

Herstelstrategie Droog struisgrasland (leefgebied 9)

Nijssen, M.E, H.M. Beije, J.H. Bouwman, D. Groenendijk, J.J. Vogels & N.A.C. Smits

Het leefgebied is afgeleid van subtype a van het natuurdoeltype 3.33 (Droog schraalgrasland van de hogere gronden: [Bal et al. 2001](#)). Dit leefgebied betreft droge struisgraslanden voor zover die niet overlappen met de sterk verwante habitattypen Stroomdalgraslanden (H6120) en Heischrale graslanden (H6230). Deze herstelstrategie gaat over het stikstofgevoelige leefgebied van meerdere soorten. Om voor de afzonderlijke soorten het volledige leefgebied in beeld te brengen, staat in Bijlage 1 en 2 van Deel II een compleet overzicht van de leefgebieden van de genoemde soorten.

Leeswijzer

Dit document start met de kenschets (paragraaf 1) en geeft daarna een overzicht van de ecologische randvoorwaarden van het leefgebied (paragraaf 2). Vervolgens wordt ingegaan op de effecten van atmosferische stikstofdepositie op het leefgebied (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 en de kennislacunes in een overzichtstabel samengevat en het document wordt afgesloten met literatuurreferenties in paragraaf 10.

1. Kenschets

Deze herstelstrategie omvat Droog struisgrasland als leefgebied voor Roodborsttapuit, Boomleeuwerik, Tapuit, Grauwe Klauwier, Korhoen en Nachtzwaluw, zoals beschreven als subtype a van natuurdoeltype 3.33 (Droog schraalgrasland van de hogere gronden; [Bal et al. 2001](#)), voor zover dit natuurdoel(sub)type niet overeenkomt met het habitatype Stroomdalgraslanden (H6120). Het leefgebied betreft laagblijvend, al of niet kruidenrijk grasland met een vrij open, pollige structuur, gelegen op vooral droge, zure tot zwak zure, meestal oligotrofe tot mesotrofe zand- en lössgronden. Het leefgebied komt voor op zonnige of enigszins beschaduwde plekken op de Hogere zandgronden.

Als leefgebied is Droog struisgrasland nauw verwant met subtype b van natuurdoeltype 3.33 (Droog heischraal grasland), maar dit overlapt vrijwel geheel met het beschermde habitatype Heischrale graslanden (H6230). Het gaat daarbij om situaties die leem- en humusrijker zijn en vooral voorkomen op plaatsen waar keileem net onder de oppervlakte voorkomt.

Het leefgebied behoort van oudsher tot het heide- en stuifzandlandschap en onderscheidt zich doordat het minder voedsel- en humusarm is en een dichtere vegetatiestructuur heeft dan de

Zandverstuiving (natuurdoeltype 3.47). Het kan door successie daaruit ontstaan. Ook kan het door betreding en erosie ontstaan uit Droge heide (natuurdoeltype 3.45). Daarnaast kwam het leefgebied vroeger vooral in schrale weilanden voor. Tegenwoordig is het Droog struisgrasland vaker te vinden langs zandpaden, in recreatiegebieden en in vergraven terreinen (zandgroeven, vliegvelden). Het kan zich echter ook (na verschraling) ontwikkelen uit verlaten akkers op arme zandgronden.

In Droog Struisgrasland komen zes soorten voor van de Vogelrichtlijn waarvoor de stikstofgevoeligheid van het type een probleem kan vormen voor de kwaliteit van het leefgebied. 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. De nummers in de kolom 'Effecten van stikstofdepositie' verwijzen naar de betreffende factoren zoals deze zijn beschreven in Deel I.2 (figuur 2.17).

Soortgroep	VHR-soort	Belang en functie	KDW	N-gevoeligheid van leefgebied *	Effecten van stikstofdepositie
Vogels	Boomleeuwerik	Klein: voortplantings- en foerageergebied	1000	Ja	Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Grauwe klauwier	Klein: foerageergebied	1000	Ja	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Korhoen	Klein: foerageergebied	1000	Ja	Afname kwantiteit voedselplanten (3) + afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Nachtzwaluw	Klein: foerageergebied	1000	Ja	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Roodborsttapuit	Groot: voortplantings- en foerageergebied	1000	Mogelijk	Afname prooibeschikbaarheid (6)
Vogels	Tapuit	Klein: voortplantings- en foerageergebied	1000	Ja	Afname prooibeschikbaarheid (6)

* Een verandering van het leefgebied onder invloed van N-depositie is vaak voor slechts een deel van de soorten die van het leefgebied gebruik maakt negatief, terwijl dat voor andere soorten niet het geval is. Daarom kunnen er in de kolom 'N-gevoeligheid van leefgebied' meerdere kwalificaties staan, afhankelijk van de soort die het betreft.

