoxiciteit (Aggenbach et al. 2009).

Op plaatsen waar lokale hydrologische systemen zijn verzuurd, zouden inzigtgebieden bekalkt kunnen worden om te zorgen dat het grondwater in nabijgelegen blauwgraslanden basenrijker wordt. Ook hiermee zijn nog weinig of geen ervaringen opgedaan.

6. Maatregelen gericht op functioneel herstel

6.1 Hydrologisch herstel

Veel blauwgraslanden zijn verdroogd. Door herstel van de waterhuishouding kan de kwaliteit van blauwgraslanden vaak worden verbeterd, in weerwil van te hoge stikstofdeposities. Daarbij zijn in het algemeen meerdere sleutelfactoren aan de orde, zoals een betere vochtvoorziening, minder mineralisering en dus minder vermessing, aanvoer van basenrijk grondwater en dergelijke. De maatregelen die daarvoor nodig zijn, zijn sterk afhankelijk van de lokale en regionale situatie (Jansen 2000; Jonkman et al. 2009). Om inzicht te krijgen in de knelpunten en kansen van blauwgraslanden in specifieke gevallen is daarom altijd een systeemanalyse noodzakelijk. In de

literatuur worden voor sommige regio's overzichten gegeven van systeemtypen die behulpzaam zijn bij het analyseren van individuele gebieden. Het preadvies beekdallandschappen bijvoorbeeld geeft een overzicht van beekdaltypen en veel informatie over de werkzame processen aldaar (Aggenbach et al. 2009). De beekdallandschappen in Drenthe worden diepgaand beschreven in Everts & De Vries (1991), inclusief een determinatiesleutel hoe de verschillende typen kunnen worden onderscheiden op grond van plantensoorten. Jansen (2000) en Jansen et al. (2000) maken specifiek voor blauwgraslanden op de hogere zandgronden onderscheid tussen de volgende 3 hoofdtypen van grondwatersystemen:

- lokale grondwatersystemen
- grote (regionale) systemen met invloed van zowel grond- als oppervlaktewater
- lokale systemen met oppervlaktewater.

Voor een onderverdeling van deze hoofdtypen spelen nog andere criteria een rol zoals wel of geen lokale waterafvoer, wel of geen duidelijke hoogteverschillen, wel of geen ondiepe stagnerende lagen e.d. De schematisch beschreven systeemtypen zijn bedoeld als hulpmiddel (model) die als inspiratiebron gebruikt kan worden, maar die altijd verbeterd en aangevuld moet worden met de specifieke kenmerken van lokale gebieden.

Ook voor blauwgraslanden in het laagveengebied worden verschillende systeemtypen beschreven, maar de huidige problematiek spitst zich bijna overal toe op onvoldoende doordringing of overstroming van (schoon) basenrijk oppervlakte- en/of grondwater. Daardoor raakt het buffercomplex van de bodem uitgeput (Beltman & Barendregt 2007).

Vooraf op de hogere zandgronden is het bij het beoordelen van lokale situaties van belang om bedacht te zijn op processen die pas op langere termijn effecten kunnen hebben. Een voorbeeld daarvan is de mogelijke aanwezigheid van grondwater dat is belast met nitraat, sulfaat en eventueel fosfaat en dat stroomt in de richting van een blauwgrasland. Dit komt waarschijnlijk in veel gebieden voor omdat veel inzigggebieden van beekdalen enkele decennia zwaar zijn (en gedeeltelijk nog worden) bemest. Dit betekent dat de uitspoeling die daarvan het gevolg is, moet worden teruggedrongen. Ook door het verleggen van naaldbossen en de omvorming van naaldbossen naar loofbossen (die minder stikstof invangen en voor meer infiltratie van regenwater zorgen) kan de uitspoeling van nitraat naar het grondwater worden verminderd. Dergelijke maatregelen kunnen nodig zijn om blauwgraslanden in de toekomst te (blijven) voorzien van voldoende, schoon kwelwater (Aggenbach et al. 2009).

