

Herstelstrategie H2310: Stuifzandheiden met struikhei

Beije, H.M., A. Aptroot, N.A.C. Smits & L.B. Sparrius

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.

Stuifzandheiden met Struikhei omvat begroeiingen met dwergstruiken op droge zandgrond in binnenlandse stuifzandgebieden. Deze stuifzanden zijn gevormd door herverstuiving van dekzanden, met name na de late Middeleeuwen. De bodems zijn droog, zuur en zeer voedsel- en kalkarm. Ze behoren tot de zogenoemde duinvaaggronden en vlakvaaggronden¹. Er hebben zich nog nauwelijks of geen podzolprofielen ontwikkeld en de bodem is nog niet of slechts oppervlakkig ontijzerd. In de stuifzandheiden overheerst doorgaans Struikhei (*Calluna vulgaris*). Andere dwergstruiken kunnen ook een belangrijke rol spelen, bijvoorbeeld Blauwe bosbes (*Vaccinium myrtillus*) of, op noordhellingen, Rode bosbes (*Vaccinium vitis-idaea*). Zelfs plekken waar Gewone dophei (*Erica tetralix*) domineert over struikhei kunnen onder dit habitatype vallen (want dat is niet strijdig met de vegetatiekundige definiëring; de dominantie van Gewone dopheide is op zich dus geen reden om zo'n plek H4010_A te noemen). Door grassen (Bochtige smele) of struwelen (brem, Gaspeldoorn) gedomineerde begroeiingen kunnen afwisselen met de dwergstruikbegroeiingen en daarmee kleinschalige mozaïeken vormen. Op steile noordhellingen met een vochtiger microklimaat kan een mosrijke heidevorm voorkomen, terwijl op geëxponeerde hellingen juist een korstmosrijke variant kan voorkomen.

¹ Op de bodemkaart 1:50.000 betreft het de kaartenheden Zn21, Zn23 of Zn30 (Zn = vlakvaaggronden) en Zd21, Zd23 of Zd 30 (Zd = duinvaaggronden) buiten het kustgebied. Op de geomorfologische kaart van Nederland betreft het de eenheden 2M16, 3K19, 3L8, 3L9, 4L8, 4L9, 12B9, 12C2, 12C3, 12O2, 13B9 en 13C2.

Nauw verwante habitattypen zijn: Duinheiden met struikhei (H2150; in de FGR Duinen), Binnenlandse kraaiheibegroeiingen (H2320; met dominantie van kraaihei), Droge Europese heiden (H4030; op wat rijkere bodems) en Zandverstuivingen (H2330; waarin Struikhei hooguit spaarzaam voorkomt²).

In de Stuifzandheiden met Struikhei komen 11 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 10 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 |
|------------|-------------------|---|-------------------------------|--|
| Vogels | Blauwe kiekendief | Klein: foerageergebied | ja | Afname prooibesikbaarheid (6) |
| Vogels | Boom-leeuwerik | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibesikbaarheid (6) |
| Vogels | Draaihals | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Afname prooibesikbaarheid (6) |
| Vogels | Duinpieper | Klein: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibesikbaarheid (6) |
| Vogels | Grauwe kiekendief | Klein: foerageergebied | ja | Afname prooibesikbaarheid (6) |
| Vogels | Grauwe klauwier | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Afname prooibesikbaarheid (6) |
| Vogels | Korhoen | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Afname kwantiteit voedselplanten (3) + afname prooibesikbaarheid (6) |
| Vogels | Nachtzwaluw | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Afname prooibesikbaarheid (6) |
| Vogels | Roodborst-tapuit | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | mogelijk | Afname prooibesikbaarheid (6) |
| Vogels | Tapuit | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Afname prooibesikbaarheid (6) |
| Vogels | Wespendief | Klein: foerageergebied | mogelijk | Afname prooibesikbaarheid (6) |

| Soortgroep | Typische soort | belang en functie | N-gevoeligheid van leefgebied | Effecten van stikstofdepositie |
|-------------|----------------|---|-------------------------------|-------------------------------------|
| Dagvlinders | Heivlinder | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Afname kwaliteit voedselplanten (4) |
| Dagvlinders | Kommavlinder | Groot: foerageer- en | ja | Afname kwaliteit voedselplanten (4) |

² Pionierplekken binnen H2310 kunnen pas tot H2330 gerekend worden als ze minimaal 1 are groot zijn.