Afbakening voor VR-soorten: Alle genoemde soorten van de Vogelrichtlijn maken gebruik van het gehele leefgebied Droog struisgrasland om te foerageren, Roodborsttapuit, Boomleeuwerik en Tapuit ook om te broeden, waarbij de laatste soort van holtes in het terrein gebruik maakt. Geen van de soorten is echter strikt aan dit type leefgebied gebonden en de meeste soorten hebben hun optimale leefgebied elders. Voor de genoemde beschermde soorten zijn in het Heuvelland geen gebieden aangewezen, waardoor Droog struisgrasland op lössgronden hier buiten beschouwing wordt gelaten.

2. Ecologische randvoorwaarden

2.1 Zuurgraad

Het bereik van de zuurgraad is zuur tot zwak zuur (Bal et al. 2001).

2.2 Vochttoestand

Het bereik van de vochttoestand is droog, met matig droog als aanvullend bereik (Bal et al. 2001).

Gemiddeld laagste grondwaterstand: zeer diep, in mindere mate: diep.

Overstroming met beek- of oppervlaktewater: nooit.

2.3.1 Waterherkomst

Regenwater.

2.3 Voedselrijkdom

Het bereik van de voedselrijkdom is oligotroof tot mesotroof, met zwak eutroof als aanvullend bereik (Bal et al. 2001).

2.4 Landschapsecologische processen

De genoemde VHR-soorten zijn geen van alle strikt gebonden aan het leefgebied Droog struisgrasland en komen vaak (ook) voor in andere schrale leefgebieden zoals droge heide en vochtige heide. Voor Korhoen, Nachtzwaluw en Grauwe klauwier moeten er andere vegetaties aanwezig zijn als broedgelegenheid en aanvullende foerageerplekken. Droog struisgrasland is voor hen dus alleen van belang in mozaïek met andere vegetaties. Boomleeuwerik, Roodborsttapuit en Tapuit gebruiken het terrein zowel om te broeden en te foerageren, waarbij de Tapuit wel nestgelegenheid in de vorm van (konijnen)holen nodig heeft.

Zie de informatie uit de landschapsdoorsneden (Deel III).

2.5 Regulier beheer

De vegetatie wordt veelal gemaaid, maar extensieve begrazing is gunstiger. Voordeel van begrazing is de betreding, het ontstaan van pionierplekken door vertrapping (wat voor een deel van de soorten nodig is) en het ontstaan van ruigere overgangen (een belangrijk deel van de doelsoorten van het natuurdoeltype komt ook voor in droge zomen). Een intensieve vorm van begrazing in het broedseizoen kan echter ook verstrend werken, zoals is aangetoond voor Tapuit in de kustduinen. Wanneer gekozen wordt voor maaien, is het belangrijk dat delen extra diep gemaaid worden en delen niet, of extra laat gemaaid worden. Bij gunstige milieuomstandigheden en een zeer arme bodem hoeft dit beheer niet jaarlijks plaats te vinden.

3. Effecten van stikstofdepositie

De kritische depositiewaarde voor het leefgebied Droog struisgrasland is afgeleid van de natuurdoeltypen 3.33 (Droog schraalgrasland van de hogere gronden; Bal et al. 2001). De

kritische depositiewaarde voor dit leefgebied is door [Van Dobben et al. \(2012\)](#) vastgesteld op 14 kg N/ha/jaar (1000 mol N/ha/jaar) en is gebaseerd op de modeluitkomst, passend binnen de empirische range (EUNIS 1.72: Closed non-Mediterranean dry acid and neutral grassland, [Bobbink & Hettelingh 2011](#)).