Maatregelen op de hogere zandgronden en in de duinen

Maatregelen op lokaal niveau betreffen maatregelen in het blauwgrasland zelf of in de directe omgeving ervan. Het opzetten van het waterpeil in de directe omgeving en/of het dempen van ontwaterende sloten kan noodzakelijk zijn om ervoor te zorgen dat basen- en ijzerrijk grondwater weer in het reservaat komt en niet in de omringende landbouwsloten. Het gaat dan om blauwgraslanden waar de druk in de ondergrond nog hoog is, maar niet voldoende om het grondwater in de wortelzone te krijgen (www.natuurkennis.nl). Door de wortelzone weer in contact te brengen met basen- en ijzerrijk grondwater wordt niet alleen de zuurgraad van de bodem verbeterd, maar kan vaak ook een bijdrage worden geleverd aan een gewenste, lage beschikbaarheid van fosfaat. Het proces dat hiervoor verantwoordelijk is, is de vorming van verbindingen tussen ijzer en fosfaat die moeilijk oplosbaar zijn, waardoor het fosfaat niet meer beschikbaar is voor planten. Hoewel echte P-limitatie zoals die vroeger vaak aanwezig was, niet

gemakkelijk is te realiseren, draagt het omlaag brengen van de P-beschikbaarheid wel bij aan het herstel van vermeste situaties.

Bij hydrologisch herstel moet worden gewaakt voor te sterke lokale vernatting. Voor de fauna kan inundatie betekenen dat bijvoorbeeld de rupsen van zilveren maan (typische vlindersoort) verdrinken indien er geen hogere terreindelen aanwezig zijn waar de soort kan overleven. Greppels dichtgooien in een verdroogd .kwelafhankelijk gebied leidt weliswaar tot vernatting, maar kan – afhankelijk van het hydrologisch systeem – ook tot gevolg hebben dat de gewenste basenrijke kwelstroom naar de wortelzone wordt weggedrukt (Jansen 2000). Belangrijker is daarom dat het peil van het regionale grondwatersysteem in de winter voldoende hoog is. Daarnaast is van groot belang dat de grondwaterstand in de zomer voldoende moet kunnen dalen. De mate waarin de grondwaterstand moet kunnen dalen is afhankelijk van het type systeem (Jansen 2000). Droogval in de zomer zorgt (naast het feit dat ammonium uit het systeem verdwijnt, zie par. 5.2) ervoor dat ijzersulfide-verbindingen worden geoxideerd waardoor opnieuw ijzer(hydr)oxiden ontstaan en sulfaat vrijkomt. Wanneer vervolgens het waterniveau weer stijgt, kan het sulfaat uitspoelen terwijl immobiele ijzer(hydr)oxiden in de bodem achterblijven en fosfaat kunnen binden. De fosfaatbeschikbaarheid wordt daarmee lager. Dit vooral van belang voor grondwatergevoede systemen die sulfaatrijk zijn (Aggenbach et al. 2009, Smolders et al. 2003, Lucassen et al. 2005).

Maatregelen in het laagveengebied

Op plaatsen waar blauwgraslanden zijn verdwenen in delen van het laagveengebied met veel wegzijging, hebben alleen combinaties van verbeteringen in de oppervlaktewaterhuishouding en kleinschalig plaggen van langgerekte stroken langs sloten geleid tot herstel van schraallanden. De desbetreffende maatregelen bestonden uit:

- Graven of opnieuw openhalen van sloten, zodat vanuit deze sloten basenrijk oppervlaktewater kan indringen in de bodem van de naastliggende percelen. De sloten worden zodanig vormgegeven dat een verlengde aanvoerweg voor het oppervlaktewater ontstaat, waardoor biologische zuivering en bezinking optreedt. Opegehouden sloten zorgen bovendien voor voor een snelle afvoer van neerslagwater in natte seizoenen.
- Plaggen van smalle stroken langs de sloten. Dat alleen smalle stroken worden geplagd, heeft in de eerste plaats te maken met het feit dat in veel laagveengebieden de wegzijging zo sterk is, dat de gewenste zijdelingse stroming van water vanuit greppels en sloten slechts enkele meters het schraalland in reikt. In de proeven die zijn genomen, kon het basenrijke oppervlaktewater zich nauwelijks verder verspreiden dan in de oevers (Beltman & Barendregt, 2007). Een tweede reden om alleen smalle stroken te plaggen, was de ervaring dat het plaggen van grote vlakken leidt tot het lichter worden van de geplagde stukken waardoor deze boven het omringende waterniveau komen te liggen en alsnog verzuurden. Smalle plagstroken kunnen niet opbollen, zodat er overstroming kan optreden met gebiedseigen, gebufferd water, waardoor de basenverzadiging van de veenbodem wordt opgeladen.

Grootjans et al. (2007) beschrijven ook herstelmaatregelen in delen van het laagveengebied die minder last hebben van wegzijging, maar waar de vroegere, regelmatige overstromingen met boezemwater niet meer optreden. Hier werd een complex van voorzieningen aangelegd om inundatie van zuur regenwater te vervangen door schoon boezemwater. Dit had slechts een beperkt positief effect op de basenverzadiging en de gewenste blauwgraslandvegetatie, ook op

plaatsen die aanvullend werden geplagd. In het laatste geval speelde een belangrijke rol dat daarbij een ijzerarme, maar pyrietrijke bodemlaag werd blootgelegd, waardoor in de zomer pyrietoxidatie optrad met verzuring als gevolg. Indien ondiep pyriet in de bodem aanwezig is, is dit een belangrijke barrière voor de ontwikkeling van zwak gebufferde milieutypen.

Hypothetische maatregelen (nog in onderzoek)

Diverse potentiële maatregelen zijn nog in onderzoek of zouden onderzocht moeten worden. Waar de waterhuishouding niet voldoende hersteld kan worden, zou bevoeien met schoon, gebufferd grondwater wellicht perspectieven kunnen bieden. Deze maatregel is bij het herstel van blauwgraslanden in laagveengebieden in Friesland en in de Krimpenerwaard onderzocht (Van Duren et al. 1998; Grootjans et al. 2001; Grootjans et al. 2003), maar de resultaten waren teleurstellend.

Uit laboratoriumexperimenten (Kemmers 2007) is gebleken dat langdurige inundatie onder stagnerende omstandigheden, gevolgd door een droge periode, leidt tot fosfaatvastlegging. Door wisselvochtige omstandigheden lijkt de chemische beschikbaarheid van fosfaat te kunnen worden verlaagd ten behoeve van vegetatietypen die afhankelijk zijn van lage fosfaatkiveaus. De eerste praktijkproeven hierover zijn echter nog niet afgelopen.

Maatregelen waarbij de fosfaatbeschikbaarheid in de bodem drastisch wordt verlaagd door additie van fosfaatbindende stoffen, hebben voorlopig slechts een speculatieve betekenis. Amerikaanse studies laten zien dat het mogelijk zou moeten zijn om de oplosbaarheid van fosfaat met 80–90% te doen afnemen (Chardon 2009). Hiervoor moeten dan stoffen aan de bodem worden toegevoegd die ijzer- of aluminiumoxiden bevatten, of stoffen waaruit deze oxiden in de bodem kunnen worden gevormd. De proeven die hiermee zijn gedaan, hadden tot nu toe echter geen positieve resultaten (Grootjans et al. 2001).

