



Is het huidige herstelbeheer toereikend voor de heidefauna?

Chris van Turnhout,
Suzanne Stuijzand &
Hans Esselink

Om de negatieve invloed van verzuring, vermesting en verdroging ('ver-factoren') tegen te gaan, is het 'Overlevingsplan Bos en Natuur' (OBN) in het leven geroepen. Tot op heden is het onderzoek in het kader van het OBN voornamelijk gericht geweest op abiotiek en vegetatie (Bink et al., 1998). In het verleden ging men er veelal vanuit dat herstel van de vegetatie vanzelf zou leiden tot herstel van de fauna. Inmiddels is gebleken dat dit geenszins het geval hoeft te zijn. Omdat in verhouding tot de flora de kennis over de fauna op het gebied van herstelbeheer een grote achterstand heeft, is besloten tot een inhaalslag.

In het project 'Inhaalslag OBN-Fauna' wordt, in opdracht van het Expertise Centrum-LNV, de beschikbare literatuur gerangschikt en gecombineerd met de kennis die aanwezig is bij een groot aantal fauna-deskundigen (Stuijzand et al., in druk). In dit artikel worden de belangrijkste effecten op de heidefauna van de meest frequent uitgevoerde OBN-herstelmaatregelen gegeven. In de kaders 1 tot en met 3 wordt een korte beschrijving gegeven van de levenscyclus van enkele karakteristieke heidedieren, om de problemen als gevolg van ver-factoren en ongelukkig uitgevoerde herstelmaatregelen inzichtelijk te maken. De maatregelen in vennen blijven buiten beschouwing.

Effecten van herstelmaatregelen

Onderzoek naar de effecten van herstelmaatregelen op heidefauna is schaars. De meeste publicaties zijn gebaseerd op 'expert opinion', veldervaringen en in mindere mate op veldonderzoek. Bijkomend probleem is dat uitvoeringsaspecten van maatregelen (bijv. intensiteit en periode van begrazing, omvang van plagstroken, frequentie van maaien) zelden gekwantificeerd worden en dat niet wordt ingegaan op de relatie met terreintype, productieniveau en beheergeschiedenis. Daarom zullen conclusies zelden een algemene geldigheid hebben.

BEGRAZING

Het doel van begrazen is het terugdringen van ruige grasvegetaties, het instandhouden of herstellen van heidevegetaties, het tegengaan van opslag en het laten ontstaan van horizontale en verticale structuur in de vegetatie. Van Wingerden et al. (1997) geven een overzicht van studies naar de invloed van begrazing op fauna, zowel in voedselrijke als voedselarme systemen. Helaas ontbreken situaties waarin gewerkt is met zeer extensieve begrazing, winterbegrazing en begrazing van grote oppervlakten, bijna geheel in de beheerpraktijk. Over de effecten van heidebegrazing op dieren zijn nauwelijks betrouwbare onderzoeksresultaten beschikbaar. Op basis van correlatief onderzoek wordt

gesteld, dat matig intensieve begrazing geen tot sterk reducerende effecten heeft op de kenmerkende evertbratenfauna en de herpetofauna.

In OBN-kader is het tegengaan van vergrassing meestal het hoofddoel van begrazing. Voor dit doel zijn relatief hoge veedichtheden nodig. Deze hebben volgens deskundigen bijna per definitie een negatieve invloed op de macrofauna door o.a. verdwijnen van structuurvariatie (foto 1), vertrapping, bemesten van plassen en verstoren van open plekken. Verstegen et al. (1992) kwamen tot de conclusie dat begrazing door schapen geen effectieve maatregel is om karakteristieke heidesoorten te behouden. Loopkevers, kortschildkevers (droge heide) en hangmatspinnen (natte heide) waren minder vertegenwoordigd in relatief extensief begraasde delen dan in niet begraasde delen.

Planten die begraasd worden zullen lager vertakken, waardoor de vegetatie weliswaar lager maar net boven het bodemoppervlak ook dichter wordt, zelfs bij extensieve begrazing. Hierdoor kan de bodem niet voldoende opwarmen voor de ontwikkeling van eieren en larven van thermofiele dieren (bijv. sprinkhanen en loopkevers). Bij dichtheden van één rund per 4-5 ha (jaarrond) is na één tot twee jaar waar te nemen dat gesloten vegetaties geheel worden opengebrouwen, dat bulten Pijpenstrootje veranderen in afgekloven polletjes, dat hoge oude Struikheideplanten uit elkaar getrappt raken en afbreken en dat bomen geheel worden opgeschoren.

Foto 1. Te intensieve begrazing leidt tot kortgrazige vegetaties met een geringe structuurvariatie (foto: F. Bink).