| Soortgroep | Typische soort | belang en functie | N-gevoeligheid van leefgebied | Effecten van stikstofdepositie |
|-----------------------|-------------------------|---|-------------------------------|---|
| | | voortplantingsgebied | | |
| Reptielen | Zandhagedis | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Koeler en vochtiger microklimaat (1) + afname prooibeschikbaarheid (6) |
| Sprinkhanen & krekels | Blauwvleugel-sprinkhaan | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Koeler en vochtiger microklimaat (1) |
| Sprinkhanen & krekels | Kleine wrattenbijter | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Koeler en vochtiger microklimaat (1) |
| Sprinkhanen & krekels | Zadelsprinkhaan | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Koeler en vochtiger microklimaat (1) |
| Sprinkhanen & krekels | Zoemertje | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Koeler en vochtiger microklimaat (1) |
| Vogels | Klapekster | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Afname prooibeschikbaarheid (6) |
| Vogels | Roodborst-tapuit | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Afname prooibeschikbaarheid (6) |
| Vogels | Veldleeuwerik | Groot: foerageer- en voortplantingsgebied | ja | Afname prooibeschikbaarheid (6) |

Voor een goed begrip van de onderstaande paragrafen, is het essentieel om uit te gaan van de definitie van het habitatype en zijn kwaliteitseisen (abiotische randvoorwaarden, samenstellende vegetatietypen, typische soorten en overige kenmerken van goede structuur en functie). Zie daarvoor het profielendocument (http://www.synbiosys.alterra.nl/natura2000/documenten/profielen/habitattypen/profiel_habitatype_2310.pdf).

2. Ecologische randvoorwaarden

Voor de ecologische randvoorwaarden wordt volledig uitgegaan van de omstandigheden van de Associatie van Struikhei en Bosbes (20Aa02) en de vier subassociaties van de Associatie van Struikhei en Stekelbrem (20Aa01ABCD; Schaminée et al. 1996).

2.1 Zuurgraad

De optimale zuurgraad (=kernbereik) van de bodem omvat matig zure tot zure omstandigheden met een pH-H₂O beneden 5,0. Voor het habitatype als geheel is geen suboptimaal pH-traject (=aanvullend bereik) geformuleerd. Dat is wel het geval voor 3 van de 5 (sub)associaties die kenmerkend zijn voor het habitatype, namelijk de mosrijke en de typische subassociatie van Struikhei en Stekelbrem alsook de subassociatie met korstmossen. Voor deze subassociaties zijn pH-H₂O waarden tussen 4,5 en 5,0 suboptimaal. Van de overige vegetaties, die alleen in mozaïekvorm de kwaliteit van het habitatype kunnen verhogen, zijn in ieder geval voor de Grondster-associatie ook pH-condities goed mogelijk tussen 5,0 en 5,5 (Runhaar et al. 2009).

2.2 Voedselrijkdom

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

2.3 Vochtgehalte

Het kernbereik omvat alleen de vochtklasse 'droog', terwijl de vochtclassen 'vochtig' en 'matig droog' als aanvullend bereik gelden (Runhaar et al. 2009).

2.4 Landschapsecologische processen

Stuifzandheiden ontwikkelen zich van nature in voormalige, gestabiliseerde stuifzandgebieden met een begroeiing van grassen en korstmossen. In de daarop volgende heidefase leidt de afbraak van heidestrooisel en wortelresten tot een geleidelijke ontwikkeling van het bodemprofiel. Stuifzandheiden komen voor in de hogere delen van het dekzandlandschap en op de stuwwallen. Deze landschappelijke positie bepaalt in sterke mate de zuurgraad, vochttoestand en voedselrijkdom van de bodem. De omstandigheden in de omgeving hebben hierop relatief weinig invloed. In vergelijking met andere habitatypen kunnen de ecologische randvoorwaarden voor Stuifzandheiden dan ook naar verhouding onafhankelijk van de omgeving worden gerealiseerd. Een uitzondering hierop is atmosferische depositie (zie later).

De belangrijkste landschappelijke component is het vegetatiepatroon van het habitatype zelf en de directe omgeving ervan. Een afwisselende vegetatiestructuur zorgt samen met aanwezigheid van reliëf en kleine verschillen in de bodem tot condities die vooral gunstig kunnen zijn voor een groot aantal typische diersoorten en (korst)mossen. Open, warme plekken bijvoorbeeld zijn belangrijk voor de zandhagedis en verschillende sprinkhanen. Méér dan het geval is in het habitatype Droge heide, zijn deze condities het resultaat van de natuurlijke omstandigheden ter plaatse (de zeer droge, voedselarme bodem) en zijn deze minder afhankelijk van het beheer. Daarnaast is belangrijk dat Stuifzandheiden geleidelijke overgangen hebben naar andere vegetatietypen die een rol spelen in het mineralenaanbod van micronutriënten, zoals kapvlaktes, stuifzanden en extensieve akkertjes. Ook overgangen naar bos of lokale aanwezigheid van bosopslag is belangrijk voor typische soorten zoals Boomleeuwerik, Klapekster en Tapuit.