7. Maatregelen voor uitbreiding

Soortgelijke maatregelen als hierboven zijn beschreven, zijn ook succesvol gebleken om geheel verdwenen blauwgraslanden te herstellen uit intensieve landbouwgronden. Ook hierbij geldt als voorwaarde dat het oorspronkelijke hydrologisch systeem wordt hersteld. Om het hoge nutriënteniveau kwijt te raken, moet daarnaast de fosfaatverrijkte bovengrond geheel worden afgegraven. Het is zinvol om tevoren niet alleen het fosfaatverloop in het bodemprofiel te meten, maar ook het ijzergehalte omdat dit mede bepalend is voor beschikbaarheid van fosfaat. Succesvolle projecten zijn beschreven in een themanummer van *De Levende Natuur* in 2007, in Kerkhof (2006), in Janssen et al. (2008) en in Jongman et al. 2009. In gevallen waar het habitatype afhankelijk is van een lokaal watersysteem kan het gewenst zijn om de hogere terreindelen juist niet af te graven maar actief te verschralen. Door alleen de lage delen af te graven, wordt het oorspronkelijke reliëf hersteld of behouden, wat vaak een voorwaarde is om een lokaal hydrologisch systeem te herstellen. Herstel van blauwgrasland is ook mogelijk uit elzenbroekbos. Voorbeelden hiervan worden o.a. gemeld door de provincie Overijssel in het gebied Lemselermaten (website Overijssel). In de duinen kan blauwgrasland worden ontwikkeld in enigszins verdroogde, van origine kalkrijke duinvalleien. Daarvoor is een zeer langdurig maaibeheer nodig. Duinblauwgrasland is hier in feite een vervangingsgemeenschap van de knobbiesgemeenschap (mond. meded. Slings, PWN). De beste resultaten worden bereikt als

herstelprojecten liggen in de nabijheid van nog goed ontwikkelde blauwgraslanden. Dit hangt vermoedelijk samen met de slechte verbreiding van de desbetreffende plantensoorten en/of de kortlevende zaadvoorraad. Ongeveer 1/3 van de kenmerkende soorten van blauwgraslanden heeft een kortlevende zaadvoorraad (Jansen 2000). Het is wel denkbaar dat ook in geïsoleerde situaties herstel kan optreden, indien men zorgt voor aanvoer van karakteristieke soorten bijvoorbeeld door het uitstrooien van geschikt maaisel, naast de overige maatregelen.

8. Effectiviteit en duurzaamheid

De mate waarin men kwaliteitsverbetering kan bewerkstelligen in de vorm van rode-lijstsoorten is afhankelijk van de mate waarin de waterhuishouding wordt hersteld (o.a. Jongman et al. 2009). Met het herstel van de waterhuishouding worden in belangrijke mate ook de effecten van vermisting en verzuring door stikstofdepositie bestreden (Bakker et al. 1987; Grootjans et al. 2002; Jansen & Roelofs 1996; Jansen 2000).

Op plaatsen waar het herstel minder succesvol is geweest – in ieder geval die bij lagere depositieniveaus – moet dat waarschijnlijk worden toegeschreven aan een onvoldoend goed hersteld grondwaterregime (Jansen et al. 2010, in prep.). In dezelfde studie kon geen verband worden aangetoond tussen het aantal rode-lijstsoorten en de lokale depositieniveaus. Dit zou kunnen samenhangen met het feit dat de depositieniveaus die in het verleden zijn berekend vaak een grote mate van onnauwkeurigheid hebben (mond. meded. Noordijk).

De mate waarin de (her)verzurende effecten van depositie bestreden kunnen worden door baseraanvoer via het grondwater, zou in principe berekend kunnen worden op basis van de kwelflux en de alkaliniteit van het toestromend grondwater. De mate waarin men deze buffering kan sturen, wordt uiteraard beperkt door de natuurlijke alkaliniteit en kwelflux van het grondwater. Een grotere zuurbuffering dan de natuurlijke buffering is niet mogelijk. In de meeste gevallen is de kwelintensiteit in blauwgraslanden van nature tamelijk beperkt en dat geldt ook voor het basengehalte van het grondwater. Dit betekent dat de verzurende invloed van depositieniveaus boven de kritische depositiewaarde in het algemeen niet geneutraliseerd kan worden via de waterhuishouding. Bovendien moet men zich realiseren dat de zuurbuffering via het grondwater geen tegenwicht biedt aan de vermestende invloed van stikstofdepositie.