De veeleisende Wrattenbijter

De Wrattenbijter (*Decticus verrucivorus*) is een sprinkhaansoort die voorkomt op droge heide in de buurt van vennen. Problemen als gevolg van verfactoren spelen in verschillende fasen van de levenscyclus. Volwassen Wrattenbijters zijn sterk afhankelijk van variatie in vegetatiestructuur. Ze hebben zowel lage open als hoge gesloten vegetaties nodig voor foerageren, baltsen, opwarmen, paren en eileg. Deze combinatie van vegetaties moet binnen vakken van 5 bij 5 meter voorkomen (Cherrill & Brown, 1992)! De eieren worden afgezet in de open zandige stukken. Als gevolg van vermessing en vergrassing verdwijnen deze plekken of worden ongeschikt vanwege het koelere microklimaat. Op deze ongeschikte plekken kan de Wrattenbijter haar eieren nog wel afzetten, maar de eieren komen te laat in het seizoen uit om de levenscyclus nog te kunnen voltooiën. De eieren zijn daarnaast gevoelig voor uitdroging, zodat grondwaterdaling tot problemen kan leiden. Aangezien de eieren van de Wrattenbijter twee tot maximaal acht winters in de bodem zitten voordat de ontwikkeling naar nymf plaatsvindt, moet de habitat van de Wrattenbijter gedurende langere tijd stabiel zijn. Grootschalig plaggen kan op verschillende manieren ingrijpen op de levenscyclus van de Wrattenbijter: eieren, nymfen en adulten kunnen worden verwijderd, de structuurvariatie van de resulterende vegetatie is afgenomen (balts wordt bemoeilijkt) en het microklimaat is genivelleerd (warmteregulatie en ontwikkeling van de eieren wordt bemoeilijkt). Ook de momenteel gangbare begrazingsdichtheden leiden tot korte en structuurarme vegetaties. Intensieve begrazing kan weliswaar leiden tot open plekken, maar de intensieve betreding hiervan kan schadelijk zijn voor de eieren.

Foto 2. Maaimachines met een groot bandoppervlak hebben directe vernietiging van dieren tot gevolg (foto: H. Esselink).



Alle dekking in de vorm van afhangende takken, dichte vegetaties en een dikke ongestoorde strooisellaag verdwijnt zo uit het terrein. Hierdoor ondervinden bijvoorbeeld reptielen problemen om voldoende beschutting te vinden tegen uitdroging. In de Mariapeel bleken Levendbarende hagedissen (*Lacerta vivipara*) vrijwel uitsluitend aanwezig te zijn in een smalle strook structuurrijke heide juist buiten het raster. Dit blijkt ook in andere begraasde heideterreinen op te treden.

Wordt echter toch herstelbegrazing uitgevoerd, dan dient dit te gebeuren in kleine uitgerasterde delen van het terrein die na elkaar, en dus niet tegelijk, in begrazing worden genomen. Op deze manier blijft de schaal waarop negatieve effecten optreden beperkt.

Voor de fauna valt meer te verwachten van 'natuurlijke begrazing'. Hierbij gaat het om het herstellen van landschapsvormende processen die bijdragen aan de ontwikkeling van mozaïeklandschappen, waarin bijvoorbeeld heide en bos op kleine schaal naast elkaar aanwezig zijn. In dit geval is de begrazingsdruk relatief laag, maximaal 3-5 grootvee-eenheden per 100 ha jaarrond. Waarschijnlijk is dan een combinatie met ander herstelbeheer nodig om de effecten van vergrassing tegen te gaan.

MAAIEN

Bij maaien gaat het om het afzetten en afvoeren van het bovengrondse deel van de vegetatie. Hierbij wordt het grootste deel van het dierenleven in de vegetatie verwijderd. Maaien vertraagt weliswaar de vorming van een dikke strooisellaag, maar heeft als nadeel dat er vrij homogene vlakken kunnen ontstaan wat ten koste gaat van de variatie in vegetatie-

structuur. Voorts levert maaien een lage, dichte vegetatie op, maar geen plekken met kale bodem. Bovendien wordt het microreliëf van de bodem genivelleerd door de druk van zware machines. Aangepaste machines met een groot bandoppervlak, waardoor de druk verdeeld wordt, hebben dit probleem in mindere mate. Deze leiden echter wel tot het op grotere schaal platdrukken van bijv. dagvlinderrupsen, omdat het hele terrein wordt bereiden (foto 2). Vanwege de geringere afvoer van nutriënten bij maaien dan bij plaggen zal de frequentie van maaien hoger moeten zijn. Deze hogere frequentie van ingrijpen kan negatief uitpakken voor de fauna. Verstegen et al. (1992) vonden dat maaien op zowel droge als natte heide geen, of zelfs een negatieve invloed had op het voorkomen van karakteristieke ongewervelde heidesoorten. In gemaaide delen van de droge heide kwamen na drie jaar minder soorten en lagere aantallen voor uit de families van loopkevers, kortschildkevers, lieveheersbeestjes en snuitkevers dan in niet gemaaide delen. Bij sprinkhanen blijven soortenaantal en dichtheid van individuen soms gelijk na maaien; in andere gevallen worden verschuivingen tussen soorten waargenomen. Deze verschillen zijn het gevolg van o.a. verschillen in maaitijdstip en de uitgangssituatie van de vegetatie. Als bijvoorbeeld als gevolg van maaien een korte vegetatie in het voorjaar aanwezig is, profiteren hier soorten van die hun eieren in of op de bodem afzetten. Indien echter na de eileg wordt gemaaid, ondervinden bijvoorbeeld sprinkhanen die hun eieren in de vegetatie afzetten hier nadeel van, omdat hun eieren dan verwijderd worden (Hochkirch & Klugkist, 1998).