De herstelmaatregelen die binnen het habitatype worden genoemd, hebben in het algemeen geen nadelige invloed op nabijgelegen, andere habitatypen. Voor een goede habitatkwaliteit is het vaak nodig om behalve binnen gebieden met Stuifzandheiden ook daarbuiten bepaalde maatregelen te nemen.

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

2.5 Regulier beheer

Stuifzandheiden met struikhei zijn door natuurlijke successie ontstaan, meestal op plaatsen waar na 1900 stuifzandbodems tot rust kwamen. Het habitatype heeft dus in de regel een betrekkelijk jonge leeftijd en is in het verleden nauwelijks een onderdeel geweest van het traditionele landbouwsysteem op de hogere zandgronden, zoals dat wel duidelijk het geval is geweest met Droge heiden (H4030). Als natuurobject hebben stuifzandheiden alleen een zeer extensief beheer

nodig, waarbij tot nu toe af en toe vooral bosopslag werd verwijderd, eventueel aangevuld met zeer extensieve of kleinschalige vormen van begrazing, plaggen en maaien op het moment dat gesloten vegetatiestructuren dreigen te ontstaan. Al deze maatregelen hebben ten doel om de bovengrondse successie tegen te houden (behoud van lage, open vegetaties) maar daarnaast ook om de ondergrondse successie (humusopbouw) te vertragen. Waarschijnlijk kan op lange termijn echter niet worden voorkomen dat het habitatype zich geleidelijk ontwikkelt in de richting van Droge heiden.

3. Effecten van stikstofdepositie

De kritische depositiewaarde voor Stuifzandheiden met Struikhei is berekend op 1071 mol/ha/jr (=15 kg N/ha/jr) (Van Dobben et al. 2012). Dit getal is gebaseerd op de gemiddelde modeluitkomst van het rekenmodel Calluna en passend binnen de empirische range van 700–1400 mol/ha/jaar (=10–20 kg ha/ha/jaar) voor droge heiden ('dry heaths'). Deze range wordt betiteld als betrouwbaar ('reliable'). Bobbink et al. (2003) en Bobbink & Hettelingh (2011) bevelen aan om de onderkant van de empirische range (10 kg) te gebruiken indien niet geplagd wordt, maar plaggen met een lage frequentie is regulier beheer en past bij het gemiddelde van de range. Daarom is deze aanbeveling niet gehonoreerd bij het bepalen van de kritische depositiewaarde. De modeluitkomst volgens een ander rekenmodel ('SMART2') is onbruikbaar omdat daarin geen rekening wordt gehouden met regulier beheer (Van Hinsberg & Kros 1999).

3.1 Verzuring en gerelateerde effecten

De bodems onder Stuifzandheiden zijn van nature zuur van karakter. Mede onder invloed van stikstofdepositie zijn deze bodems verder verzuurd. Dit wil niet zeggen dat daarmee het habitatype verdwijnt, want de gewenste zuurgraad voor de kenmerkende vegetaties van het habitatype omvat alle pH-waarden beneden 5,0. Op het vlak van habitatkwaliteit kan wel sprake zijn van achteruitgang als gevolg van de verzurende invloed van stikstofdepositie. Van sommige kensoorten (Stekelbrem, Kruiptrem) is bekend dat ze voorkomen op de relatief iets beter gebufferde plekken in Stuifzandheiden. Deze soorten zijn gevoelig voor verzuring en/of voor het hoge gehalte van ammonium en/of aluminium als gevolg van de depositie (De Graaf et al. 2004). Een algemene soort zoals Struikheide is ongevoelig voor ammonium en aluminium en kan bovendien onder de meest zure omstandigheden voorkomen. Veel korstmossen zijn gevoelig voor de directe effecten van stikstofdepositie, met name in de vorm van ammonium, maar ook door toename van vergrassing als gevolg van een hogere stikstofbeschikbaarheid in de bodem (Sparrus 2011).