De perspectieven voor behoud en herstel van de eerder genoemde 6 hydrologische systeemtypen zijn verschillend. Blauwgraslanden die worden gevoed door oppervlaktewater zijn in het algemeen moeilijk te beschermen, o.a. vanwege de slechte waterkwaliteit en de beperkte mogelijkheden om die binnen afzienbare tijd te verbeteren (Grootjans et al. 2001). Lokale grondwatersystemen daarentegen zijn relatief makkelijk te herstellen en zo ook de blauwgraslanden die daarvan afhankelijk zijn. Blauwgraslanden die afhankelijk zijn van lokale en regionale grondwatersystemen hebben technisch gezien vaak wel perspectieven, al zijn de ervaringen ermee beperkt. Regionale systemen zijn vanwege hun omvang echter vaak moeilijk te herstellen, terwijl lokale maatregelen zoals het dempen van dichtbij gelegen sloten slechts in geringe mate de aantasting van het regionale systeem kan compenseren. In gebieden waar grootschalige maatregelen wel mogelijk zijn, dragen zij belangrijk bij aan het robuuster maken van natuurgebieden, waar kwetsbare habitattypen zoals blauwgraslanden beter worden beschermd door een 'schone' omgeving. De effectiviteit en duurzaamheid van dergelijke maatregelen zijn

dan ook relatief groot, al zijn de positieve effecten pas op langere termijn te verwachten. Stroomgebieden met een groot aandeel natuur bieden in het algemeen meer mogelijkheden voor hydrologisch herstel dan gebieden die overwegend in agrarisch gebruik zijn (Jansen 2000).

Om de effecten van vermessing en verzuring teniet te doen, is plaggen op minerale gronden een succesvolle maatregel gebleken, behalve in gevallen waarin eutrofiëring door oppervlaktewater een rol speelt (Jansen & Roelofs 1996; De Bruijn & Hofstra 1997; Rossenaar & Streefkerk 1997). Een voorwaarde hierbij is dat de hydrologische omstandigheden slechts weinig gestoord zijn of dat het plaggen wordt uitgevoerd in combinatie met herstel van de hydrologie (Jansen 2000; Jansen et al. 2010). Het kan zelfs gewenst zijn dat de maatregelen in een bepaalde volgorde worden uitgevoerd. Jansen (2010) toont op statistische wijze aan dat gecombineerde herstelmaatregelen (herstel hydrologie en afvoer nutriënten) een grote kans op succes hebben in de vorm van Rode-Lijstsoorten. Het uitvoeren van alleen enkelvoudige maatregelen lijkt wel effectief te zijn, zowel op korte als op langere termijn, maar in minder mate. De mate van herstel is mede afhankelijk van de mate waarin men het grondwaterregime kan herstellen. Over de duur van herstel worden weinig uitspraken gedaan in de literatuur. De onderzochte projecten laten wel zien dat het herstel tenminste 10–20 jaar kan voortduren.

De kans op effecten van depositie zijn –zolang de depositie te hoog blijft– onvermijdelijk. Door het jaarlijks maaien en afvoeren verdwijnt slechts een deel van de depositie uit het systeem. Een intensiever beheersysteem zou met name vermessing wellicht kunnen voorkomen, maar heeft al gauw neveneffecten die even schadelijk zijn als die van depositie. De vermestende effecten kunnen daarom pas in een later stadium, bij een (sterk) verminderde kwaliteit van de vegetatie, worden aangepakt met behulp van een eenmalige maatregel (plaggen) of door een enkele malen herhaalde maatregel (2 maal per jaar maaien), om vervolgens over te schakelen naar het extensieve, regulier beheer (1 maal per jaar laat maaien).