Gefaseerd maaien is een mogelijkheid om bepaalde nadelen van geïntegreerd maaien te omzeilen. Experimenten in graslanden lijken uit te wijzen dat veel groepen hier positief op reageren, zoals mieren, kortschildkevers, snuitkevers, spiegelkevers en hooiwagens (Wallis de Vries & Knotters, 2000).

PLAGGEN

Plaggen is de meest rigoureuze ingreep om nutriënten af te voeren. Bij plaggen wordt behalve de vegetatie het hele organische deel van het bodemprofiel verwijderd en daarmee ook al het dierenleven.

De wijze en schaal waarop plaggen wordt uitgevoerd zijn bepalend voor de



Heide



Foto 3. Grootschalig plaggen leidt tot eenvormige monocultures van Struikheide. Kale bodem en graspollen zijn nagenoeg afwezig (foto: H. Esselink).

resultaten. Verstegen et al. (1992) toonden middels correlatief veldonderzoek aan dat in de eerste jaren na uitvoering een positief verband bestaat tussen plaggen en de aanwezigheid van karakteristieke ongewervelden van pioniermilieus. Karakteristieke soorten van latere successiestadia keren met grootschalig plaggen echter zelden terug. Volgens deskundigen zijn als gevolg van grootschalig plaggen al vaker populaties van zeldzame diersoorten plaatselijk uitgeroeid, zoals bijv. Gentiaanblauwtje (*Maculinea alcon*) en Vals heideblauwtje (*Plebeius idas*). Voorts resulteert grootschalig machinaal plaggen in het vernietigen van het microreliëf van de bodem, en op den duur in heidemonocultures van grotendeels één leeftijd, waarin kale bodem en graspollen vrijwel afwezig zijn (foto 3). Adders (*Vipera berus*) kunnen zich bijvoorbeeld beter handhaven in sterk vergraste heides dan in eenvormige Struikheidevegetaties. In vergraste vegetaties is behalve meer voedsel (muizen) ook meer structuur aanwezig, en daarmee is een betere vochtregulatie mogelijk. Regelmatig kleinschalig plaggen, in stroken van maximaal 10-100 m², waarbij men zorgt dat het microreliëf van de bodem zo veel mogelijk behouden blijft, kan aan de meeste bezwaren van grootschalig plaggen tegemoet komen (foto 4). De plekjes open zand die ontstaan, in een kleinschalig mozaïek met latere successiestadia, bieden veel karakteristieke soorten de mogelijkheid om bijvoorbeeld hun eieren af te zetten of naar voedsel te zoeken.

BEKALKEN

Om het zuurbufferend vermogen van de bodem of het water te vergroten wordt soms in het heidelandschap kalkrijk materiaal toegevoegd. Ter vermindering van eutrofiëringseffecten is bekalken alleen toegestaan na plaggen.

Bekalken van verzuurde heidebiotopen kan echter leiden tot een afname van terrestrische ongewervelden (Shore &

McKenzie, 1993). Dit kan weer leiden tot een afname van insectivore zoogdieren. Zo bleken de aantallen Dwergspitsmuizen (*Sorex minutus*) in bekalkte gebiedsdelen met 30-55% af te nemen ten opzichte van de controledelen. Positieve effecten van bekalking worden bijvoorbeeld in bossen waargenomen bij slakken en andere dieren die relatief veel kalk nodig hebben (Graveland, 1993). Bij andere groepen, zoals loopkevers en spinnen, treden echter negatieve effecten op. Karakteristieke loopkeversoorten worden bijvoorbeeld verdrongen door meer algemene soorten of door andere kevergroepen (o.a. Muilwijk, 1993).