Er wordt vermoed dat verzuring van de bodem ook nadelige gevolgen heeft voor de fauna, omdat daardoor de beschikbaarheid van verschillende mineralen lager wordt en die van stikstof juist hoger wordt. Dit laatste leidt ertoe dat verschuivingen optreden in de gehalten van aminozuren in planten. Het recent onderzoek dat hiernaar is gestart, levert aanwijzingen dat deze veranderingen in de voedselkwaliteit nadelige gevolgen kunnen hebben voor de heidefauna. Aangetoond is bijvoorbeeld dat de rupsen van de Kleine nachtpauwoog een geringere overlevingskans hadden op Struikheide die was bemest met stikstof. Heidevegetaties met een wat hogere mineralenrijkdom en pH bleken een hogere soortenrijkdom van ongewervelden (loopkevers, spinnen, mieren) te hebben dan andere heidevegetaties (Vogels et al. 2011).

Een ander, indirect effect van verzuring is dat daardoor de biologische beschikbaarheid van cadmium, kwik, aluminium, lood en andere metalen groter wordt voor planten en bodemdieren. Wanneer in de bodem opgeslagen zware metalen vrijkomen, dringen ze gemakkelijker in de voedselketen door. In het heidelandschap gebeurt dat vooral via schimmels, mosmijten en springstaarten. De kans op vergiftiging van organismen neemt dan toe. Verschillende studies hebben uitgewezen dat ook grote dieren in verzuurde milieus meer metalen opnemen dan in niet-verzuurde milieus. Dat geldt bijv. voor cadmium in korhoenders en edelherten, wilde zwijnen en runderen op de arme zandgronden. Over mogelijke effecten van de ophoping van zulke stoffen (bioaccumulatie) op het succes van voortplanting, overleving en populatiegrootte van deze dieren is nauwelijks iets bekend. De effecten ervan zullen deels overeenkomen met de effecten van gebrek aan calcium, wat vaak tegelijkertijd speelt bij verzuring. Detailstudies wijzen uit dat zowel ophoping van metalen als calciumgebrek problemen kunnen veroorzaken, afhankelijk van de bodemeigenschappen ter plekke en het foerageergedrag van de soort (Niewold 1996).

3.2 Vermesting

De kenmerkende vegetatietypen zijn alle gebonden aan zeer voedselarme omstandigheden, zodat het habitatype gevoelig is voor vermisting. De twee vegetatietypen die kenmerkend zijn voor het habitatype, zijn de associatie van struikheide en stekelbrem resp. de Associatie van Struikheide en bosbes. Stikstof is er in het algemeen de beperkende factor voor de groei van planten. Verhoogde stikstofdepositie zorgt in eerste instantie voor een versnelde groei van grassen, Klauwtjesmos en Struikheide, waardoor de schaduwwerking toeneemt en mossen (met name levermosses) en korstmossen sterk afnemen in bedekking. Tegelijkertijd is sprake van een toenemende hoeveelheid organisch materiaal en stikstof in en op de bodem.

Voorts is sprake van versnelde vorming van opslag door stikstofdepositie. Opslag van bomen speelt vooral in gebieden waar Grove den aanwezig is, en waar een grotere overleving van kiemplanten optreedt als gevolg van een verhoogd gehalte aan nutriënten en organische stof in de bodem.

3.3 Fauna

Voor het leefgebied van VHR en/of typische diersoorten geldt dat de effecten van stikstofdepositie via de volgende factoren doorwerken: koeler en vochtiger microklimaat, afname kwantiteit voedselplanten, Afname kwaliteit voedselplanten en afname prooibeschikbaarheid. 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 Versnippering

Versnippering heeft geleid tot isolatie van gebieden waardoor organismen zich niet meer over en weer kunnen verplaatsen tussen verschillende heidegebieden. Deze migraties zijn nodig voor het kunnen opbouwen van nieuwe populaties of voor het vergroten van de genetische variatie van bestaande populaties. Aangezien de mogelijkheden voor migratie tussen versnipperde gebieden geringer zijn geworden, zijn veel (vooral minder mobiele) soorten achteruitgegaan of verdwenen.

Iets dergelijks geldt ook voor diersoorten die verschillende habitats nodig hebben in hun levenscyclus, zoals de Zandhagedis die (warme) droge zandige plekken nodig heeft voor de eieren, beschutting van planten of takken tegen predatoren en plekken waar hij kan overwinteren. Versnippering kan ertoe leiden dat het bereiken van die habitats onmogelijk is geworden, waarna de soort lokaal uitsterft.

4.2 Onvoldoende dynamiek

Wanneer Stuiwandheiden geïsoleerd komen te liggen van stuiwandheiden, vermindert de dynamiek en neemt de bodemvorming toe. Hierdoor gaat Struikheide domineren en verdwijnt de mozaïekstructuur, zodat de natuurlijke successie naar Droge heide wordt versneld.