De beeldbepalende vegetatietypen waarop de berekening van de KDW is gebaseerd, zijn:

14Ba1	Vogelpootjes-associatie
14Bb1ab	Associatie van Schapegras en Tijn (subassociaties met Zandblauwtje en met Gewoon reukgras)

Droog struisgrasland is door het oligotrofe karakter zeer gevoelig voor vermessing als gevolg van stikstofdepositie. Dit heeft een sterke toename van vegetatiegroei en (daarmee) de vorming van een vervilte strooisellaag tot gevolg. Voor het leefgebied van VHR soorten geldt dat de effecten van stikstofdepositie via de volgende factoren doorwerken: koeler en vochtiger microklimaat, afname voortplantingshabitat, afname kwantiteit voedselplanten, afname kwaliteit voedselplanten en afname prooibeschikbaarheid ([Nijssen et al. 2017](#)). Een uitsplitsing van deze factoren naar de onderscheiden soorten is terug te vinden in de kenschets en een beschrijving van de specifieke factoren is terug te vinden in paragraaf 2.4 van Deel I.

Daarnaast kan de insectenfauna nadeel ondervinden van een sterk veranderde nutriëntensamenstelling in de vegetatie, enerzijds vanwege de toegenomen beschikbaarheid van stikstof en anderzijds door de afgenomen beschikbaarheid van andere mineralen zoals ijzer en fosfor (door verzuring gevolgd door uitspoeling). In heideterreinen is onlangs gebleken dat dit leidt tot een afname in dichtheid en diversiteit van herbivore insecten ([Vogels et al. 2011](#)).

4. Andere omstandigheden die de effecten van stikstofdepositie beïnvloeden

Omstandigheden die invloed hebben op de effecten van stikstofdepositie zijn natuurlijke successie en het beheer, voor zover dat beheer onvoldoende rekening houdt met het antropogeen karakter van het leefgebied. Aangezien beide aspecten met elkaar samenhangen, worden ze hierna gezamenlijk besproken.

4.1 Natuurlijke successie en ontoereikend beheer

Droge struisgraslanden zijn half-natuurlijke begroeiingen die veelal ontstaan vanuit kale situaties (zandverstuivingen, zandgroeven, kaal gelopen terreindelen, akkers) en die zich voor een deel na verloop van tijd door ontwikkelen naar andere begroeiingstypen zoals droge heide en struwelen. Daarnaast is meestal ook sprake van een geleidelijke, natuurlijke verzuring. Het regulier beheer beïnvloedt dit proces slechts in beperkte mate; het voortbestaan van struisgraslanden is derhalve wel gebaat bij de mogelijkheid dat zich bij tijd en wijle nieuwe (niet-verzuurde) struisgraslanden ontwikkelen. Ontoereikend regulier beheer wordt niet apart onder paragraaf 5 of 6 behandeld.

5. Maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie

5.1 (Extra) maaien

Door extra (intensiever) te maaien en af te voeren worden veel effectiever voedingsstoffen afgevoerd dan bij begrazing, maar dit beheer heeft in potentie een veel groter nivellerend (en dus negatief) effect voor de ongewervelde fauna die als prooi kan dienen voor de soorten van dit leefgebied. Maaien in de vroege zomer voert meer voedingsstoffen af dan maaien in de late zomer of najaar, maar heeft tevens een grotere versturende werking (direct voor de broedende vogels en indirect via de vermindering van het prooiaanbod) op de diersoorten van dit leefgebied. Het optimaal uitvoeren van maaibeheer in deze leefgebieden is specifiek per terrein en hangt zowel af van de nutriëntenstatus van de bodem als van de aanwezigheid van diersoorten. Gefaseerd maaibeheer binnen één seizoen en/of tussen verschillende jaren kan waarschijnlijk het beheer verder optimaliseren en zorgen voor een grotere prooibeschikbaarheid voor o.a. Grauwe klauwier, Nachtzwaluw en Roodborsttapuit. Deze hypothetische maatregel betreft een **kennislacune**.