HYDROLOGISCHE MAATREGELEN

Hydrologische maatregelen worden toegepast om verdroging tegen te gaan of om de invloed van gebiedseigen water te vergroten. Hiertoe worden bijvoorbeeld greppels en sloten afgedamd of ondieper gemaakt en profielen aangepast. Effecten op fauna zijn nauwelijks onderzocht. Rupsen van het Veenhooibeestje (*Coenonympha tullia*) kunnen onder water komen te staan bij het ineens ophogen van de waterspiegel. Enkele dagen overspoeling zijn fataal voor de larven (Joy & Pullin, 1997). Plaatselijk heeft een verkeerde timing van vernattingsmaatregelen (snelle peilopstuwung in de winter) geleid tot het nagenoeg of geheel verdwijnen van slangenpopulaties, door het onder water zetten van hun overwinteringsplekken.

Als deze maatregelen geleidelijk worden uitgevoerd (bijv. maximaal 10 cm per jaar), zijn ook zeker positieve effecten te verwachten voor verdrogingsgevoelige diersoorten.

Vegetatieherstel is nog geen faunaherstel

Dat actief beheer noodzakelijk is om de karakteristieke heidefauna te behouden, staat buiten kijf. Zonder maatregelen verandert heide immers in bos. Zo heeft ach-

Afhankelijke dagvlinders

Voor het Gentiaanblauwtje (*Maculinea alcon*), een bewoner van vochtige heiden en blauwgraslanden, is vooral het voorkomen van Klokgentianen van belang. De rupsen ontwikkelen zich namelijk op de vruchtbeginsels van deze soort. Daarnaast zijn de rupsen afhankelijk van nesten van *Myrmica*-mieren, door wie ze gedurende een periode van minstens twee jaar verzorgd worden (Scheper et al., 1994). Zowel de actieradius van de mieren als de zaadverspreiding van de gentianen is beperkt tot enkele meters. Daarom is de combinatie van levensvoorwaarden beperkt tot kleine locaties op stabiele overgangen van nat naar droog. Dit specifieke habitat wordt bedreigd door verzuring, vermessing en verdroging. Het opstuwten van grondwater kan verkeerd uitpakken: als dit te snel gaat verdrinken de rupsen bij het verlaten van de gentianen of zijn de mieren verhuisd naar hogere delen. Vernatting heeft dan ook het beste perspectief als er vrij veel reliëf in het terrein aanwezig is.

Ook voor de Grote parelmoervlinder (*Argynnis aglaja*), een bewoner van heiden, schraalgraslanden, moerassen en duinen, vormt de achteruitgang van karakteristieke planten van voedselarme en zwakgebufferde milieus als gevolg van verdroging, verzuring en vermessing een belangrijke bottleneck. In dit geval door het verdwijnen van viooltjes als waardplant voor de rupsen. Daarnaast zijn de adulten voor hun nectarvoorziening aangewezen op planten met grote bloemen, die in de periode van midden juni tot midden augustus beschikbaar moeten zijn. In de periode van de ei-afzet reageren de vlinders bovendien sterk op patronen in structuurverschillen in de vegetatie en verkennen zowel mozaïeken als zomen. Zowel bloemplanten als structuurvariatie verdwijnen door de nivellerende werking van verzuring, verdroging en vermessing. Het tijdstip en de wijze van maai-beheer kunnen knelpunten opleveren, doordat de rupsen worden vernietigd, waardoor voedselplanten worden verwijderd en de variatie in horizontale en verticale vegetatiestructuren verdwijnt (oriëntatie).

terstellig beheer er in Noord-Brabant toe geleid dat sinds de jaren zachtig meer dan 50% van de heisnippen is verdwenen (van Delft & Kuennen, 1998). Toch geven veel fauna-deskundigen aan dat juist een ongelukkig uitgevoerd beheer een belangrijke oorzaak is voor de achteruitgang van veel karakteristieke diersoorten van de heide, vooral omdat bij de uitvoering alleen met de abiotiek en vegetatie rekening wordt gehouden. Zo wordt ten aanzien van reptielen vastgesteld dat het momenteel gangbare heidebeheer (vooral begrazing en plagen) één van de belangrijkste bedreigingen vormt voor deze groep, belangrijker nog dan de effecten van verzuring, verdroging en vermessing. Dit wordt in de eerste plaats geweten aan de grootschaligheid, intensiteit en onelheid waarmee herstelmaatregelen worden uitgevoerd. In de tweede plaats is ook de locatiekeuze en de timing van uitvoering van belang.

Hoe wel?