De meeste Stuiwandheiden liggen tegenwoordig zodanig, dat in de directe omgeving nauwelijks nog landschapselementen aanwezig zijn met een iets hogere mineralenrijkdom, zoals extensief gebruikte akkertjes, kapvlaktes of plaggenhopen. Ook instuivend zand kan ervoor zorgen dat micronutriënten worden aangevoerd of vrijkomen uit organisch materiaal dat beter mineraliseert als het wordt overstoven, ware het niet dat vooral kleinschalige verstuingen zeldzaam zijn geworden. De aldus afgenomen beschikbaarheid van micronutriënten verergert de uitspoeling van nutriënten als gevolg van verzuring door stikstofdepositie. Waarschijnlijk speelt de afname van micronutriënten een deel van de fauna parten, waardoor de reproductie en overleving van populaties wordt benadeeld (Vogels et al. 2011).

4.3 Ontoereikend regulier beheer

Het habitatype raakt gemakkelijk begroeid met bosopslag, vooral in gebieden waar grove den aanwezig is. Deze opslag van vliegdennen wordt gestimuleerd door stikstofdepositie (Sparrius 2011) en is in het verleden lang niet overal voldoende bestreden. Ook grote grazers zoals Schotse hooglanders en paarden hebben sommige stuiwandheiden geen goed gedaan, omdat de vegetatie teveel werd vertrapt en veel mest achterbleef met mineralen afkomstig uit aangrenzende, rijkere biotopen. Begrazing leidt dan tot een netto aanvoer van nutriënten in stuiwandheide. Een en ander betekent niet dat reguliere begrazing van stuiwandheide moet worden afgeraden, maar wel dat de manier van begrazing soms kan worden verbeterd, evenals andere onderdelen van het regulier beheer. Ontoereikend regulier beheer wordt niet apart onder paragraaf 5 of 6 behandeld.

5. Maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie

Voor het behoud en herstel van het habitatype zijn verschillende effectgerichte maatregelen beschikbaar. Hoewel de maatregelen apart worden besproken, zijn ze vaak effectiever naarmate ze in combinatie met elkaar worden uitgevoerd. Om de afwisseling in vegetatiestructuur, met lokaal open zand en pioniervegetaties in stand te houden, wordt bij voorkeur een natuurlijke vorm van dynamiek door wind of begrazing bewerkstelligd. Waar dat niet mogelijk of effectief is, kunnen ook mechanische methoden worden ingezet. De desbetreffende maatregelen en combinaties ervan worden hierna in de tekst besproken. De meeste informatie is afgeleid van de kennis die is ontwikkeld voor het habitatypen Zandverstuingen (H2330) en Droge heiden (H4030), die sterke verwantschappen hebben met Stuiwandheiden. Meer detailinformatie wordt gegeven door onder andere Van Turnhout et al. (2008).

De hier beschreven maatregelen zijn mede bedoeld voor herstel van de fauna. Belangrijk is vooral dat variatie in de vegetatiestructuur ontstaat of behouden blijft. Dat is gunstig voor typische soorten zoals Zandhagedis, diverse sprinkhaansoorten en Boomleeuwerik. Daarnaast is het voor typische soorten zoals Heidevlinder en Kommavlinder waarschijnlijk van belang dat de voedselwaarde van waardplanten verbetert.

5.1 Extra begrazen

Zeer extensieve begrazing met schapen behoort tot de reguliere beheermaatregelen, waarmee de successie wordt afgeremd doordat (1) een deel van de primaire productie wordt weggevreten en dus niet meer bijdraagt aan de humusontwikkeling in de bodem en (2) wordt voorkomen dat de vegetatiestructuur in oude stuifzandheiden te gesloten dreigt te worden. Als effectgerichte maatregel kan wellicht een iets intensievere vorm van begrazing worden ingezet om de successieversnellende en vergrassende effecten van stikstofdepositie tegen te gaan. Begrazing met een verhoogde intensiteit is alleen te overwegen indien men de maatregel toepast in kleine uitgerasterde delen van het terrein die ná elkaar, en dus niet tegelijk, in begrazing worden genomen. Verondersteld mag worden dat op deze manier eventuele negatieve effecten beperkt blijven. Een andere optie is om de kudde te laten hoeden door een herder. De herder kan de graasdruk gericht sturen, waarbij kwetsbare delen van het gebied gespaard en andere delen juist sterker begraasd worden. In het algemeen is het gewenst de dieren elders te laten overnachten, zodat de hoeveelheid mest (stikstof) die in het gebied terecht komt, beperkt is (Van Turnhout et al. 2008). Daarnaast kan men overwegen om de schapen af en toe in een klein deel van het gebied te 'parkeren' gedurende enkele dagen tot weken, om daarmee de beschikbaarheid van micronutriënten op gebiedsschaal omhoog te brengen. Er wordt verwacht dat met name de fauna hiervan kan profiteren.