Het succes van de beschreven maatregelen hangt mede af van de mate waarin de beoogde soorten de herstellocatie kunnen koloniseren. Herstellocaties die grenzen aan bestaande goed ontwikkelde blauwgraslanden scoren vaak beter, waarschijnlijk omdat transport van organismen kan plaatsvinden via wind, water en maaiapparatuur (Jansen 2000).

Voor de fauna zijn de resultaten voorlopig minder eenduidig. Het is nog onduidelijk welke factoren bepalend zijn voor de populatieontwikkeling van veel insectensoorten van blauwgraslanden. Mogelijk zijn de basenminnende habitats te klein en gefragmenteerd en is het beheer te grootschalig.

Als het voortbestaan van specifieke locaties met het voorkomen van de zeldzame typische (zogenaamde “urgente”) soorten Kranskarwij (*Carum verticillatum*) en Zilveren maan (*Boloria selene*) 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 van de te nemen maatregelen (paragraaf 5, 6 en 7) en dient slechts samen met de tekst te worden toegepast.

maatregel	type	doel	potentiële effectiviteit	Randvoorwaarden / succesfactoren	vooronderzoek	herhaalbaarheid	responstijd	mate van bewijs
Extra maaien	H/U	Afvoer N	matig	Hoogstens matige overschrijding kdw; restpopulaties; 2x per jaar (enkele jaren)	Op standplaats	beperkte duur	Even geduld	V
Plaggen	H/U	Afvoer N; afvoer zure toplaag	groot	Niet op venige bodems, tenzij veel ijzer aanwezig. Restpopulaties; 1x per 15 jr?	Op standplaats	beperkte duur	Even geduld	H
Vernatten	H/U	denitrificatie	Matig?	Lage zomer-grondwaterstand	Op standplaats	Eenmalig	direct	B
Vernatten	H/U	Aanvoer basen	groot	Basenrijk grondw.; lage zomergrond-waterstand	Op standplaats	Eenmalig	Even geduld	B
Vernatten	H/U	pH verhogen via reductieprocessen	Matig?	Schoon grondw.; lage zomergrond-waterstand	LESA	Eenmalig	Direct	B
Inundatie	H/U	Aanvoer basen	groot	Schoon, basen-houdend opp.water; <10 dgn per jr?	Op standplaats	Zo lang als nodig	direct	V?
Inundatie	H/U	Vastlegging P door ijzer	Matig-groot	Schoon, ijzer-houdend beekwater; <10 dgn per jaar?	Op standplaats	Zo lang als nodig	direct	V?
Bekalken	H/U	pH verhogen	groot	Laag org. stof gehalte in bodem; 1x per 15 jaar?	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	H
Kappen in omgeving	H/U	Depositie, bladval en/of verdroging verminderen	klein	Geen	Niet noodzakelijk	eenmalig	direct	B?
Afgraven landbouwgrond	U	Voldoende afvoer van fosfaat	groot	Tegelijk hydrologisch systeem herstellen; nabijheid bronpopulaties of herintroductie	LESA	eenmalig	vertraagd	B

Verklaring kolommen:

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

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

- Aggenbach, C.J.S., D. Groenendijk, R.H. Kemmers, H.H. van Kleef, A.J.P. Smolders, W.C.E.P. Verberk & P.F.M. Verdonschot 2009. Preadvies beekdallandschappen; Knelpunten, kennislacunes en kennisvragen voor natuurherstel in beekdalen. Ministerie van LNV, directie IFZ/Bedrijfsuitgeverij.
- Bakker, J.P., C. Brouwer, L. van den Hof & A.J.M. Jansen 1987. Vegetational succession, management and hydrology in a brookland (The Netherlands). *Acta Bot. Neerl.* 36: 39–58.
- Beltman, B. & A. Barendregt 2007. Herstelmaatregelen in verzuurde schraallanden in laag-Nederland. *De Levende Natuur* 108: 87–92.
- 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.
- Chardon, W.J. 2009. Mogelijkheden voor immobiliseren van bodemfosfaat in het kader van natuurontwikkeling. Alterra rapport 1870. Alterra, Wageningen.
- De Bruijn, O. & J. Hofstra 1997. Kleinschalig herstelbeheer in het Boddenbroek op het landgoed Twickel. *De Levende Natuur* 98: 289–295.
- 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: 228–239.
- De Mars, H. 1996. Chemical and physical dynamics of fen hydro–ecology. Dissertatie Universiteit Utrecht.
- Dorland, E., A. van Loon, Y. Fujita, M. Jalink & G. Cirkel 2012. Kwantificering processen ten behoeve van herstelstrategieën Programmatische Aanpak Stikstof – Deel II. KWR 2012.020.
- Everts, F.H. & N.P.J. de Vries 1991. De vegetatieontwikkeling van beekdalsystemen. Een landschapsecologische studie van enkele Drentse beekdalen. Dissertatie Rijksuniversiteit Groningen.
- Grootjans, A.P. & W.P. ten Klooster 1980. Changes of groundwater regime in wet meadows. *Acta Botanica Neerlandica* 29: 541–554.
- Grootjans, A.P. 1985. Changes of groundwater regime in wet meadows. Dissertatie Rijksuniversiteit Groningen.
- Grootjans, A.P., E.B. Adema, F.H. Everts 2004. Effecten van verzuring, ontwatering en stikstofdepositie op Boezemlanden en Beekdalen (Friesland en Drenthe). Rapport ECLNV nr. 2004/284
- Grootjans, A.P., E.B. Adema & F.H. Everts 2003. 10 jaar monitoring van maatregelen tegen verzuring, verdroging en eutrofiëring: Beekdalen. Eindrapport EGM/OBN 1991– 2002. Rapport EC–LNV.
- Grootjans, A.P., J.P. Bakker, A.J.M. Jansen & R.H. Kemmers 2002. Restoration of brookvalleymeadows in the Netherlands. *Hydrobiologia* 478: 149–170.
- Grootjans, A.P., P.C. Schipper & H.J. van der Windt 1986. Influence of drainage on N–mineralization and vegetation response in wet meadows. II: *Cirsio–Molinietum* stands. *Oecologia Plantarum* 7: 3–14.
- Grootjans, A.P., R.H. Kemmers, F.H. Everts & E.B. Adema 2007. Restauratie van schraallanden op veengronden door afgraven en vernatten. *De Levende Natuur* 108: 108–113.
- Grootjans, A.P., S.K. Verbeek, E.B. Adema, A.C.J. Boerwinkel, P. Vrielink, G.B. Baaijens, M. Bakker, B. Beltman, A.C. Zuidhoff & R.H. Kemmers 2001. Bevloeiing als beheersmaatregel;