Om te begrijpen hoe maatregelen ten gunste van de heidefauna wel moeten worden uitgevoerd ligt het voor de hand eerst na te gaan hoe vroeger met het gebruik van heideterreinen werd omgegaan. Omstreeks 1900 werden maatregelen kleinschalig, maar zeer intensief uitgevoerd. Zeker binnen een straal van enkele kilometers van de woonkernen kwam over zeer grote oppervlakten enkel Struikheide van 10-15 cm hoog voor, zonder opslag van bomen of struiken. Latere successiestadia waren hooguit op de centrale delen van grote heideterreinen aanwezig, waar de menselijke invloed veel kleiner was. Hier kwam vermoedelijk een relatief divers dierenleven voor, dat in feite alleen kon bestaan, omdat heideterreinen zo groot waren (Burny, 1999). Het is dus moeilijk om het beheer te baseren op een bepaald historisch referentiebeeld van hoe de heide werd gebruikt. Hiervoor zijn teveel randvoorwaarden veranderd. De oppervlakte van afzonderlijke heideterreinen is enorm afgenomen, waardoor weinig ruimte is voor geleidelijke gradiënten in gebruikintensiteit. Daarnaast heeft de atmosferische depositie geleid tot een versnelling van de vegetatiesuccessie, waardoor de frequentie waarmee ingegrepen moet worden is veranderd. Uitgangspunt moet zijn dat het beheer gericht is op het in stand houden of scheppen van de levensvoorwaarden voor organismen die wij als karakteristiek voor het heidelandschap beschouwen. Meer specifiek moet

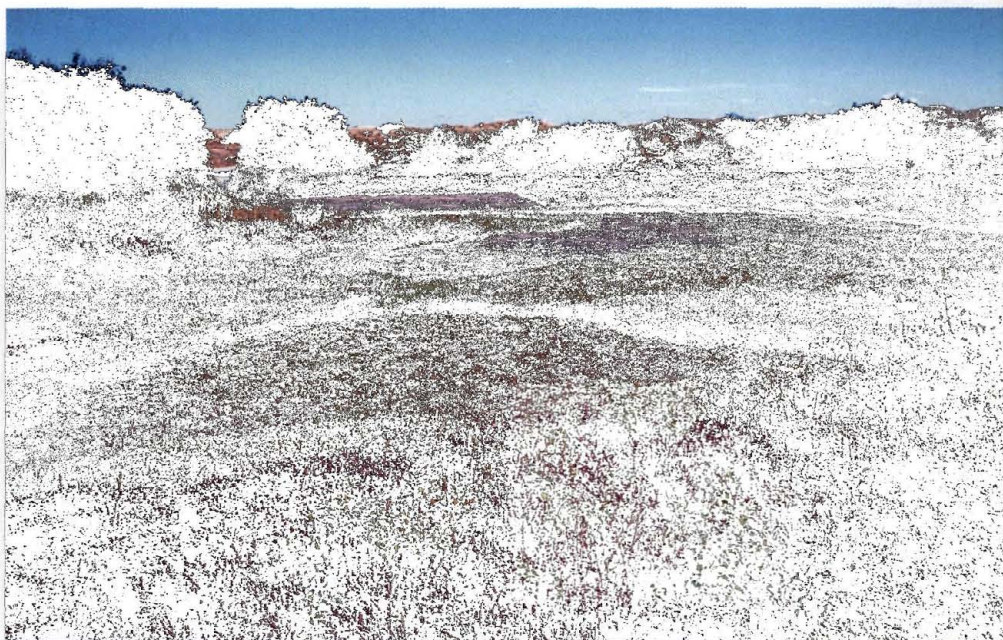


Foto 4. Een voorbeeld van kleinschalig plaggen in de duinen van Vlieland (foto: M. Nijssen).

Foto 5. Plekken open zand zijn onmisbaar voor veel karakteristieke heidedieren (foto: H. Sierdsema).

Foto 6. Structuurrijke heide met reliëf op zowel micro-, meso- als macroschaal (foto: H. van Steenwijk).

het beheer zich richten op het opheffen van de belangrijkste knelpunten, zoals die op het moment voor heidedieren aanwezig zijn (ter illustratie: kaders 1 t/m 3).

Slutelbegrip voor veel karakteristieke heidedieren is een heidelandchap met een grote ruimtelijke afwisseling in milieutypen (terreinheterogeniteit) (de Moleenaar, 1995). Zeer goed is een groot aaneengesloten heideterrein waarin de volgende elementen aanwezig zijn:

- Alle vegetatietypen en bijbehorende plantensoorten die karakteristiek zijn voor de aanwezige heidemilieus (droog/nat, zuur/gebufferd, voedselarm/-rijk);
- Grote leeftijds- en hoogteverschillen in de vegetatie, onder andere alle groeistadia van heidestruiken (pionier-, opbouw-, volwassen- en afbraakfase);
- Grote verschillen in open en dicht begroeide plekken;
- Plekken met kaal zand in het horizontale, hellende en verticale vlak (vooral in droge heide). Plekken van 1-10 m², vooral op het zuid(west)en georiënteerd, totaal 2-20% van het terrein bestrijkend. Het zand moet droog en humusarm zijn (foto 5);
- Veel reliëf in de bodem op micro-, meso- en macroschaal (foto 6);
- Grote verschillen in de dikte van organische lagen;
- Een groot en divers bloemaanbod;
- Plaatselijk oude gras- en mospollen;
- Terreindelen met verspreide opslag van struiken, bomen en boomgroepen, alsmede terreindelen zonder opslag.