Begrazen kan in beginsel worden toegepast in combinatie met de andere maatregelen die hierna worden beschreven.

5.2 Extra plaggen

Plaggen is een methode om opgehoopte voedingsstoffen te verwijderen uit het systeem. Voorlopig wordt aangenomen dat plaggen ook voor stuifzandheide een geschikte methode kan zijn om effecten van stikstofdepositie te beperken. Plaggen leidt er ook toe dat de humusontwikkeling in het bodemprofiel wordt onderbroken en dat de ruimtelijke structuurvariatie toeneemt. Bij het plaggen van Stuifzandheide, waarbij tot op het blonde zand wordt geplagd, zal eerst een voor zandverstuivingen kenmerkende vegetatie ontstaan met buntgras en ruig haarmos. Heide vestigt pas weer na enkele decennia. De maatregel moet dus alleen zeer kleinschalig worden toegepast, in terreindelen die een gesloten vegetatie van Struikheide of grassen hebben ontwikkeld, op een zodanige manier (korte stroken van enkele meters breed) dat de kenmerkende mozaïekstructuur terugkeert. Voor de Zandhagedis moet niet worden geplagd in de periode dat deze in winterslaap is.

Veel korstmossen zijn afhankelijk van kale plekken in de hei maar zijn tegelijk gevoelig voor stikstofdepositie (Sutton et al. 2009). Hoewel anekdotische waarnemingen anders doen vermoeden, geven monitorreeksen geen aanleiding om te veronderstellen dat effectgerichte maatregelen zoals plaggen succesvol zijn geweest voor het herstel van deze korstmossen. Waarschijnlijk is herstel van korstmosgemeenschappen alleen mogelijk bij een sterke reductie van

de stikstofdepositie, aangezien ammonium giftig is voor veel soorten korstmossen (Remke 2009). Dit zou ook kunnen gelden voor de drie korstmossoorten die als typische soorten gelden voor Stui/zandheiden.

Chopperen leidt in dit habitatype ertoe dat een deel van de vegetatie en de strooisellaag wordt vermengd met de minerale grond. Dit kan gemakkelijk leiden tot dominantie van de invasieve exoot grijs kronkelsteeltje, vooral in gebieden met een hoge stikstofdepositie (Sparrus 2011). Deze methode wordt daarom vooralsnog niet beschouwd als een geschikte effectgerichte maatregel in stui/zandheiden.

5.3 Extra maaien

Maaien vertraagt de vorming van een dikke strooisellaag waardoor bovendien de versnelde profielontwikkeling in de bodem als gevolg van stikstofdepositie wordt tegengegaan. De effectiviteit van maaien is in dit opzicht echter beperkt, terwijl de kans op schadelijke neveneffecten groot is vanwege de homogene vlakken en scherpe grenzen die na het maaien ontstaan. De belangrijkste bijdrage die maaien kan leveren aan de habitatkwaliteit is daarom het creëren van een gevarieerde vegetatiestructuur. Een randvoorwaarde hierbij is dat het maaien alleen zeer kleinschalig plaatsvindt. Struikhei die ouder is dan 10–15 jaar regenereert niet goed na maaien. Dit hoeft in Stui/zandhei geen bezwaar te zijn, als daarmee een gevarieerde vegetatiestructuur ontstaat die kenmerkend is voor het habitatype. Afvoeren van maaisel is noodzakelijk om het zeer voedselarme karakter van stui/zandheide in stand te houden. Gefaseerd maaien voor groter prooibeschikbaarheid is waarschijnlijk belangrijk voor de Grauwe klauwier (hypothese).

5.4 Opslag verwijderen

Het verwijderen van boomopslag is belangrijk om het microklimaat te verbeteren en strooiselopbouw te verminderen. In gebieden met een hoge stikstofdepositie zullen dus vaker jonge bomen (vooral vliegdenen) uit het terrein moeten worden verwijderd (Sparrus 2011).

5.5 Branden

Branden is een maatregel die nauwelijks is beproefd in stui/zandheiden. In het algemeen kan worden gezegd dat de verschralende werking van branden met lange tussenpozen beperkt is. Hoewel branden de beschikbaarheid van basische kationen doet verhogen, is het effect ook daarvan te gering om als antiverzuringmaatregel te kunnen fungeren.