5.2 (Extra) begrazen

Vormen van begrazing waarbij de dieren 's nachts elders worden ondergebracht, zorgen voor afvoer van een deel van de stikstofvoorraad in het graslandsysteem. Ook wordt hierdoor verruiging van de vegetatie tegengegaan, waardoor de kwaliteit als foerageergebied voor de diersoorten van dit leefgebied waarschijnlijk toeneemt. Voor het afvoeren van nutriënten is begrazing echter minder effectief dan maaien en afvoeren. Voor de VR-soorten die het leefgebied als voortplantingsgebied benutten is het van belang dat de intensiteit van begrazing laag wordt gehouden. Voor VR-soorten die het leefgebied alleen als foerageergebied gebruiken, is een hogere graasdruk waarschijnlijk niet schadelijk en kan zelfs de vegetatiestructuur geschikter maken voor het zoeken naar voedsel. Net als bij maaibeheer is het optimaal uitvoeren van begrazing in deze leefgebieden specifiek per terrein. Dit hangt zowel af van de nutriëntenstatus van de bodem als van de aanwezigheid van diersoorten. Gefaseerd begrazingsbeheer binnen één seizoen en/of tussen verschillende jaren kan waarschijnlijk het beheer verder optimaliseren en zorgen voor een grotere prooibeschikbaarheid voor o.a. Grauwe klauwier, Nachtzwaluw en Roodborsttapuit. Deze hypothetische maatregel betreft een **kennislacune**.

5.3 Plaggen en chopperen

Plaggen ter bestrijding van de eutrofiering is in Droog struisgrasland over het algemeen succesvol, met name in niet-verzuurde terreinen. Hoe beter de ecologische infrastructuur intact is gebleven, des te groter de kans is op succesvol herstel. Plaggen kan in zure situaties ($\text{pH} < 4,5$) leiden tot een tijdelijk ammoniumpiek (De Graaf et al. 1998a; Dorland et al. 2003a). Deze ammoniumpiek kan met bekalking worden tegengegaan (Dorland et al. 2003b, 2004).

5.3 Bekalken

Direct na plaggen kan verzuring bestreden worden door lichte bekalking om ophoping van ammonium tot toxische niveaus tegen te gaan (Dorland et al. 2004). Bekalken leidt tot verhoging van de basenvoorraad in de bodem en zorgt als zodanig voor een directe bestrijding van verzuring door stikstofdepositie. Bekalken van Droog struisgrasland zonder te plaggen moet worden afgeraden. Bij bekalking na plaggen of chopperen wordt gemiddeld 2000 kg (dolokal) per

ha toegediend (afhankelijk van de lokale situatie). Verondersteld wordt dat een betere buffering van de bodem kan bijdragen aan een meer evenwichtige nutriëntensamenstelling van de vegetatie en daarmee aan herstel van de karakteristieke insectenfauna van droge struisgraslanden. Onderzoek naar de effectiviteit van bekalken in droge heide naar de voedselkwaliteit heeft echter het tegendeel aangetoond: de voedselkwaliteit van de vegetatie nam af in plaats van toe (Vogels et al. 2016, 2017). Of dit effect ook optreedt in het habitatype droge schraallanden is niet onderzocht, maar hierdoor minder aannemelijk dan in het verleden is aangenomen (kennislacune).

5.4 Toevoegen basenleverende bodemmineralen (steenmeel)

Bij Droog struisgrasland is mineralentoediening, in de vorm van fijn gemalen silicaatmineralen (steenmeel) een maatregel waarvan wordt verwacht dat ze effectief zou kunnen zijn als herstelmaatregel van aanzienlijk verzuurde bodems. Deze verwachting is gebaseerd op eerste resultaten uit experimenteel onderzoek in Heischrale graslanden (H6230) (Weijters et al. 2019). Zie Deel I, Hoofdstuk 3, paragraaf 3.2.15.

In het geval Droog struisgrasland 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 Deel 1, hoofdstuk 3, paragraaf 3.2.15 voor voorwaarden van toepassing).

Ervaring met de toepasbaarheid, effectiviteit en mogelijke risico's van steenmeeltoediening in Droog struisgrasland 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 Droog struisgrasland geldt als hypothetische maatregel onder de In Deel 1, Hoofdstuk 3, paragraaf 3.2.15 genoemde voorwaarden.

5.5 Branden

Periodiek branden vermindert (in ieder geval tijdelijk) de bovengrondse biomassa. Daarnaast vermindert het de concurrentie tussen plantensoorten. Branden wordt traditioneel in hoofdzaak 's winters uitgevoerd, waardoor de brand niet diep in de bodem doordringt en een relatief kleine impact heeft op de dieren van dit leefgebied en hun prooien. 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; Turin 1983).