Deze elementen moeten voorkomen in kleinschalige mozaïekpatronen, met zowel geleidelijke als scherpe overgangen tussen vegetaties en naar andere landschappen (bossen, (schraal)graslanden, beekdalen). Pleksgewijze dominantie van Bochtige smele kan een natuurlijke, tijdelijke fase in de verjonging van droge heide zijn. Ook pleksgewijze dominantie van Pijpenstrootje in natte heide kan natuur-

lijk zijn en bijdragen aan de faunadiversiteit. Het plaatselijk voorkomen van Pitrusvegetaties, verruigde vegetaties en kleinschalig afwijkende, rommelige of ruderaal plekken ('rommelhoekjes', zoals maaiseldepots, mest- en puinhopen) heeft ook een verrijkende invloed op de diversiteit. Zeker in kleine heideterreinen is het echter vaak niet mogelijk om een grote variatie in begroeiingstypen tot stand te brengen; daar moeten dus keuzes gemaakt worden. Deze keuzes zijn afhankelijk van de gebiedsspecifieke uitgangssituatie (aanwezige dieren, vegetatie en abiotiek), de kansen om een bepaald doeltype te bereiken en de beheerhistorie.

In Van Turnhout et al. (in druk) worden concrete richtlijnen voor het uitvoeren van herstelmaatregelen gegeven, om behalve met de vegetatie ook met de fauna rekening te kunnen houden (kader 4). Uitgevoerd volgens deze richtlijnen, zijn de meeste maatregelen op den duur naar verwachting positief voor het merendeel van de karakteristieke diersoorten. Vooral kleinschalig plaggen, maar wel op grote schaal (d.w.z. op veel plekken binnen een terrein), lijkt een gunstige maatregel. Ook branden lijkt in sommige situaties gunstige perspectieven te bieden, alhoewel deze suggestie slechts op een paar studies gebaseerd is.

Aanvullend onderzoek

Branden verdient zeker nader onderzoek. Onderzoek is ook nodig om de mogelijk gunstige effecten van de volgende maatregelen in beeld te brengen:

- zeer extensieve (winter)begrazing (van grote oppervlakten);
- kortstondige intensieve begrazing (opeenvolgend in kleine uitgerasterde delen van het terrein);
- geleidelijk opstuwten van grondwater.

Om vast te stellen of (kleinschalige) herstelmaatregelen inderdaad succesvol zijn, dienen goed opgezette veldexperimenten gecombineerd te worden met het op grotere schaal uitvoeren van een meer algemene monitoring. Het betrekken van de PGO's in VOFF-verband biedt een mooie kans om een impuls aan deze monitoring te geven. Daarnaast is aanvullend onderzoek naar de habitateisen van karakteristieke heidedieren nodig om de knelpunten in hun levenscyclus op te sporen, en zo toegesneden maatregelen te formuleren om deze op te heffen.

Het forensische Korhoen

Voor het Korhoen (*Tetrao tetrix*) zijn overgangen naar aangrenzende landschappen belangrijk. Een geschikt biotoop voor Korhoenders moet aan de volgende voorwaarden voldoen: grote (>1000ha) open heide met meer dan 30 cm hoge heidestruiken, afgewisseld met bosbes, grassen en kruiden, verspreide opslag van jonge bomen en natte of vochtige kruidenrijke en venige plekkjes. Deze heide moet grenzen aan bossen met open plekken en kruidenvegetaties met een goed ontwikkelde zoomvegetatie of aan open, kleinschalig, kruidenrijk, vochtig agrarisch gebied (50-100 ha). De Korhoen foeraert bij voorkeur in kruiden- en structuurrijke graslanden. Hier baltsen ook de mannetjes. Als slaapplek worden hoge dichte kruidenvegetaties gebruikt, als rustplaats ook dichte bomen. Genesteld wordt vooral in opgaande kruidenvegetaties met opslag. De kuikens zijn de eerste twee weken aangewezen op ongewervelden die ze zoeken in dichte hoge kruidenvegetaties: de voorkeur gaat uit naar grote prooien. Gef profiteerd wordt in sterke mate van insecten die in groten getale aanwezig zijn (plaa-insecten). Het knelpunt voor deze soort schuilt waarschijnlijk in de overleving van de kuikens. Dit heeft vooral te maken met een gebrek aan voedsel in de eenvormige, vergraste en kruidenarme heidevegetaties. Sloten en wegen maken het vaak onmogelijk dat de families geschiktere voedselterreinen opzoeken. Die zijn bovendien door de intensivering van de omliggende cultuurgraslanden nauwelijks meer aanwezig. Daarnaast is er ook relatief veel predatie door gebrekkige dekkingsmogelijkheden. Herstelmaatregelen kunnen op verschillende manieren bottlenecks voor Korhoenders opleveren: families met jongen steken plag- en brandstroken van meer dan 10 meter breed niet over, begrazing leidt tot het opscheren van bomen waardoor dekkingsmogelijkheden verdwijnen en grootschalige werkzaamheden resulteren in uniforme vegetaties waarin het voedselaanbod laag is (Niewold, 1996).