Wat de effecten van branden op de nutriëntenbeschikbaarheid betreft, zijn enkele recente inzichten interessant met betrekking tot de rol van fosfaat in heideterreinen. Härdtle et al. (2006) en Vogels et al. (2011) vermoeden dat in veel heidegebieden sprake is van een fosfaattekort waar zowel sommige plant- als diersoorten onder kunnen lijden. Het voordeel van branden boven maaien en plagen is dat het wel zorgt voor afvoer van stikstof maar nauwelijks van fosfaat. Dit zou ervoor kunnen pleiten om branden toch op te nemen in het pakket van herstelmaatregelen, mits dit zeer kleinschalig kan worden uitgevoerd.

Bekalken wordt niet beschouwd als een effectieve herstelmaatregel in dit habitatype.

6. Maatregelen gericht op functioneel herstel

6.1 Herstel van variatie

Aanwezigheid van gradiënten en combinaties van biotopen zijn vooral voor de fauna van groot belang. Bij Stuifzandheiden gaat het daarbij vooral om gradiënten naar Droge heiden en Zandverstuivingen, en in mindere mate ook Heischrale graslanden, Jeneverbesstruwelen, Vochtige heiden en droge bossen. Gradiënten naar Zandverstuivingen kunnen verbeterd worden door plaggen; gradiënten naar Droge heide kunnen daarentegen baat hebben bij het ouder laten worden van de struikheidevegetaties.

Voor typische soorten zoals het Groentje levert alleen een combinatie van Stuifzandhei met Vochtige heide, Droge heide en geleidelijke overgangen naar bos voldoende condities die noodzakelijk zijn voor de levenscyclus (Van Reusel & Van Dijck 2007). Hiervoor zijn grotere oppervlakten nodig met voldoende ruimte voor de diverse eenheden.

7. Maatregelen voor uitbreiding

Goede mogelijkheden om Stuifzandheiden te ontwikkelen op nieuwe plaatsen liggen in droge heidebebouwingen op voormalig stuifzand. De ecologische vereisten voor het habitatype zijn hier naar verhouding weinig veranderd. Door het verwijderen van het bos en te plaggen tot op het blonde zand kan vrij eenvoudig areaaluitbreiding van stuifzand en Stuifzandheiden worden gerealiseerd. Nieuwe locaties worden het liefst gezocht op plaatsen die aansluiten op bestaande Stuifzandheiden, Droge heiden, Zandverstuivingen of Vochtige heiden. Daarnaast kan het habitatype zich gemakkelijk door natuurlijke successie ontwikkelen uit Zandverstuivingen (H2330), op plekken waar het zand tot rust is gekomen. In uitgestoven laagten verloopt de ontwikkeling sneller dan in reliëfrijk stuifzand. Niettemin bedraagt de ontwikkeltijd minimaal enkele decennia.

Artificiële, verarmde vormen van het habitatype kunnen lokaal ontwikkelen op plaatsen waar humusarm, ‘schoon’ zand dagzoomt na vergraving of zandwinning (Decler 2007).

8. Effectiviteit en duurzaamheid

Het verwijderen van boomopslag, begrazen en plaggen zijn als effectgerichte maatregelen tegen de effecten van stikstofdepositie ‘regulier’ verklaard in de Regeling Effectgerichte Maatregelen. Dit wil zeggen dat het maatregelen zijn die, mits uitgevoerd volgens de voorschriften, weinig risico's met zich meebrengen. Dit geldt voor droge heiden in het algemeen, maar verwacht wordt dat dit ook mag worden doorgetrokken naar het onderhavige habitatype.

Als het voortbestaan van specifieke locaties met het voorkomen van de zeldzame typische (zogenaamde “urgente”) soorten Kleine wolfsklauw (*Lycopodium tristachyum*), Gedrongen schoffelmos (*Scapania compacta*) en Kleine wrattenbijter (*Gampsocleis glabra*) in hun

voortbestaan bedreigd worden, kan het noodzakelijk zijn om aanvullend op de hierboven genoemde maatregelen specifieke maatregelen te treffen (Klimkowska et al. 2011).