Zie ook de herstelstrategie voor de habitattypen Heischrale graslanden (H6230) en Stroomdalgraslanden (H6120).

6. Maatregelen gericht op functioneel herstel

De bij paragraaf 5 genoemde maatregelen leiden ertoe dat Droge struisgraslanden langer voortbestaan en de interne variatie binnen het type toeneemt. Dit is gunstig voor het voedselaanbod en de voedselbereikbaarheid voor de VR-soorten. Droog struisgrasland is een antropogeen leefgebied, wat ontstaat en in stand blijft door menselijk ingrijpen. Uitgaande van extensief bewerkte grond, beschrijven [Vogels et al. \(2013\)](#) hoe schraalgraslanden kunnen ontstaan uit voormalige of nieuwe heideakkers die na gebruik worden verschaald door oogsten zonder bijmesten of door actief fosfaat uitmijnen. Dit verschrallingsbeheer duurt ongeveer tien jaar, waarna met regulier maai- of begrazingsbeheer schraalgrasland in stand gehouden kan worden. [Vogels et al. \(2013\)](#) stellen een roulatiebeheer voor tussen akkers en schraalgraslanden met een omlooptijd van 35 jaar: 10 jaar akker-braak, 10 jaar verschralling en 15 jaar schraalgrasland. Alhoewel de akker- en verschrallingsfase niet kwalificeren als leefgebied Droog struisgrasland, kunnen de geselecteerde soorten voor dit leefgebied wel als foerageergebied gebruik maken van deze fasen.

Zie ook de herstelstrategie voor de habitattypen Heischrale graslanden (H6230) en Stroomdalgraslanden (H6120).

7. Maatregelen voor uitbreiding

Uitgaande van sterk bemest grasland kan ontwikkeling plaatsvinden van Droog struisgrasland door verschrallingsbeheer in de vorm van het stopzetten van de bemesting en het instellen van een hooilandbeheer, eventueel aangevuld met een vorm van extensieve begrazing. Conform de herstelstrategie voor Heischrale graslanden is daaraan voorafgaand veelal nodig dat de fosfaatrijke bovengrond wordt afgegraven ([Loeb et al. 2013](#)). Bij lagere fosfaatgehalten in de bodem kan fosfaat ook verwijderd worden via uitmijning, bijvoorbeeld door de combinatie van kalibemesting en het inzaaien en oogsten van klaver, waarmee jaarlijks 80–110 kg P per hectare kan worden afgevoerd ([Timmermans et al. 2010](#)).

Aangezien de grondwaterstand in deze graslanden het gehele jaar beneden maaiveld ligt is geen rekolonisatie van bodemmicroarthropoden te verwachten ([Siepel 1996](#)). Voor herstel van de botanische rijkdom is het waarschijnlijk zinvol om zowel plantensoorten als bodemfauna te herintroduceren gelet op de beperkte dispersiecapaciteit van veel plantensoorten ([Oosterbaan et al. 2008](#); [Loeb et al. 2013](#)). Of dit noodzakelijk is voor de VR-soorten in dit leefgebied, betreft een kennislacune.

Ontwikkelingsduur: 10 jaar (bij herstel) tot 25 jaar (bij ontwikkeling).

8. Effectiviteit en duurzaamheid

Hierboven zijn een reeks van maatregelen beschreven die in vegetatie- en bodemkundig opzicht al dan niet bewezen hebben effectief te zijn. Daarmee is echter niet gezegd dat ze ook altijd

effectief zijn voor behoud en herstel van de VR-soorten, die alle gevoelig zijn voor de mechanische effecten waarmee de bedoelde maatregelen onvermijdelijk gepaard gaan. Vooral een verhoogde frequentie van maaien, plaggen en chopperen evenals een verhoogde intensiteit van begrazing hebben een negatief effect op veel ongewervelde diersoorten, die (direct of indirect) het voedsel vormen voor de genoemde VHR-soorten. Bovendien verdwijnt ter plaatse van de uitgevoerde maatregelen de broedgelegenheid voor deze soorten. Toch kunnen deze negatieve effecten worden getemperd via het patroon waarin de maatregelen in ruimte en tijd worden uitgevoerd. Het is belangrijk dat per jaar slechts een (klein) deel van het leefgebied wordt onderworpen aan een intensieve maatregel. Daarnaast is het belangrijk de behandelde terreindelen vervolgens een 'rustperiode' te geven van tenminste 5-10 jaar waarin alleen de minder intensieve vormen van regulier beheer worden uitgevoerd. Op die manier kan een bepaald Droog struisgrasland ook gedurende herstelbeheer in ieder geval voor een deel geschikt leefgebied bieden aan VR-soorten. Hoe deze fasering het best kan worden toegepast betreft nog grotendeels een **kennislacune**.