Literatuur

Bink, F.A., A.J. Beintema, H. Esselink, J. Graveland, H. Siepel & A.H.P. Stumpel, 1998. Fauna-aspecten van effectgerichte maatregelen. Preadvis fauna.

IBN-rapport 431, Wageningen.

Burny, J., 1999. Bijdrage tot de historische ecologie van de Limburgse Kempen (1910-1950). Tweehonderd gesprekken samengevat. Natuurhistorisch Genootschap, reeks XLII aflevering 1.

Cherrill, A.J. & V.K. Brown, 1992. Ontogenetic changes in the micro-habitat preferences of *Decticus verrucivorus* (Orthoptera: Tettigoniidae) at the edge of its range. *Ecography* 15 (1): 37 - 44.

Delft, J.J.C.W. van & F.J.A. Keunen, 1998. Onderzoek naar de effecten van landschapsversnippering op populaties van de Levendbarende hagedis (*Lacerta vivipara*) in oostelijk Noord-Brabant. Rapport 160a Vakgroep Milieukunde, KUN, Nijmegen.

Algemene richtlijnen

Ten aanzien van uitvoeringsaspecten zijn enkele algemene richtlijnen van toepassing op alle maatregelen in alle systemen. Het zijn richtlijnen in kwalitatieve termen. Deze algemene richtlijnen worden in Van Turnhout et al. (in druk) nader gespecificeerd en gekwantificeerd. Belangrijk is dat de gedachtengang hierachter meer gemeengoed wordt in de huidige beheerpraktijk, aangezien deze richtlijnen veel extra's kunnen opleveren voor de fauna.

- Voer de maatregelen zo kleinschalig, extensief en geleidelijk mogelijk uit ('patchwork');

- Faseer de maatregelen zo veel mogelijk in tijd en ruimte;

- Voer de maatregelen niet te 'eenvormig' en 'netjes' uit, breng variatie aan op kleine schaal;

- Streef met het te voeren beheer naar zo groot mogelijke variatie in (systeemkarakteristieke) vegetatie(structuur) in het terrein als geheel;

- Zorg dat altijd enige vorm van dynamiek in het terrein aanwezig is; zelfs het op kleine schaal toestaan van recreatie (bijv. ruiterspaden, wandelpaden) kan hier een bijdrage aan leveren.

Leg daarnaast altijd de uitgangssituatie vóór de uitvoering van een maatregel vast. Pas als bekend is welke soorten waar aanwezig zijn, kan hiermee optimaal rekening worden gehouden bij de uitvoering. Daar staat tegenover dat soepeler met de richtlijnen kan worden omgegaan als in de uitgangssituatie alleen overal voorkomende soorten of mobiele soorten aanwezig zijn. Daarnaast kan de effectiviteit van een bepaalde maatregel pas geëvalueerd worden als de uitgangssituatie bekend is.

Graveland, J., 1993. Verzuring, kalkgebrek en problemen bij de eischaalvorming bij vogels in Nederlandse bossen. Rapport Nederlands Instituut voor Oecologisch Onderzoek.

Hochkirch, A. & H. Klugkist, 1998. Die Heuschrecken des Landes Bremen - ihre Verbreitung, Habitate und ihr Schutz (Orthoptera: Satatoria). Abhandlungen herausgegeben vom Naturwissenschaftlichen Verein zu Bremen 44: 3-73.

Joy, J. & A.S. Pullin, 1997. The effects of flooding on the survival and behaviour of overwintering large heath butterfly *Coenonympha tullia* larvae. *Biological Conservation* 82(1): 61-66.

Molenaar, J.G. de, 1995. Functioneren en beheren van heide. Basisrapport heide 4. IBN-DLO, Wageningen.

Muilwijk, J., 1993. Het effect van bekalking op loopkevers (*Carabidae*) in een perceel Grove den en Zomereik. *Entomologische Berichten* 53: 121-127.

Niewold, F.J.J., 1996. Das Birkhuhn in den Niederlanden und die Problematik des Wiederaufbaus der Population. *NNA-Berichte* 1: 11-20.

Scheper, M., K.J. Sjoukes, H. Dekker & M. Lumkes, 1994. Het Gentiaanblauwtje in Drenthe. Onderzoek naar voorkomen, bedreiging, beheer en herintroductie van het Gentiaanblauwtje in Drenthe. Ministerie LNV, Directie Natuur, Bos, Landschap en Fauna, Consulentenschap Drenthe, rapport nr. 10110.