- mogelijkheden voor herstel van verzuurde en verdroogde graslanden. OBN-rapport EC-LNV nr 2001/052, Ede.
- Jansen, A.J.M. & J.G.M. Roelofs 1996. Restoration of *Cirsio-Molinietum* wet meadows by sod cutting. *Ecological Engineering* 7: 279–298.
- Jansen, A.J.M. 2000. Hydrology and restoration of wet heathland and fen meadow communities. Dissertatie Universiteit Groningen, 109 p.
- Jansen, A.J.M., A.Th.W. Eysink & C. Maas 2001. Hydrological processes in a *Cirsio-Molinietum* fen meadow: implications for restoration. *Ecological Engineering* 17: 3 – 20.
- 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.
- Janssen, A., J. Schaminée & A. Stortelder 2008. Koolmansdijk, parel in de Achterhoek door succesvol natuurherstel. *De Levende Natuur* 109: 228–233.
- Jongman, M., H. Everts, A. Grootjans & H. Woesthuis 2009. Herstel van blauwgraslanden in de Bruuk bij Nijmegen. *De Levende Natuur* 110: 209–214.
- Kemmers, R.H. 2007. Desorptie en absorptie van fosfaat na vernatting van veengrond uit het Hunzedal. Alterrapport 1575. Alterra, Wageningen.
- Kemmers, R.H., F.P. Sival & P.C. Jansen 2003. Effecten van bevoeiing op de basentoestand en nutriëntenbeschikbaarheid van natte schraalgraslanden op klei-, zan- en veengronden. Alterra-rapport 534.
- Kerkhof, T.B.M. 2006. Nieuw schraalland in de Krimpenerwaard. *De Levende Natuur* 107: 163–169.
- Lucassen, E.C.H.E.T., A.J.P. Smolders, L.P.M. Lamers & J.G.M. Roelofs 2005. Water table fluctuations and groundwater supply are important in preventing phosphate eutrophication in sulphate-rich fens: consequences for wetland restoration. *Plant and Soil* 269: 109–115.
- 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* (L.) Hill. *Plant Ecology* 165: 45–52
- Mol, J. & H. van Dobben 2010, in prep. Berekeningen N accumulatie in bodem en vegetatie met het model.
- Pegtel, D.M. 1983. Ecological aspects of a nutrient-deficient wet grassland (*Cirsio-Molinietum*). *Verhandl. Ges. Ökol.* 10: 217–228.
- Rossenaar, A.J.G.A. & J.G. Streefkerk 1997. Herstel van een pleistoceen Blauwgrasland: het Stelkampsveld. *De Levende Natuur* 98: 266–272.
- Runhaar, H., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens 2009. Ecologische vereisten habitattypen. KWR 09–018, 45 pp.
- 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.
- Smolders, A.J.P., E.C.H.E.T. Lucassen & J.G.M. Roelofs 2003. Waterpeilregulatie in broekbossen: bron van aanhoudende zorg. *H2O* 36: 17–19.
- Smolders, A.J.P., L.P.M. Lamers, E.C.H.E.T. Lucassen, G. van der Velde & J.G.M. Roelofs 2006. Internal eutrophication: How it Works and what to do about it, a review. *Chemistry and Ecology* 22: 93–111.
- Soons, M.B. 2003. Habitat fragmentation and connectivity; spatial and temporal characteristics of the colonization process in plants. Dissertatie Universiteit Utrecht.
- Tallowin, J.R.B. & R.E.N. Smith 2001. Restoration of a *Cirsio-Molinietum* fen meadow on a agriculturally improved pasture. *Restoration Ecology* 9: 167–178

- Ter Braak, J.F. & J. Wiertz 1994. On the statistical analysis of vegetation change: a wetland affected by water extraction and soil acidification. *Journal of Vegetation Science* 5: 361–372.
- Van den Broek, T., A.J. Smolders, M.J. Emke, J.M. de Wit & G.J. Baaijens 2009. Ecohydrologisch herstelplan Groot Zandbrink. Rapport Royal Haskoning, Rotterdam & Baaijens Advies, Dwingeloo, 144 pp.
- Van der Hoek, D. 2005. The effectiveness of restoration measures in species-rich fen meadows. Dissertatie, Wageningen University.
- Van Dobben, H.F., R. Bobbink, A. van Hinsberg & D. Bal 2012. Overzicht van kritische depositiewaarden voor stikstof, toegepast op habitattypen en leefgebieden van Natura 2000. Alterra-rapport, Wageningen.
- Van Duren, I.C. 2000. Nutrient limitation in drained and rewetted fen meadows. Proefschrift Rijksuniversiteit Groningen.
- Van Duren, I.C., R.J. Strykstra, A.P. Grootjans, G.N.J. ter Heerdt & D.M. Pegtel 1998. A multidisciplinary evaluation of restoration measures in a degraded *Cirsio-Molinietum* fen meadow. *Applied Vegetation Science* 1: 115–130.
- Vermeer, J.G. 1985. Effects of nutrient availability and groundwater level on shoot biomass and species composition of mesotrophic plant communities. Dissertatie Universiteit Utrecht.