De maatregelen begrazing en maaien zijn (mits goed uitgevoerd) vrijwel jaarlijks herhaalbaar en kunnen lange tijd het leefgebied Droog struisgrasland in stand houden. Op de lange termijn of bij intensivering van deze maatregelen wordt de kwaliteit als foerageergebied voor de geselecteerde soorten waarschijnlijk slechter; dit is nog een **kennislacune**. Plaggen is een maatregel die in principe eenmalig is als herstelbeheer. Chopperen en branden kunnen waarschijnlijk - vergelijkbaar met akkerbeheer - op lange termijn (decennia) als roulatiebeheer worden gebruikt om het leefgebied in stand te houden, in combinatie met jaarlijks maai- of begrazingsbeheer. Ook hiervoor geldt dat het nut van deze fasering plaats-afhankelijk is en de optimalisatie van deze fasering nog een **kennislacune** betreft.

Gunstig is dat de droge struisgraslanden slechts een deel van het habitat vertegenwoordigen voor deze VR-soorten, waardoor ze tijdelijk of voor bepaalde levensfuncties ook kunnen uitwijken naar andere leefgebieden. Daar staat tegenover dat die andere leefgebieden dan wel in de buurt aanwezig moeten zijn en in die zin dus medebepalend zijn voor de effectiviteit van herstelmaatregelen in de Droge struisgraslanden.

9. Overzichtstabel

Deze overzichtstabel is bedoeld als ondersteuning bij de te nemen maatregelen uit paragraaf 5 en 6 en dient slechts samen met de tekst te worden toegepast. Zie ook de habitattypen Heischrale graslanden (H6230) en Stroomdalgraslanden (H6120).

Maatregel	Code	Type	Doel	Potentiële effectiviteit	Randvoorwaarden / succesfactoren	Vooronderzoek	Herhaalbaarheid	Responstijd	Mate van bewijs
(Extra) maaien	3.2.8	H/U	Afvoer nutriënten	Matig	Op maat	Niet noodzakelijk	Beperkte duur	Vertraagd	H
(Extra) begrazen	3.2.9	H/U	Afvoer nutriënten	Matig	Op maat	Niet noodzakelijk	Beperkte duur	Lang	H
Plaggen/ chopperen	3.2.4 3.2.6	H/U	Afvoer nutriënten; verwijdering vervilte strooisel laag	Matig/groot	Voorstudie, behouden bronpopulaties	Op standplaats	Beperkte duur	Direct (abiotisch) en vertraagd (biotisch)	H
Bekalken	3.2.1	H/U	Herstel buffering	Groot	Op maat, na plaggen;	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	H
Toevoegen basen- leverende bodem- mineralen (steenmeel)	3.2.15	H	Herstel bufferings- capaciteit bodem	Groot	Zie Deel I, Hoofdstuk 3, paragraaf 3.2.15: Aandachtspunten bij toepassing.	Op standplaats	Beperkte duur	Even geduld	H
Branden	3.2.10	H/U	Afvoeren nutriënten, structuur verbetering	Groot	Voorstudie, behouden bronpopulaties	Op standplaats	Beperkte duur	Direct (abiotisch) en vertraagd (biotisch)	H

N.B.: Status is overall H in afwachting van nadere onderbouwing

Verklaring kolommen:

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

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. . Op basis van ervaringen bij de habitatypen wordt een gunstig effect verwacht voor de geselecteerde diersoorten, maar dit is nog niet getoetst in het veld. Wanneer deze toetsing wel heeft plaatsgevonden, heeft een maatregel de status 'bewezen'.