Shore, R.F. & S. McKenzie, 1993. The effects of catchment liming on shrews *Sorex* spp. *Biological Conservation* 64(2): 101-111.

Stuijtzand, S.C., C.A.M. van Turnhout & H. Esselink, in druk. Gevolgen van verzuring, vermessing en verdroging en invloed van beheer op heidefauna.2. Basisdocument.

Turnhout, C.A.M. van, S.C. Stuijtzand, H. Esselink & H. Siepel, in druk. Gevolgen van verzuring, vermessing en verdroging en invloed van beheer op heidefauna. 1. Samenvattend rapport voor beheerders.

Verstegen, M.A.J.M., H. Siepel, A.H.P. Stumpel & H.A.H. Wijnhoven, 1992. Heide en heidefauna: indicaties voor het beheer. Rapport no. 92/26, IBN-DLO, Arnhem.

Wallis de Vries, M.F. & J.C. Knotters, 2000. Effecten van gefaseerd maai-beheer op de ongewervelde fauna van graslanden. *De Levende Natuur* 101: 37-41.

Wingerden, W.K.R.E. van, F.A. Bink, D.A. Jonkers, F.J.J. Niewold & A.L.J. Wijnhoven, 1997. Gedomesticeerde grote grazers in natuurterreinen en bossen: een bureaustudie. II. De effecten van begrazing. Rapport IBN-DLO no. 258, Wageningen.

Summary

Is current heathland management sufficient for fauna?

An overview is given on the effects of heathland management on fauna. Since literature is scarcely available (well-designed field experiments are almost lacking), the overview is largely based on expert opinion. Many fauna-experts indicate that, in addition to the effects of eutrophication, acidification and desiccation,

unsuitable management is regarded as an important cause of the decrease of many characteristic heathland species.

Current management in The Netherlands is generally favourable to vegetation, but is often carried out on a large scale and with a high intensity to facilitate fauna. To a lesser extent, also the location and timing of management is sometimes poorly selected. The high grazing densities for instance, result in a decrease of variation in vegetation structures, which is detrimental to various animal species (e.g. reptiles, butterflies, grasshoppers). Large-scale mowing and sod cutting result in removal or destruction of eggs or adult animals, and lead to a uniform heath vegetation without any bare ground, tufts of grass and variation in micro-relief. Nevertheless, management is indispensable for the survival of heathland fauna. Alternative guidelines for carrying out the available techniques are suggested, which are described in more detail by Van Turnhout et al. (in press). It is expected that small scale and low intensity measures will ultimately be favourable to most heathland species. In general, management should aim at establishing heathlands displaying a high grade of heterogeneity. Several habitat elements contributing to a high fauna diversity are described.

Dankwoord

De volgende deskundigen hebben hun kennis in het project 'Inhaalslag OBN-Fauna' ingebracht, door mee te werken aan enquêtes en brainstormsessies: R. v. Apeldoorn (Alterra), F. Bink, S. Broekhuizen, R. Creemers (RAVON), J. v. Delft (RAVON), A. v. Dijk (SOVON), G. Groot Bruinderink (Alterra), T. Heijerman (Loopkeverstichting), B. Higler (Alterra), V. Kalkman (EIS), R. Ketelaar (Vlinderstichting), R. Kleukers (EIS), H. Moller Pilot, B. Odé (EIS), F. Niewold (Alterra), H. Sierdsema (SOVON), H. Siepel (Alterra), H. Strijbosch, C. v. Swaay (Vlinderstichting), H. Turin (Loopkeverstichting), W. v. Wingerden (Alterra), P. Verbeek (Bureau Natuurbalans) en D. Wansink (VZZ).

De 'Inhaalslag OBN-Fauna' wordt begeleid door het Deskundigenteam-Fauna: J. v. Alphen, D. Bal, A. Barendregt, T. v.d. Broek, W. Geraedts, B. Higler, H. Sierdsema, H. Strijbosch, T. Verstraal, J. Holtland, H. Esselink, H. Siepel, P. v.d. Munckhof en F. Bink. Verder bedanken we M. Nijssen, J. Kuper, M. Geertsma en W. Verberk (Stichting Bargerveen) voor commentaar op een eerdere versie van dit artikel.

Drs. C.A.M. van Turnhout, Dr. S.C. Stuijtzand & Drs. H. Esselink

namens het OBN-Fauna consortium, bestaande uit VOFF, Stichting Bargerveen, Alterra en Milieubiologie-KUN
p/a Stichting Bargerveen
Afdeling Dieroecologie
Katholieke Universiteit Nijmegen
Postbus 9010
6500 GL Nijmegen
email: christur@sci.kun.nl