9. Overzichtstabel

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

| maatregel | type | doel | potentiële effectiviteit | randvoorwaarden / succesfactoren | vooronderzoek | herhaalbaarheid | responstijd | mate van bewijs |
|--------------------|------|--|--------------------------|--|-------------------|-------------------|-------------|-----------------|
| Extra begrazen | H/U | Mozaïekstructuur versterken, successie vertragen | Groot | Schape: in compartimenten of met herder | Niet noodzakelijk | Beperkte duur | Kort | V |
| Extra plaggen | H/U | Mozaïekstructuur versterken, successie vertragen | Groot | Kleinschalig, zomer; 1x 50 jr | Op standplaats | Beperkte duur | Kort | V |
| Extra maaien | H/U | Mozaïekstructuur versterken, successie vertragen | Klein | Kleinschalig, weinig relief; in winter; 1x 15 jr | Niet noodzakelijk | Beperkte duur | Vertraagd | H |
| Branden | H/U | Successie vertragen; fosfaatbalans behouden | Klein | kleinschalig | Op standplaats | Beperkte duur | Kort | H |
| Opslag verwijderen | H/U | Verbossing tegengaan | Groot | opslag zo nodig afvoeren | Niet noodzakelijk | Zo lang als nodig | Kort | B |
| Bos kappen | U | Nieuwvorming habitatype | Groot | Op vlak- of duinvaaggronden | Niet noodzakelijk | Eenmalig | Lang | V |
| Nietsdoen | U | Nieuwvorming habitatype via successie | Groot | Op zandverstuivingen | Op standplaats | nvt | Lang | 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. Referenties

- Bobbink, R., M. Ashmore, S. Braun, W. Fluckiger, I.J.J. van den Wyngaert 2003. Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: 2002 update. In: B. Achermann & R. Bobbink (eds.) Empirical critical loads for nitrogen. Environmental Documentation No. 164 Air, pp. 43–170. Swiss Agency for Environment, Forest and Landscape SAEFL, Berne.
- Bobbink, R. & 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.
- De Graaf, M.C.C., P.J.M. Verbeek, S. Robat, R. Bobbink, J.G.M. Roelofs, S. de Goeij & M. Scherpenisse 2004. Lange-termijn effecten van herstelbeheer in heide en heischrale graslanden. Rapport EC-LNV nr. 2004/288-O.
- Decler, K. (red) 2007. Europees beschermde natuur in Vlaanderen en het Belgisch deel van de Noordzee. Habitattypen / Dier- en plantensoorten. Mededelingen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Klimkowska, A., H. Keizer-Vlek, M. Wallis de Vries, R.J. Bijlsma, A. Schotman, H. van Dobben 2011, in prep. Urgente maatregelen tot behoud van bedreigde typische soorten en vegetatietypen van de Habitatrichtlijn. Alterra rapport, 299 p.
- Niewold, F.J.J. 1996. Das Birkhuhn in den Niederlanden und die Problematik des Wiederaufbaus der Population. NNA-Berichte 1: 11–20.
- Nijssen, M. & H. Siepel 2010. The characteristic fauna of drift sands. In: Fanta, J. & H. Siepel. Inland drift sand landscapes. KNNV-Uitgeverij, Driebergen, 255–278.
- Remke, E. 2009. Impact of atmospheric nitrogen deposition on lichenrich, coastal dune grasslands. PhD thesis Radboud Universiteit Nijmegen.
- Runhaar, H., M.H. Jalink, H. Hunneman, J.P.M. Witte & S.M. Hennekens 2009. Ecologische vereisten habitattypen. KWR 09-018, 45 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.
- Sparrus, L.B. 2011. Inlanddunes in The Netherlands: soil, vegetation, nitrogen deposition and invasive species. Proefschrift Universiteit van Amsterdam, Amsterdam.
- Sutton, M.A., S. Reis & S.M.H. Baker 2009. Atmospheric Ammonia – Detecting emission changes and environmental impacts. Results of an Expert workshop under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Springer, 464 pag.
- 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 Hinsberg A. & W. Kros 1999. Een normstellingsmethode voor de stikstofdepositie op natuurlijke vegetaties in Nederland. Een uitwerking van de natuurplanner voor natuurdoeltypen. Rapport 722108024. RIVM, Bilthoven.
- Van Reusel, W. & H. van Dyck 2007. When functional habitat does not match vegetation types: A resource-based approach to map butterfly habitat. Biological Conservation 135: 202–211.
- Van Turnhout, C.E. van, E. Brouwer, M. Nijssen, S. Stuijzand, J. Vogels, H. Siepel & H. Esselink 2008. Herstelmaatregelen in heideterreinen – Samenvatting OBN onderzoek en richtlijnen met betrekking tot de fauna. DK 2008/042-O. Ede, Directie Kennis LNV: 71 pag.
- Vogels, J.J. Van den Burg, A. Remke, E. & H. Siepel 2011. Effectgerichte maatregelen voor het herstel en beheer van faunagemeenschappen van heideterreinen Evaluatie en ontwerp van

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