Kennislacunes

1. Kan het aanvullend maai- en begrazingsbeheer zodanig worden geoptimaliseerd door middel van fasering binnen of tussen jaren, dat er zowel voldoende nutriënten worden afgevoerd als dat de geselecteerde diersoorten hiervan geen schade ondervinden en direct of indirect (prooibeschikbaarheid) kunnen profiteren?
2. Is introduceren van zaden of maaisel van plantensoorten en van bodemmesofauna nodig voor een sneller en beter herstel van het leefgebied Droge struisgraslanden?
3. Hoe duurzaam is maai- en begrazingsbeheer voor een duurzaam behoud van de kwaliteit van het leefgebied Droog struisgrasland als foerageergebied voor de geselecteerde diersoorten?
4. Met welke tussenfase moeten of kunnen chopperen en branden – al dan niet in combinatie met maai- en begrazingsbeheer – worden toegepast voor een duurzaam behoud van het leefgebied?

10. Literatuur

- Aukema, B. 1983. De invertebratenfauna van de Zuid-Limburgse kalkgraslanden. Wantsen (Hemiptera, Heteroptera). *Natuurhistorisch Maandblad* 72:129–35.
- Bal, D., H.M. Beije, M. Felliger, R. Haveman, A.J.F.M. van Opstal en F.J. van Zadelhoff 2001. Handboek natuurdoeltypen. Rapport Expertisecentrum LNV 2001/020, Wageningen.
- 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. & J.P. Hettelingh (eds.) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23–25 June 2010. RIVM rapport 680359002. 244p.
- Bobbink, R., M. Weijters, M. Nijssen, J. Vogels, R. Haveman & L. Kuiters 2009. Branden als EGM maatregel. Rapport DK nr. 2009/dk117–O. Directie Kennis, Ede.
- 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.
- 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., 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.
- Loeb, R., A. van der Bij, R. Bobbink, J. Frouz, R. van Diggelen 2013. Ontwikkeling van droge heischrale graslanden op voormalige landbouwgronden. Eindrapportage fase 1. Rapport nr. 2013/OBN176–DZ, Den Haag.
- Nijssen, M.E., M.F. WallisDeVries & H. Siepel 2017. Pathways for the effects of increased nitrogen deposition on fauna. *Biological Conservation* 212: 423–431.
- Oosterbaan, A., J.J. de Jong & A.T. Kuiters 2008. Vernieuwing in ontwikkeling en beheer van natuurgraslanden op voormalige landbouwgrond op droge zandgronden. Alterra, Wageningen. Alterra-rapport 1669. 57p.
- Siepel, H. 1996. The importance of unpredictable and short-term environmental extremes for biodiversity in oribatid mites. *Biodiversity Letters* 3: 26–34.
- Stuijzand, S., C. van Turnhout & H. Esselink 2004. Gevolgen van verzuring, vermessing en verdroging en invloed van herstelbeheer op heidefauna. Basisdocument. Rapport EC–LNV nr. 2004/152 O. Ministerie van LNV. 297p.
- Timmermans, B.G., N.V. Eekeren & M. Bos 2010. Fosfaat uitmijnen op natuurpercelen met gras/klaver en kalibemesting: Handreiking voor de praktijk. Brochure Louis Bolk Instituut.
- Turin, H. 1983. De invertebratenfauna van de Zuid-Limburgse kalkgraslanden. Loopkevers (*Coleoptera Carabidae*) van kalkgraslanden en hellingbossen. *Natuurhistorisch Maandblad* 72: 73–83.
- 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., A. van den Burg, E. Remke & H. Siepel 2011. Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen. Evaluatie en ontwerp van

bestaande en nieuwe herstelmaatregelen (2006–2010). Directie Kennis & Innovatie, Ministerie van Economische Zaken, Landbouw & Innovatie, Den Haag. Rapport nr. 2011/OBN152-DZ.

Vogels, J.J., M. Weijters, R.J. Bijlsma, R.W. de Waal, R. Bobbink & H. Siepel 2016. Fosfaattoevoeging Heide. OBN rapport 207-DZ. VBNE, Driebergen. 127p.

Vogels, J.J., R.J. Bijlsma, R. Bobbink & E. Verbaarschot 2017. Monitoring OBN onderzoek "fosfaattoevoeging heide". VBNE, Driebergen. 31p.

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.